



DÉFINITION DE BIOTOPES MARINS LITTORAUX DISTINCTS À L'ÉCHELLE DE LA CÔTE EN COLOMBIE-BRITANNIQUE, AU CANADA

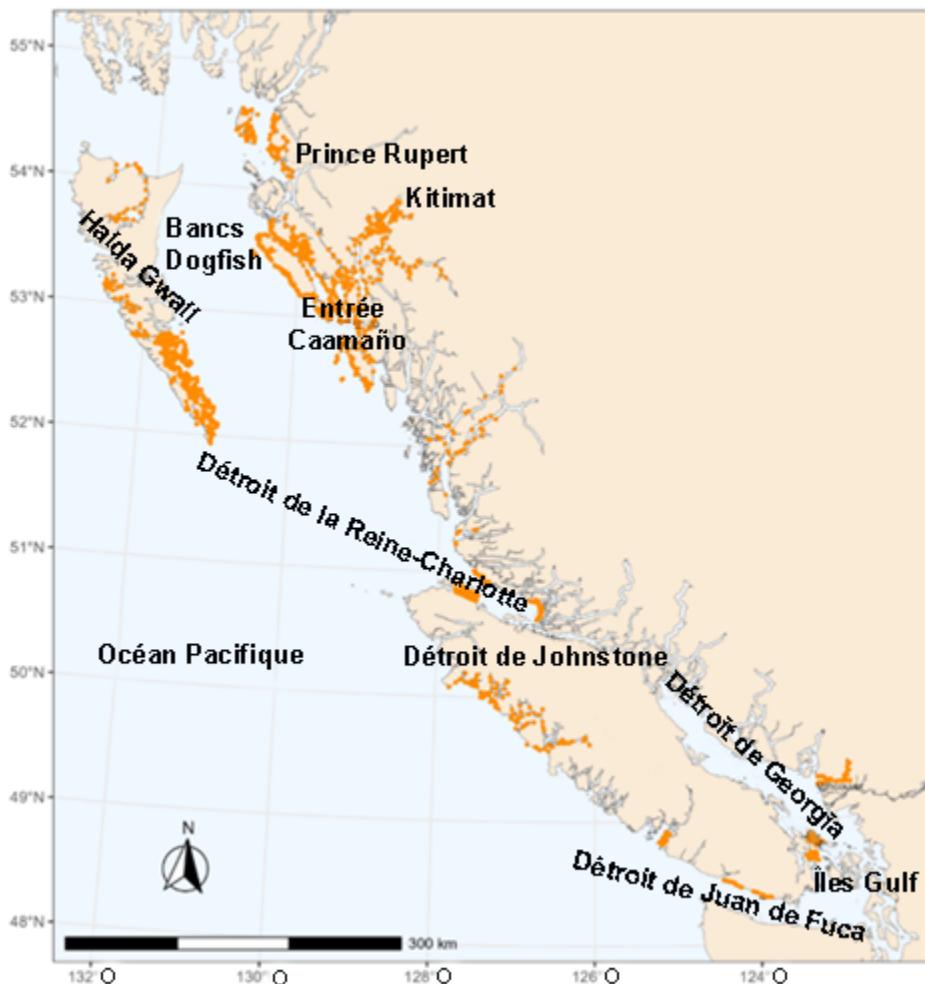


Figure 1. Emplacements des transects du relevé.

CONTEXTE

Le programme de planification intégrée de l'intervention en milieu marin de Pêches et Océans Canada (MPO) a demandé à la Direction des sciences de fournir des outils pour appuyer les interventions environnementales.

Une compréhension approfondie des communautés et des habitats marins permet d'assurer la gestion et la conservation éclairées des écosystèmes marins le long du littoral de la Colombie-

Britannique, ainsi qu'une prise de décisions réfléchie. Des lacunes importantes dans nos connaissances sur la répartition de nombreuses espèces marines côtières nuisent depuis longtemps aux initiatives de planification marine, y compris la planification des interventions environnementales et l'établissement d'un réseau d'aires marines protégées (AMP). Ce manque d'information essentielle peut influer sur notre capacité de gérer et de protéger efficacement les écosystèmes.

On a élaboré un ensemble de modèles de répartition des espèces (MRE monospécifiques) à l'aide des données recueillies dans le cadre d'un relevé cartographique de l'habitat benthique pendant 10 ans. Ces modèles établissent une corrélation entre les données sur la présence des espèces et les variables environnementales. On a utilisé ces modèles pour faire des prévisions de la probabilité associée à la présence de chaque espèce sur l'ensemble de la côte littorale de la Colombie-Britannique. Une analyse typologique des prédictions des MRE monospécifiques a ensuite été utilisée pour déterminer les biotopes, qui sont des combinaisons distinctes de propriétés physiques et chimiques de l'eau et des communautés biologiques associées.

Le présent avis scientifique découle de l'examen par les pairs régional du 3 au 4 mars 2025, Définition de biotopes marins littoraux à l'échelle de la côte en Colombie-Britannique, au Canada. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- On a défini et cartographié neuf biotopes épibenthiques littoraux ainsi que trois physiotypes en fonction des conditions environnementales pour la côte de la Colombie-Britannique.
- La définition des biotopes comprend les espèces corrélées avec sept conditions environnementales (substrat, pente, profondeur, exposition, température, salinité et courant de marée) présentes dans chaque biotope. Trois physiotypes ont été définis comme des zones environnementales uniques et n'ont pas été définis à l'aide de données sur les espèces.
- On a inclus 72 modèles de répartition des espèces (MRE monospécifiques) dans l'analyse pour définir les biotopes. De nombreuses espèces incluses dans le relevé ont une vaste répartition le long de la côte de la Colombie-Britannique et ne peuvent pas servir à différencier les biotopes (p. ex., l'oursin rouge, *Mesocentrotus franciscanus*, était corrélé avec cinq biotopes); par conséquent, des espèces indicatrices n'ont pas pu être déterminées.
- Après 10 ans de cartographie de l'habitat benthique (CHB), des lacunes dans notre compréhension des espèces côtières subsistent. On manque de connaissances sur la répartition de nombreuses espèces côtières, sur ce qui détermine leur répartition et sur les espèces auxquelles elles sont associées. Une collecte de données continue pourrait affiner la liste des espèces et améliorer la classification des biotopes. D'autres espèces, y compris des espèces plus rares, devraient être prises en compte dans les futurs relevés, et la collecte de données devrait être axée sur une taxinomie de niveau inférieur (c.-à-d. genre, espèce).
- Il existe peu de prédicteurs environnementaux disponibles pour la zone littorale. De nombreux prédicteurs utilisés dans les MRE du milieu marin sont dérivés de modèles océanographiques comprenant une résolution en kilomètres qui ne fournissent que des relations espèce-environnement à grande échelle. La disparité d'échelle entre les données de relevé et les covariables environnementales peut limiter l'utilité des variables

océanographiques dans la modélisation (c.-à-d. qu'aucune relation n'est trouvée) ou restreindre leur applicabilité aux échelles plus fines.

- Sur les sept covariables environnementales, seulement trois (substrat, profondeur et exposition) ont une gamme de valeurs qui n'est pas commune à tous les biotopes. À l'exception de la pente, les autres prédicteurs (salinité, température et courant) sont dérivés de modèles océanographiques pour lesquels le littoral n'est pas bien résolu. Une résolution prédictive plus élevée pourrait donc entraîner des relations mieux résolues avec la répartition des espèces, une meilleure définition des biotopes et une augmentation du nombre de biotopes.
- Bien que les cartes fournissent des renseignements précieux sur la répartition des biotopes, elles doivent être interprétées en tenant compte de leurs limites de résolution et du potentiel de variabilité à plus petite échelle dans les environnements littoraux.
- Au cours des 10 années de ce projet, l'équipe était composée de nombreux biologistes très expérimentés dans l'identification des espèces et ayant une vaste expérience de travail dans les habitats médiolittoraux et infralittoraux sur toute la côte de la Colombie-Britannique. Leur expérience et leurs connaissances ont été essentielles pour valider les biotopes obtenus en ce qui a trait à l'inclusion d'espèces et aux associations environnementales.
- L'analyse est fiable et reproductible et, par conséquent, les extrants du biotope peuvent être utilisés pour appuyer les décisions de gestion dans la région du Pacifique, y compris les initiatives portant sur la planification spatiale marine et les incidents environnementaux.

INTRODUCTION

L'obstacle fondamental qui contribue à notre manque de connaissances sur la répartition des espèces marines est le manque de données exhaustives. Par conséquent, les décisions de gestion doivent souvent être prises avec des données insuffisantes, avant que des relevés détaillés puissent être effectués. Afin d'établir une meilleure classification des zones littorales et d'ainsi soutenir diverses initiatives de planification marine dans la région du Pacifique, le Secteur des sciences de Pêches et Océans Canada (MPO) a commencé à réaliser un relevé de cartographie de l'habitat benthique en 2013 pour documenter les types de substrat et les espèces d'algues et de macroinvertébrés marins épibenthiques connexes. D'après les données utilisées, la zone littorale est définie comme étant la zone médiolittorale, de -2 m à une profondeur de 16 m sous le zéro des cartes. L'objectif principal de cette recherche est de soutenir l'élaboration d'une classification écologique marine pour les eaux littorales de la côte de la Colombie-Britannique et de remplir les niveaux supérieurs du système de classification de l'écologie marine du Pacifique (SCEMP) actuel (Rubidge *et al.* 2016).

Cette étude vise à classer les « biotopes » littoraux, qui sont définis au niveau 6 du SCEMP comme des « combinaisons de données sur les propriétés physiques et les propriétés chimiques de l'eau (température de la surface de la mer et salinité, oxygène dissous, stratification), et les communautés biologiques connexes » à des résolutions inférieures à 1 km². (Rubidge *et al.* 2016). Les biotopes sont sous les unités géomorphologiques (niveau 5 du SCEMP) et comblient une lacune spatiale clé dans les zones littorales. Le terme biotope est largement utilisé pour englober à la fois les éléments biotiques et abiotiques (Parry 2019). Cette étude permettra d'établir une classification écologique des biotopes à une échelle appropriée pour de multiples initiatives de planification spatiale (MPO 2016).

Le but global et les objectifs précis du document de recherche sont les suivants :

Définir les biotopes marins côtiers distincts (combinaison des communautés d'espèces et des facteurs environnementaux) en Colombie-Britannique. Plus précisément :

1. Définir le nombre de biotopes
2. Définir la répartition spatiale de chaque biotope
3. Définir les espèces qui caractérisent ces biotopes
4. Définir les caractéristiques environnementales de chaque biotope
5. Quantifier la certitude liée à la répartition de chaque biotope
6. Recommander une interprétation, y compris les limites, et utiliser ces renseignements

ÉVALUATION

On a élaboré un ensemble de MRE monospécifiques à l'aide des données recueillies dans le cadre du relevé de CHB. Ces modèles établissent une corrélation entre les données sur la présence des espèces et les variables environnementales. On a utilisé ces modèles pour faire des prévisions de la probabilité associée à la présence de chaque espèce sur l'ensemble du littoral de la Colombie-Britannique. Une analyse typologique des prédictions des MRE monospécifiques a ensuite servi à déterminer les biotopes (figures 2 à 4).

