

Boîte à outils des méthodes scientifiques de l'approche écosystémique de la gestion des pêches de Pêches et Océans Canada : Guide de l'utilisateur

Karen M. Cogliati, Irene Andrushchenko, Hugues Benoît, Alida Bundy, Jackie King, Marten A. Koops et Mark Simpson

Pêches et Océans Canada
Direction des sciences des populations de poissons
200, rue Kent
Ottawa (Ontario)
K1A 0E6

2025

Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 3620



Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques

Les rapports techniques contiennent des renseignements scientifiques et techniques qui constituent une contribution aux connaissances actuelles, mais qui ne sont pas normalement appropriés pour la publication dans un journal scientifique. Les rapports techniques sont destinés essentiellement à un public international et ils sont distribués à cet échelon. Il n'y a aucune restriction quant au sujet; de fait, la série reflète la vaste gamme des intérêts et des politiques de Pêches et Océans Canada, c'est-à-dire les sciences halieutiques et aquatiques.

Les rapports techniques peuvent être cités comme des publications à part entière. Le titre exact figure au-dessus du résumé de chaque rapport. Les rapports techniques sont résumés dans la base de données *Résumés des sciences aquatiques et halieutiques*.

Les rapports techniques sont produits à l'échelon régional, mais numérotés à l'échelon national. Les demandes de rapports seront satisfaites par l'établissement auteur dont le nom figure sur la couverture et la page du titre.

Les numéros 1 à 456 de cette série ont été publiés à titre de Rapports techniques de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada. Les numéros 457 à 714 sont parus à titre de Rapports techniques de la Direction générale de la recherche et du développement, Service des pêches et de la mer, ministère de l'Environnement. Les numéros 715 à 924 ont été publiés à titre de Rapports techniques du Service des pêches et de la mer, ministère des Pêches et de l'Environnement. Le nom actuel de la série a été établi lors de la parution du numéro 925.

Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences

Technical reports contain scientific and technical information that contributes to existing knowledge but which is not normally appropriate for primary literature. Technical reports are directed primarily toward a worldwide audience and have an international distribution. No restriction is placed on subject matter and the series reflects the broad interests and policies of Fisheries and Oceans Canada, namely, fisheries and aquatic sciences.

Technical reports may be cited as full publications. The correct citation appears above the abstract of each report. Each report is abstracted in the data base *Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts*.

Technical reports are produced regionally but are numbered nationally. Requests for individual reports will be filled by the issuing establishment listed on the front cover and title page.

Numbers 1-456 in this series were issued as Technical Reports of the Fisheries Research Board of Canada. Numbers 457-714 were issued as Department of the Environment, Fisheries and Marine Service, Research and Development Directorate Technical Reports. Numbers 715-924 were issued as Department of Fisheries and Environment, Fisheries and Marine Service Technical Reports. The current series name was changed with report number 925.

Rapport technique canadien
des sciences halieutiques et aquatiques 3620

2025

Boîte à outils des méthodes scientifiques de l'approche écosystémique de la gestion des
pêches de Pêches et Océans Canada : Guide de l'utilisateur

par

Karen M. Cogliati¹, Irene Andrushchenko², Hugues Benoît³, Alida Bundy², Jackie King⁴,
Marten A. Koops⁵ et Mark Simpson⁶

¹ Pêches et Océans Canada
Direction des sciences des populations de poissons
200, rue Kent
Ottawa, Ontario
K1A 0E6

² Pêches et Océans Canada
Station biologique de St Andrews
125, promenade Marine Science
St. Andrews, Nouveau-Brunswick
E5B 0E4

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

⁴ Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190 Hammond Bay Road
Nanaimo, Colombie-Britannique
V9T 6N7

⁵ Pêches et Océans Canada
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques
867 Lakeshore Road
Burlington, Ontario
L7S 1A1

⁶ Pêches et Océans Canada
Centre des pêches de l'Atlantique nord-ouest
80 East White Hills Road
St. John's, Terre-Neuve-et-Labrador
A1C 5X1

© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du ministère des
Pêches et des Océans, 2025
N° de cat. Fs97-6/3620F-PDF ISBN 978-0-660-75776-6 ISSN 1488-545X
<https://doi.org/10.60825/f2e6-0809>

On doit citer la publication comme suit:

Cogliati, K.M., Andrushchenko, I., Benoît, H., Bundy, A., King, J., Koops, M.A. et Simpson, M.
2025. Boîte à outils des méthodes scientifiques de l'approche écosystémique de la gestion des
pêches de Pêches et Océans Canada : Guide de l'utilisateur. Rapp. tech. can. sci. halieut.
aquat. 3620 : vi + 47 p. <https://doi.org/10.60825/f2e6-0809>

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vi
INTRODUCTION	1
OBJECTIFS DE LA BOÎTE À OUTILS	1
UTILISATION DE LA BOÎTE À OUTILS	2
DESCRIPTION DES MÉTHODES	6
Modèles de population unique à structure démographique	7
Délai différentiel avec les covariables des VE	8
Prises statistiques selon l'âge avec les covariables des VE	8
Prises statistiques selon l'âge avec des paramètres variables dans le temps	8
Prises statistiques selon l'âge avec les prédateurs considérés comme une flotte de pêche	9
Modèle de population matriciel avec VE	9
Modèles basés sur l'individu	9
Espèces uniques – Modèles de production excédentaire (dynamique de la biomasse)	10
Empirique – Une variable	11
Modèles statistiques linéaires et additifs	11
Empirique – Multivariable	12
Modèles de forêt à gradient	12
Analyses factorielles dynamiques multivariées	12
Empirique – Autre	13
Modélisation dynamique empirique	13
Modèles d'équations structurelles	13
Modèles à espèces multiples	14
Modèles bioénergétiques à espèces multiples	14
Modèles à espèces multiples basés sur l'individu	14
Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes	15
Modèles à espèces multiples fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMaRns)	16
Modèles de production excédentaire à espèces multiples	17
Modélisation des écosystèmes	17
Atlantis	17
Ecopath with Ecosim (EwE)	19
Modèles de réseaux (modèles topologiques ou qualitatifs)	20
Modèles écosystémiques basés sur l'individu	21
Autres approches	21

Équivalence des risques	21
Revue de la littérature et entretiens avec des experts	22
REMERCIEMENTS	23
RÉFÉRENCES	23
ANNEXE 1 : BOÎTE À OUTILS DES MÉTHODES DE L’AEGP	33
Liste des acronymes.....	33
Tableau A1 – Aperçu de la méthode.....	34
Tableau A2 – Détails de la méthode et exemples	36
Tableau A3 – Extrait des avis sur les pêches.....	38
Tableau A4 – Intrants et exigences de la méthode	40
Tableau A5 – Exemples des méthodes et ressources complémentaires.....	43
ANNEXE 2 : APPLICATION SHINY DE LA BOÎTE À OUTILS DES MÉTHODES SCIENTIFIQUES DE L’AEGP	46
ANNEXE 3 : RESSOURCES COMPLÉMENTAIRES	47

RÉSUMÉ

Cogliati, K.M., Andrushchenko, I., Benoît, H., Bundy, A., King, J., Koops, M.A. et Simpson, M. 2025. Boîte à outils des méthodes scientifiques de l'approche écosystémique de la gestion des pêches de Pêches et Océans Canada : Guide de l'utilisateur. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3620 : vi + 47 p. <https://doi.org/10.60825/f2e6-0809>

Un groupe de travail (GT) national sur l'approche écosystémique de la gestion des pêches (AEGP) de Pêches et Océans Canada (MPO) a élaboré une Boîte à outils nationale de l'approche écosystémique des méthodes scientifiques de gestion des pêches (Boîte à outils). Cette Boîte à outils est une compilation des méthodes scientifiques utilisées par le MPO pour intégrer des variables écosystémiques dans les évaluations des stocks et les autres activités de recherche liées aux évaluations. Ce rapport sert de guide de l'utilisateur pour la Boîte à outils, qui peut être téléchargée à partir du portail de données ouvertes du gouvernement du Canada (et se trouve en annexe du présent rapport).

