



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 2022/057

Région du Pacifique

Évaluation des méthodes de détermination des sites de surveillance en matière de détection précoce selon le caractère convenable des habitats pour le crabe vert, une espèce envahissante, dans la mer des Salish (Colombie-Britannique)

Brett R. Howard¹, Katie S.P. Gale¹, Alexandra Davis², Devin A. Lyons³, Claudio DiBacco³, Emily Grason⁴, P. Sean McDonald⁵, Stephanie J. Green² et Thomas W. Therriault¹

¹ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (C.-B.) V9T 6N7

² Département des sciences biologiques
Université de l'Alberta
Bureau CW 405, Bâtiment des sciences biologiques
Edmonton (Alberta) T6G 2E9

³ Pêches et Océans Canada
Institut océanographique de Bedford
1, chemin Challenger
Dartmouth (N.-É.) B2Y 4A2

⁴ Washington Sea Grant
University of Washington
3716 Brooklyn Avenue NE
Seattle, WA 98105

⁵ Program on the Environment
University of Washington
3737 Brooklyn Ave NE
Seattle, WA 98105

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-44871-8 N° Cat Fs70-5/2022-057F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Howard, B.R., Gale, K.S.P., Davis, A., Lyons, D.A., DiBacco, C., Grason, E., McDonald, P.S., Green, S.J., Therriault, T.W. 2022. Évaluation des méthodes de détermination des sites de surveillance en matière de détection précoce selon le caractère convenable des habitats pour le crabe vert, une espèce envahissante, dans la mer des Salish (Colombie-Britannique). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/057. ix + 61 p.

Also available in English:

Howard, B.R., Gale, K.S.P., Davis, A., Lyons, D.A., DiBacco, C., Grason, E., McDonald, P.S., Green, S.J., Therriault, T.W. 2022. *Evaluation of Methods for Identification of Early Detection Monitoring Sites Based on Habitat Suitability for Invasive European Green Crab in the Salish Sea, British Columbia.* DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/057. vii + 54 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	IX
1. INTRODUCTION.....	1
1.1. PORTÉE.....	3
2. MÉTHODES.....	4
2.1. BASE DE DONNÉES DE SITES.....	4
2.2. MÉTHODES D'ÉVALUATION DU CARACTÈRE CONVENABLE DES HABITATS.....	5
2.2.1. MaxEnt.....	7
2.2.2. Arbres de régression stimulée (ARS) par gradient.....	8
2.2.3. Outil de sélection rapide de sites (SRS).....	12
2.2.4. Outil modifié de sélection des sites du Washington Sea Grant (WSG).....	15
2.2.5. Résumé des modèles individuels.....	19
2.3. MODÈLES DÉRIVÉS DE RÉPARTITION DES ESPÈCES.....	19
2.4. MÉTHODES DE COMPARAISON DES MODÈLES.....	20
2.4.1. Normalisation des modèles.....	20
2.4.1. Analyse de la concordance des modèles.....	20
2.4.2. Utilisation de valeurs transformées en rangs pour les prédictions des modèles d'ensemble.....	22
3. RÉSULTATS.....	23
3.1. PRÉDICTIONS TRANSFORMÉES EN RANGS POUR LA MER DES SALISH.....	23
3.2. RÉSULTATS DE COMPARAISON DES MODÈLES.....	28
3.2.1. Concordance des modèles.....	28
3.3. DÉTERMINATION DES SITES DE SURVEILLANCE POTENTIELS.....	29
4. INCERTITUDES ET LIMITES DU MODÈLE.....	31
5. RECOMMANDATIONS.....	34
6. REMERCIEMENTS.....	35
7. ACRONYMES.....	36
8. RÉFÉRENCES CITÉES.....	37
ANNEXE A. RENSEIGNEMENTS SUR LE SITE ET LE MODÈLE.....	41
ANNEXE B. PRÉDICTIONS PROPRES À LA ZONE DANS LA MER DES SALISH.....	59

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Exemples de sites déterminés à l'aide d'un ensemble cohérent de règles basées sur l'écologie du crabe vert, les zones grises représentant la terre et les zones colorées, les sites intertidaux : a) un estuaire « simple » (baie Roscoe : 50,160, -124,770); b) un estuaire complexe et continu (estuaire de la rivière Chemainus : 48,899, -123,662); c) un site entre des îles (île Eveleigh : 50,140, -124,694); d) un estuaire complexe et intermittent contenant trois sites distincts (estuaire de la rivière Courtenay : 49,674, -124,968). 5
- Figure 2. Les six variables prédictives les plus importantes, déterminées par leur importance relative dans toutes les itérations du modèle, pour le modèle de régression linéaire stimulée (graphique de gauche), qui prédit les CPUE du crabe vert sur un site, et le modèle de régression logistique stimulée (graphique de droite), qui prédit la probabilité de présence du crabe vert sur un site. 11
- Figure 3. Visualisation d'un échantillon de l'analyse du plus proche voisin pour mesurer les distances entre les laisses de hautes et basses eaux, pour une section du littoral (baie Kuleet près de Ladysmith, C.-B.), avec des lignes représentant des largeurs intertidales égales ou supérieures à 60 m. Les points situés le long des laisses de hautes et basses eaux sont espacés de 40 m..... 12
- Figure 4. Diagramme de la méthode de notation originale du WSG (graphique supérieur) et version modifiée de la Direction des sciences du MPO (graphique inférieur). 17
- Figure 5. Distribution des valeurs du modèle avec marquage des quantiles de 20 %. Les modèles dérivés (CPUE*MaxEnt, CPUE*PA, SRS*MaxEnt et WSG*MaxEnt) ont été calculés en multipliant les valeurs de leurs modèles de composant sur chaque site. 21
- Figure 6. Exemple hypothétique de calcul de mode, d'union et d'intersection à partir de plusieurs modèles. Chaque forme colorée représente un site, le chiffre indiquant la valeur transformée en rang pour chaque modèle sur ce site (1 = 1^{er} à 20^e percentile, 2 = 21^e à 40^e percentile, 5 = 81^e à 100^e percentile). 22
- Figure 7. Résultats pour le modèle MaxEnt (présence uniquement). Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué. 23
- Figure 8. Résultats pour le modèle d'arbres de régression stimulée des captures par unité d'effort (ARS CPUE). Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué. 24
- Figure 9. Résultats pour le modèle d'arbres de régression stimulée de présence-absence (ARS PA). Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué. 24
- Figure 10. Résultats pour les modèles de sélection rapide de sites (SRS). Les polygones du site sont ombragés en fonction des valeurs transformées en rang, où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. Les valeurs originales pour chaque valeur transformée en rang sont également indiquées. 25
- Figure 11. Résultats pour le modèle du Washington Sea Grant (WSG). Les polygones du site sont ombragés en fonction des valeurs transformées en rang, où 5 est considéré comme un

habitat hautement propice au crabe vert. Les valeurs originales pour chaque valeur transformée en rang sont également indiquées.....	25
Figure 12. Résultats pour le produit des modèles de régression stimulée des captures par unité d'effort (CPUE) et de présence-absence (PA). Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20 ^e percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.....	26
Figure 13. Résultats pour le produit des modèles d'arbres de régression stimulée des captures par unité d'effort (CPUE) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20 ^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.	26
Figure 14. Résultats pour le produit des modèles de régression stimulée de présence-absence (PA) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20 ^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.....	27
Figure 15. Résultats pour le produit des modèles de sélection rapide de sites (SRS) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20 ^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.	27
Figure 16. Résultats pour le produit des modèles du Washington Sea Grant (WSG) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20 ^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.	28
Figure 17. Sites de surveillance potentiels, selon les prédictions du modèle à partir du mode des cinq modèles individuels de caractère convenable des habitats pour le crabe vert.	31
Figure A1. Prédictions de certains modèles pour le bassin Sooke. A-E) Modèles individuels, montrant les quantiles (20 ^{es} percentiles) des valeurs du modèle, le quantile 5 étant interprété comme un site hautement propice au crabe vert; F) Mode des cinq modèles individuels, chaque site se voyant attribuer la valeur la plus fréquente des modèles d'entrée. Lorsqu'aucune valeur ne correspond à la valeur la plus fréquente ou en cas d'égalité, « aucun mode » est utilisé.	59
Figure A2. Prédictions de certains modèles pour Ladysmith. A-E) Modèles individuels, montrant les quantiles (20 ^{es} percentiles) des valeurs du modèle, où le quantile 5 est interprété comme étant très approprié pour le crabe vert; F) Mode des cinq modèles individuels, où chaque site se voit attribuer la valeur la plus fréquente des modèles d'entrée. Lorsqu'aucune valeur ne correspond à la valeur la plus fréquente ou en cas d'égalité, « aucun mode » est utilisé.	60
Figure A3. Prédictions de certains modèles pour baie Boundary. A-E) Modèles individuels, montrant les quantiles (20 ^{es} percentiles) des valeurs du modèle, où le quantile 5 est interprété comme étant très approprié pour le crabe vert; F) Mode des cinq modèles individuels, où chaque site se voit attribuer la valeur la plus fréquente des modèles d'entrée. Lorsqu'aucune	

valeur ne correspond à la valeur la plus fréquente ou en cas d'égalité, « aucun mode » est
utilisé.....61

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Vue d'ensemble des cinq modèles individuels utilisés pour générer des prédictions d'habitats propices pour le crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Des précisions supplémentaires sur le modèle MaxEnt pour le crabe vert peuvent être trouvées dans Lyons et al. (2020). ARS = modèles d'arbres de régression stimulée stochastiques, WSG = Washington Sea Grant.....	6
Tableau 2. Description des types de sédiments selon le système de classification ShoreZone (Howes et al. 1995.). Chaque classification côtière du système est déterminée par une série de caractéristiques qualitatives emboîtées : substrat, sédiments, largeur et pente. Les trois premières ont servi à créer cinq grands types de sédiments, qui ont été pondérés selon qu'ils sont les moins (0) ou les plus (1) susceptibles d'accueillir des crabes verts. Voir le tableau 6 dans Howes et al. (1995) pour plus de renseignements.....	13
Tableau 3. Comparaison des prédictions de l'outil de SRS avec les sites connus piégés par le MPO dans la baie Barkley. Depuis 2006, le MPO a procédé au piégeage sur 63 plages au moins une fois, dont 42 affichaient la présence de crabe vert. Le nombre de sites retenus par la méthode SRS est indiqué pour la première et la deuxième étape de la SRS : détection automatique des plages et tri pour la présence d'eau douce.	15
Tableau 4. Précision prédictive du modèle du WSG modifié basé sur les sites de la baie Barkley où des pièges ont été posés. La méthode du WSG modifiée classe les sites en fonction de la probabilité de présence du crabe vert sur une échelle ordinale de 0 à 1. Pour calculer l'exactitude, nous avons traité les sites classés 0,5 ou plus comme un cas positif (présence de crabe vert) et 0,25 ou moins comme un cas négatif (sans détection du crabe vert).....	19
Tableau 5. Concordance entre les prédictions faites par les modèles individuels, basée sur le nombre de sites où les valeurs du modèle transformées en rang concordent, sur le nombre de sites où les deux modèles disposent de données (entre 444 et 447). Les valeurs supérieures à 50 % sont en gras.	29
Tableau A1. Utilisabilité des cinq modèles individuels mettant en évidence les exigences de traitement des données, l'expertise technique et la faisabilité de l'utilisation pour de nouveaux sites ou de nouvelles zones. Des précisions supplémentaires sur le modèle MaxEnt pour le crabe vert peuvent être trouvées dans Lyons et al. (2020). ARS = arbres de régression stimulée stochastiques, WSG = Washington Sea Grant.	41
Tableau A2. Liste des sites mentionnés dans ce document, avec les coordonnées de leurs centroïdes. Les noms des sites sont arbitraires et peuvent être uniques au présent document.	43
Tableau A3. Composants des modèles numérotés. On considère que les modèles de mode prédisent un habitat hautement propice au crabe vert lorsque deux modèles ou plus ont une valeur transformée en rang de 5. On considère que les modèles d'union prédisent un habitat hautement propice lorsque l'un des modèles de composant a une valeur transformée en rang de 5. Le modèle 6, en gras, est l'option recommandée pour la surveillance initiale.	46
Tableau A4. Prédications de l'habitat hautement propice au crabe vert (v) sur tous les sites pour les modèles individuels et pour le mode à 5 modèles et les modèles d'union, en utilisant des valeurs de seuil de 5 (c.-à-d. 80 ^e percentile) et 4 (c.-à-d. 60 ^e percentile). Les sites ne sont pas indiqués si aucun des modèles ne les reconnaît comme propices, à un seuil donné. Les coordonnées du site sont indiquées dans le tableau A2 et les numéros de modèle (le long de la ligne supérieure) peuvent être consultés dans le tableau A3. Les sites prédits par le mode à cinq modèles, avec un seuil de 5 (modèle 6) sont mis en évidence et marqués d'un astérisque comme l'option recommandée pour la surveillance initiale.....	48

Tableau A5. Prédications de l'habitat hautement propice (v) sur tous les sites pour les modèles de mode composés de combinaisons de 4 et 3 modèles, en utilisant le 80e percentile comme seuil de caractère convenable. Les sites ne sont pas indiqués si aucun des modèles ne les reconnaît comme appropriés, à ce seuil. Les coordonnées du site sont indiquées dans le tableau A2 et les numéros de modèle (le long de la ligne supérieure) peuvent être consultés dans le tableau A2.55

RÉSUMÉ

Dans le monde entier, le crabe vert est une espèce envahissante à haut risque qui peut dévaster les écosystèmes marins côtiers parce qu'il risque d'entraîner le déplacement des espèces indigènes, de causer la dégradation et la perturbation des habitats naturels (notamment les zostères) et de modifier les réseaux trophiques. Il a été récemment détecté dans la partie canadienne de la mer des Salish. À mesure que son établissement se poursuit dans la région, la détermination des endroits sur lesquels concentrer les ressources limitées de surveillance constitue un problème permanent, étant donné la grande quantité d'habitats côtiers qui pourraient être occupés par l'espèce. Diverses méthodes peuvent être utilisées pour déterminer les habitats hautement propices au crabe vert à des échelles spatiales variées. Cependant, aucune d'entre elles n'a été évaluée dans le contexte de la mise en place d'une gestion du crabe vert, pas plus que pour la partie canadienne de la mer des Salish. Nous évaluons ici cinq méthodes individuelles élaborées pour évaluer le caractère convenable des habitats pour le crabe vert (c.-à-d. le modèle MaxEnt, les modèles de régression stimulée par gradient linéaires et logistiques stochastiques, un outil de sélection rapide des sites et un outil d'évaluation et de classement qualitatif des sites) et cinq modèles dérivés générés par la multiplication des résultats de ces modèles individuels. Chaque modèle s'appuie sur des variables d'entrée environnementales et d'habitat légèrement différentes qui touchent les possibilités d'invasion par le crabe vert. Ainsi, plutôt que de déterminer un seul modèle privilégié, nous avons utilisé une approche d'ensemble multimodèles pour déterminer les sites qui devraient être les plus propices à l'espèce. L'approche d'ensemble accroît vraisemblablement le pouvoir prédictif, car elle inclut à la fois les caractéristiques de l'environnement et de l'habitat lors de la détermination des sites prioritaires pour la détection précoce ou la surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Enfin, nous décrivons comment les modèles évalués ici, seuls ou en combinaison, pourraient être utilisés pour déterminer des sites supplémentaires, soit dans la mer des Salish, soit dans de nouvelles zones.

1. INTRODUCTION

Le crabe vert (*Carcinus maenas*) est un crabe des rivages commun originaire d'Europe, mais il s'agit d'une espèce envahissante dans certaines parties de l'Afrique, de l'Asie et de l'Australie et sur les deux côtes de l'Amérique du Nord (Behrens-Yamada 2001, Therriault *et al.* 2008). Cette espèce a été introduite pour la première fois sur la côte ouest de l'Amérique du Nord, dans la baie de San Francisco, vers 1990 (Cohen *et al.* 1995). En grande partie en raison de sa longue phase larvaire pélagique et d'un fort événement El Niño en 1988-1989 (Yamada *et al.* 2021), le crabe vert s'est ensuite propagé vers le nord, atteignant la Colombie-Britannique à la fin des années 1990 (Gillespie *et al.* 2007). Depuis, l'espèce poursuit sa propagation vers le nord; elle a été détectée sur la côte centrale de la Colombie-Britannique au milieu des années 2000, et dans l'archipel Haida Gwaii en 2020 (Yamada *et al.* 2021). Bien que le crabe vert se soit rapidement répandu sur la côte ouest de l'île de Vancouver après son arrivée en Colombie-Britannique, il n'est pas apparu dans la mer des Salish pendant une longue période. On sait que les mouvements provoqués par l'humain contribuent à la propagation du crabe vert ailleurs dans l'aire de répartition envahie (Klassen et Locke 2007). On pense que la présence initiale de l'espèce dans la mer des Salish, dans le bassin Sooke, en 2012, s'est d'ailleurs produite de cette manière (hôtes indésirables sur des coquillages) plutôt que par dispersion naturelle provenant des populations de crabe vert au large de la côte du Pacifique (Curtis *et al.* 2015). Toutefois, le long délai entre l'arrivée de l'espèce en Colombie-Britannique et sa propagation dans la mer des Salish laisse supposer que la dispersion naturelle des larves demeure le principal mode d'introduction du crabe vert dans ce site et ailleurs sur la côte de la Colombie-Britannique. Les détections ultérieures de l'espèce dans la mer des Salish pourraient être le résultat d'une dispersion naturelle depuis le large de la côte du Pacifique et de la population du bassin Sooke (Brasseale *et al.* 2019, Carolyn Tepolt, Woods Hole Oceanographic Institute, comm. pers.). La première détection du crabe vert dans la mer des Salish en dehors du bassin Sooke a eu lieu dans les eaux des États-Unis à l'automne 2016, ce qui a entraîné plusieurs événements de détection ultérieurs du côté américain et canadien de ce plan d'eau l'année suivante (Yamada *et al.* 2021). Ce long retard dans l'expansion de l'aire de répartition du crabe vert dans la mer des Salish et aux alentours est dû à la barrière naturelle à la dispersion causée par le volume, la direction et la saisonnalité du débit estuarien des fleuves Fraser et Skagit dans le détroit de Juan de Fuca (Thomson *et al.* 2007), plutôt qu'à un manque d'habitat propice à cet endroit ou à des vecteurs de dispersion d'origine humaine. Les changements périodiques des conditions océanographiques, comme ceux observés lors de l'événement El Niño de 2015-2016, ont affaibli cette barrière et permis aux larves de crabe vert de pénétrer et de se disperser dans toute la mer des Salish (Brasseale *et al.* 2019, Yamada *et al.* 2021). Une fois arrivées sur un site, elles ont besoin d'accéder à des proies et doivent surmonter toute résistance biotique potentielle des espèces indigènes comme le crabe dormeur ou le tourteau rouge (McDonald *et al.* 2001; Hunt et Yamada 2003), ce qui peut limiter le succès de l'invasion à l'échelle d'un site individuel.

Le crabe vert peut nuire considérablement aux populations indigènes de crabes des rivages et de bivalves (Grosholz *et al.* 2000) et aux habitats de zostères (p. ex. Matheson *et al.* 2016; Howard *et al.* 2019), souvent dans les zones où son abondance est particulièrement élevée – une constatation compatible avec les autres espèces envahissantes, dont les populations plus importantes entraînent généralement des répercussions plus importantes (Parker *et al.* 1999; Byers *et al.* 2002; Dick *et al.* 2017). Pour cette raison, la détection et l'éradication des espèces envahissantes dans de nouvelles zones, alors qu'elles sont encore peu nombreuses, sont reconnues comme une étape cruciale dans la gestion efficace des espèces envahissantes et sont souvent éclairées par des modèles de caractère convenable des habitats (p. ex. Blackburn *et al.* 2011; Barbet-Massin *et al.* 2018). En effet, les efforts de gestion sont généralement limités

dans l'espace et sur le plan financier, et il est donc préférable de cibler les zones de surveillance ou d'éradication qui conviennent le mieux à l'espèce envahissante. Toutefois, la prédiction d'un habitat propice peut s'avérer difficile pour des espèces comme le crabe vert, dont les tolérances environnementales sont vastes et peuvent varier selon le stade du cycle de vie (voir Klassen et Locke 2007). Comme les modèles de caractère convenable des habitats sont plus utiles lorsque les prédictions sont faites à la même échelle que la gestion (de Rivera *et al.* 2007; Epanchin-Niell *et al.* 2012), cela peut être problématique dans des environnements spatialement hétérogènes; les populations invasives s'établissent de manière non uniforme, ce qui les rend plus difficiles à détecter et augmente le risque que les grandes populations (celles recherchées par les gestionnaires) soient négligées et continuent à alimenter la zone en propagules (Crooks 2005; Melbourne *et al.* 2007; Epanchin-Niell *et al.* 2012).

De nombreux facteurs influencent la mise au point et la sélection d'approches de modélisation du caractère convenable des habitats pour les espèces aquatiques envahissantes, notamment la disponibilité des données, la complexité du modèle et les échelles spatiales et temporelles. Les modèles élaborés pour prédire l'apparition d'une espèce envahissante dans de nouveaux environnements sont généralement paramétrés en fonction des données de présence uniquement, car il est peu probable que la véritable niche soit établie avant la fin du processus d'invasion (Guisan et Thuiller 2005; Lyons *et al.* 2020). En écologie de l'invasion, l'absence d'une espèce envahissante sur un site peut représenter un environnement non propice (une véritable absence), une invasion incomplète (c.-à-d. l'absence d'un habitat propice), ou une incapacité à détecter l'espèce envahissante en raison de la petite taille de la population. De plus, les espèces aquatiques envahissantes se propagent rarement de manière uniforme sur les sites ou dans le temps, en partie parce que les larves ont souvent des tolérances, des durées et des stratégies de développement qui leur sont propres par rapport aux adultes (Byers *et al.* 2015). Tant le caractère convenable de l'habitat que les interactions biotiques affectent les taux de croissance des populations d'espèces envahissantes à l'échelle du site (Hirzel et Le Lay 2008), créant des variations dans les densités de population entre les sites, ce qui entraîne des conséquences importantes pour la gestion et les taux de propagation futurs (Crooks 2005).

De multiples modèles du caractère convenable des habitats et des outils de sélection de sites ont été conçus pour déterminer les habitats propices au crabe vert dans les eaux côtières de la Colombie-Britannique. Par exemple, Lyons *et al.* (2020) ont produit un modèle MaxEnt à l'aide de données sur l'occurrence et de couches de données environnementales, tandis que la région du Pacifique de la Direction des sciences de Pêches et Océans Canadas (MPO) a élaboré des modèles d'arbres de régression stimulée (ARS) à l'aide des données sur les captures disponibles pour le crabe vert dans la région et des caractéristiques de l'habitat à l'échelle du site. La Direction des sciences du MPO a également mis au point un nouvel outil de sélection rapide de sites fondé sur les caractéristiques présumées de l'habitat essentiel du crabe vert. Toutefois, ces deux modèles n'ont pas fait l'objet d'un examen préalable pour en vérifier l'exactitude (voir 2.2.3). De même, la « Crab Team » du Washington Sea Grant a mis au point un outil de caractérisation rapide des sites basé sur les caractéristiques de l'habitat afin de guider ses efforts de détection précoce dans les eaux américaines de la mer des Salish. Alors que certaines de ces approches, comme l'outil du « Crab Team », se concentrent sur la détection précoce des populations et que d'autres prédisent explicitement les populations établies (p. ex. le modèle MaxEnt), chacune des approches permet de définir précisément le caractère convenable des habitats pour les crabes verts *adultes*. Par conséquent, une dispersion réussie jusqu'à cet endroit (soit par un mouvement naturel, soit par l'humain) est toujours implicite.

Le crabe vert figure sur la liste des espèces contrôlées en vertu du *Règlement sur les espèces aquatiques envahissantes* (EAE) de la *Loi sur les pêches* et la détection précoce est essentielle

pour éclairer la gestion de cette espèce. Bien que les approches décrites ci-dessus, que nous appellerons collectivement les « modèles individuels » tout au long de ce document, s'appuient sur des données d'entrée différentes et génèrent diverses variables de réponse, toutes peuvent s'avérer utiles pour déterminer les habitats propices au crabe vert, bien qu'à des échelles spatiales différentes. Les zones désignées comme hautement propices par chacun de ces modèles pourraient être employées pour guider la sélection de sites prioritaires dans le cadre des efforts continus de surveillance et de contrôle. Cependant, les résultats de ces modèles n'ont pas encore été évalués dans le contexte de la sélection de sites pour la détection précoce du crabe vert ni pour la partie canadienne de la mer des Salish, où l'espèce n'a été détectée que récemment.

Afin de mieux comprendre l'incursion du crabe vert dans la mer des Salish, la Direction de la gestion des écosystèmes et les programmes sur les EAE de la Direction des sciences du MPO ont collaboré avec le Washington Department of Fish and Wildlife, la Crab Team du Washington Sea Grant et l'Université de Washington pour élaborer un plan d'action transfrontalier relatif au crabe vert envahissant dans la mer des Salish (Drinkwin *et al.* 2019). Ce plan énonce des recommandations en matière de détection précoce (surveillance), sans toutefois préciser comment déterminer ou hiérarchiser les sites intertidaux pour la surveillance de l'espèce. De plus, le Programme national sur les EAE du MPO a travaillé à l'élaboration d'un programme de surveillance pour la détection précoce du crabe vert dans l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique, en particulier dans la mer des Salish. Compte tenu de la vaste étendue spatiale à surveiller, les efforts doivent faire appel à la science citoyenne et à des groupes autochtones qui se consacrent aux sites les plus susceptibles d'abriter le crabe vert. Il est donc urgent d'établir des sites prioritaires de surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish, et cette approche pourrait être étendue à d'autres zones côtières dans le futur. L'évaluation et les avis découlant de cet examen régional par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques serviront à orienter la gestion du crabe vert dans la mer des Salish et contribueront à l'engagement international du MPO relativement au plan d'action bilatéral sur le crabe vert. Les objectifs précis, tels que décrits dans le cadre de référence de cet examen, sont les suivants :

1. Évaluer les forces et les faiblesses associées à quatre méthodes distinctes visant à évaluer le caractère convenable de l'habitat pour le crabe vert, aux fins de la détermination des sites de surveillance possibles dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Voici, plus précisément, les méthodes qui seront examinées : 1) modèle MaxEnt; 2) modèles de régression stimulée par gradient stochastiques; 3) outil d'évaluation de la Crab Team du Washington Sea Grant; et 4) outil de sélection rapide des sites de la Direction des sciences du MPO.
2. Déterminer les incertitudes de chacun des outils évalués dans le cadre de l'objectif 1.
3. Déterminer les sites pour la surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish au moyen de la méthode privilégiée qui a été évaluée dans le cadre de l'objectif 1.
4. Définir le caractère réalisable de l'utilisation de la méthode privilégiée en vue de déterminer les sites de surveillance possibles dans toutes les zones côtières de la Colombie-Britannique à l'avenir.