On a recueilli des données de relevés de recherche en plongée autonome couvrant le littoral de la Colombie-Britannique à l'aide de transects aléatoires entre le printemps et le début de l'automne (avril à octobre) de 2013 à 2023 (à l'exclusion de 2016 et 2020). Ces relevés ont permis d'évaluer la présence ou l'absence de 104 invertébrés benthiques et de 59 espèces ou groupes d'algues. Le protocole de relevé est détaillé dans Davies *et al.* (2018).

La répartition des espèces benthiques côtières a été estimée à l'aide de modèles géostatistiques ajustés dans sdmTMB (Anderson *et al.* 2022). Ce progiciel de modélisation écrit en R (sdmTMB) ajuste les modèles linéaires généralisés à effets mixtes spatiaux et spatiotemporels monospécifiques. On a exclu les espèces dont la prévalence était inférieure à 0,5 % et les espèces considérées comme trop génériques pour être utilisées dans l'analyse (p. ex. « autres balanes »), ce qui a donné 127 espèces intégrées à l'analyse spatiale dans sdmTMB. La prévalence ici est définie comme la fréquence relative de la présence d'une espèce dans tous les quadrats échantillonnés.

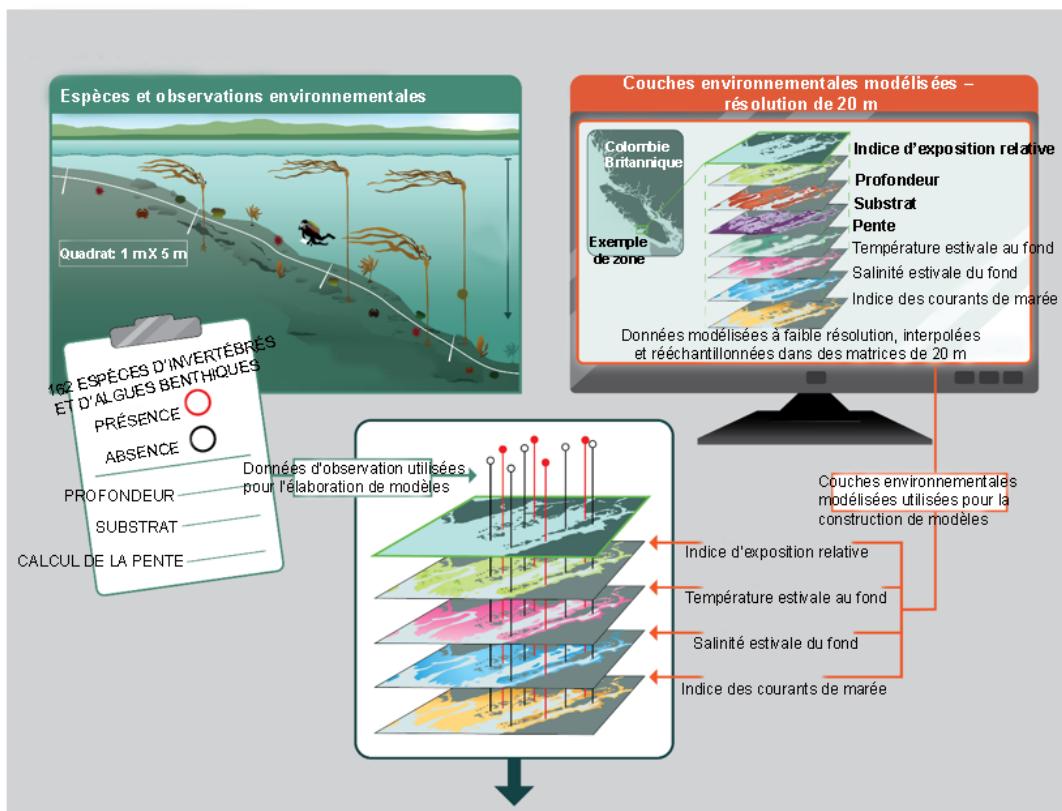


Figure 2. Processus de préparation des données, qui comprend les données sur la présence et l'absence observées pour 162 espèces enregistrées, la profondeur observée, la pente calculée et le substrat, ainsi que les valeurs les plus proches des couches environnementales modélisées pour l'exposition, la température, la salinité et le courant. Ce processus produit un tableau avec les emplacements de toutes les observations d'une espèce donnée liées aux conditions environnementales observées et modélisées à ces points (voir figure 3). Les groupes d'espèces génériques et ceux dont la valeur de prévalence était inférieure à 0,5 % ont été supprimés; seules 127 espèces ont servi à l'élaboration du modèle.

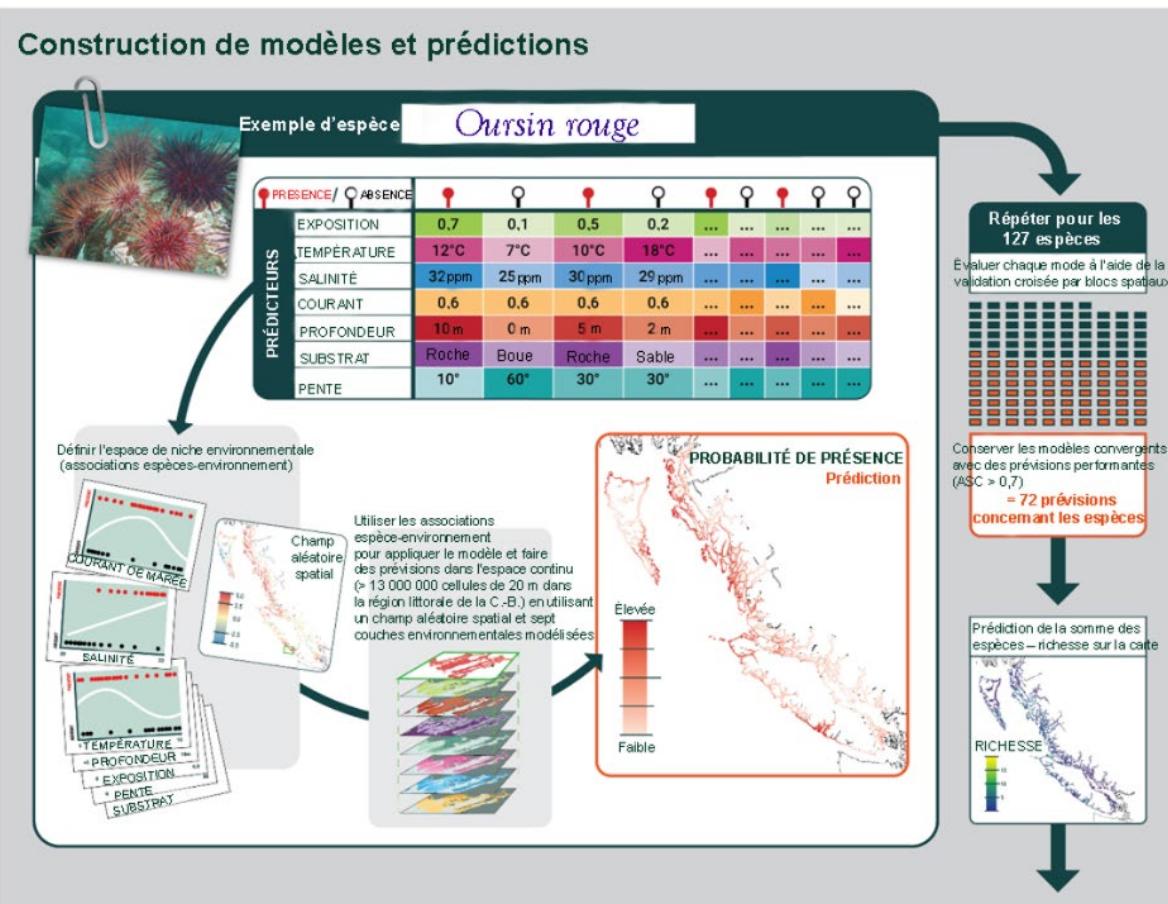


Figure 3. Aperçu de l'élaboration du modèle et des processus de prévision. Les modèles linéaires généralisés à effets mixtes sont utilisés pour déterminer les relations entre les variables environnementales et la présence des espèces et pour estimer un champ aléatoire spatial. Les relations servent ensuite à prédire la probabilité de présence pour chaque espèce. La validation croisée est effectuée pour déterminer l'exactitude de la prédiction (en utilisant l'aire sous la courbe; ASC). Ces processus sont répétés pour chacune des 127 espèces. On conserve 72 espèces dont l'ASC est supérieure à 0,7 pour les prochaines étapes, qui consistent à calculer une somme pour estimer la richesse spécifique et les regroupements d'espèces (voir figure 4).

