



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 2024/020

Région du Golfe

Cadre d'évaluation de l'état du stock du homard (*Homarus americanus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (ZPH 23,24, 25, 26A et 26B)

Natalie C. Asselin, Tobie Surette, Denis Gagnon, Stephanie A. Boudreau et Joël Chassé

Centre des pêches du Golfe
Pêches et Océans Canada
343 Avenue Université
Moncton, Nouveau-Brunswick, E1C 5K4, Canada

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 le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2024

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-70642-2 N° cat. Fs70-5/2024-020F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Asselin, N.C., Surette, T., Gagnon, D., Boudreau, S.A. et Chassé, J. 2024. Cadre d'évaluation de l'état du stock du homard (*Homarus americanus*) dans le sud du golfe du Saint-Laurent (ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2024/020. v + 95 p.

Also available in English :

Asselin, N.C., Surette, T., Gagnon, D., Boudreau, S.A. and Chassé, J. 2024. Framework Assessment of the American Lobster (*Homarus americanus*) Stock Status in the Southern Gulf of St. Lawrence (LFAs 23, 24, 25, 26A and 26B). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2023/020. v + 90 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
INTRODUCTION	1
RENSEIGNEMENTS DE BASE	1
BIOLOGIE DE L'ESPÈCE.....	1
Habitat.....	1
Croissance et cycle biologique.....	1
Taille à la maturité.....	2
Rôle dans l'écosystème	2
PÊCHE.....	3
Gestion de la pêche	3
Historique des débarquements	4
Prises accessoires	4
RÉGIONS D'ÉVALUATION.....	5
SOURCE DE DONNÉES.....	6
DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE.....	6
Statistiques officielles.....	6
Journaux de bord	6
Programme d'échantillonnage en mer	6
Programme d'indice de recrutement.....	7
DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE	7
Relevé plurispécifique au chalut d2 fond dans le détroit de Northumberland	7
Relevé multi-espèces de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent	8
Relevé par plongée sous-marine	8
Biocollecteurs.....	9
DONNÉES ENVIRONNEMENTALES.....	10
MÉTHODES.....	10
INDICATEURS DE L'ABONDANCE	10
Débarquements.....	10
Captures par unité d'effort (CPUE)	10
Abondance et biomasse commerciales	12
INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ.....	12
Abondance des prérecrues provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland	12
CPUE des prérecrues provenant des données du programme d'indice de recrutement....	13
Juvéniles provenant du relevé par plongée sous-marine.....	13
Jeunes de l'année provenant des biocollecteurs	14
Production d'œufs.....	15
COMPARAISONS D'INDICATEURS DE L'ABONDANCE ET DE LA PRODUCTIVITÉ.....	15
INDICATEURS DE LA PRESSION DE PÊCHE.....	16

Pourcentage de casiers vides	16
Taux d'exploitation	16
INDICATEURS DE L'ÉCOSYSTÈME	18
Disponibilité des proies	18
Pression de prédation	18
Indice de l'habitat – température de fond	19
RÉSULTATS	19
INDICATEURS DE L'ABONDANCE	19
Débarquements	19
Capture par unité d'effort (CPUE)	19
Biomasse commerciale et abondance	20
INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ	21
Abondance des prérecrues provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland	21
CPUE des prérecrues provenant des données du programme d'indice de recrutement	21
Juvéniles provenant du relevé par plongée sous-marine	21
Jeunes de l'année provenant des biocollecteurs	22
Production d'œufs	22
COMPARAISONS D'INDICATEURS DE L'ABONDANCE ET DE LA PRODUCTIVITÉ	22
INDICATEURS DE LA PRESSION DE PÊCHE	23
Pourcentage de casiers vides	23
Taux d'exploitation	23
INDICATEURS DE L'ÉCOSYSTÈME	23
Disponibilité des proies	23
Pression de prédation	23
Indice de l'habitat – température de fond	24
DISCUSSION	24
INDICATEURS DE L'ABONDANCE	24
INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ	26
INDICATEURS DE LA PRESSION DE PÊCHE	27
INDICATEURS DE L'ÉCOSYSTÈME	27
AUTRES CONSIDÉRATIONS	28
SOURCES D'INCERTITUDE	28
CONCLUSIONS	29
REMERCIEMENTS	30
RÉFÉRENCES CITÉES	30
TABLEAUX	37
FIGURES	48

RÉSUMÉ

Active depuis plus d'un siècle, la pêche au homard dans le sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) a connu des niveaux de productivité variables tout au long de cette période. Le cadre d'évaluation présente des indicateurs de l'abondance, de la productivité, de la pression de pêche et de l'environnement qui seront utilisés dans les futures évaluations du stock. Les indicateurs de l'abondance comprennent les débarquements, les captures par unité d'effort (CPUE), la biomasse commerciale et l'abondance commerciale. Ces multiples indicateurs provenant de différentes sources de données montrent une tendance constante à la hausse de l'abondance du homard depuis l'évaluation précédente. Les indicateurs de la productivité, y compris les CPUE des prérecrues, l'abondance des prérecrues, la densité des juvéniles, la densité des jeunes de l'année et la production d'œufs, sont positifs, mais les densités des petits homards aux stades benthiques (c'est-à-dire les juvéniles et les jeunes de l'année) semblent se stabiliser. Pour ce qui est de la pression de pêche, le pourcentage de casiers vides a diminué et les taux d'exploitation semblent stables, ce qui indique que le stock peut probablement supporter les niveaux d'exploitation actuels. Tant qu'aux indicateurs de l'habitat, la réduction des densités du crabe commun dans l'indicateur de disponibilité des proies peut être causée par l'abondance élevée du homard. Une réduction importante de l'indicateur de la pression de prédation s'est produite depuis les années 1970, mais les effets de cette réduction sur le stock de homard n'ont pas été évalués. En ce qui concerne la température du fond marin, l'habitat disponible du homard augmente en juin dans le sGSL depuis 1985.

Les débarquements totaux de 39 313 tonnes (t) en 2021, provenant du sGSL étaient nettement supérieurs au point de référence limite (PRL; 6 899 t), au point de référence supérieur (PRS; 13 798 t) et à la biomasse au rendement maximal durable (BRMD; 17 247 t), ce qui place le stock dans la zone saine définie dans le cadre de l'approche de précaution. Les changements relatifs à l'abondance du homard et les changements simultanés observés dans les populations d'autres espèces ciblées par une pêche commerciale dans le sGSL pourraient indiquer un changement de régime. Réévaluer le PRL pourrait être envisagé pour s'assurer qu'il correspond à l'écosystème actuel. Il serait préférable d'utiliser des données indépendantes de la pêche pour établir le PRL afin d'éliminer l'incertitude liée aux changements dans la pêche.

INTRODUCTION

RENSEIGNEMENTS DE BASE

Le dernier cadre d'évaluation pour le stock de homard (*Homarus americanus*) du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL, zones de pêche du homard [ZPH] 23, 24, 25, 26A et 26B) a été réalisé en 2013 (MPO 2013; Rondeau *et al.* 2015). Le présent document de recherche met à jour le cadre d'évaluation pour le stock de homard du sGSL. Des indicateurs de l'état du stock pour l'année de pêche 2021 sont fournis et l'avis scientifique connexe est fourni dans MPO (2023a).

Comme dans d'autres régions du Canada atlantique (p. ex., MPO 2019a, 2019b, 2019c, 2021a; Cook *et al.* 2020), l'évaluation du homard du sGSL s'appuie sur des données dépendantes de la pêche (c'est-à-dire les données sur les débarquements et des programmes d'échantillonnage en mer) et indépendantes de la pêche (c'est-à-dire les données des relevés scientifiques au chalut de fond et par plongée, des biocollecteurs et sur la température). Les indicateurs de l'abondance, de la productivité, de la pression de pêche et de l'écosystème sont tirés de ces données. Les débarquements actuels sont comparés aux points de référence (MPO 2014a) afin de déterminer l'état du stock de homard du sGSL.

BIOLOGIE DE L'ESPÈCE

Habitat

Le homard est un crustacé décapode de grande taille présent principalement dans les habitats côtiers et dont l'aire de répartition s'étend du sud de la Nouvelle-Angleterre (États-Unis) à Terre-Neuve-et-Labrador, dans l'Atlantique Nord-Ouest. Pendant les premiers mois d'hiver, les gros homards du sGSL peuvent se déplacer des habitats côtiers à des habitats situés à plus de 40 m de profondeur (Comeau et Savoie 2002; Bowlby *et al.* 2007, 2008) pour éviter tout contact avec la glace (Ennis 1984; Lawton et Lavalli 1995). Les conditions ambiantes dans le sGSL ont changé et se caractérisent par des tendances évidentes au réchauffement : augmentation des températures de surface, réchauffement de la couche intermédiaire froide et réduction de son épaisseur, et réduction de l'étendue et de la durée de la glace de mer (Galbraith *et al.* 2021). Ces changements favoriseraient l'augmentation de l'abondance du homard dans le sGSL (Chassé *et al.* 2014; Rondeau *et al.* 2015). Traditionnellement associé à des habitats fortement structurés, le homard du sGSL se trouve également dans des parties du détroit de Northumberland qui sont caractérisées par des sédiments plus meubles (Hanson *et al.* 2014).

Croissance et cycle biologique

Le cycle biologique du homard comporte des stades planctoniques, suivis de stades benthiques non planctoniques. Pendant sa longue durée de vie, le homard croît de façon indéterminée par mue. La période de mue du homard (longueur de la carapace [LC] de 86 à 154 mm) dans le sGSL se déroule principalement du début juillet au début septembre (Comeau et Savoie 2001). Les femelles ont généralement un cycle de reproduction de deux ans; l'accouplement a lieu durant l'été après la mue de la femelle alors que sa carapace est encore molle (Atema *et al.* 1979) et les œufs sont expulsés et fixés à la face inférieure de la queue l'été suivant (environ 12 mois après l'accouplement). Après la ponte, les œufs sont portés pendant 10 à 12 mois jusqu'au printemps ou à l'été suivant, moment où l'éclosion se produit (Aiken et Waddy 1980; Comeau et Savoie 2002). Bien que le cycle de deux ans soit considéré comme le plus courant, il a été montré que certaines femelles ont un cycle d'un an (Comeau et Savoie 2002). Les larves écloses pénètrent dans la colonne d'eau et sont pélagiques jusqu'à ce qu'elles aient effectué trois mues. Une fois métamorphosées en larves de stade IV, elles

ressemblent davantage au homard de stade benthique et se déposent hors de la colonne d'eau dans un habitat qui leur assure une certaine protection. Les homards aux premiers stades benthiques et les homards juvéniles sont cryptiques et étroitement associés aux trous ou autres abris jusqu'à ce qu'ils atteignent une LC de 35 à 40 mm (Wahle et Steneck 1991). À mesure que la taille de leur corps augmente, les homards passent de plus en plus de temps en dehors de leur abri (Lawton et Lavalli 1995). La fréquence de la mue est influencée par des variables telles que la densité et le régime alimentaire du homard, mais la température est considérée comme étant le principal facteur influant sur le moment de la mue (Munro et Therriault 1983; Waddy *et al.* 1995; Tremblay 1998). Dans la première année, les homards peuvent muer jusqu'à dix fois (Cobb 1976), et la fréquence de mue diminue avec la taille. Les gros individus peuvent passer d'une mue annuelle à une mue tous les deux ou trois ans (Aiken et Waddy 1980).

Taille à la maturité

La taille du homard à la maturité dépend en grande partie des conditions ambiantes locales (Aiken et Waddy 1980; Campbell et Robinson 1983; Comeau et Savoie 2002), mais elle peut également être influencée par la pression de pêche (Haarr *et al.* 2018). Dans le sGSL, la taille à la maturité est inférieure à celle observée dans les régions où les températures estivales sont plus fraîches. La LC à 50 % de maturité chez la femelle est de 72 mm (Comeau et Savoie 2002, MPO 2016) pour la plupart des ZPH dans le sGSL et de 75 mm dans la ZPH 26B (Comeau 2003, MPO 2016). La taille à la maturité des femelles a diminué au Canada atlantique depuis un siècle (Haarr *et al.* 2018). Les gros homards ont une plus grande fécondité relative, en raison de la relation exponentielle entre la taille du corps et le nombre d'œufs produits (Campbell et Robinson 1983; Estrella et Cadrin 1995).

Rôle dans l'écosystème

La structure trophique de l'écosystème marin de l'Atlantique Nord-Ouest – qui comprend le sGSL – a changé à partir des années 1980 et 1990. La modification de la dynamique trophique s'explique par la diminution de l'abondance des poissons de fond (p. ex., la morue franche [*Gadus morhua*]), suivie d'une forte augmentation de l'abondance de crustacés, comme le homard, et d'autres espèces (Worm et Myers 2003; Steneck *et al.* 2004; Frank *et al.* 2005, Savenkoff *et al.* 2007; Boudreau *et al.* 2015). Dans l'écosystème, les homards sont à la fois des prédateurs et des proies et leurs pinces en font des compétiteurs importants dans l'environnement benthique (Boudreau et Worm 2012). L'atténuation des pressions provenant du haut aurait contribué à la croissance de la population de homard dans la région (Boudreau *et al.* 2015).

S'il a peu de prédateurs quand il est adulte, à ses premiers stades biologiques, le homard est une proie pour les élaémobranches, les poissons de fond, les poissons-fourrages et les invertébrés (principalement les conspécifiques et les crabes; Hanson et Lanteigne 2000; Hanson 2009; Boudreau et Worm 2010, 2012; Hanson *et al.* 2014). La consommation des larves de homard par des poissons pélagiques tels que le hareng de l'Atlantique (*Clupea harengus*), l'alose savoureuse (*Alosa sapidissima*) et l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) a été observée, toutefois cela se produit probablement au hasard lors de la filtration du zooplancton (Hanson 2009).

Le chaboisseau à épines courtes (*Myoxocephalus scorpius*) est le poisson démersal qui consomme le plus de homards (fréquence de 2,6 à 11,8 % dans le contenu stomacal, Hanson et Lanteigne 2000; Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014), suivi de la tanche-tautogue (*Tautogolabrus adspersus*; 0,5 à 3,6 % d'occurrence, Hanson et Lanteigne 2000; Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014). Parmi les autres prédateurs enregistrés dans le sGSL figurent la merluche

blanche (*Urophycis tenuis*, Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014), le chaboisseau à dix-huit épines (*M. octodecemspinosus*, Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014), la morue franche (Hanson et Lanteigne 2000) et la raie épineuse (*Raja radiata*, Hanson *et al.* 2014). De petites quantités de carapaces de homard dans l'estomac de crabes communs ont également été observées (Hanson *et al.* 2014).

D'après des recherches effectuées dans le golfe du Maine, les autres prédateurs possibles du homard présents dans le sGSL sont l'hémitriptère atlantique (*Hemitripterus americanus*), le loup atlantique (*Anarhichas lupus*), la raie tachetée (*Leucoraja ocellata*), l'aiguillat commun (*Squalus acanthias*) et le flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus Hippoglossus*; Boudreau et Worm 2010). Bien que les études sur le régime alimentaire menées dans le sGSL n'aient pas trouvé de preuves d'une prédation par le maquereau (*Scomber scombrus*; Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014), sa consommation de larves de crustacés dans d'autres parties de son aire de répartition est connue (Olaso *et al.* 2005).

Le homard du sGSL se trouve dans des habitats à fond dur, structurés et dans des régions caractérisées par des substrats meubles, comme le détroit de Northumberland, ce qui lui donne accès à des proies diverses (Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014). Le homard s'attaque activement à des organismes de différents niveaux trophiques et est considéré comme omnivore, son régime alimentaire changeant pendant son ontogénie (Hanson 2009; Boudreau et Worm 2012). Des espèces proies deviennent également des prédateurs du homard à différents stades de leur vie (Hanson 2009; Boudreau et Worm 2012). Le crabe commun est un aliment essentiel pour le homard (Gendron *et al.* 2001), son importance pour le régime alimentaire dans le détroit de Northumberland est également évidente, le crabe commun étant l'espèce la plus fréquemment identifiée dans l'estomac des homards d'une LC de plus de 40 mm (Hanson *et al.* 2014). Les autres proies sont les petites étoiles de mer (*Asterias vulgaris*, 3,8 à 10,5 % de la biomasse des proies, Hanson 2009) et d'autres homards (0,7 à 12,9 % de la biomasse des proies, 70 % avaient une nouvelle carapace) ainsi que des mollusques, des polychètes et des restes de poisson (tanche-tautogue, épinoche à trois épines [*Gasterosteus aculeatus*] et hareng de l'Atlantique), qui ne dépassent toutefois pas 7,5 % de la biomasse totale des proies (Hanson 2009; Hanson *et al.* 2014).

PÊCHE

Gestion de la pêche

Depuis plus d'un siècle, la pêche du homard dans le sGSL s'est développée comme une pêche réalisée par de petits bateaux près des côtes, impliquant un grand nombre de pêcheurs utilisant uniquement des casiers à homard comme engins de pêche (DeWolf 1974). La région du Golfe de Pêches et Océans Canada (MPO) est responsable de la pêche au homard opérant dans les trois provinces maritimes (c'est-à-dire le Nouveau-Brunswick, la Nouvelle-Écosse et l'Île-du-Prince-Édouard). Depuis 1934, les activités de pêche sont limitées par ZPH : les ZPH, les sous-ZPH et les zones de gestion sont actuellement utilisées dans la gestion de la pêche (figure 1). La pêche au homard dans le sGSL est entièrement gérée par des mesures de contrôle de l'effort, qui comprennent la limitation du nombre de permis de pêche, des allocations individuelles de casiers, des restrictions relatives aux caractéristiques des engins et une saison de pêche fixe (tableau 1).

En plus des mesures de contrôle de l'effort, des augmentations de la taille minimale légale (TML) de la carapace ont été mises en œuvre depuis 1987, avec pour objectif principal d'augmenter la production d'œufs, comme le recommandent deux rapports du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (1995, 2007). La recommandation du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques (2007) d'une TML de la carapace correspondant à la

taille à laquelle 50 % des femelles sont matures (SOM50) a été rencontrée dans l'ensemble du sGSL en 2013 (MPO 2013). Une autre mesure visant à accroître la production d'œufs était la remise à l'eau obligatoire des femelles se situant dans une certaine fourchette de tailles (LC de 115 à 129 mm), mise en œuvre en 2003 (MPO 2003). En 2004, dans la ZPH 25 seulement, la disposition concernant les femelles de cette fourchette de tailles a été remplacée par une taille maximale légale de la carapace de 115 mm pour les femelles (Pêches et Océans Canada 2004), qui a été réduite à 114 mm en 2005 (Pêches et Océans Canada 2005) et augmentée à 115 mm en 2017 (MPO 2017). Ces restrictions relatives aux femelles situées dans la fourchette de tailles ou ayant atteint la taille maximale légale restent en vigueur dans les ZPH 23, 24, 25 et 26A (MPO 2022a, 2022b). La restriction sur les femelles dans la fourchette de tailles a été supprimée dans la ZPH 26B en 2011 (MPO 2011).

Les rapports du Conseil pour la conservation des ressources halieutiques ont également conclu que les niveaux d'exploitation étaient trop élevés et qu'il fallait réduire l'effort de pêche (Conseil pour la conservation des ressources halieutiques 1995, 2007). Des réductions du nombre de permis et d'allocations de casiers ont été mises en place de 2006 à 2013 afin de réduire l'effort de pêche (voir les détails dans Rondeau *et al.* 2015).

Il y a deux saisons de pêche au homard dans le sGSL : la pêche de printemps (ZPH 23, 24, 26A et 26B) qui a lieu principalement pendant les mois de mai et juin, et la pêche d'été et d'automne (ZPH 25) qui a lieu généralement du 9 ou 10 août jusqu'au 9 ou 10 octobre. Les dates de début et de fin de la saison printanière sont généralement le 1^{er} mai et le 30 juin, les pêcheurs posant les casiers le 30 avril, mais depuis 2022, la pêche peut être ouverte jusqu'à 72 heures plus tôt (MPO 2022a). L'ouverture de la saison est parfois retardée par les conditions météorologiques et peut être prolongée jusqu'à quatre jours à la fin de la saison pour compenser les jours perdus en début de saison (MPO 2022a). Dans une partie de la ZPH 26B (appelée ZPH 26B Nord), la saison de pêche de printemps est légèrement plus tardive (elle s'est déroulée du 7 mai au 7 juillet en 2022, p. ex., MPO 2022a).

Historique des débarquements

Les premières données sur les débarquements de homard du sGSL remontent aux années 1890 (Williamson 1992). Comme l'indiquent Rondeau *et al.* (2015), les débarquements de homard supérieurs à 15 000 t déclarés à la fin du 19^e siècle ont été suivis par des prises moindres, d'environ 8 000 t entre les années 1920 et le milieu des années 1970. À partir du milieu des années 1970, les débarquements de homard du sGSL ont fortement augmenté (plus de 2,5 fois) et ont atteint un sommet de 22 000 t en 1990. Bien qu'une partie de l'augmentation des débarquements de 1975 à 1990 soit probablement attribuable à l'amélioration des déclarations, l'augmentation de l'effort de pêche, l'expansion des lieux de pêche et les conditions ambiantes favorables auraient également contribué au recrutement élevé du homard dans l'Atlantique Nord-Ouest (Pezzack 1992).

Prises accessoires

Il existe trois catégories de prises accessoires dans la pêche au homard dans le sGSL : (1) les homards non exploitables (c'est-à-dire les individus de taille non légale et les femelles œuvées), (2) les prises pouvant être gardées conformément aux conditions de permis à des fins d'utilisation personnelle (p. ex., comme appât) ou de vente (c'est-à-dire des crabes communs mâles, des chabots et des tanches-tautogues), et (3) les prises accessoires d'autres espèces qui doivent être remises à l'eau intactes.

La quantité de prises accessoires de crabe commun mâle débarquées et vendues à des acheteurs enregistrés est consignée et intégrée dans les évaluations scientifiques (p. ex.,

MPO 2023b). Très peu de renseignements sur le crabe commun utilisé comme appât sont disponibles. Avant 2021, les titulaires de permis de pêche au homard avaient le droit de conserver les crabes communs mâles de toute taille aux fins d'utilisation comme appât ou de débarquement comme prises accessoires, conformément au *Règlement de pêche de l'Atlantique de 1985* (article 55). Depuis 2021, une des conditions du permis de pêche au homard limite l'utilisation de crabes communs mâles comme appâts aux crabes dont la largeur de carapace est d'au moins 102 mm (MPO 2021b), mais les crabes communs mâles de toute taille peuvent encore être débarqués comme prises accessoires. Selon une enquête par téléphone réalisée dans la région du Golfe auprès des pêcheurs de homard, la majorité des répondants (85,3 % en 2011 et 96,5 % en 2016) ont déclaré ne pas conserver les prises accessoires de crabe commun dans leurs débarquements à quai (Boudreau et Giard 2022), et les débarquements totaux de crabe commun comme prises accessoires de la pêche au homard n'étaient que de 1,4 t en 2021 (MPO 2023b). Les prélèvements de crabe commun, de tanche-tautogue et de chabot sont inclus dans les journaux de bord des pêcheurs de homard depuis 2014 (voir la section 2.1.2), mais ces données n'ont pas été soumises à un contrôle de qualité et n'ont pas été analysées.

Une étude systématique menée pendant les saisons de pêche du printemps (ZPH 23, 24 et 26A) et de l'été-automne 2015 (ZPH 25) a établi des données de référence des prises accessoires dans les pêches au homard du sGSL (Boudreau et Hanley 2023). Plus de 80 % des prises accessoires des deux saisons de pêche, en poids et en nombre, étaient des homards non exploitables, plus des deux tiers des prises rejetées étant des femelles (combinaison d'individus n'atteignant pas la taille minimale, œuvées, situés dans la fourchette de tailles ou de taille maximale). En poids, on a estimé que les homards n'ayant pas la taille minimale représentaient respectivement 71 % et 63 % des prises accessoires au printemps et à l'été 2015. Les homards n'ayant pas la taille minimale (mâles et femelles) étaient les prises accessoires les plus abondantes dans toutes les ZPH. Vingt-sept taxons différents, homard non compris, ont été enregistrés en 2015 : vingt et un dans la saison de pêche du printemps et 16 dans la saison d'été-automne. Si le homard est exclu, le crabe commun (mâle et femelle) était la deuxième espèce de prises accessoires la plus abondante en poids, représentant respectivement 49 % et 88 % des prises accessoires autres que du homard dans les pêches du printemps et de l'été.

RÉGIONS D'ÉVALUATION

Puisque les ZPH, les sous-ZPH et les zones de gestion n'ont pas été établies en fonction de critères biologiques ou océanographiques, mais plutôt pour des raisons socioéconomiques, elles englobent un éventail d'habitats. Dans les évaluations précédentes (Comeau *et al.* 2008; Rondeau *et al.* 2015), les analyses ont porté sur neuf sous-zones. Moins de sous-zones ont été utilisées dans la présente évaluation, parce que les neuf sous-régions utilisées dans Rondeau *et al.* (2015) et Comeau *et al.* (2008) ne sont pas utilisées dans la gestion de la pêche et que certaines données dépendantes de la pêche (p. ex., les débarquements) ne sont pas recueillies à cette échelle spatiale. Aux fins de la présente évaluation, dans la ZPH 23 seulement, comme dans les évaluations précédentes (Comeau *et al.* 2008; Rondeau *et al.* 2015), deux régions, 23bc (23 baie des Chaleurs) et 23g (23 Golfe) ont été utilisées, à savoir respectivement les régions situées dans la baie des Chaleurs et à l'extérieur de la baie, afin de tenir compte des différences géographiques entre ces deux parties de la ZPH 23 (figure 2). Dans les autres ZPH (c'est-à-dire les ZPH 24, 25, 26A et 26B), l'ensemble de la zone a été utilisée comme région d'évaluation. Lorsque cela est pertinent, des indicateurs ont également été estimés pour l'ensemble du sGSL.

SOURCE DE DONNÉES

DONNÉES DÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Statistiques officielles

Les statistiques officielles sur les prises de homard ont été obtenues auprès de la Direction générale des politiques et de l'économie du MPO. La base de données comprend les transactions de vente effectuées entre acheteurs enregistrés de homard et pêcheurs, avec des données par district statistique de 1968 à 2021. Les débarquements par ZPH de 1947 à 1967 proviennent de Williamson (1992), cité dans Rondeau *et al.* (2015) et Comeau *et al.* (2008). Les débarquements de 1892 à 1946 sont disponibles uniquement pour l'ensemble du sGSL (Williamson 1992; tel qu'indiqué dans Comeau *et al.* 2008; Rondeau *et al.* 2015).

Des renseignements sur les permis délivrés et les allocations individuelles de casiers ont été obtenus auprès de la Direction générale de la gestion des pêches et des ports du MPO.

Journaux de bord

Depuis 2014, il est obligatoire de remplir un journal de bord quotidien pour la pêche au homard dans le sGSL (MPO 2014b). Les données recueillies dans les journaux de bord comprennent le nombre de casiers levés, la durée d'immersion (en jours), l'estimation du poids des prises et le port de débarquement. À l'heure actuelle, les journaux de bord sont remplis sur papier et les données sont entrées et gérées par les responsables des statistiques et des services stratégiques du MPO. Les données disponibles aux fins de l'évaluation allaient des années 2014 à 2020.

Programme d'échantillonnage en mer

Le MPO a lancé un programme d'échantillonnage en mer en 1982 dans toutes les ZPH (Mallet *et al.* 2006). Depuis 1998, le gouvernement de l'Île-du-Prince-Édouard et l'Association des pêcheurs de l'Île-du-Prince-Édouard collaborent avec le MPO pour effectuer l'échantillonnage en mer auprès des pêcheurs de la province dans les ZPH 24, 25 et 26A. Dans les autres provinces, des programmes d'échantillonnage en mer, gérés par plusieurs associations de pêcheurs, ont été menés pendant les saisons de pêche de 2012 à 2022 (tableau 3). L'échantillonnage en mer est effectué par le personnel de l'industrie du homard, formé par le MPO, à bord de bateaux de pêche commerciale.

Dans toutes les zones, le protocole d'échantillonnage était uniforme tout au long du programme (c'est-à-dire de 1982 à 2022, tel qu'expliqué de manière détaillée dans Mallet *et al.* 2006). Un échantillon était défini comme une journée en mer avec un pêcheur d'un port donné. En général, trois ou quatre échantillons sont prélevés auprès de chaque pêcheur participant au cours d'une saison. Les données recueillies comprennent des renseignements sur les types et les caractéristiques des casiers, la taille des homards (LC arrondie au millimètres le plus bas), le sexe, la condition de la carapace et, pour les femelles œuvées, le stade des œufs. Les autres renseignements consignés comprennent la position du casier sur la ligne de casiers (le cas échéant), la position géographique précise de la ligne donnée par GPS et la profondeur de l'eau.

Dans les évaluations précédentes, pour la ZPH 25, seules les données du programme d'échantillonnage en mer recueillies en août ont été utilisées dans les analyses, car près de 60 % de toutes les prises avaient eu lieu au cours des trois premières semaines de pêche dans cette ZPH (Rondeau *et al.* 2015). Actuellement, les débarquements sont répartis de façon plus

uniforme sur toute la saison (figure 4) et les données de toute la saison ont été utilisées pour toute la série chronologique, comme dans les autres ZPH.

Programme d'indice de recrutement

Lancé en 1999, le programme d'indice de recrutement est un programme d'échantillonnage en mer dont la collecte de données est effectuée par les pêcheurs. Ces derniers recueillent des renseignements sur la composition des prises tout au long de la saison de pêche. Les pêcheurs participants remplissent un journal de bord quotidien en y indiquant leurs prises totales et le nombre de casiers levés. Six casiers pré-identifiés, dont trois aux événements d'échappement bloqués, sont utilisés dans la même zone et de la même manière que les casiers de pêche réguliers. La LC et le sexe de tous les homards sont consignés. La LC des homards est mesurée à l'aide d'une jauge graduée comportant 13 catégories de taille (figure 5). La jauge est réglée selon la TML en vigueur dans la zone d'échantillonnage de sorte que les homards de la catégorie 4 et de taille inférieure soient des individus de taille inférieure à la taille légale et que ceux des catégories 5 et 6 fassent partie du groupe de première mue dans la pêche. La catégorie 1 représente les homards mesurant au moins 20 mm de moins que la TML. La catégorie 2 est une tranche de 10 mm, et les catégories 3 à 10 sont des tranches de 5 mm. Depuis 2004, la taille de la catégorie 11 a été modifiée pour que la taille de la catégorie 12 corresponde à l'extrémité inférieure de la fourchette de tailles des femelles. La catégorie 13 représente les homards mesurant 50 mm de plus que la TML. L'effort d'échantillonnage a évolué au fil des ans (tableau 4), en grande partie parce qu'avant 2007, le programme était dirigé par le MPO et que, depuis, c'est un projet de collaboration avec le gouvernement provincial de l'Île-du-Prince-Édouard et les associations de pêcheurs.

DONNÉES INDÉPENDANTES DE LA PÊCHE

Relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland

En 1999, le MPO a débuté un relevé au chalut de fond dans le détroit de Northumberland (relevé du détroit de Northumberland) afin de recueillir des données indépendantes de la pêche devant servir à l'évaluation du stock de homard dans le sGSL (Hanson 2001). Ce relevé a été réalisé annuellement de 1999 à 2022, mais les méthodes d'échantillonnage et la zone d'étude ont changé au fil des ans (figure 3; Asselin *et al.* 2021, Asselin *et al.* 2023).

Les méthodes appliquées sur le terrain de 1999 à 2018 sont décrites dans Asselin *et al.* (2021). De 2019 à 2022, la sélection des stations et l'échantillonnage ont été les mêmes qu'en 2018 (voir les détails dans Asselin *et al.* 2021). En 2019 et 2020, un nouveau chalut de pêche, le chalut Northumberland, a été introduit et une expérience de pêche comparative a été réalisée afin de calibrer les données sur les prises du chalut à panneaux n° 286, utilisé précédemment, à ce qui aurait été pris par le chalut Northumberland (Asselin *et al.* 2023). En 2021 et 2022, le chalut Northumberland a été utilisé. Conformément aux analyses précédentes de cette série chronologique (p. ex., Rondeau *et al.* 2015; MPO 2016, 2019d), les données de 1999 et 2000 ont été exclues, car les méthodes de pêche et d'échantillonnage n'étaient pas uniformes. Les données de 2010 et 2011 ont été exclues des analyses, car un chalut de fond Bigouden Nephrops a été utilisé durant ces années-là (Asselin *et al.* 2021) et qu'aucune expérience comparative n'avait été effectuée afin de normaliser les données sur les prises.

En ce qui concerne l'échantillonnage du homard spécifiquement, à partir de 2017, un sous-échantillonnage a parfois été utilisé pour les grandes prises de homard – dépassant environ 50 kg dans un même trait de chalut – mais à chaque fois, un minimum de 200 homards sont échantillonnés en détail. La LC (arrondie au millimètre le plus bas) et le sexe sont consignés. Pour les femelles, la présence ou l'absence d'œufs est notée et, depuis 2010, le stade de

développement des œufs (c'est-à-dire récemment extrudés ou développement avancé), le cas échéant, est consigné. L'état de la carapace (c'est-à-dire le stade de mue) est consigné depuis 2010.

Relevé multi-espèces de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent

Un relevé au chalut du poisson de fond est effectué chaque année en septembre dans le sGSL depuis 1971 (figure 6, Savoie 2016; Ricard *et al.* 2024). Les données de ce relevé ont servi à évaluer de nombreux prédateurs potentiels du homard dans le sGSL, y compris la morue franche (Swain *et al.* 2019), la merluche blanche (Swain *et al.* 2016), le flétan de l'Atlantique (Desgagnés 2016), le loup atlantique (Collins *et al.* 2015), l'alose savoureuse (Chaput et Bradford 2003), la raie épineuse (Swain *et al.* 2012), la raie tachetée (Swain et Benoît 2017) et l'aiguillat commun (Hurlbut *et al.* 1995). Les indices d'abondance normalisés dérivés de ce relevé, en kilogrammes par trait, sont disponibles pour les espèces de poissons de 1971 à 2022 et pour les espèces de crabes et de homard de 1988 à 2022 (Ricard *et al.* 2024).

Relevé par plongée sous-marine

Un relevé annuel par plongée sous-marine a été lancé en 2000 dans les zones côtières du sGSL (Comeau *et al.* 2008; Rondeau *et al.* 2015). L'objectif principal est d'évaluer la densité des petits homards dans l'habitat des récifs rocheux à des profondeurs où il est possible de plonger (c'est-à-dire à moins de 10 m), de la baie des Chaleurs jusqu'à la partie est du détroit de Northumberland. Les sites d'échantillonnage ont d'abord été choisis en fonction de renseignements anecdotiques fournis par des biologistes et des pêcheurs. L'habitat des récifs rocheux de chaque site a ensuite été déterminé à l'aide de la cartographie du fond marin effectué à partir des navires (p. ex., Olex). La pertinence des sites d'échantillonnage potentiels a été confirmée par des plongeurs autonomes et au moyen de photographies sous-marines. Dans chaque site, au moins trois transects de 100 m de long ont été répartis de façon systématique sous forme d'ensembles de lignes parallèles ou répartis de façon aléatoire sur les habitats de récifs rocheux ciblés. Les transects sont généralement parallèles aux courants de marée, ce qui facilite la plongée et améliore la visibilité.

Au fil des ans, des transects ont été ajoutés ou retirés en raison de facteurs logistiques (p. ex., motifs financiers, facilité d'accès), de la modification d'objectifs de recherche (p. ex., régions d'intérêt particulières) et de variations dans la qualité du substrat (p. ex., empiètement par des dunes de sable), ou s'il a été jugé que le substrat était trop complexe pour que les plongeurs puissent trouver et attraper les homards (p. ex., trop grande quantité d'algues). De plus, l'augmentation constante de la densité des petits homards (MPO 2019d) a fini par causer des problèmes logistiques, l'échantillonnage dans certains transects étant devenu excessivement exigeant en main-d'œuvre. Cela a eu pour conséquence que de nombreux transects ont été échantillonnés seulement partiellement et que d'autres n'ont pas été échantillonnés.

Le plan d'échantillonnage a été modifié en 2019 afin d'uniformiser le nombre de transects par site et de réduire la variation interannuelle de la couverture des relevés. Neuf sites ont par la suite été retenus à des fins de surveillance régulière; il s'agit des sites ayant une série chronologique de données plus longue (figure 7). À l'intérieur de chaque site, 5 à 12 transects ont été retenus, ce qui, encore une fois, a favorisé un échantillonnage plus uniforme des transects qui avaient également été échantillonnés au cours des dernières années (figure 8). Les transects qui faisaient partie d'autres études ou de projets de surveillance à court terme n'ont pas été inclus dans le plan d'échantillonnage actuel. Un plus grand nombre de transects a été attribué aux sites de Cocagne et Caraquet, car ils ont été considérés comme étant représentatifs des tendances générales dans leurs régions respectives. Seuls les transects sélectionnés à des fins de surveillance continue ont été inclus dans l'analyse.

Tous les ans, les transects ont été mis en place à partir d'un petit navire. À l'aide de bouées et d'ancres, un câble plombé de 100 m est déposé au fond, marqué à tous les 5 m d'intervalle, divisant ainsi le transect en 20 sections. Une méthode de relevé par transect en bandes visuelles a été utilisée, dans laquelle deux plongeurs prélèvent des échantillons de chaque côté du câble. Jusqu'en 2018, la largeur de bande couverte par chaque plongeur était de 2 m. À partir de 2019, la largeur de bande a été réduite à 1 m dans les sites où la densité moyenne était égale ou supérieure à 0,5 homard par mètre carré l'année précédente. Pour les bandes de 2 m, la largeur des bandes est mesurée en utilisant la longueur des bras du plongeur comme référence, tandis qu'un cordon de référence attaché à la planchette à pince est utilisé pour les bandes de 1 m.

Dans chaque section de transect échantillonnée de 5 m, les plongeurs cherchent minutieusement des homards, y compris dans les abris et sous les rochers. Tous les homards attrapés sont mesurés (c'est-à-dire la LC) et le sexe est déterminé pour tous les homards dont la LC est égale ou supérieure à 20 mm. Le stade des œufs est consigné pour les femelles œuvées. Pour les homards observés qui se sont échappés et qui n'ont pas pu être mesurés par les plongeurs, le sexe n'a pas été déterminé et la LC a été estimée à 5 ou 10 mm près. L'information sur le substrat et la complexité de l'habitat a été consignée, mais cette information n'a pas été enregistrée de façon uniforme tout au long de la série chronologique. Les sections de transect n'ont pas été échantillonnées si la zone était jugée trop complexe pour que tous les homards puissent être détectés (p. ex., trop grande quantité d'algues). De plus, avant 2019, les données enregistrées de certaines sections ont été retirées de la base de données si l'habitat était jugé non propice au homard (p. ex., substrat meuble ou dur et nu).

Biocollecteurs

Depuis 2008, des biocollecteurs, déployés par des navires et développé pour évaluer passivement l'établissement des homards de stade post-larvaire (Wahle *et al.* 2009, 2013), ont été placés chaque année dans le sGSL (Rondeau *et al.* 2015). Les biocollecteurs sont rectangulaires et mesurent 61,0 cm de largeur, 91,5 cm de longueur et 15,0 cm de hauteur, pour une surface totale de 0,55 m² (pour de plus amples renseignements sur leur conception, voir Wahle *et al.* 2009; Rondeau *et al.* 2015). Pour imiter l'habitat d'établissement du homard, une couche de gravier (de 10 à 20 mm) a été placée au fond de chaque biocollecteur, qui a ensuite été rempli de grosses roches (d'environ 10 à 15 cm).

Afin de déployer et de récupérer les biocollecteurs, une bride est accrochée aux quatre coins, ce qui permet de le baisser et le lever en position horizontale, ce qui est important pour la rétention de son contenu, tel que démontré dans Wahle *et al.* (2009). Le projet des biocollecteurs est le fruit d'une collaboration entre le MPO, l'Association des pêcheurs de l'Île-du-Prince-Édouard, le ministère des Pêches et des Communautés de l'Île-du-Prince-Édouard et le Gulf Nova Scotia Fleet Planning Board. Chaque année, des biocollecteurs sont déployés en juillet par des pêcheurs commerciaux qui les récupèrent en septembre ou octobre. La présente analyse utilise les données de huit sites, ayant des profondeurs variant de 7,5 m à 11 m (figure 9). Dans chaque site, 30 biocollecteurs ont été déployés.

Leur contenu a été traité dans les heures suivant leur récupération. De fait, ils ont été ouverts, les grosses roches ont été enlevées et le gravier a été minutieusement examinés afin de vérifier la présence de homards, de crabes ou de poissons. Tous les homards ont été mesurés à 0,1 mm près, le sexe des homards d'une LC de 20 mm ou plus a été déterminé et tous les homards ont été remis à l'eau immédiatement. Les crabes et les poissons ont été congelés et rapportés pour y être traités en laboratoire où ils sont identifiés à l'espèce et mesurés.

DONNÉES ENVIRONNEMENTALES

Les données sur les conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent sont analysées chaque année par le groupe responsable de l'océanographie du MPO (p. ex., Galbraith *et al.* 2021). La plupart des données de température sont recueillies par des capteurs de la conductivité, température et profondeur (CTP) pendant les relevés de recherche du MPO, mais d'autres sources de données sont également utilisées (Galbraith *et al.* 2021). Les températures de fond sont interpolées à une grille de résolution de 500 m du sGSL à l'aide d'une méthode d'analyse objective (voir les détails dans Chassé *et al.* 2014).

MÉTHODES

Comme dans les cadres précédents (Comeau *et al.* 2008; Rondeau *et al.* 2015), et comme dans d'autres régions du Canada atlantique (p. ex., MPO 2019a, 2019b, 2019c, 2021a; Cook *et al.* 2020), une méthode basée sur des indicateurs est proposée, comportant des indicateurs relatifs à l'abondance, la productivité, la pression de pêche et l'écosystème. Le tableau 5 présente les équations utilisées dans les analyses pour les conversions longueur-poids, la maturité et les œufs par femelle.

INDICATEURS DE L'ABONDANCE

Débarquements

Pour le stock de homard du sGSL, les débarquements sont considérés comme une approximation de l'abondance du homard (MPO 2013, 2014a; Rondeau *et al.* 2015). Comme dans le cadre précédent pour le homard du sGSL (Rondeau *et al.* 2015), les débarquements ont été totalisés par région d'évaluation (de 1968 à 2021), par ZPH (de 1947 à 2021) et pour l'ensemble du sGSL (de 1892 à 2021) à partir des données sur les transactions de vente. Le total des débarquements provenant du sGSL a été comparé aux points de référence du MPO (2014a). Les débarquements par ZPH ont été comparés aux débarquements médians à long terme (75 ans, 1946 à 2021), aux débarquements médians à moyen terme (1968 à 2021) et aux débarquements médians à court terme (2012 à 2021; depuis la dernière évaluation du stock [Rondeau *et al.* 2015]). Les débarquements par région d'évaluation ont été comparés à la médiane à moyen terme (1968 à 2021) et aux débarquements à court terme (2012 à 2021).