1.1. PORTÉE

Cinq approches individuelles pour la détermination d'un habitat hautement propice au crabe vert (collectivement appelées « modèles ») ont été utilisées comme principales données d'entrée pour cette analyse. Bien que chaque approche ait été mise au point indépendamment et à des

fins différentes, toutes les approches ont la capacité d'éclairer la gestion du crabe vert en ce qui concerne la sélection des sites de détection précoce ou de surveillance. Nous évaluons ici la fonctionnalité de ces modèles, à la fois individuellement et en combinaison, pour déterminer les sites possibles de détection précoce ou de surveillance du crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish, en particulier pour les gestionnaires qui cherchent à établir des priorités dans leurs efforts de détection précoce et de piégeage. Bien que ce document fournisse une liste de sites recommandés comme « hautement prioritaires » dans la mer des Salish, celle-ci n'est pas exhaustive. Nous abordons donc la faisabilité de l'application de ces méthodes lors de l'évaluation de sites supplémentaires dans la mer des Salish ou au-delà, en ce qui concerne l'expertise technique, le temps et les exigences en matière de données d'entrée (objectif 4).

Bien que chaque modèle ait fait l'objet d'une validation interne, l'objectif principal ici était de comparer les prédictions de sites propices au crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish (objectif 1). Comme cette invasion est nouvelle au moment de la rédaction du présent document (seulement 23 sites envahis connus dans la partie canadienne de la mer des Salish, dont plusieurs sont situés dans le bassin Sooke), il n'existe pas d'ensemble de données indépendant permettant d'évaluer statistiquement la précision prédictive de chaque modèle. Il était donc nécessaire de se concentrer sur le degré de concordance entre les modèles pour éclairer la prise de décisions relatives à la gestion. Nous pensons que tous les modèles utilisés sont en mesure de saisir dans leurs prédictions une partie de la complexité de la biologie du crabe vert et des facteurs affectant le succès de l'invasion, mais aucun n'est parfait, et leurs limites sont signalées (objectif 2). En outre, il est important de noter que nos analyses ne fournissent pas d'évaluation des risques et qu'aucun des modèles ne prédit l'arrivée du crabe vert. Notre hypothèse est que le crabe vert pourrait atteindre n'importe quel site de la mer des Salish, mais qu'il devrait être détecté en premier lieu dans ceux qui sont hautement propices. Les effets du changement de climat et des événements extrêmes sur le caractère convenable des habitats environnementaux futurs ne sont pas non plus pris en compte dans nos analyses. Bien que des modèles comme MaxEnt puissent faire des prédictions qui tiennent compte du changement climatique, le besoin immédiat est de déterminer des sites de détection précoce en fonction des conditions actuelles, tout en reconnaissant que celles-ci peuvent changer dans le futur.

2. MÉTHODES

2.1. BASE DE DONNÉES DE SITES

Bien que le domaine spatial de certains des modèles utilisés dans cette analyse comprenne toute la côte Pacifique du Canada (p. ex. MaxEnt), d'autres nécessitent des données propres au site. Pour faciliter la comparaison des modèles, nous avons créé une base de données unique de 447 sites distincts sur lesquels nous appliquons chaque modèle. Nous avons défini un site comme une section d'habitat intertidal continu qui est délimitée de tous les côtés par des barrières au mouvement des crabes verts adultes sur la côte Pacifique de l'Amérique du Nord (voir Hunt et Behrens-Yamada 2003; Jensen *et al.* 2007; Klassen et Locke 2007) : les zones infratidal et supratidal de l'autre côté du rivage, et les rivages rocheux, les structures artificielles ou les grands canaux d'eau douce (c.-à-d. les rivières) côtiers. Cette définition a permis de créer les polygones de sites utilisés dans nos analyses (figure 1). Les micro-habitats à l'intérieur des sites (zones marécageuses, chenaux de marée, etc.) ne sont pas pris en compte dans cette définition, mais peuvent être inclus dans la base de données en tant que caractéristiques du site (p. ex. présence de zostères). Il est important de noter que chaque site présente une étendue spatiale (dimension) différente et que la normalisation n'a pas été nécessaire (notre

objectif n'étant pas de prédire le potentiel invasif pour les sites, mais seulement leur caractère convenable), mais les gestionnaires peuvent être amenés à prendre en compte la dimension des sites lors de la planification de programmes de piégeage particuliers.

La base de données des sites comprend tous ceux qui ont déjà été relevés par le MPO pour le crabe vert dans la mer des Salish ainsi que les sites non relevés, identifiés par des points générés de façon aléatoire le long de toute la côte de la Colombie-Britannique dans QGIS (système d'information géographique). Au total, 500 sites ont été générés de manière aléatoire et ont été sélectionnés pour n'inclure que ceux qui n'avaient pas déjà été relevés et dont la largeur de plage était d'au moins 40 mètres. Des sites aléatoires ont été ajoutés afin de diluer le biais inhérent aux sites relevés précédemment, qui auraient été sélectionnés dans l'espoir de trouver du crabe vert.

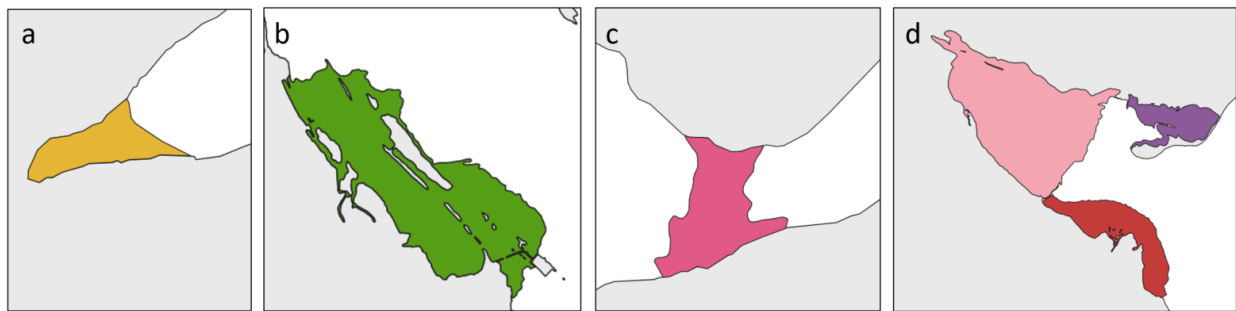


Figure 1. Exemples de sites déterminés à l'aide d'un ensemble cohérent de règles basées sur l'écologie du crabe vert, les zones grises représentant la terre et les zones colorées, les sites intertidaux : a) un estuaire « simple » (baie Roscoe : 50,160, -124,770); b) un estuaire complexe et continu (estuaire de la rivière Chemainus : 48,899, -123,662); c) un site entre des îles (île Eveleigh : 50,140, -124,694); d) un estuaire complexe et intermittent contenant trois sites distincts (estuaire de la rivière Courtenay : 49,674, -124,968).

2.2. MÉTHODES D'ÉVALUATION DU CARACTÈRE CONVENABLE DES HABITATS

Les cinq méthodes d'évaluation du caractère convenable des habitats pour le crabe vert, appelées collectivement « modèles individuels », ont été élaborées pour aider à comprendre la répartition future possible de l'espèce sur la côte ouest de l'Amérique du Nord et soutenir la prise de décision en matière de gestion. Le processus de conception et de validation de chacun d'entre eux ainsi qu'une description du résultat original et de la façon dont il a été adapté pour cette analyse sont décrits ci-dessous. Le tableau 1 donne un aperçu des caractéristiques de chacun de ces cinq modèles individuels.

Tableau 1. Vue d'ensemble des cinq modèles individuels utilisés pour générer des prédictions d'habitats propices pour le crabe vert dans les eaux canadiennes de la mer des Salish. Des précisions supplémentaires sur le modèle MaxEnt pour le crabe vert peuvent être trouvées dans Lyons et al. (2020). ARS = modèles d'arbres de régression stimulée stochastiques, WSG = Washington Sea Grant.

Caractéristiques du modèle	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle ARS linéaire pour le crabe vert	Modèle ARS logistique pour le crabe vert	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode de la WSG Crab Team modifiée
Méthode générale et résultats	Modèle de répartition des espèces qui prédit la probabilité de présence (0 – 1) d'une population établie de crabe vert.	Modèle de régression linéaire prédictif pour l'abondance relative (capture par unité d'effort, 0 – ∞) du crabe vert pour chaque site.	Modèle de régression logistique prédictive pour la probabilité de présence (0 – 1) du crabe vert pour les sites individuels.	Identification et classement automatisés (notation ordinale de 0 à 1) des zones côtières où des variables d'habitat abiotiques importantes pour le crabe vert sont présentes.	Système de notation manuel pour déterminer et classer (notation ordinale de 0 à 1) les sites individuels pour la détection précoce du crabe vert à l'aide d'images aériennes ou satellitaires.
Échelle spatiale	Couverture du modèle original disponible pour la côte ouest de l'Amérique du Nord (Lyons et al. 2020).	Élaboré à partir de données provenant de la côte ouest de l'île de Vancouver.	Élaboré à partir de données provenant de la côte ouest de l'île de Vancouver.	Élaboré pour l'ensemble de la côte de la Colombie-Britannique. Mis en œuvre dans la mer des Salish du Canada, à Haida Gwaii et sur la côte nord.	Créée pour la côte de Washington et la mer des Salish des États-Unis. Modifié et mis en œuvre dans la mer des Salish canadienne.
Échelle temporelle	Comprend des climatologies saisonnières pour la salinité et la température de surface de la mer.	Utilise les données des relevés de piégeage en cours pour le crabe vert. Toutes les variables d'entrée sont temporellement statiques pour le reste.	Utilise les données des relevés de piégeage en cours pour le crabe vert. Toutes les variables d'entrée sont temporellement statiques pour le reste.	Toutes les variables d'entrée sont statiques dans le temps.	Toutes les variables d'entrée sont statiques dans le temps.
Intrants abiotiques	Salinité (saisonnière) Température de surface de la mer (saisonnière)	Zone intertidale Longueur du bord Isolement des plages Largeur de la plage Fetch (max., min.)	Zone intertidale Longueur du bord Isolement des plages Largeur de la plage Fetch (max., min.) Exposition aux vagues (ShoreZone) Type de fond (substrat)	Largeur de la plage Apport d'eau douce Type de substrat (ShoreZone)	Isolement des plages Largeur de la plage Apport d'eau douce Abris Énergie des vagues Chenaux de marée

Caractéristiques du modèle	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle ARS linéaire pour le crabe vert	Modèle ARS logistique pour le crabe vert	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode de la WSG Crab Team modifiée
		Exposition aux vagues (ShoreZone) Type de fond (substrat) Type de substrat (ShoreZone) Type de sédiments (ShoreZone) Pente (ShoreZone) Largeur (ShoreZone)	Type de substrat (ShoreZone) Type de sédiments (ShoreZone) Pente (ShoreZone) Largeur (ShoreZone)		
Intrants biotiques	Données sur l'occurrence des espèces (présence uniquement)	Probabilité de présence de zostères Biobandes ShoreZone CPUE du crabe vert	Probabilité de présence de zostères Biobandes ShoreZone Présence/absence du crabe vert	–	Présence/absence de végétation terrestre

2.2.1. MaxEnt

Lyons *et al.* (2020) ont compilé des données sur la présence des crabes verts adultes (latitude et longitude de chaque observation) provenant principalement du programme de surveillance des EAE du MPO, du Système d'information biogéographique des océans (OBIS 2018), ainsi que de plusieurs autres bases de données en ligne et de publications de documentations spécialisées et parallèles. Le domaine du modèle était de 24° à 62° N et de 111° à 155° O (c.-à-d. de la Basse-Californie au golfe d'Alaska). Les données provenant d'autres parties du monde ont été exclues pour s'assurer que le modèle reflète les réponses environnementales de la seule lignée génétique qui a envahi la zone d'étude (Tepolt *et al.* 2022, Brasseale *et al.* 2019). Avant l'ajustement du modèle, les points d'occurrence ont été spatialement raréfiés à une résolution de 10 km en utilisant la boîte à outils SDMtoolbox 2.0 pour la suite ArcGIS afin de réduire les effets potentiels de l'autocorrélation spatiale sur les résultats (Brown *et al.* 2017).

La température et la salinité des eaux de surface, qui influencent possiblement la répartition du crabe vert (Compton *et al.* 2010), ont été choisies comme variables prédictives pour le modèle. Bien que les différents stades de vie ou les sexes aient des tolérances légèrement différentes ou puissent exploiter différemment le même habitat, MaxEnt prédit l'occupation à long terme d'un site par les adultes de la population. Les données pour chaque variable prédictive ont été converties en moyenne dans des matrices climatologiques saisonnières, comprenant l'hiver (décembre à février), le printemps (mars à mai), l'été (juin à août) et l'automne (septembre à novembre). Les valeurs de salinité et de température ont été compilées à partir de simulations rétrospectives du modèle Nucleus for European Modelling of the Ocean (NEMO) de la mer de Salish de l'Université de la Colombie-Britannique (simulation rétrospective 2014-2017, résolution de 0,006°, Soontiens *et al.* 2016; Soontiens et Allen 2017), d'un modèle du Regional Ocean Modeling System (ROMS) du plateau continental de la Colombie-Britannique (simulation rétrospective 1981-2010 ROMS C.-B., résolution de 0,04°, Peña *et al.* 2019), ainsi que de la

base de données MARSPEC (résolution de 0,00833°, Sbrocco et Barber 2013). Les données à plus haute résolution des modèles NEMO et MARSPEC ont été rééchantillonnées par interpolation bilinéaire pour correspondre à la résolution de 0,04° des données du modèle ROMS. En outre, puisque le crabe vert vit principalement dans les zones intertidales et infratidales peu profondes proches du rivage, les données d'entrées et les résultats du modèle ont été limités aux zones moins profondes que 100 m (voir Lyons *et al.* 2020 pour plus de précisions).

La répartition du crabe vert a été modélisée à l'aide du modèle MaxEnt 3.4.1 (Phillips *et al.* 2017) avec la salinité et la température saisonnières comme variables prédictives. L'option de transformation log-log complémentaire par défaut a été utilisée pour produire des estimations de la probabilité d'occurrence (Phillips *et al.* 2017). Pour choisir la classe d'entités (c.-à-d. la complexité potentielle de la courbe de réponse) et les paramètres de régularisation (c.-à-d. la pénalité pour la complexité du modèle), le progiciel *ENMeval* (Muscarella *et al.* 2014) pour R, version 3.5.2 (R Development Core Team 2018) a été utilisé pour évaluer un large éventail de combinaisons. Les paramètres du modèle qui ont donné lieu au critère d'information d'Akaike corrigé le plus bas (CIAc) ont été sélectionnés pour ajuster le modèle définitif. Ce modèle a été ajusté en utilisant le nombre maximal possible de points d'arrière-plan et une validation croisée aléatoire à 30 plis pour évaluer le modèle et estimer les écarts types des prédictions du modèle.

2.2.1.1. Validation interne et résultats

La surface moyenne sous la courbe d'efficacité du récepteur pour les données de test de la validation croisée à 30 plis (surface sous la courbe : 0,92) et l'indice de Boyce continu (0,91) indiquent que le rendement du modèle sur l'ensemble de l'aire de répartition du crabe vert dans le Pacifique Nord-Est était très bon. La somme des scores d'importance de permutation pour les variables saisonnières de température et de salinité a révélé que, bien que les deux paramètres soient importants pour prédire la répartition du crabe vert, la température (importance cumulée : 60,8) constituait une variable prédictive plus forte que la salinité (importance cumulée : 39,1).

Le modèle MaxEnt a produit une matrice continue couvrant l'ensemble de la côte Pacifique du Mexique à l'Alaska (limitée à 100 m de profondeur) qui a été limitée à la mer de Salish pour les besoins de ce rapport. Les valeurs de la matrice à résolution de 4,5 km ont été extraites et converties en moyenne pour chaque polygone du site à l'aide de la fonction « extract » du progiciel *raster* de R. La matrice MaxEnt couvrait 443 des 447 polygones du site. Deux des sites sans données matricielles se trouvaient à l'embouchure du bras Indian et deux autres dans la baie Howe. Aucune prédiction n'a été faite pour ces endroits en raison d'un manque de couverture environnementale, ou parce que leur profondeur ne se situait pas entre 0 et 100 m dans la bathymétrie à résolution de 0,0042 degré utilisée pour définir le domaine du modèle. La fourchette des valeurs MaxEnt sur l'ensemble des sites s'étendait de 0,03 à 0,85.

2.2.2. Arbres de régression stimulée (ARS) par gradient

Les données sur la présence et l'abondance du crabe vert provenant des relevés annuels de piégeage effectués ou soutenus par le MPO entre 2009 et 2019 sur la côte ouest de l'île de Vancouver ont été utilisées comme variables réponses pour les modèles ARS. Le protocole de piégeage employé par la Direction des sciences du MPO dans la région du Pacifique est uniforme en ce qui concerne les engins, les appâts et la technique de déploiement, avec une certaine variation dans l'effort (c.-à-d. le nombre de pièges déployés pendant un événement de piégeage). Un seul événement de piégeage représente une collection de pièges placés dans la zone intertidale et la zone infratidale peu profonde d'un site, et laissés en immersion pendant

environ 24 heures (un cycle de marée complet). Des détails supplémentaires sur le type et la méthode de collecte des données peuvent être trouvés dans Gillespie *et al.* (2007).

Les captures par unité d'effort (CPUE) brutes ont été calculées pour chaque événement de piégeage comme le nombre de crabes verts capturés, divisé par l'effort (c.-à-d. le nombre de pièges installés multiplié par la durée d'immersion moyenne totale de tous les pièges installés pendant cet événement). Comme la capturabilité du crabe vert varie tout au long de l'année en fonction de la température de l'eau (Duncombe et Therriault 2017), l'analyse a été initialement limitée aux données collectées entre mai et septembre, et les captures du mois intermédiaire ont été ajustées à l'aide d'un facteur de correction. Cependant, un modèle polynomial de deuxième ordre ajusté à la moyenne quotidienne des CPUE de crabe vert (toutes années confondues) sur le jour julien (JJ) était considérablement meilleur qu'un modèle linéaire (test de rapport de vraisemblance : $X^2 = 1,12$, $df = 1$, $p = 0,02$), confirmant la tendance à la baisse des captures dans les mois de la saison intermédiaire. Le jour de pointe moyen de piégeage pour le crabe vert sur toutes les années a été déterminé à partir du modèle polynomial (21 et 22 juillet ou $JJ_{\text{pointe}} = 203,0$) et les CPUE ont été réajustées en fonction de la différence absolue entre JJ_{pointe} et le jour julien de piégeage réel. La pente de cette relation a été utilisée pour recalculer les CPUE, ajustées pour la variation saisonnière. En cas de CPUE nulles, aucune correction n'a été apportée, car on ne saurait supposer qu'il s'agit d'échecs de détection du crabe vert dus à la capturabilité, plutôt qu'une véritable absence. Un nouvel échantillonnage biaisé a ensuite été appliqué à l'ensemble des données, car les événements de piégeage où les captures de crabe vert étaient très élevées se sont avérés rares. Le rééchantillonnage biaisé est une approche courante lors de la modélisation d'événements extrêmes ou rares (Oliveira *et al.* 2019). En raison de l'existence de schémas temporels et spatiaux dans les données, un suréchantillonnage préférentiel des événements pour favoriser ceux des années les plus récentes et ceux qui étaient plus éloignés géographiquement des autres groupes de sites a également été utilisé. Le rééchantillonnage a été effectué à l'aide du progiciel R *STResamplingDSAA* (Oliveira *et al.* 2019).

Les variables prédictives pour les modèles ARS correspondaient toutes à des caractéristiques statiques de l'habitat susceptibles d'influencer la survie locale du crabe vert et la taille de la population à l'échelle du site. Les facteurs choisis sont ceux qui pourraient affecter la pression de propagule des larves, la disponibilité d'abris ou de proies, et les caractéristiques océanographiques telles que l'écoulement d'eau douce et l'exposition. La plupart de ces données ont été dérivées de couches de données du SIG (tableau A1) à l'aide du logiciel QGIS (v. 3.0).

Des modèles ont été générés en utilisant deux distributions des données de capture : la régression logistique et la régression linéaire. Le modèle ARS logistique a simulé la probabilité d'occupation du site par le crabe vert au moyen d'une fonction de perte binomiale (Bernoulli) ($n = 731$ événements, rééchantillonnés). Le modèle de régression linéaire a prédit les CPUE de crabe vert sur tous les sites (présence uniquement) et les événements de piégeage ($n = 591$ événements, rééchantillonnés) en utilisant une fonction de perte gaussienne. La modélisation a été effectuée à l'aide du progiciel R *gbm* en conjonction avec l'enveloppeur *caret* pour produire des arbres de régression stimulée par gradient (Elith et Leathwick 2011; Kuhn 2008). Ces modèles combinent les prédictions de nombreux modèles faibles, appelés arbres, afin d'optimiser le rendement prédictif d'un modèle final moyen. Chaque arbre successif réduit l'erreur de l'arbre précédente en suivant la fonction de perte (Elith *et al.* 2008). Par conséquent, les arbres deviennent successivement meilleurs pour prédire la variable de réponse tout en limitant l'erreur (De'ath 2007; Elith *et al.* 2008). Cette approche permet également de prendre en compte des variables prédictives qualitatives et continues, qui peuvent interagir de manière

complexe et non linéaire, et d'assouplir les hypothèses concernant la structure des données, les unités, les effets interactifs et les valeurs manquantes (Elith *et al.* 2008).

2.2.2.1. Validation interne et résultats

Le rendement du modèle a été évalué par validation croisée à huit reprises. Cette méthode s'est avérée préférable à la création d'une base d'apprentissage et de tests spécialisée, car elle a permis l'utilisation de toutes les données disponibles dans un ensemble de données relativement petit. Comme les sites se trouvaient le long d'un gradient nord-sud géographiquement complexe et que les emplacements de piégeage avaient tendance à être regroupés, il existait une non-indépendance spatiale potentiellement importante dans l'ensemble des données. Pour tenir compte de cet état de fait, les plis n'ont pas été attribués de manière aléatoire, mais bloqués dans l'espace, ce qui suppose que tous les sites au sein d'un pli connaissent des conditions océanographiques et climatiques et une pression de propagule semblable exercées par les larves de crabe vert, et ne sont donc pas indépendants. La taille et le nombre de blocs ont été optimisés à l'aide du progiciel R *blockCV* (Valavi *et al.* 2019). En bloquant spatialement les plis de validation croisée, les modèles rencontrent de « nouveaux » groupes de sites à chaque itération du processus d'apprentissage. Cela permet à la fois de réduire le surapprentissage et de résoudre le problème de la non-indépendance spatiale au sein des données (De'ath 2007; Roberts *et al.* 2017; Valavi *et al.* 2019).

Le progiciel *caret* a été utilisé dans l'exécution de tous les modèles ARS, car il permet à l'algorithme de stimulation de trouver la combinaison optimale de taux d'apprentissage, la profondeur d'interaction et le nombre d'arbres pour chaque modèle (Kuhn 2008). De plus, le progiciel *caret* a permis de raffiner davantage l'ensemble de données en centrant et en mettant à l'échelle les variables prédictives continues, en éliminant toutes les variables qualitatives dont la variance est nulle ou presque nulle, et en pondérant les observations par le nombre total de pièges installés. Enfin, *caret* (via le progiciel *gbm*) a également traité les valeurs manquantes dans l'ensemble de données en procédant à un fractionnement de substitution, qui affecte les observations avec des valeurs manquantes à des groupes d'observations qui sont par ailleurs semblables.

La métrique utilisée pour déterminer le meilleur modèle parmi toutes les séries était fonction de la variable de réponse du modèle. Les modèles de régression linéaire ont été évalués à l'aide de la racine de l'écart moyen quadratique (EMQ) et les modèles de régression logistique à l'aide de la précision globale. L'importance relative de la variable a été utilisée pour examiner les principales variables prédictives dans chacun de ces modèles. Elle est calculée en faisant la moyenne de l'influence relative d'une variable sur tous les arbres générés par l'algorithme de stimulation (Ridgeway 2020).

Le meilleur modèle de régression linéaire avait un EMQ de 0,59 ($R^2 = 0,59$). Dans tous les arbres utilisés, la longueur de la laisse des hautes eaux (en kilomètre) était la variable prédictive la plus importante (importance relative de la variable = 12 %), suivie de la longueur de bras, mesurée comme la distance entre le site et l'eau libre (en kilomètre) (importance relative de la variable = 9,5 %) (figure 2). L'augmentation de la longueur de la laisse des hautes eaux présentait une relation positive avec les CPUE, ce qui laisse supposer que l'abondance du crabe vert augmente avec la disponibilité d'un habitat intertidal supérieur. La longueur de bras présentait également une relation positive avec les CPUE, ce qui indique qu'une fois envahis, les sites très isolés sont plus susceptibles de retenir les larves dans le temps, ce qui entraîne une plus grande abondance globale de crabe vert (DiBacco et Therriault 2015).