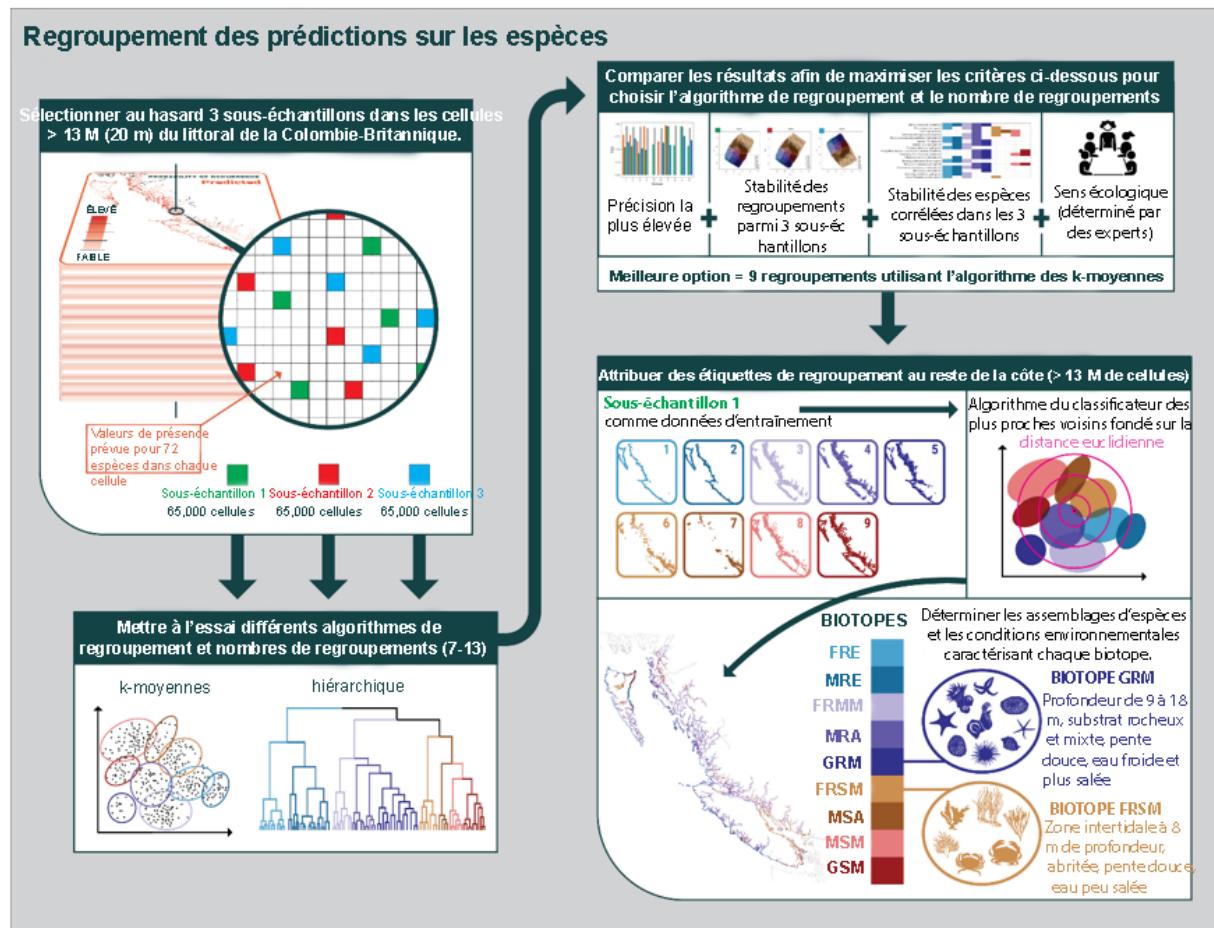


Figure 4. Aperçu de l'analyse typologique. La présence prévue des espèces a été sous-échantillonnée (trois sous-échantillons de 65 000 cellules), et différents algorithmes de regroupement et nombres de regroupements (7 à 13) ont été mis à l'essai. Neuf regroupements utilisant un algorithme des k-moyennes ont été sélectionnés en fonction de leur exactitude, de leur stabilité dans les sous-échantillons et de leur possibilité d'interprétation écologique. Les étiquettes des regroupements ont ensuite été attribuées à l'ensemble du littoral de la Colombie-Britannique (plus de 13 millions de cellules) au moyen d'un classificateur des plus proches voisins. Les biotopes qui en résultent représentent des assemblages d'espèces distincts ainsi que les conditions environnementales qui les ont définis. Les extrants cartographiés fournis sont la répartition de tous les biotopes.

Notre sélection de covariables environnementales, ou prédicteurs, était fondée sur la théorie écologique, la disponibilité des données et les connaissances antérieures propres à l'espèce et à la région. Les covariables comprenaient le type de substrat (roche, mixte, sable ou boue; Gregr *et al.* 2021), la profondeur du fond marin (Davies *et al.* 2019; Carignan *et al.* 2013; Gregr 2012), la pente, l'indice d'exposition relative (Fields *et al.* 2023), l'indice relatif des courants de marée (Lin et Bianucci 2023; MPO 2022; Soontiens *et al.* 2016; Soontiens et Allen 2017; Masson et Fine 2012; P. Thupaki, MPO, communication personnelle), la température moyenne au fond en été (Soontiens *et al.* 2016; Soontiens et Allen 2017; Masson et Fine 2012) et la salinité moyenne au fond en été (Soontiens *et al.* 2016; Soontiens et Allen 2017; Masson et Fine 2012). Pour l'élaboration du modèle, les données sur le substrat, la pente et la profondeur ont été dérivées d'observations directes pendant les relevés en plongée. On a apparié les autres covariables environnementales (indice d'exposition relative, salinité,

température, courant de marée) des couches spatiales à chaque quadrat en extrayant les valeurs de la cellule de grille de la couche chevauchant le milieu du transect (figure 2). La couche d'apport en eau douce a été dérivée de l'atlas des eaux douces de la Colombie-Britannique (Fields *et al.* 2022). Le progiciel sdmTMB utilisé pour créer les MRE monospécifiques estime également les champs aléatoires spatiaux qui tiennent compte de la corrélation spatiale, qui est souvent due à des covariables manquantes.

On a évalué la précision prédictive des MRE monospécifiques à l'aide d'une validation croisée par blocs spatiaux quintuples. Pour ce faire, il a fallu ajuster les modèles cinq fois : on retirait chaque fois un des blocs de données lors de l'entraînement du modèle pour ensuite évaluer les prévisions de ces données retirées par le modèle (Roberts *et al.* 2016; Hijmans 2012). Les blocs avaient une taille de 100 km, dépassant la distance d'autocorrélation spatiale estimée dans les modèles (déterminée à partir des champs aléatoires spatiaux) pour la plupart des espèces.

Sur la base de cette validation croisée, on a exclu les modèles monospécifiques avec une précision prédictive insuffisante, définie comme une aire sous la courbe (ASC) inférieure à 0,70 (Pearce et Ferrier 2000). Une ASC de 0,5 indique que le modèle ne fait pas mieux que le hasard pour prédire la présence d'une espèce dans le bloc de données retiré durant la validation croisée, et une ASC de 1,0 indique une classification parfaite (Fawcett 2006). Neuf modèles spécifiques ont été supprimés en raison de problèmes de convergence des modèles. Soixante-douze MRE monospécifiques ont atteint le seuil de l'ASC et ont convergé. Ces modèles ont ensuite été réajustés à l'aide de l'ensemble complet de données afin que toutes les observations soient incluses dans l'ensemble final des prévisions.

On a exclu les prévisions pour les conditions environnementales en dehors de la plage d'entraînement du modèle (c.-à-d. fondées sur les données de CHB), y compris les zones avec :

- une forte influence de l'eau douce (valeur de l'indice supérieure à 0,000 8);
- des profondeurs au-dessus de -2 m;
- une température extérieure de 4,8 à 20,2 °C;
- une exposition élevée (valeur de l'indice d'exposition relative supérieure à 0,83).

Pour les prévisions des MRE monospécifiques, on a remplacé *in situ* (données recueillies par le plongeur) : le substrat, la profondeur du fond marin, les observations de la pente à une profondeur supérieure à 16 m, les pentes de plus de 80 degrés et la salinité en dehors de la plage de 20,75 à 33,89 USP, avec les résultats des modèles régionaux bathymétriques et de substrat. Cette substitution suppose que les mesures *in situ* sont comparables aux résultats du modèle.

La richesse spécifique prévue dans un endroit donné a été calculée comme la somme des probabilités de présence pour les 72 espèces.

Pour définir les biotopes, des analyses typologiques ont été effectuées à l'aide des 72 MRE monospécifiques. Les analyses ont été effectuées sur des sous-échantillons (65 000 cellules de grille sur 13 863 506) parce qu'il n'était pas possible de regrouper l'ensemble de la grille de prévision. Les analyses comprenaient la mise à l'essai de plusieurs méthodes de regroupement ainsi que la détermination du nombre de regroupements qui étaient significatifs sur les plans statistique et écologique. Les détails de ces analyses sont fournis dans le document de recherche. En fin de compte, on a sélectionné neuf biotopes (figure 4).

Pour créer la carte du biotope, on a ensuite utilisé le classificateur des plus proches voisins afin d'obtenir des prédictions à l'échelle de la côte pour toutes les cellules de la grille en utilisant les données du sous-échantillon 1 comme données d'entraînement. Le classificateur des plus proches voisins est un classificateur d'apprentissage non paramétrique et supervisé utilisant la proximité (dans ce cas, la distance euclidienne) pour établir des classifications ou des prédictions concernant le regroupement auquel appartient un point de données individuel. La probabilité de chacun des neuf biotopes a été calculée pour chaque cellule de grille, et le biotope ayant la probabilité la plus élevée a été attribué à cette cellule.

À proprement parler, les zones sans espèces ne sont pas des biotopes puisqu'elles n'incluent pas de données biologiques. Cependant, certaines zones ont été exclues des prévisions et peuvent être ajoutées à la carte des biotopes pour en accroître l'utilité, notamment les apports d'eau douce (Fields *et al.* 2022), les zones très fortement exposées (Fields *et al.* 2023) et les plages de sable exposées (Howes *et al.* 1994). On désigne ces zones définies sur le plan environnemental par le terme « physiotope » pour les distinguer des biotopes.

Pour associer les conditions environnementales à chaque biotope et physiotope, on a comparé les distributions de chaque variable environnementale présente dans toutes les cellules de la grille associées à chaque biotope et physiotope.

Richesse spécifique

La richesse prédictive des espèces à l'échelle de la côte variait de 0,19 à 15,9, avec une valeur moyenne de $3,4 \pm 2,0$ (médiane de 3,1). La richesse prédictive des espèces était généralement plus élevée aux endroits suivants : près de l'ouverture de Queen Charlotte Strait, les zones à fort courant près de Johnstone Strait et de Discovery Passage, de Caamaño Sound sur la côte centrale, les côtés ouest et sud de Moresby Island et de Langara Island à Haida Gwaii, des régions de la côte ouest de Vancouver Island et les Gulf Islands les plus au sud. Les zones de faible richesse spécifique se trouvaient généralement dans le Strait of Georgia, dans les bras de mer et autour de Dogfish Banks (nord-est de Haida Gwaii; figure 5).