Captures par unité d'effort (CPUE)

Les CPUE, comparativement aux débarquements, sont un indicateur de l'abondance qui ne repose pas sur l'hypothèse que l'effort réel est constant dans le temps (comme l'observent Cook et ses collaborateurs [2020]). Quatre méthodes ont servi à calculer les CPUE de la pêche commerciale du homard : une des méthodes utilise les données du programme d'échantillonnage en mer (disponibles pour les années 2001 à 2021), une autre utilise les données du programme d'indice de recrutement (casiers ordinaires) et les deux méthodes restantes utilisent les données des journaux de bord et des bordereaux de vente (disponibles pour les années 2014 à 2020). Pour les données du programme d'échantillonnage en mer et du programme d'indice de recrutement, les CPUE saisonnières moyennes ont été calculées pour chaque région d'évaluation au moyen de la méthode de Rondeau et ses collaborateurs (2015), dans laquelle les CPUE sont d'abord calculées selon la taille, puis converties en CPUE selon le poids à l'aide d'une conversion longueur-poids (voir les équations et les références au tableau 5). Quant aux données du programme d'indice de recrutement, où les tailles sont mesurées par tranche de 5 à 10 mm, la taille moyenne de la tranche a été utilisée.

Dans le cas des CPUE calculées au moyen des données de journaux de bord (pour les casiers levés) et des données de bordereaux de vente (pour les débarquements), les analyses préliminaires ont indiqué que certains bordereaux de vente incluaient plusieurs jours de débarquement (p. ex., un bordereau par semaine), ce qui biaiserait fortement les estimations quotidiennes moyennes non normalisées des CPUE. Par conséquent, la première étape a été de filtrer les données de journaux de bord afin d'éliminer les erreurs évidentes (p. ex., aucun casier levé, nombre quotidien de casiers supérieur à la limite).

Deux méthodes ont ensuite servi à estimer les CPUE à partir des données de journaux de bord et des bordereaux. Premièrement, les prises des casiers levés et des débarquements ont été additionnées par semaine de la saison (i.e. 1^{ère} semaine, 2^e semaine). Les entrées des journaux de bord ont ensuite été appariées aux débarquements associés à partir des données de bordereaux. Comme cette analyse nécessite le nombre de casiers levés consigné dans les données de journaux de bord et le poids des débarquements consigné dans les données de bordereaux, seules les entrées appariées ont été conservées. Les CPUE moyennes hebdomadaires (kg/casier) ont été calculées par permis à partir du total hebdomadaire des casiers levés consigné dans les données de journaux de bord et du poids hebdomadaire des débarquements consigné dans les bordereaux de vente. Afin de limiter l'incidence des données erronées de journal de bord ou de bordereau, les estimations hebdomadaires des CPUE par numéro de permis ont fait l'objet d'un filtrage supplémentaire et les 2,5 % supérieurs et inférieurs des données ont été retirés de l'analyse ultérieure. Pour chaque année et région, la moyenne hebdomadaire maximale de CPUE (kg/casier) sert d'indicateur, appelé estimation des CPUE par « Journal de bord, non normalisées ».

La deuxième méthode d'estimation des CPUE s'appuyant sur les données de journaux de bord et de bordereaux utilise une méthode de modélisation pour normaliser les estimations des CPUE quotidiennes. Les entrées quotidiennes de journaux de bord ont d'abord été appariées avec les données des bordereaux associés, et les CPUE quotidiennes (kg/casier) ont été calculées par numéro de permis à partir du nombre de casiers levés consignés dans l'entrée de journal de bord et le poids des débarquements associés consigné dans les données de bordereau. Là encore, afin de limiter l'incidence des données erronées de journal de bord ou de bordereau, les estimations quotidiennes des CPUE par numéro de permis ont fait l'objet d'un filtrage et les 2,5 % supérieurs et inférieurs des données ont été retirés de l'analyse ultérieure. Un modèle additif mixte généralisé a servi à normaliser ces CPUE quotidiennes. Des relations non linéaires entre les CPUE à l'échelle logarithmique et le jour depuis le début de la pêche ont été présumées. Le fait que les débarquements à l'échelle logarithmique varient selon la région d'évaluation a également été présumé.

Le modèle statistique est formulé ainsi :

$$\ln C_{ij} = \alpha_r + s(d_{ij}) + p_j \quad (1)$$

où C_{ij} désigne les CPUE pour le numéro de permis i et l'entrée de journal de bord j . Les composantes du modèle sont les paramètres de coordonnée à l'origine par zone de pêche (α_r), une fonction spline de lissage par jour de pêche ($s(d_{ij})$) et un effet aléatoire pour chaque port de débarquement (p_j). Chaque année de données a été analysée indépendamment au moyen de la fonction du modèle additif mixte généralisé du package *mgcv* de la version 1.8 de R (Wood 2011). Pour chaque année et région, la moyenne quotidienne maximale de CPUE (kg/casier) prédite par le modèle sert d'indicateur, appelé estimation des CPUE par « Journal de bord, normalisées ».

Abondance et biomasse commerciales

Les données du relevé du détroit de Northumberland de 2001 à 2009 et de 2012 à 2022 ont été normalisées par zone balayée au chalut et engin de pêche au moyen des méthodes et des coefficients d'étalonnage présentés dans Asselin *et al.* (2023). Un modèle d'effets spatiotemporels aléatoires, ajusté à l'aide de la bibliothèque *sdmTMB* (Anderson *et al.* 2022) dans R (R Core Team 2021) pour tenir compte des données manquantes dans certaines années et régions du relevé a été utilisé. La profondeur a été incluse comme covariable et ses coefficients pouvaient varier d'une année à l'autre. Le modèle a présumé une fonction de covariance de Matern pour le processus spatial et des processus autorégressifs de premier ordre (AR-1) pour les processus temporels. Une limite de 5 km pour le maillage a été utilisé, sans barrière puisque la zone étudiée est relativement convexe. Le modèle statistique est formulé ainsi :

$$\ln \mu = \alpha + \sum_{j=1}^6 \beta_{j,y} B_j(d) + \Omega_y(p) + \epsilon_{y,p} + \ln a \quad (2)$$

où α est un paramètre de coordonnée à l'origine, $\beta_{j,y}$ sont des coefficients variables dans le temps, indexés par 6 fonctions de base B-spline indexées B_j par j et l'année y sur la profondeur d'eau d , $\Omega_y(p)$ est un processus spatial variable dans le temps défini sur l'espace de coordonnées p , $\epsilon_{y,p}$ est un terme d'erreur gaussien indépendant dans le temps y et l'espace p , et $\ln a$ est un terme de décalage pour la zone balayée au chalut a , en kilomètres carrés. Le fait que les coefficients de profondeur $\beta_{j,y}$ et le processus spatial $\Omega_y(p)$ suivent un processus autorégressif de premier ordre (AR-1) a été présumé. Les fonctions de base B-spline pour l'effet de profondeur ont été obtenues à partir de la fonction *bs* du package *splines* de R (R Core Team 2021), définie sur un ensemble de nœuds internes à des profondeurs de 15, 20 et 27,5 mètres, ce qui correspond approximativement au 25^e, 50^e et 75^e centiles des profondeurs des stations de relevés tirés des données. Pour les estimations de l'abondance commerciale, une distribution binomiale négative avec une moyenne μ et un paramètre de dispersion r [c'est-à-dire $z \sim NB(\mu, r)$] a été présumée pour les dénombrements de homards. De même, pour les estimations de la biomasse commerciale, une distribution de Tweedie avec une moyenne μ et un paramètre de variance σ^2 [c'est-à-dire $z \sim TD(\mu, \sigma^2)$] a été présumée pour les poids des homards. La distribution spatiale annuelle des résidus du modèle a été examinée pour assurer l'absence de biais spatial systématique.

INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ

Abondance des prérecrues provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland

L'abondance des prérecrues, définies comme étant des homards de taille inférieure à la taille légale, a été estimée à partir des données du relevé du détroit de Northumberland pour les ZPH 25 et 26A au moyen de la méthode de modélisation décrite pour l'abondance commerciale (voir la section 3.1.3). Trois catégories de taille ont été analysées – taille inférieure à la TML mais ≥ 10 mm sous la taille légale, taille moins de 10 mm sous la taille légale mais ≥ 20 mm sous la taille légale, taille moins de 20 mm sous la taille légale mais ≥ 30 mm sous la taille légale – ci-après appelées prérecrues 1, prérecrues 2 et prérecrues 3, respectivement. Les homards dont la taille correspond à celle des prérecrues 1, 2 et 3 sont considérés respectivement comme étant approximativement à une mue (c'est-à-dire un an), deux mues (c'est-à-dire deux ans) et trois mues (c'est-à-dire trois ans) de la taille légale (Comeau et Savoie 2001).

CPUE des prérecrues provenant des données du programme d'indice de recrutement

Les CPUE (n/casier) des prérecrues d'un an (taille inférieure à la TML mais ≥ 10 mm sous la taille légale, sections 3 et 4) ont été calculées à partir des données du programme d'indice de recrutement. Seules les données des casiers dont les événements d'échappement étaient bloqués ont été utilisées.

Juvéniles provenant du relevé par plongée sous-marine

L'examen des fréquences de longueur a révélé que les homards d'une LC égale ou inférieure à 20 mm étaient sous-représentés dans la base de données, ce qui indique une détection incomplète par les plongeurs. Les homards d'une LC de 21 à 40 mm ont été capturés de façon plus uniforme par les plongeurs et se situent dans les tailles décrites comme celles du début de la phase benthique (Wahle et Steneck 1991). Pendant cette phase, les homards sont cryptiques, recherchent des abris et sont fortement associés à un habitat de gros galets en eau peu profonde (Wahle et Steneck 1991), comme l'habitat des transects de relevé par plongée. Le comportement de recherche d'abri signifie qu'ils sont moins susceptibles de s'éloigner ou de s'approcher des plongeurs. Par conséquent, les données du relevé par plongée étaient considérées comme un recensement non biaisé des homards de cette taille dans les transects.

En raison du manque d'uniformité du plan d'échantillonnage, les inférences des tendances spatiales et temporelles déduites de cet ensemble de données étaient problématiques. Il existe des biais potentiels à chaque niveau d'échantillonnage, qu'il s'agisse des sites et des transects (p. ex., sélection et rétention), des plongeurs (p. ex., détection, mesure et étendue de la superficie échantillonnée) ou des sections (p. ex., sélection). La méthode consistait à tenir compte de certaines sources de biais dans l'analyse et à tempérer les inférences quand on estimait qu'il restait des sources de biais importantes. Les biais d'échantillonnage des plongeurs (p. ex., la détection des homards et l'étendue de la superficie échantillonnée) ont été inclus comme effets aléatoires dans le modèle statistique afin de corriger le biais d'observation et les changements de plongeurs au fil du temps (figure 10). Les observations manquantes au niveau du site et du transect ont été partiellement prises en compte par l'utilisation d'effets aléatoires corrélés temporellement. La comparaison des densités de homards entre les sites d'échantillonnage est présentée, mais sans trop lui accorder d'importance, puisque les densités sont probablement sujettes à des biais d'échantillonnage spatial.

Les biais de sélection et de rétention pour les sections de transect ont posé un problème plus complexe, car la proportion de sections de transect échantillonnées variait considérablement dans le temps en raison de plusieurs facteurs (figure 11). Les premiers transects de l'étude ont été échantillonnés à Caraquet en 2003, puis à Shediac et à Toney River en 2005, à Neguac en 2006, à Cocagne en 2008 et à Murray Corner en 2015. En raison de la COVID-19, l'échantillonnage par plongée a été suspendu en 2020. Avant 2019, la proportion de sections échantillonnées variait beaucoup entre les sites et les années. Ces proportions ont diminué de 2015 à 2018, manifestement en raison de la forte densité des petits homards qui a obligé les plongeurs à raccourcir les transects par manque de temps.

La possibilité que les sections à plus forte abondance aient été ciblées a été considérée par l'analyse de deux ensembles de données : le premier ensemble utilisant l'ensemble de données original et le deuxième – nommé ensemble de données tronqué – tenant compte seulement de 50 % des sections ayant la plus forte densité dans chaque transect. L'objectif secondaire était également d'intégrer la série récente de 2019, dont la plupart des sections de transect ont été échantillonnées, et la série qui a mené au relevé de 2018, dans lequel de grandes parties des sections de transect n'ont pas été échantillonnées (figure 11).

Un total de 598 échantillons prélevés sur 57 transects dans 9 sites échantillonnés de 2003 à 2022 a été utilisé dans l'analyse (figures 7 et 8). Les dénombrements totaux de homards d'une LC de 21 à 40 mm ont été totalisés pour chaque transect, soit un total de 35 106 homards mesurés pour l'ensemble de données original et de 31 498 homards pour l'ensemble de données tronqué. Les mesures imprécises de la LC (p. ex., les estimations des homards qui se sont échappés ou d'autres mesures approximatives) ont été traitées par dispersion des dénombrements observés aux catégories de taille adjacentes au moyen d'une distribution gaussienne avec une erreur type égale à la moitié de la précision présumée. Par exemple, un dénombrement de n homards ayant une LC de 25 mm avec une précision de 5 mm serait divisé en catégories de taille adjacentes au moyen d'une distribution gaussienne de $N(25, \sigma = 2,5)$.

Le modèle linéaire mixte généralisé suivant une distribution négative binomiale a été retenu pour cette analyse. Le cas échéant, des effets aléatoires corrélés temporellement ont été utilisés, dans le but de lisser les densités de homards et de remplir les combinaisons transect-année manquantes.

La moyenne log-linéaire du modèle est donnée par :

$$\ln \mu_{ytd} = \alpha + \beta_y + \tau_t + \delta_d + \gamma_{yt} + \ln a_{ytd} \quad (3)$$

où μ_{ytd} spécifie le nombre moyen de homards par mètre carré pour l'année y , le transect t et le plongeur d . Le terme α est un terme de coordonnée à l'origine, tandis que β_y et γ_{yt} sont des effets aléatoires de l'année censés suivre des distributions autorégressives de premier ordre [c'est-à-dire AR(1)]. Le fait que les effets de transect $\tau_t \sim N(0, \sigma_\tau^2)$ et de plongeur $\delta_d \sim N(0, \sigma_\delta^2)$ suivaient des distributions gaussiennes à moyenne nulle a été présumé. Un terme de décalage correspondant à la superficie a_{ytd} couverte par chaque plongeur, à l'année et au transect en mètre carré a également été inclus. Une distribution binomiale négative, écrite comme étant $n_{ytd} \sim BN(\mu_{ytd}, r)$, où r est un paramètre de dispersion, a été présumée pour les dénombrements de homards observés n_{ytd} . Les effets du plongeur sont traités comme des termes nuisibles et les inférences sont fondées sur un plongeur moyen à partir de l'ensemble de plongeurs pris en compte. Le modèle a été ajusté au moyen de la bibliothèque *glmmTMB* dans R (Brooks *et al.* 2017).

Jeunes de l'année provenant des biocollecteurs

Les observations de homards tirées de l'ensemble de données des biocollecteurs ont servi à estimer la densité des jeunes de l'année dans les sites étudiés. Les jeunes de l'année sont des homards qui se sont établis au stade larvaire IV directement à partir de la colonne d'eau dans les biocollecteurs. Les distributions des fréquences de tailles des homards échantillonnés ont été examinées afin de déterminer la taille limite par site et par année. Plus précisément, pour chaque combinaison site/année, un écart de la fréquence des tailles d'environ 14 mm a été déterminé pour séparer les jeunes de l'année qui se sont établis directement dans les biocollecteurs, des homards plus âgés qui y sont entrés. Les jeunes de l'année s'établissent quand leur LC est d'environ 5 mm et, l'année suivante, leur LC dépasse 14 mm (Hudon 1987; Gendron et Sainte-Marie 2006). La densité moyenne annuelle des jeunes de l'année dans chaque site étudié a été estimée dans R (R Core Team 2021) au moyen d'un modèle linéaire généralisé d'interaction complète (avec famille = poisson), par site et par année. Le modèle statistique est formulé ainsi :

$$\ln \mu_{sy} = \alpha + \beta_s + \tau_y + (\beta\tau)_{sy} \quad (4)$$

où μ_{sy} spécifie les dénombrements de jeunes de l'année moyens par biocollecteur pour le site s et l'année y . les résultats ont été normalisés à un mètre carré en divisant par la superficie des biocollecteurs (c'est-à-dire 0,557 m²).

Production d'œufs

À partir d'une méthode semblable à celle de Cook et ses collaborateurs (2020), les indices de production d'œufs ont été calculés par région d'évaluation au moyen des données du programme d'échantillonnage en mer, des données du programme d'indice de recrutement, des données du relevé du détroit de Northumberland et des débarquements commerciaux.

Pour les données du programme d'échantillonnage en mer et les données du programme d'indice de recrutement, dans un premier temps, le poids des homards commerciaux dans les échantillons en mer pour chaque région d'évaluation a été calculé en convertissant les mesures de la LC en poids (voir les formules et les références du tableau 5). Étant donné que les LC sont mesurées par catégories dans le programme d'indice de recrutement, la taille moyenne de la catégorie a été utilisée dans tous les calculs.

Les ratios d'échantillonnage annuels pour chaque région d'évaluation ont été calculés en divisant les poids totaux calculés des débarquements commerciaux dans chacune des données du programme d'échantillonnage en mer et les données du programme d'indice de recrutement par le poids total des débarquements commerciaux (à partir des données de bordereaux) dans la région d'évaluation. Ces ratios ont ensuite été calculés pour mettre à l'échelle le nombre de femelles œuvées à chaque taille dans les données du programme d'échantillonnage en mer et les données du programme d'indice de recrutement afin d'estimer les nombres totaux dans la population exploitable.

Un indice annuel de la production d'œufs a été calculé pour chaque ensemble de données (c'est-à-dire données du programme d'échantillonnage en mer et données du programme d'indice de recrutement) par région d'évaluation au moyen d'une version modifiée du modèle de production d'œufs décrit dans Fogarty et Idoine (1988) :

$$E = \sum_i f_i \cdot N_i \quad (5)$$

où f_i représente les œufs par femelle (voir la formule du tableau 5) et N_i est le nombre de femelles indexées sur la taille i .

Concernant les données du relevé du détroit de Northumberland, comme il est effectué chaque année en juillet et en août quand les femelles peuvent avoir relâché leurs œufs ou peuvent ne pas les avoir encore expulsés, une méthode modifiée a été utilisée. Plus précisément, le nombre d'œufs pour chaque trait a été estimé au moyen de :

$$E = \frac{\sum_i P_i f_i N_i}{2} \quad (6)$$

où P_i est la proportion de femelles sexuellement matures (voir la formule dans le tableau 5). Le total est divisé par 2, car on estime que la moitié des femelles sexuellement matures de la population produisent des œufs pendant une année donnée (Aiken et Waddy 1980; Comeau et Savoie 2002). La production annuelle d'œufs dans les ZPH 25 et 26A a ensuite été estimée au moyen du même modèle que celui utilisé pour la biomasse commerciale (voir la section 3.1.3).

COMPARAISONS D'INDICATEURS DE L'ABONDANCE ET DE LA PRODUCTIVITÉ

Des comparaisons par paires de certains indicateurs de l'abondance et de la productivité dans les zones 25 et 26A ont été effectués afin d'évaluer les liens entre les zones. Plus précisément, des comparaisons par paires ont été effectuées concernant :

- la biomasse commerciale provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland;
- l'abondance commerciale provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland;
- les débarquements;
- les CPUE provenant du programme d'échantillonnage en mer dans la ZPH 25 et le programme d'indice de recrutement dans la ZPH 26A;
- l'abondance des prérecrues 1, 2 et 3 provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland;
- la densité des juvéniles provenant du relevé par plongée sous-marine.

INDICATEURS DE LA PRESSION DE PÊCHE

Pourcentage de casiers vides

À l'instar de Rondeau *et al.* (2015) et Comeau *et al.* (2008), le pourcentage de casiers vides a été utilisé comme indicateur de la pression de pêche. Les données du programme d'échantillonnage en mer et les données du programme d'indice de recrutement ont servi à calculer le pourcentage de casiers vides. Un casier était considéré comme « vide » s'il n'y avait pas de homards commerciaux dans le casier (exclusion des homards de taille inférieure à la TML, des femelles œuvées, et des femelles situées dans la fourchette de tailles ou ayant atteint la taille maximale légale). Le pourcentage de casiers vides a été calculé annuellement pour chaque région d'évaluation, quand les données étaient disponibles.

Taux d'exploitation

Trois méthodes ont servi à calculer les taux d'exploitation : deux tirées du programme d'indice de recrutement et une, des données du relevé du détroit de Northumberland.

Comme dans Rondeau *et al.* (2015), l'estimateur de Miller et ses collaborateurs (1987) a été utilisé. Cet estimateur compare la classe de première mue recrutée pour la pêche à la classe de deuxième mue de l'année suivante (ci-après appelé « méthode de la classe de mue »). Seulement les mâles ont été utilisés dans le calcul afin d'éviter le biais potentiel associé au cycle de reproduction des femelles (parce que les femelles ont un cycle de reproduction de deux ans qui alterne entre la mue et la fraie [Comeau et Savoie 2002], tandis que les mâles muent chaque année à des tailles proches de la TML [Comeau et Savoie 2001]). L'estimateur de classe de mue repose sur l'hypothèse que la capturabilité est comparable pour les homards dont la taille va de la TML à une taille inférieure à la TML +20 mm et aussi d'une année à l'autre (Tremblay 1998). Les données provenant des casiers munis d'évents du programme d'indice de recrutement ont été utilisées et le taux instantané de mortalité (Z) pour la classe de première mue a été calculé comme suit :

$$Z = -\ln(N_2/N_1) \quad (7)$$

où N_1 est le nombre de homards dans la classe de première mue et N_2 le nombre de homards dans la classe de deuxième mue l'année suivante. Le nombre de homards par classe de mue a été normalisé selon le nombre de casiers échantillonnés. La classe de première mue comprend les homards \geq TML à $<$ TML +10 mm (catégories de taille 5 et 6 pour le programme d'indice de recrutement). La classe de deuxième mue comprend les homards \geq TML +10 mm à $<$ TML +20 mm (catégories de taille 7 et 8). La taille de la classe de première mue a été ajustée

au besoin en fonction de la TML en vigueur dans la région. Les tailles minimales légales d'une année à l'autre +1 ont toujours été semblables.

L'estimation du taux instantané de mortalité (Z) a servi à estimer le taux d'exploitation (U) à l'aide de l'équation de Ricker (1980) :

$$U = F/Z(1 - e^{-Z}) \quad (8)$$

sous l'hypothèse d'une mortalité naturelle ($M = 0$), telle que $F = Z - 0.1$. Les échantillons contenant moins de 200 homards pour la classe de première mue ont été exclus.

Comme dans Cook *et al.* (2020), les données des casiers sans événements du programme d'indice de recrutement ont servi à calculer le taux d'exploitation selon la méthode du « changement de proportions en continu » (ci-après appelée méthode CPEC; Claytor et Allard 2003). La méthode CPEC estime les taux d'exploitation en surveillant l'évolution du ratio d'abondance des homards de taille commerciale et des individus de taille inférieure à la taille légale tout au long de la saison de pêche. Les homards de taille commerciale (y) étaient ceux dont la taille variait de la TML à $< TML + 20$ mm (catégories de taille 5 à 8 qui représente environ deux classes de mue). Les homards de taille inférieure à la taille légale (r) étaient $\geq TML - 10$ mm à $< TML$ (catégories de taille 3 et 4). Les classes ont été ajustées en fonction des changements apportés à la TML au besoin, et les femelles œuvées ont été exclues de l'analyse.

À l'image de Cook *et al.* (2020), le modèle de la méthode CPEC de Claytor et Allard (2003) a été mis en œuvre dans un environnement binomial bayésien servant à estimer à la fois les taux d'exploitation annuels et les intervalles de crédibilité de 95 %.

Pour chaque mission d'échantillonnage (k), une distribution binomiale a été présumée pour le nombre de homards de taille commerciale (y_k); $y \sim \text{Section}(n_k, \hat{\theta}_k)$ où :

$$\hat{\theta}_k = \frac{1}{(1 + \exp(-(A + Bg_k)))} \quad (9)$$

et A et B sont des constantes et g_k représente la somme cumulative de l'effort d'échantillonnage annuel dans la mission k .

Le package *rstan* (Stan Development Team 2022) a été utilisé pour obtenir des estimations postérieures de A et B et des estimations de $\hat{\theta}_k$. Des valeurs a priori normales non informatives ont été utilisées pour A et B et quatre chaînes ont été utilisées pour 35 000 itérations, après un rodage de 200 itérations. Un échantillon tous les 20 échantillons a été conservé aux fins d'analyses subséquentes.

Les distributions des taux d'exploitation à chaque intervalle u_k ont été obtenues à partir des échantillons a posteriori de $\hat{\theta}_k$:

$$u_k = 1 - \frac{\hat{\theta}_k / (1 - \hat{\theta}_k)}{\hat{\theta}_0 / (1 - \hat{\theta}_0)} \quad (10)$$

où $\hat{\theta}_0$ est le $\hat{\theta}$ pour le premier jour de la pêche.

Pour la classe de mue et la méthode CPEC, les hypothèses suivantes s'appliquent :

- la population est fermée;
- la capturabilité des catégories de taille examinées est égale;
- les données des casiers de l'indice de recrutement sont représentatives des casiers commerciaux non surveillés;
- l'effort de pêche est constant pendant la période évaluée.

Pour la méthode CPEC seulement, l'hypothèse supplémentaire est que l'effort de surveillance est directement proportionnel à l'effort de pêche.

Les taux d'exploitation ont également été calculés au moyen des estimations de la biomasse commerciale tirées du relevé du détroit de Northumberland (voir la section 3.1.3). Pour la ZPH 25, comme le relevé a lieu le mois précédant la pêche commerciale, le taux d'exploitation a été calculé en divisant les débarquements commerciaux par l'estimation de la biomasse commerciale tirée du relevé (c'est-à-dire la biomasse antérieure à la pêche). Pour la ZPH 26A, comme le relevé a lieu le mois suivant la pêche commerciale, la biomasse totale a été estimée avant la pêche en additionnant les débarquements commerciaux et l'estimation de la biomasse commerciale tirée du relevé. Le taux d'exploitation a ensuite été calculé en divisant les débarquements commerciaux par cette estimation de la biomasse totale. Pour les ZPH 25 et 26A, les intervalles de confiance (IC) à 95 % du taux d'exploitation ont été calculés à l'aide de l'IC à 95 % tiré de l'estimation de la biomasse commerciale provenant du relevé.

Des moyennes mobiles sur trois ans des taux d'exploitation ont été calculées pour toutes les méthodes.

INDICATEURS DE L'ÉCOSYSTÈME

Disponibilité des proies

Afin d'élaborer un indice de la disponibilité des proies, les données des biocollecteurs ont été examinées pour déterminer quelles espèces de proies du homard (tel que décrit en détail dans Hanson 2009; Boudreau et Worm 2012; Hanson *et al.* 2014), y étaient représentées. Le homard, le crabe commun et la tanche-tautogue sont présents de façon constante dans l'ensemble de données. D'autres espèces de poissons (p. ex., l'épinoche à trois épines et le hareng de l'Atlantique) n'étaient pas représentées dans l'ensemble de données, et certains invertébrés (p. ex., mollusques, polychètes), bien qu'ils aient été capturés dans les biocollecteurs, n'ont pas été échantillonnés de façon uniforme. Pour le crabe commun et le homard, seuls les individus dont la largeur de la carapace ou la longueur de la carapace, respectivement, était égale ou inférieure à 45 mm ont été inclus dans l'analyse. Pour ce qui est de la tanche-tautogue, puisque tous les individus capturés dans les biocollecteurs étaient petits, tous les individus ont été inclus.

La densité moyenne annuelle de crabe commun, de homard et de tanche-tautogue dans les huit sites étudiés a été estimée dans R (R Core Team 2021) au moyen d'un modèle linéaire généralisé d'interaction complète (avec famille = poisson), par site et par année. Le modèle statistique est formulé ainsi :

$$\ln \mu_{sy} = \alpha + \beta_s + \tau_y + (\beta\tau)_{sy} \quad (11)$$

où μ_{sy} spécifie le nombre moyen d'individus par biocollecteur pour le site s et l'année y . Les résultats ont été normalisés à un mètre carré en divisant par la superficie des biocollecteurs (c'est-à-dire 0,557 m²).

Pression de prédation

Un indice de la pression de prédation a été calculé à partir des indices de l'abondance d'après le relevé multi-espèces de septembre (Ricard *et al.* 2024) comme la somme des prises moyennes annuelles (kg/trait) de prédateurs potentiels du homard (p. ex., tanche-tautogue, chaboisseau à épines courtes, merluche blanche, chaboisseau à dix-huit épines, alose savoureuse, éperlan arc-en-ciel, maquereau, morue franche, hémitriptère atlantique, loup atlantique, raie tachetée, raie épineuse, flétan de l'Atlantique, aiguillat commun et crabe

commun [Hanson et Lanteigne 2000; Olaso *et al.* 2005; Boudreau et Worm 2010; Hanson *et al.* 2014]). Bien que la consommation de larves de homard par le hareng de l'Atlantique ait été constaté (Hanson *et al.* 2014), il a été exclu de l'analyse car le degré élevé de regroupement caractéristique de sa répartition donne lieu à une forte variabilité interannuelle des prises dans le cadre du relevé au chalut de fond qui ne reflète probablement pas de véritables changements de l'abondance.

Indice de l'habitat – température de fond

L'indice de l'habitat disponible pour le homard en juin et en septembre a été calculé à l'aide des données sur la température de fond en juin et en septembre selon la méthode décrite dans Chassé *et al.* (2014). La densité du homard (en tonnes par kilomètre carré) a été calculée par district statistique à partir des débarquements déclarés de 1968 à 2021. La répartition de 95 % de la densité du homard a été calculée pour la série chronologique complète comme une fonction de la température de l'eau au fond. L'indice de l'habitat (1985 à 2021) a été défini comme la superficie totale de fond marin dans cette plage de 95 %, calculée à partir d'une grille des données de température (résolution de 500 m) établie par le groupe responsable de l'océanographie.

RÉSULTATS

INDICATEURS DE L'ABONDANCE

Débarquements

Les débarquements dans la pêche au homard dans le sGSL ont continué d'augmenter depuis la dernière l'évaluation du stock (Rondeau *et al.* 2015) et la dernière mise à jour des indicateurs de l'état du stock (MPO 2019d). Les débarquements totaux de 39 313 t provenant du sGSL étaient nettement supérieurs au point de référence limite (PRL; 6 899 t), au point de référence supérieur (PRS; 13 798 t) et à la biomasse au rendement maximal durable (BRMD; 17 247 t) (figure 12, selon la définition du MPO 2014a), ce qui place le stock dans la zone saine définie dans le cadre de l'approche de précaution. Depuis la dernière mise à jour des indicateurs d'évaluation du stock de homard en 2019, les débarquements dans chaque ZPH ont augmenté et étaient supérieurs aux débarquements médians à long terme, à moyen terme et à court terme en 2021 (tableau 7 et figure 13). Les débarquements des régions 23bc et 23g étaient également supérieurs aux débarquements médians à moyen terme depuis l'évaluation précédente, mais les débarquements de la région 23bc étaient inférieurs aux débarquements médians à court terme de 2019 à 2021 (figure 14), indiquant la possibilité d'une légère diminution de l'abondance commerciale dans cette région d'évaluation. En 2021, les débarquements de la région 23bc (1 616 t) sont d'environ 10 % inférieurs aux débarquements plus élevés jamais enregistrés, soit 1 787 t en 2014.

La diminution des débarquements en 2020 dans les ZPH 23, 24, 26A et 26B est considérée comme étant le résultat d'un retard de deux semaines du début de la saison de pêche (ouverture de la saison le 15 mai, MPO 2020) et d'une réduction concomitante de deux semaines de la durée de la saison, en raison de la pandémie de COVID-19.

Capture par unité d'effort (CPUE)

Toutes les méthodes montrent des augmentations des CPUE dans la pêche commerciale du homard au cours de la série chronologique (2001 à 2022, figure 15). Quand plusieurs sources de données sont disponibles, les tendances temporelles concordent généralement d'une

méthode à l'autre. Dans la région 23bc, en raison de la variabilité interannuelle de l'estimation des CPUE non normalisées tirées des données des journaux de bord, il est plus difficile de dégager une tendance, mais les estimations des trois méthodes sont similaires quand les données sont disponibles. Dans toutes les régions d'évaluation, les estimations des CPUE normalisées les plus élevées ont été obtenues en 2020 avec 1,4, 1,4, 1,6, 2,7, 2,5 et 2,3 kg/casier dans les régions 23bc et 23g et les ZPH 24, 25, 26A et 26B respectivement. Bien que les CPUE en 2020 aient pu être touchées par le début tardif de la saison de pêche dans les ZPH 23, 24, 26A et 26B en raison de la pandémie de COVID-19 (MPO 2020), l'année 2019 a enregistré les deuxièmes estimations de CPUE normalisées les plus élevées dans toutes les régions d'évaluation. Les plus faibles estimations des CPUE normalisées (disponibles pour 2014 à 2020 seulement) ont été obtenues en 2016 pour 23bc et 23g (0,9 kg/casier dans les deux régions), en 2014 pour les ZPH 24 et 25 (respectivement 1,0 kg et 1,1 kg/casier), en 2015 pour la ZPH 26A (1,0 kg/casier), et en 2017 pour la ZPH 26B (1,0 kg/casier). Pour ce qui est des CPUE tirées des données du programme d'échantillonnage en mer, dans les ZPH 24 et 25, pour lesquelles des données sont disponibles de 2001 à 2022, les valeurs maximales des séries chronologiques ont été enregistrées respectivement en 2022 (1,2 kg/casier) et 2019 (2,3 kg/casier). Les valeurs les plus basses des séries chronologiques des ZPH 24 et 25 ont été observées en 2004 (0,6 kg/casier) et en 2001 (0,3 kg/casier), respectivement. Quant aux CPUE tirées des données du programme d'indice de recrutement dans les ZPH 24, 25 et 26A (disponibles de 2001 à 2022), les valeurs maximales des séries chronologiques ont été enregistrées respectivement en 2022 (1,6 kg/casier), 2021 (2,1 kg/casier), et 2020 (2,2 kg/casier). Les valeurs les plus basses des séries chronologiques des ZPH 24, 25 et 26A ont été observées en 2001 (0,6 kg/casier), en 2004 (0,3 kg/casier) et en 2007 (0,4 kg/casier), respectivement.

Depuis 2020, les CPUE estimées à partir des données du programme d'échantillonnage en mer ont diminué dans les régions 23bc et 23g et la ZPH 25, pour atteindre respectivement 0,9, 0,8 et 1,5 kg/casier en 2022. De même, dans la ZPH 26A, les estimations des CPUE à partir des données du programme d'indice de recrutement indiquent une diminution à 1,5 kg/casier en 2022. Les données des journaux de bord n'étant pas accessibles pour 2021 et 2022, il est impossible de comparer ces valeurs à celles qui auraient été obtenues à partir des données des journaux de bord.

Biomasse commerciale et abondance

Dans les ZPH 25 et 26A, l'abondance des homards de taille commerciale (c'est-à-dire le nombre de homards de taille commerciale, figure 16) et la biomasse commerciale (c'est-à-dire le poids en tonnes des homards de taille commerciale, figure 17) ont augmenté au cours des séries chronologiques (2001 à 2022) pour atteindre des valeurs maximales en 2022. Dans la ZPH 25, l'abondance et la biomasse des homards de taille commerciale étaient respectivement de 37,8 millions (IC à 95 % : 21,1 à 67,6 millions) et de 15 700 t (IC à 95 % : 9 400 à 26 300 t) en 2022. Dans la zone 26A, l'abondance et la biomasse des homards de taille commerciale étaient respectivement de 33,1 millions (IC à 95 % : 18,4 à 59,3 millions) et de 15 600 t (IC à 95 % : 9 400 à 25 900 t) en 2022. Ces augmentations sont le résultat d'une combinaison d'augmentations de la densité et de la répartition au sein des ZPH 25 et 26A (figure 18). Les augmentations de la densité les plus notables sont observées dans les parties centrales du détroit, où, dans les premières années du relevé, relativement peu de homards de taille commerciale s'y trouvaient. Maintenant ces régions ont des densités supérieures à 3 000 homards par kilomètre carré.

Les distributions selon la taille dans les zones 25 et 26A montrent des proportions égales de mâles et de femelles jusqu'à ce que la TML soit atteinte (figures 19 et 20). Dans les tailles supérieures, le rapport des sexes est asymétrique en faveur des mâles.

INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ

Abondance des prérecrues provenant du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland

Après une période d'abondance plus faible de 2001 à 2012, l'abondance estimée des prérecrues 1, 2 et 3 est en hausse dans les ZPH 25 et 26A depuis 2012 (figures 21, 22 et 23). Les augmentations de l'abondance sont le résultat d'une combinaison d'augmentations de la densité et de la répartition au sein des ZPH 25 et 26A (figures 24, 25 et 26). Plus précisément, de fortes densités de prérecrues sont maintenant observées dans les parties ouest et est du détroit de Northumberland.

CPUE des prérecrues provenant des données du programme d'indice de recrutement

Les CPUE des prérecrues d'un an ont augmenté au cours des séries chronologiques des ZPH 24, 25, 26A et 26B et suivent généralement la tendance de l'abondance des prérecrues d'un an provenant du relevé du détroit de Northumberland dans les ZPH 25 et 26 (figure 27).

Juveniles provenant du relevé par plongée sous-marine

Les paramètres du modèle linéaire mixte généralisé du relevé par plongée sont indiqués dans le tableau 6. L'effet plongeur calculé par le modèle indique que les variations entre plongeurs étaient généralement inférieures à +/-10 %, sauf pour un plongeur dont l'effet plongeur était de 23,6 % supérieur à la moyenne (figure 28). Il a été considéré que la détection de homards pour les tailles utilisées dans l'analyse (c'est-à-dire les LC de 21 à 40 mm) était probablement élevée et que la variation entre plongeurs traduit en grande partie les différences de largeur de la zone échantillonnée le long du transect (c'est-à-dire la précision dans laquelle les plongeurs ont échantillonné la bande de 1 m ou de 2 m).

L'effet global de l'année selon le modèle tronqué montre une augmentation constante sur l'échelle logarithmique de 2003 à 2016, suivie d'une stabilisation ou d'une légère diminution de 2016 à 2022 (figure 29).

Les valeurs de l'effet d'interaction du site par année étaient généralement élevées dans les quatre sites les plus au nord, soient de Richibucto à Pointe-Verte. Les sites au centre, soient Cocagne et Shediac ont affiché des augmentations de 2011 à 2014. Et les valeurs des trois sites au sud, soient, Murray Corner, Toney River et Fox Harbour étaient généralement faibles, Fox Harbour enregistrant l'effet le plus bas (figure 30). Les effets d'interaction de transect par année variaient selon le transect et dans le temps pour chaque site (figure 31).

Les sorties du modèle du nombre moyen estimé de homards par 100 m² pour chacun des neuf sites d'échantillonnage (2003-2022) montrent une augmentation constante ou exponentielle de la densité des homards juvéniles dans la première moitié de la série chronologique de la plupart des sites, suivie d'une stabilisation ou d'une diminution de la densité au cours des dernières années (figure 32). Les densités sont les plus élevées dans les sites de Pointe-Verte (23bc), Caraquet (23bc), Richibucto (25) et Cocagne (25), mais sont généralement beaucoup plus faibles dans les sites les plus au sud, la plus basse étant celle de Fox Harbour (26A). Certains signes montrent que les sites de Murray Corner (25), de Fox Harbour (26A) et de Toney River (26A) auraient atteint des densités maximales respectivement en 2016, 2016

et 2014, pour ensuite décliner ces dernières années. Les sites de Cocagne (25) et Shediac (25) montrent tous deux des augmentations marquées des densités autour de 2014, densités qui sont restées élevées depuis. Seul le site de Richibucto (25) présente une augmentation progressive apparemment soutenue au cours de la période étudiée.

La tendance globale de la densité par année prédite par le modèle pour l'ensemble de données tronqué reflète ce qui a été vu par l'effet aléatoire de l'année : une augmentation constante jusqu'en 2016 à 14,5 homards par 100 m² (IC à 95 % de 3,6 à 57,6 homards par 100 m²), suivie de la réduction des densités élevées depuis quelques années (figure 33). Les erreurs de prédiction sont élevées, car les densités sont très variables d'un site d'échantillonnage à l'autre.

Jeunes de l'année provenant des biocollecteurs

Des jeunes de l'année ont été observés de manière constante dans six des huit sites de biocollecteurs (figure 34). Des densités plus élevées et des augmentations de densité sont observées dans les sites situés le long des côtes nord et nord-ouest de l'Île-du-Prince-Édouard (Alberton [24], Covehead [24] et Skinner's Pond [25]) et des densités plus faibles sont observées dans les sites situés sur le côté ouest (Cape Egmont [25]) et le côté est (Fortune [26A] et Murray Harbour [26A]) du détroit de Northumberland. Dans le centre du détroit de Northumberland, soit le site de Nine Mile Creek (26A), deux jeunes de l'année seulement ont été détectés au cours de la série chronologique : un en 2009 et un en 2014. Aucune observation n'a été faite pendant les quatre années d'échantillonnage à Wallace (26A). En 2018, des niveaux record de jeunes de l'année ont été détectés à Skinner's Pond (21,3 jeunes de l'année/m², IC à 95 %, 19,2 à 23,8) et à Covehead (13,7 jeunes de l'année/m², IC à 95 %, 12,0 à 15,8), mais les densités ont été beaucoup plus faibles depuis. Alberton (24) montre une variabilité interannuelle plus faible et un record de série chronologique de 14,6 jeunes de l'année/m² (IC à 95 %, 12,8 à 16,6) en 2022.

Production d'œufs

Malgré une grande variabilité interannuelle, trois ensembles de données indépendants (le programme d'échantillonnage en mer, le programme d'indice de recrutement et le relevé du détroit de Northumberland) et deux approches analytiques (une basée sur les femelles œuvées et l'autre sur toutes les femelles) ont donné des tendances similaires quant à la production d'œufs. Bien que des augmentations aient été observées dans toutes les régions d'évaluation au cours de la série chronologique (figure 35), il existe une grande variabilité interannuelle dans les résultats des données du programme d'échantillonnage en mer dans les régions 23bc et 23g et des données du programme d'indice de recrutement dans la ZPH 26B. Dans les ZPH 24, 25 et 26A, où plusieurs ensembles de données étaient accessibles, la tendance à la hausse est prévalente. Les augmentations de la production d'œufs sont probablement le résultat de la combinaison de légères augmentations de la taille des femelles dans les échantillons en mer (figure 38) et d'augmentations des débarquements (figure 14), dans toutes les régions d'évaluation.

COMPARAISONS D'INDICATEURS DE L'ABONDANCE ET DE LA PRODUCTIVITÉ

Dans les ZPH 25 et 26A, les corrélations entre les divers indicateurs de l'abondance et de productivité étaient forts dans l'ensemble, mais plus élevées dans la ZPH 25 que dans la ZPH 26A (figures 36 et 37).

INDICATEURS DE LA PRESSION DE PÊCHE

Pourcentage de casiers vides

Dans toutes les régions d'évaluation, le pourcentage de casiers vides (c'est-à-dire les casiers ne contenant pas de homards de taille commerciale) a diminué au cours de la série chronologique (2001 à 2022) et il est inférieur à 30 % dans toutes les régions d'évaluation depuis 2015 (figure 39). Dans les zones 24, 25 et 26A, où les deux sources de données étaient disponibles, les pourcentages de casiers vides suivent des tendances similaires, les résultats du programme de l'indice de recrutement étant en général légèrement plus élevés.