Le meilleur modèle logistique affichait une précision globale de 0,84, qui représente le rapport entre les prédictions correctes et le nombre total de prédictions, indépendamment de la catégorie (p. ex. présence ou absence de crabe vert) ou du nombre d'observations par

catégorie. Le taux de non-information était de 0,81 ($p = 0,02$), ce qui signifie que le rendement du modèle était nettement supérieur au hasard, et la précision équilibrée était de 0,67, qui est calculée en établissant la moyenne de la précision prédictive des catégories positive et négative (c.-à-d. la sensibilité et la spécificité). Le modèle logistique a permis de mieux prédire les vrais positifs (sensibilité = 0,94) que les vrais négatifs (spécificité = 0,40). Le fetch minimum (km) était la variable prédictive la plus importante dans toutes les itérations du modèle (importance relative de la variable = 27 %) (figure 2). La probabilité de la présence de crabe vert sur un site augmente rapidement avec la distance du fetch, avant de se stabiliser. Comme pour le modèle de régression linéaire, la longueur de bras représentait la deuxième variable la plus importante (importance relative de la variable de 15 %) (figure 2). La probabilité que le crabe vert soit présent sur un site diminue avec l'augmentation de la longueur de bras, ce qui laisse supposer que ces sites sont plus difficiles à atteindre pour les propagules (mais s'ils y parviennent, ils peuvent abriter des populations de crabe vert relativement importantes – voir ci-dessus).

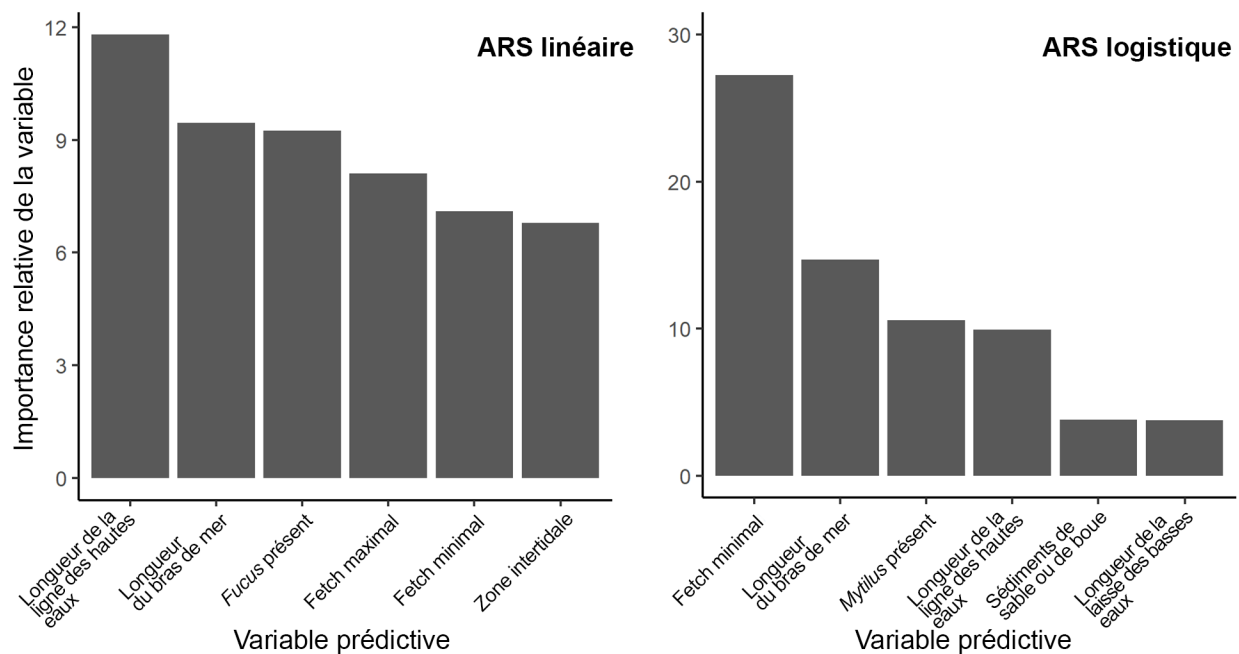


Figure 2. Les six variables prédictives les plus importantes, déterminées par leur importance relative dans toutes les itérations du modèle, pour le modèle de régression linéaire stimulée (graphique de gauche), qui prédit les CPUE du crabe vert sur un site, et le modèle de régression logistique stimulée (graphique de droite), qui prédit la probabilité de présence du crabe vert sur un site.

Les deux modèles ARS ont ensuite été utilisés pour faire des prédictions dans la mer de Salish. Des données équivalentes à l'échelle du site ont été recueillies pour toutes les variables prédictives originales (tableau 1) sur chacun des 447 sites de la mer des Salish. Comme pour les données d'apprentissage, l'ensemble de données pour la mer des Salish comprenait des valeurs manquantes qui ont été traitées par le fractionnement des substituts. Deux résultats du modèle ont été générés : le modèle ARS linéaire a prédit les CPUE de crabe vert sur chaque site (fourchette = 0,01 à 3,07) et le modèle ARS logistique a prédit la probabilité (0 – 1) de présence de crabe vert sur un site.

2.2.3. Outil de sélection rapide de sites (SRS)

L'outil de SRS a été mis au point comme méthode provisoire pour éclairer rapidement les efforts de détection précoce du crabe vert en Colombie-Britannique. Nous reconnaissons que l'un des principaux inconvénients des modèles statistiques complexes comme ceux produits par MaxEnt et la modélisation ARS réside dans le temps nécessaire à la conservation des données d'entrée, et cette méthode a été élaborée à l'aide d'un très petit nombre de couches de données spatiales facilement accessibles et à large couverture (tableau 1). Étant donné le besoin exprimé d'avis à l'échelle du site, une méthode de « détection automatique » des plages individuelles a été conçue comme première étape du processus. L'automatisation de la détermination des plages permet d'évaluer de grandes sections du littoral sans avoir à délimiter manuellement les sites individuels.

La détection automatique des plages a été effectuée en calculant d'abord la distance en ligne droite entre les laisses des hautes et des basses eaux, en utilisant l'algorithme du plus proche voisin dans QGIS (v. 3.6.0), comme mesure de la largeur de la plage intertidale. La laisse des hautes eaux a été utilisée comme « origine » dans cet algorithme pour mieux capturer les formes convexes des plages (figure 3). Les couches d'entrée des lignes de flottaison ont été générées par le Service hydrographique du Canada (SHC). Les mesures de la largeur intertidale ont été prises à des intervalles de 40 m sur l'ensemble du littoral. Des zones plus larges et plus planes, mieux à même d'accueillir le crabe vert, ont été isolées en éliminant toutes les sections de plage d'une largeur inférieure à 50 mètres. Plusieurs largeurs de seuil comprises entre 40 et 80 m ont été évaluées (p. ex. figure 3), mais la valeur de 50 m a été jugée optimale, car elle permettait d'éliminer toute la côte étroite et rocheuse sans manquer trop de petites plages isolées. Pour confirmer que la détection automatique pouvait fonctionner au moins aussi bien qu'une personne repérant les plages sur une carte, nous avons testé les deux approches sur une zone côtière prédéfinie (côte sud-est de l'île de Vancouver et des îles Gulf). La détection automatique a détecté 1 727 plages, contre 1 061 plages recensées manuellement, opération qui a d'ailleurs nécessité beaucoup plus de temps et qui était plus subjective. Cependant, la méthode de détection automatique ne génère pas de polygones bien définis à l'échelle du site, tels que ceux illustrés dans la figure 1. Si l'utilisateur final l'exige (p. ex. à des fins de cartographie), il faudra tout de même générer manuellement les polygones du site.



Figure 3. Visualisation d'un échantillon de l'analyse du plus proche voisin pour mesurer les distances entre les laisses de hautes et basses eaux, pour une section du littoral (baie Kuleet près de Ladysmith, C.-B.), avec des lignes représentant des largeurs intertidales égales ou supérieures à 60 m. Les points situés le long des laisses de hautes et basses eaux sont espacés de 40 m.

Une fois que toutes les plages possibles ont été répertoriées, on les a affinées en se basant sur une compréhension générale des préférences d'habitat du crabe vert dans la région, qui ont tendance à être associées aux plages qui reçoivent un certain apport d'eau douce et des

sédiments plus meubles (Klassen et Locke 2007). Bien que le crabe vert ne soit pas une espèce d'eau douce, il peut tolérer une eau moins salée et des pointes d'eau douce occasionnelles mieux que les crabes indigènes de la Colombie-Britannique; il est donc plus susceptible d'être détecté dans ces habitats refuges, en particulier pendant les premiers stades du processus d'invasion (Barrios-O'Neill *et al.* 2015). Par conséquent, les plages sans apport d'eau douce ont été éliminées en ramenant les polygones de plage à 50 m et en ne conservant que ceux qui recourent une couche de base du réseau de cours d'eau douce (Gray 2010). Cinquante mètres ont permis de capter de manière fiable les écoulements d'eau douce à proximité sans s'étendre trop loin à l'intérieur des terres, ce qui serait irréaliste. Les plages restantes ont ensuite été pondérées par type de sédiment (tableau 2). Les plages sans sédiments (falaises ou berges rocheuses) ont reçu la pondération la plus faible (0) et les estuaires à sédiments fins, la pondération la plus élevée (1), car les crabes verts de la côte Pacifique de l'Amérique du Nord montrent une préférence pour les habitats à sédiments meubles (Klassen et Locke 2007). Le type de sédiment de chaque site a été déterminé à l'aide des caractéristiques partagées du système de classification côtière ShoreZone, disponible dans les métadonnées de la laisse des hautes eaux du SHC, c.-à-d. que toutes les classifications côtières où le substrat était composé de « sédiments seulement » ont été regroupées aux fins de la pondération (voir le tableau 6 dans Howes *et al.* 1995). La laisse des hautes eaux a été préférée à celle des basses eaux, car le crabe vert, et en particulier les individus nouvellement installés, se rencontre plus souvent dans la zone intertidale supérieure (Klassen et Locke 2007). Si plusieurs types de rivages sont présents le long d'une plage, la pondération la plus élevée lui a été attribuée.

Tableau 2. Description des types de sédiments selon le système de classification ShoreZone (Howes et al. 1995.). Chaque classification côtière du système est déterminée par une série de caractéristiques qualitatives emboîtées : substrat, sédiments, largeur et pente. Les trois premières ont servi à créer cinq grands types de sédiments, qui ont été pondérés selon qu'ils sont les moins (0) ou les plus (1) susceptibles d'accueillir des crabes verts. Voir le tableau 6 dans Howes et al. (1995) pour plus de renseignements.

Type de sédiment selon la SRS	Pondération de la SRS	Substrat ShoreZone	Sédiments ShoreZone	Largeur ShoreZone	Classification côtière ShoreZone
Estuaires	1	Sédiment	Organiques/fins	S.O.	31
Plages de sédiments seulement	0,75	Sédiment	Gravier ou sable ou boue	Étroite ou large (> 30 m)	21-30
Plages de roches et de sédiments (large)	0,5	Roche et sédiments	Gravier ou sable	Large (> 30 m)	6, 7, 11, 12, 16, 17, 18
Plages de roches et de sédiments (étroites)	0,25	Roche et sédiments	Gravier, sable ou anthropique	Étroite	8, 9, 10, 13, 14, 15, 19, 20 et 32-33 (anthropique)
Roche seulement	0	Roche	S.O.	S.O.	1-5

2.2.3.1. Validation externe et résultats

Contrairement aux modèles MaxEnt et ARS, qui disposent de paramètres internes de rendement et de validation du modèle, l'outil de SRS a nécessité une validation externe pour

évaluer le rendement. Étant donné qu'il n'existe pas d'ensemble de données de validation indépendant, la mer des Salish n'étant pas entièrement envahie, nous avons utilisé un ensemble de données provenant de la baie Barkley, sur la côte ouest de l'île de Vancouver, où le crabe vert s'est installé depuis plus de deux décennies. La baie Barkley a fait l'objet de nombreux relevés concernant le crabe vert depuis 2006 et la répartition de l'espèce est restée largement cohérente au cours de cette période, ce qui fait de cette zone un indicateur approximatif approprié pour une espèce envahissante à l'équilibre. Un total de 63 sites ont été relevés dans la baie Barkley, dont 42 ont confirmé la présence du crabe vert.

La méthode de SRS a permis de détecter 580 plages distinctes dans la baie Barkley, nombre qui a été réduit à 61 sites après avoir été trié pour la présence d'eau douce. Cette réduction importante du nombre de sites démontre que la méthode de SRS peut réduire efficacement le nombre total de sites possibles pour la détection précoce ou la surveillance à un nombre facile à gérer, basé sur des facteurs déterminants pour l'espèce envahissante. Pour déterminer si la méthode de SRS prédit avec précision les sites connus pour abriter le crabe vert, nous avons examiné uniquement les plages du SRS qui s'alignaient avec les sites de piégeage antérieurs (n = 63 sites possibles). Un total de 21 sites se chevauchaient, dont 15 ont confirmé la présence de crabe vert (taux de vrais positifs = 0,71) (tableau 3). Il est important de noter que ces 15 sites comprenaient tous les sites à plus forte densité dans la baie Barkley (c.-à-d. le bras Pipestem, la tête du bras Effingham, l'île Hillier, la baie Toquart).

Tableau 3. Comparaison des prédictions de l'outil de SRS avec les sites connus piégés par le MPO dans la baie Barkley. Depuis 2006, le MPO a procédé au piégeage sur 63 plages au moins une fois, dont 42 affichaient la présence de crabe vert. Le nombre de sites retenus par la méthode SRS est indiqué pour la première et la deuxième étape de la SRS : détection automatique des plages et tri pour la présence d'eau douce.

Étape de la méthode SRS	Nombre de plages détectées	Nombre où des pièges ont été posés (63 possibles)	Nombre avec présence de crabe vert (42 possibles)	Taux de vrais positifs
Étape 1 : plages à détection automatique (sans tri)	580	53	37	0,70
Étape 2 : avec tri pour la présence d'eau douce	61	21	15	0,71

Lors de la prédiction pour la mer des Salish, la méthode de SRS a initialement recensé 3 779 plages, qui devraient normalement être réduites en fonction du tri pour la présence d'eau douce, ce qui donne 852 plages possibles. Cependant, pour faciliter les comparaisons entre les modèles de sélection des sites dans ce rapport, nous n'avons pris en compte que les plages de la SRS qui correspondaient aux 447 sites prédéterminés de la mer des Salish. Au total, 547 plages à détection automatique par la SRS correspondaient à ces sites prédéterminés ou les recoupaient partiellement. Celles-ci ont ensuite été triées pour la présence d'eau douce, conservant ainsi 201 plages. Pour maintenir la parité entre le nombre de plages de la SRS et les 447 sites de la mer des Salish, les sites ne correspondant pas à une plage de la SRS ont été automatiquement notés comme ayant la plus faible probabilité de présence de crabe vert (0), parce que la méthode de la SRS les avait exclus en raison de leur habitat non propice, soit en fonction de la largeur de la plage ou de l'absence d'eau douce. Les 195 plages restantes ont ensuite été pondérées en fonction du type de sédiments (tableau 2), générant 87 sites classés comme « estuaires » (pondération = 1,0) et 98 sites classés comme « sédiments seulement » (pondération = 0,75).

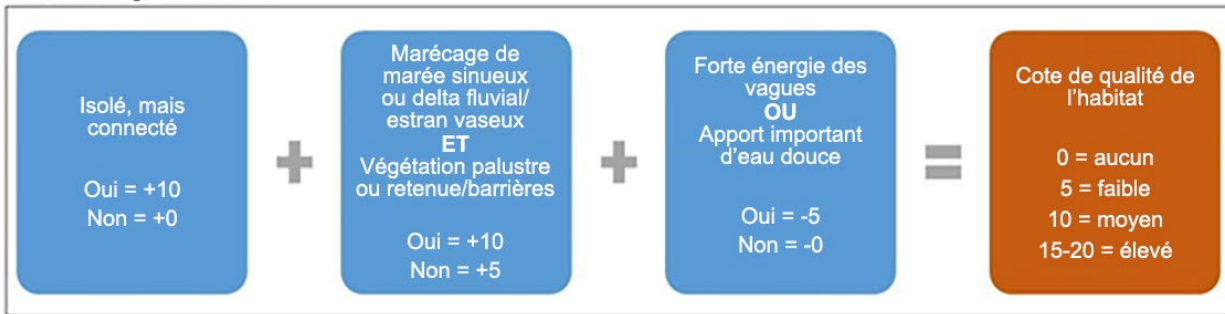
2.2.4. Outil modifié de sélection des sites du Washington Sea Grant (WSG)

La méthode de la Crab Team du Washington Sea Grant a été élaborée pour formaliser son processus de sélection et de hiérarchisation des sites pour la surveillance de la détection précoce. Bien que cette méthode soit de nature semi-quantitative, en ce sens qu'une note est attribuée aux sites, la notation est un processus entièrement manuel qui repose uniquement sur l'imagerie satellitaire des caractéristiques du littoral qui, selon l'équipe du WSG, sont associées au crabe vert en Californie et dans les estuaires côtiers de Washington, comme le substrat, la végétation et la connectivité. Chacune de ces caractéristiques évaluées dans le cadre de cette méthode est liée à des processus océanographiques ou écologiques susceptibles de favoriser la croissance des populations de crabes verts, notamment la connectivité et la rétention, les conditions abiotiques (p. ex. la température, la salinité) et la prédation sur les crabes verts juvéniles. Ces processus sont le plus influents aux premiers stades de l'invasion et, ensemble, ils permettent de déterminer les sites où la survie du crabe vert est susceptible d'être la plus élevée, même lorsque la pression des propagules et la taille de la population sont faibles.

Pour attribuer une note à un site, l'utilisateur répond à une série de questions oui/non sur le site et accorde une note en conséquence. Bien que la variabilité entre évaluateurs n'ait pas été

formellement testée pour cette méthode, nous avons observé que plusieurs d'entre eux notent les sites différemment, mais que le désaccord à l'échelle du site est généralement faible (c.-à-d. que des différences de ± 5 sont plus probables que des différences de ± 15). Quoiqu'il en soit, un seul évaluateur a traité l'ensemble des 447 sites de la mer des Salish afin d'assurer la cohérence de la méthode de notation. La première question (Q1) portait sur la connectivité du site et sur la possibilité qu'il offre au crabe vert un refuge contre les prédateurs. Les sites idéaux pour le crabe vert étaient considérés comme ayant une connectivité *limitée* avec la haute mer – suffisamment pour que les larves puissent arriver et être retenues par l'habitat, mais pas trop pour que le site devienne un habitat propice ou facilement accessible pour les crabes indigènes prédateurs de plus grande taille comme le crabe dormeur (Jensen *et al.* 2007) et le tourteau rouge (Hunt et Yamada 2003). Ainsi, les sites relativement fermés, comme les lagunes, sont considérés comme particulièrement adaptés au crabe vert, car les faibles profondeurs et les échanges limités par les marées sont des facteurs généralement corrélés à l'augmentation de la température de l'eau et à la diminution de son caractère convenable, ce qui réduit généralement les chances de survie des grands prédateurs indigènes. Inversement, les facteurs qui *nuisent* à l'isolement des prédateurs sont les plages très étroites ou les petites zones intertidales adjacentes à des zones intertidales rocheuses ou à des chenaux en eau profonde, car ces deux facteurs peuvent diriger les prédateurs des crabes verts vers la zone intertidale haute où ceux-ci ont tendance à se regrouper. La deuxième question (Q2) portait sur la structure et les types de substrat disponibles pour le crabe vert sur un site. Les marécages, les vasières, la végétation des marais et les retenues ont tous été considérés comme des caractéristiques susceptibles d'être associées à la survie des crabes verts, soit parce qu'ils fournissent une structure protectrice pour les petits crabes, soit parce qu'il s'agit d'habitats où l'espèce peut survivre, tout en étant généralement inhospitaliers pour ses prédateurs. Plus ces types de substrats sont visibles sur un site, plus ce dernier obtient une note élevée. Enfin, la troisième question (Q3) pénalisait les sites où l'énergie des vagues était élevée ou ceux où l'eau douce était abondante (c.-à-d. les embouchures de rivières). Alors qu'un apport limité en eau douce peut protéger le crabe vert des prédateurs qui préfèrent les eaux plus salines, les embouchures de rivières à fort débit, en particulier celles alimentées par des glaciers ou avec de grands bassins versants, ne conviennent pas à l'espèce pendant de longues périodes. Dans la méthode originale, les notes étaient ensuite calculées selon la formule de la figure 4 (graphique supérieur). Nous l'avons légèrement modifiée en y ajoutant des options de notation supplémentaires pour Q2 et Q3, afin de mieux distinguer les sites ayant obtenu un score de 15 ou plus (figure 4, graphique inférieur). Nous avons également rédigé des versions plus descriptives des questions afin de mieux guider notre évaluateur et avons converti le résultat final du caractère convenable des habitats en probabilité. Enfin, comme la méthode originale a été élaborée en fonction d'une géographie côtière plus courante dans l'État de Washington que du côté canadien de la mer des Salish, comme les marais salés, les marécages, les flèches littorales et les lagunes naturelles ou artificielles, nous avons tenu compte d'un plus large éventail de types d'habitats d'abri et de types d'« eau stagnante » intertidale (c.-à-d. non limitée aux marécages et aux lagunes).

Méthode originale du WSG



Méthode modifiée du WSG

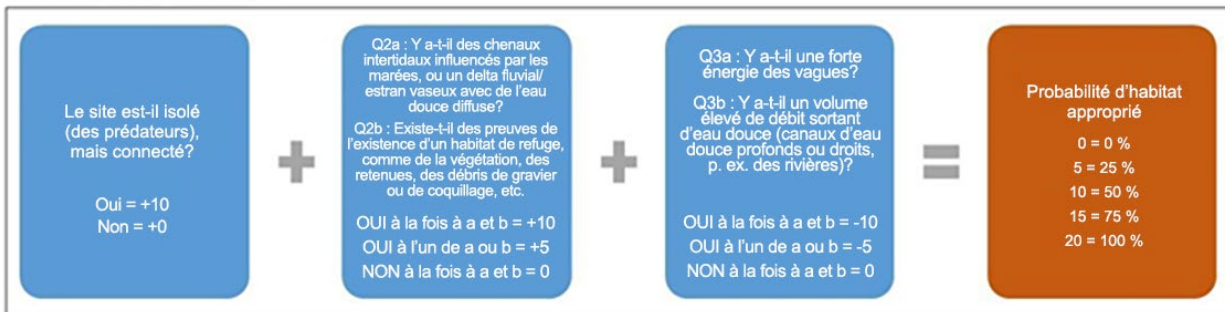


Figure 4. Diagramme de la méthode de notation originale du WSG (graphique supérieur) et version modifiée de la Direction des sciences du MPO (graphique inférieur).

Pour ce processus, un seul évaluateur a été formé sur l'utilisation de la méthode du WSG modifiée et a été invité à noter les sites en conséquence. La notation a été effectuée au printemps 2020 à l'aide de l'imagerie disponible dans Google Earth Pro v. 7.3. L'évaluateur a d'abord déterminé le degré de connectivité du site avec la haute mer (Q1) et la mesure dans laquelle celle-ci peut ou non créer un refuge contre les prédateurs du crabe vert (Q2a). Une attention particulière a été accordée à la question de savoir si les canaux restaient inondés à marée basse et s'ils étaient façonnés par l'écoulement d'eau douce ou l'action des marées. Le raisonnement est le suivant : les chenaux salins subtidaux pourraient réduire l'isolement en permettant aux crabes prédateurs de rester sur un site tout au long du cycle des marées. La possibilité de visualiser le site à différents moments du cycle des marées à l'aide de l'outil d'imagerie historique de Google Earth Pro a été particulièrement utile pour déterminer le degré de connectivité et d'isolement.

L'évaluateur a ensuite identifié les types de substrats visibles qui peuvent faciliter la survie du crabe vert (Q2b). Il s'agissait principalement de substrats structurellement complexes dans la partie supérieure de la zone intertidale, tels que la végétation associée aux conditions de faibles débits et aux espèces euryhalobes (p. ex. *Alicornia*, *Zostera*, *Distichlis*), les zones marécageuses et les remblais, le renforcement du rivage comme les enrochements, les débris ligneux comme les vieux dépôts de billes ou les piliers et pilotis abandonnés, et les plages de coquillages et de galets.

Bien que les sites présentant une certaine quantité d'écoulement d'eau douce et de canalisation aient été notés comme étant un habitat propice au crabe vert, ils ont également été pénalisés pour les grands volumes d'eau douce, créant des écoulements profonds et rapides (Q3a). De même, même si tous les sites nécessitent une certaine connectivité, les sites très exposés ont également été pénalisés (Q3b).

2.2.4.1. Validation externe et résultats

Comme pour la méthode de SRS, il est impossible de valider en interne la méthode du WSG modifiée, et il n'existe pas non plus d'ensemble de données de validation indépendant. Cependant, comme les sites de la côte ouest de l'île de Vancouver ont également été notés par l'évaluateur, nous avons de nouveau utilisé l'ensemble de données de la baie Barkley pour évaluer la précision de la méthode du WSG modifiée (voir la section 2.2.3.1 pour plus de précisions sur l'ensemble de données de la baie Barkley).

La méthode du WSG modifiée a donné les meilleurs résultats dans la baie Barkley lorsqu'il s'agissait de prédire les sites ayant une forte probabilité d'abriter le crabe vert (probabilité de présence du crabe vert $\geq 0,75$), avec des précisions comprises entre 0,71 et 0,75. L'évaluateur qui a utilisé cette méthode n'avait aucune connaissance préalable de la répartition ou de l'abondance du crabe vert dans la baie Barkley, mais il a pu détecter plusieurs sites connus pour leur forte densité (p. ex. l'île Hillier, la baie Toquart, la tête du bras Effingham). Il est intéressant de noter que le bras Pipestem n'a reçu qu'une probabilité de 0,25 de présence du crabe vert, bien qu'il s'agisse d'un « point chaud » important pour l'espèce. Cela s'explique par le fait que le site possède un long rivage exposé et une canalisation minimale, et peut-être par une mauvaise caractérisation de la couverture disponible due à une mauvaise imagerie satellitaire.