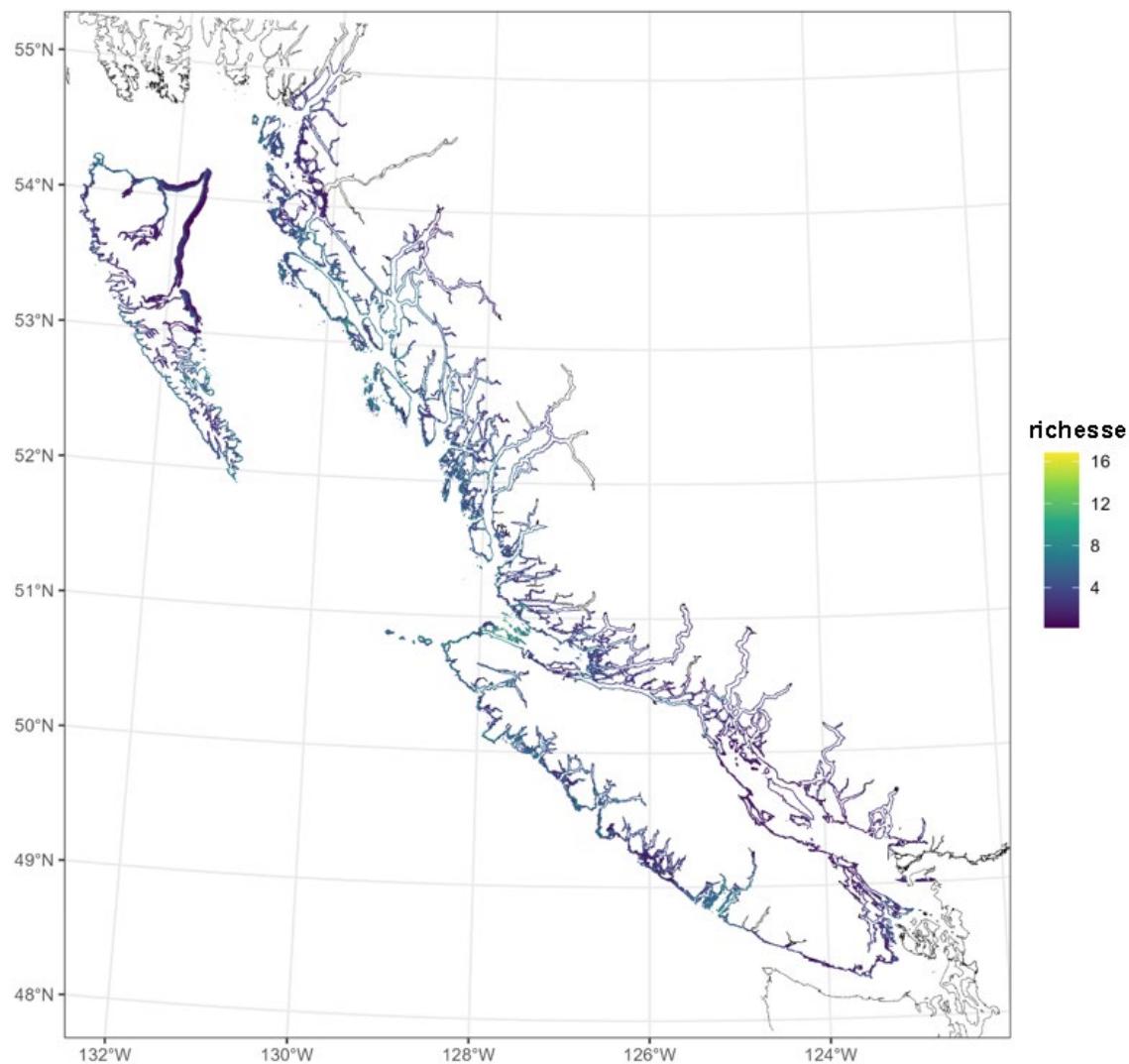


Figure 5. Richesse spécifique prévue dans chaque cellule de grille, qui est la somme des probabilités prédictes de la présence des 72 espèces.

Biotopes

La probabilité maximale qu'une cellule de grille soit attribuée à un biotope était élevée (moyenne = 0,94, médiane = 1) sur toute la côte de la Colombie-Britannique et variait de 0,30 à 1. En fait, la plupart des cellules de grille avaient une probabilité de 1 (aucune incertitude) d'être attribuées à un biotope donné. Les zones de probabilité maximale inférieure à 1 sont réparties dans toute la Colombie-Britannique sur des eaux exposées et abritées, ce qui indique qu'il n'y a pas de conditions environnementales ou de régions particulières présentant une plus grande incertitude par rapport aux autres en matière d'attribution des biotopes.

Tableau 1. Définition des biotopes avec les moyennes des covariables environnementales (\pm écart-type), le nombre d'espèces corrélées et les cinq espèces les plus corrélées selon l'analyse typologique à K moyennes. L'acronyme de chaque biotope est une combinaison de la profondeur (1^{ère} lettre : profondeur faible = F, profondeur moyenne = M, grande profondeur = G), du substrat (1 ou lettres dans le milieu : roche = R, mixte = M, sable = S) et de l'exposition (dernière lettre : exposé = E, modérément exposé [0,2-0,35] ou abrité [0,05-0,2] = M, abrité = A)

Biotope	Profondeur (m)	Substrat (proportion en)	Exposition (relative; 0-1)	Pente (°)	Salinité (ppm)	Température (°C)	Courant (relatif; 0-1)	Nombre	5 espèces les plus corrélées (par ordre de valeur de corrélation)
FRE	Faible (0,7 \pm 1,6)	Roche (90)	Exposé (0,48 \pm 0,13)	Faible (2,0 \pm 3,0)	31,9 \pm 0,6	10,1 \pm 1,8	0,25 \pm 0,07	41	<i>Porphyra</i> spp, <i>Laminaria setchellii</i> , <i>Acrosiphonia</i> spp, <i>Nereocystis luetkeana</i> , <i>Alaria marginata</i>
MRE	Profondeur moyenne (6,6 \pm 2,2)	Roche (94)	Exposé (0,38 \pm 0,13)	Faible (2,5 \pm 2,9)	31,9 \pm 0,4	10,0 \pm 1,5	0,25 \pm 0,07	31	<i>Urticina piscivora</i> , algues corallines géniculées, <i>Dodecaceria</i> spp, <i>Henricia</i> spp, <i>Crassadoma gigantea</i>
FRMM	Faible (0,9 \pm 1,7)	Roche (84) / Mixte (12)	Modérément abrité (0,10 \pm 0,09)	Modéré (7,6 \pm 8,3)	31,6 \pm 0,7	9,6 \pm 1,3	0,19 \pm 0,09	30	Algues vertes filamenteuses, <i>Ulva</i> spp, <i>Cladophora</i> spp, <i>Fucus gardneri</i> , <i>Macrocystis pyrifera</i>
MRA	Profondeur moyenne (6,8 \pm 2,4)	Roche (95)	Abrité (0,03 \pm 0,05)	Modéré (12,1 \pm 10,7)	31,3 \pm 0,9	9,4 \pm 1,2	0,19 \pm 0,09	26	<i>Agarum fimbriatum</i> , <i>Apostichopus californicus</i> , <i>Cnemidocarpa finmarkiensis</i> , <i>Cucumaria miniata</i> , <i>Solaster</i> spp
GRM	Grande profondeur (13,2 \pm 1,6)	Roche (93)	Modérément exposé (0,25 \pm 0,16)	Faible-modéré (5,0 \pm 7,1)	31,9 \pm 0,4	9,5 \pm 1,2	0,24 \pm 0,07	20	<i>Balanophyllia elegans</i> , <i>Mediaster aequalis</i> \Gephyreaster swifti, <i>Orthasterias koehleri</i> , <i>Henricia</i> spp, Bryozoan Erect
FRSM	Faible (1,1 \pm 2,3)	Roche (44) / sable (20) /	Modérément abrité (0,09 \pm 0,08)	Faible (3,2 \pm 4,7)	28,9 \pm 1,5	11,4 \pm 1,6	0,16 \pm 0,09	9	<i>Ulva</i> spp, <i>Metacarcinus gracilis</i> , <i>Sargassum muticum</i> ,

Biotope	Profondeur (m)	Substrat (proportion en)	Exposition (relative, 0-1)	Pente (°)	Salinité (ppm)	Température (°C)	Courant (relatif; 0-1)	Nombre	5 espèces les plus corrélées (par ordre de valeur de corrélation)
		mixte (17)							<i>Zostera</i> spp, complexe <i>Gracilaria</i>
MSA	Profondeur moyenne (10,3 ± 3,1)	Sable (60) / boue (28)	Abrité (0,02 ± 0,03)	Faible (3,3 ± 4,4)	28,3 ± 1,3	11,3 ± 1,3	0,15 ± 0,08	5	<i>Metacarcinus magister</i> , <i>Ptilosarcus gurneyi</i> , <i>M. gracilis</i> , <i>Tresus</i> spp, complexe <i>Gracilaria</i>
MSM	Profondeur moyenne (7,2 ± 2,4)	Sable (80) / boue (13)	Modérément abrité (0,16 ± 0,15)	Faible (2,3 ± 3,7)	31,5 ± 0,7	10,3 ± 1,4	0,23 ± 0,08	6	<i>Tresus</i> spp, <i>Panopea generosa</i> , <i>Pachycerianthus fimbriatus</i> , <i>Myxicola infundibulum</i> , complexe <i>Gracilaria</i>
GSM	Grande profondeur (13,2 ± 1,6)	Sable (60) / roche (20) / boue (17)	Modérément abrité (0,11 ± 0,14)	Faible (4,9 ± 7,8)	31,3 ± 0,9	10,3 ± 1,5	0,22 ± 0,09	7	<i>Ptilosarcus gurneyi</i> , <i>Panopea Generosa</i> , <i>Pachycerianthus fimbriatus</i> , <i>Myxicola infundibulum</i> , <i>Chlamys</i> spp

Figure 6. Espèce corrélée avec chaque biotope. Les blocs englobaient les assemblages d'espèces corrélées avec des catégories et/ou des biotopes similaires.

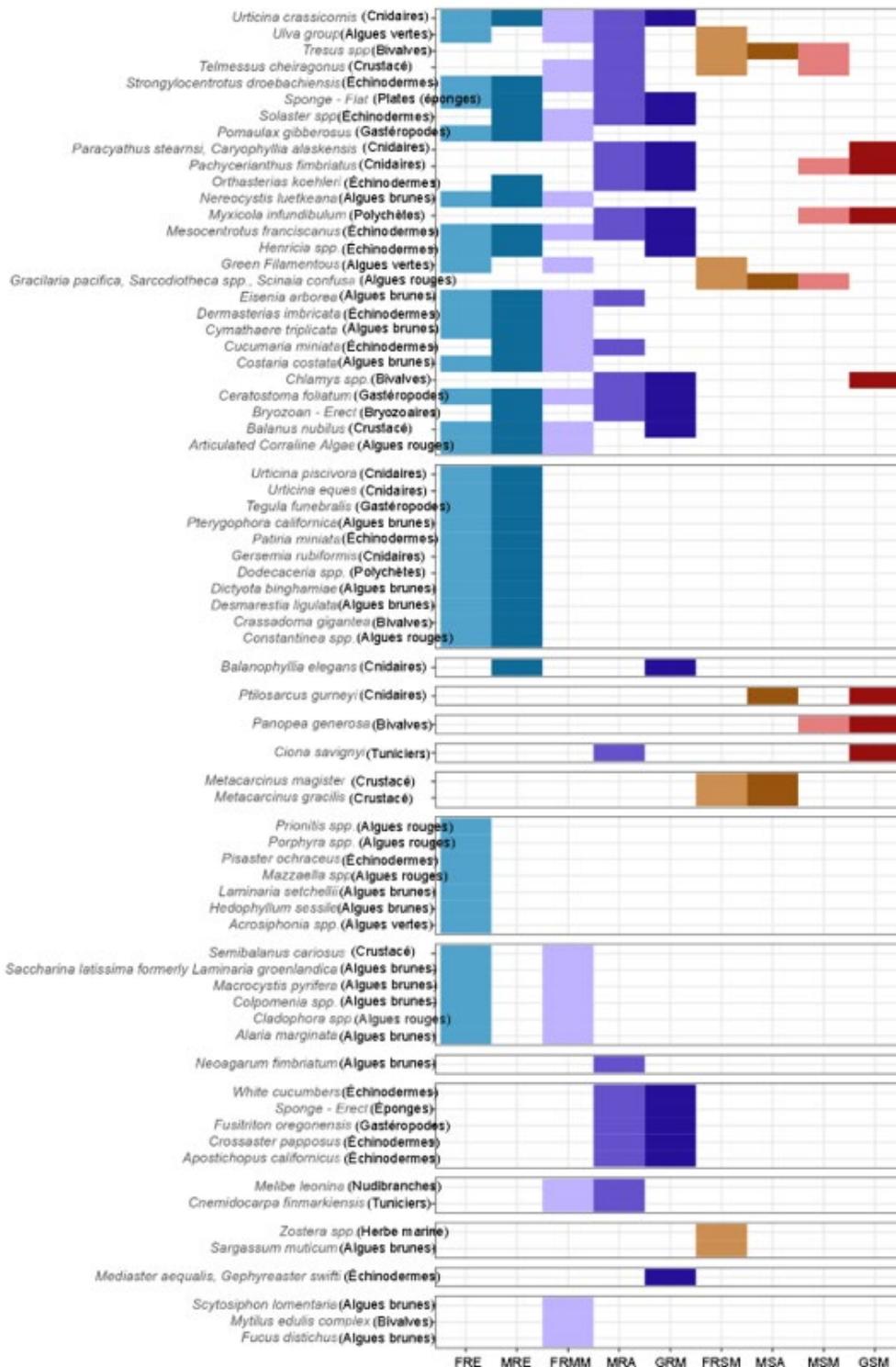


Figure 6. Espèce corrélée avec chaque biotope. Les blocs englobaient les assemblages d'espèces corrélées avec des catégories et/ou des biotopes similaires.