Taux d'exploitation

Puisqu'aucune donnée pour calculer les taux d'exploitation dans les régions d'évaluation 23bc et 23g respectivement étaient disponibles après 1999 et 2004, le rapport ne les présente pas. Présentant une grande variabilité interannuelle pour les années où les deux méthodes – classe de mue et CPEC – étaient applicables, les taux d'exploitation tirés de l'analyse du changement de proportion en continu sont généralement plus élevés et constamment supérieurs à 50 % (figure 40). Dans les ZPH 25 et 26A, les taux d'exploitation fondés sur la biomasse commerciale provenant de l'analyse du relevé du détroit de Northumberland sont généralement les plus bas si les trois méthodes sont comparés. Dans la ZPH 26B, pour de nombreuses années, les données n'étaient pas disponibles, mais les taux d'exploitation semblent avoir augmenté dans la dernière décennie. Les taux d'exploitation moyens sur trois ans (de 2020 à 2022) selon la méthode CPEC pour les ZPH 24, 25 et 26A étaient respectivement de 80 %, 51 % et 83 %. Dans la ZPH 26B, l'échantillonnage n'a pas été achevé en 2020 et un taux d'exploitation moyen sur trois ans n'a pas pu être calculé pour 2020 à 2022. Les estimations annuelles sont de 81 % en 2021 et de 75 % en 2022.

Dans la ZPH 26A, les résultats de l'analyse de la classe de mue étaient plus variables, divergeant des résultats de la méthode CPEC, et ont produit des estimations très faibles pour certaines années (p. ex., 10 % en 2012, 21 % en 2013 et 18 % en 2016).

INDICATEURS DE L'ÉCOSYSTÈME

Disponibilité des proies

La disponibilité des proies variait d'un site à l'autre et d'une année à l'autre dans chaque site (figure 41). La densité des proies était la plus élevée à Alberton et à Covehead (tous deux situés dans la ZPH 24), mais elle a diminué depuis 2016-2017. La densité des proies la plus faible a été enregistrée à Wallace (ZPH 26A).

À partir des huit sites, les trois espèces proies (c'est-à-dire le crabe commun, le homard et la tanche-tautogue) ont été observées chaque année dans cinq des sites (Alberton [24], Murray Harbour [26A], Covehead [24], Skinner's Pond [25] et Fortune [26A]). Le crabe commun n'a pas été détecté dans le site de Cape Egmont (25), tandis que la tanche-tautogue n'a pas été détectée à Wallace (26A). Quelques homards ont été observés à Nine Mile Creek (26A). À tous les sites, à l'exception de Nine Mile Creek (26A), la densité du crabe commun a diminué au cours de la série chronologique, tandis que celle de la tanche-tautogue est variable et celle du homard est généralement stable ou en hausse.

Pression de prédation

Depuis le début de la série chronologique du relevé multi-espèces de septembre en 1971, d'importantes diminutions de l'indice de prédation ont été observées jusqu'au début des

années 2000, en raison de la diminution des densités de poissons de fond pendant cette période (figure 42). À l'examen des données de 1991 à 2021 seulement, des diminutions de la densité de l'aiguillat commun est constatée depuis 2003 de même que des augmentations modestes de la densité de poissons pélagiques (c'est-à-dire l'éperlan arc-en-ciel et le maquereau).

Indice de l'habitat – température de fond

La série chronologique de la température de fond moyenne dans les limites des districts statistiques de chaque région d'évaluation, ainsi que dans l'ensemble des régions d'évaluation, a été tirée des données de température des relevés de juin et de septembre (figures 44 à 47). En juin, les années les plus chaudes ont été observées en 1995 et en 2020 dans de nombreuses régions d'évaluation. Pour les zones plus profondes (p. ex., 23bc, 23g, 24), les tendances des séries chronologiques sont différentes de celles des zones moins profondes, ce qui démontre l'effet de la stratification habituellement observé dans les zones plus profondes. La région d'évaluation la plus chaude est la ZPH 25. La plus froide est la ZPH 24, car une grande partie de cette zone s'étend à l'intérieur de la couche intermédiaire froide. En juin, les tendances ne sont pas significatives, mais des tendances claires au réchauffement peuvent être observées en septembre dans les districts statistiques de la plupart des régions d'évaluation. Cependant, la tendance n'est pas significative lorsque toutes les régions sont combinées (panneau inférieur de la figure 45).

Les densités moyennes de homards (1968 à 2021) ont été déterminées à partir des renseignements tirés des bordereaux de vente (figure 48). En juin, 95 % des homards ont été pris dans des zones dont la température des eaux de fond se situait entre 0,4 et 14 °C (figure 49). En septembre, 95 % des homards ont été pris à des températures de fond se situant entre 3,3 et 18 °C (figure 50). D'après ces distributions, il semble que le homard a tendance à éviter les températures inférieures à 0,4 °C et supérieures à 18 °C.

En utilisant les températures des eaux de fond occupées par le homard, des séries chronologiques de la superficie disponible pour l'espèce dans l'ensemble du sGSL ont été calculées pour juin (figure 51) et septembre (figure 52). Malgré une grande variabilité interannuelle, la température de l'habitat convenable du homard a nettement augmenté en juin de 1985 à 2021 (figure 51). Le taux d'expansion de l'habitat thermique en juin est de 585 km²/année. En septembre, l'indice de l'habitat montre également une variabilité marquée, mais aucune tendance significative n'est observée à long terme (figure 52). L'expansion de l'habitat thermique du homard en juin est principalement observée dans les parties les plus profondes du sGSL qui sont reliées au chenal Laurentien (figure 53), où les eaux profondes se sont constamment réchauffées depuis 2009 (Galbraith *et al.* 2022). En septembre, la superficie n'a pas augmenté de manière significative au cours de la série chronologique (1985 à 2020), mais les zones côtières et le détroit de Northumberland se sont réchauffés (figure 54).

DISCUSSION

INDICATEURS DE L'ABONDANCE

Les trois indicateurs de l'abondance appuient la conclusion selon laquelle l'abondance du homard dans le sGSL a augmenté depuis l'évaluation précédente (avec des données jusqu'en 2012, Rondeau *et al.* 2015). Bien que les débarquements soient couramment utilisés comme indicateur de l'abondance dans les évaluations de stocks de homard (p. ex., Gendron et Savard 2012; Rondeau *et al.* 2015, Cook *et al.* 2020), et que le présent document les emploie aussi, ils ne sont pas l'équivalent de l'abondance, en ce sens qu'ils sont modifiés par les

changements dans la pêche – y compris les augmentations de la TML – et les changements d'effort de pêche. Ils sont également incomplets, car ils comprennent uniquement les ventes à des acheteurs enregistrés (p. ex., les ventes au comptant ne sont pas incluses). Comme l'ont indiqué Cook et ses collaborateurs (2020), les augmentations de la TML sont un facteur de confusion pour la relation entre les débarquements – mesurés en poids – et l'abondance, car il faut moins de gros homards pour atteindre le même poids dans les débarquements. De plus, à mesure que l'abondance augmente, la relation entre les débarquements et l'abondance pourrait s'affaiblir si les débarquements atteignent un maximum « logistique » (c'est-à-dire la quantité maximale de homards que les pêcheurs peuvent débarquer dans une saison de pêche définie).

Les CPUE peuvent fournir un meilleur indicateur de l'abondance, car elles combinent des renseignements sur les débarquements et sont normalisées selon le niveau d'effort de pêche. Pour les CPUE calculées au moyen des données du programme d'échantillonnage en mer et du programme d'indice de recrutement, la présomption est à l'effet que les casiers échantillonnés dans chaque région d'évaluation sont représentatifs de la pêche dans son ensemble à l'intérieur de cette région d'évaluation. Pour les CPUE calculées à l'aide des données des journaux de bord, elles représentent un ensemble de données beaucoup plus large et donc plus susceptibles d'être représentatives de la pêche commerciale. Toutefois, des inexactitudes ou des renseignements manquants dans les entrées des registres et les bordereaux de vente ont entraîné le rejet d'une partie de ces données. Les CPUE sont influencées par des changements dans la population exploitable qui ne sont pas liés à l'abondance réelle (p. ex., changements de TML). À titre d'exemple, les augmentations de la TML en 2022 dans les régions 23bc et 23g et la ZPH 25 (tableau 2 et MPO 2022a, 2022b) peuvent expliquer en partie les diminutions des CPUE qui y ont été observées. Pour les deux estimations des CPUE tirées des données des journaux de bord (normalisées et non normalisées), les valeurs maximales ont été utilisées, car elles ont été considérées comme étant plus indicatives de l'abondance et moins touchées par les différences annuelles de capturabilité en début de saison.

Pour les débarquements et les CPUE, un retard de deux semaines de l'ouverture de la saison en 2020 dans les ZPH 23, 24, 26A et 26B (MPO 2020), causé par la pandémie de COVID-19, a probablement eu une incidence sur les résultats. Les débarquements ont été moins élevés en 2020 qu'en 2021 dans toutes les ZPH touchées. Quant aux CPUE, les valeurs plus élevées de 2020 sont probablement attribuables au fait que la saison de pêche a commencé plus tard au printemps. De fait, les eaux plus chaudes que la normale en début de saison, ce qui augmente la capturabilité (McLeese et Wilder 1958; Green *et al.* 2014), à une période où les densités sont également à leur plus haut.

En tant que données dépendantes de la pêche, les débarquements et les CPUE dépendent également de la pêche active. Si l'activité de pêche cesse (p. ex., moratoire sur la pêche de la morue) ou si l'effort est réduit (p. ex., crabe commun; MPO 2023b), on ne dispose plus de données pour évaluer la pêche.

Les indicateurs de la biomasse et de l'abondance indépendants de la pêche présentés ici ont l'avantage de ne pas être influencés par des changements d'effort dans la pêche ou des inexactitudes dans les données enregistrées (p. ex., journaux de bord et bordereaux de vente). La méthode de modélisation spatiotemporelle utilisée a permis d'estimer la biomasse commerciale pour deux années (2010 et 2011) lorsque les engins de pêche étaient différents et que les coefficients d'étalonnage n'étaient pas disponibles, et de tenir compte de la variabilité de l'effort d'échantillonnage (p. ex., absence d'échantillonnage dans la ZPH 26A en 2020). En 2022, moins de stations ont été échantillonnées en raison de contraintes logistiques, ce qui a augmenté les intervalles de confiance (et donc accru l'incertitude) pour les estimations de l'abondance et de la biomasse cette année-là. Lorsqu'elles sont disponibles, les données de

relevé au chalut indépendantes de la pêche peuvent fournir des indicateurs de l'abondance plus uniformes que les données dépendantes de la pêche. La proportion plus élevée de mâles de taille commerciale peut s'expliquer en partie par la croissance plus lente des femelles matures qui muent (et par conséquent grandissent) généralement tous les deux ans (Comeau et Savoie 2002), par opposition aux mâles matures qui continuent de muer chaque année. Par ailleurs, le biais d'échantillonnage, attribuable au fait que les mâles sont peut-être capturés plus efficacement par le chalut en raison de différences de comportement ou de répartition entre mâles et femelles, peut également contribuer à la tendance observée dans les données de relevé au chalut.

INDICATEURS DE LA PRODUCTIVITÉ

Les indicateurs de la productivité présentés suivent le homard du stade de l'œuf (production d'œufs), au premier établissement (jeunes homards de l'année dans les biocollecteurs), au stade de juvénile (homards juvéniles dans le relevé par plongée) et, enfin, au stade de prérecrue (CPUE des prérecrues dans le programme d'indice de recrutement et abondance des prérecrues selon le relevé du détroit de Northumberland).

Collectivement, ces indicateurs de la productivité indiqueraient que, bien que la production d'œufs demeure élevée, l'habitat pourrait s'approcher de sa capacité maximale pour ce qui est de l'augmentation de la densité des homards sur le fond marin. Par ailleurs, une mortalité naturelle élevée du stade de l'œuf à celui de jeune de l'année pourrait expliquer la légère disjonction entre la production d'œufs et la densité des jeunes de l'année et des juvéniles. Haarr et ses collaborateurs (2020) ont constaté que le début de l'éclosion des œufs dans le sGSL s'est produit, en 2014, cinq semaines plus tôt qu'en 1989. Ce type de changement de la phénologie du homard, probablement lié au réchauffement, pourrait entraîner une non-concordance entre les larves planctoniques du homard et leurs proies (comme discuté dans Haarr *et al.* 2020), qui réduirait ainsi la survie des larves.

Pour les résultats du relevé par plongée, il faut aborder les comparaisons entre sites avec prudence. La zone d'étude de chaque site et la disposition du transect dans chaque zone d'étude ne sont pas nécessairement représentatives des densités globales dans ces zones. Comme la rétention des transects pendant la série chronologique reposait en grande partie sur la rétention des transects à plus forte densité, les transects du plan d'échantillonnage actuel représentent probablement les zones où la densité locale est la plus élevée. De futures recherches pourraient valider les valeurs prédictives des densités présentées ici afin de mieux déterminer si les densités de homards juvéniles dans les transects de relevé par plongée sont indicatives des débarquements futurs dans la zone locale.

Quant aux estimations de la production d'œufs calculées à partir des données du programme d'échantillonnage en mer et des données du programme de l'indice de recrutement, les femelles matures de taille inférieure à la taille légale sont sous-représentées dans les ensembles de données, étant donné que les casiers commerciaux sont conçus pour réduire au minimum les prises de homards sous la taille légale. Les estimations de la production d'œufs tirées de ces deux ensembles de données sont, par conséquent, négativement biaisées. De plus, l'indicateur de la production d'œufs dépend fortement des estimations de la fécondité selon la longueur et, dans une moindre mesure, des estimations de la maturité. La proportion de femelles matures selon la longueur a été calculée au moyen des équations de Comeau et Savoie (2002). De futures recherches pourraient consister à mettre à jour ces courbes de maturité, qui ont maintenant plus de 20 ans, particulièrement à la lumière des récents changements observés dans la taille à maturité des homards dans le sGSL (Haarr *et al.* 2018). Concernant la fécondité, les paramètres taille-fécondité présentés dans le tableau 2 de Currie et Schneider (2011) ont été utilisés pour le détroit de Northumberland et la baie de Fundy

(Nouvelle-Écosse), pour les LC de 65 à 163 mm. Ces valeurs ont été calculées par Currie et Schneider (2011) à partir des résultats de Campbell et Robinson (1983), qui comprenaient des échantillons du détroit de Northumberland, de l'est de la Nouvelle-Écosse et de la baie de Fundy. En combinant les résultats de Campbell et Robinson (1983), les paramètres présentés dans Currie et Schneider (2011) sont plus prudents à de plus grandes tailles que les paramètres de Campbell et Robinson (1983) pour le détroit de Northumberland, qui ont été estimés à partir d'un très petit nombre d'individus ayant une LC de plus de 100 mm (voir la figure 3 dans Campbell et Robinson 1983). De futurs travaux pourraient consister à mettre à jour les estimations de la fécondité et de la maturité afin de mieux représenter la variabilité spatiale du sGSL.

INDICATEURS DE LA PRESSION DE PÊCHE

Pour le pourcentage de casiers vides, les valeurs présentées ici (c'est-à-dire moins de 30 % dans toutes les régions d'évaluation) sont inférieures à celles présentées par Comeau et ses collaborateurs (2008) qui ont indiqué des valeurs proches ou supérieures à 50 % dans quatre des cinq ZPH. Dans les régions 23bc et 23g, le seul indicateur de la pression de pêche qui a pu être estimé était le pourcentage de casiers vides. Le manque de données du programme d'échantillonnage en mer entre 2004 et 2012 entraîne une lacune dans la série qui coïncide avec la diminution du pourcentage de casiers vides. Puisqu'il y a une diminution des débarquements et des densités de homards juvéniles observées dans la région 23bc, des renseignements supplémentaires sur les taux d'exploitation dans cette région permettraient de mieux comprendre les changements possibles dans la pêche et le stock de homard. Lorsque les taux de capture de homard sont relativement élevés, le pourcentage de casiers vides est moins informatif, car il suffit d'un homard de taille commerciale dans un casier pour que le casier soit considéré comme « non vide ». C'est pourquoi cette mesure n'est pas aussi sensible au changement que les taux d'exploitation.

Les taux d'exploitation dans les ZPH 24, 25, 26A et 26B, bien qu'élevés et variables, sont généralement stables dans le temps. Cette stabilité appuie la conclusion selon laquelle l'augmentation des débarquements est le résultat d'une augmentation de l'abondance, et non pas d'un changement de la pression de pêche. L'exactitude des taux d'exploitation, calculés à partir des estimations de la biomasse du relevé du détroit de Northumberland, a été affectée par la précision de l'estimation du relevé, mais aussi par le moment de la mue. Comme le relevé est effectué principalement du début à la mi-juillet dans la ZPH 25 et de la mi-juillet au début août dans la ZPH 26A, il chevauche la période de mue, qui a généralement lieu du début juillet au début septembre (Comeau et Savoie 2001). Par conséquent, les estimations du taux d'exploitation dans la ZPH 25 sont probablement biaisées positivement, car les homards qui muent pour atteindre une taille légale avant l'ouverture de la pêche en août ne sont pas inclus dans l'estimation de la biomasse. À l'inverse, les estimations du taux d'exploitation dans la ZPH 26A sont probablement biaisées négativement, car les homards qui étaient sous la taille légale quand la pêche a été fermée fin juin muent pour atteindre la taille commerciale avant le relevé, et sont donc inclus dans l'estimation de la biomasse. De futurs travaux pourraient envisager d'inclure le stade de la mue dans l'analyse. Les taux d'exploitation calculés au moyen de la méthode de la classe de mue ne sont pas aussi informatifs que ceux calculés à l'aide de la méthode CPEC.

INDICATEURS DE L'ÉCOSYSTÈME

Les indicateurs de l'écosystème ont été inclus dans le présent cadre comme un pas en avant vers une approche écosystémique de la gestion du stock de homard du sGSL. L'intégration des proies, des prédateurs et de l'habitat dans les évaluations peuvent donner une meilleure idée

de l'état du stock de homard et de la durabilité de la pêche. Pour les proies incluses, la diminution de l'abondance du crabe commun dans tous les sites surveillés indiquerait que les densités élevées de homards observées ont une incidence négative sur les populations de crabe commun. Étant donné que le crabe commun est une proie principale du homard (Hanson *et al.* 2014), appuyant sa croissance et sa reproduction (Gendron *et al.* 2001), et la cible d'une pêche commerciale (MPO 2023b), des recherches complémentaires sur le crabe commun sont nécessaires afin de mieux informer la gestion sur l'interrelations de ces deux stocks.

L'indice de prédation est actuellement calculé à partir des données d'un relevé scientifique, celui de septembre, ciblant en grande partie les poissons de fond. De futurs travaux pourraient comprendre l'expansion à d'autres espèces, considérées comme des prédateurs potentiels (p. ex., le phoque gris) ou pour lesquelles il existe des éléments anecdotiques prouvant la prédation (p. ex., le cormoran). Le fait que le homard se nourrit de conspécifiques est bien connu, mais ils ne sont pas inclus dans les estimations de l'indice de prédation, car l'augmentation de l'abondance du homard entraînerait nécessairement une augmentation de la pression de prédation et n'apporterait pas d'information utile aux fins de l'évaluation du stock.

L'analyse de l'indice de l'habitat a montré une augmentation de l'habitat du homard dans le sGSL, en raison de l'augmentation de la température de fond. Bien que la température soit un facteur important de la répartition du homard, d'autres facteurs pourraient être pris en compte à l'avenir, notamment la disponibilité du substrat et des proies.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

Les ZPH 25 et 26A sont les régions d'évaluation les plus riches en données, et par conséquent leurs indicateurs peuvent servir à valider des indicateurs d'autres zones. Par exemple, la forte corrélation dans la ZPH 25 entre l'indicateur des homards juvéniles tiré du relevé par plongée et les débarquements pourrait indiquer que, malgré les limites de l'ensemble de données du relevé par plongée, les résultats de l'analyse peuvent fournir un aperçu des débarquements futurs. De même, la forte corrélation entre la biomasse, selon le relevé du détroit de Northumberland, et les débarquements provenant de la ZPH 25 (figure 36) pourrait indiquer que les débarquements reflètent effectivement les abondances dans les régions 23bc et 23g et les ZPH 24 et 26B, en l'absence d'un relevé au chalut indépendant de la pêche. Le faible degré de corrélation entre la biomasse et les débarquements dans la ZPH 26A est probablement attribuable à la variabilité interannuelle élevée de l'estimation de la biomasse pour cette zone (figure 37).

Dans de futurs travaux, inclure les données sur les prises de homard tirées du relevé multi-espèces mené en septembre dans le sGSL pourrait être envisagé (Savoie 2016; Ricard *et al.* 2024). Depuis 2008, les prises de homard dans le relevé ont augmenté de façon constante (Ricard *et al.* 2024) et ces données pourraient servir d'ensemble de données indépendant de la pêche pour les régions 23bc et 23g et les ZPH 24 et 26B. L'augmentation des prises dans cet ensemble de données est probablement attribuable à l'expansion de la répartition du homard vers des eaux plus profondes, comme on l'a vu dans les ZPH 25 et 26A de l'ensemble de données du relevé du détroit de Northumberland (figure 18).

SOURCES D'INCERTITUDE

Les indicateurs présentés proviennent de plusieurs sources de données comportant chacune ses propres mises en garde. Les données et les activités de surveillance dépendantes de la pêche (comme les débarquements, le programme d'échantillonnage en mer et le programme d'indice de recrutement) sont touchées par les changements dans la pêche, y compris ceux qui résultent de modifications de la réglementation ou de facteurs socioéconomiques. Par exemple,

le retard du début de la saison de pêche en 2020 dans les ZPH 23, 24, 26A et 26B en raison de la pandémie de COVID-19 (MPO 2020) peut expliquer en partie les estimations de CPUE plus élevées dans ces zones, car la capturabilité du homard augmente généralement quand la température de l'eau augmente au printemps. Quant aux sources de données indépendantes de la pêche, l'échantillonnage peut être limité à de petites zones (p. ex., relevé par plongée et biocollecteurs) ou n'être réalisé que dans une partie du sGSL (p. ex., relevé dans le détroit de Northumberland), ce qui limite les inférences.

Pour l'indicateur de la prédation, un éventail de prédateurs potentiels des larves de homard et des homards de stade benthique trouvés dans l'ensemble des données du relevé au chalut de septembre a été inclus, mais les effets des changements relatifs à l'abondance des prédateurs sur le stock de homard n'ont pas été évalués. Toute interprétation des tendances de l'indice de prédation devrait tenir compte des biais que cette approche entraîne, en particulier pour les espèces présentes dans les habitats où la densité du homard est faible.

Concernant l'analyse de l'habitat du homard, seule la température a été prise en compte, alors que d'autres variables de l'écosystème (p. ex., le substrat ou la profondeur) contribuent également au caractère convenable de l'habitat. En outre, les différences d'une année à l'autre dans le calendrier des relevés océanographiques peuvent introduire une variabilité dans la série chronologique de la température utilisée pour l'indice de l'habitat du homard. La technique d'analyse objective utilisée pour l'interpolation des champs de température peut sous-estimer ou surestimer les valeurs, en particulier près de la côte lorsque les données doivent être extrapolées.

CONCLUSIONS

D'après les points de référence (MPO 2014a), le stock de homard du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) se situe bien dans la zone saine de l'approche de précaution, avec des débarquements en 2022 presque trois fois supérieurs au point de référence supérieur (PRS). Dans chaque région d'évaluation, les débarquements ont augmenté depuis l'évaluation précédente. D'autres indicateurs de l'abondance montrent également une tendance à la hausse de l'abondance du homard dans le sGSL (tableau 8). Les indicateurs de la productivité ont aussi augmenté depuis l'évaluation précédente, mais montrent certains signes de stabilisation ou de réduction de la croissance. Les indicateurs de la pression de pêche montrent une diminution du nombre de casiers vides et des taux d'exploitation relativement stables, ce qui, combiné à une augmentation de l'abondance, indiquerait que le stock peut soutenir le niveau actuel d'exploitation. Collectivement, les indicateurs de l'écosystème fournissent des renseignements contextuels sur le caractère convenable de l'habitat pour le homard, quant aux relations prédateurs-proies et la température de l'eau.

Le point de référence limite (PRL) et le PRS ont été déterminés à partir des débarquements médians de 1974 à 2009 considérés comme une approximation de la biomasse au rendement maximal durable (BRMD; MPO 2014a). Depuis 1975, les débarquements ont augmenté régulièrement jusqu'en 1990 environ, après quoi ils ont diminué jusqu'en 2005, avant d'entamer une augmentation soutenue de 2005 à 2021. Bien que le PRL actuel concerne l'ensemble des débarquements provenant du sGSL, la tendance a été largement similaire dans les régions d'évaluation, à l'exception de la ZPH 24 où les débarquements ont augmenté régulièrement depuis 1975. Ces changements relatifs à l'abondance du homard et les changements simultanés observés dans les populations d'autres espèces ciblées par une pêche commerciale dans le sGSL pourraient indiquer un changement de régime. Réévaluer le PRL afin de s'assurer qu'il corresponde à l'écosystème actuel pourrait être envisagé. Il serait préférable d'utiliser des

données indépendantes de la pêche pour établir le PRL afin d'éliminer l'incertitude liée aux changements relatifs à la pêche.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier les nombreux collaborateurs du MPO et de l'industrie qui ont contribué aux données utilisées dans le présent cadre, y compris l'Association des pêcheurs de l'Île-du-Prince-Édouard, l'Union des pêcheurs des Maritimes, le Gulf Nova Scotia Fleet Planning Board, le ministère des Pêches et des Communautés de l'Île-du-Prince-Édouard, la Direction des politiques et de l'économie du MPO, la Direction générale de la gestion des pêches et des ports du MPO, les équipages et les capitaines des navires de recherche scientifique de la Garde côtière, ainsi que le grand nombre de techniciennes et de techniciens en sciences aquatiques du MPO qui participent aux travaux sur le terrain. Les analyses présentées ici s'appuient sur les travaux des cadres précédents présentés dans Comeau *et al.* (2008) et Rondeau *et al.* (2015).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Aiken, D.E., et Waddy, S.L. 1980. Reproductive biology. *In* The biology and management of lobsters. *Edited by* S. Cobb et B.F. Phillips. Academic Press, New York. pp. 215–276.
- Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., and Barnett, L.A.K. 2022. [sdmTMB: An R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields](#). bioRxiv 2022(03).
- Asselin, N.C., Hanson, J.M., Ricard, D., and Rondeau, A. 2021. [Methods and summary data from the Northumberland Strait multi-species bottom trawl survey, 1999 to 2018](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3432: v + 118 p.
- Asselin, N., Surette, T., et Ricard, D. 2023. [Analyse d'un relevé comparatif complété en 2019 et 2020 entre deux différents types de chaluts de fond utilisés sur NGCC M. Perley lors du relevé de fond multi-espèces du détroit de Northumberland](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/081: iv + 41 p.
- Atema, J., Jacobson, S., Karnofsky, E., Oleszko-Szuts, S., and Stein, L. 1979. [Pair formation in the lobster, *Homarus americanus*: Behavioral development pheromones and mating](#). Mar. Freshw. Behav. Physiol. 6(4): 277–296.
- Boudreau, S.A., Anderson, S.C., and Worm, B. 2015. [Top-down and bottom-up forces interact at thermal range extremes on american lobster](#). J. Anim. Ecol. 84(3): 840–850.
- Boudreau, S.A., and Giard, D. 2022. [Description of the Gulf Region lobster fishery in 1993, 2005, 2011, and 2016 from standardized phone surveys of southern Gulf of St. Lawrence lobster fishers](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3247: iv + 99.
- Boudreau, S.A., and Hanley, P.H. 2023. [Baseline composition, quantity, and condition of bycatch in the southern Gulf of St. Lawrence spring and summer American lobster fisheries](#). FACETS 8: 1–17.
- Boudreau, S.A., and Worm, B. 2010. [Top-down control of lobster in the Gulf of Maine: Insights from local ecological knowledge and research surveys](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 403: 181– 191.
- Boudreau, S.A., and Worm, B. 2012. Ecological role of large benthic decapods in marine ecosystems: A review. Mar. Ecol. Prog. Ser. 469: 195–213.

-
- Bowlby, H.D., Hanson, J.M., and Hutchings, J.A. 2007. Resident and dispersal behavior among individuals within a population of American lobster *Homarus americanus*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 331: 207–218.
- Bowlby, H.D., Hanson, J.M., and Hutchings, J.A. 2008. [Stock structure and seasonal distribution patterns of American lobster, *Homarus americanus*, inferred through movement analyses](#). Fish. Res. 90(1-3): 279–288.
- Brooks, M., Kristensen, K., Benthem, K. van, Magnusson, A., Berg, C., Nielsen, A., Skaug, H., Maechler, M., and Bolker, B. 2017. [glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling](#). The R Journal 9(2): 378– 400.
- Campbell, A., and Robinson, D.G. 1983. [Reproductive potential of three American lobster \(*Homarus americanus*\) stocks in the Canadian Maritimes](#). Can. J. Fish. Aquat. 40(11): 1958–1967.
- Chaput, G., et Bradford, R. 2003. [L'Alose savoureuse \(*Alosa sapidissima*\) dans l'atlantique Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2003/009. 71 p.
- Chassé, J., Lambert, N., Comeau, M., Galbraith, P., Larouche, P., et Pettipas, R. 2014. [Conditions environnementales dans le sud du golfe du Saint-Laurent relativement au homard](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/031. v + 25 p.
- Clayton, R., and Allard, J. 2003. [Change-in-ratio estimates of lobster exploitation rate using sampling concurrent with fishing](#). Can. J. Fish. Aquat. 60(10): 1190–1203.
- Cobb, J.S. 1976. The American lobster: The biology of *Homarus americanus*. Mar. Tech. Rep. (University of Rhode Island) 49: 52.
- Collins, R.K., Simpson, M.R., Miri, C.M., Mello, L.G.S., Chabot, D., Hedges, K., Benoît, H., et McIntyre, T.M. 2015. [Évaluation du loup à tête large, du loup tacheté et du loup atlantique des océans Atlantique et Arctique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/034. iv + 86 p.
- Comeau, M.(ed.). 2003. [Workshop on lobster \(*Homarus americanus* and *H. gammarus*\) reference points for fishery management held in Tracadie-Sheila, New Brunswick, 8-10 September 2003](#): Abstracts and proceedings. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2506: vii + 39 p.
- Comeau, M., Hanson, J.M., Rondeau, A., Mallet, M., et Chassé, J. 2008. [Cadre de travail et évaluation des pêcheries de homard, *Homarus americanus*, dans le sud-ouest du golfe du Saint-Laurent : ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2008/054. ii + 111 p.
- Comeau, M., and Savoie, F. 2001. [Growth increment and molt frequency of the American lobster \(*Homarus americanus*\) in the southwestern Gulf of St. Lawrence](#). J. Crust. Biol. 21(4): 923–936.
- Comeau, M., and Savoie, F. 2002. [Maturity and reproductive cycle of the female American lobster, *Homarus americanus*, in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). J. Crust. Biol. 22(4): 762–774.
- Conseil pour la conservation des ressources halieutiques. 1995. [Un cadre pour la conservation des stocks du homard de l'Atlantique](#). Rapport soumis au Ministre des Pêches et des Océans. CCRH 95.R.1 Ministère des Pêches et des Océans, Ottawa, Ontario: 49 p.
-

-
- Conseil pour la conservation des ressources halieutiques. 2007. [Cadre de durabilité pour le homard de l'Atlantique \(2007\)](#). Rapport pour le ministre de Pêches et Océans. CCRH.07.R1 Ministère des Pêches et des Océans, Ottawa, Ontario: 60 p.
- Cook, A.M., Hubley, B., Denton, C., et Howse, V. 2020. [Évaluation de 2018 du cadre pour le homard d'Amérique \(*Homarus americanus*\) dans les ZPH 27 à 33](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/017. vi + 263 p.
- Currie, J.J., and Schneider, D.C. 2011. Spatial scaling from latitudinal gradients: Size-specific fecundity in the American lobster *Homarus americanus*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 439: 193–201.
- Desgagnés, M. 2016. [Évaluation du stock de flétan atlantique \(*Hippoglossus hippoglossus*\) du golfe du Saint-Laurent \(4RST\) pour 2013 et 2014 : Source et traitement des données](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/098: v + 23 p.
- DeWolf, A.G. 1974. The Lobster Fishery of the Maritime Provinces: Economic Effects of Regulations. Bull. Fish. Res. Board. Can. (187): ix + 60 p.
- Ennis, G. 1984. [Small-scale seasonal movements of the American lobster *Homarus americanus*](#). Trans. Am. Fish. Soc. 113(3): 336–338.
- Estrella, B.T., and Cadrin, S.X. 1995. Fecundity of the American lobster (*Homarus americanus*) in Massachusetts coastal waters. ICES mar. Sci. Symp. 199: pp. 61–72.
- Fogarty, M.J., and Idoine, J.S. 1988. [Application of a yield and egg production model based on size to an offshore American lobster population](#). Trans. Am. Fish. Soc. 117(4): 350–362.
- Frank, K.T., Petrie, B., Choi, J.S., and Leggett, W.C. 2005. [Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem](#). Science 308(5728): 1621–1623.
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Dumas, J., Shaw, J.-L., Caverhill, C., Lefavre, D. et Lafleur, C. 2022. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2021](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/034. iv + 85 p
- Galbraith, P.S., Chassé, J., Shaw, J.-L., Dumas, J., Caverhill, C., Lefavre, D., et Lafleur, C. 2021. [Conditions océanographiques physiques dans le golfe du Saint-Laurent en 2020](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2021/045. iv + 84 p.
- Gendron, L., Fradette, P., and Godbout, G. 2001. [The importance of rock crab \(*Cancer irroratus*\) for growth, condition and ovary development of adult American lobster \(*Homarus americanus*\)](#). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 262(2): 221–241.
- Gendron, L., and Sainte-Marie, B. 2006. [Growth of juvenile lobster *Homarus americanus* off the Magdalen Islands \(Quebec, Canada\) and projection of instar and age at commercial size](#). Mar. Ecol. Prog. Ser. 326: 221–233.
- Gendron, L., et Savard, G. 2012. [État des stocks de homard des eaux côtières du Québec \(ZPH 15 à 22\) en 2011 et détermination de points de référence pour la mise en œuvre d'une approche de précaution aux Îles-de-la-Madeleine \(ZPH 22\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/010. xvii + 147 p.
- Green, B.S., Gardner, C., Hochmuth, J.D., and Linnane, A. 2014. [Environmental effects on fished lobsters and crabs](#). Rev. Fish Biol. Fish. 24: 613–638.
- Haarr, M.L., Comeau, M., Chassé, J., and Rochette, R. 2020. [Early spring egg hatching by the American lobster \(*Homarus americanus*\) linked to rising water temperature in autumn](#). ICES J. Mar. Sci. 77(5): 1685–1697.
-

-
- Haarr, M.L., Sainte-Marie, B., Comeau, M., Tremblay, M.J., and Rochette, R. 2018. [Female American lobster \(*Homarus americanus*\) size-at-maturity declined in Canada during the 20th and early 21st centuries](#). *Can. J. Fish. Aquat.* 75(6): 908–924.
- Hanson, J.M. 2001. [Abondance et répartition du homard d'Amérique dans l'ouest du détroit de Northumberland, avant la pêche en 1999 et en 2000](#). *Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech.* 2001/079. 19 p.
- Hanson, J.M. 2009. [Predator-prey interactions of American lobster \(*Homarus americanus*\) in the southern Gulf of St. Lawrence, Canada](#). *N. Z. J. Mar. Freshwater Res.* 43(1): 69–88.
- Hanson, J.M., Comeau, M., and Rondeau, A. 2014. [Atlantic rock crab, unlike American lobster, is important to ecosystem functioning in Northumberland Strait](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 143(5): 1266–1279.
- Hanson, J.M., and Lanteigne, M. 2000. [Evaluation of Atlantic cod predation on American lobster in the southern Gulf of St. Lawrence, with comments on other potential fish predators](#). *Trans. Am. Fish. Soc.* 129(1): 13–29.
- Hudon, C. 1987. [Ecology and growth of postlarval and juvenile lobster, *Homarus americanus*, off Iles de la Madeleine \(Quebec\)](#). *Can. J. Fish. Aquat.* 44(11): 1855–1869.
- Hurlbut, T., Nielsen, G., Hébert, R., et Gillis, D. 1995. [The status of spiny dogfish \(*Squalus acanthias*, linnaeus\) in the Southern Gulf of St. Lawrence \(NAFO Division 4T\)](#). *DFO Atl. Fish. Res. Doc.* 95/42: 38 p.
- Lawton, P., and Lavalli, K.L. 1995. [Postlarval, juvenile, adolescent and adult ecology](#). *In Biology of the lobster *Homarus americanus**. Edited by J.R. Factor. Academic Press, Toronto, Canada. pp. 47–88.
- Mallet, M., Comeau, B., Gagnon, D., and Comeau, M. 2006. [At-sea sampling data collection and fishery regulations for the southern Gulf of St. Lawrence lobster \(*Homarus americanus*\) fishery—1982–2000](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2769: v + 105 p.
- McLeese, D., and Wilder, D. 1958. [The activity and catchability of the lobster *Homarus americanus* in relation to temperature](#). *J. Fish. Res. Board Can.* 15(6): 1345–1354.
- Miller, R.J., Moore, D.S., et Pringle, J.D. 1987. [Overview of the inshore lobster resources in the Scotia-Fundy region](#). *CAFSAC Res. Doc.* 87/85: 20 p.
- MPO. 2003. Communiqué : Plan de gestion pluriannuel des pêches du homard pour les ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B – Sud du Golfe. C-G-03-03F: 2 p.
- MPO. 2011. Avis aux pêcheurs : Plan de gestion du homard à partir de 2011 pour les zones de pêche du homard 23, 24, 25, 26A et 26B. EKME 2378181: 4 p.
- MPO. 2013. [État des stocks de homard \(*Homarus americanus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent : zones de pêche du homard \(ZPH\) 23, 24, 25, 26a et 26b](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci.* 2013/029.
- MPO. 2014a. [Options liées aux points de référence pour le stock de homard du sud du golfe du Saint-Laurent \(Zones de Pêche du Homard 23, 24, 25, 26a, 26b\)](#). *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci.* 2014/027.
- MPO. 2014b. Avis aux pêcheurs : Plan de pêche axé sur la conservation du homard – Nouvelles mesures de gestion à partir de 2014 (ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B). EKME 3069560: 3 p.
-

-
- MPO. 2016. [Mise à jour des indicateurs de l'état des stocks de homard américain \(*Homarus americanus*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2016/051 (Erratum : mars 2017).
- MPO. 2017. Avis aux pêcheurs : Plan de pêche axé sur la conservation du homard – Zone de pêche du homard (ZPH) 25 – Nouvelles mesures de gestion à partir de 2017. EKME 3797308: 2 p.
- MPO. 2019a. [Évaluation de l'état du stock de homard \(*Homarus americanus*\) des Îles-de-la-Madeleine \(ZPH 22\), Québec, en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/061.
- MPO. 2019b. [Évaluation de l'état des stocks de homard \(*Homarus americanus*\) de la Gaspésie \(ZPH 19, 20 et 21\), Québec, en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/060.
- MPO. 2019c. [Évaluation de l'état des stocks de homard \(*Homarus americanus*\) de la Côte-Nord \(ZPH 15, 16 et 18\) et de l'île d'Anticosti \(ZPH 17\), Québec, en 2018](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/059.
- MPO. 2019d. [Mise à jour jusqu'en 2018 des indicateurs de l'état du stock de homard américain \(*Homarus americanus*\) du sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2019/008.
- MPO. 2020. [2020 - Plan de pêche axé sur la conservation \(PPAC\) de la pêche du homard du sud du Golfe du Saint-Laurent pour les zones de pêche du homard \(ZPH\) 23, 24, 25, 26A et 26B](#).
- MPO. 2021a. [Évaluation du homard d'Amérique à Terre-Neuve](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2021/008: 16 p.
- MPO. 2021b. Avis aux pêcheurs : 2021 – Plan de pêche axé sur la conservation de la pêche du homard du sud du Golfe du Saint-Laurent pour les zones de pêche du homard (ZPH) 23, 24, 25, 26A et 26B. MCGE-FR 4229679 : 4 p.
- MPO. 2022a. [2022 - Plan de pêche axé sur la conservation de la pêche du homard du Golfe du Saint-Laurent pour les zones de pêche du homard \(ZPH\) 23, 24, 26A et 26B](#).
- MPO. 2022b. Avis aux pêcheurs : 2022 – Plan de pêche axé sur la conservation de la pêche du homard pour la zone de pêche du homard (ZPH) 25. 3 p.
- MPO. 2023a. [Cadre d'évaluation et état du stock de homard, *Homarus americanus*, pour le sud du golfe du Saint Laurent \(ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B\)](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2023/029.
- MPO. 2023b. [Mise à jour jusqu'en 2021 des indicateurs de la pêche du crabe commun \(*Cancer irroratus*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2023/005.
- Munro, J., and Therriault, J.-C. 1983. [Migrations saisonnières du homard \(*Homarus americanus*\) entre la côte et les lagunes des Îles-de-la-Madeleine](#). Can. J. Fish. Aquat. 40(7): 905–918.
- Olaso, I., Gutiérrez, J.L., Villamor, B., Carrera, P., Valdés, L., and Abaunza, P. 2005. [Seasonal changes in the north-eastern Atlantic mackerel diet \(*Scomber scombrus*\) in the north of Spain \(ICES Division VIIIc\)](#). J. Mar. Biolog. Assoc. U.K. 85(2): 415–418.
- Pêches et Océans Canada. 2004. Communiqué : Le plan de gestion de la pêche du homard de 2004 dans la zone 25. C-G-04-07F : 2 p.
-

-
- Pêches et Océans Canada. 2005. Communiqué : [Le plan de gestion de la pêche du homard de 2005 dans la zone 25](#). C-G-05-12F : 2 p.
- Pezzack, D.S. 1992. A review of lobster (*Homarus americanus*) landing trends in the northwest Atlantic, 1947-86. J. Northwest Atl. Fish. Sci. 14: 115–127.
- R Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ricard, D., Rolland, N., Surette, T., et Vergara, P. 2024. The gulf R package: Quality assurance and quality control of presence, abundance and biomass indices derived from the annual September ecosystem survey of the southern Gulf of St. Lawrence (1971-2021). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. nnn: x + 133 p.
- Ricker, W.E. 1980. Calcul et interprétation des statistiques biologiques des populations de poissons. Bull. Fish. Res. Board. Can. 191F: 409.
- Rondeau, A., Comeau, M., et Surette, T. 2015. [Évaluation de l'état des stocks de homard \(*Homarus americanus*\) pour le sud du golfe du Saint-Laurent : ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2014/036. xii + 92 p.
- Savenkoff, C., Swain, D., Hanson, J., Castonguay, M., Hammill, M., Bourdages, H., Morissette, L., and Chabot, D. 2007. [Effects of fishing and predation in a heavily exploited ecosystem: Comparing periods before and after the collapse of groundfish in the southern Gulf of St. Lawrence \(Canada\)](#). Ecol. Modell. 204(1-2): 115–128.
- Savoie, L. 2016. [Indices des abondances jusqu'en 2014 de six espèces de poisson de fond provenant des relevés aux chaluts de fond de navire de recherche en septembre et de la pêche sentinelle en août dans le sud du golfe du Saint-Laurent](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2015/085. v + 52 p.
- Stan Development Team. 2022. RStan: The R interface to Stan.
- Steneck, R.S., Vavrinec, J., and Leland, A.V. 2004. [Accelerating trophic-level dysfunction in kelp forest ecosystems of the western North Atlantic](#). Ecosystems 7: 323–332.
- Swain, D., Benoît, H., Daigle, D., et Aubry, É. 2012. [Situation de la raie épineuse \(*Amblyraja radiata*\) dans le sud du golfe du Saint-Laurent : caractéristiques du cycle de vie, les tendances dans l'abondance et la distribution depuis 1971 à 2010, et les menaces potentielles](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2012/032. iii + 42 p.
- Swain, D.P., et Benoît, H.P. 2017. [Évaluation du potentiel de rétablissement de la raie tachetée \(*Leucoraja ocellata* Mitchell\) de l'unité désignable du golfe du Saint-Laurent, janvier 2016](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/119. xviii + 131 p.
- Swain, D.P., Richard, D., Rolland, N., et Aubry, É. 2019. [Assessment of the southern Gulf of St. Lawrence Atlantic Cod \(*Gadus morhua*\) stock of NAFO Div. 4T and 4Vn \(November to April\), March 2019](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/038. iv + 105 p.
- Swain, D.P., Savoie, L., et Cox, S.P. 2016. [Évaluation du potentiel de rétablissement de l'unité désignable du sud du golfe du Saint-Laurent \(SGSL\) pour la merluche blanche \(*Urophycis tenuis* Mitchell\), janvier 2015](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2016/045. vii + 109 p.
- Tremblay, M.J. 1998. [Movements of the lobster *Homarus americanus*, off northeastern Cape Breton Island, with notes on lobster catchability](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2220: iv+32.
-

-
- Waddy, S.L., Aiken, D.E., and De Kleijn, D.P.V. 1995. Control of growth and reproduction. *In* Biology of the lobster *Homarus americanus*. Edited by J.R. Factor. Toronto. pp. 217–266.
- Wahle, R.A., Bergeron, C., Tremblay, J., Wilson, C., Burdett-Coutts, V., Comeau, M., Rochette, R., Lawton, P., Glenn, R., and Gibson, M. 2013. [The geography and bathymetry of American lobster benthic recruitment as measured by diver-based suction sampling and passive collectors](#). Mar. Biol. Res. 9(1): 42–58.
- Wahle, R.A., and Steneck, R.S. 1991. Recruitment habitats and nursery grounds of the American lobster *Homarus americanus*: A demographic bottleneck? Mar. Ecol. Prog. Ser.: 231–243.
- Wahle, R.A., Wilson, C., Parkhurst, M., and Bergeron, C.E. 2009. [A vessel-deployed passive postlarval collector to assess settlement of the American lobster *Homarus americanus*](#). N. Z. J. Mar. Freshwater Res. 43(1): 465–474.
- Williamson, A.M. 1992. Historical lobster landings for Atlantic Canada, 1892-1989. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2164: 110 p.
- Wood, S.N. 2011. [Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models](#). J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.) 73(1): 3–36.
- Worm, B., and Myers, R.A. 2003. [Meta-analysis of cod–shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs](#). Ecology 84(1): 162–173.