Sur les 447 sites de la mer des Salish, 88 ont été classés comme ayant la plus forte probabilité (1,0) de présence du crabe vert, et 90 sites comme ayant la deuxième plus forte probabilité (0,75). Au total, 121 sites ont reçu la plus faible probabilité de présence du crabe vert (0).

Tableau 4. Précision prédictive du modèle du WSG modifié basé sur les sites de la baie Barkley où des pièges ont été posés. La méthode du WSG modifiée classe les sites en fonction de la probabilité de présence du crabe vert sur une échelle ordinaire de 0 à 1. Pour calculer l'exactitude, nous avons traité les sites classés 0,5 ou plus comme un cas positif (présence de crabe vert) et 0,25 ou moins comme un cas négatif (sans détection du crabe vert).

Classement du WSG modifié	Sites du WSG	Nombre de sites avec présence du crabe vert	Nombre de sites sans détection du crabe vert	Taux de vrais positifs	Taux de vrais négatifs
0	22	10	12	–	0,42 (12/22)
0,25	10	8	2	–	0,20 (2/10)
0,50	6	4	2	0,67 (4/6)	–
0,75	8	6	2	0,75 (6/8)	–
1,0	17	12	5	0,71 (12/17)	–

2.2.5. Résumé des modèles individuels

Chacun des cinq modèles individuels est raisonnablement performant en soi sur la base des paramètres de validation internes ou externes disponibles. Cependant, les types de données requises et les variables de réponse varient considérablement (tableau 1), et chacun présente des incertitudes liées aux prédictions dans la mer des Salish pour le crabe vert. Nous avons donc étudié les moyens de combiner ces modèles, afin de réduire l'incertitude et de maximiser la diversité de l'écologie du crabe vert considérée, en mettant au point des modèles dérivés et d'ensemble (voir ci-dessous).

2.3. MODÈLES DÉRIVÉS DE RÉPARTITION DES ESPÈCES

Une façon de surmonter les limites et les incertitudes potentielles associées aux modèles individuels est de les combiner mathématiquement en multipliant leurs résultats. Les sites hautement propices sont ceux où la valeur dérivée mathématiquement représente une concordance entre les deux modèles de composant (c.-à-d. que les deux étant élevés, ils produisent une valeur dérivée qui est élevée). En revanche, les sites où les modèles de composant diffèrent produiront des conditions peu ou moyennement propices. Les sites peu propices seront ceux pour lesquels la valeur dérivée mathématiquement est faible en raison de la concordance entre les modèles de composant (c.-à-d. que les deux étant faibles, ils produisent une valeur dérivée qui est encore plus faible). Nous avons produit cinq modèles dérivés en multipliant les résultats de cinq paires de modèles. Tout d'abord, nous avons combiné les deux résultats du modèle ARS : les prédictions continues de CPUE non nulles (modèle « CPUE ») ont été multipliées par la probabilité de présence de crabe vert (modèle « PA ») sur chaque site, ce qui a donné lieu à un modèle d'abondance conditionnelle (CPUE*PA) qui prédit les CPUE attendues de crabe vert, dans la mesure où il est présent sur un site (p. ex. Lynch *et al.* 2012; Dedman *et al.* 2015). Un second modèle d'abondance conditionnelle dérivé a été produit en utilisant le résultat du modèle MaxEnt, celui-ci prédisant également la probabilité de présence du crabe vert (CPUE*MaxEnt).

Comme les modèles ARS, SRS et WSG modifié reposent tous sur des caractéristiques d'habitat statiques et propres au site comme principales variables d'entrée, contrairement au

modèle MaxEnt qui utilise les conditions environnementales (c.-à-d. température, salinité) et incorpore la saisonnalité (tableau 1), nous avons également produit trois modèles dérivés en multipliant le résultat de MaxEnt avec les autres modèles individuels. Ces modèles dérivés sont annotés comme suit : PA*MaxEnt (où PA est le résultat du modèle ARS logistique), SRS*MaxEnt et WSG*MaxEnt. Nous avons émis l'hypothèse que, par rapport aux modèles de composant individuels, le produit du résultat de MaxEnt et des résultats basés sur l'habitat serait plus susceptible de saisir la gamme complète des conditions abiotiques et biotiques influençant la présence du crabe vert dans divers sites de la mer des Salish. Contrairement aux modèles d'abondance conditionnelle, ces trois modèles dérivés n'offrent pas d'interprétation biologique directe, mais une valeur plus élevée indique tout de même qu'un site est plus susceptible de convenir au crabe vert en termes relatifs.

2.4. MÉTHODES DE COMPARAISON DES MODÈLES

2.4.1. Normalisation des modèles

Une façon de surmonter les limites et l'incertitude potentielles associées aux modèles individuels est d'adopter une approche multimodèle (modèles d'ensemble, modèles à obstacle, etc.) lors de l'établissement des prédictions (Woodman *et al.* 2019; Waggitt *et al.* 2019). De telles approches sont avantageuses, car si les modèles individuels peuvent être informatifs, peu d'entre eux parviennent à rendre compte de toute la complexité de la biologie d'une espèce. Chacun des cinq modèles individuels et des cinq modèles dérivés représente différents aspects de l'écologie du crabe vert, avec des valeurs de réponse qui ne sont pas directement comparables (p. ex. la probabilité de présence par rapport aux CPUE prédites). Afin de faciliter les comparaisons des modèles et les prédictions des modèles d'ensemble, nous avons transformé le résultat de chacun des modèles, à l'exception des modèles SRS et du WSG, en percentiles de 20 % (quantiles), c.-à-d. percentiles 1 à 20 = 1, percentiles 21 à 40 = 2, percentiles 41 à 60 = 3, percentiles 61 à 80 = 4, et percentiles 81 à 100 = 5. La transformation des cinq modèles dérivés a été effectuée de la même manière, après avoir multiplié les résultats respectifs des modèles individuels. Aucune transformation quantile n'a été effectuée pour les modèles individuels SRS et WSG modifié, car leurs résultats sont déjà des catégories ordinales de caractère convenable, et non des valeurs continues. Pour garder tous les modèles à la même échelle, les résultats du SRS et du WSG modifié ont été convertis comme suit : 0 = 1, 0,25 = 2, 0,50 = 3, 0,75 = 4, 1,00 = 5. La figure 5 montre les distributions et les bris de quantile pour chacun des modèles.

2.4.2. Analyse de la concordance des modèles

Étant donné que le crabe vert n'a été observé que récemment dans la mer des Salish et que cette invasion n'est pas encore considérée comme établie ou complète, il n'existe pas d'ensemble de données indépendant pour évaluer le rendement du modèle. Nous avons donc évalué la concordance des modèles de deux manières. Tout d'abord, nous avons calculé les effets de corrélation entre les rangs quantiles (1 à 5) générés pour les sites entre les paires de méthodes. Ensuite, nous avons également évalué la concordance des modèles entre les méthodes individuelles et dérivées en calculant le nombre de sites où les valeurs des modèles transformés en rangs correspondaient, sur le nombre total de sites où les deux modèles disposaient de données (entre 444 et 447 sites).

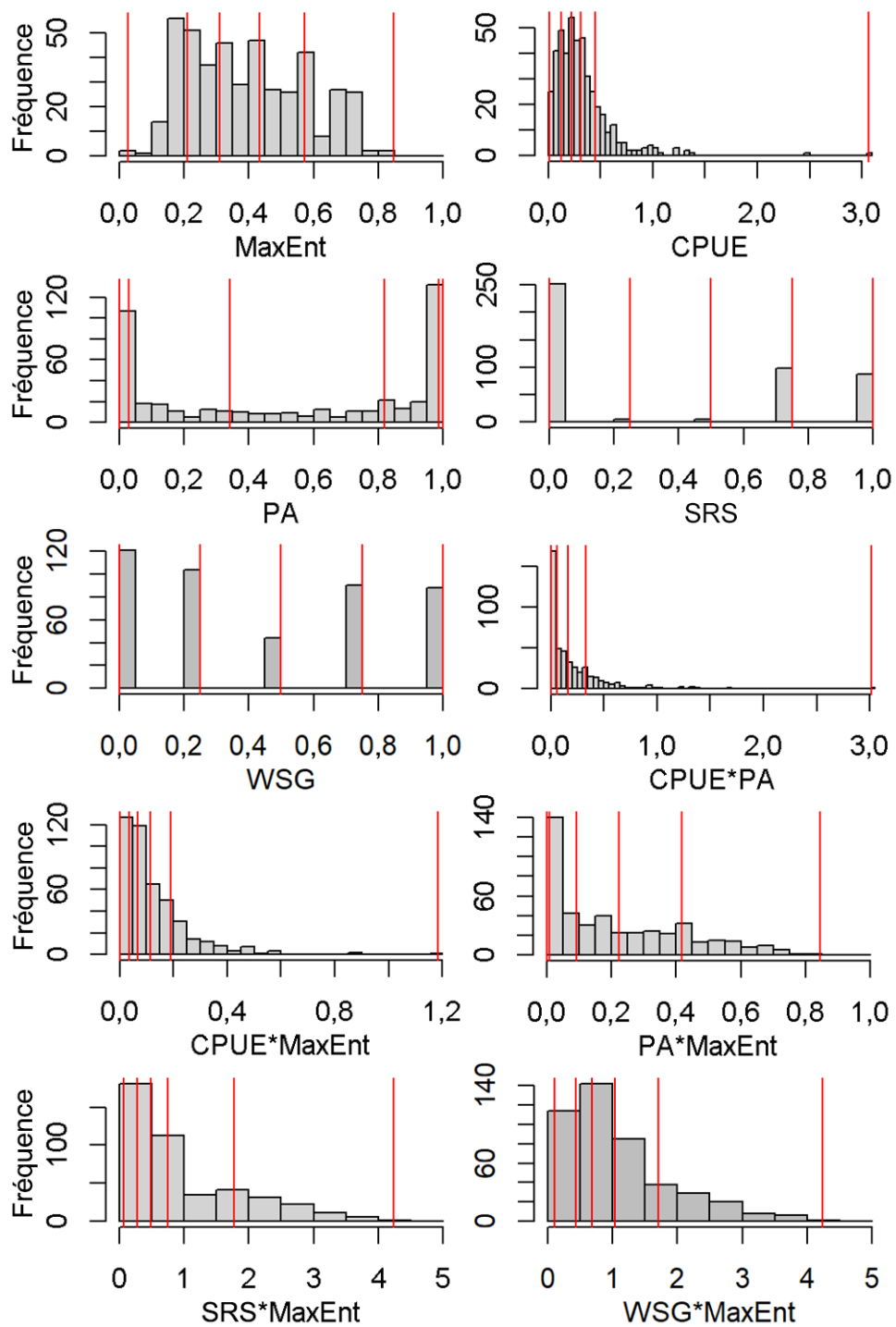


Figure 5. Distribution des valeurs du modèle avec marquage des quantiles de 20 %. Les modèles dérivés (CPUE*MaxEnt, CPUE*PA, SRS*MaxEnt et WSG*MaxEnt) ont été calculés en multipliant les valeurs de leurs modèles de composant sur chaque site.

2.4.3. Utilisation de valeurs transformées en rangs pour les prédictions des modèles d'ensemble

Pour créer les modèles d'ensemble, nous avons généré des combinaisons de 3, 4 ou des 5 modèles originaux (individuels) seulement. Les modèles dérivés n'ont pas été pris en compte dans les ensembles, car cela aurait entraîné une surreprésentation des résultats du modèle MaxEnt dans les prédictions de l'ensemble, ce dernier étant un composant de 4 des 5 modèles dérivés. Afin de déterminer la capacité du site à accueillir le crabe vert, nous avons calculé, pour chaque combinaison de modèles individuels, la concordance entre leurs valeurs normalisées et transformées en rang. La « capacité » a été définie comme tout site dont la valeur transformée en rang est de 5 (c.-à-d. des résultats supérieurs au 80^e percentile ou un score brut de 1,0 pour les modèles à réponses ordinales). Pour évaluer l'effet de l'utilisation du 80^e percentile lors de la détermination du caractère convenable des habitats, nous avons effectué une analyse de sensibilité en utilisant des résultats supérieurs au 60^e percentile (valeurs transformées en rang de 4 ou 5, ou valeurs de 0,75 pour les modèles SRS et WSG). L'utilisation d'un seuil inférieur pour déterminer le caractère convenable des habitats permet de déterminer un plus grand nombre de sites potentiels que le recours à un seuil plus élevé (voir Résultats; tableau A4 de l'annexe).

Nous avons évalué trois types de concordance (mode, union et intersection) pour générer les prédictions de notre modèle d'ensemble, chacun possédant ses propres forces et faiblesses (figure 6). Les modèles d'intersection ont la définition la plus conservatrice de la concordance, car un site ne se verrait attribuer une valeur de 5 (c.-à-d., propice au crabe vert) que si *tous* les modèles de la combinaison avaient prédit un rang de 5 pour ce site (c.-à-d. intersection = « ET »). Les modèles d'union ont la définition la moins conservatrice de la concordance, car un site se verrait attribuer une valeur de 5 si *n'importe quel* modèle de la combinaison avait prédit un rang de 5 pour ce site (c.-à-d. union = « OU »). Enfin, les modèles de mode ont attribué aux sites une valeur de 5 si celle-ci était la valeur *la plus fréquente* dans la combinaison des modèles. Les sites sans concordance de modèle (aucune prédiction la plus fréquente) affichent un mode S.O.

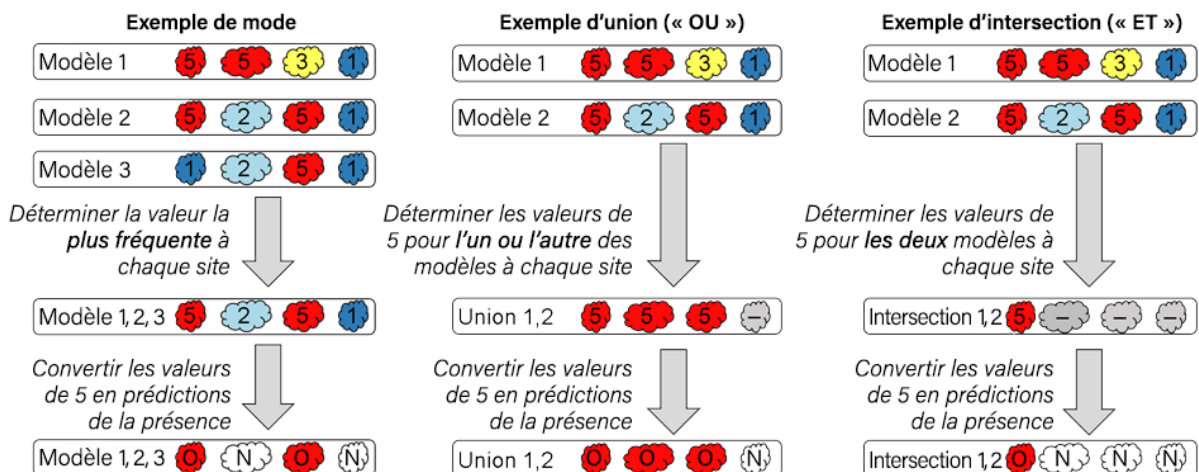


Figure 6. Exemple hypothétique de calcul de mode, d'union et d'intersection à partir de plusieurs modèles. Chaque forme colorée représente un site, le chiffre indiquant la valeur transformée en rang pour chaque modèle sur ce site (1 = 1^{er} à 20^e percentile, 2 = 21^e à 40^e percentile, 5 = 81^e à 100^e percentile).

3. RÉSULTATS

3.1. PRÉDICTIONS TRANSFORMÉES EN RANGS POUR LA MER DES SALISH

Les prédictions à l'échelle du site des cinq modèles individuels d'adéquation de l'habitat, transformées en rang : MaxEnt, le modèle d'arbres de régression stimulée linéaire (CPUE), le modèle d'arbres de régression stimulée logistique (PA), l'outil de sélection rapide de site (SRS) et l'évaluation de sites modifiée de la Crab Team du Washington Sea Grant (WSG) sont présentés dans les figures 7 à 11. Les prédictions transformées en rangs à l'échelle du site pour les modèles dérivés, y compris deux modèles d'abondance conditionnelle, CPUE*PA et CPUE*MaxEnt, et les modèles incorporant particulièrement les prédictions du MaxEnt : PA*MaxEnt, SRS*MaxEnt et WSG*MaxEnt, sont présentés dans les figures 12 à 16. La liste des sites où chaque modèle et combinaison de modèles prédit un habitat hautement propice au crabe vert est présentée dans le tableau A4 (modèles individuels et modes à 5 modèles, pour des valeurs transformées en rang de 4 et 5), et dans le tableau A5 (modes à 4 et 3 modèles, valeur transformée en rang de 5). Les sites susceptibles d'accueillir le crabe vert sont largement répartis dans la mer des Salish, quel que soit la méthode ou le modèle utilisé. Les prédictions à l'échelle du site pour le bassin Sooke, le quai de Ladysmith et la baie Boundary sont présentées dans les figures A 1 à 3 de l'annexe.

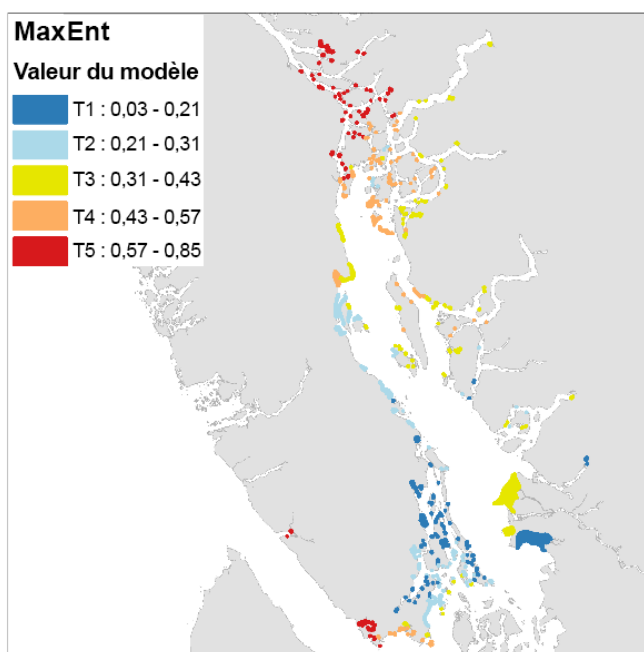


Figure 7. Résultats pour le modèle MaxEnt (présence uniquement). Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

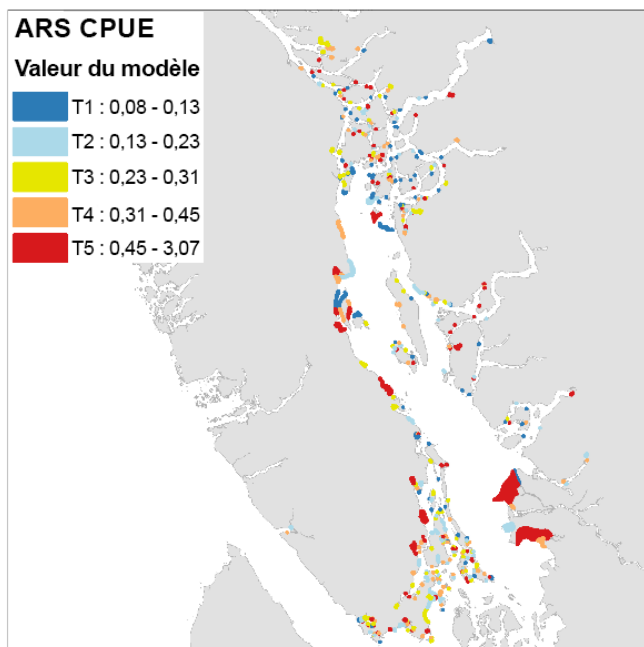


Figure 8. Résultats pour le modèle d'arbres de régression stimulée des captures par unité d'effort (ARS CPUE). Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

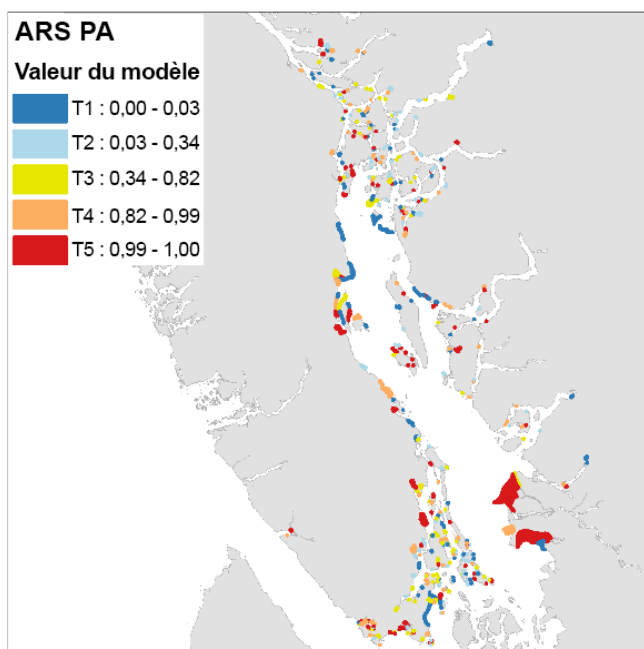


Figure 9. Résultats pour le modèle d'arbres de régression stimulée de présence-absence (ARS PA). Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

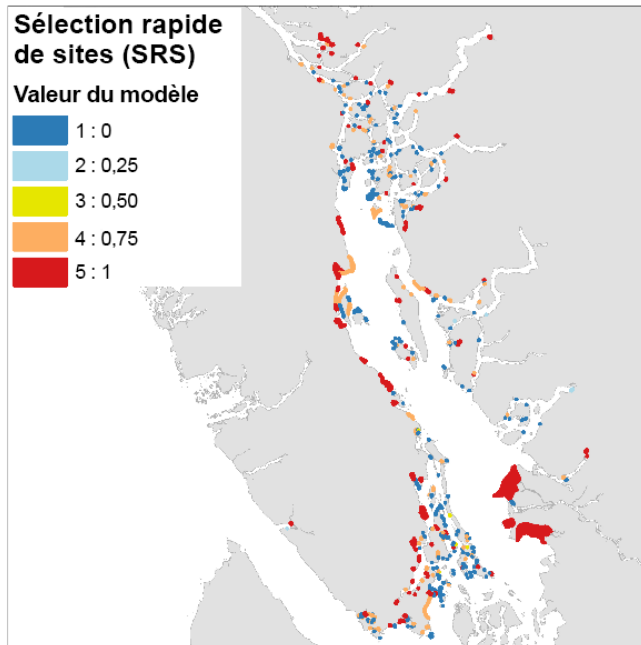


Figure 10. Résultats pour les modèles de sélection rapide de sites (SRS). Les polygones du site sont ombragés en fonction des valeurs transformées en rang, où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. Les valeurs originales pour chaque valeur transformée en rang sont également indiquées.

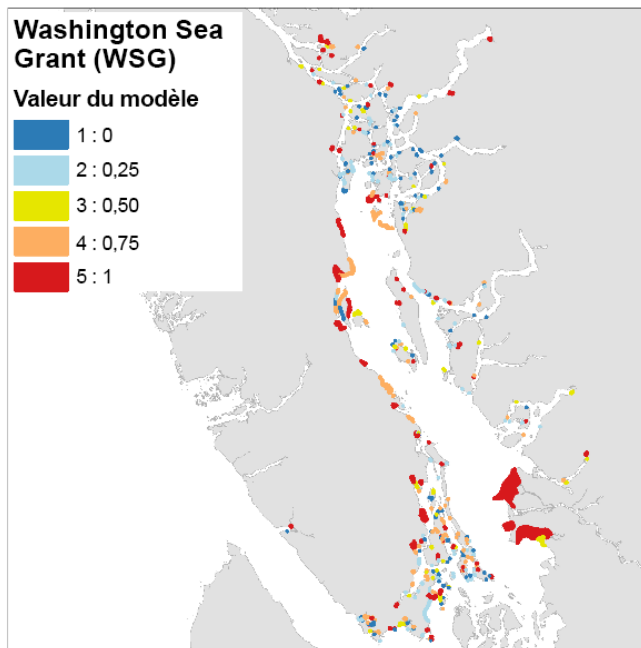


Figure 11. Résultats pour le modèle du Washington Sea Grant (WSG). Les polygones du site sont ombragés en fonction des valeurs transformées en rang, où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. Les valeurs originales pour chaque valeur transformée en rang sont également indiquées.