La figure 6 montre les 72 espèces ainsi que les biotopes avec lesquels elles ont été corrélées. Le tableau 1 et la figure 7 montrent la plage de covariables environnementales trouvées dans les cellules de grille où chaque biotope est prédict.

La profondeur, la salinité et l'indice d'exposition relative ont tous produit des schémas visuels distincts selon les biotopes (figure 6). À quelques exceptions près, les biotopes étaient stratifiés sur trois plages de profondeur :

- zone médiolittorale/zone infralittorale peu profonde (profondeur de la zone médiolittorale à 4 m);
- profondeur infralittorale moyenne (4 à 10 m);
- eau plus profonde (plus de 10 m).

De même, les biotopes étaient stratifiés selon la valeur de l'indice d'exposition relative :

- exposé ($> 0,35$);
- modérément exposé (0,2 à 0,35);
- modérément abrité (0,05 à 0,2);
- abrité (moins de 0,05).

Les biotopes étaient principalement associés à un ou deux types de substrats, et la plupart se trouvaient dans des eaux dont la salinité était supérieure à 30 USP. Les deux biotopes (FRSM et MSA) avec une salinité plus faible présentaient également des températures plus élevées. La plage des valeurs du courant de marée pour tout biotope donné chevauchait celle de tous les autres biotopes. La pente était la covariable la plus variable; tous les biotopes, sauf un, présentaient un écart-type supérieur à la moyenne, ce qui pourrait indiquer que la pente n'est pas un bon prédicteur.

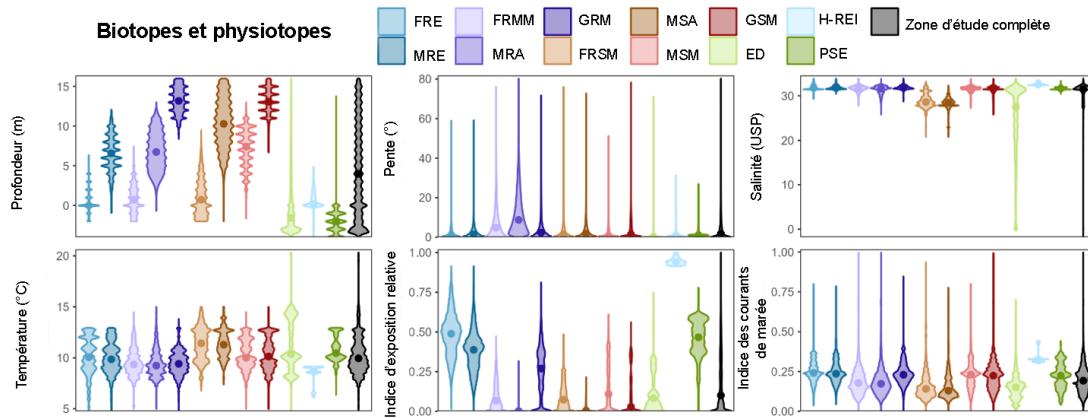


Figure 7. Distributions des variables environnementales dans les différents biotopes et physiotypes ainsi que dans la zone d'étude complète tirées des couches environnementales modélisées (à l'exclusion du substrat, qui est un prédicteur de niveau factoriel). Les points indiquent la valeur médiane.

La carte définitive contient tous les biotopes et physiotypes (ED, H-REI et PSE). Les couches spatiales des probabilités liées aux biotopes ainsi que la carte définitive combinant tous les biotopes et physiotypes seront disponibles sur le [portail du gouvernement ouvert](#). Les biotopes et les physiotypes peuvent être regroupés en grandes catégories. Ils sont décrits et présentés ci-dessous dans ces catégories.

Biotopes exposés composés de roches (biotopes FRE et MRE et physiotope H-REI)

Les biotopes FRE et MRE se trouvent généralement ensemble, limités aux côtes rocheuses exposées (indice d'exposition relative supérieur à 0,35; figure 7). Les caractéristiques environnementales de ces biotopes comprennent un mouvement plus élevé de l'eau (exposition plus élevée et courant de marée plus élevé), qui est plus froide et présente une salinité plus élevée (tableau 1 et figure 7). Le biotope H-REI se trouve à la limite extrême de ces conditions dans tous les cas. Le biotope GRM est souvent plus profond que les biotopes susmentionnés.

De nombreuses espèces épibenthiques sont corrélées avec les biotopes FRE et MRE (tableau 1 et figure 6).

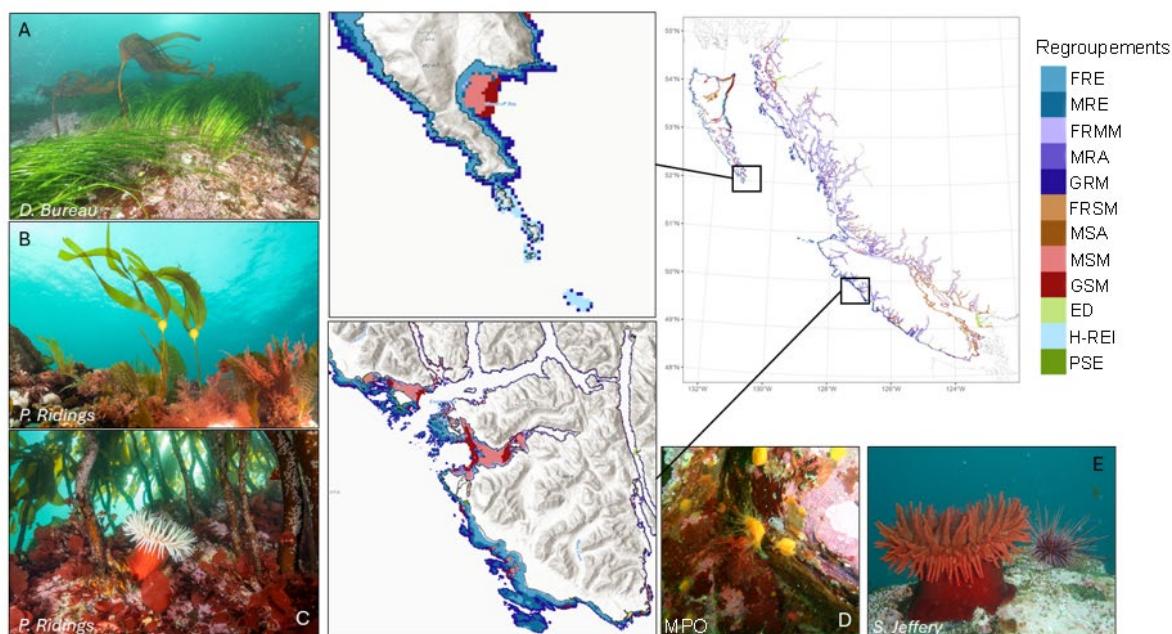


Figure 8. Encarts montrant les zones (cap St. James à Haida Gwaii et île Nootka sur la côte ouest de l'île de Vancouver) où sont présents les biotopes rocheux exposés (FRE et MRE) et le physiotope H-REI, avec des images d'espèces corrélées (algues : algues corallines géniculées [A-C], *Laminaria setchellii* [A], *Nereocystis leutkeana* [B], *Pterygophora californica* [C], *Costaria costata* [B]; invertébrés : *Urticina piscivora* [C, E], *Dodecaceria spp* [E], *Mesocentrotus franciscanus* [E], *Balanophyllia elegans* [D], *Cucumaria miniata* [D]).

Biotopes abrités composés de roches (biotopes MRA et FRMM)

Les biotopes MRA et FRMM se trouvent souvent ensemble dans des bras de mer et des détroits en Colombie-Britannique, où les zones rocheuses abritées sont le plus courantes (figure 9). Les caractéristiques environnementales de ces biotopes comprennent un mouvement faible de l'eau (faible exposition et faibles courants de marée), qui présente une salinité plus élevée et une température plus basse (tableau 1 et figure 7). Ces biotopes sont principalement composés de roches avec un substrat mixte. Le biotope FRMM s'étend dans la zone médiolittorale et infralittorale peu profonde où la pente est modérée. On prédit que le biotope MRA est présent dans les zones à profondeur modérée, généralement à proximité du biotope FRMM mais à une plus grande profondeur, et parfois à proximité du biotope FRSM dans le Strait of Georgia. Souvent, on prédit que les biotopes FRMM et MRA se situent dans des zones moins profondes que les biotopes GSM et GRM.

De nombreuses espèces épibenthiques sont corrélées avec les biotopes MRA et FRMM (tableau 1 et figure 6), mais moins que celles corrélées avec les zones rocheuses exposées.