TABLEAUX

Tableau 1. Principales mesures de gestion en place pendant la pêche au homard de 2021 dans le sud du golfe du Saint-Laurent; par zone de pêche du homard (ZPH), sous-zone de pêche du homard ou zone de gestion.

	23A	23B	23C	23D	24	25	26A-1	26A-2	26A-3	26B nord	26B sud
Dates de la saison	4 mai au 4 juillet	4 mai au 4 juillet	4 mai au 4 juillet	4 mai au 4 juillet	4 mai au 4 juillet	9 août au 10 oct	4 mai au 1er juillet	4 mai au 1er juillet	4 mai au 1er juillet	7 mai au 8 juillet	4 mai au 4 juillet
Nombre de permis											
Categorie A	64	91	287	130	596	603	444	144	35	86	115
Categorie B	19	1	-	1	-	5	1	2	-	1	2
Nombre maximal de casiers	300	300	300	300	300	250 N-B; 240 I-P-E; 225 N-E	280 N-É; 272 I-P-E	255 ^a	250	250	250
Nombre minimal de casiers par ligne	NA	NA	3 (portion)	3 (portion)	6	NA	6 (une partie de l'Î-P-É); 5 (N-É)	6	2	5	NA
Taille maximale du cerceau (mm)	152	152	152	152	NA	152	NA	152	NA	152	NA
Taille minimale légale de carapace (mm)	77	77	77	77	74	77	74	76	76	82.5	82.5
Fenêtre maximale pour les femelles (mm)	115-129	115-129	115-129	115-129	115-129	≥ 115	115-129	115-129	115-129	NA	NA

^a Certains titulaires de permis de pêche commerciale communautaire ont une limite de 275 casiers

Tableau 2. Taille minimale légale de la carapace (taille minimale légale, en millimètres) par zone de gestion des pêches, de 1957 à 2022.

Année	23A	23B	23C	23D	24	25	26A-1	26A-2	26A-3	26B nord	26B sud
1957-1986	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5
1987	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	65,1	65,1
1988	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	66,7	66,7
1989	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	63,5	68,3	68,3
1990	65,1	65,1	65,1	65,1	63,5	65,1	63,5	63,5	63,5	70,0	70,0
1991-1996	66,7	66,7	66,7	66,7	63,5	66,7	65,1	65,1	65,1	70,0	70,0
1997	66,7	66,7	66,7	66,7	63,5	66,7	65,1	65,1	65,1	70,0	70,0
1998	67,5	67,5	67,5	67,5	65,1	67,5	65,9	65,9	65,9	70,0	70,0
1999	67,5	67,5	67,5	67,5	65,9	67,5	65,9	65,9	65,9	70,0	70,0
2000	67,5	67,5	67,5	67,5	66,7	67,5	66,7	66,7	66,7	70,0	70,0
2001-2002	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	67,5	70,0	70,0
2003	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	68,5	72,0	72,0
2004	70,0	70,0	70,0	70,0	69,5	70,0	69,5	69,5	69,5	73,0	73,0
2005	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	71,5	73,0	74,0	74,0
2006	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	71,5	76,0	75,0	75,0
2007	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	70,0	71,5	76,0	76,0	76,0
2008	71,0	71,0	71,0	70,0	70,0	70,0	70,0	73,0	76,0	77,0	76,0
2009	72,0	72,0	72,0	70,0	70,0	70,0	70,0	73,0	76,0	79,0	76,0
2010	73,0	73,0	72,0	70,0	70,0	70,0	70,0	73,0	76,0	79,0	77,0
2011	74,0	74,0	72,0	71,0	71,0	71,0	71,0	73,0	76,0	80,0	79,0
2012	75,0	75,0	72,0	71,0	71,0	71,0	71,0	73,0	76,0	81,0	79,0
2013	76,0	76,0	73,0	72,0	72,0	72,0	72,0	73,0	76,0	81,0	79,0
2014	76,0	76,0	74,0	73,0	72,0	72,0	72,0	73,0	76,0	82,5	79,0
2015	76,0	76,0	75,0	74,0	72,0	72,0	72,0	75,0	76,0	82,5	80,0
2016	76,0	76,0	76,0	75,0	72,0	73,0	72,0	76,0	76,0	82,5	81,0
2017	76,0	76,0	76,0	76,0	72,0	75,0	72,0	76,0	76,0	82,5	81,0

Année	23A	23B	23C	23D	24	25	26A-1	26A-2	26A-3	26B nord	26B sud
2018	77,0	77,0	77,0	77,0	73,0	77,0	73,0	76,0	76,0	82,5	81,7
2019	77,0	77,0	77,0	77,0	73,0	77,0	73,0	76,0	76,0	82,5	82,5
2020	77,0	77,0	77,0	77,0	73,0	77,0	74,0	76,0	76,0	82,5	82,5
2021	77,0	77,0	77,0	77,0	74,0	77,0	74,0	76,0	76,0	82,5	82,5
2022	79,0	79,0	79,0	79,0	75,0	79,0	75,0	76,0	76,0	82,5	82,5

Tableau 3. Nombre de ports échantillonnés (ports), nombre de jours en mer (échantillons, Éch.) et nombre de casiers (Cas.) échantillonnés chaque année dans chaque région d'évaluation dans le cadre du programme d'échantillonnage en mer, de 2001 à 2022. Les années au cours desquelles aucune activité d'échantillonnage n'a été enregistrée comportent la mention « S.O. ».

Année	23bc			23g			24			25			26A			26B		
	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.
2001	2	20	4055	1	36	10516	7	64	9049	5	15	2996	5	47	11153	1	28	8046
2002	1	10	2934	1	1	293	8	34	6495	5	13	2941	6	49	12686	1	11	3013
2003	2	7	2037	1	4	1167	12	30	5865	9	27	5942	19	76	19559	2	11	2230
2004	1	1	296	S.O.	S.O.	S.O.	9	24	4843	6	16	3563	10	31	7317	S.O.	S.O.	S.O.
2005	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	10	28	6374	7	15	3433	10	31	7727	S.O.	S.O.	S.O.
2006	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	10	30	7321	8	16	3274	9	35	8673	S.O.	S.O.	S.O.
2007	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	9	25	6615	6	13	2641	9	28	7651	S.O.	S.O.	S.O.
2008	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	9	25	6266	7	15	3308	8	25	7415	S.O.	S.O.	S.O.
2009	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	10	30	8049	5	9	1713	9	28	8289	S.O.	S.O.	S.O.
2010	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	9	22	5927	6	11	2318	9	28	8254	S.O.	S.O.	S.O.
2011	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	9	25	6465	6	13	2842	8	27	6808	S.O.	S.O.	S.O.
2012	3	26	7549	3	26	7750	9	28	7363	9	38	8596	13	61	15057	6	32	7517
2013	2	18	5345	2	17	4409	9	27	6752	7	28	5893	9	23	6025	6	26	6071
2014	1	7	1730	2	12	3133	9	23	6471	7	23	4123	8	27	7211	S.O.	S.O.	S.O.
2015	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	11	37	10820	6	14	3457	7	27	7584	S.O.	S.O.	S.O.
2016	2	14	4132	2	14	3692	11	28	8115	7	29	5642	8	27	7580	S.O.	S.O.	S.O.

Année	23bc			23g			24			25			26A			26B		
	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.	Ports	Éch.	Cas.
2017	3	14	3508	2	15	4371	10	25	7258	10	36	6959	8	26	7112	S.O.	S.O.	S.O.
2018	2	12	2086	2	10	2368	9	23	6593	8	32	5218	8	25	6723	S.O.	S.O.	S.O.
2019	2	13	2344	2	10	1856	11	34	9529	8	29	3959	8	27	7514	S.O.	S.O.	S.O.
2020	1	1	184	1	2	246	S.O.	S.O.	S.O.	1	3	370	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
2021	2	8	1389	1	3	476	8	25	7181	8	22	3953	8	25	6990	S.O.	S.O.	S.O.
2022	2	8	1476	2	8	1616	8	23	6598	8	19	3485	7	24	6483	S.O.	S.O.	S.O.

Tableau 4. Nombre de participants (Part.), nombre de casiers modifiés échantillonnés (Mod.) et nombre de casiers réguliers échantillonnés (Rég.) chaque année dans chaque région d'évaluation dans le cadre du programme d'indice de recrutement, de 2002 à 2022. Les casiers modifiés ont des événements d'échappement bloqués. Les casiers réguliers sont munis d'événements d'échappement fonctionnels. Les années au cours desquelles aucune activité d'échantillonnage n'a été enregistrée comportent la mention « S.O. ».

Année	23g			24			25			26A			26B		
	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.
2002	10	1536	1536	56	7712	7786	27	3078	2982	29	3888	3892	10	1176	1175
2003	10	1395	1395	57	8044	8042	27	2876	2875	28	3803	3803	10	1242	1241
2004	9	1389	1385	53	7373	7379	19	1817	1936	28	3689	3690	9	1029	1028
2005	S.O.	S.O.	S.O.	53	7161	7159	11	1386	1386	27	3566	3569	S.O.	S.O.	S.O.
2006	S.O.	S.O.	S.O.	51	7347	7347	12	1595	1595	25	3349	3349	S.O.	S.O.	S.O.
2007	S.O.	S.O.	S.O.	51	7131	7131	9	1175	1175	24	3297	3302	S.O.	S.O.	S.O.
2008	S.O.	S.O.	S.O.	51	6953	6952	12	1505	1505	26	3402	3402	S.O.	S.O.	S.O.

Année	23g			24			25			26A			26B		
	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.	Part.	Mod.	Rég.
2009	S.O.	S.O.	S.O.	54	7170	7172	13	1607	1607	27	3464	3465	S.O.	S.O.	S.O.
2010	S.O.	S.O.	S.O.	52	6876	6879	16	1997	1996	27	3305	3304	S.O.	S.O.	S.O.
2011	S.O.	S.O.	S.O.	52	6789	6789	16	1934	1934	24	3273	3273	S.O.	S.O.	S.O.
2012	S.O.	S.O.	S.O.	51	7037	7036	15	1772	1773	33	4693	4549	5	645	641
2013	S.O.	S.O.	S.O.	49	5958	5976	15	1757	1757	33	4190	4189	4	432	434
2014	S.O.	S.O.	S.O.	50	6645	6645	15	1966	1966	37	5172	5172	10	1177	1165
2015	S.O.	S.O.	S.O.	47	6111	6110	15	1907	1907	25	3104	3105	4	519	519
2016	S.O.	S.O.	S.O.	52	7117	7115	14	1848	1849	35	4984	4984	8	1002	1002
2017	S.O.	S.O.	S.O.	54	7164	7164	13	1697	1697	34	4728	4739	8	945	945
2018	S.O.	S.O.	S.O.	50	6821	6813	14	1845	1855	35	4950	4944	8	927	927
2019	S.O.	S.O.	S.O.	46	5916	5915	11	1326	1355	35	4672	4673	8	906	906
2020	S.O.	S.O.	S.O.	44	4766	4764	12	1478	1472	23	2483	2475	S.O.	S.O.	S.O.
2021	S.O.	S.O.	S.O.	37	4937	4934	10	1153	1153	31	4208	4208	8	930	930
2022	S.O.	S.O.	S.O.	42	5406	5408	9	1074	1074	29	3887	3900	7	726	726

Tableau 5. Équations utilisées aux fins des conversions longueur-poids, de la proportion de femelles matures et du nombre d'œufs par femelle. Dans tous les cas, « LC » désigne la longueur de la carapace en millimètres.

Description	Equation	Reference
Conversion longueur (mm) - poids (g)	Femelles: $weight = 0,0013 \cdot CL^{2,8822}$ Mâles: $weight = 0,0006 \cdot CL^{3,0782}$	Rondeau <i>et al.</i> 2015
Proportion de femelles matures	$P = \frac{1}{1 + \exp[-(-16,94 + 0,239 \cdot CL)]}$	Comeau et Savoie 2002
Œufs par femelle	$E = 0.007 \cdot CL^{3.188}$	Currie et Schneider 2011, Tableau 2

Tableau 6. Paramètres du modèle linéaire mixte généralisé du relevé par plongée

Paramètre	Description	Valeur
intercept (α)	Intercept global	-2.9032
plongeur (σ_δ)	Erreur standard	0.09452
année (σ_β)	Erreur standard	0.88326
site (σ_ρ)	Erreur standard	3.35953
transect:site ($\sigma_{\tau\rho}$)	Erreur standard	0.31245
année (ϕ_β)	Corrélation AR(1)	0.97
site (ϕ_ρ)	Corrélation AR(1)	0.98
transect:site ($\phi_{\tau\rho}$)	Corrélation AR(1)	0.72
Dispersion (r)	Dispersion BN	28.7

Tableau 7. Débarquements de homard de taille commerciale (en tonnes) dans les zones de pêche du homard 23, 24, 25, 26A et 26B, dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1947 à 2021.

Année	23	24	25	26A	26B	Total
1947	1 285	497	941	1 720	345	4 788
1948	1 375	738	1 565	2 206	462	6 346
1949	1 508	621	1 891	2 311	445	6 776
1950	1 919	836	2 257	2 989	491	8 492
1951	1 665	712	2 131	2 813	672	7 993
1952	1 568	824	2 039	2 855	512	7 798
1953	1 298	591	1 592	2 282	628	6 391
1954	1 202	905	1 489	2 819	594	7 009
1955	1 009	942	1 988	2 853	611	7 403
1956	1 765	1 055	2 268	3 011	520	8 619
1957	1 550	1 783	3 756	2 533	482	10 104
1958	1 241	1 492	3 655	2 461	426	9 275
1959	1 148	1 426	3 760	2 893	585	9 812
1960	1 529	1 758	4 909	2 999	530	11 725
1961	1 464	1 807	4 186	2 753	475	10 685
1962	1 265	1 685	3 520	2 658	495	9 623
1963	1 038	1 425	2 954	2 377	441	8 235
1964	898	1 562	2 711	2 257	450	7 878
1965	901	1 983	1 997	2 423	511	7 815
1966	977	1 848	1 777	1 901	451	6 954
1967	914	2 232	1 515	1 795	524	6 980
1968	913	1 968	1 880	2 680	495	7 936
1969	791	1 922	2 220	2 524	629	8 087
1970	974	2 230	1 821	2 388	514	7 926
1971	836	1 770	1 935	2 470	519	7 530
1972	811	1 715	1 859	1 830	629	6 844
1973	868	1 860	1 642	1 737	526	6 633

Année	23	24	25	26A	26B	Total
1974	759	1 396	1 647	1 387	406	5 594
1975	1 077	1 947	2 261	2 130	453	7 868
1976	1 157	1 951	2 654	1 809	491	8 062
1977	1 256	2 123	2 373	1 873	487	8 112
1978	1 612	2 345	3 105	2 195	632	9 889
1979	1 640	2 781	3 121	2 658	733	10 933
1980	1 917	2 715	3 111	2 336	700	10 780
1981	1 732	2 616	3 177	2 792	780	11 096
1982	1 730	2 713	3 687	2 693	1 023	11 845
1983	1 864	3 233	4 338	3 865	948	14 249
1984	2 230	2 955	4 427	3 419	883	13 915
1985	2 026	2 701	6 323	3 944	935	15 928
1986	2 478	3 114	5 794	5 724	1 134	18 245
1987	3 009	3 278	5 758	6 194	1 048	19 288
1988	3 114	3 698	5 463	6 691	1 190	20 156
1989	4 528	3 710	5 877	6 284	1 130	21 529
1990	4 508	4 591	5 356	6 363	1 281	22 099
1991	4 186	5 109	4 770	5 844	1 543	21 451
1992	4 264	4 605	4 585	4 594	1 411	19 459
1993	4 485	4 732	4 235	4 715	1 455	19 621
1994	4 111	4 830	4 572	3 480	1 110	18 103
1995	4 069	5 109	4 376	3 536	1 152	18 243
1996	3 784	4 628	4 255	3 720	1 126	17 513
1997	3 547	4 836	3 863	3 472	1 079	16 796
1998	3 723	5 044	4 144	3 933	1 111	17 955
1999	3 661	5 100	3 950	3 555	1 068	17 334
2000	3 808	5 198	3 573	3 992	1 112	17 683
2001	3 594	5 436	3 506	3 856	1 180	17 572

Année	23	24	25	26A	26B	Total
2002	3 344	5 441	3 369	4 279	1 213	17 645
2003	3 295	5 918	2 694	3 909	1 095	16 911
2004	3 028	6 338	2 423	3 381	1 093	16 263
2005	2 909	5 767	2 477	3 181	1 138	15 472
2006	3 261	6 448	2 763	3 510	1 178	17 160
2007	3 217	5 910	3 261	3 431	967	16 786
2008	3 446	6 288	3 332	3 837	1 089	17 991
2009	4 019	6 497	3 960	4 099	1 083	19 658
2010	4 602	6 550	4 329	4 255	1 080	20 816
2011	4 648	5 472	4 018	3 872	1 069	19 078
2012	5 043	7 170	5 037	4 893	1 455	23 598
2013	6 523	7 493	5 040	5 698	1 727	26 480
2014	7 201	7 059	5 914	6 444	1 569	28 186
2015	7 546	8 403	5 787	5 753	1 593	29 082
2016	6 569	7 386	6 668	5 185	1 524	27 332
2017	7 703	8 586	8 019	6 827	1 930	33 065
2018	8 095	8 688	9 019	7 739	1 723	35 264
2019	8 864	9 340	10 137	8 611	1 731	38 683
2020	7 714	8 639	9 826	6 926	1 799	34 905
2021	9 351	10 362	9 715	7 721	2 164	39 313

Tableau 8. Résumé des tendances depuis 2013 (c'est-à-dire depuis l'évaluation précédente du stock) pour les indicateurs de l'état du stock de homard du sud du golfe du Saint-Laurent (sGSL) dans les régions d'évaluation 23bc, 23g et les ZPH 24, 25, 26A et 26B. Les lettres H, S et B représentent respectivement les tendances à la hausse (H), stables (S) et à la baisse (B). La mention « S.O. » indique que des données n'étaient pas disponibles pour l'indicateur en question ou que l'analyse n'a pas été réalisée à l'échelle spatiale de la région indiquée.

Catégorie	Indicateur	SGSL	23bc	23g	24	25	26A	26B
Abondance	<i>Débarquements</i>	H	S	H	H	H	H	H
	<i>CPUE</i>	H	H	H	H	H	H	H
	<i>Biomasse du homard de taille commerciale</i>	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	H	H	S.O.
Productivité	<i>CPUE des prérecrues</i>	S.O.	S.O.	S.O.	H	H	H	H
	<i>Abondance des prérecrues</i>	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	H	H	S.O.
	<i>Homards juvéniles</i>	S.O.	H	S	S.O.	H	B	S.O.
	<i>Homards jeunes de l'année</i>	S.O.	S.O.	S.O.	H	H	S	S.O.
	<i>Production d'œufs</i>	H	H	H	H	H	H	H
Pression de pêche	<i>Taux d'exploitation</i>	S.O.	S.O.	S.O.	S	S	S	H
Écosystème	<i>Disponibilité des proies</i>	S.O.	S.O.	S.O.	B	S	B	S.O.
	<i>Indice de prédation</i>	S	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	<i>Indice d'habitat (juin)</i>	H	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.
	<i>Indice d'habitat (septembre)</i>	S	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.	S.O.

FIGURES

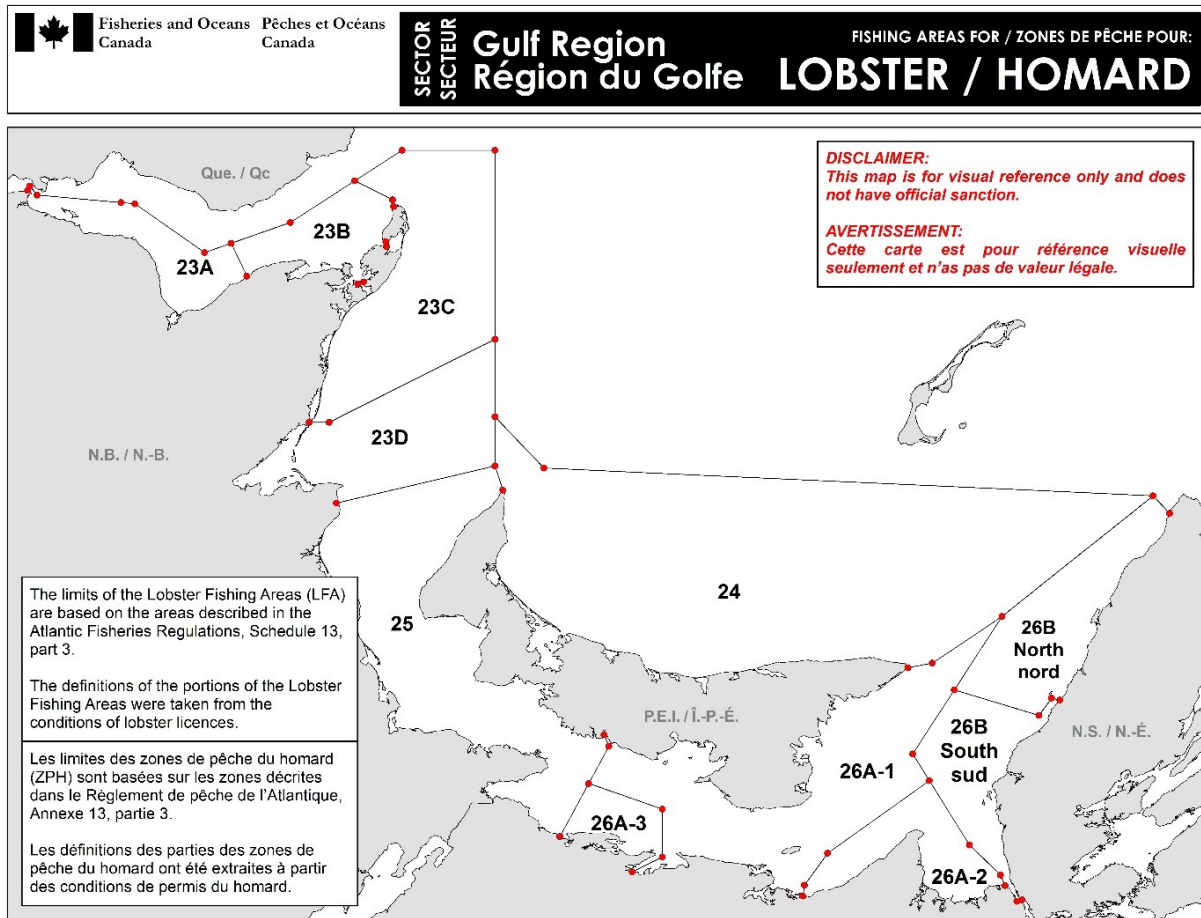


Figure 1. Carte des zones de pêche du homard (ZPH), des sous-ZPH et des zones de gestion pour le homard du sud du golfe du Saint-Laurent.

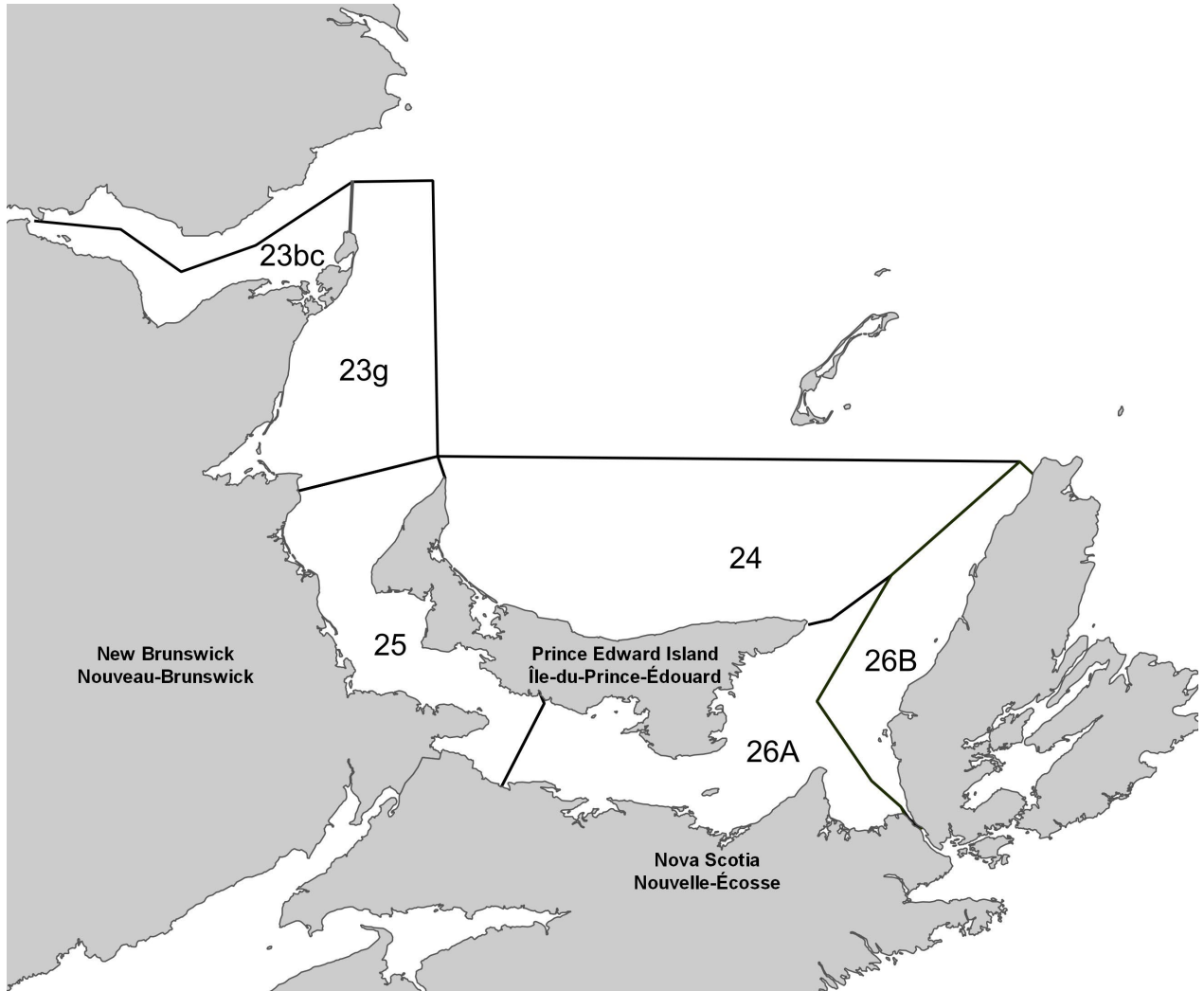


Figure 2. Carte des régions utilisées dans le calcul des indicateurs de l'évaluation du stock de homard du sud du golfe du Saint-Laurent.

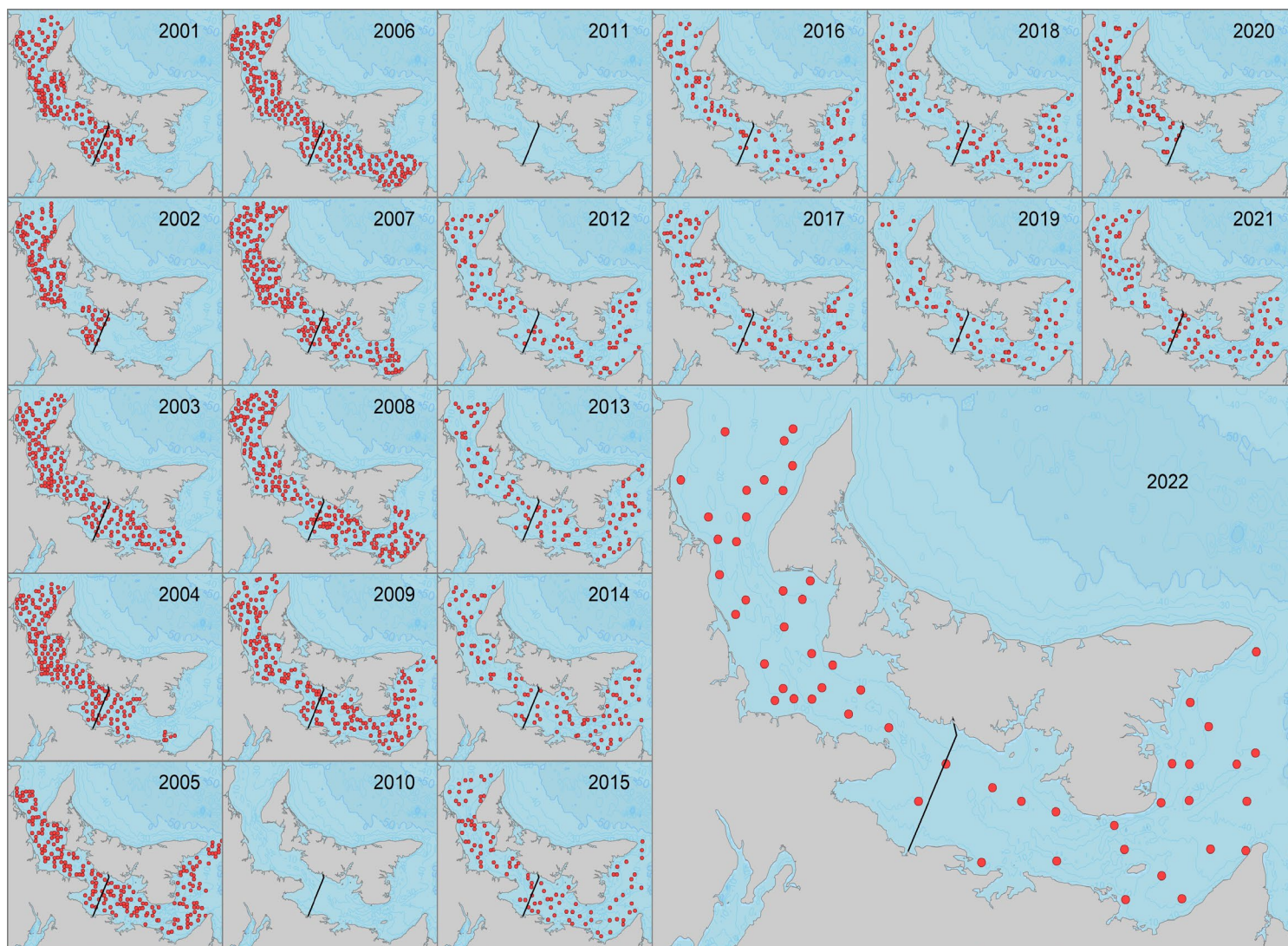


Figure 3. Relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland, emplacements des traits, de 2001 à 2022.

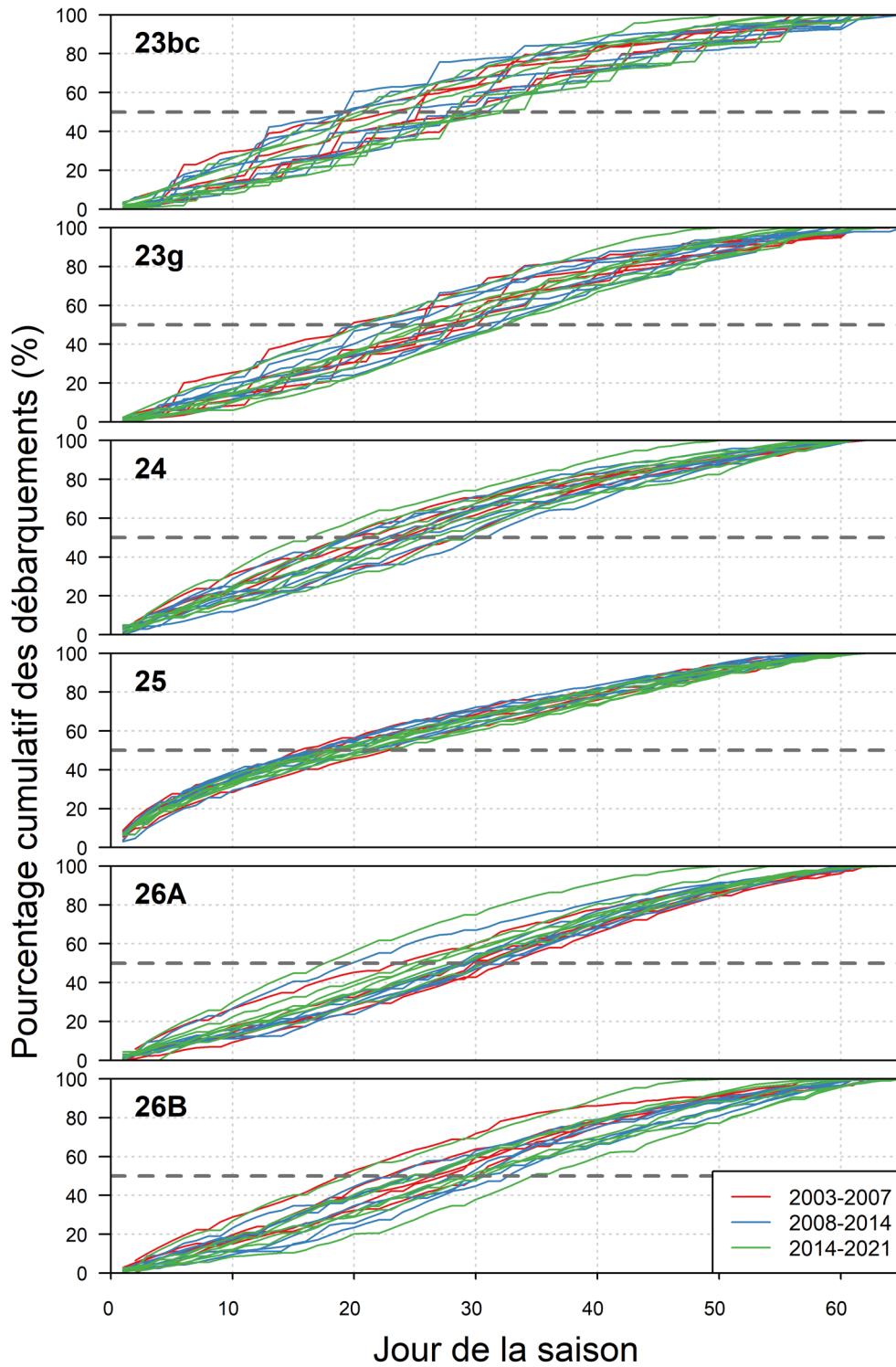


Figure 4. Pourcentage cumulatif des débarquements par jour de la saison dans les régions d'évaluation 23bc et 23g et les ZPH 24, 25, 26A et 26B, de 2003 à 2021.

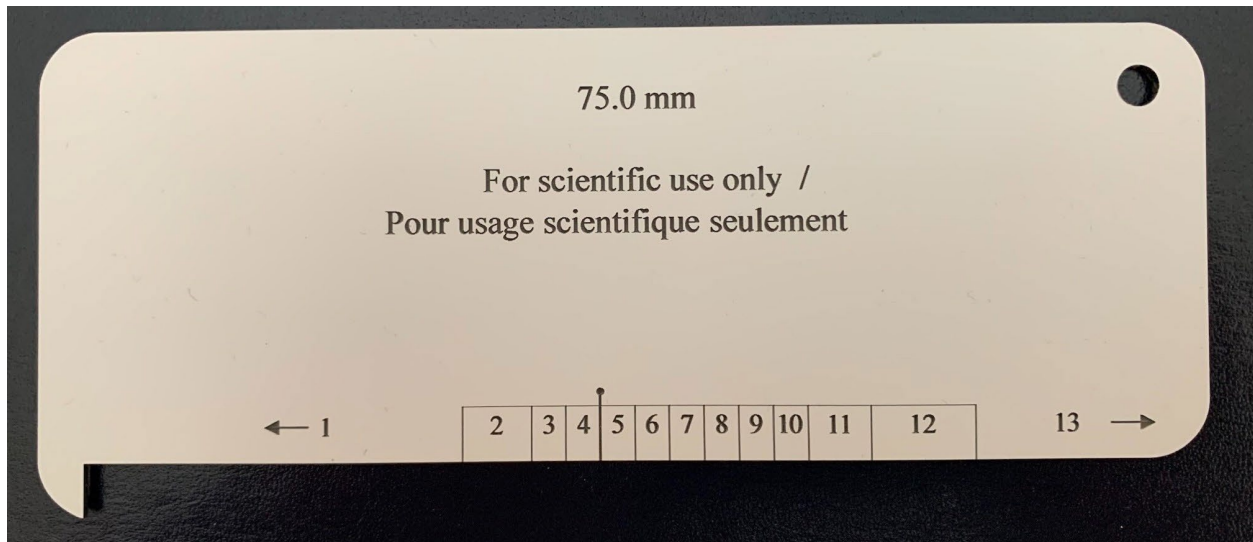


Figure 5. Exemple de jauge utilisée pour mesurer la longueur de la carapace des homards pendant le programme d'indice de recrutement.

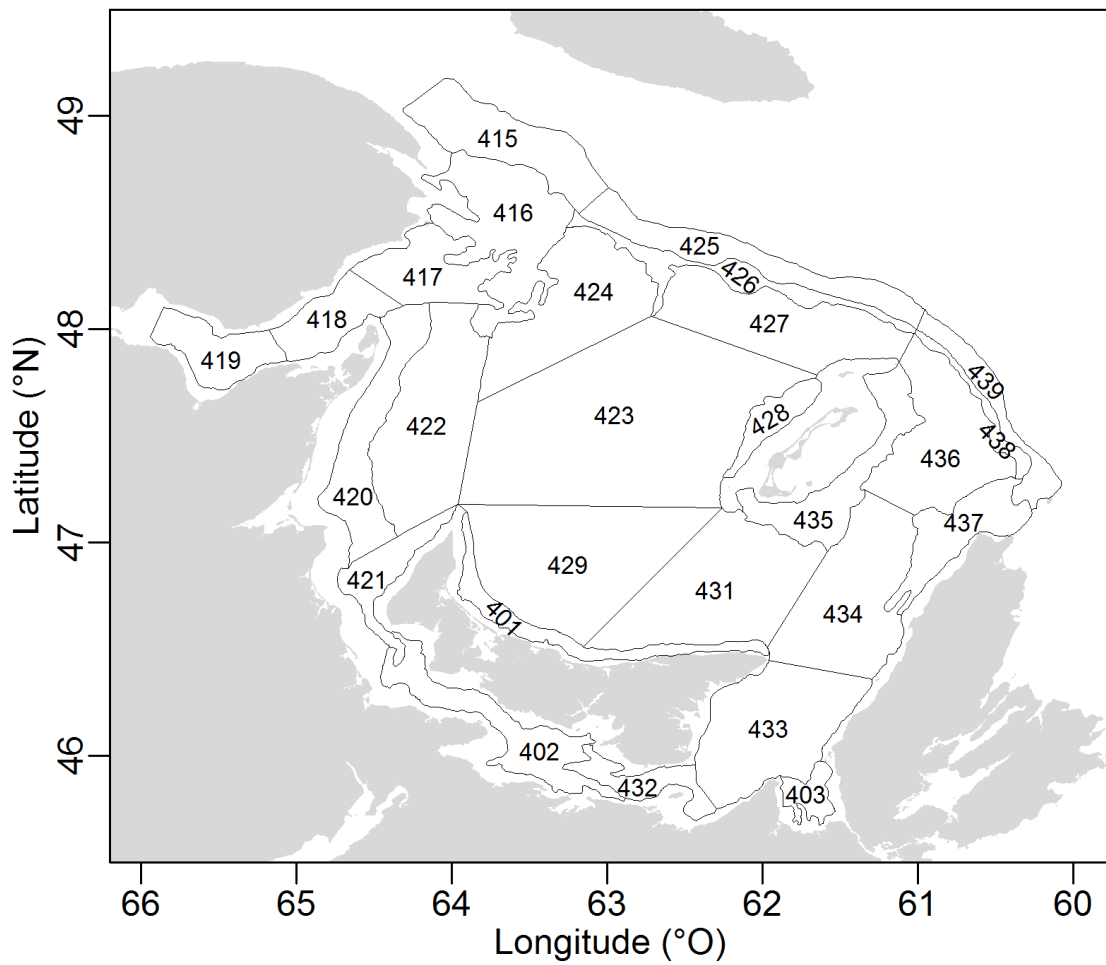


Figure 6. Carte de la zone d'étude et des strates du relevé écosystémique annuel de septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent.

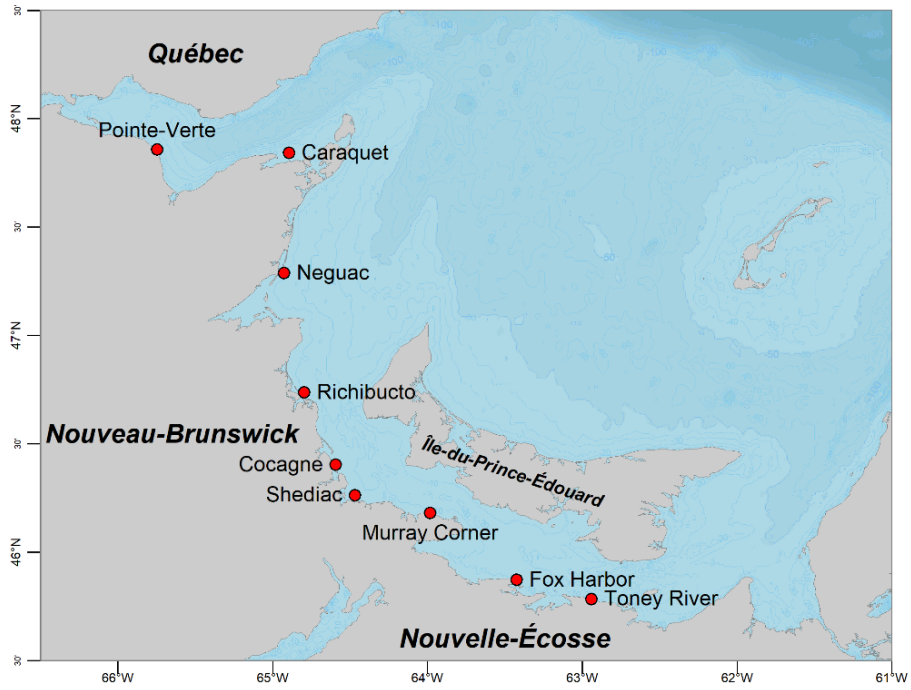


Figure 7. Sites d'étude du relevé par plongée.