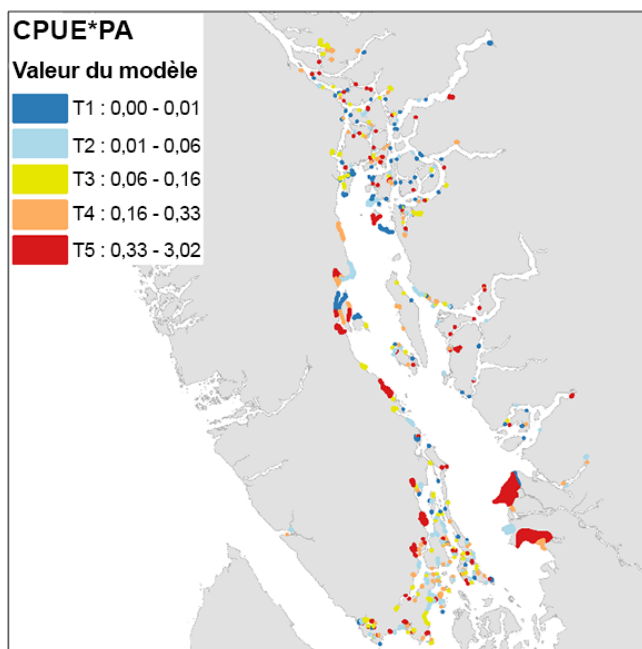


Figure 12. Résultats pour le produit des modèles de régression stimulée des captures par unité d'effort (CPUE) et de présence-absence (PA). Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^e percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

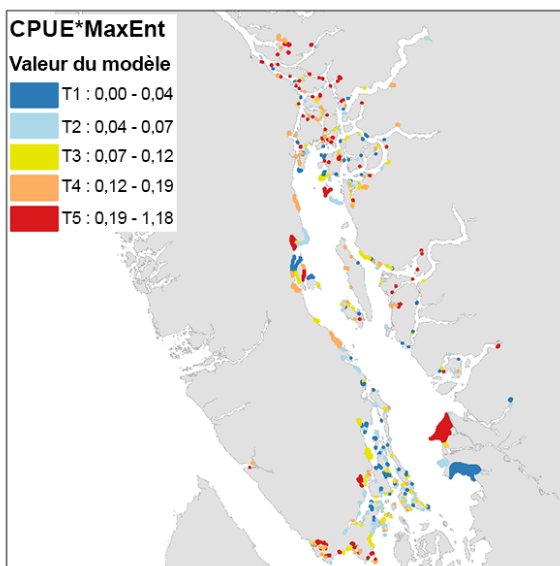


Figure 13. Résultats pour le produit des modèles d'arbres de régression stimulée des captures par unité d'effort (CPUE) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

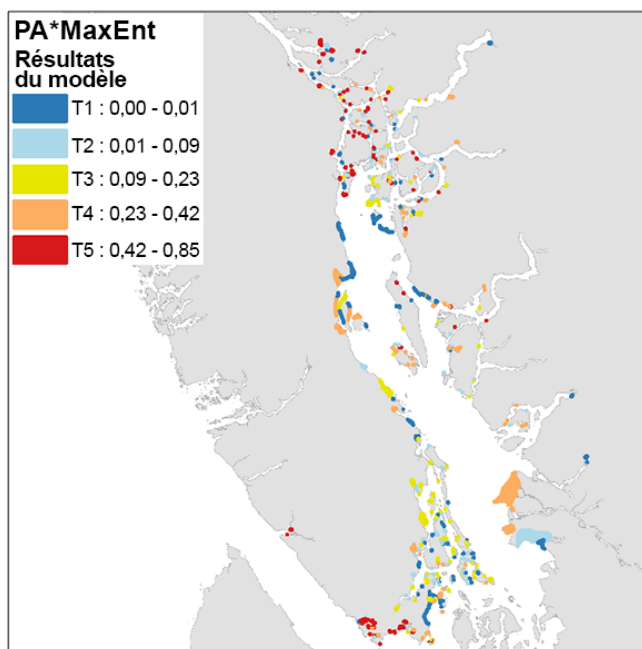


Figure 14. Résultats pour le produit des modèles de régression stimulée de présence-absence (PA) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

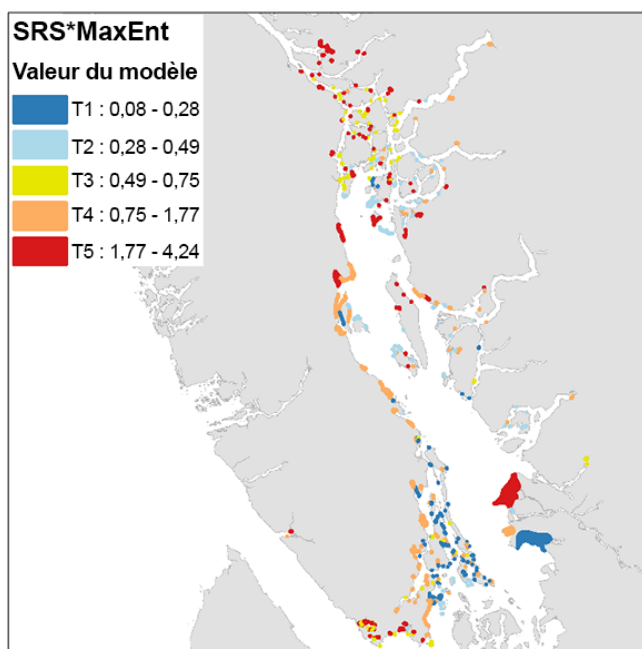


Figure 15. Résultats pour le produit des modèles de sélection rapide de sites (SRS) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

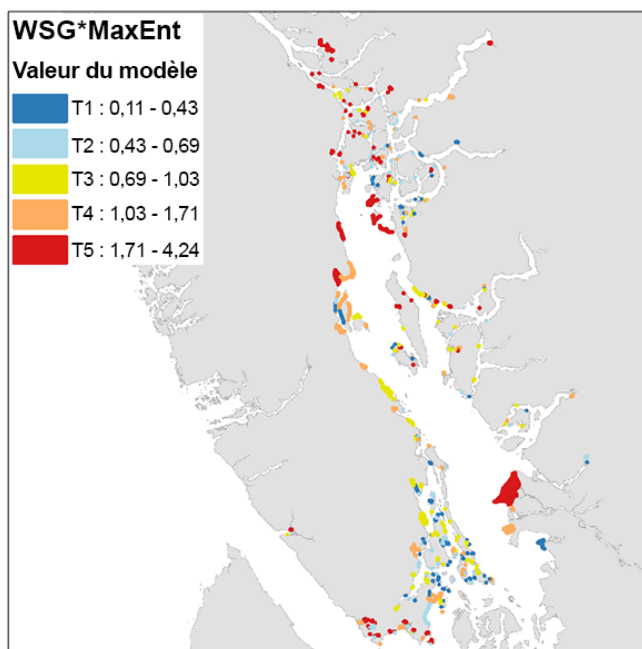


Figure 16. Résultats pour le produit des modèles du Washington Sea Grant (WSG) et MaxEnt. Les valeurs individuelles des modèles de composant ont été multipliées entre elles avant d'être transformées en quantiles. Les polygones du site sont ombragés en fonction des quantiles transformés en rang (20^{es} percentiles), où 5 est considéré comme un habitat hautement propice au crabe vert. L'intervalle des prédictions brutes dans chaque quantile est également indiqué.

3.2. RÉSULTATS DE COMPARAISON DES MODÈLES

3.2.1. Concordance des modèles

Les valeurs transformées en rang (quantiles) du modèle MaxEnt présentait la plus faible concordance par rapport à toutes les autres méthodes individuelles (19 à 20 % de concordance entre les sites) (tableau 5). Cela peut être dû au fait que les entrées de MaxEnt correspondent à des conditions environnementales saisonnières plutôt qu'à des caractéristiques d'habitat utilisées dans les autres modèles. Il n'est pas surprenant que les méthodes de SRS et du WSG modifié présentent la plus grande concordance par paire (42 %) (tableau 5), car elles font toutes deux appel à un système de notation relativement simple pour classer les sites et s'appuient sur des caractéristiques d'habitat semblables, considérées comme importantes pour le crabe vert (tableau 1). La concordance par paires parmi les seules méthodes dérivées était la plus élevée entre CPUE*PA et PA*MaxEnt, avec 51 % de sites concordants, alors que les autres comparaisons par paires comptaient 25 à 40 % de sites concordants. La concordance entre les modèles individuels et dérivés s'est avérée la plus élevée lorsque l'on comparait les méthodes avec des données d'entrée partagées (p. ex. PA et CPUE*PA, 54 %; PA et PA*MaxEnt, 60 %). Si l'une des méthodes originales ou dérivées était particulièrement efficace pour saisir tous les aspects de la biologie du crabe vert lors de la détermination du caractère convenable des habitats, on pourrait s'attendre à ce que sa concordance avec toutes les autres méthodes soit raisonnablement élevée. Cependant, en moyenne, seulement 30 % des sites étaient répartis entre deux méthodes et aucune approche n'est apparue comme étant la « meilleure », ce qui confirme notre hypothèse selon laquelle toutes les méthodes saisissent certains aspects de la biologie du crabe vert, mais pas tous, et qu'une approche multimodèle (d'ensemble) est donc plus appropriée.

Tableau 5. Concordance entre les prédictions faites par les modèles individuels, basée sur le nombre de sites où les valeurs du modèle transformées en rang concordent, sur le nombre de sites où les deux modèles disposent de données (entre 444 et 447). Les valeurs supérieures à 50 % sont en gras.

Modèle	CPUE	PA	MaxEnt	SRS	WSG	CPUE* PA	CPUE* MaxEnt	PA* MaxEnt	SRS* MaxEnt	WSG* MaxEnt
CPUE	–	25	20	27	25	33	44	23	23	23
PA	–	–	19	24	24	54	23	60	24	24
MaxEnt	–	–	–	20	19	22	37	28	28	33
SRS	–	–	–	–	42	25	24	22	41	28
WSG	–	–	–	–	–	23	22	19	27	37
CPUE* PA	–	–	–	–	–	–	36	51	25	30
CPUE* MaxEnt	–	–	–	–	–	–	–	27	30	32
PA* MaxEnt	–	–	–	–	–	–	–	–	31	36
SRS* MaxEnt	–	–	–	–	–	–	–	–	–	40

La concordance entre les modèles de composant dans chacun des modèles d'ensemble dépendait de l'approche utilisée pour créer l'ensemble. Les modèles d'intersection ont recensé le plus petit nombre de sites à surveiller, soit deux sites seulement lorsque les cinq modèles d'origine étaient inclus dans la combinaison. Cette approche conservatrice accroît le risque de négliger des sites autrement propices, pris en compte par certains des modèles individuels, mais pas par tous. Les modèles d'union avaient la définition la moins conservatrice de la concordance et ont donc généralement recensé le plus grand nombre de sites à surveiller (jusqu'à un maximum de 141 sites pour certaines combinaisons). Outre le fait qu'ils génèrent un nombre potentiellement excessif de sites à surveiller, les modèles d'union présentent également une probabilité plus élevée d'erreurs de type 1 (c.-à-d. des sites inappropriés considérés à tort comme appropriés). Pour ces raisons, nous privilégions les modèles de mode, car ils permettent d'équilibrer la nécessité de concordance avec les avantages d'atténuer l'incertitude de chacun des modèles individuels grâce à une approche multimodèle. Les modèles de mode ont défini un nombre intermédiaire de sites considérés comme propices au crabe vert, en fonction du nombre et de la combinaison des modèles considérés (fourchette : 51 à 90 sites). Les résultats pour les combinaisons de 3 et 4 modèles sont présentés dans le tableau A5 de l'annexe. Cependant, nous mettons ici en évidence les résultats du modèle de mode qui inclut les cinq modèles originaux, car il fait appel à toutes les informations disponibles pour un total de 68 sites de surveillance potentiels (figure 17, tableau A4 de l'annexe).

3.3. DÉTERMINATION DES SITES DE SURVEILLANCE POTENTIELS

Le choix des modèles à utiliser pour déterminer les sites potentiels de détection précoce ou de surveillance pour le crabe vert est un exercice difficile, surtout en l'absence d'un ensemble de données de validation indépendantes pour évaluer le rendement prédictif. Cependant, nos analyses donnent à penser que la sélection de sites présentant une forte concordance entre les modèles d'ensemble est probablement l'approche la plus robuste, car elle a permis de réduire l'incertitude en privilégiant la concordance entre plusieurs sources de données. En particulier, en définissant la concordance comme la valeur la plus fréquente (c.-à-d. le mode), le risque de

négliger des sites propices ou d'inclure un grand nombre de sites inappropriés est grandement réduit (figure 6). Dans le cas présent, nous sommes en mesure d'utiliser les résultats transformés en rang des cinq modèles originaux de caractère convenable des habitats pour fournir une liste de 68 sites à privilégier pour la surveillance précoce. Dans la mesure où les gestionnaires ont la capacité de relever un plus grand nombre de sites, une liste plus exhaustive et moins conservatrice de sites peut être générée soit en passant au modèle d'ensemble d'union, en utilisant les cinq modèles individuels (113 sites), soit en abaissant le seuil de capacité du 80^e percentile au 60^e percentile (151 sites pour le mode, 207 pour l'union). Les gestionnaires devraient utiliser les connaissances propres au site pour exclure des sites potentiels (p. ex. si l'information utilisée pour construire le modèle ne reflète pas les conditions réelles sur la plage) ou utiliser des ensembles de données indépendants (p. ex. présence de zostères, sites de captures des Premières Nations) pour mieux hiérarchiser les sites.

Afin de déterminer un plus grand nombre de sites de la mer des Salish, en plus des 447 sites considérés ici, ou de prévoir de nouvelles zones, un modèle d'ensemble de mode est toujours recommandé. Cependant, les données complètes pour les cinq méthodes ne sont pas toujours disponibles et les gestionnaires devront donc soit générer de nouveaux résultats, soit travailler avec moins de modèles. Il est important de noter que l'approche d'ensemble de mode exige qu'un minimum de trois méthodes soit disponible sur tout site d'intérêt. Si cette exigence n'est pas satisfaite, les gestionnaires peuvent toujours utiliser l'une ou l'autre des méthodes existantes, car toutes ont raisonnablement bien fonctionné pour déterminer l'habitat propice au crabe vert selon la validation du modèle à l'aide de données sur le crabe vert provenant de l'extérieur de la mer des Salish.

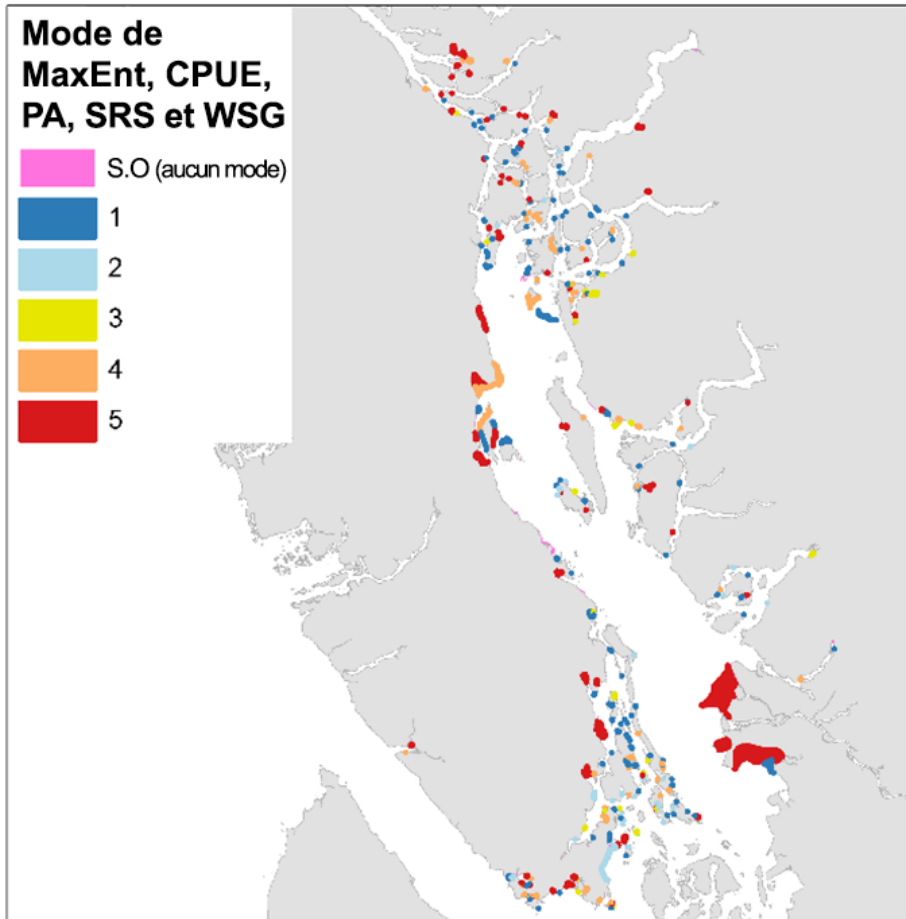


Figure 17. Sites de surveillance potentiels, selon les prédictions du modèle à partir du mode des cinq modèles individuels de caractère convenable des habitats pour le crabe vert.

4. INCERTITUDES ET LIMITES DU MODÈLE

L'une des limites les plus importantes à la détermination d'un modèle « privilégié » est l'absence d'un ensemble de données de validation robuste et indépendant. Étant donné que le crabe vert n'a été observé que récemment dans la mer des Salish et qu'il n'est pas encore considéré comme établi dans la région, on ne dispose d'aucun ensemble de données indépendant pour évaluer le rendement du modèle. Seuls 23 rapports confirmés de présence de crabe vert ont été effectués dans la mer des Salish, la plupart d'entre eux étant regroupés dans l'espace autour du bassin Sooke. Il ne sera pas possible d'évaluer la précision des différents modèles tant que le cycle d'invasion ne sera pas complet dans l'espace et dans le temps (c.-à-d. que les sites seront ou non occupés de manière persistante). Toutefois, les observations en cours seront importantes pour affiner les prédictions futures du caractère convenable des habitats pour le crabe vert dans la mer de Salish et pourront finalement être utilisées rétrospectivement pour évaluer la précision du modèle.

Le choix d'utiliser l'ensemble de mode plutôt que d'union ou d'intersection présente des conséquences importantes pour la détermination des sites de crabe vert. Les ensembles d'intersection sont les plus restrictifs pour la détermination des sites, car tous les modèles de l'ensemble doivent classer un site à un rang élevé pour qu'il soit pris en compte. En revanche,

les ensembles d'union sont les moins restrictifs dans la mesure où un site sera inclus si n'importe quel modèle de l'ensemble le classe à un rang élevé. Nous avons établi que le mode était l'ensemble privilégié, puisque plusieurs modèles devaient classer un site à un rang élevé, mais pas tous. Bien que nous ayons interprété cette approche comme étant la plus équilibrée, l'utilisation de méthodes plus ou moins conservatrices (c.-à-d. des ensembles d'interception ou d'union) peut être justifiée en fonction des ressources disponibles et de la tolérance au risque. Chacune des approches de modélisation d'ensemble représente un compromis dans la concordance des modèles qui peut augmenter ou diminuer considérablement le nombre de sites potentiels de surveillance de détection précoce.

Le choix des seuils utilisés pour délimiter un site comme « propice » au crabe vert a également des conséquences importantes pour l'interprétation des résultats et la détermination des sites. L'utilisation d'un seuil de 5 (valeur transformée en rang, 80^e quantile) pour délimiter la capacité dans les cinq méthodes originales du caractère convenable des habitats visait à identifier les sites qui avaient la plus grande probabilité d'être propices au crabe vert. Cependant, il est important de noter que cela ne signifie pas que les sites ne figurant pas dans cette catégorie ne sont pas propices au crabe vert et, en fait, nous savons que l'espèce est présente sur des sites ayant obtenu un score inférieur. En outre, seuls deux de nos modèles individuels prédisent la probabilité de présence dans leurs résultats, ce qui est le plus approprié (les autres modèles représentent l'abondance ou un score du caractère convenable des habitats). Nous avons donc utilisé le 80^e quantile pour tous les modèles comme méthode uniforme et reproductible, tout en notant qu'elle est conservatrice dans son application. Nous avons effectué une analyse de sensibilité limitée pour aborder la justification de cette décision. La principale conséquence de l'abaissement du seuil du caractère convenable est que davantage de sites sont retenus pour la surveillance. Ainsi, ici aussi, les gestionnaires peuvent opter pour une approche moins conservatrice si les ressources disponibles le permettent.

Le processus d'invasion est complexe et peut être facilité (ou médié) par un certain nombre de facteurs abiotiques ou biotiques. Bien que les différentes méthodes individuelles du caractère convenable des habitats tentent de capturer différents aspects liés à la dynamique d'invasion du crabe vert, d'autres sont sans doute omis. Par exemple, la résistance biotique pourrait être importante pour déterminer si un site particulier sera envahi ou non, mais il nous manque à la fois la compréhension mécaniste et les données brutes pour les inclure pleinement dans les prédictions actuelles. De telles données sont au moins partiellement disponibles pour la côte ouest de l'île de Vancouver, car elles ont été recueillies conjointement avec le piégeage annuel du crabe vert dans le cadre du relevé, mais il n'existe pas d'ensemble de données comparable pour la mer des Salish (et l'énergie consacrée à la collecte de ces données devrait être utilisée de façon plus judicieuse pour recueillir directement des données sur l'espèce). En outre, aucun des modèles individuels ne tient compte explicitement du caractère convenable des micro-habitats qui pourraient être propices au crabe vert. Dans le futur, une résolution spatiale et temporelle accrue des variables prédictives biotiques et abiotiques pertinentes pourrait permettre de saisir ces dynamiques plus complexes dans les prédictions ultérieures de la répartition du crabe vert. Pour le moment, notre tentative de prendre en compte, au moins indirectement, des facteurs supplémentaires contribuant au succès de l'invasion du crabe vert a débouché sur des modèles dérivés et d'ensemble. Nos résultats ont confirmé que l'inclusion de variables environnementales et d'habitat améliorerait le rendement des modèles.

Les limites de la précision et de la résolution des variables d'entrée peuvent également entraîner des incertitudes à l'échelle du site et ne pas être représentatives des conditions d'une plage donnée. Par exemple, les couches d'entrée du modèle MaxEnt créées à partir de variables environnementales à grande échelle sont utilisées pour dériver une surface continue (matrices) qui est ensuite mise à l'échelle pour un site individuel (tableau 1). Toutefois, certains

sites peuvent présenter des caractéristiques particulières qui ne sont pas prises en compte de manière adéquate par la réduction d'échelle ou qui pourraient être considérées comme totalement non propices à la présence du crabe vert (p. ex. sites exposés, rocheux ou profonds). Ces sites sont difficiles à déterminer *a priori* sans une visite sur place; il est donc possible que certains d'entre eux qui ont été jugés prioritaires à partir des prédictions du modèle soient finalement déclassés pour la surveillance réelle. Les modèles qui s'appuient sur les CPUE pour prédire l'abondance du crabe vert sont sujets à des incertitudes dues à la variabilité des captures en raison de l'engin utilisé, de la saisonnalité, etc. De même, les relevés d'événements comportent également des incertitudes dans le contexte d'une nouvelle invasion. Les absences peuvent refléter des habitats réellement non propices, une incapacité à détecter une très petite population d'individus nouvellement établis ou un site qui n'a tout simplement pas encore été envahi. Les enregistrements de présence sont plus robustes, mais reposent sur l'hypothèse qu'un seul individu témoigne du fait que l'emplacement est susceptible de maintenir une population établie de l'espèce envahissante.

Tous les modèles individuels ont la capacité de prédire le caractère convenable de nouveaux sites ou de nouvelles zones pour le crabe vert, et certains ont déjà été utilisés dans d'autres domaines (MaxEnt, SRS). Néanmoins, la disponibilité et la qualité des données d'entrée, l'expertise de l'utilisateur et la résolution spatiale requise sont autant de facteurs susceptibles de limiter la facilité avec laquelle ces modèles peuvent être appliqués à des fins de gestion au-delà des 447 sites considérés ici (voir le tableau A1). Les méthodes MaxEnt et ARS nécessitent une certaine familiarité avec la modélisation écologique et l'expertise technique pour évaluer et appliquer correctement les couches spatiales de qualité, et pour accéder à ces couches, qui ne sont pas toujours facilement disponibles. Les modèles ARS sont encore plus limités dans la mesure où les prédictions ne peuvent être faites que pour des sites prédéterminés, en raison de la nature des variables d'entrée propres à chaque site (c.-à-d. la longueur de la laisse des hautes eaux, l'isolement, etc.). Les modèles SRS et WSG modifié sont tous deux moins exigeants en ce qui concerne la qualité et le type des données d'entrée requises ainsi que l'expertise de l'utilisateur, mais, comme le modèle ARS, le modèle du WSG modifié exige que les sites d'intérêt soient déterminés à l'avance. Cependant, le modèle ARS, le modèle du WSG modifié et l'outil SRS (dans une certaine mesure) sont mieux adaptés que le MaxEnt lorsque des sites distincts constituent le résultat privilégié pour la gestion. En définitive, l'utilisation du plus grand nombre possible de ces modèles dans une approche d'ensemble fournira la détermination de site la plus robuste.

Bien que cela dépasse le cadre de la demande initiale, les gestionnaires des EAE peuvent choisir de hiérarchiser davantage les sites par des moyens qui ne sont pas abordés ici. Par exemple, les sites pourraient être classés par ordre de priorité en fonction des composants importants de l'écosystème dont on sait qu'ils sont dégradés par le crabe vert, comme les herbiers de zostères (p. ex. Howard *et al.* 2019) ou les gisements de palourdes (p. ex. Grosholtz *et al.* 2000), de la facilité d'accès ou de la capacité des bénévoles locaux. De plus, les gestionnaires devront appliquer leur propre expertise pour déterminer l'emplacement des casiers sur un site. D'une manière générale, la pratique exemplaire actuelle consiste à cibler les caractéristiques susceptibles d'offrir un abri au crabe vert, mais la forme qu'elles prennent varie considérablement d'un site à l'autre.

Nos analyses se sont concentrées sur l'application des méthodes existantes de caractère convenable des habitats pour déterminer les sites potentiels de surveillance du crabe vert. Ainsi, ces modèles ne prennent pas explicitement en compte les probabilités d'arrivée pour les sites, car ils supposent que les propagules sont en mesure d'atteindre chaque site, ce qui, nous le savons, n'est pas entièrement vrai. Les analyses futures pourraient donc inclure des mesures de la connectivité ou de la pression des propagules pour affiner les sites de détection précoce

du crabe vert. Une approche couramment utilisée pour modéliser le mouvement des larves de crabe vert est le modèle de suivi des particules. En fait, Brasseale *et al.* (2019) ont effectué de telles analyses en se concentrant sur les eaux américaines de la mer des Salish, mais des efforts supplémentaires seraient nécessaires pour étendre cette approche à toutes les eaux canadiennes de la mer des Salish, en particulier l'extrémité nord. En outre, les larves de crabe vert ont été introduites dans de nouvelles zones par des mouvements anthropiques et les efforts futurs pourraient inclure des informations sur les voies potentielles de déplacement du crabe vert, y compris la navigation commerciale, la navigation de plaisance, les mouvements liés à l'aquaculture, etc.