Il convient de noter que le contenu de la Boîte à outils est destiné à servir de point de départ aux chercheurs qui veulent intégrer l'information écosystémique dans leurs activités d'évaluation des stocks, et non à fournir une liste exhaustive des outils d'analyse disponibles. Les chercheurs sont priés d'évaluer la pertinence des outils de la Boîte à outils pour la recherche en question, ainsi que d'étudier la possibilité d'autres outils (préexistants ou nouveaux) qui ne sont pas actuellement inclus dans la Boîte à outils. La Boîte à outils se veut « évolutive », avec des mises à jour périodiques pour refléter les pratiques exemplaires émergentes.

ABSTRACT

Cogliati, K.M., Andrushchenko, I., Benoît, H., Bundy, A., King, J., Koops, M.A. et Simpson, M. 2025. Boîte à outils des méthodes scientifiques de l'approche écosystémique de la gestion des pêches de Pêches et Océans Canada : Guide de l'utilisateur. Rapp. tech. can. sci. halieut. aquat. 3620 : vi + 47 p. <https://doi.org/10.60825/f2e6-0809>

Fisheries and Oceans Canada's (DFO) national Ecosystem Approach to Fisheries Management (EAFM) Working Group developed a National EAFM Science Methods Toolbox (Toolbox); a compilation of Science methods used by DFO for incorporating ecosystem variables into stock assessments and other assessment-related research activities. This report is the user guide for the Toolbox, which can be downloaded from the Government of Canada's Open Data portal (and found in an appendix of this report).

The Toolbox is a starting point for researchers looking to incorporate ecosystem information in their stock assessment activities, and is not intended to provide an exhaustive list of available analytical tools. Researchers should assess the suitability of any tools in the Toolbox to particular research objectives, as well as investigate the possibility of tools not presently included in the Toolbox (pre-existing or new). It is expected that the Toolbox will remain 'evergreen' with periodic updates to reflect emerging best practices.

INTRODUCTION

Un groupe de travail national sur l'approche écosystémique de la gestion des pêches (AEGP) de Pêches et Océans Canada (MPO) a été créé en 2018 en vue de (1) faire progresser l'intégration des variables climatiques, océanographiques et écologiques dans les évaluations des stocks d'une seule espèce et les avis correspondants afin de faciliter la poursuite de la mise en œuvre de l'AEGP, et (2) définir des étapes pratiques pour faire avancer l'objectif à plus long terme de la gestion écosystémique des pêches (GEP) comportant des évaluations et des avis plurispécifiques.

Le plan de travail du groupe de travail national était fondé sur les initiatives antérieures du Secteur des sciences visant à promouvoir l'AEGP au MPO. Par exemple, le cadre pour les pêches durables du Ministère a été lancé en 2009 et représente les bases préliminaires de l'AEGP. Alors que le cadre pour les pêches durables fournit toujours le cadre stratégique pour l'AEGP au MPO, il reste beaucoup de travail à faire pour mettre en œuvre une approche écosystémique dans les cycles des sciences et de la gestion des pêches, c'est-à-dire dans les évaluations des stocks, la fourniture d'avis scientifiques, les recommandations de gestion, les plans de gestion intégrée des pêches, d'autres stratégies de récolte, ainsi que dans la prise de décision en matière de gestion des pêches.

Afin de mieux comprendre les avantages et les défis des pratiques actuelles pour les évaluations des stocks du MPO et de fournir une orientation sur la manière d'intégrer les considérations environnementales à tout le processus, de la collecte de données à la prise de décisions, le groupe de travail national a créé trois sous-groupes :

Le sous-groupe de la synthèse des études de cas de l'AEGP a effectué un examen approfondi de 31 études de cas du MPO afin de mieux comprendre comment les connaissances sur les écosystèmes ont été utilisées dans les cycles des sciences et de la gestion des pêches et de cerner les possibilités et les défis d'une meilleure intégration des variables écosystémiques dans les décisions sur les pêches (Pepin *et al.* 2023).