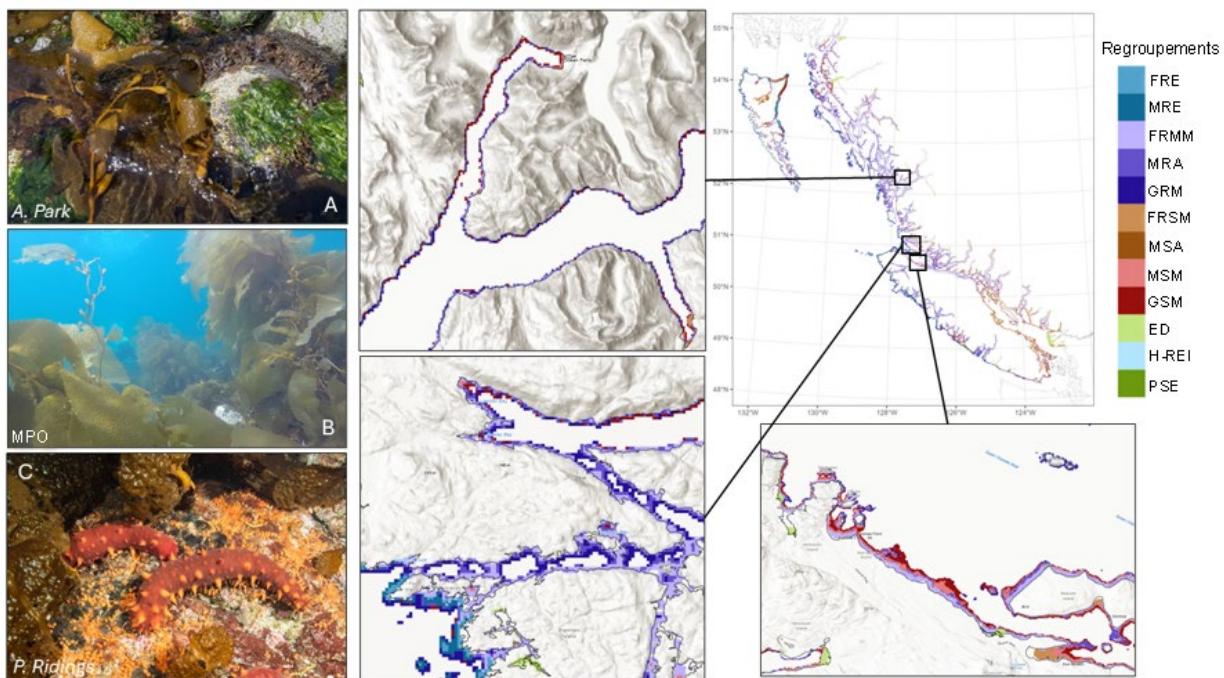


Figure 9. Encarts montrant les zones (bras Cousins et île Bramham sur la côte centrale; entre Port Hardy et Port McNeill sur l'île de Vancouver) où sont présents les biotopes rocheux abrités (MRA et FRMM), avec des images d'espèces corrélées (algues : *Fucus distichus* [A], *Ulva* spp [A], *Macrocystis pyrifera* [A], *Neoagarum fimbriatum* [C]; invertébrés : *Cnemidocarpa finmarkiensis* [C], *Apostichopus californicus* [C]).

Biotope rocheux profond (biotope GRM)

Le biotope GRM, principalement composé d'un substrat rocheux à faible pente, est plus profond (plus de 10 m) et présente une grande plage d'expositions et de courants de marée importants ainsi qu'une salinité élevée et des eaux froides (tableau 1 et figure 6). Le biotope GRM se situe souvent à une profondeur plus importante que les biotopes MRE et FRE sur des rives exposées et que les biotopes MRA et FRMM dans des zones plus abritées (figure 10).

Aucune espèce d'algues n'est corrélée avec le biotope GRM. De nombreuses espèces d'invertébrés épibenthiques sont corrélées avec ce biotope, mais moins que celles corrélées avec les zones rocheuses moins profondes (tableau 1 et figure 6).

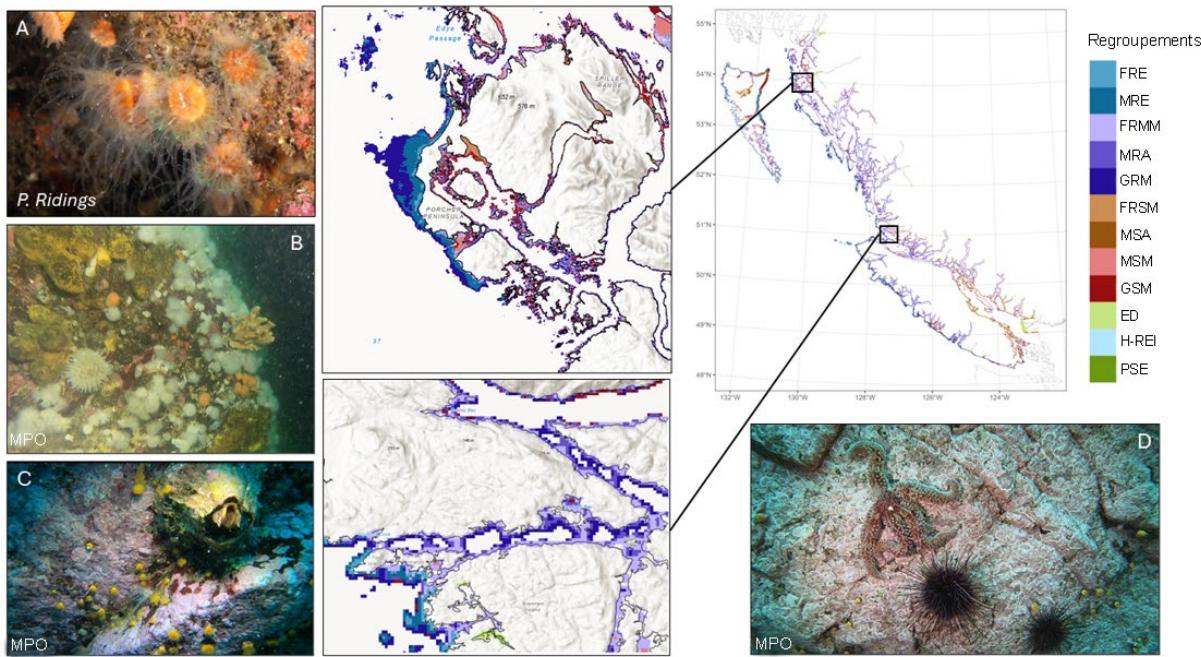


Figure 10. Encarts montrant les zones (île Bramham sur la côte centrale et île Porcher sur la côte nord) où est présent le biotope rocheux profond (GRM), avec des images d'espèces corrélées (invertébrés : *Paracyathus stearnsi/Caryophyllia alaskensis* [A], *Balanophyllia elegans* [C], *Mesocentrotus franciscanus* [D], *Balanus nubilus* [C], *Orthasterias koehlerii* [D], ainsi que des algues érigées et plates [B]).

Biotopes abrités à faible salinité (biotopes FRSM et MSA)

Les biotopes FRSM et MSA se trouvent principalement dans des zones influencées par l'apport d'eau douce (les valeurs de salinité sont plus faibles), et il s'agit probablement d'une caractéristique environnementale importante qui influe sur la répartition des espèces (tableau 1 et figure 7). Les autres caractéristiques environnementales de ces biotopes comprennent des températures élevées, un faible mouvement de l'eau (exposition et courants faibles) et des zones à faible pente. Le biotope FRSM caractérise une grande majorité de la zone médiolittorale et de la zone infralittorale peu profonde de la mer des Salish (figure 11). Le biotope FRSM comprend une variété de substrats, tandis que le biotope MSA comprend principalement du sable ou de la boue. Le biotope MSA se trouve à une profondeur variante entre moyenne et élevée, souvent supérieure à celle du biotope FRSM.

Plusieurs espèces épibenthiques sont corrélées avec les biotopes FRSM et MSA (tableau 1 et figure 6). Plusieurs espèces d'infaune sont associées à ces biotopes.

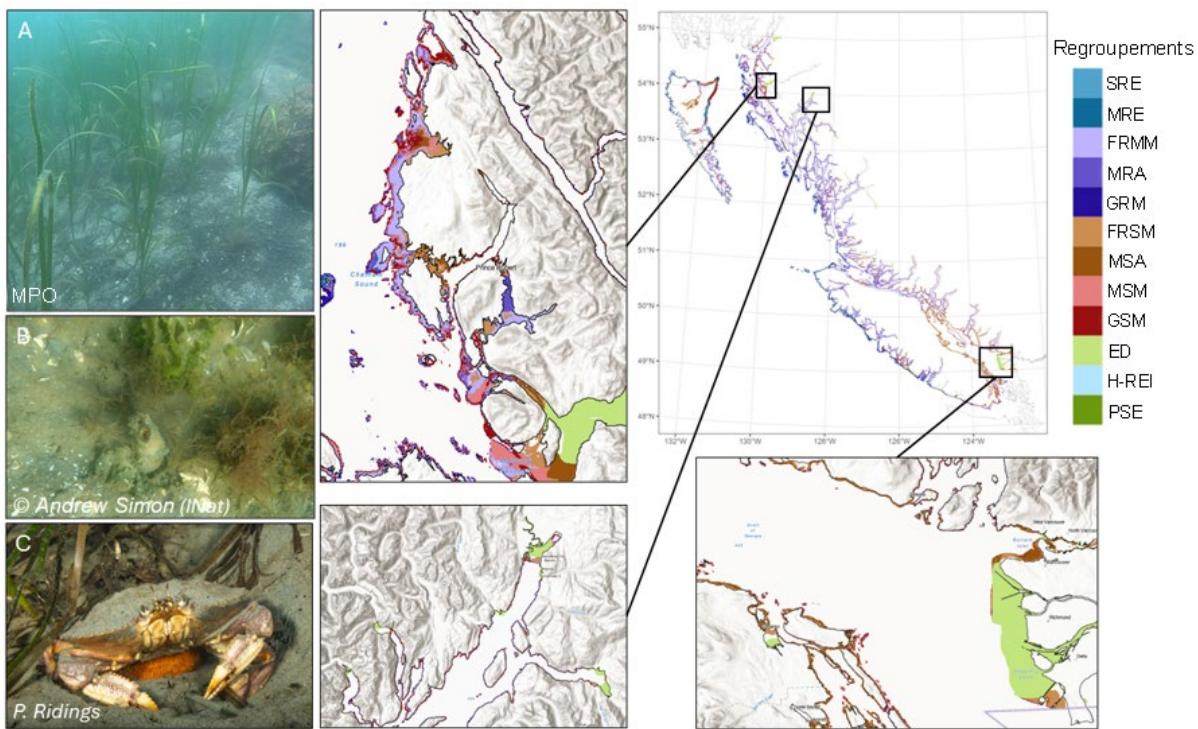


Figure 11. Encarts montrant les zones (détroit de Chatham, rivière Skeena et chenal Douglas sur la côte nord; détroit de Georgia sur le continent et l'île de Vancouver) où sont présents les biotopes abrités à substrat mixte et à faible salinité (FRSM et MSA) et le physiotope ED, avec des images d'espèces corrélées (zostère : *Zostera spp* [A]; algues : *Ulva spp* [B]; invertébrés : *Tresus spp* [B], *Metacarcinus magister* [C]).

Biotopes abrités à sédiments meubles (biotopes GSM et MSM)

Les biotopes GSM et MSM sont principalement composés de substrats meubles à pente faible et situés dans des zones de courants de marée modérés présentant une salinité élevée et des eaux froides (tableau 1 et figure 7). Les biotopes GSM et MSM sont souvent situés ensemble, sauf dans les bras de mer et les chenaux, où le biotope GSM est plus répandu (figure 12). Le biotope GSM est en fait omniprésent dans la plupart des zones côtières selon une faible prévalence. On prédit souvent la présence de ces biotopes près des biotopes FRMM et MRA. Le biotope MSM se trouve à des profondeurs moyennes, et le biotope GSM, à des profondeurs plus grandes.

Plusieurs espèces épibenthiques sont corrélées avec les biotopes FRSM et MSA (tableau 1 et figure 6). Plusieurs espèces d'ifaune sont associées à ces biotopes.