Enfin, nous savons que les écosystèmes ne sont pas statiques et que le changement et la variabilité climatiques peuvent influencer les résultats d'une invasion sur un site particulier, ce qui se répercute sur la détermination des sites pour les programmes de surveillance de détection précoce. Parmi les méthodes de caractère convenable des habitats utilisées ici, le MaxEnt permet de prédire les répartitions en fonction des conditions futures (en supposant que les relations entre les variables prédictives environnementales et l'écologie de l'espèce ne changent pas), tandis que les autres modèles s'appuient davantage sur les caractéristiques de l'habitat qui sont moins sujettes aux changements (le type de substrat, la longueur des bras de mer, etc.). En outre, la question la plus urgente pour les gestionnaires des EAE est la détermination de sites pour la détection précoce, maintenant plutôt que dans un avenir proche. De même, les conséquences potentielles du changement climatique en ce qui concerne l'évolution des utilisations humaines de l'environnement marin (et donc des vecteurs et des voies d'accès) ou les changements environnementaux sont plus susceptibles d'influencer la persistance du crabe vert sur un site particulier, ce qui dépasse le cadre de cette analyse.

5. RECOMMANDATIONS

Bien qu'un modèle unique pour déterminer le caractère convenable des habitats à partir de tous les facteurs importants pour le succès de l'invasion du crabe vert serait préférable, la couverture spatiale/temporelle actuelle des variables abiotiques et biotiques et le manque de données robustes sur la présence du crabe vert dans la mer des Salish ne le permettent pas. Tous les modèles que nous avons examinés comportent des limites, en particulier pour prédire l'habitat propice à une espèce envahissante comme le crabe vert, qui présente de larges tolérances environnementales et peut survivre dans une gamme d'habitats (Klassen et Locke 2007; Therriault *et al.* 2008). Cependant, en utilisant l'information provenant d'un ensemble de cinq modèles distincts, chacun utilisant des variables prédictives différentes (voir le tableau 1), il a été possible d'identifier des sites particuliers qui sont susceptibles d'être hautement propices au crabe vert et qui méritent donc d'être pris en considération pour les plans de détection précoce ou de surveillance dans les eaux canadiennes de la mer des Salish (tableau A3 de l'annexe). Bien que l'utilisation de multimodèles dans la prise de décision en matière de ressources soit une nouveauté dans le contexte de la gestion des espèces aquatiques envahissantes, elle a déjà été utilisée auparavant (p. ex. Woodman *et al.* 2019; Waggitt *et al.* 2019). La combinaison des modèles, en particulier ceux qui sont dérivés de différents aspects de la biologie d'une espèce, augmente la probabilité que les conditions propices (qu'il s'agisse de l'environnement ou de l'habitat) soient prises en compte lors des prédictions relatives aux zones nouvellement envahies, comme les eaux canadiennes de la mer des Salish pour le crabe vert. Par conséquent, lors de la construction de nouveaux ensembles visant à déterminer des sites de surveillance supplémentaires dans la mer des Salish ou ailleurs en Colombie-Britannique, nous recommandons d'utiliser le mode du plus grand nombre possible de modèles individuels, à condition qu'au moins trois de ces modèles individuels soient disponibles. Toutefois, même si cette combinaison de modèles devrait permettre d'obtenir le

meilleur pouvoir prédictif, chacun des modèles ou outils individuels peut être utilisé seul si nécessaire. D'autres considérations de gestion (p. ex. zones vulnérables, espèces importantes) peuvent être utilisées pour établir davantage de priorités dans cette liste de sites (ce qui dépasse la portée des analyses actuelles).

Les méthodes qui incorporaient à la fois les caractéristiques de l'environnement et de l'habitat se sont révélées les plus instructives pour la détermination des sites de détection précoce ou de surveillance du crabe vert dans la mer des Salish. Idéalement, les données sur l'habitat et l'environnement seraient disponibles à une très haute résolution spatiale et temporelle (de l'ordre du mètre) et dans la zone intertidale, de sorte qu'elles pourraient être utilisées pour générer un modèle unique pour le crabe vert, mais les limitations des données rendent cette tâche impossible actuellement. Cependant, la plupart (sinon la totalité) des variables utilisées ici sont disponibles pour l'ensemble du littoral de la Colombie-Britannique, de sorte qu'il devrait être possible de générer des prédictions comparables pour d'autres parties de la Colombie-Britannique au-delà de la mer des Salish. Les efforts futurs pour collecter des données à plus haute résolution importantes pour le crabe vert et d'autres espèces envahissantes intertidales permettraient d'améliorer les prédictions futures. Enfin, si le crabe vert continue d'étendre son aire de répartition dans la mer des Salish ou ailleurs en Colombie-Britannique, tous les modèles que nous avons évalués devraient être mis à jour pour mieux refléter les nouveaux habitats potentiellement propices pour l'espèce.

6. REMERCIEMENTS

Ces modèles dépendent tous de données fiables sur le piégeage du crabe vert qui ont été recueillies par plusieurs programmes du MPO dans la région du Pacifique au fil des ans, en particulier la surveillance à long terme effectuée par la Direction des sciences et le piégeage collaboratif plus récent facilité par le Programme national sur les EAE. Nous remercions donc tous ceux qui ont participé à l'élaboration et à la mise en œuvre de ces relevés essentiels. Nous remercions également Erin Sowerby Greene pour son excellent travail de génération de données d'entrée pour le modèle ARS et le modèle du WSG modifié. Isabelle M. Côté a largement contribué au développement conceptuel des modèles ARS. Nous reconnaissons également le soutien financier du Canadian Aquatic Invasive Species Network du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) pendant les phases initiales de développement des modèles ARS.

7. ACRONYMES

EAE :	Espèces aquatiques envahissantes
C.-B. :	Colombie-Britannique
ARS :	arbres de régression stimulée
SHC :	Service hydrographique du Canada
CPUE*MaxEnt :	modèle dérivé, produit des modèles ARS linéaire et MaxEnt
CPUE*PA :	modèle dérivé, produit des modèles ARS linéaire et logistique
CPUE :	capture par unité d'effort (fait également référence au modèle ARS linéaire)
MPO :	Pêches et Océans Canada
-	
JJ :	jour julien
NEMO :	Nucleus for European Modelling of the Ocean
PA*MaxEnt :	modèle dérivé, produit des modèles ARS logistique et Maxent
PA :	présence-absence (fait également référence au modèle ARS logistique)
EMQ :	racine de l'écart moyen quadratique
ROMS :	Regional Ocean Modeling System
SRS*MaxEnt :	modèle dérivé, produit du modèle SRS (rééchélonné de 0-1 à 1-5) et du modèle MaxEnt.
SRS :	Outil de sélection rapide de sites
-	
-	
WSG*MaxEnt :	Modèle dérivé, produit du modèle du WSG (rééchélonné de 0-1 à 1-5) et du modèle MaxEnt.
WSG :	Washington Sea Grant (fait également référence à l'outil conçu par le WSG)

8. RÉFÉRENCES CITÉES

- Barbet-Massin, M., Rome, Q., Villemant, C., and Courchamp, F. 2018. Can species distribution models really predict the expansion of invasive species? *PLoS One* 13(3): 1–14. doi:10.1371/journal.pone.0193085.
- Barrios-O'Neill, D., Dick, J.T.A., Emmerson, M.C., Ricciardi, A., and MacIsaac, H.J. 2015. Predator-free space, functional responses and biological invasions. *Funct. Ecol.* 29:377–384.
- Behrens-Yamada, S. 2001. *Global Invader: The European Green Crab*. Oregon State University, Corvallis, OR. xiii + 123 p.
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., and Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 333–339. doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023.
- Brasseale, E., Grason, E.W., McDonald, P.S., Adams, J., and MacCready, P. 2019. Larval transport modeling support for identifying population sources of European Green Crab in the Salish Sea. *Estuaries Coasts* 42:1586–1599.
- Brown, J.L., Bennett, J.R., and French, C.M. 2017. SDMtoolbox 2.0: The next generation Python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *PeerJ* 2017(12). doi:10.7717/peerj.4095.
- Byers, J.E., Reichard, S., Randall, J.M., Parker, I.M., Carey, S., Lonsdale, W.M., Atkinson, I.A.E., Seastedt, T.R., Williamson, M., Chornesky, E., and Hayes, D. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conserv. Biol.* 16(3) : 630–640.
- Byers, J.E., Smith, R.S., Pringle, J.M., Clark, G.F., Gribben, P.E., Hewitt, C.L., Inglis, G.J., Johnston, E.L., Ruiz, G.M., Stachowicz, J.J., and Bishop, M.J. 2015. Invasion expansion: Time since introduction best predicts global ranges of marine invaders. *Sci. Rep.* 5:12436.
- Cohen, A.N., Carlton, J.T., and Fountain, M.C. 1995. Introduction, dispersal and potential impacts of the Green Crab *Carcinus maenas* in San Francisco Bay, California. *Mar. Biol.* 122(2) : 225–237. doi:10.1007/BF00348935.
- Compton, T.J., Leathwick, J.R., and Inglis, G.J. 2010. Thermogeography predicts the potential global range of the invasive European Green Crab (*Carcinus maenas*). *Divers. Distrib.* 16(2): 243–255. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00644.x.
- Crooks, J.A. 2005. Lag times and exotic species: The ecology and management of biological invasions. *Ecoscience* 12(3): 316–329. doi: 10.2980/i1195-6860-12-3-316.1.
- Curtis, L.J.F., Curtis, D.L., Matkin, H., Thompson, M., Choi, F., Callow, P., Gillespie, G.E., Therriault, T.W., and Pearce, C.M. 2015. [Evaluating transfers of harvested shellfish products, from the west to the east coast of Vancouver Island, as a potential vector for European Green Crab \(*Carcinus maenas*\) and other non-indigenous invertebrate species.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/014. vi + 74 p.
- De'ath, G. 2007. Boosted regression trees for ecological modeling and prediction. *Ecology* 88(1): 243–251. doi:10.1890/0012-9658(2007)88[243:BTFEMA]2.0.CO;2.
- Dedman, S., Officer, R., Brophy, D., Clarke, M., and Reid, D.G. 2015. Modelling abundance hotspots for data-poor Irish Sea rays. *Ecol. Modell.* 312(September): 77–90. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.05.010.

-
- DiBacco, C., and Therriault, T.W. 2015. Reproductive periodicity and larval vertical migration behavior of European Green Crab *Carcinus maenas* in a non-native habitat. 536: 123–134. doi:10.3354/meps11422.
- Dick, J.T.A., Laverty, C., Lennon, J.J., Barrios-O'Neill, D., Mensink, P.J., Britton, J.R., Medoc, V., Boets, P., Alexander, M.E., Taylor, N.G., Dunn, A.M., Hatcher, M.J., Rosewarne, P.J., Crookes, S., MacIsaac, H.J., Xu, M., Ricciardi, A., Wasserman, R.J., Ellender, B.R., Weyl, O.L.F., Lucy, F.E., Banks, P.B., Dodd, J.A., MacNeil, C., Penk, M., Aldridge, D.C., and Caffrey, J.M. 2017. Invader Relative Impact Potential: A new metric to understand and predict the ecological impacts of existing, emerging and future invasive alien species. J. Appl. Ecol. 54(January): 1259–1267. doi:10.1111/1365-2664.12849.
- Drinkwin, J., Pleus, A., Therriault, T.W., Talbot, R., Grason, E.W., McDonald, P.S., Adams, J., Hass, T., and Little, K. 2019. [Salish Sea Transboundary Action Plan for Invasive European Green Crab](#). Puget Sound Partnership.
- Duncombe, L.G., and Therriault, T.W. 2017. Evaluating trapping as a method to control the European Green Crab, *Carcinus maenas*, population at Pipestem Inlet, British Columbia. Manag. Biol. Invasions 8(2): 235–246. doi:10.3391/mbi.2017.8.2.11.
- Elith, J., and Leathwick, J. 2011. [Boosted regression trees for ecological modeling](#).
- Elith, J., Leathwick, J.R., and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. J. Anim. Ecol. 77(4): 802–813. doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01390.x.
- Epanchin-Niell, R.S., Haight, R.G., Berec, L., Kean, J.M., and Liebhold, A.M. 2012. Optimal surveillance and eradication of invasive species in heterogeneous landscapes. Ecol. Lett. 15(8): 803–812. doi:10.1111/j.1461-0248.2012.01800.x.
- Gillespie, G.E., Phillips, A.C., Paltzat, D.L., and Therriault, T.W. 2007. [Status of the European green crab, *Carcinus maenas*, in British Columbia - 2006](#). Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2700: vii–39.
- Gray, M. 2010. [Freshwater Water Atlas User Guide](#). Victoria, BC.
- Grosholz, E.D., Ruiz, G.M., Dean, C.A., Shirley, K.A., Maron, J.L., and Connors, P.G. 2000. The impacts of a nonindigenous marine predator in a California bay. Ecology 81:1206–1224.
- Guisan, A., and Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. Ecol. Lett. 8(9): 993–1009. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x.
- Hirzel, A.H., and Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. J. Appl. Ecol. 45(5): 1372–1381. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01524.x.
- Howard, B.R., Francis, F.T., Cote, I.M., and Therriault, T.W. 2019. Habitat alteration by invasive European Green Crab (*Carcinus maenas*) causes eelgrass loss in British Columbia, Canada. Biol. Invasions 0123456789. doi:10.1007/s10530-019-02072-z.
- Howes, D., Harper, J., and Owens, E. 1995. [Physical shore-zone mapping system for British Columbia](#).
- Hunt, C., and Behrens-Yamada, S. 2003. Biotic resistance experienced by an invasive crustacean in a temperate estuary. Biol. Invasions: 33–43.
- Jensen, G.C., McDonald, P.S., and Armstrong, D.A. 2007. Biotic resistance to Green Crab, *Carcinus maenas*, in California bays. Mar. Biol. 151(6) : 2231–2243. doi:10.1007/s00227-007-0658-4.
-

-
- Klassen, G., and Locke, A. 2007. [A biological synopsis of the European Green Crab, *Carcinus maenas*](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2818: vii–75. doi:10.1007/BF00348935.
- Lynch, P.D., Shertzer, K.W., and Latour, R.J. 2012. Performance of methods used to estimate indices of abundance for highly migratory species. Fish. Res. 125–126: 27–39. doi:10.1016/j.fishres.2012.02.005.
- Lyons, D.A., Lowen, J.B., Therriault, T.W., Brickman, D., Guo, L., Moore, A.M., Peña, M.A., Wang, Z., and DiBacco, C. 2020. Identifying marine invasion hotspots using stacked species distribution models. Biol Invasions 22:3403–3423.
- Matheson, K., Mckenzie, C.H., Gregory, R.S., Robichaud, D.A., Bradbury, I.R., Snelgrove, P.V.R., and Rose, G.A. 2016. Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European Green Crab *Carcinus maenas* invasion. 548: 31–45. doi:10.3354/meps11674.
- Kuhn, M. 2008. caret package. J Stat Softw 28:1-26.
- McDonald, P.S., Jensen, G.C., and Armstrong, D.A. 2001. The competitive and predatory impacts of the nonindigenous crab *Carcinus maenas* (L.) on early benthic phase Dungeness Crab *Cancer magister* Dana. J. Expt. Marine Biol. Ecol. 258(1): 39-54. doi.org/10.1016/S0022-0981(00)00344-0
- Melbourne, B.A., Cornell, H. V., Davies, K.F., Dugaw, C.J., Elmendorf, S., Freestone, A.L., Hall, R.J., Harrison, S., Hastings, A., Holland, M., Holyoak, M., Lambrinos, J., Moore, K., and Yokomizo, H. 2007. Invasion in a heterogeneous world: Resistance, coexistence or hostile takeover? Ecol. Lett. 10(1): 77–94. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00987.x.
- Muscarella, R., Galante, P.J., Soley-Guardia, M., Boria, R.A., Kass, J.M., Uriarte, M., and Anderson, R.P. 2014. ENMeval: An R package for conducting spatially independent evaluations and estimating optimal model complexity for MaxEnt ecological niche models. Methods Ecol. Evol. 5(11). doi:10.1111/2041-210x.12261.
- OBIS. 2018. [Ocean biogeographic information system](#). Inter-governmental Oceanographic Commission of UNESCO. [Accessed 17 Mar 2017]
- Oliveira, M., Moniz, N., Torgo, L., and Santos Costa, V. 2019. Biased resampling strategies for imbalanced spatio-temporal forecasting. Proc. 2019 IEEE Int. Conf. Data Sci. Adv. Anal. DSAA 2019: 100–109. doi:10.1109/DSAA.2019.00024.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., and Goldwasser, L. 1999. Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. Biol. Invasions 1: 3–19. doi:10.1023/A:1010034312781.
- Peña, M.A., Fine, I., and Callendar, W. 2019. Interannual variability in primary production and shelf-offshore transport of nutrients along the northeast Pacific Ocean margin. Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr. 169–170. doi:10.1016/j.dsr2.2019.104637.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Dudík, M., Schapire, R.E., and Blair, M.E. 2017. Opening the black box: An open-source release of MaxEnt. Ecography (Cop.). 40(7). doi:10.1111/ecog.03049.
- R Development Core Team. 2018. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Ridgeway, G. 2020. [Generalized Boosted Models: A guide to the gbm package](#).
-

-
- de Rivera, C.E., Grosholz, E.D., Ruiz, G.M., Larson, A., Kordas, R.L., and Sytsma, M.D. 2007. Green Crab management: reduction of an invasive population. *In* Proceedings of Coastal Zone 2007. Portland, OR. pp. 1–6.
- Roberts, D.R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M.S., Elith, J., Guillera-Aroita, G., Hauenstein, S., Lahoz-Monfort, J.J., Schröder, B., Thuiller, W., Warton, D.I., Wintle, B.A., Hartig, F., and Dormann, C.F. 2017. Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography* 40:913–929.
- Sbrocco, E.J., and Barber, P.H. 2013. MARSPEC: Ocean climate layers for marine spatial ecology. *Ecology* 94(4). doi:10.1890/12-1358.1.
- Soontiens, N., Allen, S.E., Latornell, D., Le Souëf, K., MacHuca, I., Paquin, J.P., Lu, Y., Thompson, K., and Korabel, V. 2016. Storm surges in the Strait of Georgia simulated with a regional model. *Atmos. Ocean* 54(1). doi:10.1080/07055900.2015.1108899.
- Soontiens, N., and Allen, S.E. 2017. Modelling sensitivities to mixing and advection in a sill-basin estuarine system. *Ocean Model.* 112. doi:10.1016/j.ocemod.2017.02.008.
- Tepolt, C.K., Grosholz, E.G., de Rivera, C.E., and Ruiz, G.M. 2022. Balanced polymorphism fuels rapid selection in an invasive crab despite high gene flow and low genetic diversity. *Mol. Ecol.* 31(1): 55-69. doi.org/10.1111/mec.16143.
- Therriault, T.W., Herborg, L.M., Locke, A., and McKindsey, C.W. 2008. [Risk Assessment for European Green Crab \(*Carcinus maenas*\) in Canadian Waters](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2008/042. vi + 40 p.
- Thomson, R.E., Mihály, S.F., and Kulikov, E.A. 2007. Estuarine versus transient flow regimes in Juan de Fuca Strait. *J. Geophys. Res. Ocean.* 112(9): 1–25. doi:10.1029/2006JC003925.
- Valavi, R., Elith, J., Lahoz-Monfort, J.J., and Guillera-Aroita, G. 2019. blockCV: An R package for generating spatially or environmentally separated folds for k-fold cross-validation of species distribution models. *Methods Ecol. Evol.* 10(2). doi:10.1111/2041-210X.13107.
- Waggitt, J.J., Evans, P.G.H., Andrade, J., Banks, A.N., Boisseau, O., Bolton, M., Bradbury, G., Brereton, T., Camphuysen, C.J., Durinck, J., Felce, T., Fijn, R.C., Garcia-Baron, I., Garthe, S., Geelhoed, S.C.V., Gilles, A., Goodall, M., Haelters, J., Hamilton, S., Hartny-Mills, L., Hodgins, N., James, K., Jessopp, M., Kavanagh, A.S., Leopold, M., Lohrengel, K., Louzao, M., Markones, N., Martínez-Cedeira, J., Ó Cadhla, O., Perry, S.L., Pierce, G.J., Ridoux, V., Robinson, K.P., Santos, M.B., Saavedra, C., Skov, H., Stienen, E.W.M., Sveegaard, S., Thompson, P., Vanermen, N., Wall, D., Webb, A., Wilson, J., Wanless, S., and Hiddink, J.G. 2020. Distribution maps of cetacean and seabird populations in the North-East Atlantic. *J. Appl. Ecol.* 57(2): 253–269. doi:10.1111/1365-2664.13525.
- Woodman, S.M., Forney, K.A., Becker, E.A., DeAngelis, M.L., Hazen, E.L., Palacios, D.M., and Redfern, J. V. 2019. esdm: A tool for creating and exploring ensembles of predictions from species distribution and abundance models. *Methods Ecol. Evol.* 10(11): 1923–1933. doi:10.1111/2041-210X.13283.
- Yamada, S.B., Gillespie, G.E., Thomson, R.E., and Norgard, T.C. 2021. Ocean indicators predict range expansion of an introduced species: Invasion history of the European green crab *Carcinus maenas* on the North American Pacific coast. *J. Shellfish Res.* 40(2): 399–413. doi:10.2983/035.040.0212.

ANNEXE A. RENSEIGNEMENTS SUR LE SITE ET LE MODÈLE

Tableau A1. Utilisabilité des cinq modèles individuels mettant en évidence les exigences de traitement des données, l'expertise technique et la faisabilité de l'utilisation pour de nouveaux sites ou de nouvelles zones. Des précisions supplémentaires sur le modèle MaxEnt pour le crabe vert peuvent être trouvées dans Lyons et al. (2020). ARS = arbres de régression stimulée stochastiques, WSG = Washington Sea Grant.

Caractéristiques d'utilisabilité	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle ARS linéaire pour le crabe vert	Modèle ARS logistique pour le crabe vert	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode de la Crab Team du WSG modifiée
Données requises	Nombre limité de couches de données spatiales couvrant la zone d'étude et des enregistrements du crabe vert (présence uniquement).	Nombreuses couches de données spatiales permettant d'extraire des renseignements propres au site et des données de capture concernant le crabe vert.	Nombreuses couches de données spatiales permettant d'extraire des informations propres au site et des données de présence/absence du crabe vert.	Nombre limité de couches de données spatiales couvrant la zone d'étude.	Aucune donnée requise. Imagerie aérienne ou satellitaire de haute qualité recommandée.
Compétence technique	Statistiques, codage, techniques de modélisation MaxEnt et logiciel GIS.	Statistiques, codage et logiciel SIG.	Statistiques, codage et logiciel SIG.	Logiciel SIG.	Aucune.
Résolution des résultats	À l'échelle de la côte, résolution de 0,04 degré avec des valeurs provenant de plusieurs cellules de grille, calculées en moyenne pour les sites individuels.	Sites d'intérêt individuels et prédéfinis.	Sites d'intérêt individuels et prédéfinis.	Identification de sites possibles à l'échelle de la côte.	Sites d'intérêt individuels et prédéfinis.
Répétabilité	Élevée (modèle mathématique)	Élevée (modèle mathématique)	Élevée (modèle mathématique)	Élevée (processus automatisé)	Inconnue, mais possiblement faible en raison de la subjectivité de la méthode.
Fréquence des mises à jour	Lorsque de nouvelles données climatologiques sont disponibles, ou lorsque de nouvelles informations sur la répartition du crabe vert sont recueillies.	Lorsque des couches spatiales nouvelles ou améliorées seront disponibles, ou lorsque de nouvelles données de relevés de piégeage du crabe vert seront recueillies (de la	Lorsque des couches spatiales nouvelles ou améliorées seront disponibles, ou lorsque de nouvelles données de relevés de piégeage du crabe vert seront recueillies (de la	Lorsque des couches spatiales nouvelles ou améliorées seront disponibles.	Lorsque des images aériennes ou satellitaires nouvelles ou améliorées sont disponibles pour des zones ou des sites d'intérêt.

Caractéristiques d'utilisabilité	Modèle MaxEnt pour le crabe vert	Modèle ARS linéaire pour le crabe vert	Modèle ARS logistique pour le crabe vert	Outil de sélection rapide de sites (SRS)	Méthode de la Crab Team du WSG modifiée
		côte ouest de l'île de Vancouver).	côte ouest de l'île de Vancouver).		
Applicabilité à de nouveaux sites ou de nouvelles zones	Peut être appliqué rapidement, puisque la matrice de la côte est déjà disponible. Il suffit de définir les zones ou les sites d'intérêt.	Nécessite une importante collecte de données à l'aide d'une analyse SIG pour tous les nouveaux sites d'intérêt, mais le modèle lui-même peut être exécuté rapidement.	Nécessite une importante collecte de données à l'aide d'une analyse SIG pour tous les nouveaux sites d'intérêt, mais le modèle lui-même peut être exécuté rapidement.	Peut être appliqué rapidement (1 à 2 jours), car le processus est automatique et ne nécessite pas l'identification préalable des sites d'intérêt.	Peut être appliqué instantanément, à condition que les sites d'intérêt aient déjà été identifiés.

Tableau A2. Liste des sites mentionnés dans ce document, avec les coordonnées de leurs centroïdes. Les noms des sites sont arbitraires et peuvent être uniques au présent document.