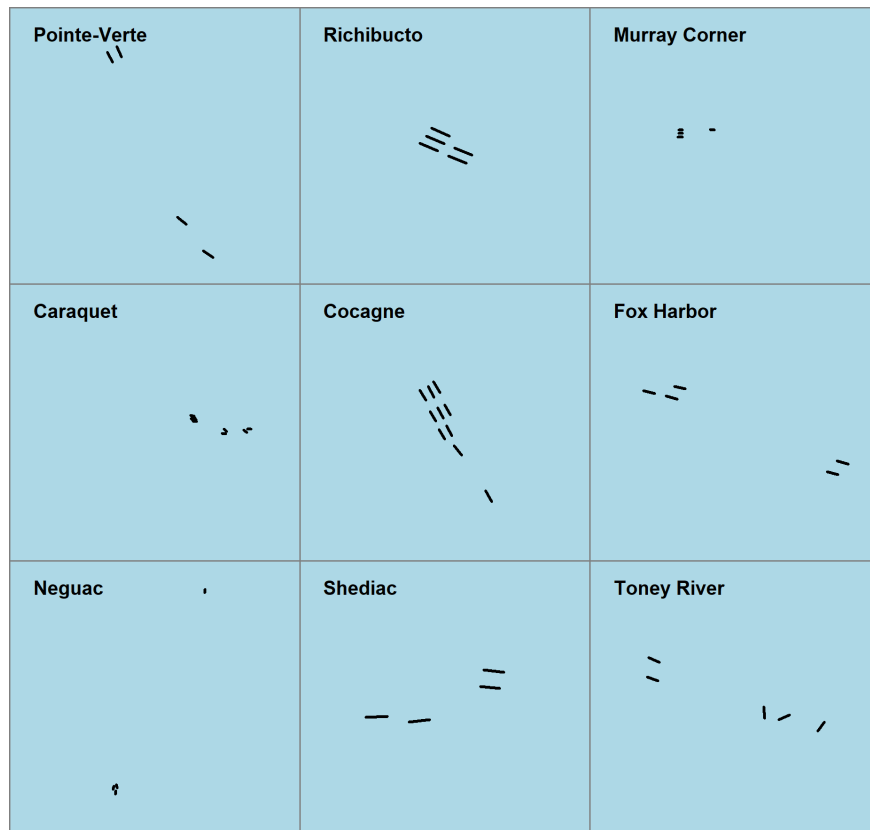


Figure 8. Transects utilisés dans l'analyse du relevé par plongée, par site.

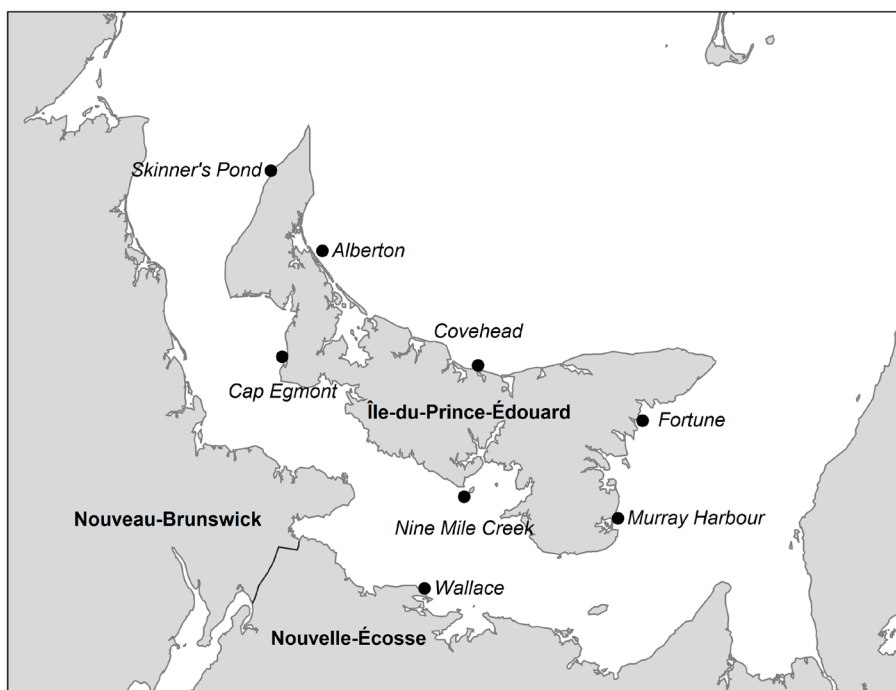


Figure 9. Sites d'étude des biocollecteurs.

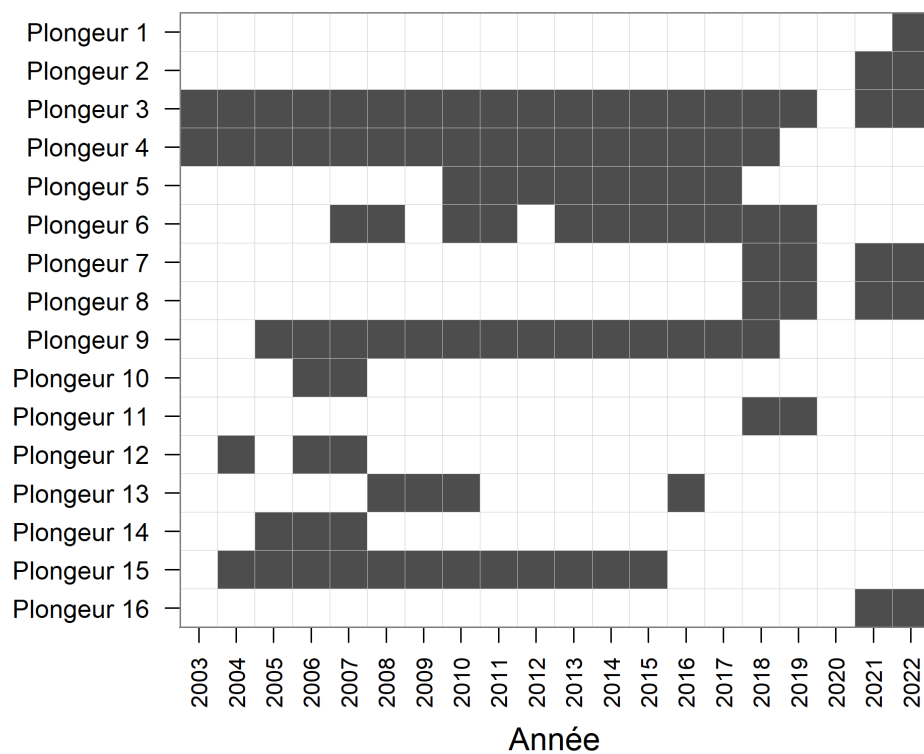


Figure 10. Résumé de la participation des plongeurs autonomes au relevé, de 2003 à 2022. Remarque : les étiquettes des plongeurs sont constantes entre la présente figure et la figure 28.

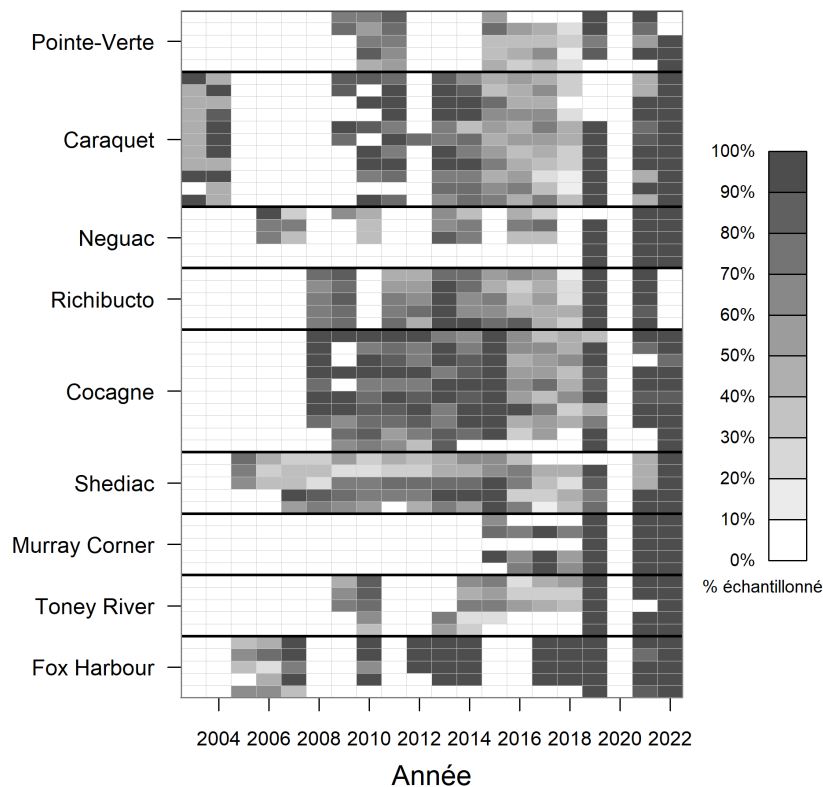


Figure 11. Résumé de la disponibilité des données d'échantillonnage de transect du relevé par plongée, par site d'échantillonnage et transect dans le temps. Les niveaux de gris sont proportionnels au pourcentage de sections de transect échantillonnées.

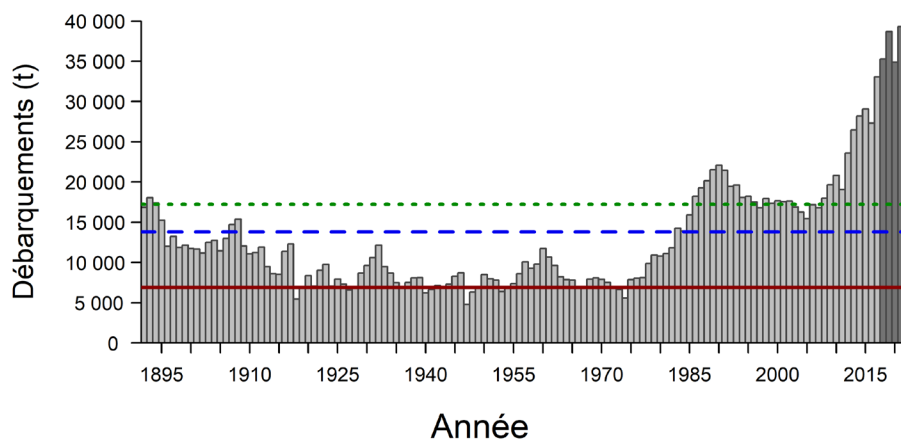


Figure 12. Débarquements déclarés de homard (en tonnes) provenant du sud du golfe du Saint-Laurent (région du Golfe du MPO) de 1892 à 2021. La ligne continue rouge, la ligne tiretée bleue et la ligne pointillée verte représentent respectivement le point de référence limite (6 899 t), le point de référence supérieur (13 798 t) et la biomasse au rendement maximal durable (17 247 t) pour la pêche au homard dans le sud du golfe du Saint-Laurent (MPO 2014a). Les données ajoutées depuis la dernière mise à jour (de 2018 à 2021) sont en gris plus foncé. Les données de 2021 sont préliminaires.

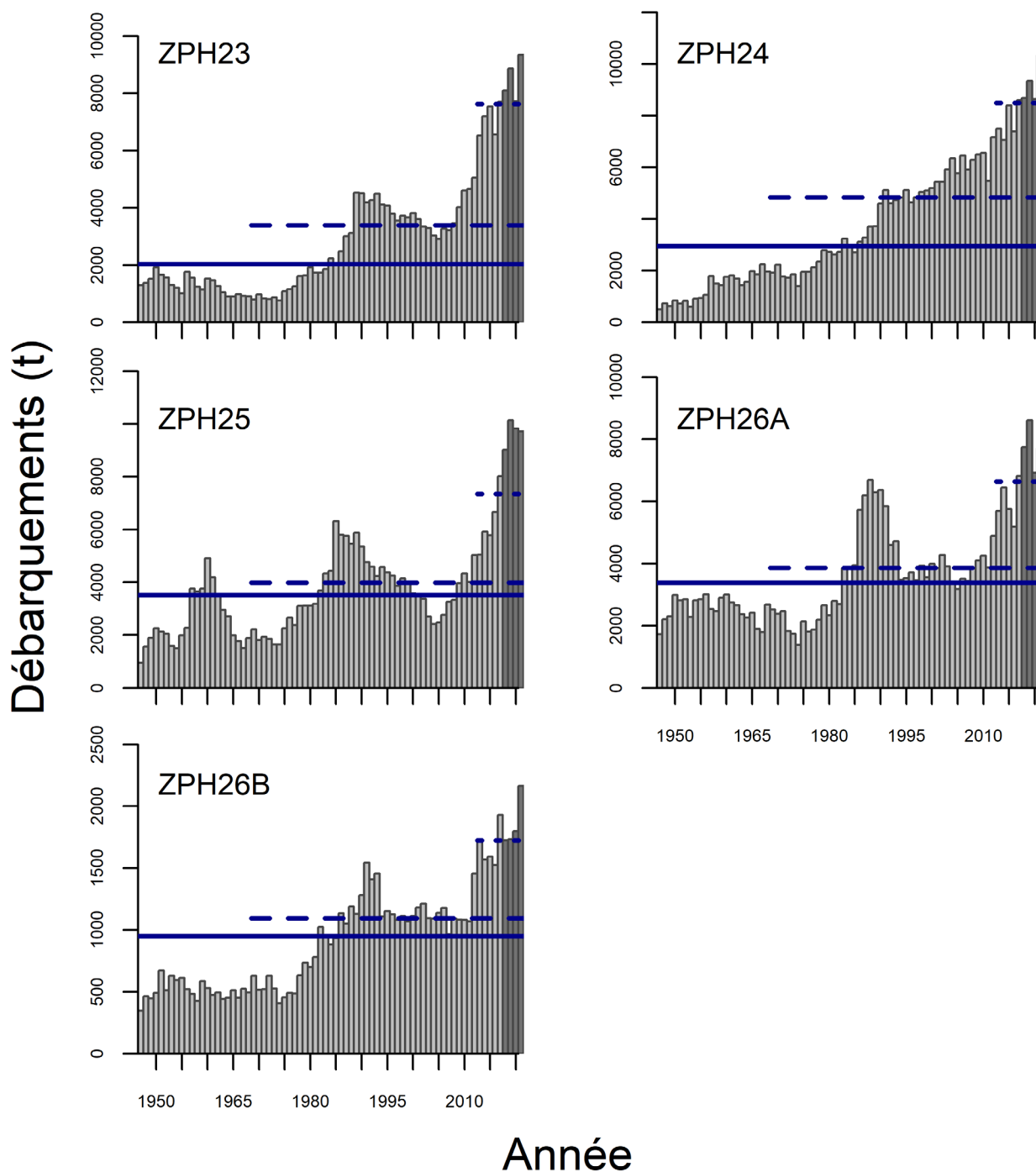


Figure 13. Débarquements déclarés de homard (en tonnes) par zone de pêche du homard (ZPH 23, 24, 25, 26A et 26B) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1947 à 2021. La ligne continue, la ligne tiretée et la ligne pointillée représentent respectivement les débarquements médians à long terme (1947-2021), à moyen terme (1968-2021) et à court terme (2012-2021). Les données ajoutées depuis la dernière mise à jour (2018-2021) sont en gris plus foncé. Les données de 2021 sont préliminaires.

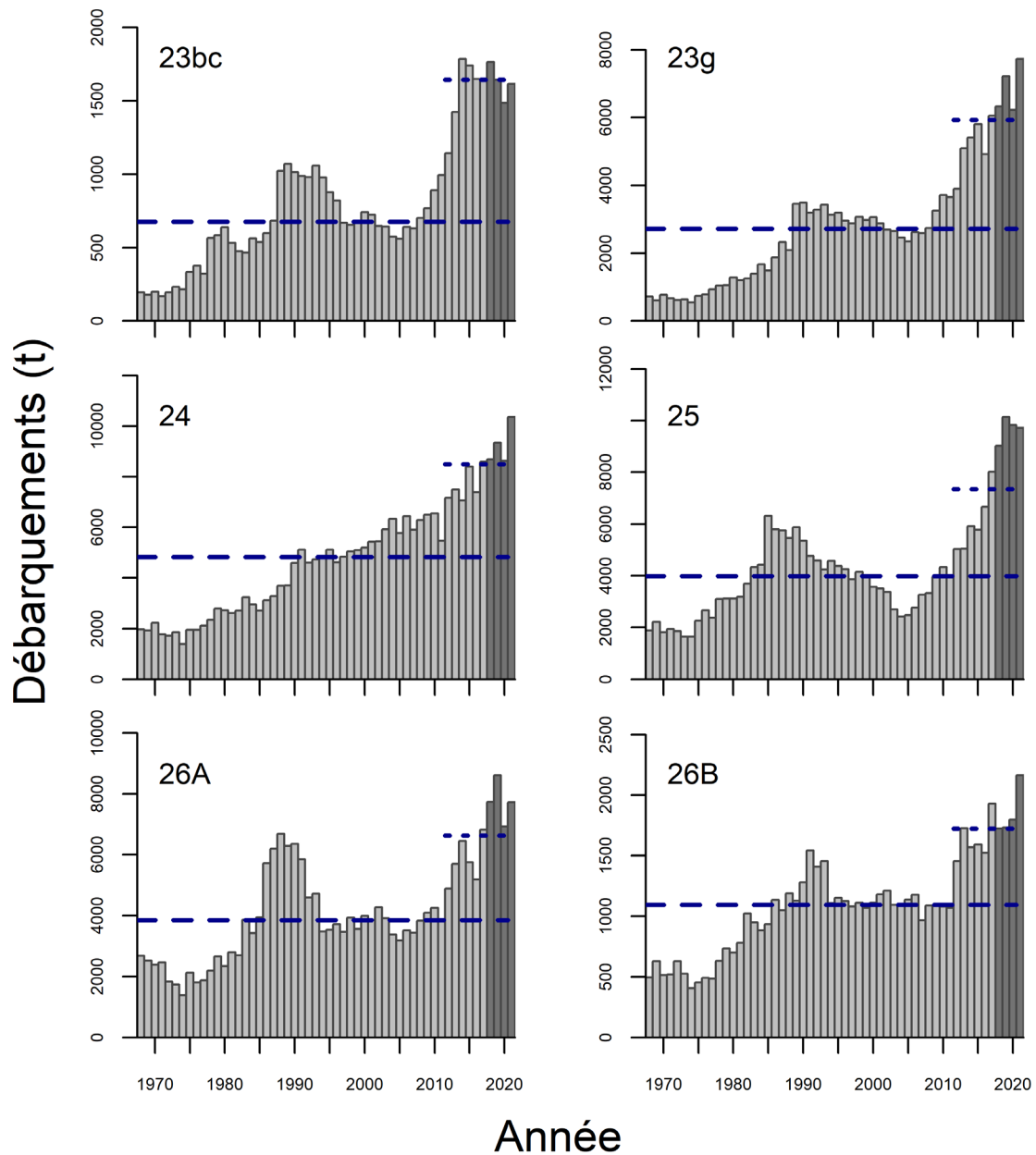


Figure 14. Débarquements déclarés de homard (en tonnes) par région d'évaluation (23bc, 23g, 24, 25, 26A et 26B) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1968 à 2021. La ligne tiretée et la ligne pointillée représentent respectivement les débarquements médians à moyen terme (1968-2021) et à court terme (2012-2021). Les données ajoutées depuis la dernière mise à jour (2018-2021) sont en gris plus foncé. Les données de 2021 sont préliminaires.

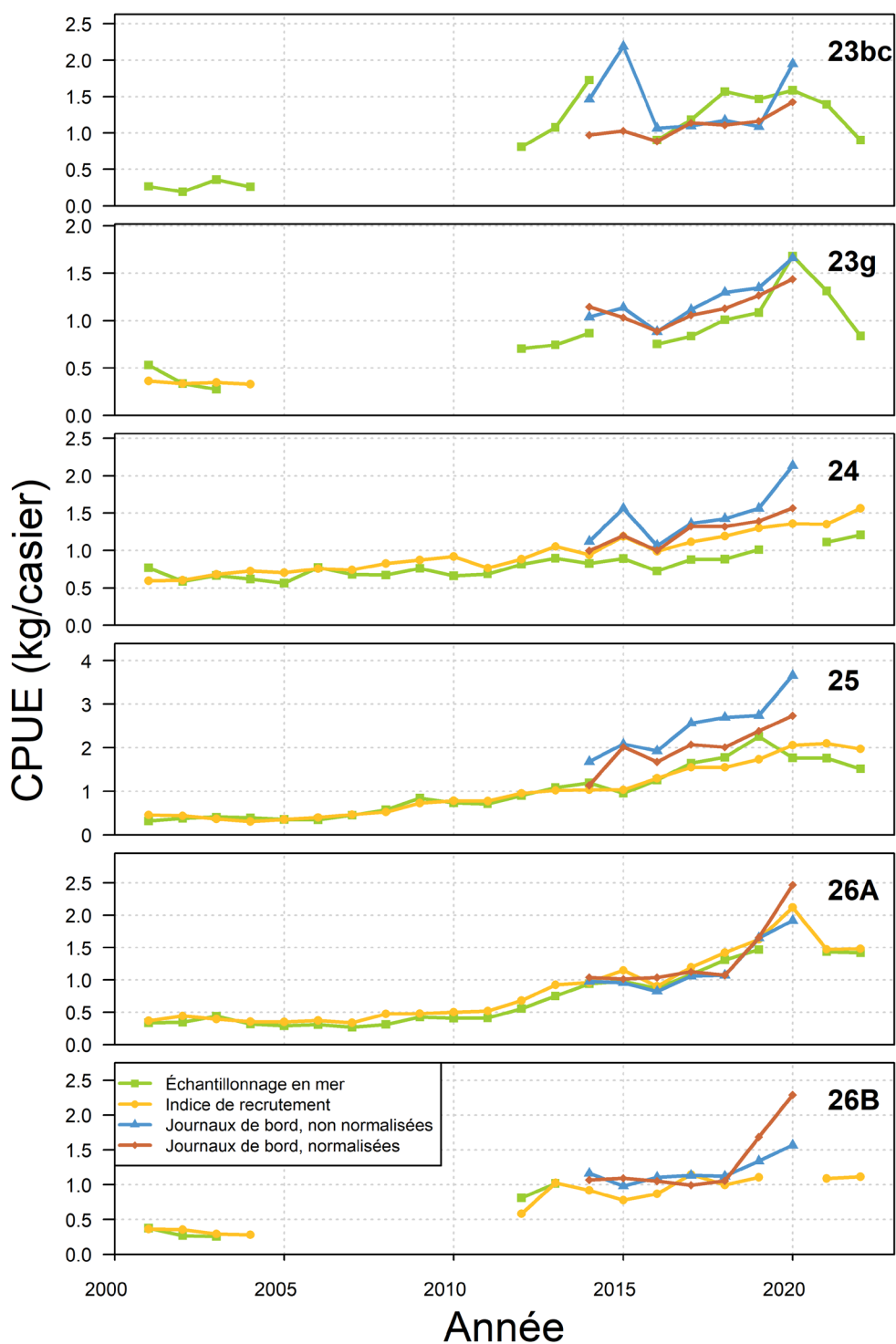


Figure 15. Captures par unité d'effort (CPUE; kg/casier) estimées à partir des données d'échantillonnage en mer, des données du programme d'indice de recrutement et des données des journaux de bord, de 2001 à 2022. Les CPUE estimées à partir des données d'échantillonnage en mer sont des moyennes saisonnières, les CPUE non normalisées des journaux de bord sont des moyennes hebdomadaires maximales et les CPUE normalisées des journaux de bord sont des moyennes journalières maximales modélisées.

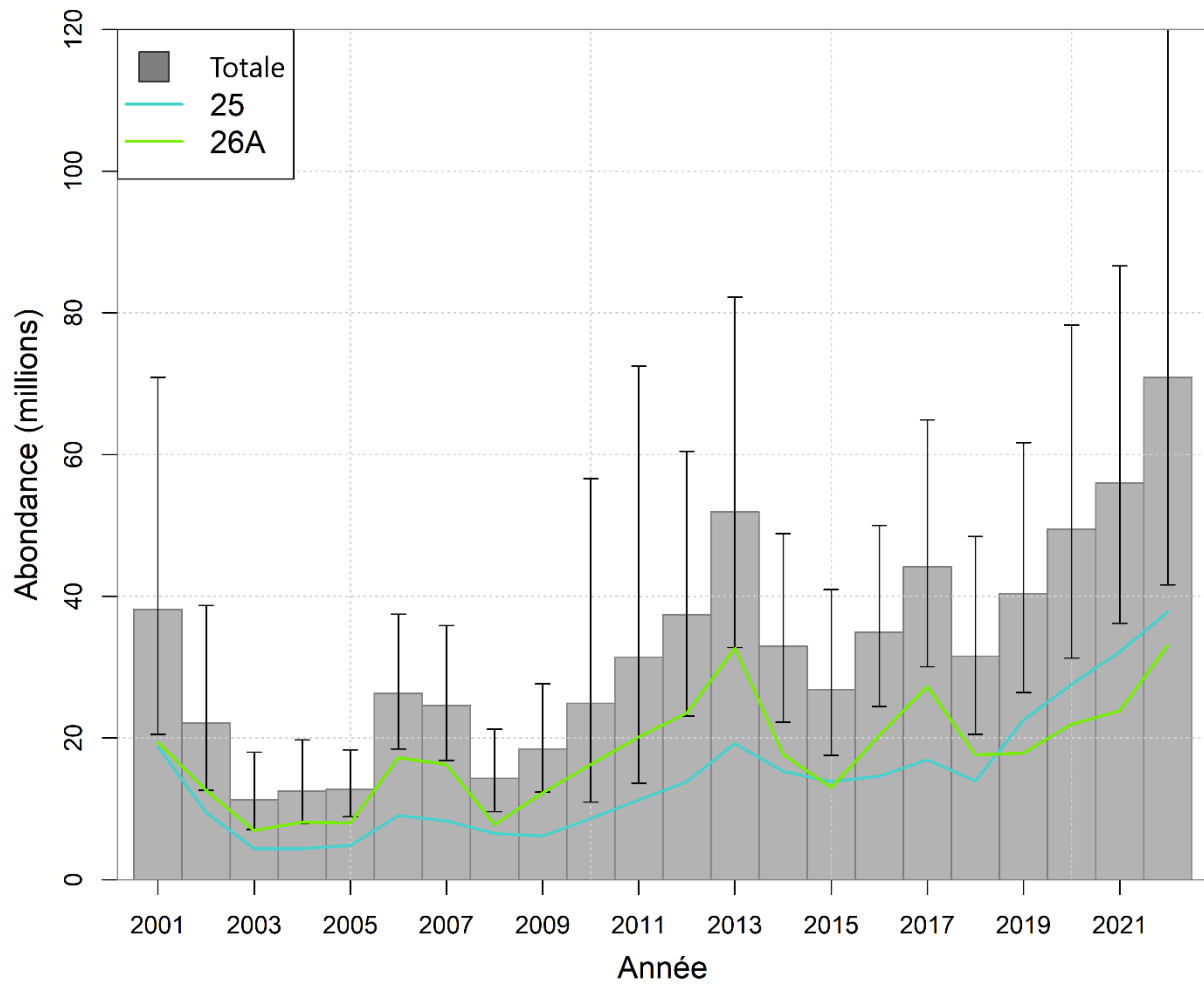


Figure 16. Estimation de l'abondance du homard de taille commerciale dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022. Les intervalles de confiance sont indiqués par des lignes noires sur chaque barre.

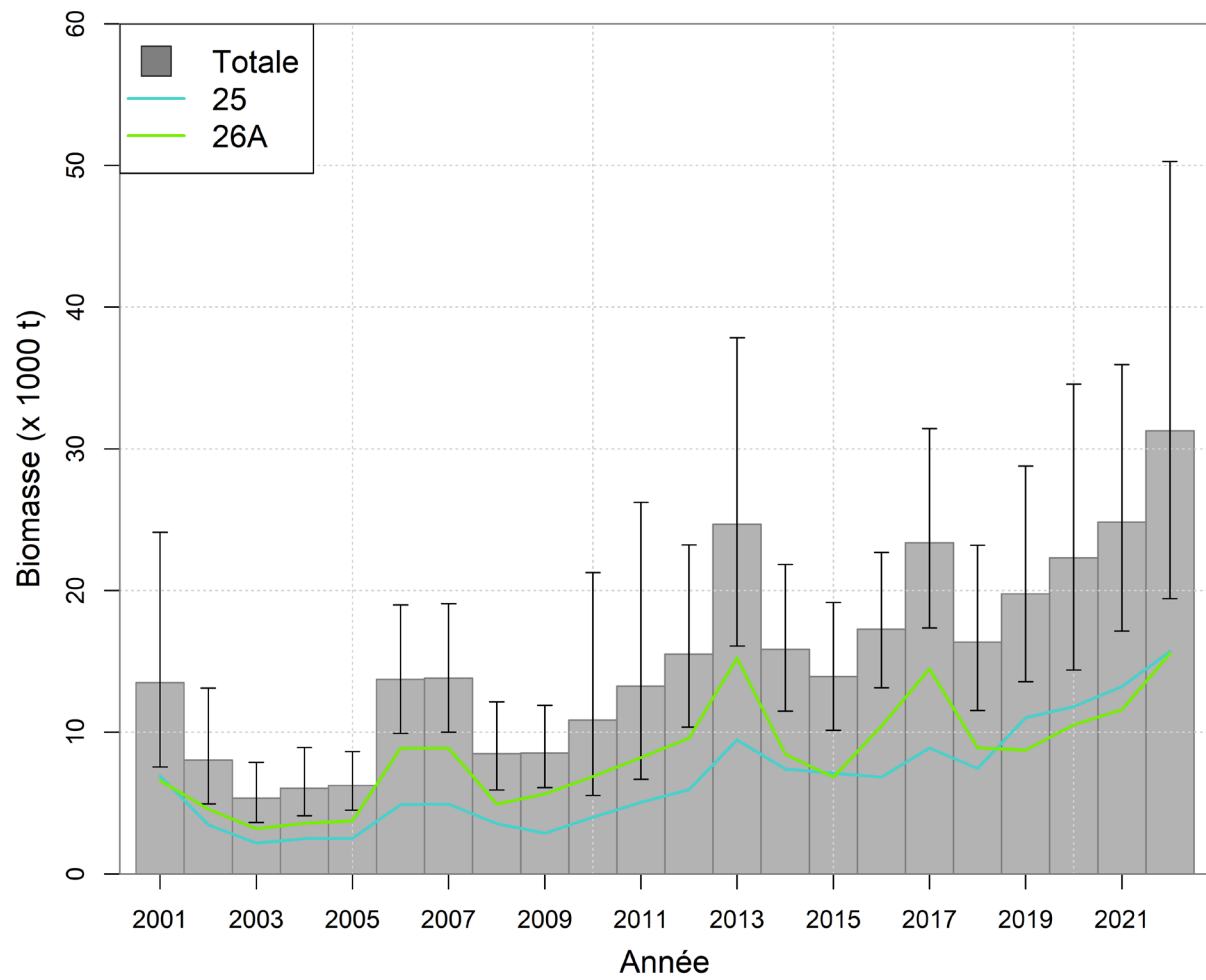


Figure 17. Estimation de la biomasse du homard de taille commerciale dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022. Les intervalles de confiance sont indiqués par des lignes noires sur chaque barre.

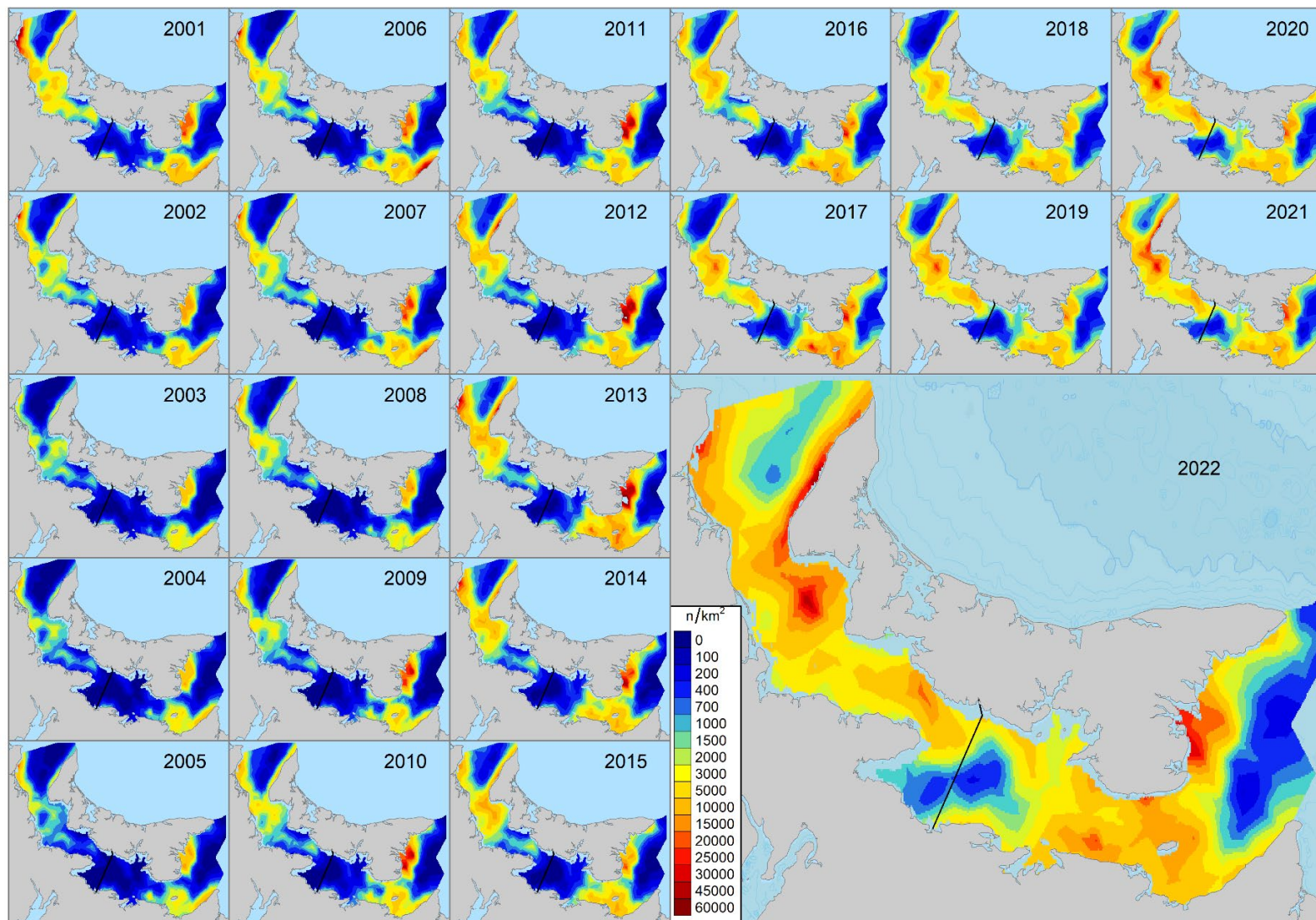


Figure 18. Estimation de la densité du homard de taille commerciale dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022.

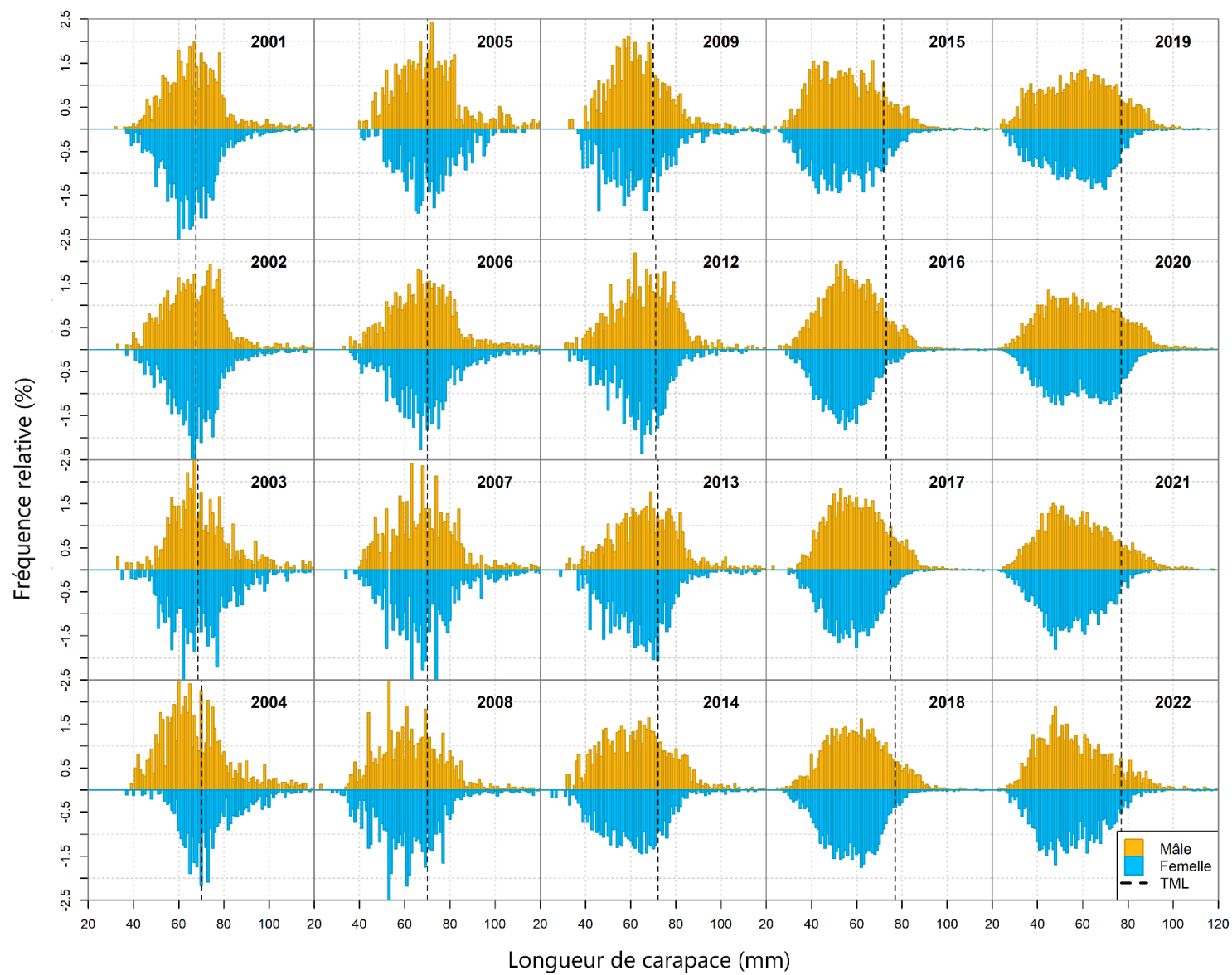


Figure 19. Fréquences des tailles relatives du homard selon le sexe dans la ZPH 25, de 2001 à 2022.

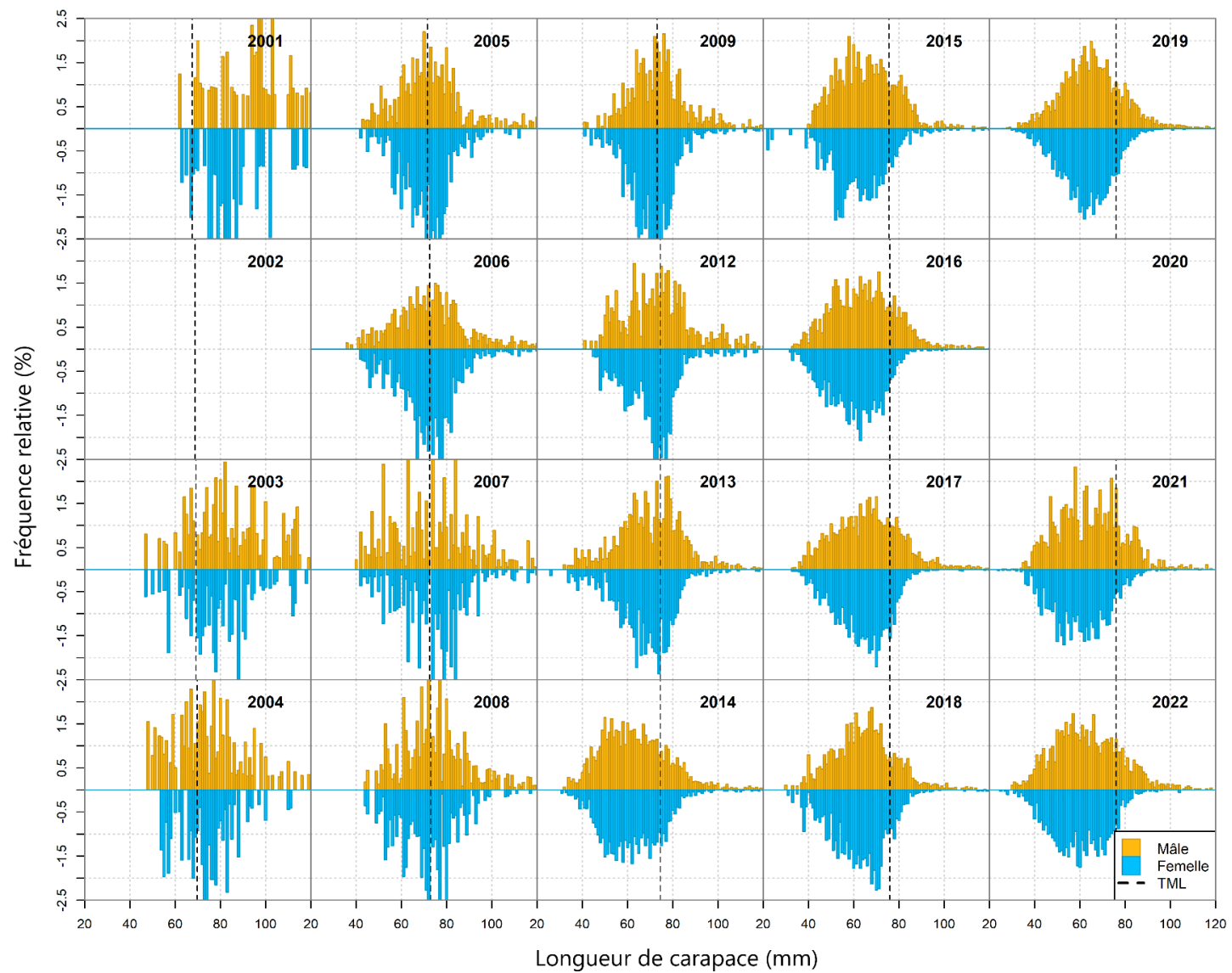


Figure 20. Fréquences des tailles relatives du homard selon le sexe dans la ZPH 26A, de 2001 à 2022.