Le sous-groupe de l'outil de rétroaction pour l'AEGP entre la Gestion des pêches et les Sciences a examiné le cycle consultatif actuel du MPO (de l'avis scientifique aux recommandations sur la gestion des pêches) et a cerné les possibilités de renforcer la rétroaction et la communication sur les considérations écosystémiques à chaque étape du processus.

Le sous-groupe de la boîte à outils des méthodes scientifiques de l'AEGP a compilé des méthodes pour intégrer l'information sur les écosystèmes dans les modèles et les analyses, y compris les évaluations des stocks et d'autres méthodes pour éclairer la gestion des pêches (p. ex. approches empiriques, statistiques et de modélisation), d'après les études de cas du groupe de travail national de l'AEGP et l'expérience connexe des membres du sous-groupe.

Le présent document a été produit par le troisième sous-groupe. Il fournit des directives aux chercheurs qui souhaitent connaître des méthodes pour intégrer les variables écosystémiques dans les évaluations des stocks individuels ou dans les activités de recherche liées aux évaluations.

OBJECTIFS DE LA BOÎTE À OUTILS

La boîte à outils vise à :

1. Mettre en évidence les méthodes accessibles pour que les chercheurs du MPO intègrent les variables écosystémiques dans les évaluations des stocks.

2. Décrire les facteurs à prendre en considération concernant l'accessibilité des données, les ressources en personnel et les types d'avis requis.
3. Donner des conseils sur les méthodes les mieux adaptées en fonction d'une situation donnée et des facteurs pris en compte.
4. Fournir des liens ou des références à des exemples de ces méthodes pour guider les chercheurs dans l'élaboration de leurs propres analyses.

Le MPO définit l'AEGP comme une approche de gestion des pêches à stock unique qui intègre des variables écosystémiques¹ dans les évaluations des stocks, les avis scientifiques, les recommandations de gestion, les plans de gestion intégrée des pêches ou d'autres stratégies de récolte (p. ex. les cycles des sciences et de la gestion des pêches) afin de mieux éclairer les décisions relatives aux stocks et à chaque pêche individuelle. Ainsi, la boîte à outils est principalement axée sur ce niveau, même si certaines des méthodes incluses sont conçues pour être appliquées dans un contexte à espèces multiples ou écosystémique.

La portée de la boîte à outils comprend des approches de modélisation quantitatives et qualitatives, des approches de modélisation à espèce unique, plurispécifiques et interdisciplinaires, de même que des approches non fondées sur un modèle. La plupart des méthodes incluses sont fondées sur les méthodes utilisées ou envisagées pour les études de cas du groupe de travail national sur l'AEGP, ou sur l'expertise ou la connaissance des membres du sous-groupe. La boîte à outils ne se veut pas une liste exhaustive de toutes les méthodes possibles pour intégrer l'information sur les écosystèmes dans les évaluations des stocks (c'est-à-dire qu'il existe sûrement d'autres méthodes non mentionnées dans la boîte à outils qui pourraient être utilisées et qui répondraient à l'objectif d'intégrer l'information sur les écosystèmes). Elle sert plutôt de point de départ accessible qui donne aux utilisateurs une idée des types de méthodes offertes. En outre, puisqu'il s'agit d'un domaine de recherche actif, on s'attend à ce que d'autres nouvelles méthodes s'ajoutent au fil du temps.

En plus de ce rapport technique, la feuille de données Excel de la boîte à outils qui l'accompagne pourra être consultée sur le portail de données ouvertes du gouvernement du Canada. Une version pour l'application Shiny est accessible à l'interne sur le site Applis GD. La version interne permet aux utilisateurs de suggérer des ajouts ou des modifications pour la boîte à outils. Cette section du guide de l'utilisateur sera mise à jour en conséquence, si nécessaire.