Site	Lat.	Long.	Site	Lat.	Long.	Site	Lat.	Long.
agamemnon	49,71353	-124,081	cabbage	48,797	-123,085	discovery2	48,42218	-123,243
albert	48,3939	-123,49	cadboro	48,45752	-123,288	dmountain	50,31414	-125,401
allies	50,20995	-124,806	cain	48,87943	-123,323	donop1	50,14192	-124,956
amor	50,53451	-124,998	cairns	49,47048	-123,833	donop2	50,16312	-124,968
anderson1	48,35968	-123,654	camp	48,74536	-123,182	drew	50,10345	-125,205
anderson2	48,36	-123,66	campbell	48,85826	-123,272	dudley	50,20168	-124,614
annie	49,38944	-124,593	capemudge	49,99414	-125,174	edith	50,37511	-125,544
april	50,06135	-125,236	captain	49,78264	-123,994	egerton	50,48348	-125,252
arnette	48,82315	-123,38	carlson	49,53996	-123,799	ekins	49,53021	-123,39
artaban	49,476	-123,348	charles	48,84044	-123,381	elagoon	48,42636	-123,463
artificial	50,38923	-125,519	chatham	48,42978	-123,25	elford	48,79726	-123,131
ashworth	49,96596	-124,918	chisholm	48,79221	-123,6	elizabeth1	50,31344	-124,855
asman	50,40321	-125,147	chivers	48,95438	-123,572	elizabeth2	50,31097	-124,841
attwood	50,30986	-124,661	church	48,80797	-123,199	elk	50,28123	-125,44
aubyn	50,32037	-125,244	clam	48,82202	-123,312	erskine	48,84911	-123,57
baker	49,93095	-124,039	clamshell	48,85221	-123,441	esquimalt1	48,44845	-123,433
bargain	49,61179	-124,037	coal	48,68053	-123,379	esquimalt2	48,45382	-123,443
barnes	50,32704	-125,267	coghlan	48,39123	-123,485	esquimalt3	48,4534	-123,454
bear	50,36276	-125,658	coles	48,62989	-123,467	esquimalt4	48,44207	-123,432
beaver	48,76386	-123,381	columbine	49,41808	-123,321	evans1	50,19792	-125,063
becher	48,34237	-123,589	comet1	48,67002	-123,3	evans2	50,19918	-125,094
becher1	48,33827	-123,602	comet2	48,66448	-123,294	evans3	50,20948	-125,085
becher2	48,33833	-123,599	comox1	49,66375	-124,945	evans4	50,2218	-125,069
becher3	48,33667	-123,627	comox2	49,66705	-124,918	eveleigh2	50,13972	-124,694
becher4	48,33917	-123,596	connis	50,30154	-124,898	evening	48,98758	-123,773
bedwell	49,31453	-122,919	conville	50,1922	-125,142	false	49,48942	-124,355
beecher1	48,33033	-123,592	coode1	50,02806	-124,745	fanny	49,51445	-124,826
beecher2	48,333	-123,591	cooper	50,30517	-125,244	fawn	50,08191	-125,216
bennett	48,84624	-123,25	copper	50,11443	-125,297	fegen	49,5216	-124,386
bessborough	50,49278	-125,771	cordero	50,4506	-125,243	ferguson	48,60841	-123,395
bickley	50,45128	-125,393	cordova2	48,50063	-123,34	fernwood	48,91798	-123,545
billings	49,69743	-124,198	cordova3	48,58997	-123,372	finnerty	49,50353	-124,389
binnington	50,34114	-125,321	cortes	50,03286	-124,976	fleming	48,42061	-123,412
bird	50,20133	-125,086	cove	49,31861	-122,941	forbes	50,24296	-124,59
boatcove	49,46728	-124,243	cowichan1	48,55847	-123,365	forrest1	48,66346	-123,331
boatswain	48,71415	-123,553	cowichan2	48,7516	-123,624	forrest2	48,66241	-123,337
boot	48,78895	-123,2	craig	49,31448	-124,263	forward	50,48935	-125,701
boothbay	48,86702	-123,55	crescent	49,05558	-122,889	frederick1	50,50439	-125,258
boscowitz	49,01274	-123,574	cross	50,05563	-124,774	fulford	48,77037	-123,461
boundarybay	49,07951	-122,898	cufra	49,01343	-123,685	gabriola1	49,12959	-123,72
brem	50,43242	-124,654	davie	49,59977	-124,386	galley1	50,07157	-124,778
browning1	48,77912	-123,274	deceit	50,24217	-124,975	galley2	50,07235	-124,782
browning2	48,77747	-123,276	deep	48,68625	-123,473	galvani	50,38197	-125,845
browning3	48,7778	-123,267	deepcove	48,67984	-123,476	ganges	48,85093	-123,5
buckley	49,53122	-124,853	departure	49,20292	-123,97	ganges1	48,8554	-123,48
bull	49,47706	-124,21	depbay1	49,2101	-123,959	ganges2	48,84605	-123,491
bullock1	50,22541	-125,004	depbay2	49,20985	-123,954	ganges3	48,83525	-123,471
bullock2	50,22166	-125,004	dharbour	50,04092	-125,247	gbay	50,06718	-124,787
burdwood2	50,15948	-125,103	dinner	48,83438	-123,326	genoa	48,76717	-123,599
burgess	49,44149	-123,445	dionisio	49,01138	-123,572	gillies	49,67966	-124,509
burgoyne	48,78912	-123,52	discovery	48,42778	-123,241	gloucester	50,28635	-124,857
goldstream	48,49105	-123,553	kar2	48,6706	-123,373	nanoosebay	49,26447	-124,18

Site	Lat.	Long.	Site	Lat.	Long.	Site	Lat.	Long.
goose	49,66013	-124,925	kents	49,78105	-124,216	nares	49,20291	-123,943
gossip	48,89085	-123,319	keppel	48,71959	-123,465	narvaez	48,77417	-123,1
goudge1	48,68642	-123,392	killam	49,80219	-123,912	needham	50,38756	-125,601
goudge2	48,69588	-123,399	kilpahlas	48,73842	-123,605	nodales	50,36857	-125,315
gowlland	50,10237	-125,257	kingfisher1	48,7593	-123,412	nodales1	50,36406	-125,314
grace1	50,04873	-124,755	kingfisher2	48,75957	-123,41	nsaanich	48,67523	-123,421
grace2	50,05598	-124,745	knapp2	48,6995	-123,401	nsidney	48,69787	-123,436
granite1	49,45023	-122,862	komas	49,58048	-124,799	nwbay	49,30055	-124,224
grazebrooke	50,33613	-124,706	kulleet	49,01753	-123,778	oak2	48,4291	-123,305
grouse	48,75008	-123,579	ladysmith1	48,99652	-123,793	oaks	49,50907	-124
hadley	49,49786	-124,353	ladysmith2	49,00717	-123,814	octopus1	50,26807	-125,227
hagan	48,59001	-123,465	ladysmith3	49,01933	-123,841	okeover1	50,01042	-124,73
hall1	50,4445	-125,283	lamalchi	48,94243	-123,641	okeover2	49,97452	-124,679
hall2	48,86264	-123,264	lambert	49,52695	-124,751	okeover3	49,96775	-124,678
hamilton	48,77403	-123,275	lancelot	50,0596	-124,7	orford	50,59123	-124,867
hare	50,06528	-124,796	langdale	49,43384	-123,474	otter	50,12641	-124,73
hay	48,74258	-123,225	larsons	49,9878	-124,688	paddy	48,80733	-123,587
heath	49,47784	-124,361	lawrence	50,43275	-125,112	parker	48,87703	-123,402
henrietta	50,37262	-125,105	liddell	48,80906	-123,366	parkin	48,73091	-123,313
henry2	49,59137	-124,838	littlebay	48,75544	-123,203	patricia	48,65608	-123,449
heydon	50,57816	-125,572	littledarcy	48,57093	-123,267	pedder1	48,34873	-123,577
higgins	49,49619	-124,367	long	48,86665	-123,475	pedder2	48,35063	-123,574
hjorth1	50,18109	-125,121	loughborough1	50,58343	-125,533	pelorus	48,72108	-123,3
hjorth2	50,17758	-125,121	loughborough2	50,58705	-125,528	pender1	49,63282	-123,998
hmpbck	50,36147	-125,689	lyall	48,7959	-123,174	pender2	49,62652	-123,995
hope2	48,80136	-123,277	mace	49,95054	-124,766	pender3	49,62572	-124,01
horton1	48,82912	-123,255	madrone	48,8595	-123,489	pender4	49,61613	-124,048
horton2	48,82388	-123,243	malaspina1	49,75017	-124,279	pendrell1	50,26863	-124,729
hotham1	49,83669	-123,995	malaspina2	49,76933	-124,332	pendrell2	50,2525	-124,71
hotham2	49,9204	-124,024	malaspina3	49,77425	-124,352	pendrell3	50,27317	-124,728
hotham3	49,91782	-124,021	malaspina4	49,77208	-124,366	pendrell4	50,2917	-124,722
hutchinson	48,38887	-123,635	malaspina5	49,7726	-124,379	piers	48,70955	-123,418
hyacinth	50,30697	-125,195	malaspina6	49,72503	-124,428	piggot	48,82451	-123,274
hyacinthe	50,11964	-125,229	manzanita	50,06685	-124,908	pim	48,36388	-123,662
icarus	49,24268	-124,018	maple	48,81689	-123,609	piper	49,55056	-123,8
idol	48,91954	-123,596	maxwell	48,85282	-123,563	plowden	49,532	-123,46
iroquois	48,68327	-123,392	mayer	50,27477	-125,077	plunger	50,12389	-125,058
ivanhoe	50,37084	-125,534	mcken	48,55467	-123,505	portsj1	48,55365	-124,421
jackson	48,75157	-123,442	medecin	48,76012	-123,268	portsj2	48,57933	-124,413
jackson1	50,52927	-125,821	medicine	48,7613	-123,264	prevost	48,84008	-123,395
jackson2	50,51467	-125,757	menzies	50,13282	-125,392	prideaux1	50,14698	-124,665
james	48,6171	-123,377	metcalf	49,4948	-124,761	prideaux2	50,14185	-124,669
james1	48,60745	-123,348	millbay	48,65593	-123,557	puget	48,4352	-123,248
james2	48,5945	-123,352	miners	48,85187	-123,301	quarry	49,67632	-124,084
jelina	49,51043	-124,296	mittchell	49,461	-123,367	ramsay	50,44574	-125
johns2	48,60376	-123,521	moh	50,51661	-125,038	razor	48,77138	-123,25
johnstone1	50,35681	-125,085	money	48,84863	-123,46	read	50,52987	-125,78
johnstone2	50,35925	-125,072	montague	48,89743	-123,407	redonda	50,25862	-124,97
joyce	50,16099	-124,877	mortimer	48,76678	-123,256	rendezvous2	50,27108	-125,051
junction	50,14709	-124,906	mountwilliam	50,2109	-125,13	retreat	48,9416	-123,501
kanish	50,25988	-125,325	mud	49,46923	-124,786	ripple	50,3563	-125,556
kanish1	50,24425	-125,358	mudge1	49,13107	-123,803	roche2	48,37037	-123,624
kanish2	50,24012	-125,313	mudge2	50,0325	-125,21	rock1	50,3525	-125,488
kanish3	50,26372	-125,289	murchinson	48,88875	-123,336	rocky	48,31752	-123,54
kar1	48,66953	-123,373	musqueam	49,22504	-123,204	roscoe	50,15859	-124,774

Site	Lat.	Long.	Site	Lat.	Long.	Site	Lat.	Long.
roy	49,64952	-124,941	stella	50,28677	-125,434	walkem1	50,35893	-125,522
ruckle	48,78398	-123,378	steveston1	49,13027	-123,21	walkers	48,89325	-123,501
rumbottle	49,73517	-124,499	steveston2	49,1207	-123,179	walter	48,84406	-123,483
ruxton	49,07559	-123,696	stone1	48,91815	-123,586	walterinner	48,84265	-123,483
saanichton	48,59147	-123,378	stone2	48,9265	-123,592	welburg	48,84955	-123,449
salamance	48,90312	-123,344	stoney	48,80539	-123,583	welbury	48,84679	-123,447
sallas	48,58818	-123,291	storey	50,41905	-125,331	wellbore	50,45332	-125,769
saltery1	49,78245	-124,172	stove	50,10282	-125,004	whaler	48,89207	-123,341
saltery2	49,77962	-124,18	stuart1	50,39366	-125,103	whaletown	50,11048	-125,056
saltwater	50,13945	-125,337	stuart2	50,41309	-125,14	whaling	49,53325	-124,619
samuel	48,81698	-123,204	sturt	49,76275	-124,572	whiterock	50,25695	-125,088
saratoga	49,85786	-125,106	subtle	50,11578	-125,083	wigwam	49,46464	-122,888
sbasin1	48,36345	-123,644	suffolk	50,3555	-125,44	williamsons	49,44827	-123,468
sbasin2	48,36293	-123,636	tallac	50,44489	-125,471	witty	48,38617	-123,513
sbasin3	48,37285	-123,631	taylor	49,19356	-123,86	yahoo	49,4826	-123,246
sbasin4	48,37815	-123,634	teakerne	50,18256	-124,816	young	50,35182	-125,365
sbasin5	48,39418	-123,655	tenedos	50,12529	-124,705			
sbasin6	48,38615	-123,684	theodocia1	50,07207	-124,704			
schooner	49,28399	-124,13	theodocia2	50,0682	-124,692			
scottie	49,51916	-124,341	theodocia3	50,07864	-124,661			
sechelt	49,46958	-123,775	thetis1	48,97993	-123,685			
secretary	48,96002	-123,589	thetis2	48,98347	-123,675			
selby	48,83183	-123,395	thors	50,05676	-124,708			
shaft	49,19761	-123,945	thunder1	49,76126	-124,269			
shannon	49,6744	-123,163	thunder2	49,7733	-124,278			
sharbour1	48,37187	-123,706	thurlow	50,40565	-125,504			
sharbour2	48,36717	-123,712	thurston1	50,36236	-125,323			
sharbour3	48,36212	-123,704	thurston2	50,37688	-125,316			
sharbour4	48,3568	-123,726	tilly	48,73242	-123,206			
sharbour6	48,36327	-123,729	tod	48,55948	-123,465			
sharpe	48,98248	-123,77	topaze	50,52567	-125,723			
sheer	50,19966	-125,127	tork	50,13911	-124,929			
shields	49,55127	-124,682	trueworthy	48,76821	-123,18			
shoal	48,89708	-123,651	tsawassen	49,04857	-123,113			
shoalbay2	50,45765	-125,368	tugboat	49,14879	-123,69			
shorter	50,40918	-125,731	tumbo	48,79498	-123,091			
sidney1	48,6149	-123,301	twin	50,03173	-124,935			
sidney2	48,61073	-123,313	tyee	50,04937	-125,256			
sidney3	48,63111	-123,328	uganda	50,09607	-125,038			
skerry	49,49912	-124,237	union	49,56561	-124,875			
slab	50,32064	-125,443	unionpoint	49,5965	-124,884			
smelt	50,03375	-124,994	vansittart	50,37794	-125,747			
snarrows1	50,23428	-125,145	vantreight	48,4391	-123,253			
snarrows2	50,23791	-125,154	venture	50,30454	-125,34			
sooke1	48,37435	-123,719	vere	50,39062	-125,771			
sooke2	48,38247	-123,704	vharbour	48,43801	-123,386			
sooke3	48,38948	-123,657	victoria1	48,42865	-123,385			
sooke5	48,3642	-123,712	victoria2	48,43548	-123,379			
southey	48,9412	-123,592	victoria3	48,44052	-123,382			
southgate	50,88751	-124,801	village	48,8424	-123,323			
spapiyus	49,68429	-123,876	vondonop1	50,15233	-124,949			
spectacle	48,55953	-123,536	vondonop2	50,13932	-124,946			
spotlight	48,97867	-123,567	vondonop3	50,17513	-124,972			
spring	49,52591	-124,359	waiatt1	50,26242	-125,252			
stag	50,07838	-125,218	waiatt2	50,26224	-125,241			

Tableau A3. Composants des modèles numérotés. On considère que les modèles de mode prédisent un habitat hautement propice au crabe vert lorsque deux modèles ou plus ont une valeur transformée en rang de 5. On considère que les modèles d'union prédisent un habitat hautement propice lorsque l'un des modèles de composant a une valeur transformée en rang de 5. Le modèle 6, en gras, est l'option recommandée pour la surveillance initiale.

N° de modèle	Type	Valeur de seuil	Modèles de composant	N ^{bre} de sites désignés comme habitat propice
1	Individuel	5	MaxEnt	88
2			CPUE	90
3			PA	90
4			SRS	87
5			WSG	78
6			Mode à 5 modèles	MaxEnt, CPUE, PA, SRS, WSG
7	Union de 5 modèles	MaxEnt, CPUE, PA, SRS, WSG	113	
8	Individuel	4	MaxEnt	130
9			CPUE	138
10			PA	141
11			SRS	146
12			WSG	136
13	Mode à 5 modèles	MaxEnt, CPUE, PA, SRS, WSG	151	
14	Union de 5 modèles	MaxEnt, CPUE, PA, SRS, WSG	207	
15	Mode à 4 modèles	5	MaxEnt, CPUE, PA, SRS	71
16			MaxEnt, CPUE, PA, WSG	75
17			MaxEnt, CPUE, SRS, WSG	71
18			MaxEnt, PA, SRS, WSG	64
19			MaxEnt, SRS, WSG, CPUE*PA	73
20			CPUE, PA, SRS, WSG	71
21			CPUE, PA, SRS, WSG*MaxEnt	75
22			CPUE, PA, WSG, SRS *MaxEnt	77
23			CPUE, SRS, WSG, PA*MaxEnt	67
24			PA, SRS, WSG, CPUE*MaxEnt	68
25	Mode à 3 méthodes	5	CPUE, PA, SRS	60
26			CPUE, PA, SRS *MaxEnt	60
27			CPUE, PA, WSG	62
28			CPUE, PA, WSG*MaxEnt	63
29			CPUE, SRS, PA*MaxEnt	57
30			CPUE, SRS, WSG	67
31			CPUE, SRS, WSG*MaxEnt	65
32			CPUE, WSG, PA*MaxEnt	57
33			CPUE, WSG, SRS *MaxEnt	64
34			MaxEnt, CPUE, PA	55
35			MaxEnt, CPUE, SRS	53
36			MaxEnt, CPUE, WSG	52
37			MaxEnt, PA, SRS	52
38			MaxEnt, PA, WSG	51
39			MaxEnt, SRS, CPUE*PA	60
40			MaxEnt, SRS, WSG	58
41			MaxEnt, WSG, CPUE*PA	60
42			PA, SRS, CPUE*MaxEnt	62
43			PA, SRS, WSG	65
44			PA, SRS, WSG*MaxEnt	64
45			PA, WSG, CPUE*MaxEnt	59
46			PA, WSG, SRS *MaxEnt	62
47			SRS, CPUE*PA, WSG*MaxEnt	69
48			SRS, WSG, CPUE*MaxEnt	68
49			SRS, WSG, CPUE*PA	72
50			SRS, WSG, PA*MaxEnt	65

N° de modèle	Type	Valeur de seuil	Modèles de composant	N ^{bre} de sites désignés comme habitat propice
51			WSG, CPUE*PA, SRS *MaxEnt	70

Tableau A4. Prédiction de l'habitat hautement propice au crabe vert (v) sur tous les sites pour les modèles individuels et pour le mode à 5 modèles et les modèles d'union, en utilisant des valeurs de seuil de 5 (c.-à-d. 80^e percentile) et 4 (c.-à-d. 60^e percentile). Les sites ne sont pas indiqués si aucun des modèles ne les reconnaît comme propices, à un seuil donné. Les coordonnées du site sont indiquées dans le tableau A2 et les numéros de modèle (le long de la ligne supérieure) peuvent être consultés dans le tableau A3. Les sites prédits par le mode à cinq modèles, avec un seuil de 5 (modèle 6) sont mis en évidence et marqués d'un astérisque comme l'option recommandée pour la surveillance initiale.

Site	Seuil = 5 (80 ^e percentile)							Seuil = 4 (60 ^e centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
agamemnon	–	√	√	–	–	–	√	√	√	√	–	–	√	√
albert	–	–	–	–	√	–	–	√	–	–	–	√	√	√
anderson1	√	–	–	–	√	–	√	√	√	√	√	√	√	√
anderson2	√	√	–	–	–	–	√	√	√	√	–	–	√	√
annie	–	–	–	√	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√
april	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
arnette	–	–	–	√	–	–	–	–	–	√	√	–	–	√
artaban*	–	–	√	–	√	√	√	–	√	√	–	√	√	√
artificial*	√	√	√	–	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√
ashworth	–	√	–	–	–	–	–	√	√	–	√	√	√	√
asman	√	√	–	–	–	–	√	√	√	–	–	–	–	√
attwood	–	√	√	–	–	–	√	–	√	√	√	–	√	√
baker	–	√	–	√	–	–	√	–	√	√	√	√	√	√
bargain	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
bear	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	√	–	–	√
becher*	√	–	√	–	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
becher1	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
becher2	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
becher3	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	√	–	√	√
becher4	√	–	–	–	–	–	–	√	√	√	√	√	√	√
bedwell	–	–	√	–	–	–	–	N/A	–	√	–	–	√	√
beecher1	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
beecher2	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
bessborough*	√	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√	√
bickley*	√	√	–	–	–	√	√	√	√	–	–	–	√	√
binnington	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
boatcove	–	–	√	√	–	–	√	–	√	√	√	√	√	√
boatswain	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–
boot	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
boothbay	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	√	√	√
boundarybay*	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√	√	√
brem*	–	–	√	√	–	√	√	–	√	√	√	–	√	√
bull*	–	√	√	–	√	√	√	–	√	√	√	√	√	√

Site	Seuil = 5 (80° percentile)							Seuil = 4 (60° centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
burgess	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-
burgoyne	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-
cabbage*	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√
cadboro	-	√	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√
capemudge	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√
captain	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	-	-	-	√
carlson*	-	√	-	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
charles	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-
chatham	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	√	√	√
chisholm	-	-	√	-	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√
coglan	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√
comox1*	-	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√
comox2*	-	-	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
conville	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	-	-	-	√
copper	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-
cordero	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-
cortes	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	√	√	√
cowichan2*	-	√	-	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
craig	-	√	-	√	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√
crescent	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	√
cross*	-	√	√	-	-	√	√	-	√	√	√	-	√	√
cufra	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	-	-	√
departure	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√
depbay2	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-
discovery	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	√	-	√
dmountain	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	√	√
donop1	-	√	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√
drew*	-	-	√	√	-	√	√	√	-	√	√	-	√	√
edith	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-
egerton	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√
elagoon*	-	-	√	√	-	√	√	√	-	√	√	-	√	√
elk*	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√
esquimalt1	-	√	√	-	-	-	√	-	√	√	-	-	-	√
esquimalt2	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-
esquimalt3*	-	√	√	√	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√
evans1	-	√	-	-	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√
evans2	-	-	√	-	-	-	-	√	√	√	-	√	√	√
evans4	-	√	-	√	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√
false*	-	√	-	-	√	√	√	-	√	-	-	√	√	√

Site	Seuil = 5 (80° percentile)							Seuil = 4 (60° centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
fanny*	–	√	√	√	–	√	√	–	√	√	√	√	√	√
fawn	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	–	√	√	√
finnerty	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
forbes	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	√
forward*	√	–	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√
frederick1*	√	–	–	√	√	√	√	√	–	–	√	√	√	√
fulford	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	√	√	√	√
gabriola1	–	√	–	–	√	–	√	–	√	–	√	√	√	√
galvani	√	–	–	–	–	–	–	√	√	√	√	–	√	√
ganges	–	–	–	–	√	–	–	–	√	√	√	√	√	√
ganges1	–	–	–	√	–	–	–	–	√	–	√	√	√	√
gillies*	–	–	–	√	√	√	√	–	√	–	√	√	√	√
goldstream	–	–	–	√	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√
gowland*	√	√	√	√	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√
grace1	–	–	√	–	–	–	–	–	√	√	√	–	√	√
granite1	–	–	–	√	–	–	–	–	√	–	√	–	–	√
hadley	–	√	√	–	–	–	√	–	√	√	√	√	√	√
hagan	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–
hall1	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
hamilton	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–
hay	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
heydon	√	–	–	√	–	–	√	√	√	√	√	√	√	√
higgins	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
hjorth1	–	√	–	–	–	–	–	√	√	–	–	√	√	√
hmpbck*	√	–	–	√	√	√	√	√	–	–	√	√	√	√
hope2	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	√	√	√	√
horton1	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	√	√	√
horton2	–	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	√	√	√
hotham1	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	√	√	√
hotham2	–	–	√	–	–	–	–	–	√	√	–	–	–	√
hotham3*	–	√	√	–	–	√	√	–	√	√	√	–	√	√
hutchinson	√	–	–	–	–	–	–	√	√	√	√	√	√	√
hyacinth	–	√	√	–	–	–	√	√	√	√	–	–	√	√
hyacinthe	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
ivanhoe	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
jackson	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
jackson1*	√	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√	√
jackson2	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	√	–	√	√
james1*	–	√	–	√	√	√	√	–	√	–	√	√	√	√

Site	Seuil = 5 (80° percentile)							Seuil = 4 (60° centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
james2	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	√
jelina	-	-	√	√	-	-	√	-	-	√	√	-	-	√
johns2	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	-	√
kanish*	√	-	√	-	-	√	√	√	-	√	-	-	√	√
kanish1	√	-	-	√	-	-	√	√	√	√	√	-	√	√
kanish2*	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√
kanish3*	√	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√
killam	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√
kilpahas	-	√	-	√	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√
kingfisher1	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	√
komas	-	-	-	-	√	-	-	-	√	-	-	√	-	√
kulleet*	-	-	-	√	√	√	√	-	-	-	√	√	√	√
ladysmith2	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-
ladysmith3*	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
lamalchi	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	√
lambert*	-	√	√	-	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
lancelot	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	-	√	√	√
larsons*	-	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√
long	-	-	-	√	-	-	-	-	√	√	√	√	√	√
loughborough1	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	√
loughborough2	√	-	-	-	-	-	-	√	-	√	√	-	√	√
lyall	-	-	-	√	√	-	√	-	√	-	√	√	√	√
madrone	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	√	√	√
malaspina1	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-
malaspina2	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	√
malaspina3	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-
malaspina4*	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√
manzanita*	-	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√
maple	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-
mcken	-	√	-	√	-	-	√	-	√	-	√	-	-	√
medecin*	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√	√
menzies	√	-	-	-	√	-	√	√	-	√	√	√	√	√
millbay	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	√	√	√
miners	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-
moh	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-
mortimer	-	-	-	-	√	-	-	-	√	-	-	√	-	√
mud*	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
mudge1	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-
murchinson	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	√