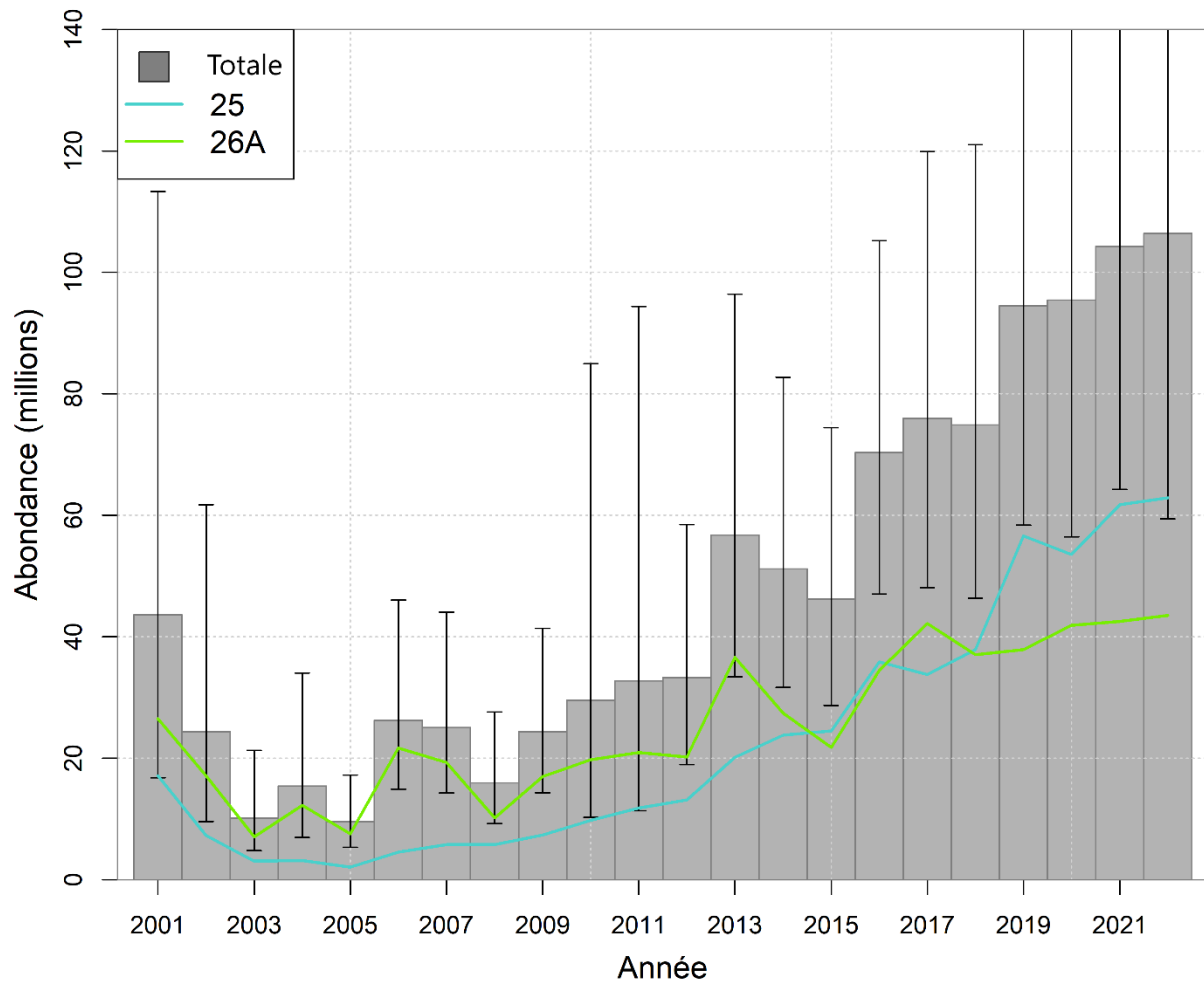


Figure 21. Estimation de l'abondance des prérecrues 1 dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022. Les prérecrues 1 sont les homards dont la taille est inférieure à la taille minimale légale, mais ≥ 10 mm sous la taille légale. Les intervalles de confiance sont indiqués par des lignes noires sur chaque barre.

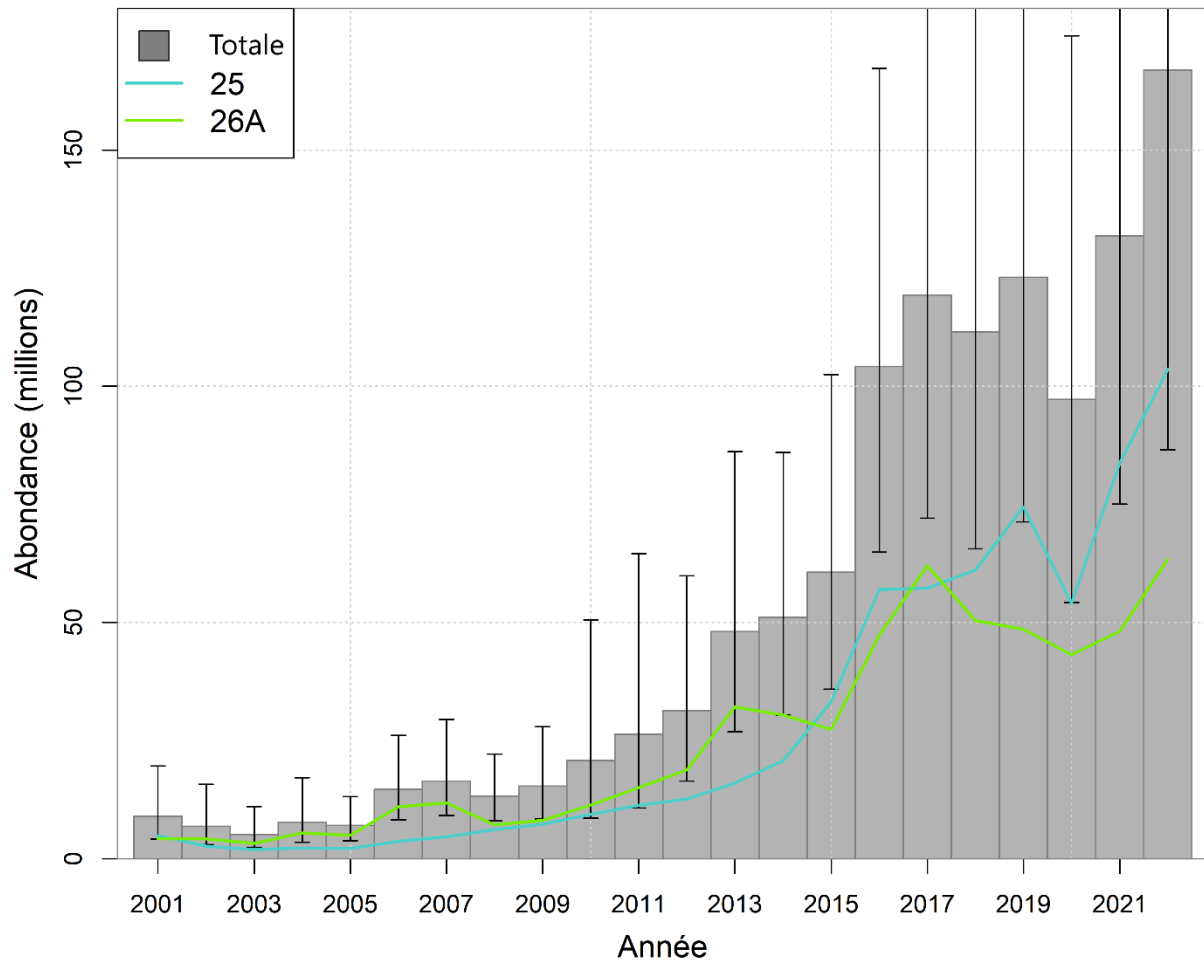


Figure 22. Estimation de l'abondance des prérecrues 2 dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022. Les prérecrues 2 sont les homards dont la taille est moins de 10 mm inférieure à la taille minimale légale, mais ≥ 20 mm sous la taille légale. Les intervalles de confiance sont indiqués par des lignes noires sur chaque barre.

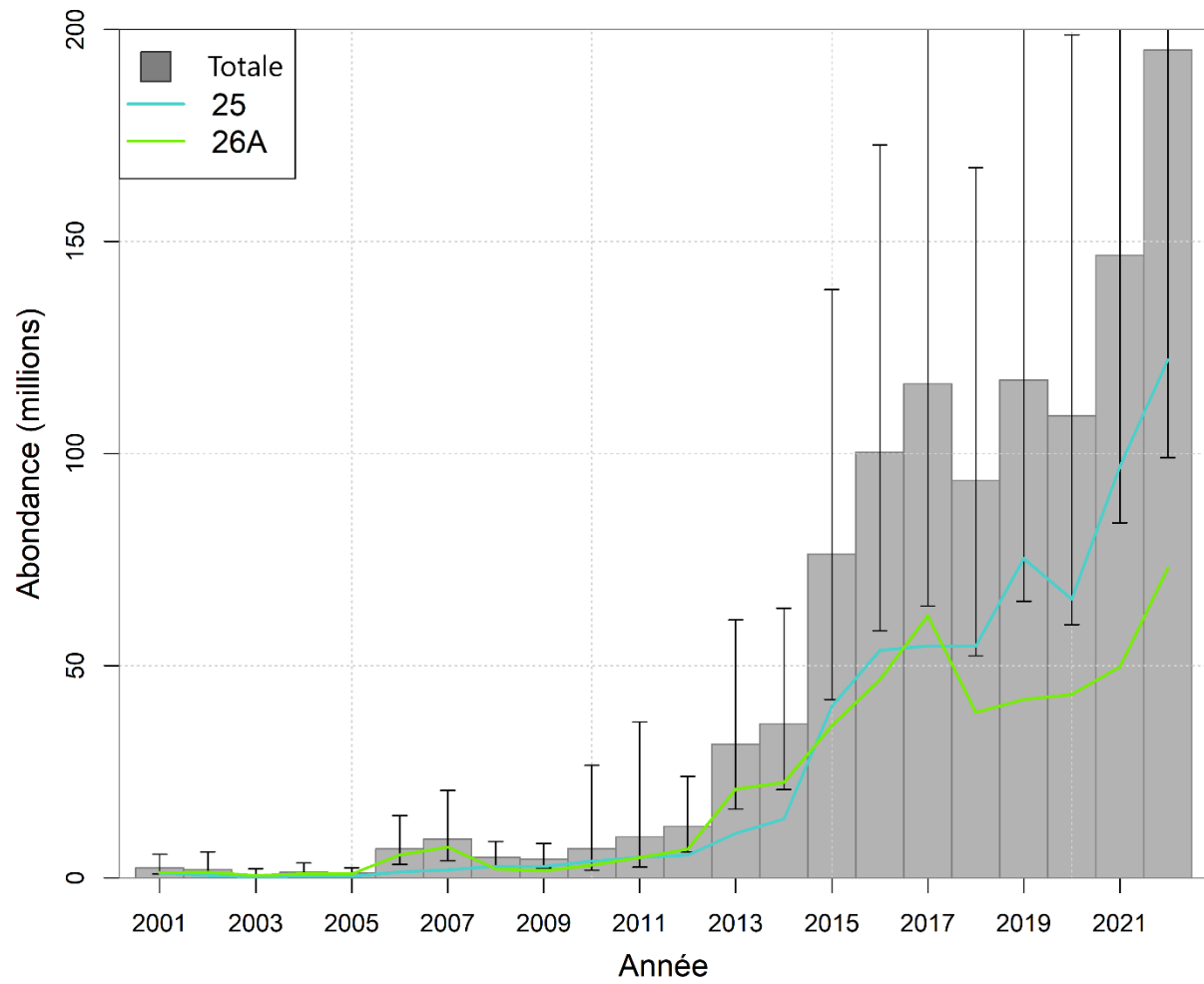


Figure 23. Estimation de l'abondance des prérecrues 3 dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022. Les prérecrues 3 sont les homards dont la taille est moins de 20 mm inférieure à la taille minimale légale, mais ≥ 30 mm sous la taille légale. Les intervalles de confiance sont indiqués par des lignes noires sur chaque barre.

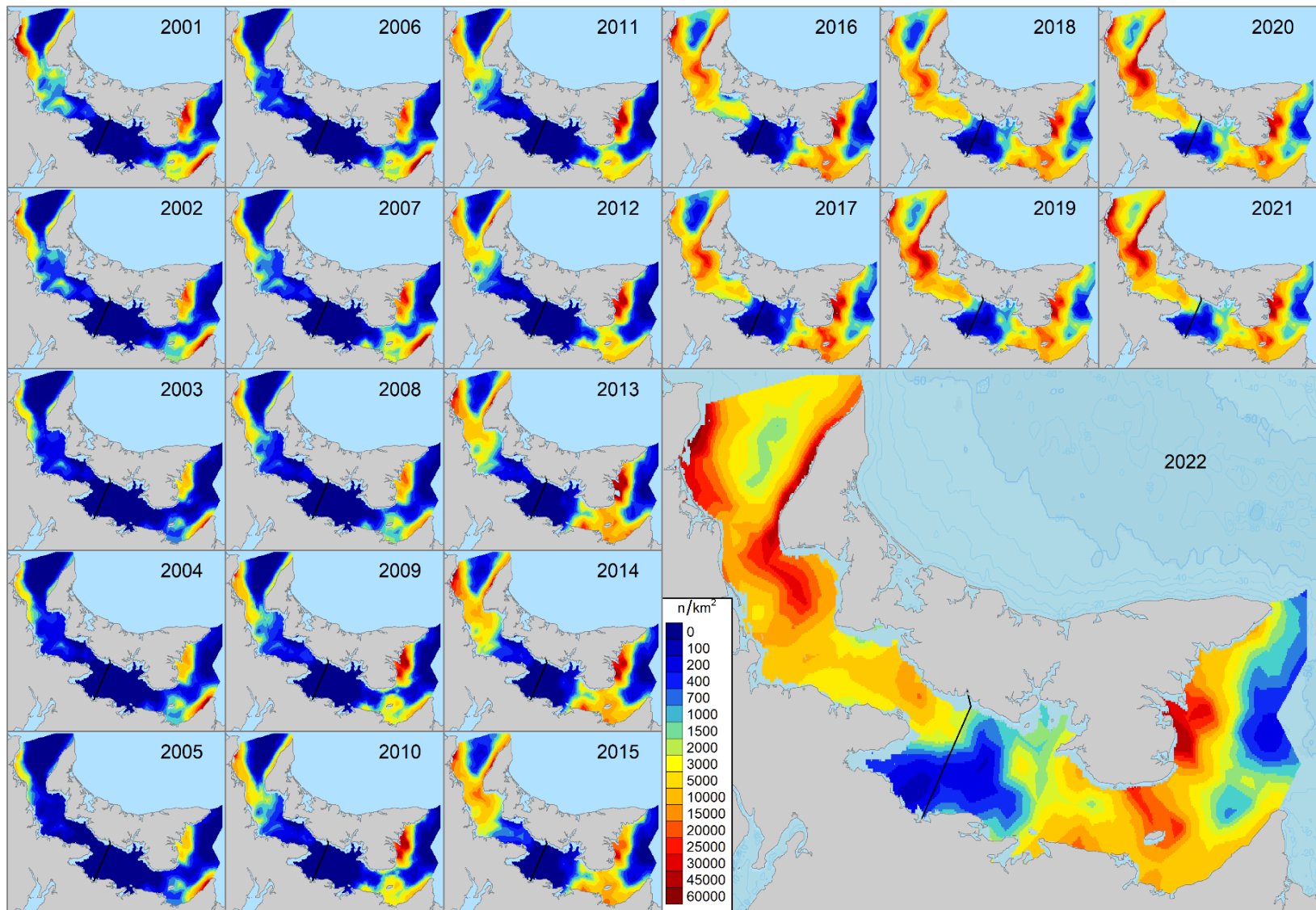


Figure 24. Densité estimée des prérecrues 1 de homard dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022.

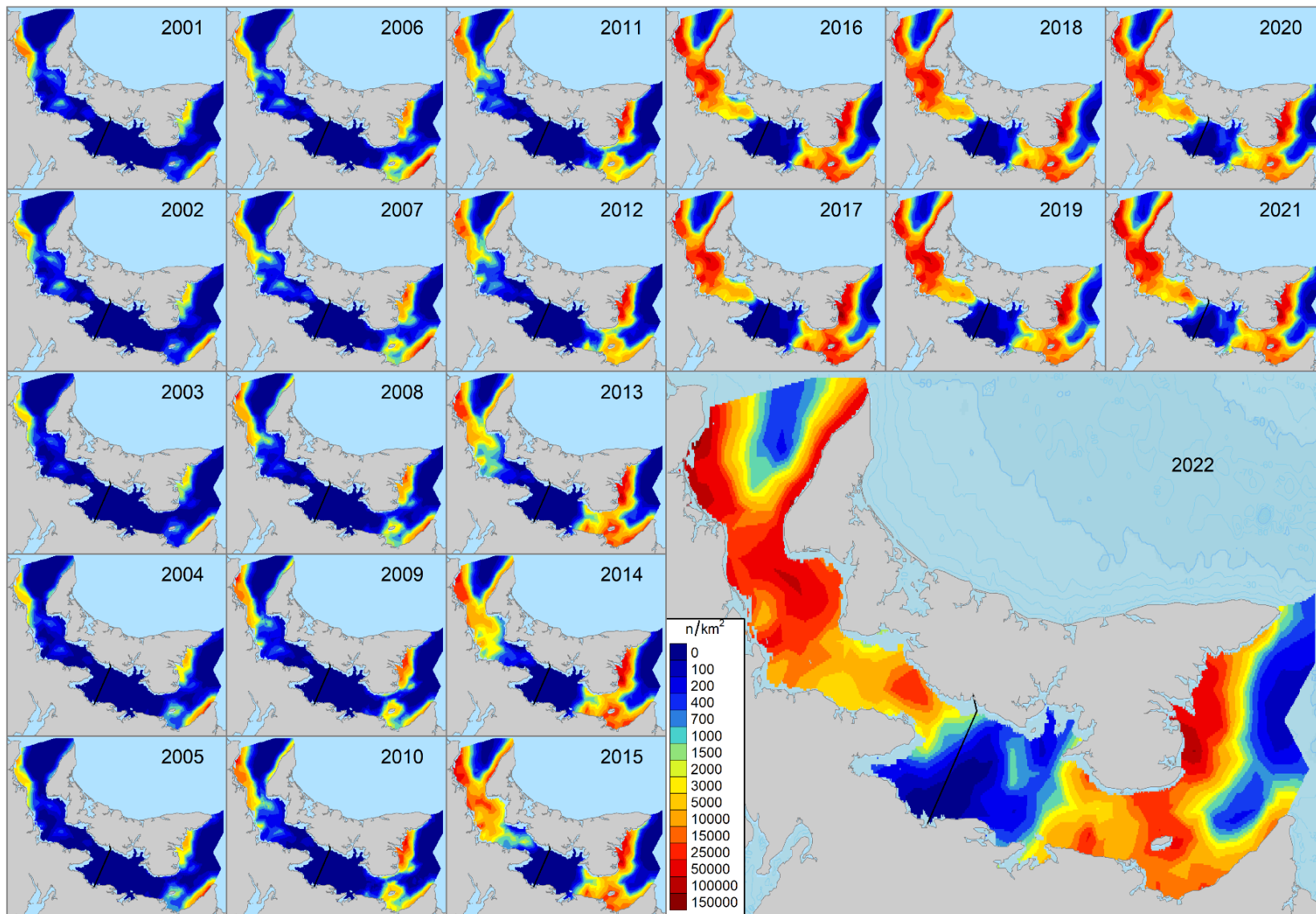


Figure 25. Densité estimée des prérecrues 2 de homard dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022.

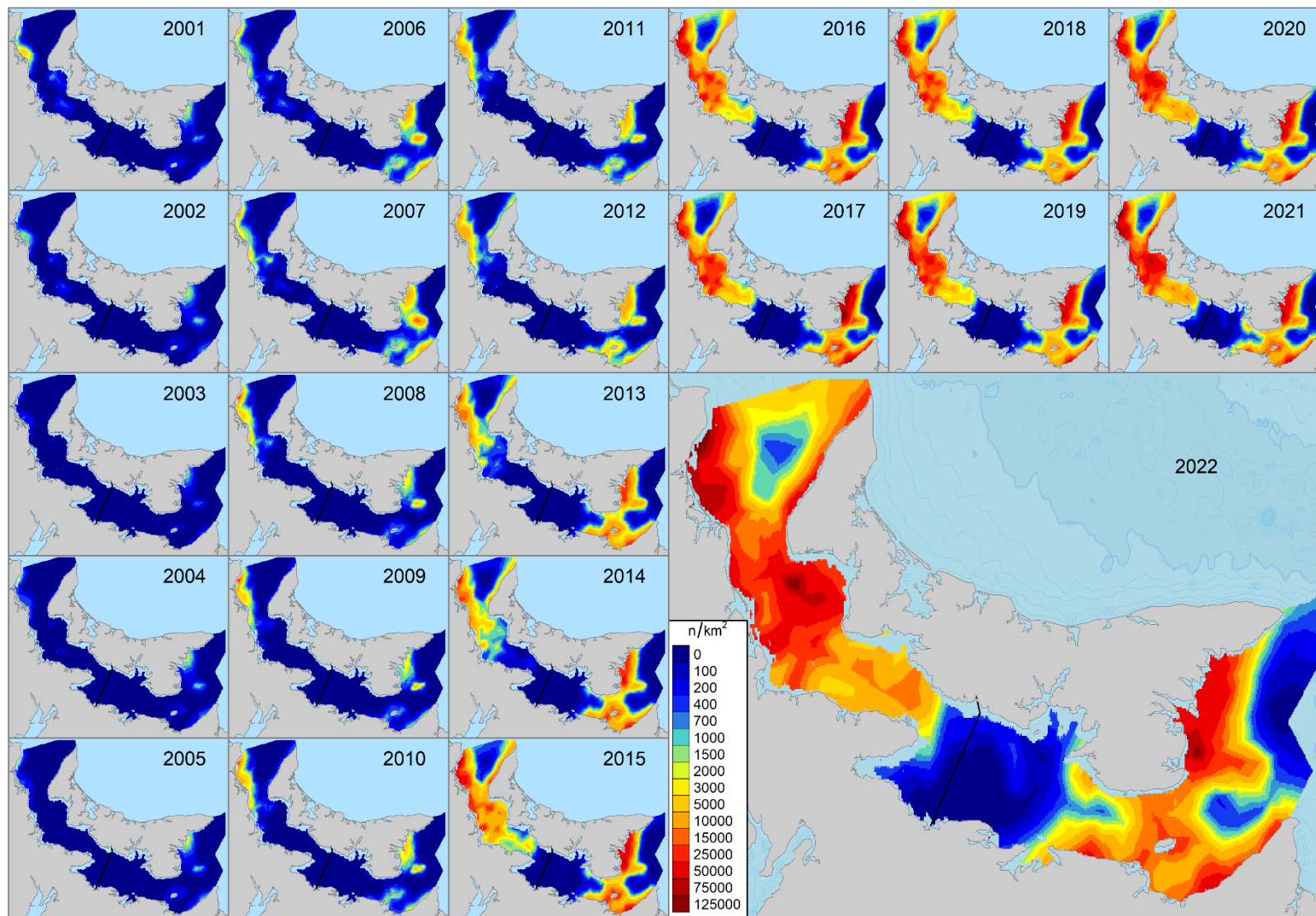


Figure 26. Densité estimée des prérecrues 3 de homard dans les ZPH 25 et 26A, de 2001 à 2022.

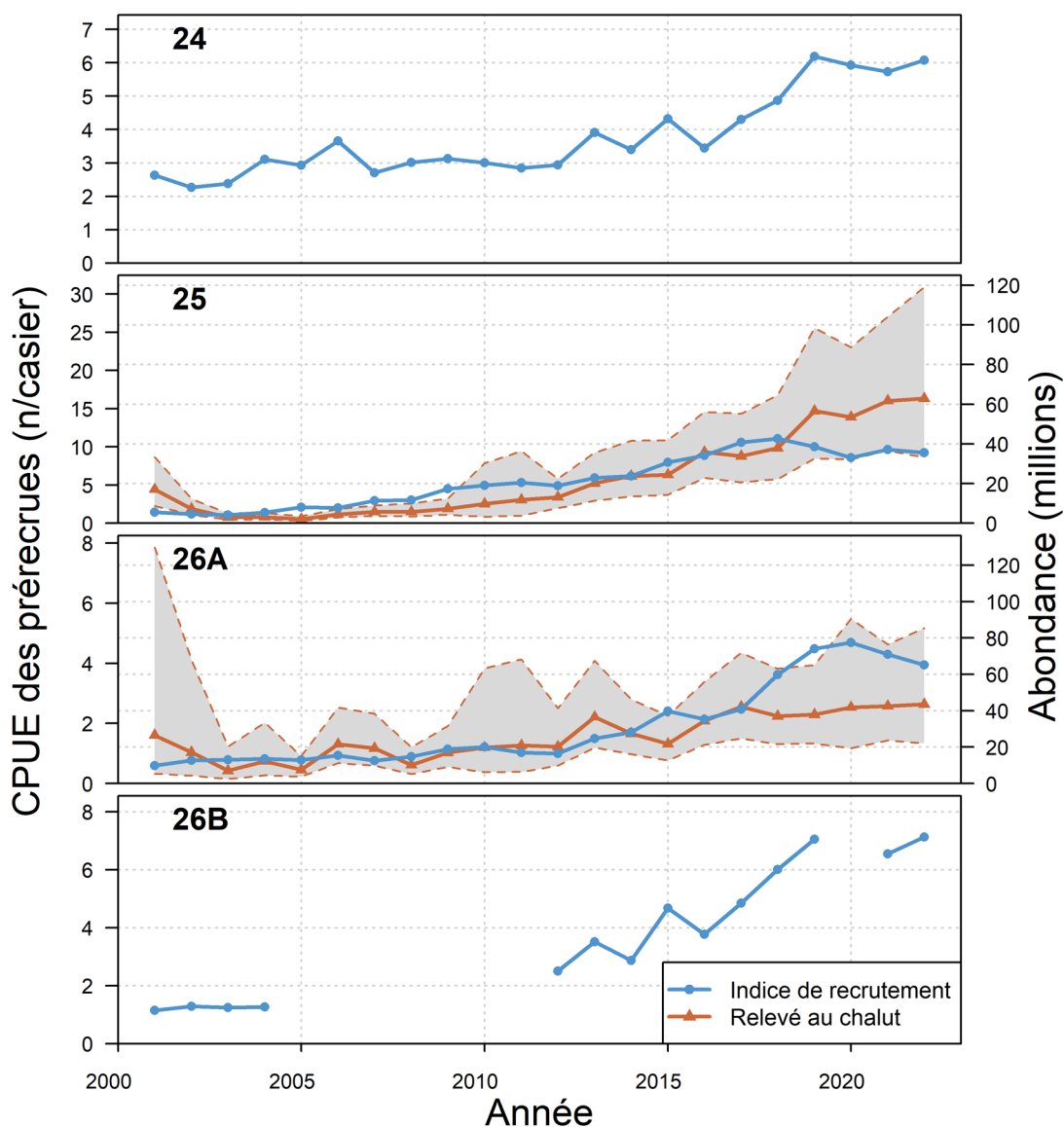


Figure 27. Captures par unité d'effort (CPUE; nombre par casier) des prérecrues de homard d'un an dans le cadre du programme d'indice de recrutement (axe de gauche) et abondance estimée (en millions) des prérecrues de homard d'un an (c'est-à-dire les prérecrues 1) dans les ZPH 25 et 26A (axe de droite) d'après le relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland, de 2002 à 2022. Les intervalles de confiance pour les estimations selon le relevé sont indiqués par la zone grise au-dessus et en dessous de la ligne rouge.

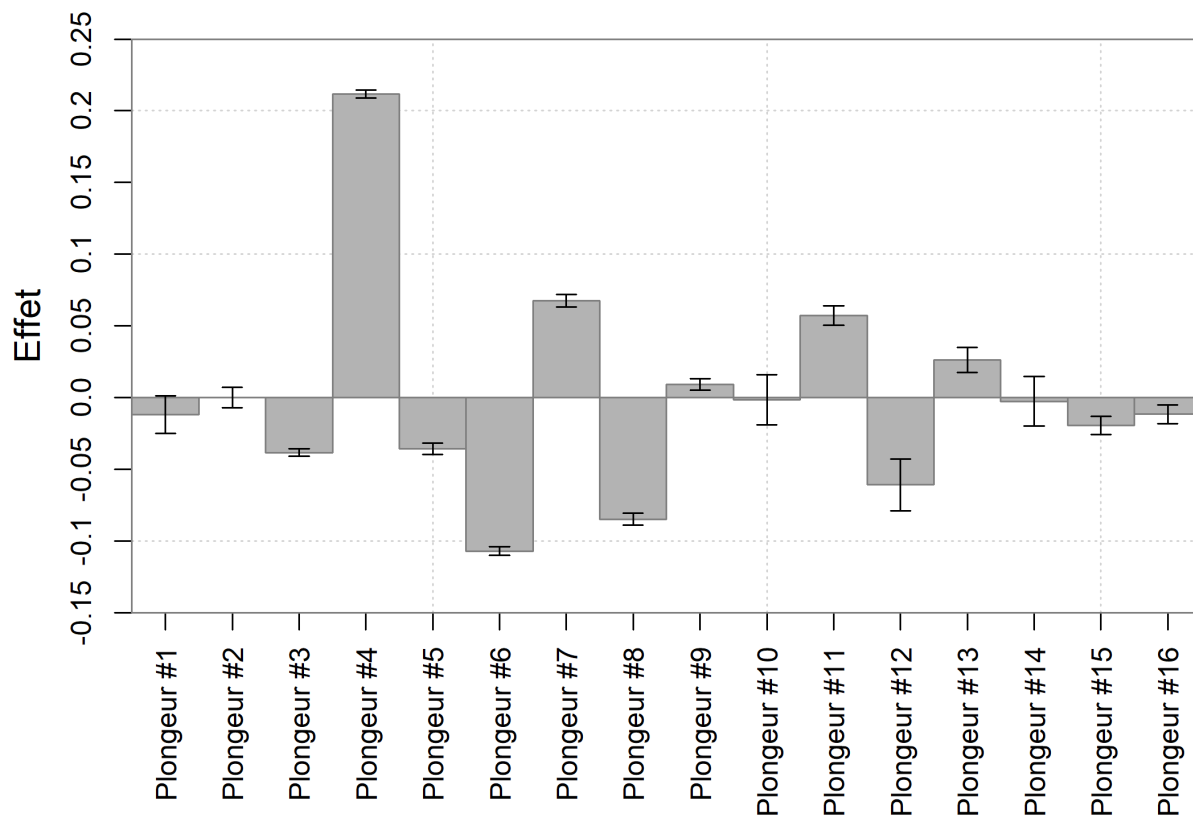


Figure 28. Estimation des effets du plongeur à partir de l'analyse de transects du relevé par plongée. Remarque : les étiquettes des plongeurs sont constantes entre la présente figure et la figure 10.

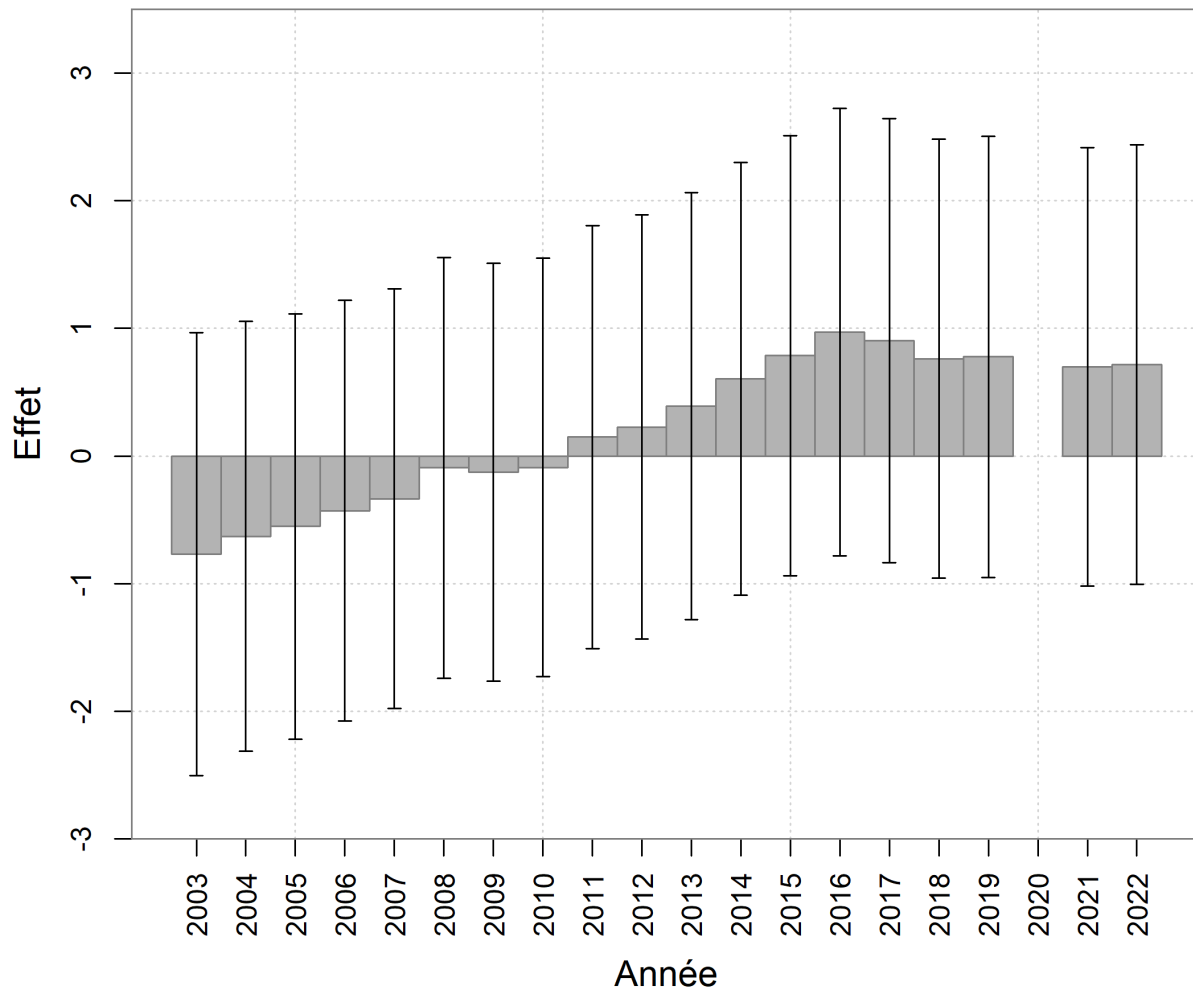


Figure 29. Estimation des effets de l'année à partir de l'analyse de transects du relevé par plongée.

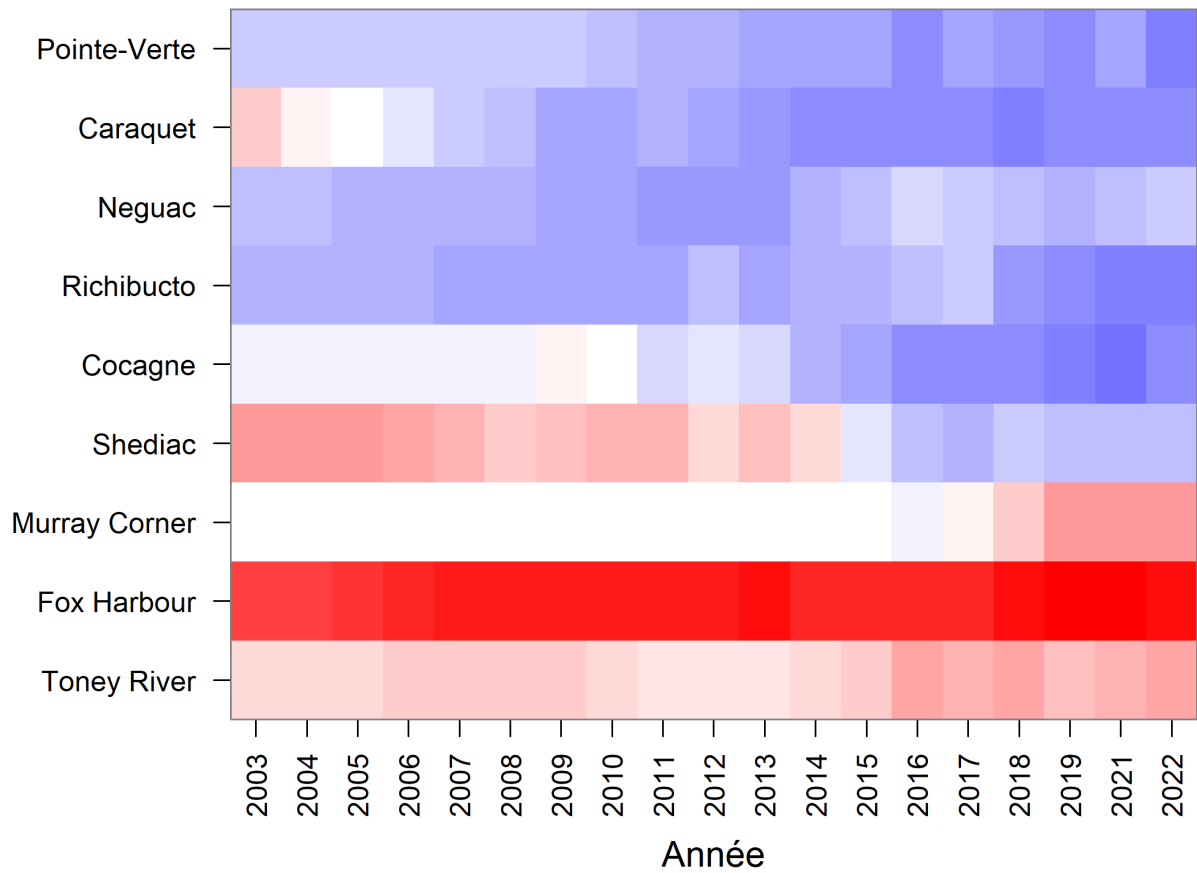


Figure 30. Estimation des effets du site à partir de l'analyse de transects du relevé par plongée. Le rouge indique des valeurs négatives et le bleu, des valeurs positives.

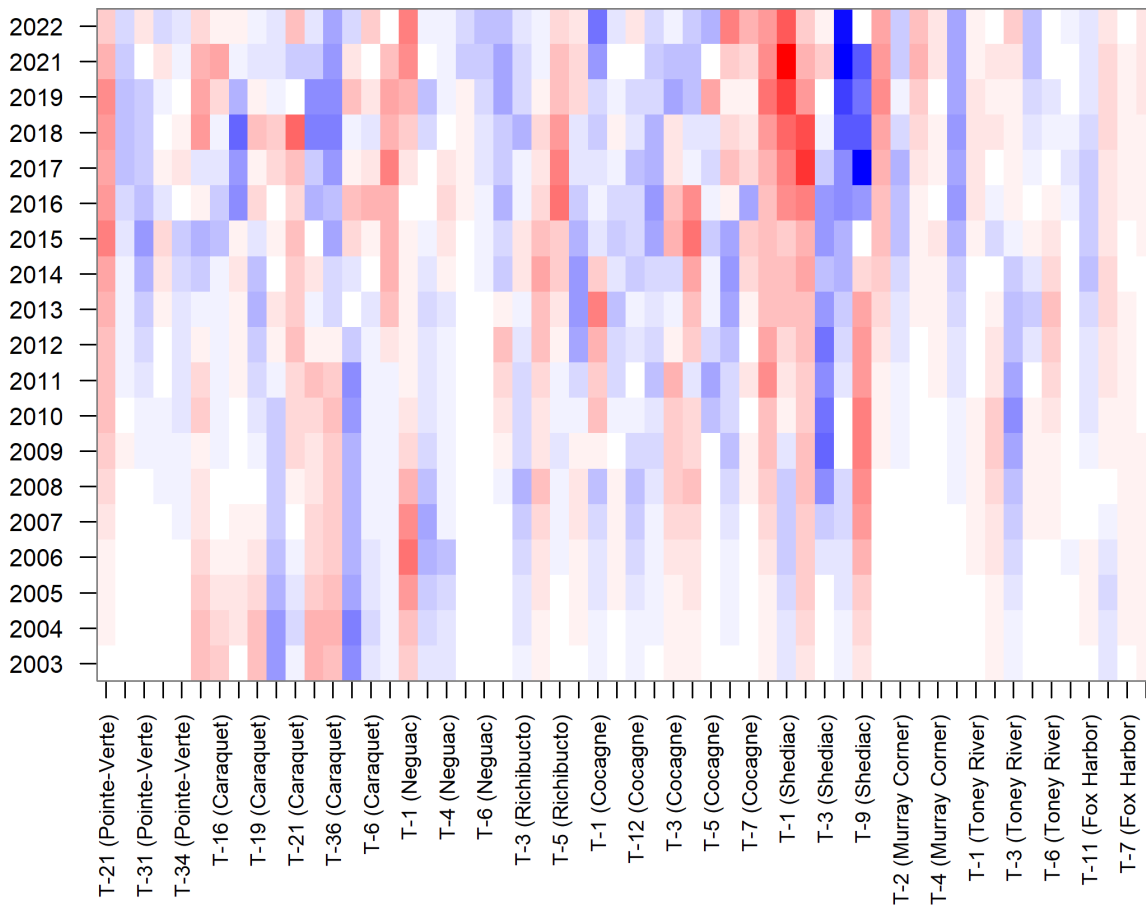


Figure 31. Estimation des effets du transect par année à partir de l'analyse des transects du relevé par plongée. Le rouge indique des valeurs négatives et le bleu, des valeurs positives.