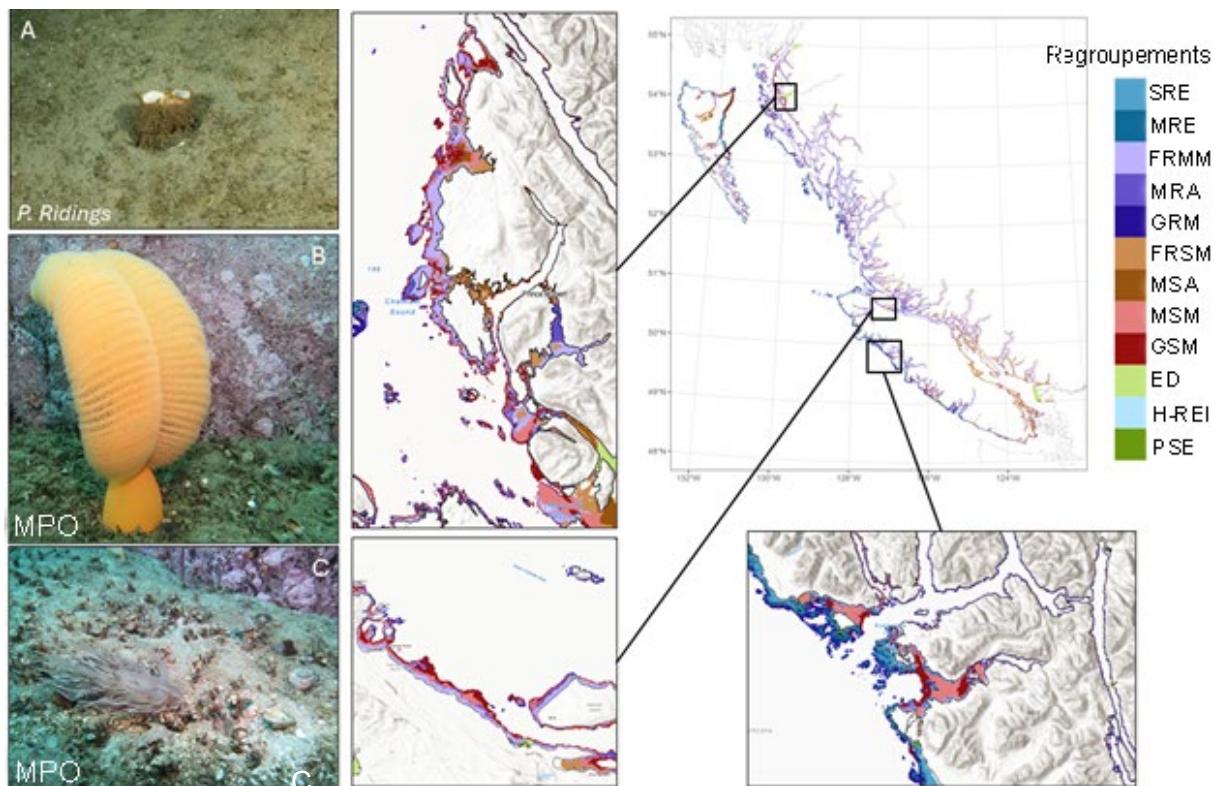


Figure 12. Encarts montrant les zones (détroit de Chatham sur la côte nord; entre Port Hardy et Port McNeill sur l'île de Vancouver; bras Esperanza sur la côte ouest de l'île de Vancouver) où sont présents les biotopes abrités à sédiments meubles, avec des images d'espèces corrélées (invertébrés : *Panopea generosa* [A], *Ptilosarcus gurneyi* [B], *Pachycerianthus fimbriatus* [C], *Dendronotus iris*).

Physiotope des plages sablonneuses exposées (PSE)

Les analyses n'ont pas produit de biotope pour les zones de sable exposées, probablement en raison du manque de données découlant de la difficulté de plonger dans ces zones et du protocole de relevé qui n'a pas été conçu pour couvrir complètement les zones médiolittorales. Comme ces zones ne sont pas distinguées dans les données actuelles, on a utilisé l'ensemble de données ShoreZone de la Province de la Colombie-Britannique (Howes *et al.* 1994). Cet ensemble de données couvre toute la côte médiolittorale de la Colombie-Britannique. Nous avons sélectionné des segments de rivage où le type de littoral a été classé comme plage de sable et l'exposition a été classée comme exposée ou très exposée. Ce physiotope ne se trouve que dans la zone médiolittorale et est étiqueté PSE (plage sablonneuse exposée).

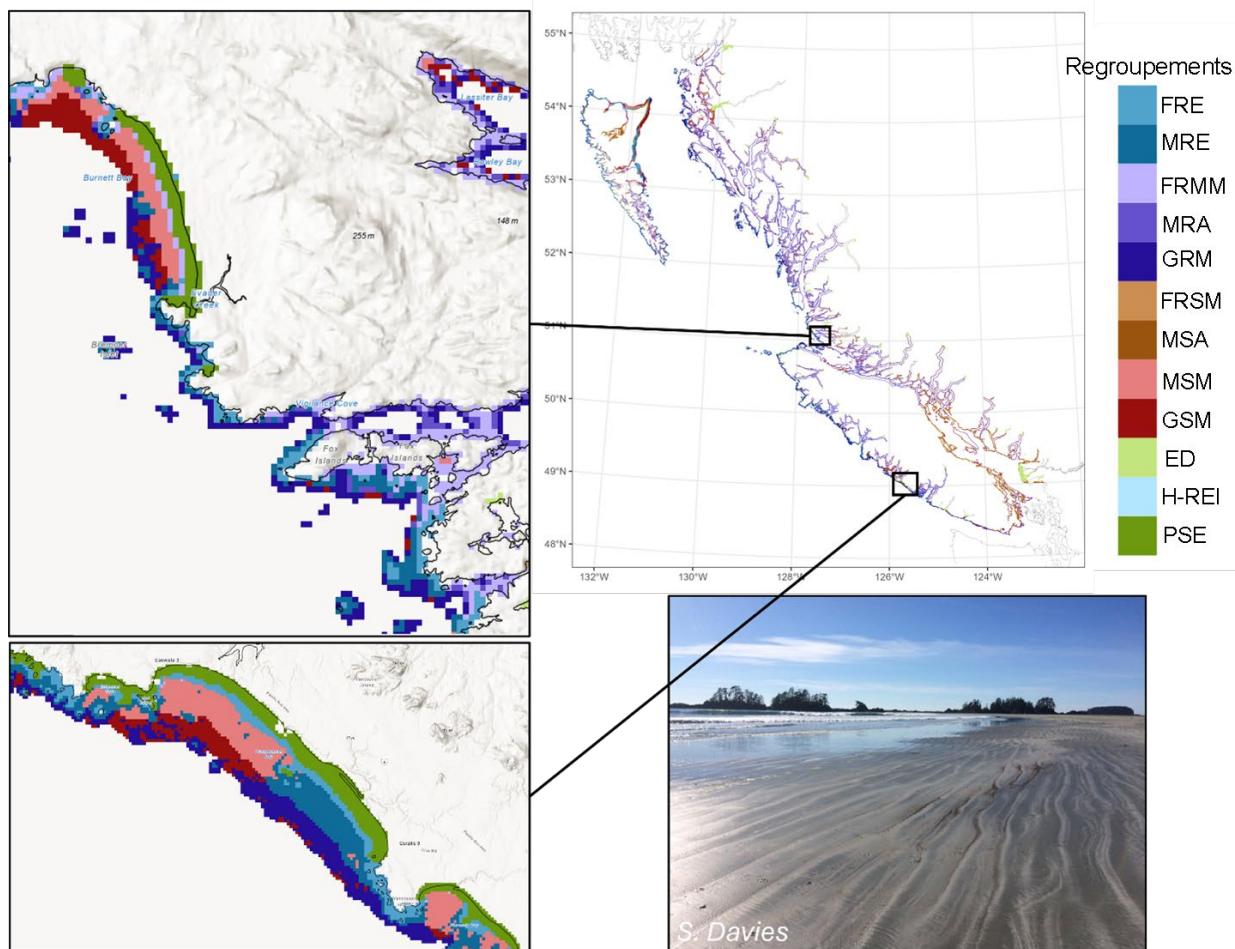


Figure 13. Encart montrant les zones (baie Burnett sur la côte centrale et plage Long sur la côte ouest de l'île de Vancouver) où le biotope exposé à sédiments meubles est présent.

Physiotope d'eau douce (physiotope ED)

Le physiotope ED se trouve dans les zones marines où la salinité est faible en raison de la sortie d'eau douce des ruisseaux et des rivières dans l'océan. Les modèles océanographiques ne tiennent souvent pas compte des zones comprenant de petits cours d'eau ou rivières, comme le montre la vaste fourchette de valeurs de salinité qui caractérise le biotope (figure 7). Le biotope d'eau douce est présent dans toute la Colombie-Britannique, souvent à l'embouchure de bras de mer ou de baies (figure 9).

Sources d'incertitude

Il existe de nombreux types d'incertitude inhérents aux MRE qui doivent être pris en compte dans l'utilisation de ces résultats. L'incertitude comprend les erreurs dans les données recueillies, les erreurs contenues dans les couches prédictives, l'incertitude dans les modèles de MRE et l'incertitude dans l'attribution des biotopes. Des efforts ont été déployés tout au long du processus de collecte et d'analyse des données pour réduire au minimum l'incertitude dans la mesure du possible et communiquer l'incertitude qui demeure.

En ce qui concerne l'incertitude associée à la collecte de données, les plongeurs suivent des formations en classe et sous l'eau au sujet du protocole de relevé et de l'identification des espèces. Plusieurs mesures ont été mises en place pour réduire l'incertitude associée aux données recueillies. Bien que cette incertitude puisse encore subsister, les mesures permettent probablement d'obtenir une incertitude réduite au minimum.

Il y a une incertitude associée à certaines des couches prédictives, car elles sont elles-mêmes des modèles. Les autres sources d'incertitude provenant de couches de prédicteurs comprennent l'échelle des modèles océanographiques, les artefacts de la bathymétrie, les prédicteurs manquants et les prédicteurs qui sont des substituts de prédicteurs non mesurés. Une partie de cette incertitude a été réduite en utilisant des champs aléatoires spatiaux, car ils peuvent tenir compte de la variabilité pouvant découler de covariables manquantes.

Les MRE monospécifiques n'ont été inclus dans l'analyse typologique que lorsqu'ils démontraient un rendement prédictif élevé grâce à la validation croisée par blocs spatiaux. Enfin, nous avons également limité les prévisions aux conditions environnementales trouvées sur les sites étudiés, car l'extrapolation au-delà de la plage des prédicteurs contenus dans les données sources peut réduire l'exactitude (Nepkin *et al.* 2023; Eger *et al.* 2017; Wenger et Olden 2012; Elith *et al.* 2010).

Nous pouvons quantifier l'incertitude de l'attribution des biotopes; cependant, nous ne pouvons pas quantifier la certitude spatiale de la carte définitive du biotope. La probabilité élevée d'attribution des biotopes indique que ces biotopes sont stables et, par extension, exacts.