Site	Seuil = 5 (80° percentile)							Seuil = 4 (60° centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
musqueam	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	√	√	-	√
nanoosebay*	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√
narvaez	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-
needham	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-
nodales*	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√
nodales1	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-
okeover2	-	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	-	√
okeover3	-	-	-	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√
orford*	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√	√
paddy	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-
patricia	-	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	√	√	√
pedder1	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√	√	√	√
pender1*	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
pender2*	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√
pender3*	-	√	√	-	-	√	√	-	√	√	-	-	√	√
pendrell1	-	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√
pendrell3	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	√	√	√	√
pim*	√	-	√	-	-	√	√	√	-	√	-	√	√	√
portsj1	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	-	-	√	√
portsj2*	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√
prevost	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-
prideaux2	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	√
puget*	-	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√
quarry	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	-	-	-	√
ramsay	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	√	√	√	√
read*	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√
retreat	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√	√	√
ripple	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	√
roche2*	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√
rock1	√	√	-	-	-	-	√	√	√	-	√	√	√	√
rocky	√	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√
roscoe*	-	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√
roy	-	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√
rumbottle	-	-	√	-	√	-	√	√	-	√	√	√	√	√
saanichton	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	√	√	-	√
saltery2	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	√	√	√	√
saltwater	√	-	-	-	√	-	√	√	-	-	-	√	-	√
samuel	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-
saratoga*	-	-	-	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√	√

Site	Seuil = 5 (80° percentile)							Seuil = 4 (60° centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
sbasin1*	√	–	√	–	–	√	√	√	–	√	√	–	√	√
sbasin2	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
sbasin3	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
sbasin4	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√	–	–	–	√
sbasin5	√	–	–	–	–	–	–	√	√	√	–	√	√	√
sbasin6	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√	√	√	√	√
scottie	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	√	√
selby*	–	√	–	–	√	√	√	–	√	–	–	√	√	√
shaft	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–
shannon	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
sharbour1	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
sharbour2	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
sharbour3	√	√	–	–	–	–	√	√	√	√	√	–	√	√
sharbour4	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
sharbour6	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	√	–	–	√
sheer	–	–	–	–	√	–	–	√	–	√	–	√	√	√
shoal*	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√	√	√
shoalbay2*	√	√	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√
shorter*	√	√	–	√	–	√	√	√	√	–	√	–	√	√
sidney3*	–	–	√	–	√	√	√	–	√	√	–	√	√	√
skerry	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
slab	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√	–	√	√	√
snarrows2*	–	√	√	–	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
sooke1	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√	–	–	–	√
sooke2	√	–	–	√	–	–	√	√	–	√	√	√	√	√
sooke3*	√	√	–	–	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
sooke5	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	–	–	–	√
southgate	–	–	–	√	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√
spectacle	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	–	–	√
stag	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
stella	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	–	–	–	√
steveston1*	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√	√	√
steveston2*	–	–	√	–	√	√	√	–	√	√	–	√	√	√
stoney	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
storey	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	–	–	–	√
stove	–	√	√	–	–	–	√	–	√	√	–	–	–	√
stuart2	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	√	–	√
sturt	–	–	–	√	√	–	√	√	–	√	√	√	√	√
suffolk	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	√	–	√	√

Site	Seuil = 5 (80° percentile)							Seuil = 4 (60° centile)						
	1 : MaxEnt	2 : CPUE	3 : PA	4 : SRS	5 : WSG	6 : Mode	7 : Union	8 : MaxEnt	9 : CPUE	10 : PA	11 : SRS	12 : WSG	13 : Mode	14 : Union
tallac*	√	√	–	√	–	√	√	√	√	–	√	√	√	√
taylor	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–
tenedos	–	–	√	–	–	–	–	–	√	√	–	–	√	√
theodocia3	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	√
thunder1	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
thunder2	–	–	–	–	√	–	–	–	√	–	√	√	√	√
thurlow	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	–	–	–	√
thurston1	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	–	–	–	√
thurston2*	√	√	–	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
tilly	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
tod	–	–	–	√	–	–	–	–	√	–	√	–	√	√
topaze	√	–	–	√	–	–	√	√	√	√	√	√	√	√
tork	–	–	√	–	–	–	–	√	√	√	–	–	√	√
Yworthy	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–
tsawassen*	–	–	–	√	√	√	√	–	–	√	√	√	√	√
tugboat	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
tumbo	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–
twin	–	–	–	–	√	–	–	√	–	–	√	√	√	√
tyee	–	–	√	–	–	–	–	√	–	√	–	–	√	√
uganda	–	√	√	–	–	–	√	–	√	√	–	–	–	√
unionpoint	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	√
vansittart	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
vantreight	–	–	–	–	√	–	–	√	√	–	–	√	√	√
venture	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–
vere*	√	√	–	–	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√
vharbour	–	√	√	–	–	–	√	√	√	√	–	–	√	√
victoria1	–	√	–	–	–	–	–	√	√	√	–	–	√	√
victoria2	–	–	√	–	–	–	–	√	√	√	–	–	√	√
vondonop1	–	√	–	–	–	–	–	√	√	–	–	–	√	√
waiatt1	√	–	–	–	–	–	–	√	–	√	√	–	√	√
waiatt2	–	–	√	–	–	–	–	√	√	√	√	–	√	√
walkem1	√	–	–	–	–	–	–	√	√	–	–	–	–	√
walkers	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–
walter	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–
wellbore*	√	√	–	√	√	√	√	√	√	–	√	√	√	√
whiterock	–	–	–	√	–	–	–	–	√	–	√	–	–	√
wigwam	–	–	–	√	√	–	√	–	–	–	√	√	–	√
witty*	–	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
young	√	–	–	–	–	–	–	√	–	–	–	–	–	–

Tableau A5. Prédications de l'habitat hautement propice (v) sur tous les sites pour les modèles de mode composés de combinaisons de 4 et 3 modèles, en utilisant le 80e percentile comme seuil de caractère convenable. Les sites ne sont pas indiqués si aucun des modèles ne les reconnaît comme appropriés, à ce seuil. Les coordonnées du site sont indiquées dans le tableau A2 et les numéros de modèle (le long de la ligne supérieure) peuvent être consultés dans le tableau A2.

Site	Mode à 4 modèles										Mode à 3 modèles																													
	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51			
agamemnon	v	v	-	-	-	-	v	v	-	-	v	v	v	v	v	-	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	
albert	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	
anderson1	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	v	-	-	v	-	v	v	v	v	v	-	-	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	
anderson2	v	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	v	-	v	v	v	v	-	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
annie	-	-	v	-	-	v	-	-	v	v	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	v	-	-	-	-	-	v	v	v	-	
artaban	-	v	-	v	v	v	v	v	-	v	-	-	v	v	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	v	-	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	-	v	
artificial	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	v	-	v	v	v	v	v	-	-	-	v
ashworth	-	-	-	-	-	-	v	v	-	-	-	v	-	v	-	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
asman	v	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	v	v	-	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
attwood	v	-	-	-	-	v	-	v	-	v	v	v	v	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	
baker	v	-	v	-	v	-	-	-	-	-	v	v	-	-	v	v	v	-	v	-	v	-	-	-	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	v	v	v	-	v	
becher	-	v	-	v	v	-	-	v	-	v	-	v	v	v	-	-	-	v	v	v	-	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	
becher4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	v	
bessborough	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v
bickley	v	v	v	-	v	-	-	-	v	-	-	-	-	v	-	-	v	-	v	v	v	-	-	v	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
boatcove	v	-	-	v	v	-	-	-	-	-	v	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	v	-	-	v	v	v	-	v	v	-	v	-	v	
boundarybay	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v
brem	v	-	-	v	v	v	v	-	-	v	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	v	-	-	v	v	v	-	-	v	-	v	-	-	
bull	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	v	v	v	-	v	v	v	v	v	-	v	-	v	-	-	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	
cabbage	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	v	-	v	-	v	v	v	v	v	v	-	v	v	v	-	
cadboro	-	v	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	v	v	-	v	v	v	v	-	-	v	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	v	-	v	v	v	-	v	
carlson	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	-	v	v	v	v	-	v	v	-	-	v	v	v	-	v	-	-	-	-	v	v	v	v	v	v	v	
chatham	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
chisholm	-	v	-	v	v	-	-	-	-	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	v	-	v	-	v	v	-	-	v	-	v	
comox1	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	v	-	-	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	
comox2	v	v	v	v	v	v	-	-	-	v	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v
cowichan2	v	v	v	v	v	v	-	-	v	v	v	-	v	-	v	v	v	v	-	v	v	-	-	v	v	v	v	v	-	v	-	v	v	v	v	v	v	v	v	
craig	v	-	v	-	v	-	v	-	v	-	v	-	-	-	v	v	v	-	-	-	v	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	v	-	-
cross	v	v	-	-	-	v	v	v	-	-	v	v	v	v	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
donop1	-	-	-	-	-	-	-	v	v	-	-	v	v	v	v	v	v	v	-	-	v	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	v	v	v	v	v	v	v	v	
drew	v	-	-	v	-	v	v	v	v	-	v	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	v	v	v	-	v	-	-	-	v	-
egerton	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v
elagoon	v	-	-	v	-	v	v	v	v	-	v	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	v	v	v	-	v	-	-
elk	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	-	-	-	v	v	v	v	v	-	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	v	-	v	v	v	v	v	v	v	v	
esquimalt1	v	v	-	-	-	-	-	v	-	-	v	v	v	v	-	-	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	v	-	-	v	-	-	-	-	-	-	-	-	
esquimalt3	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	v	-	v	-	v	-	-	v	v	v	v	v	v	v

Site	Mode à 4 modèles										Mode à 3 modèles																													
	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51			
evans1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	
evans2	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-		
evans4	√	-	√	-	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	√	√	-	-	-	√	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	-	-	
false	-	√	√	-	√	√	-	√	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	-	-	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	
fanny	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√	-	-	√	√	-	√	-	√	-	-	√	√	√	-	-	√	-	√	-	√	-	-	
forward	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
frederick1	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	-	-	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
gabriola1	-	-	√	-	-	√	-	√	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
galvani	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	
gillies	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	
goldstream	-	-	√	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	√	-	
gowlland	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
hadley	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	
heydon	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	-	√	√	√	√	√	√		
hjorth1	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
hmpbck	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	-	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	
hotham1	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
hotham3	√	√	-	-	-	√	√	√	-	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-		
hutchinson	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	
hyacinth	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-		
jackson1	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
james1	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	-	√	√	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	√	-		
jelina	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	√	√	-	√	-	-	-	-	-	
kanish	√	√	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
kanish1	-	-	√	√	√	-	-	-	√	√	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	-	√	√	√	√	√	√	√		
kanish2	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	
kanish3	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
kilpahlas	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	-	-	-	√	√	√	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	
kulleet	-	-	√	√	√	√	-	-	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	
ladysmith3	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
lambert	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	√	√	-	√	-	√	-	√	-	-	√	√	-	√	√	-	√	√	-	√	√	-	√	
larsons	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
long	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	
lyall	-	-	√	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	-	
malaspina4	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	-	√	-	-	-	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
manzanita	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	
mcken	√	-	√	-	-	-	√	-	√	-	√	-	-	-	√	√	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
medecin	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	-	√	√	-	-	√	√	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	-	
menzies	-	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	√	√	-	-	√	-	√	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	√	
mud	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	

Site	Mode à 4 modèles										Mode à 3 modèles																														
	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51				
musqueam	-	-	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
nanoosebay	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	-		
nodales	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-		
okeover3	-	-	√	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	
orford	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	-	√	√	-	-	√	√	√	-	√	-	-	-	-	√	√	√	√	√	√		
pedder1	-	-	-	-	-	-	√	√	-	-	-	√	-	√	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
pender1	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
pender2	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
pender3	√	√	-	-	-	√	√	-	-	-	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
pim	√	√	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
portsj2	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
puget	-	√	-	√	-	√	√	-	√	√	-	-	√	√	-	-	-	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	√	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	√	-
read	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	
roche2	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	-	-	√	√	-	-	-	-	-	√	-	
rock1	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√
roscoe	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
roy	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
rumbottle	-	√	-	-	-	√	√	√	√	-	-	√	√	√	-	-	-	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	√	√	√	√	-	-	-	-	√	√	√	
saanichton	-	-	√	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	√	√	-	
saltwater	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
saratoga	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	
sbasin1	√	√	-	√	-	-	-	√	-	-	-	√	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	
sbasin4	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
sbasin5	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-
sbasin6	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	-	√	-	√	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	√	-	√	√	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	
scottie	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
selby	-	√	√	-	-	√	-	√	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
sharbour3	-	√	√	-	√	-	-	√	√	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	-	√	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√
sheer	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-
shoal	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
shoalbay2	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
shorter	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
sidney3	-	√	-	√	-	√	-	√	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
slab	-	√	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
snarrows2	-	√	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
sooke1	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
sooke2	√	-	√	-	-	-	√	-	√	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	-	√	-	√	-	√	-	-	√	√	-	√	-	√	-	
sooke3	-	√	√	-	√	-	-	√	√	-	-	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	-	-	-	√	√	√	√	√	√	√
southgate	-	-	√	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	-	√	√	√	√	√	√	-
steveston1	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√

Site	Mode à 4 modèles										Mode à 3 modèles																											
	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	
steveston2	-	√	-	√	√	√	-	√	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	√	-	√	√	-	-	√	-	√	
stove	√	-	-	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	
sturt	-	-	√	-	-	√	√	√	√	-	-	-	-	√	√	√	√	√	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	
tallac	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	-	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	√	-	√	-	-	√	√	√	-	√	
thurston2	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	
topaze	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	√	-	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	-	√	-	-	√	√	√	√	√		
tsawassen	-	-	√	√	√	√	-	-	√	√	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	√	
twin	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√
uganda	√	-	-	-	-	√	-	√	-	√	√	√	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	
vantreight	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	
vere	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	√	√	-	√	√	√	√	√	√	√	√	-	√	-	√	√	-	-	√	√	-	√	-	-	√	
vharbour	√	√	-	-	-	-	√	√	-	-	√	√	√	√	√	-	-	√	-	√	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	
victoria1	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
waiatt2	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	√
wellbore	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√
wigwam	-	-	√	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	√	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	√	-	-	√	-	-	-	-	-	√	√	√	-
witty	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√	√

ANNEXE B. PRÉDICTIONS PROPRES À LA ZONE DANS LA MER DES SALISH

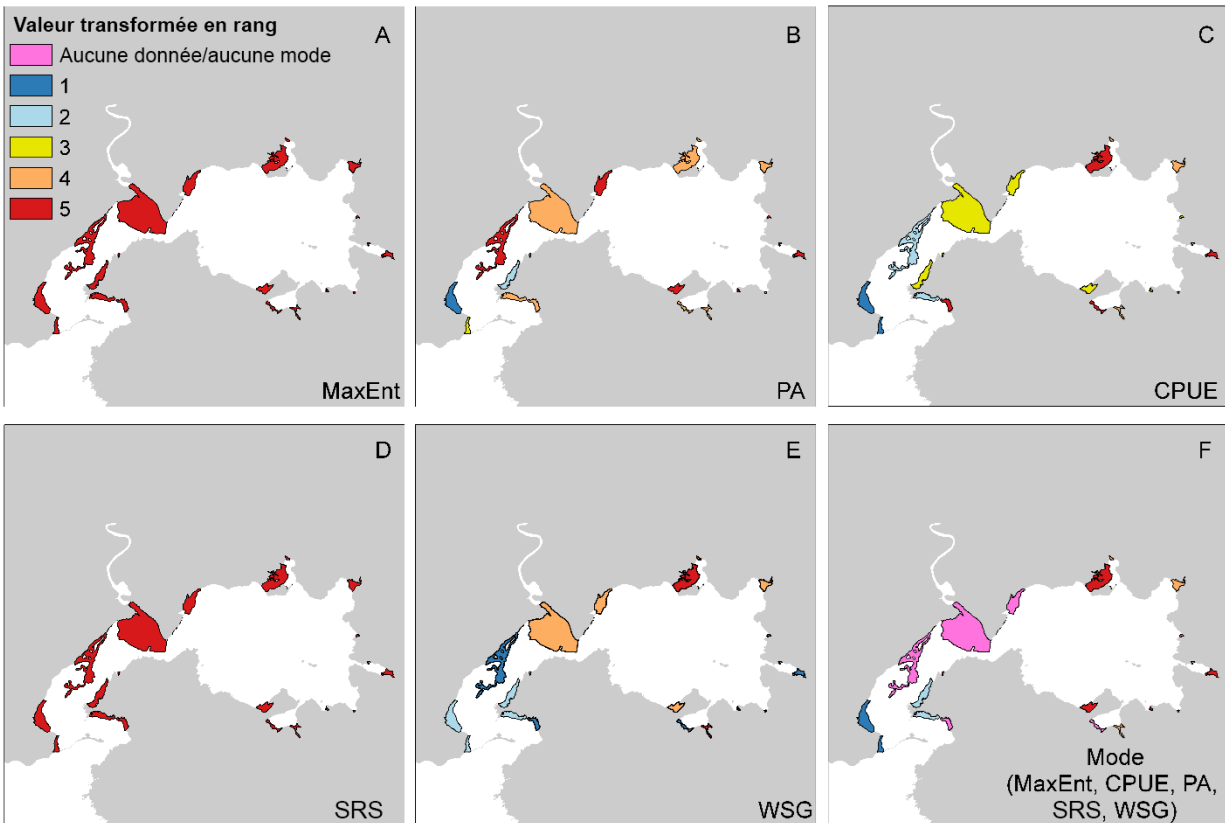


Figure A1. Prédications de certains modèles pour le bassin Sooke. A-E) Modèles individuels, montrant les quantiles (20^{es} percentiles) des valeurs du modèle, le quantile 5 étant interprété comme un site hautement propice au crabe vert; F) Mode des cinq modèles individuels, chaque site se voyant attribuer la valeur la plus fréquente des modèles d'entrée. Lorsqu'aucune valeur ne correspond à la valeur la plus fréquente ou en cas d'égalité, « aucune mode » est utilisé.

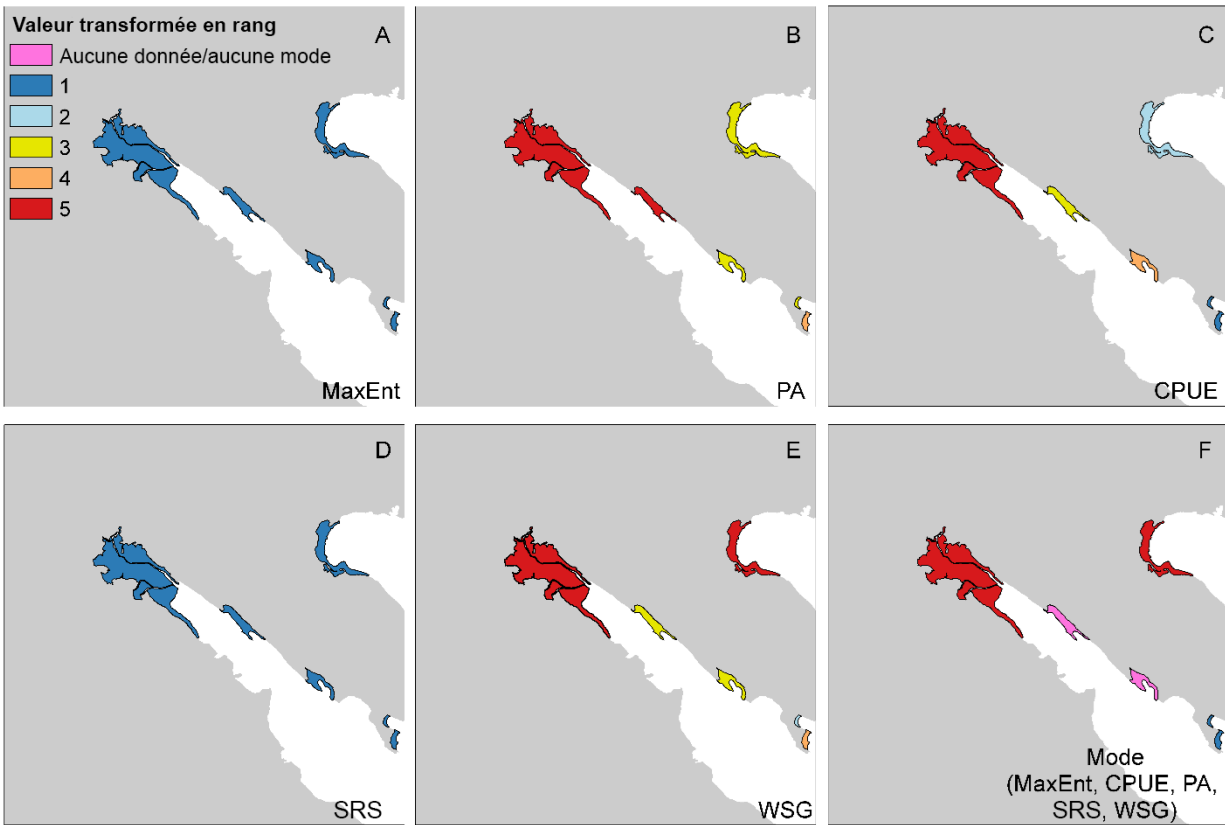


Figure A2. Prédications de certains modèles pour Ladysmith. A-E) Modèles individuels, montrant les quantiles (20^{es} percentiles) des valeurs du modèle, où le quantile 5 est interprété comme étant très approprié pour le crabe vert; F) Mode des cinq modèles individuels, où chaque site se voit attribuer la valeur la plus fréquente des modèles d'entrée. Lorsqu'aucune valeur ne correspond à la valeur la plus fréquente ou en cas d'égalité, « aucune mode » est utilisé.

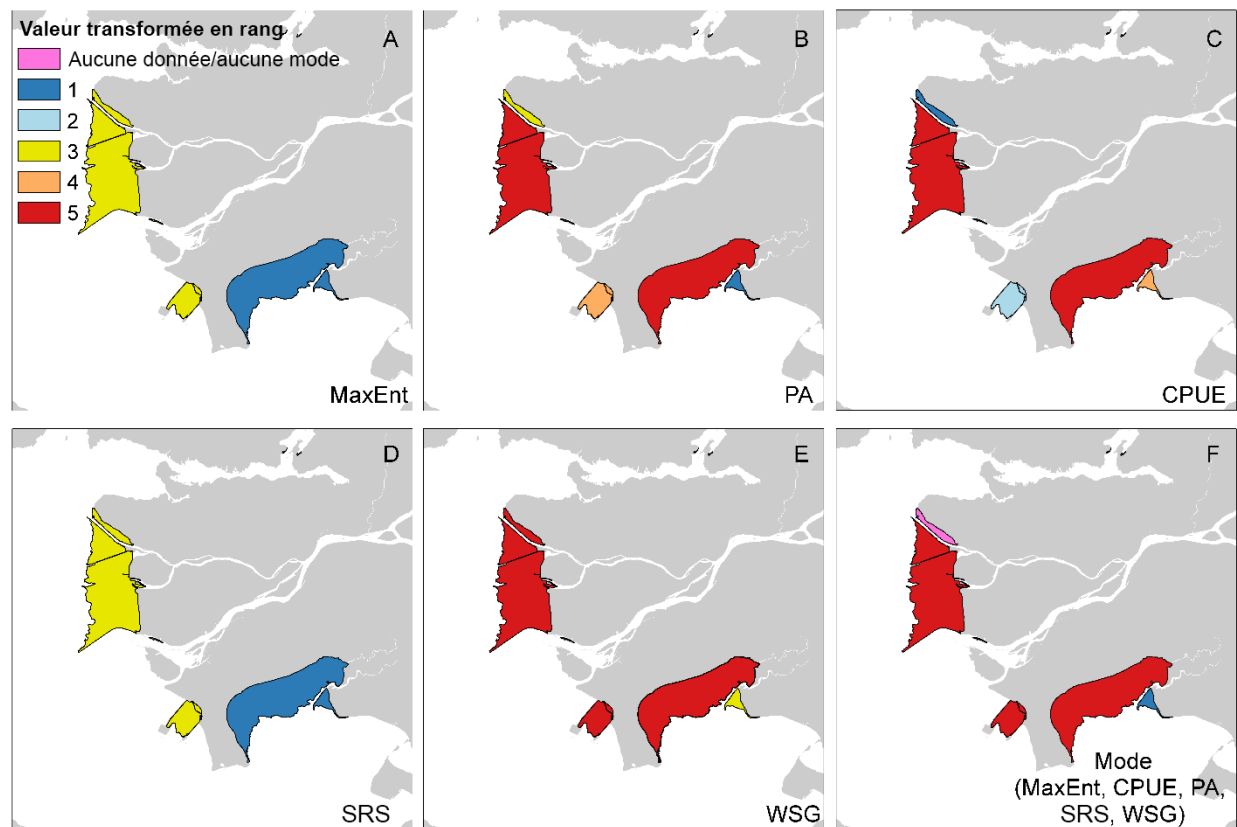


Figure A3. Prédications de certains modèles pour baie Boundary. A-E) Modèles individuels, montrant les quantiles (20^{es} percentiles) des valeurs du modèle, où le quantile 5 est interprété comme étant très approprié pour le crabe vert; F) Mode des cinq modèles individuels, où chaque site se voit attribuer la valeur la plus fréquente des modèles d'entrée. Lorsqu'aucune valeur ne correspond à la valeur la plus fréquente ou en cas d'égalité, « aucune mode » est utilisé.