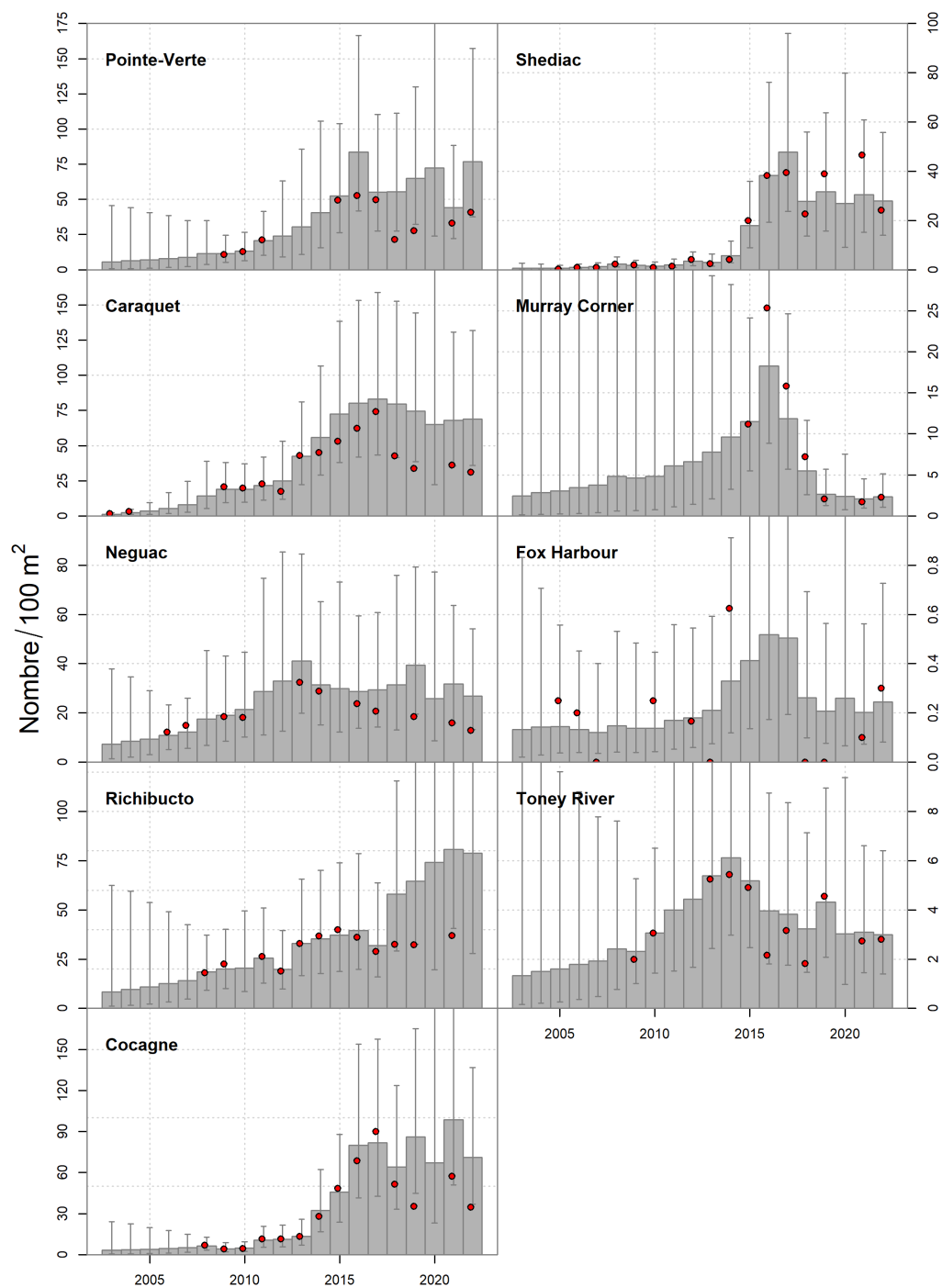


Figure 32. Série chronologique des indices de recrutement du homard par site d'étude à partir de l'analyse des transects du relevé par plongée, de 2003 à 2022. Les intervalles de confiance (95 %) sont représentés par des barres noires verticales. Les cercles rouges indiquent les moyennes observées. Les barres grises sans cercle rouge sont interpolées par le modèle. Remarque : la plage de valeurs de l'axe des ordonnées est définie pour chaque site d'étude.

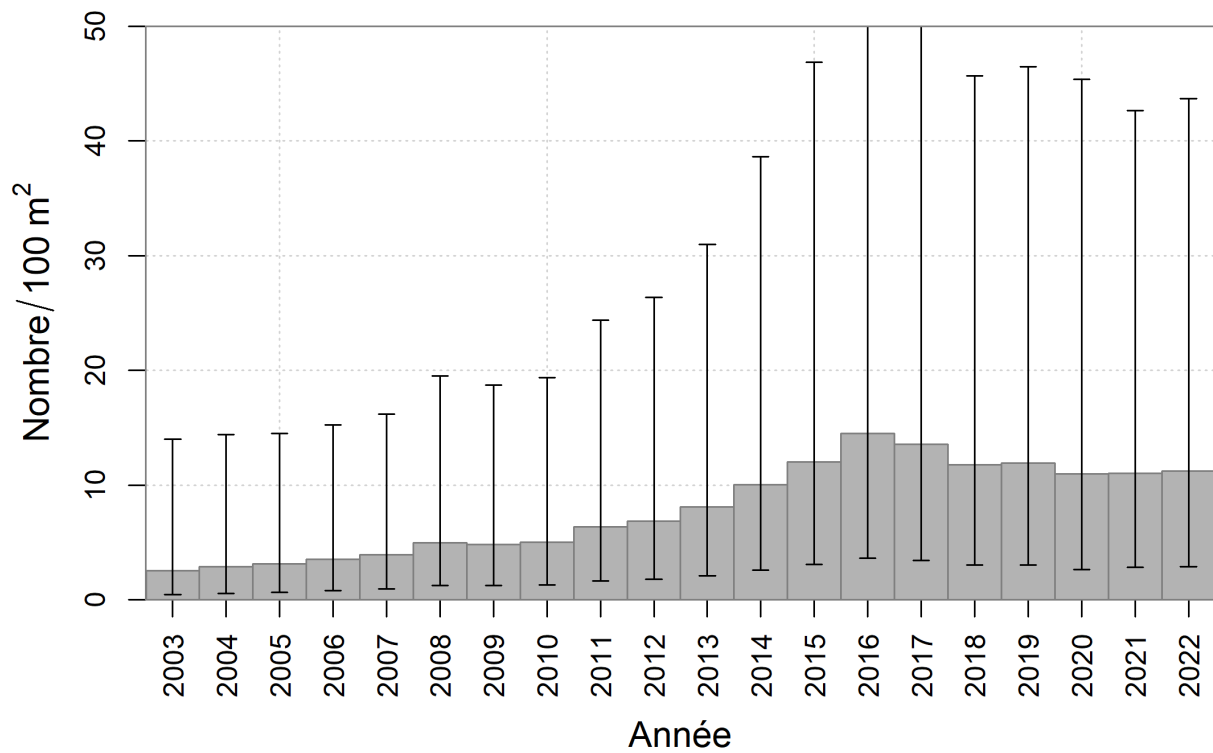


Figure 33. Recrutement moyen du homard par site d'étude estimé dans le temps à partir de l'analyse des transects du relevé par plongée, de 2003 à 2022. Les intervalles de confiance (95 %) sont représentés par des barres noires verticales.

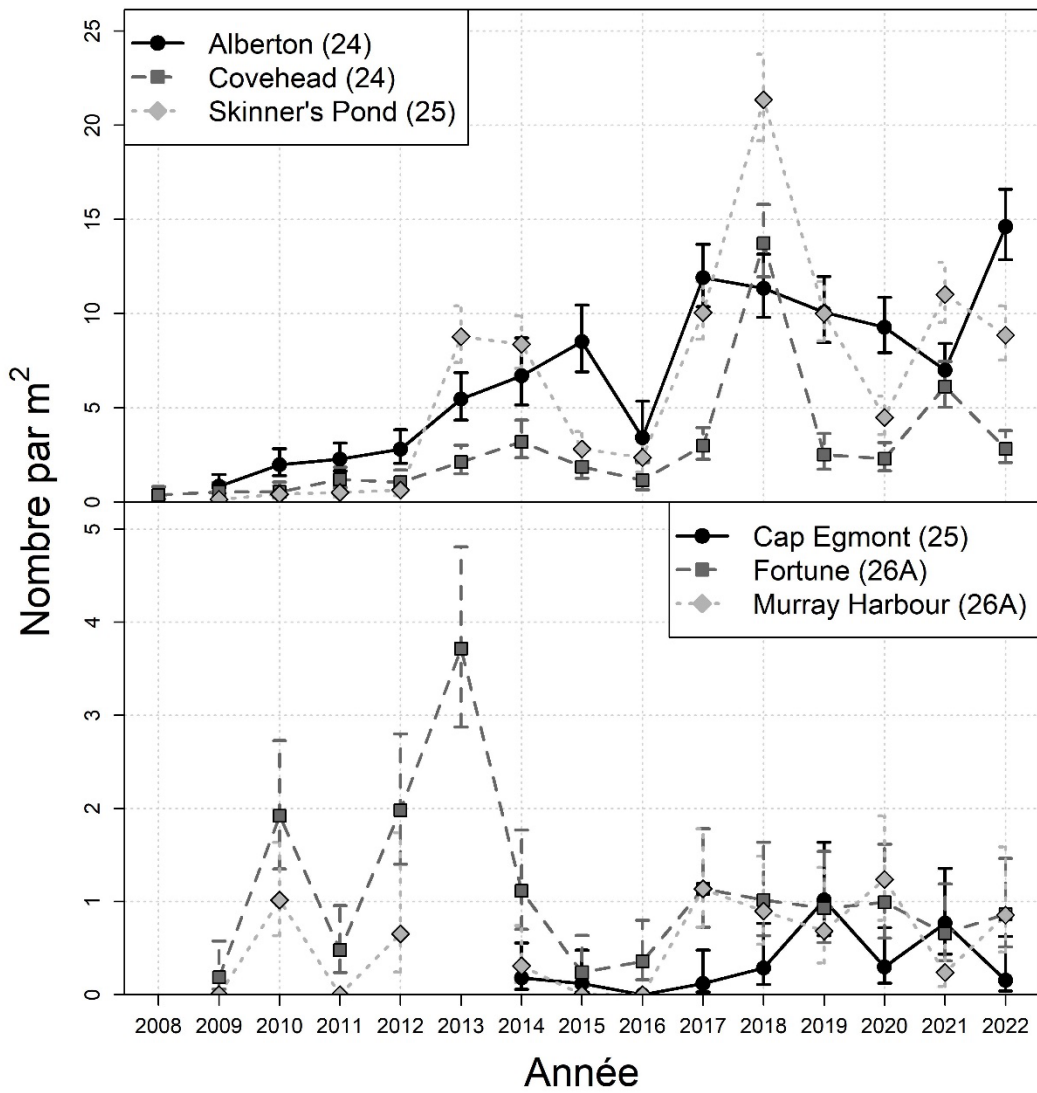


Figure 34. Densité des jeunes de l'année dans les biocollecteurs à huit emplacements dans les ZPH 24, 25 et 26A dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 2008 à 2022.

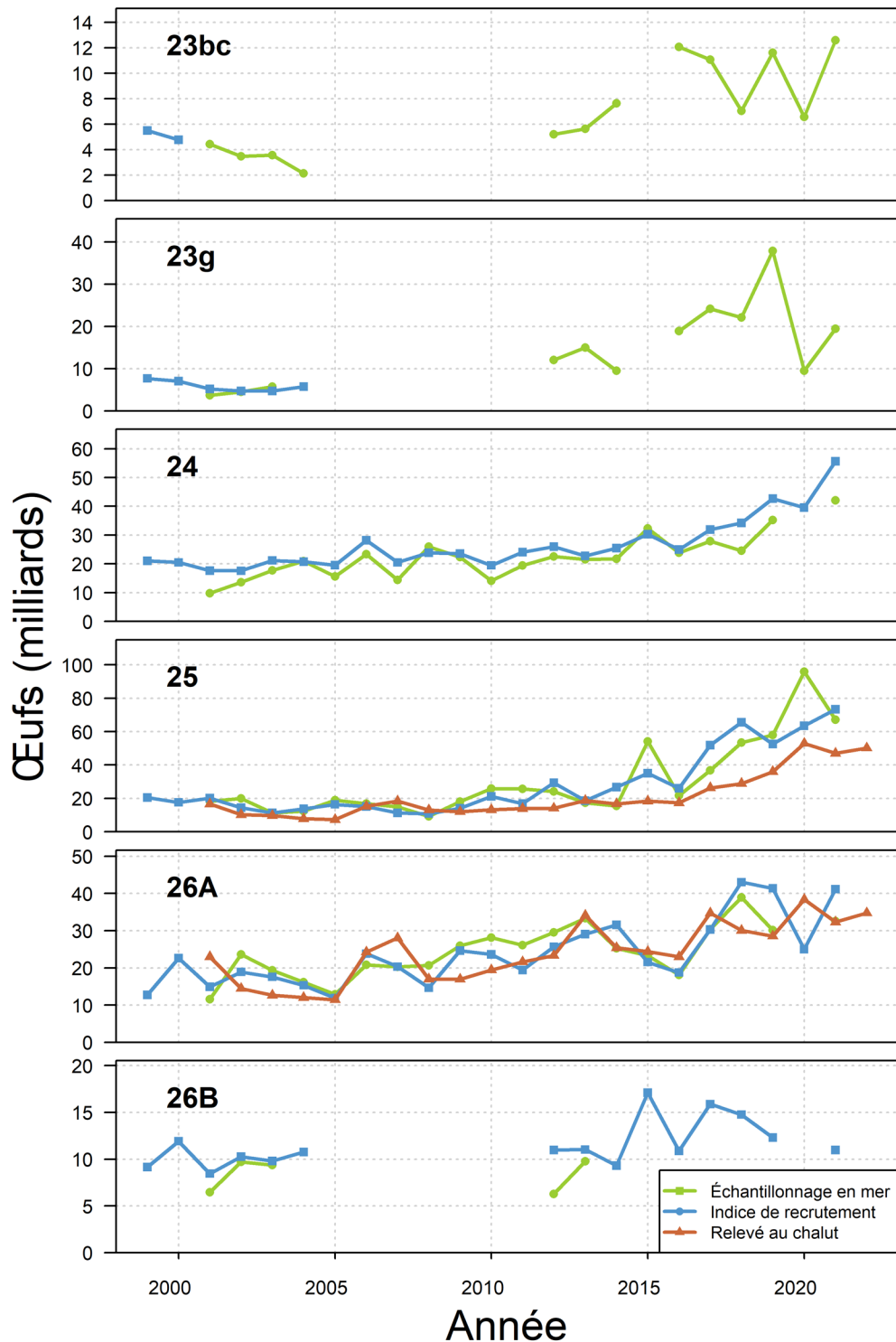


Figure 35. Production d'œufs basée sur les données d'échantillonnage en mer, les données du programme d'indice de recrutement et les données du relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland, dans les régions d'évaluation 23bc et 23g et les zones de pêche du homard 24, 25, 26A et 26B, de 1999 à 2022.

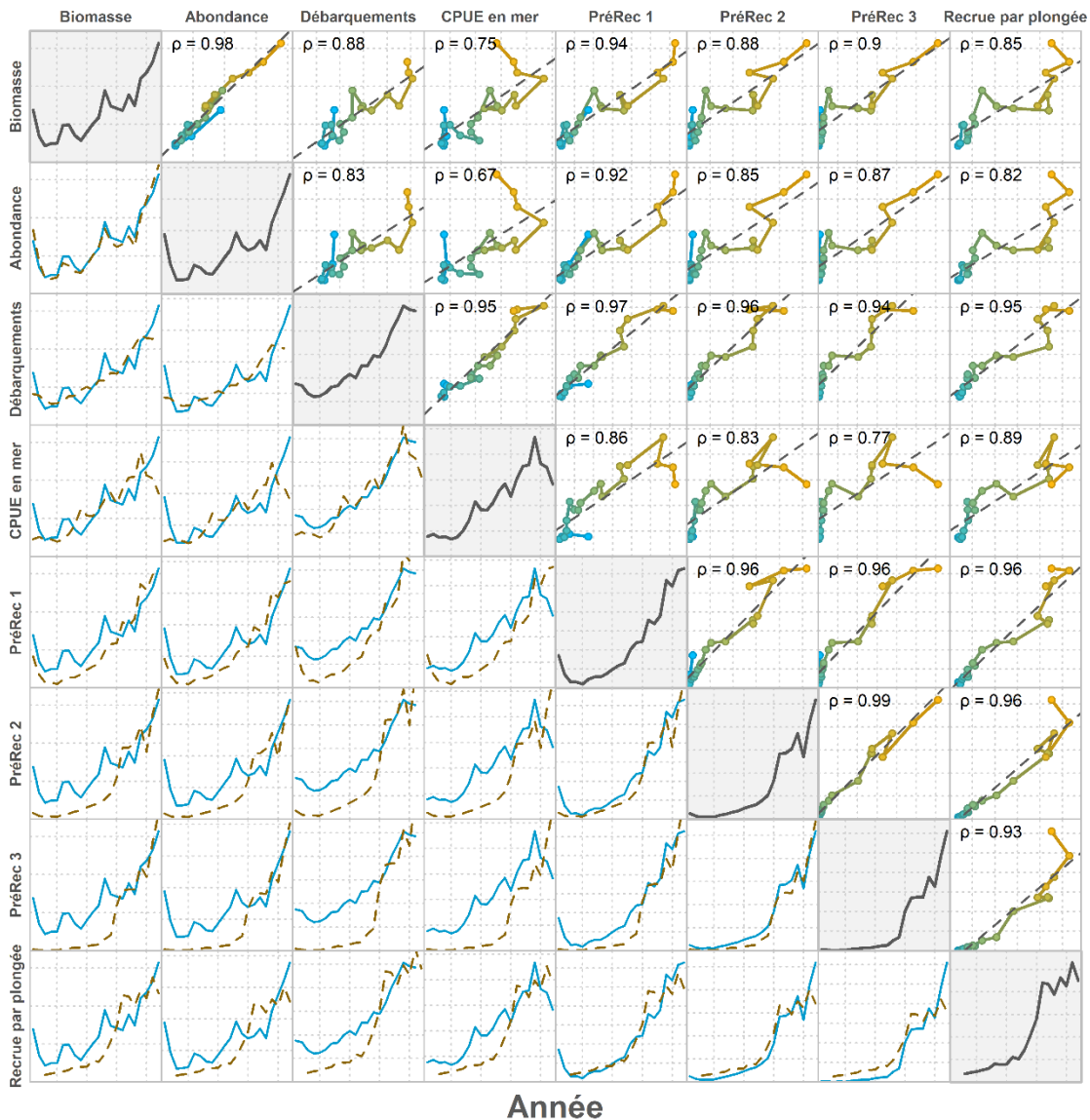


Figure 36. Comparaisons par paires des indicateurs de la ZPH 25. Les tracés diagonaux montrent la série chronologique de chaque indicateur. Sous la diagonale se trouvent les comparaisons de séries chronologiques pour chaque paire d'indicateurs de séries chronologiques, normalisées à la même échelle. Les lignes bleues pleines correspondent aux indicateurs indiqués dans les titres des colonnes et les lignes jaunes tiretées correspondent à ceux des titres des lignes. Les diagrammes de dispersion de chaque paire de variables indicatrices apparaissent au-dessus de la diagonale. Les couleurs bleue et jaune correspondent respectivement aux points antérieurs et ultérieurs de la série chronologique. Les indicateurs sont les suivants : les titres « Biomasse » et « Abondance » correspondent aux indices commerciaux obtenus à partir du relevé dans le détroit de Northumberland, le titre « Débarquements » correspond aux débarquements commerciaux déclarés, le titre « CPUE en mer » correspond aux captures par unité d'effort estimées à partir des données d'échantillonnage en mer, les titres « PréRec 1 », « PréRec 2 » et « PréRec 3 » correspondent respectivement aux prérecrues dans la pêche âgées d'un an, de deux ans et de trois ans calculées à partir du relevé dans le détroit de Northumberland, et « Recrue par plongée » correspond à l'indice de recrutement d'après le relevé par plongée.

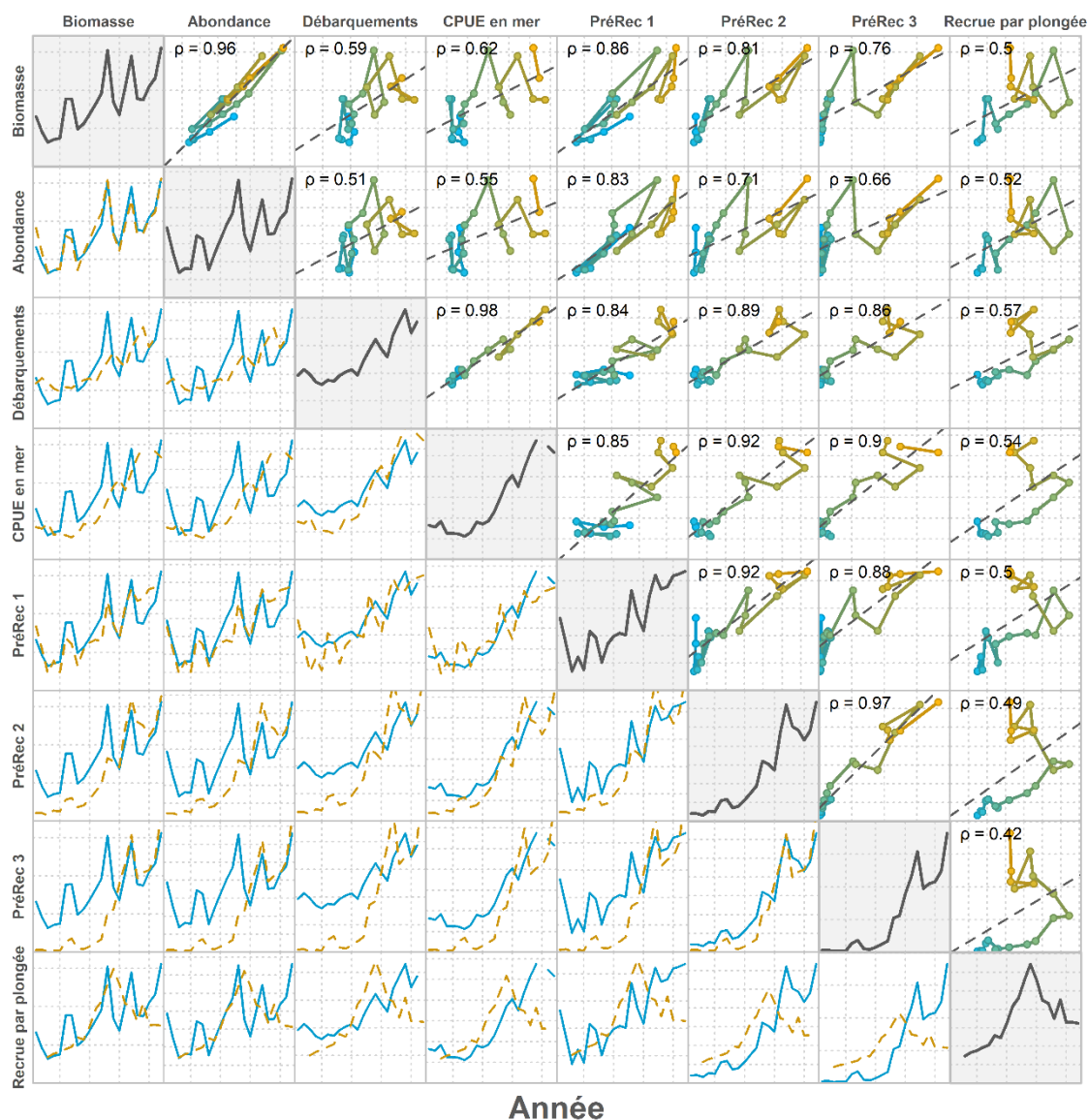


Figure 37. Comparaisons par paires des indicateurs de la ZPH 26A. Les tracés diagonaux montrent la série chronologique de chaque indicateur. Sous la diagonale se trouvent les comparaisons de séries chronologiques pour chaque paire d'indicateurs de séries chronologiques, normalisées à la même échelle. Les lignes bleues pleines correspondent aux indicateurs indiqués dans les titres des colonnes et les lignes jaunes tiretées correspondent à ceux des titres des lignes. Les diagrammes de dispersion de chaque paire de variables indicatrices apparaissent au-dessus de la diagonale. Les couleurs bleue et jaune correspondent respectivement aux points antérieurs et ultérieurs de la série chronologique. Les indicateurs sont les suivants : les titres « Biomasse » et « Abondance » correspondent aux indices commerciaux obtenus à partir du relevé du détroit de Northumberland, le titre « Débarquements » correspond aux débarquements commerciaux déclarés, le titre « CPUE en mer » correspond aux captures par unité d'effort estimées à partir des données d'échantillonnage en mer, les titres « PréRec 1 », « PréRec 2 » et « PréRec 3 » correspondent respectivement aux prérecrues dans la pêche âgées d'un an, de deux ans et de trois ans calculées à partir du relevé dans le détroit de Northumberland, et « Recrue par plongée » correspond à l'indice de recrutement d'après le relevé par plongée.

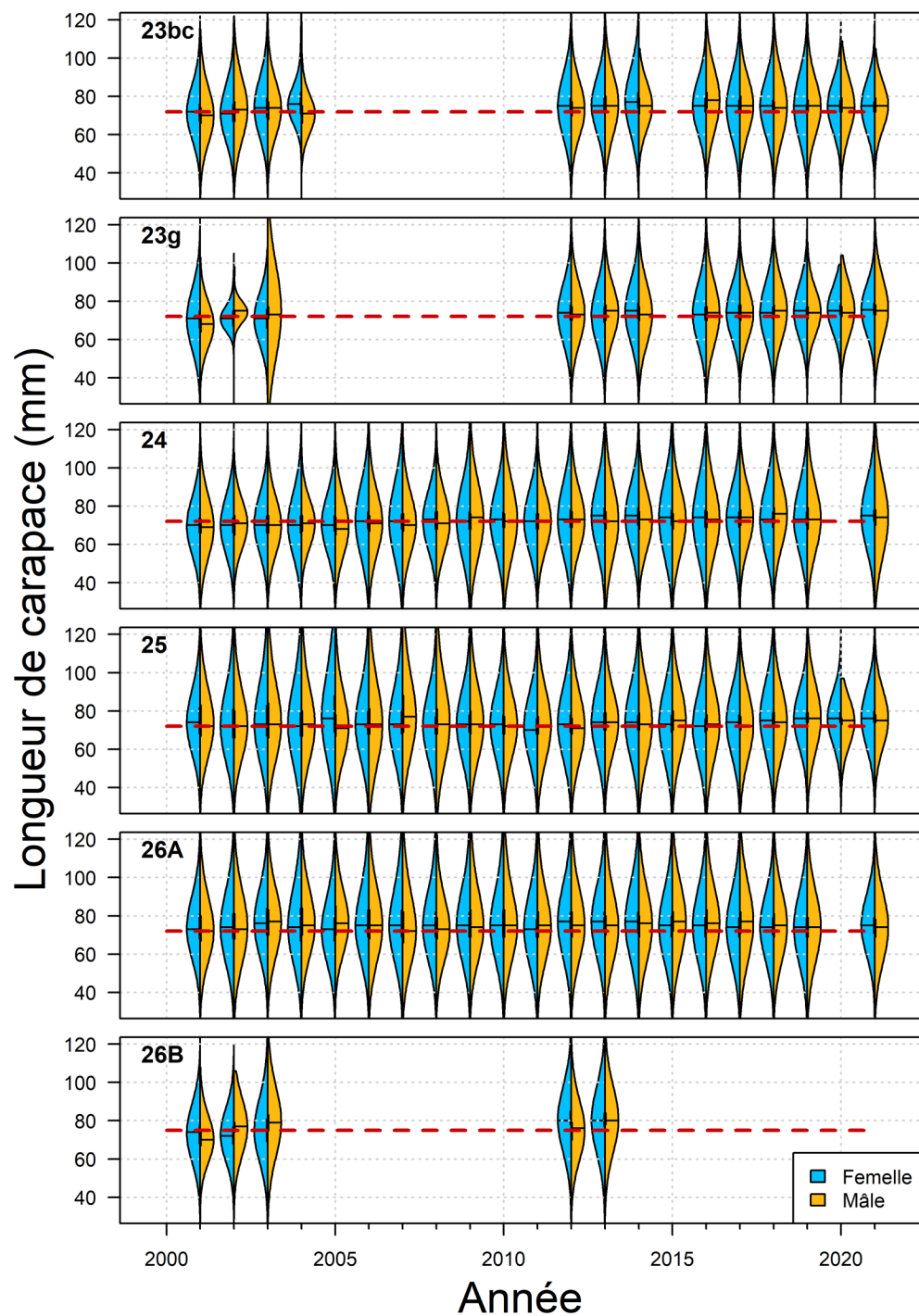


Figure 38. Distributions de longueur des mâles et des femelles échantillonnés dans le cadre du programme d'échantillonnage en mer, de 2001 à 2021. La petite ligne noire représente la taille médiane de l'échantillon. La ligne rouge tiretée représente la taille à laquelle on estime que 50 % des femelles sont matures (c'est-à-dire SOM50; 72 mm dans les régions 23bc et 23g et les ZPH 24, 25 et 26A [Comeau et Savoie 2002, MPO 2016], et 76 mm dans la ZPH 26B [Comeau 2003, MPO 2016]).

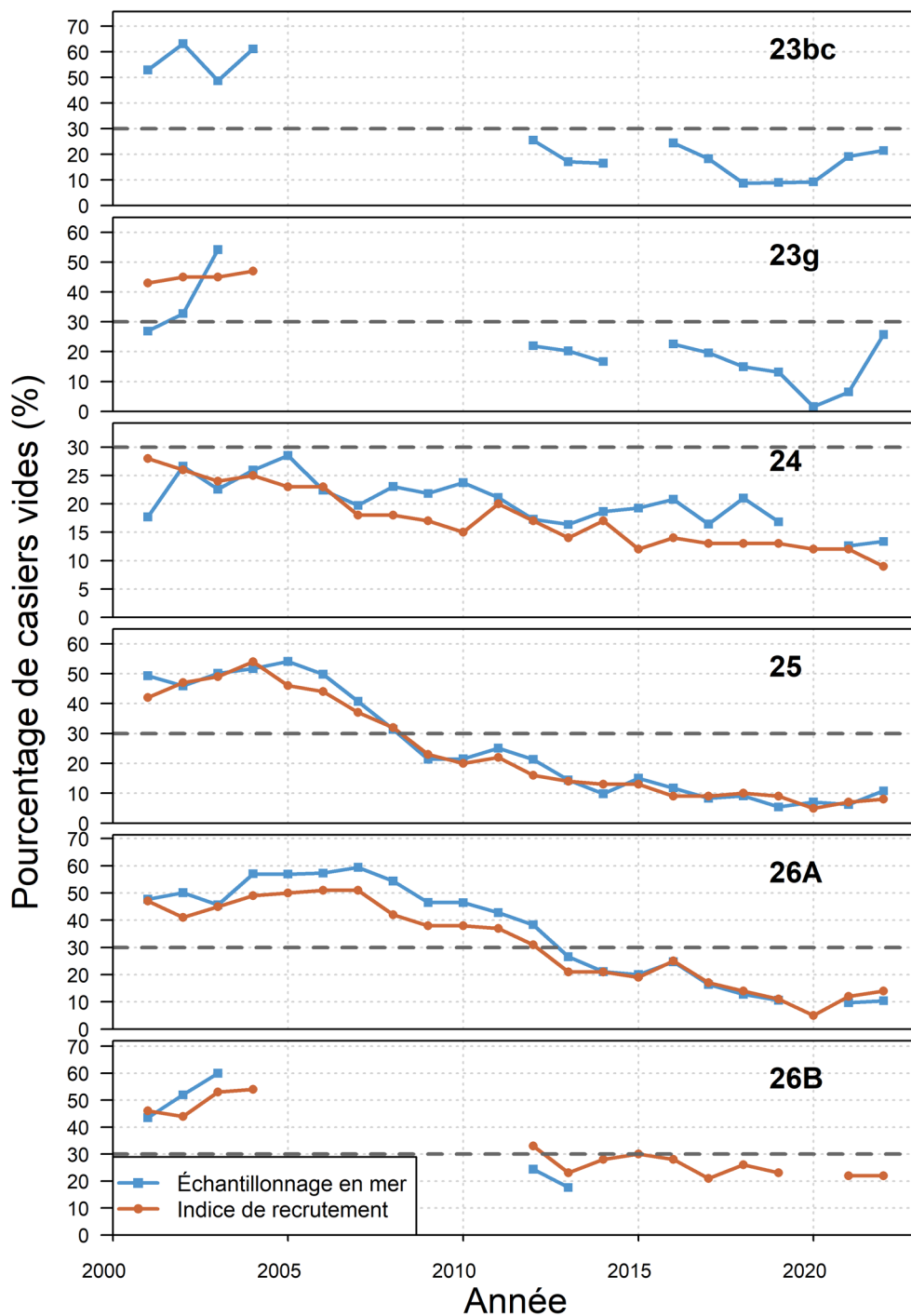


Figure 39. Pourcentage de casiers vides dans le cadre du programme d'échantillonnage en mer et du programme d'indice de recrutement dans les régions d'évaluation 23bc et 23g et les zones de pêche du homard 24, 25, 26A et 26B, de 2001 à 2022. La ligne tiretée indique 30 %.

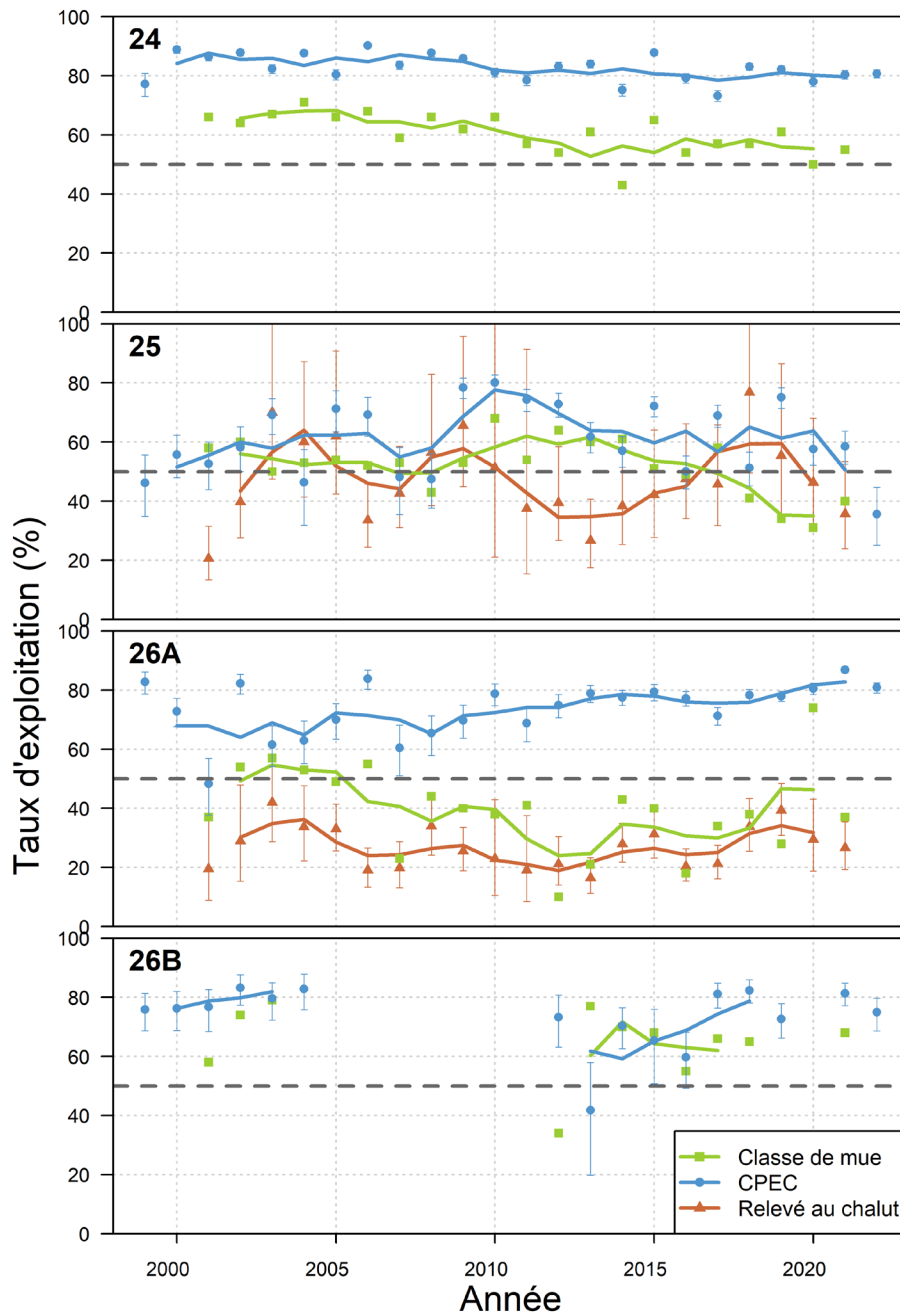


Figure 40. Taux d'exploitation selon la méthode de la classe de mue, la méthode du changement de proportions en continu (CPEC), et l'estimation de la biomasse commerciale d'après le relevé plurispécifique au chalut de fond dans le détroit de Northumberland, dans les zones de pêche du homard 24, 25, 26A et 26B, de 1999 à 2022. Les lignes verticales représentent les intervalles de crédibilité de 95 % et les intervalles de confiance de 95 % pour les taux d'exploitation respectivement de la méthode CPEC et du relevé au chalut dans le détroit de Northumberland. Les lignes continues représentent les moyennes mobiles sur trois ans des résultats annuels.

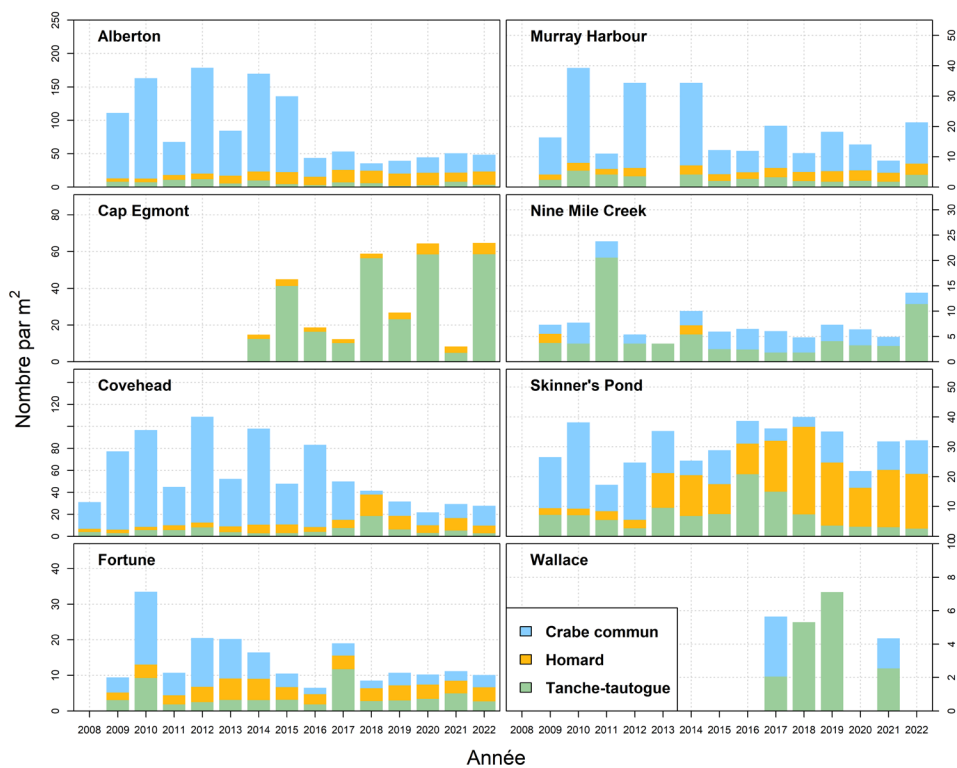


Figure 41. Densité de la tanche-tautogue, des petits crabes communs et des petits homards dans les biocollecteurs sur huit sites, de 2008 à 2022.

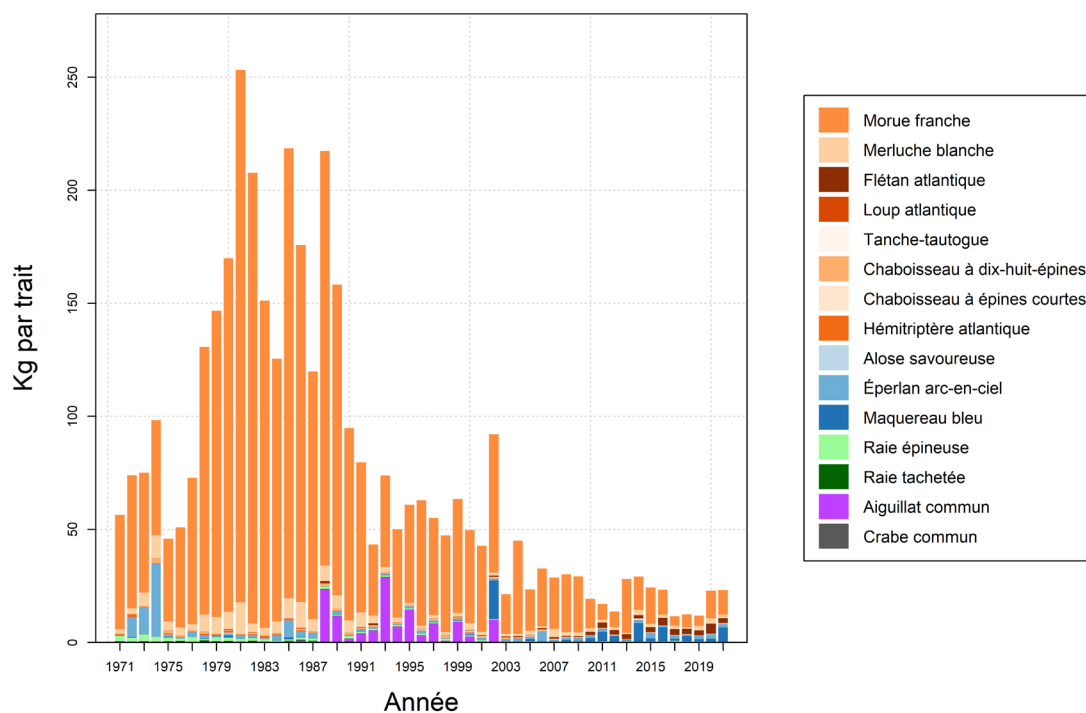


Figure 42. Total des captures annuelles moyennes (kg/trait) de prédateurs potentiels du homard dans le relevé écosystémique mené en septembre, de 1971 à 2021.

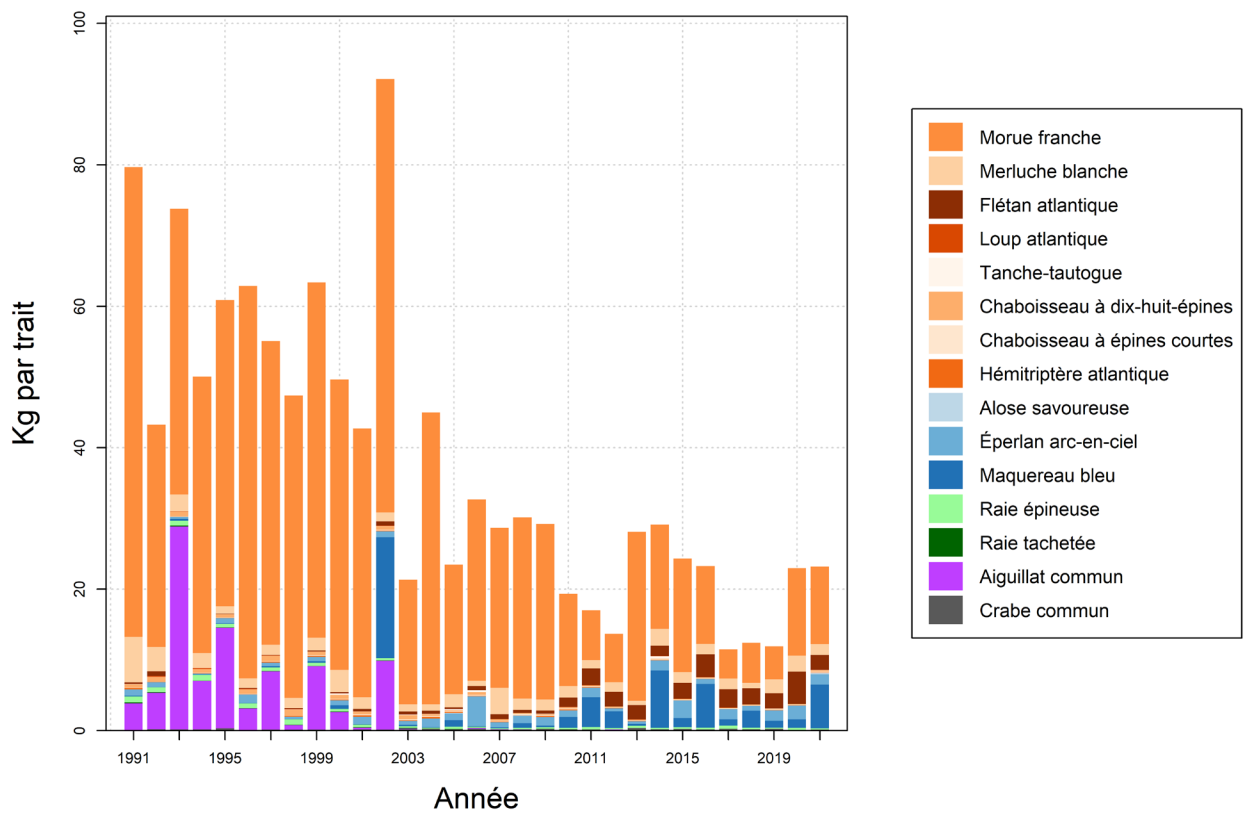


Figure 43. Total des captures annuelles moyennes (kg/trait) de prédateurs potentiels du homard dans le relevé écosystémique mené en septembre, de 1991 à 2021.