CONCLUSIONS ET AVIS

Les résultats des analyses présentées ont permis de créer une carte des biotopes et des physiotypes épibenthiques littoraux pour l'ensemble de la Colombie-Britannique. Tous les biotopes peuvent être définis par quelques espèces en fonction de la profondeur, de l'exposition et du substrat. Bien que les biotopes n'aient pas été validés par des données indépendantes (car aucun ensemble de données approprié n'existe actuellement), nous soulignons que les couches spatiales (figures 8 à 12; [portail du gouvernement ouvert](#)) sont officielles et qu'elles peuvent être utilisées dans le cadre d'initiatives de planification spatiale marine parce que

1. l'analyse typologique était fondée sur des MRE monospécifiques à grande exactitude seulement,
2. les assemblages d'espèces sont significatifs sur le plan écologique selon l'examen d'experts, et
3. les covariables environnementales présentes aux endroits où on prédit la présence des biotopes respectent les prévisions selon l'examen d'experts.

En d'autres termes, le manque de certitude dans la répartition des biotopes ne devrait pas empêcher l'utilisation de la carte produite, car la représentation spatiale des biotopes est conforme à nos connaissances et à notre expérience.

Les biotopes peuvent être utilisés pour remplacer les approximations actuellement utilisées par les coordonnateurs des incidents environnementaux du programme de planification intégrée de l'intervention en milieu marin du MPO comme première étape pour déterminer le substrat prévu, les espèces prévues et, par extension, la sensibilité potentielle des zones côtières potentiellement touchées par des incidents de pollution marine.

Il s'agit de la première classification des biotopes littoraux qui intègre des données biologiques en plus des caractéristiques physiques dans la région du Pacifique. Les résultats présentés

peuvent être un outil précieux pour éclairer les futures initiatives de planification spatiale marine, y compris la création d'aires marines protégées et l'intervention environnementale le long de la côte de la Colombie-Britannique.

CONSIDÉRATIONS RELATIVES À L'ÉCOSYSTÈME ET AUX CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Bien que les changements climatiques soient un facteur important pour la gestion des ressources, ce projet ne visait pas à évaluer l'impact associé aux changements climatiques. Les modèles présentés ont été conçus pour produire des prévisions exactes de la présence d'espèces, et non pour évaluer les effets causaux des covariables environnementales.

L'évaluation des effets causaux nécessiterait une structure de modèle différente, qui tiendrait compte de la façon dont les covariables environnementales s'influencent entre elles. Il ne serait donc pas approprié d'utiliser les relations espèce-température estimées à partir des modèles présentés pour obtenir des projections de la répartition future des espèces et des biotopes. Cependant, nous nous attendons à ce que les biotopes en question résistent relativement bien aux changements climatiques qui sont prévus au cours des prochaines décennies pour les raisons suivantes :

1. ils sont fondés sur des données sur la présence et l'absence, c'est-à-dire un paramètre moins sensible aux changements climatiques que l'abondance; et
2. ils utilisent des covariables environnementales liées à la température et à la salinité qui ont une échelle spatiale et temporelle grossière et tiennent compte des différences spatiales régionales dans les conditions plutôt que des changements dans les conditions environnementales locales.

SAVOIR AUTOCHTONE

La plongée sous-marine a été effectuée en collaboration avec des partenaires autochtones le long de la côte, dans la mesure du possible. Cette collaboration dans le cadre du relevé de CHB réalisé sur le terrain a permis d'améliorer notre expertise et nos connaissances. Si on proposait d'effectuer des travaux supplémentaires pour améliorer le modèle des biotopes, il serait possible de recueillir plus de données dans le cadre de relevés et d'intégrer le savoir autochtone. D'autres utilisateurs de ce cadre, y compris les coordonnateurs des incidents environnementaux, utilisent le savoir autochtone local pour compléter ces renseignements de haut niveau.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom de famille	Prénom	Affiliation
Bannar-Martin	Katherine	MPO Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)
Bigg	Michelle	MPO Science
Carrier	Aline	Toquaht Nation
Christensen	Lisa	MPO Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)
Davies	Sarah	MPO Science
Finney	Jessica	MPO Science
Hankewich	Sandie	Kitasoo Xai'xais Nation

Nom de famille	Prénom	Affiliation
Hawryshyn	Jessica	MPO Plan intégré de réponse marine
Jeffery	Sharon	MPO Science
LaCoste	Cher	MPO Science
Lee	Lynn	Gwaii Hanaas Parcs Canada
Lessard	Joanne	MPO Science
Martinello	Christine	MPO Gestion des pêches
Martone	Rebecca	Nanwakolas Council
Moll	Vanessa	Mowachaht/Muchalaht First Nation
Norgard	Tammy	MPO Science
Park	Ashley	MPO Science
Reidlinger	Taylor	Esquimalt First Nation
Robb	Carrie	MPO Science
Dudas	Sarah	MPO Science
Thompson	Patrick	MPO Science
Gillespie	Kayleigh	MPO Science
Gregr	Edward	SciTech Consulting
Herborg	Matthias	MPO Science
Johnston	Cynthia	MPO Plan intégré de réponse marine
Lochead	Janet	MPO Science
Lok	Erika	Environnement et Changement climatique Canada
Rubidge	Emily	MPO Science
Stacey	Cooper	Ressources naturelles Canada
Beckett	Janine	MPO Océans

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Anderson, S.C., Ward, E.J., English, P.A., Barnett, L.A.K., and Thorson, J.T. 2022. sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields. *bioRxiv*. 2022.03.24.485545.

Carignan, K., Eakins, B., Love, M., Sutherland, M., and McLean, S. 2013. Bathymetric Digital Elevation Model of British Columbia, Canada: Procedures, Data Sources, and Analysis. NOAA National Geophysical Data Center (NGDC). 8 pp.

Davies, S.C., Bureau, D., Lessard, J., Taylor, S., and Gillespie, G.E. 2018. Benthic habitat mapping surveys of eastern Haida Gwaii and the North Coast of British Columbia, 2013–2015. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3278: vi + 24 p.

Davies, S.C., Gregr, E. J., Lessard, J., Bartier, P., Wills, P. 2019. Coastal digital elevation models integrating ocean bathymetry and land topography for marine ecological analyses in Pacific Canadian waters. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3321: vi + 38 p.

Eger, A.M., Curtis, J.M., Fortin, M.J., Côté, I.M., and Guichard, F. 2017. [Transferability and scalability of species distribution models: a test with sedentary marine invertebrates](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 766–778.

- Elith, J., Kearney, M., and Phillips, S. 2010. [The art of modelling range-shifting species](#). *Methods Ecol. Evol.* 1: 330–342.
- Fawcett, T. 2006. [An introduction to ROC analysis](#). *Pattern Recognition Letters*. 27: 861-874.
- Fields, C., Park, A. and Lessard, J. 2023. Depth-attenuated relative wave exposure indices for Pacific Canada. OpenData Portal. Published Nov 06 2023. Marine Spatial Ecology and Analysis Section, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC.
- Fields, C., Park, A., and Nephin, J. 2022. Regional Freshwater Index Layers. OpenData Portal. Published Sep 01 2022. Data distributor: Cole Fields, Marine Spatial Ecology and Analysis Section, Fisheries and Oceans Canada, Nanaimo, BC.
- Gregr, E.J. 2012. BC_EEZ_100m: A 100 m raster of the Canadian Pacific Exclusive Economic Zone. SciTech Environmental Consulting, Vancouver BC.
- Gregr E.J., Haggarty, D.R., Davies, S.C., Fields, C., and Lessard, J. 2021. [Comprehensive marine substrate classification applied to Canada's Pacific shelf](#). *PLoS ONE*. 16(10): e0259156.
- Hijmans, R.J. 2012. [Cross-validation of species distribution models: Removing spatial sorting bias and calibration with a null model](#). *Ecology*. 93: 679-688.
- Howes, D., Harper, J. and Owens, E. 1994. British Columbia Physical ShoreZone Mapping System. Resources Inventory Committee, Province of British Columbia.
- Lin, Y., Bianucci L. 2023. [Seasonal variability of the ocean circulation in Queen Charlotte Strait, British Columbia](#). *Atmosphere-Ocean*. 62: 35-67.
- Masson, D., and Fine, I. 2012. [Modeling seasonal to interannual ocean variability of coastal British Columbia](#). *J. Geophys. Res.* 117: C10019.
- MPO. 2016. [Évaluation des systèmes de classification hiérarchique de l'écologie marine pour les régions du Pacifique et des Maritimes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2016/003.
- MPO. 2022. [Connectivité hydrodynamique entre les installations de pisciculture marine en Colombie-Britannique : À l'appui d'une approche de gestion par zone](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Rép. des Sci. 2021/042.
- Nephin, J., Thompson, P.L., Anderson, S.C., Park, A.E., Rooper, C.N., Aulhouse, B. and Watson, J. 2023. [Integrating disparate survey data in species distribution models demonstrate the need for robust model evaluation](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 80: 1869-1889.
- Parry, M.E.V. 2019. Guidance on Assigning Benthic Biotopes using EUNIS or the Marine Habitat Classification of Britain and Ireland (revised 2019), JNCC Report No. 546, JNCC, Peterborough, ISSN 0963-8091. (accessed Dec 2024).
- Pearce, J., and Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Modell.* 133: 225–245.
- Roberts, D.R., Bahn, V., Ciuti, S., Wintle, B.A., Guillera-Arroita, G., Elith, J., Warton, D.I., Hartig, F., Dormann, C.F., Lahoz-Monfort, J.J., Hauenstein, S., Thuiller, W., Schröder, B., and Boyce, M.S. 2016. [Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure](#). *Ecography*. 40: 913-929.

- Rubidge, E., Gale, K.S.P., Curtis, J.M.R., McClelland, E., Feyrer, L., Bodtker, K., and Robb, C. 2016. [Methodology of the Pacific Marine Ecological Classification System and its Application to the Northern and Southern Shelf Bioregions](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/035. xi + 124 p.
- Soontiens, N. and Allen, S., 2017. [Modelling sensitivities to mixing and advection in a sill-basin estuarine system](#). Ocean Modelling. 112: 17-32.
- Soontiens, N., Allen, S., Latornell, D., Le Souef, K., Machuca, I., Paquin, J.-P., Lu, Y., Thompson, K., Korabel, V., 2016. [Storm Surges in the Strait of Georgia Simulated with a Regional Model](#). Atmosphere-Ocean. 54: 121.
- Wenger, S.J., and Olden, J.D. 2012. [Assessing transferability of ecological models: an underappreciated aspect of statistical validation](#). Methods Ecol. Evol. 3: 260–267.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190 Hammond Bay Road
Nanaimo, BC V9T 6N7

Courriel : DFO.PacificCSA-CASPacific.MPO@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-78451-9 Cat. No. Fs70-6/2025-044F-PDF

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2025. Définition de biotopes marins littoraux distincts à l'échelle de la côte de la Colombie-Britannique, au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2025/044.

Also available in English:

DFO 2025. Defining Distinct Nearshore Marine Biotopes Coastwide in British Columbia, Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2025/044.