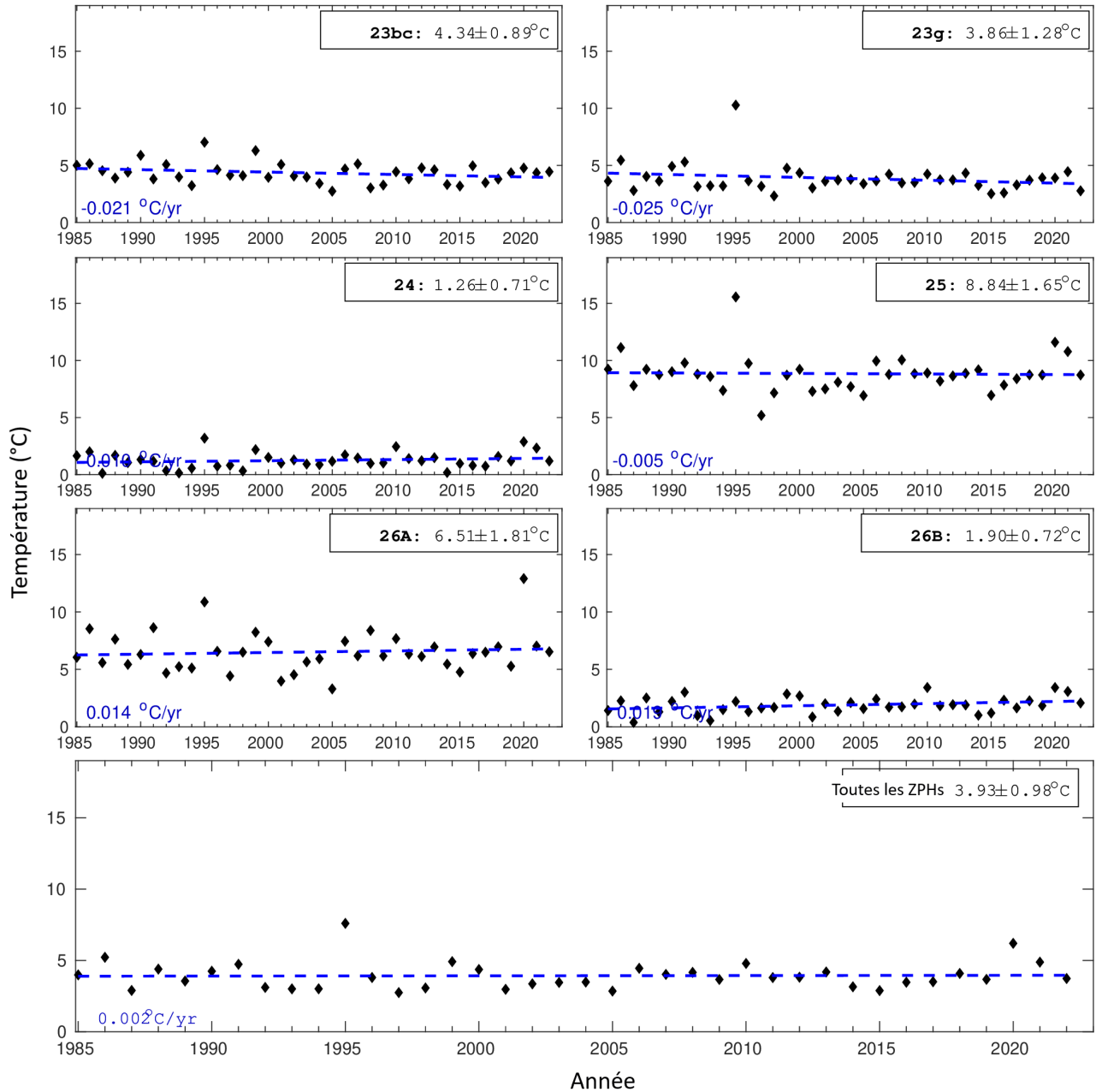


Figure 44. Série chronologique de la température de l'eau au fond pour chaque région d'évaluation et pour toutes les zones de pêche du homard combinées à partir du relevé de juin, de 1985 à 2022. La température moyenne a été calculée pour l'ensemble du domaine des régions d'évaluation (c'est-à-dire pas seulement dans les limites des districts statistiques).

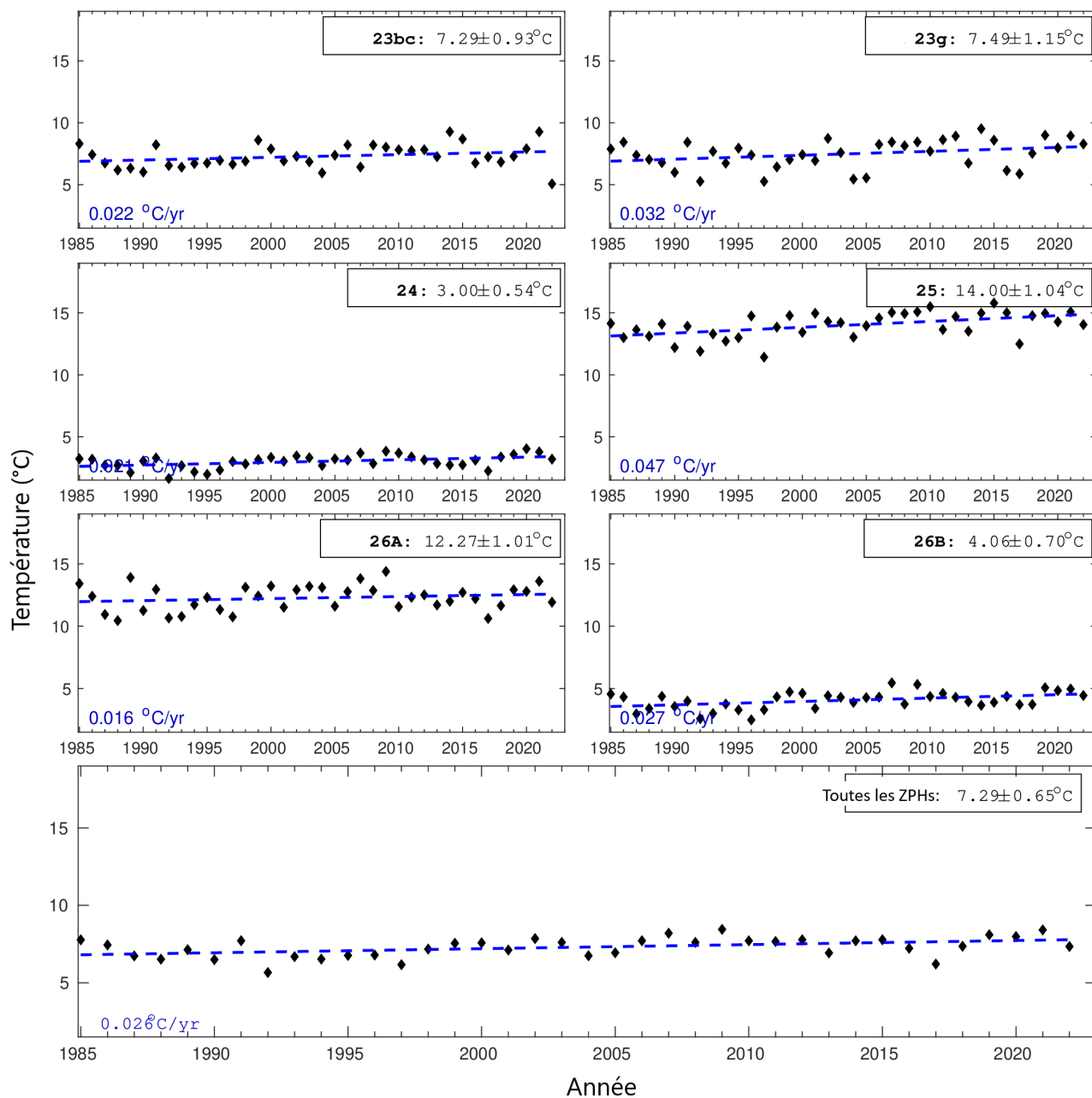


Figure 45. Série chronologique de la température de l'eau au fond pour chaque région d'évaluation et pour toutes les zones de pêche du homard zone de pêche du homard combinées à partir du relevé de septembre, 1985-2022. La température moyenne a été calculée pour l'ensemble du domaine des régions d'évaluation (c'est-à-dire pas seulement dans les limites des districts statistiques).

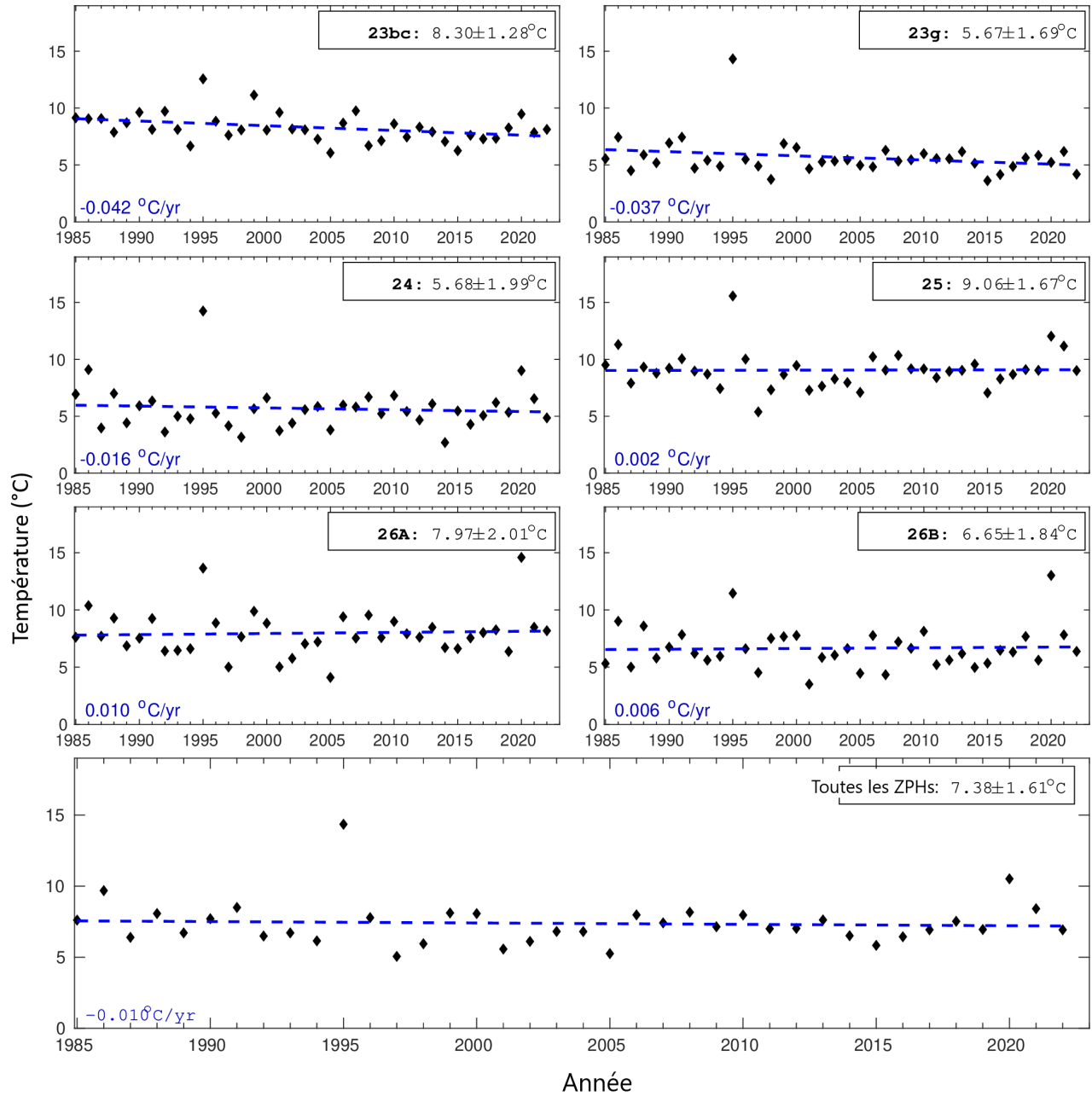


Figure 46. Série chronologique de la température de l'eau au fond pour chaque région d'évaluation et pour toutes les zones de pêche du homard zone de pêche du homard combinées à partir du relevé de juin, 1985-2022. La température moyenne a été calculée uniquement dans les limites des districts statistiques.

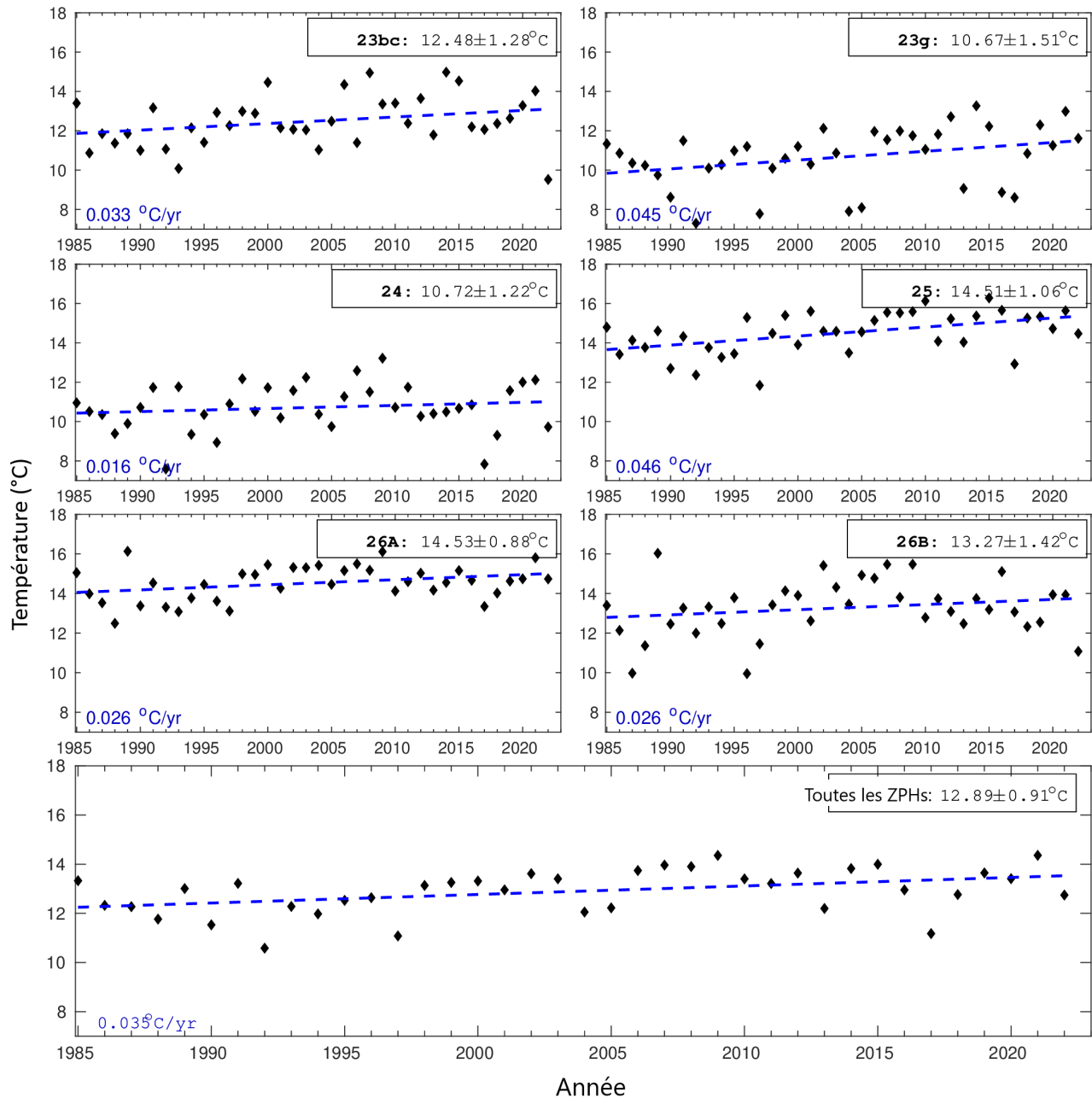


Figure 47. Série chronologique de la température de l'eau au fond pour chaque région d'évaluation et pour toutes les zones de pêche du homard zone de pêche du homard combinées à partir du relevé de septembre, 1985-2022. La température moyenne a été calculée uniquement dans les limites des districts statistiques.

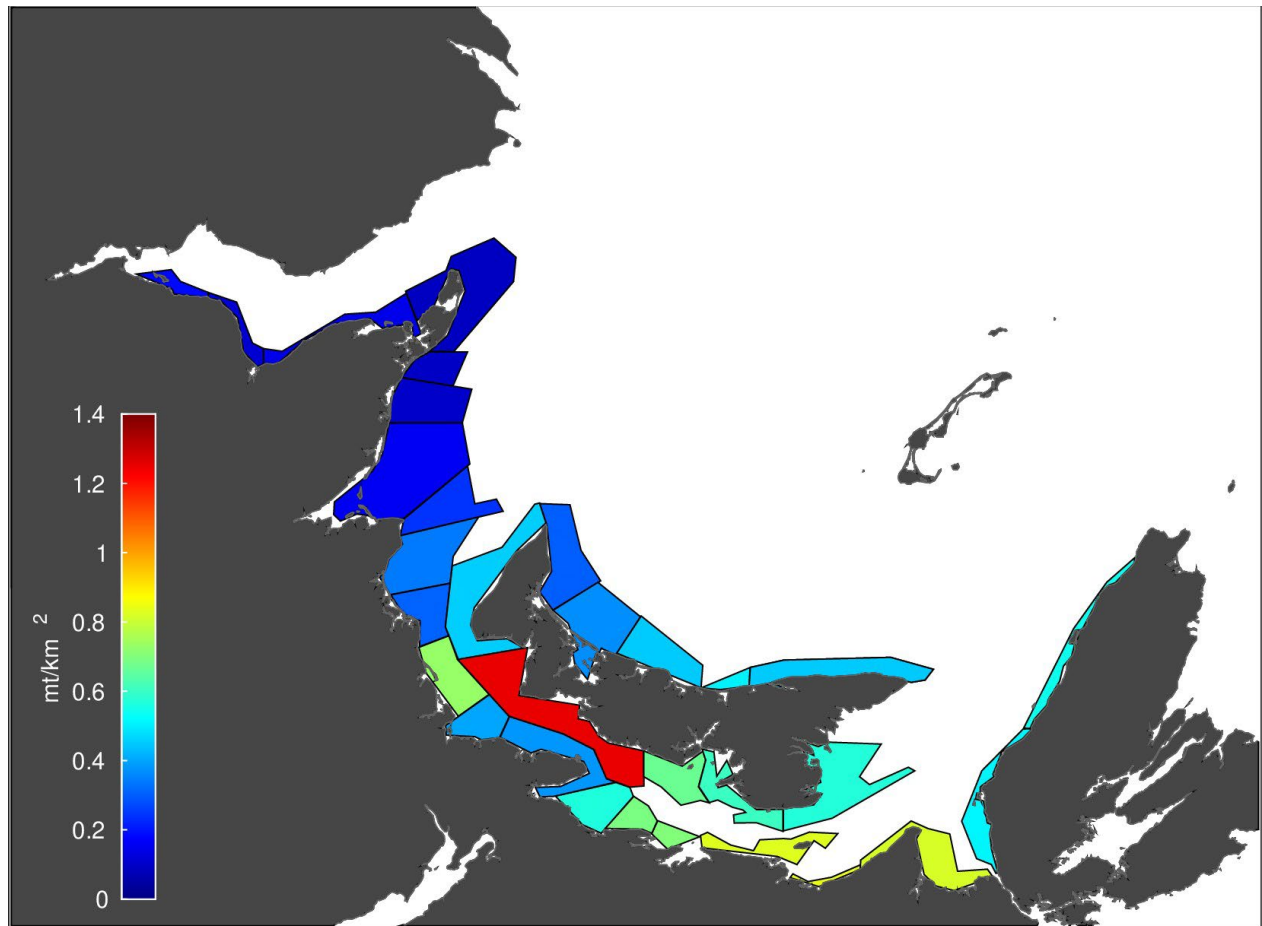


Figure 48. Concentration moyenne de homard (t/km^2) entre 1968 et 2021 pour chaque district statistique situé dans la pêche du homard du sud du golfe du Saint-Laurent (zones de pêche du homard 23 à 26). La concentration de homard est fondée sur les débarquements commerciaux obtenus auprès des responsables des statistiques du Centre des pêches du Golfe du MPO (Moncton, N.-B.).

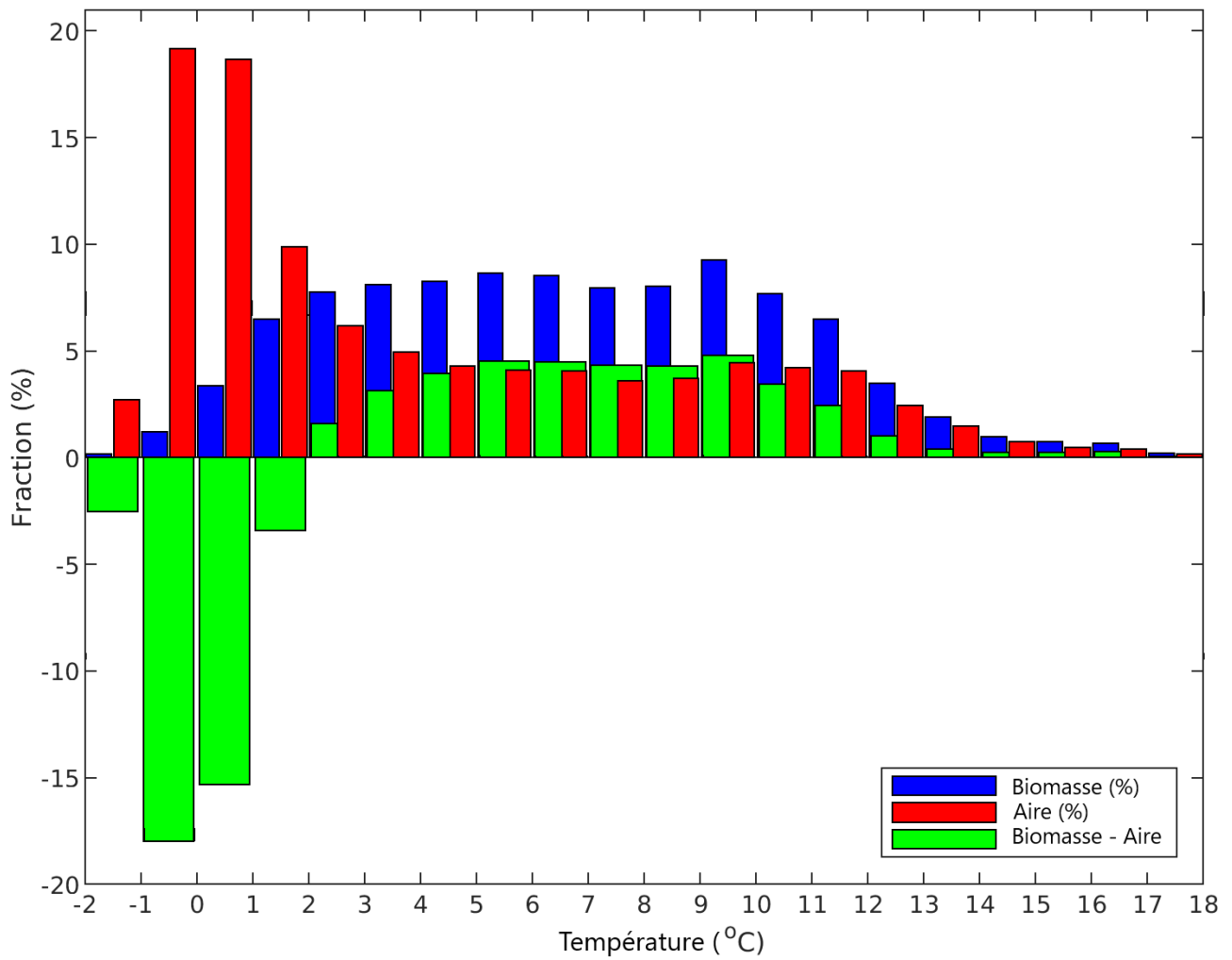


Figure 49. Distributions de la fréquence de la biomasse sur le fond marin et du homard en fonction de la température de l'eau au fond en juin, de 1983 à 2021. Les barres vertes représentent leur différence; 95 % de la biomasse du homard se trouve entre 0,4 et 14 °C.

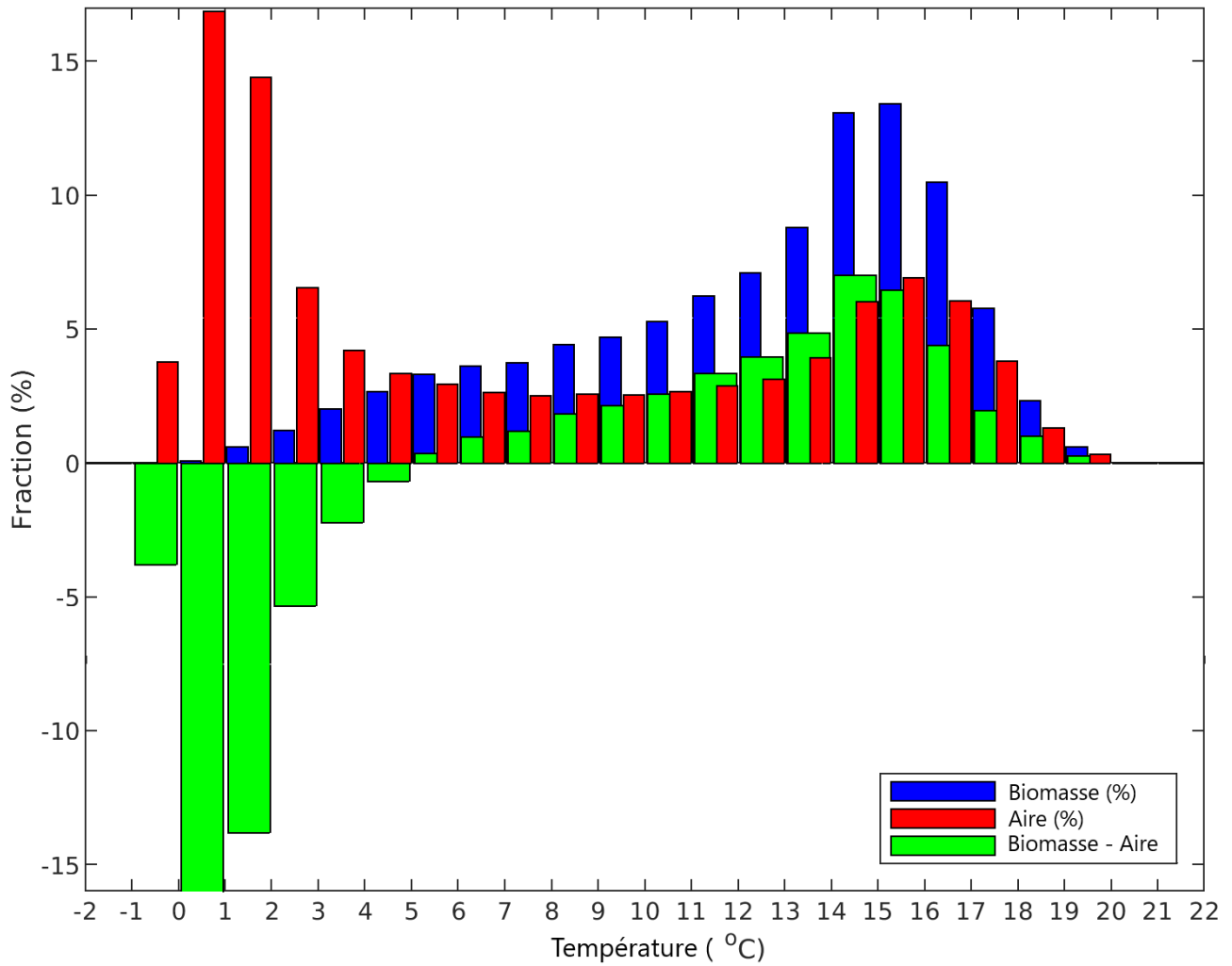


Figure 50. Distributions de la fréquence de la biomasse sur le fond marin et du homard en fonction de la température de l'eau au fond en septembre, de 1983 à 2021. Les barres vertes représentent leur différence; 95 % de la biomasse du homard se trouve entre 3,3 et 18 °C.

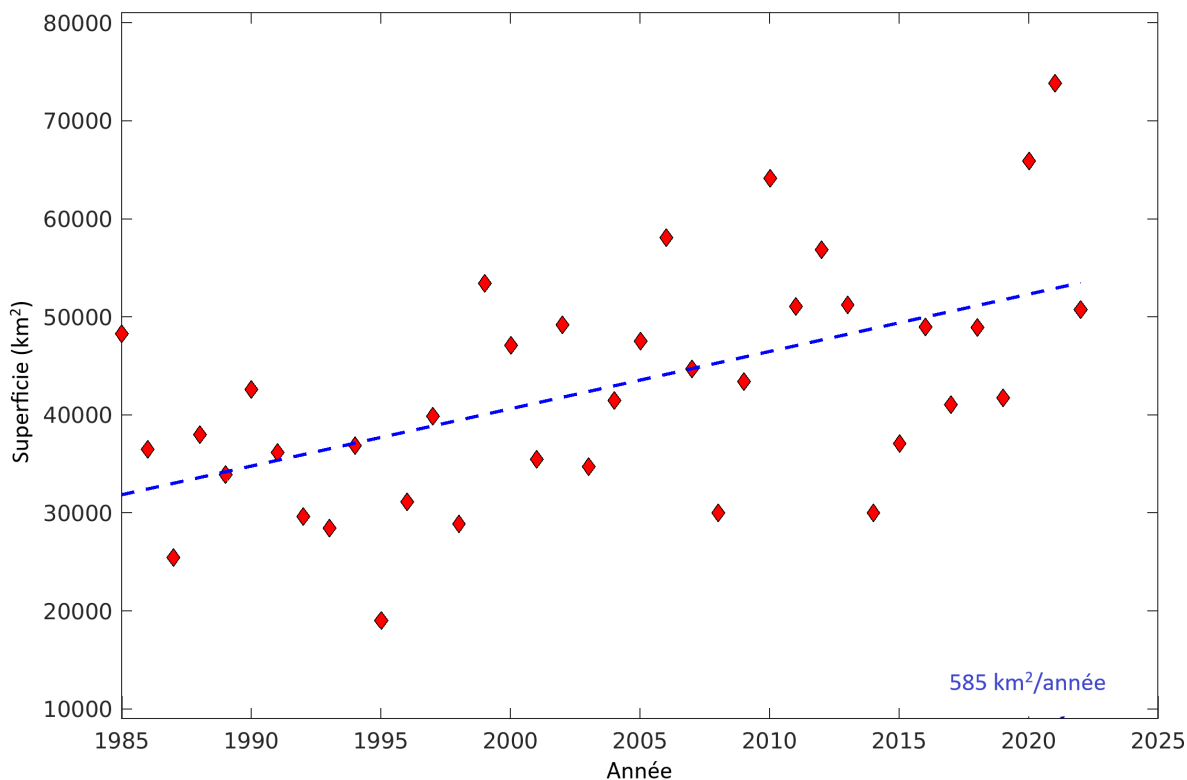


Figure 51. Série chronologique de la superficie d'habitat du homard disponible en juin (température de 0,4 à 14 °C) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1985 à 2022.

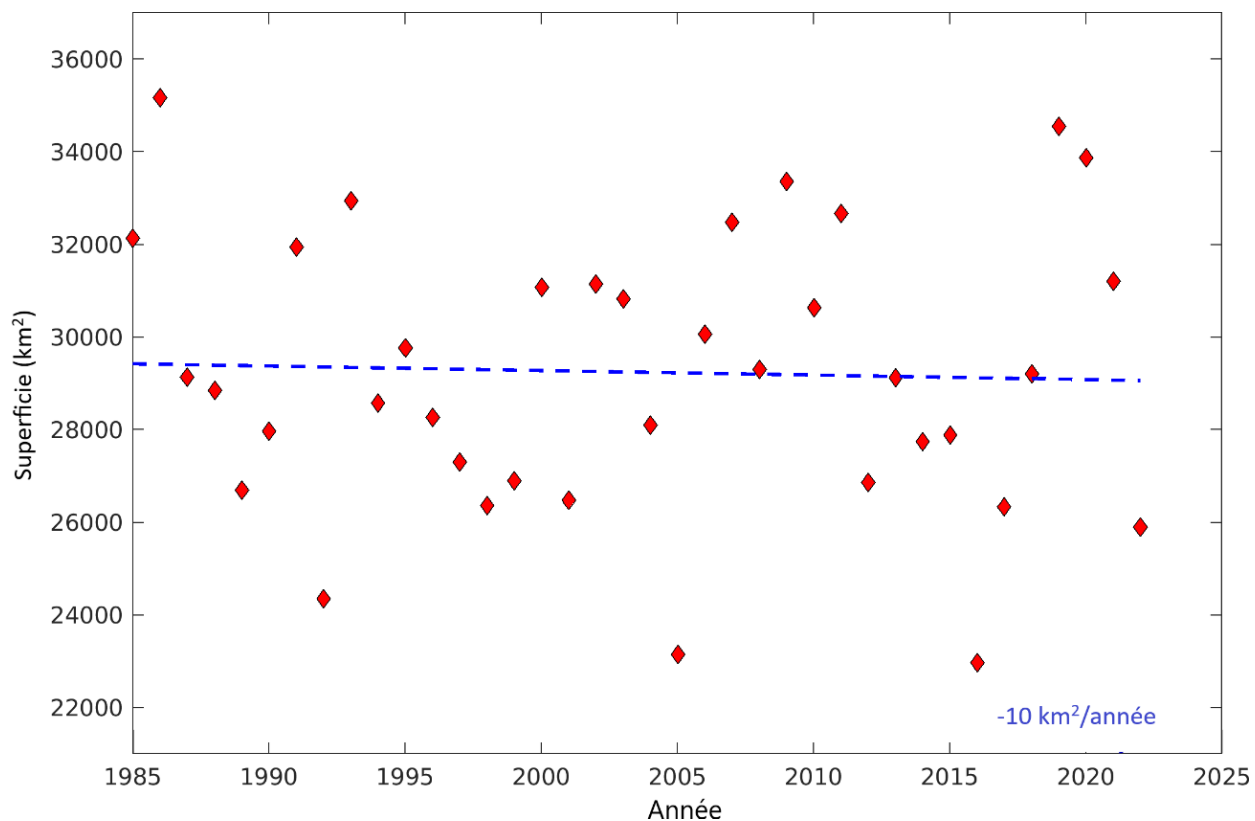


Figure 52. Série chronologique de la superficie d'habitat du homard disponible en septembre (de 3,3 à 18 °C) dans le sud du golfe du Saint-Laurent, de 1985 à 2022.

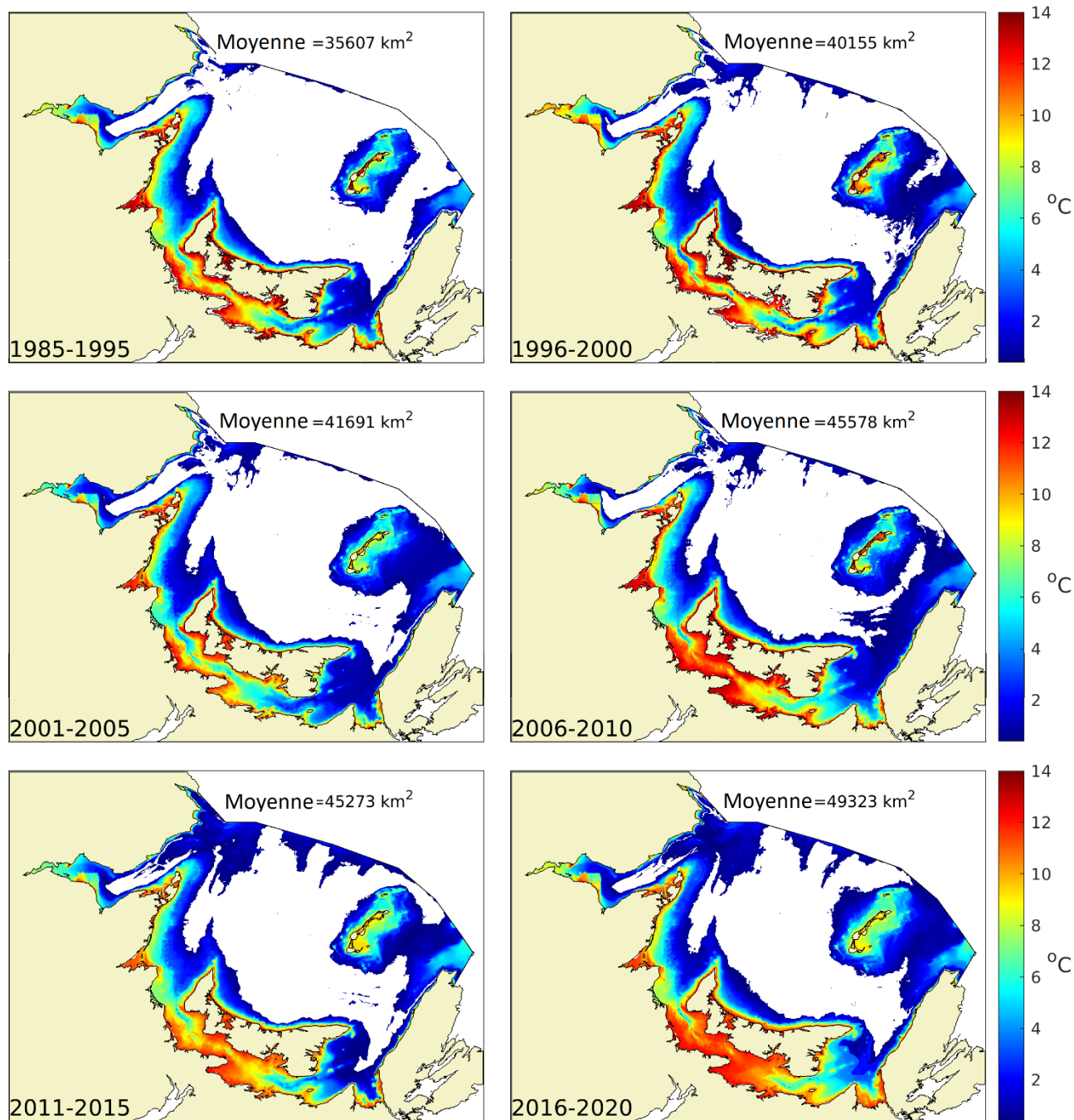


Figure 53. Étendue spatiale de la superficie d'habitat du homard disponible en juin dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour six périodes. La plage de température est comprise entre 0,4 et 14 °C.

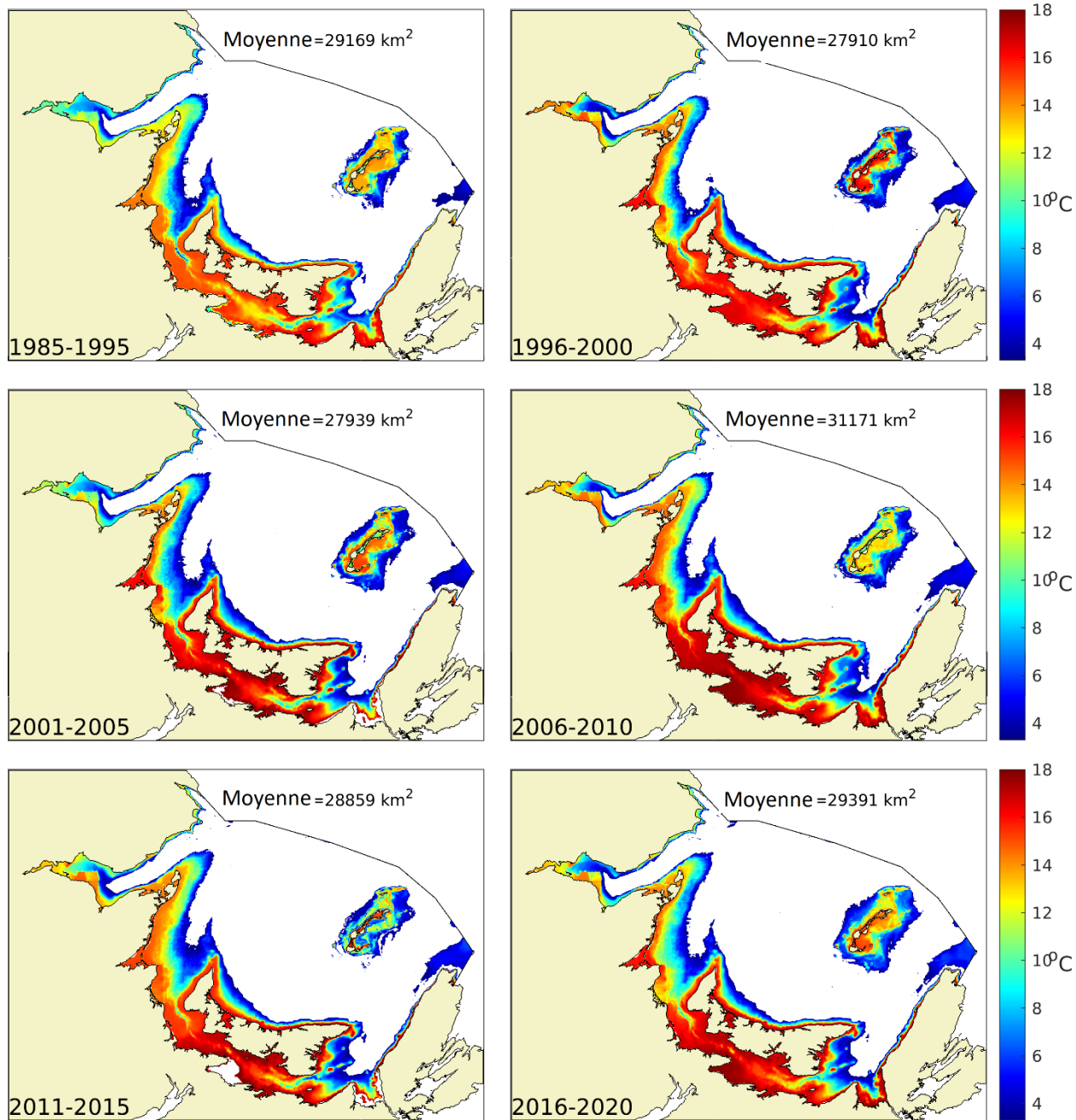


Figure 54. Étendue spatiale de la superficie d'habitat du homard disponible en septembre dans le sud du golfe du Saint-Laurent pour six périodes. La plage de température est comprise entre 3,3 et 18 °C.