UTILISATION DE LA BOÎTE À OUTILS

Dans l'ensemble, la boîte à outils comprend trois éléments :

- le présent guide, y compris une description de chacune des méthodes figurant dans la boîte à outils;
- un tableau d'accompagnement des méthodes et des considérations pour aider à choisir les méthodes appropriées – voir l'annexe A, ou une version plus interactive de la feuille Excel se trouvant sur le portail de données ouvertes du gouvernement du Canada (<https://ouvert.canada.ca/data/fr/dataset/5c039538-7605-41f1-a9ba-c3cf82200334>);

¹ Les variables écosystémiques représentent les éléments, les caractéristiques et/ou les processus d'un écosystème qui sont susceptibles de varier ou de changer, comme ceux liés au climat, à l'océanographie et à l'écologie, et qui peuvent avoir une incidence sur la productivité et/ou la disponibilité du stock.

- une version conviviale pour l'application Shiny qui peut être utilisée à la place du tableau de l'annexe A ([DFO Shiny Apps Repository](#) : Boîte à outils des méthodes scientifiques de l'approche écosystémique de la gestion des pêches)

Pour choisir les méthodes appropriées d'intégration des variables écosystémiques dans les évaluations des stocks, il faut répondre à quatre questions principales :

1. Quels sont les objectifs de gestion (ou de recherche)?
2. Quels sont les résultats attendus?
3. Quelles sont les données accessibles pour répondre aux questions?
4. Quelles sont les ressources requises (p. ex. temps et expertise du personnel, capacité informatique)?

La boîte à outils est structurée selon une série de considérations (tableau 1) qui se rapportent à ces quatre questions principales. Les considérations sont ensuite utilisées pour filtrer les méthodes de la boîte à outils afin de trouver celles qui conviennent le mieux. Le tableau 1 décrit chacune des considérations (correspondant aux en-têtes de colonne de la boîte à outils) et les réponses possibles à chacune des considérations.

Une fois qu'une ou plusieurs méthodes ont été déterminées comme potentiellement applicables, les utilisateurs peuvent obtenir plus de détails à partir des descriptions du modèle dans la section suivante afin de préciser leur sélection et de suivre des liens vers des ressources supplémentaires.

Tableau 1. Descriptions des considérations qui peuvent être utilisées pour filtrer les méthodes dans la Boîte à outils afin de trouver des recommandations propres au contexte, et des renvois aux tableaux de la Boîte à outils de l'annexe A.

Facteur à considérer	Description	Tableau de l'annexe
Méthode	Nom de la méthode	Tous les tableaux
Catégorie de la méthode	Choix entre quatre options : <ul style="list-style-type: none"> • Monospécifique – Structure selon l'âge/la taille/le stade • Empirique – Univariée/Multivariée/Autre • Plurispécifique • Écosystémique 	A1
Type d'approche	Trois options sont possibles, mais la plupart des méthodes peuvent être représentées par une ou deux des trois : <ul style="list-style-type: none"> • Tactique – Vise à étayer des décisions de gestion précises à court terme • Stratégique – Est axée sur l'évaluation à grande échelle à long terme des orientations et des profils du changement, intrinsèquement adaptable • Conceptuelle – Vise à acquérir une compréhension des processus écosystémiques (p. ex. structure, fonctionnement, interactions) 	A1

Facteur à considérer	Description	Tableau de l'annexe
Cette méthode a-t-elle été utilisée pour produire des avis fondés sur les risques?	Choix entre deux options : <ul style="list-style-type: none"> • Oui • Non 	A1
Cette méthode a-t-elle été utilisée pour aider à définir des points de référence?	Choix entre trois options : <ul style="list-style-type: none"> • Oui • Non • Indirectement 	A1
Spatialement explicite?	Choix entre trois options : <ul style="list-style-type: none"> • Oui • Non • Peut-être – C'est faisable, mais cela n'a peut-être pas été fait, et pourrait constituer une grande étape à utiliser comme modèle spatialement explicite. 	A2
Statistique ou processus?	Choix entre deux options : <ul style="list-style-type: none"> • Les modèles statistiques (ou empiriques) cherchent à décrire l'association entre les variables. • Les modèles de processus (ou mécaniques) décrivent une forme précise présumée. 	A2
Le modèle de processus (p. ex. la dynamique des populations) est-il principalement ajusté ou paramétré à l'externe?	Choix entre deux options : <ul style="list-style-type: none"> • Les modèles de processus ajustés, dans lesquels les estimations des paramètres sont obtenues en ajustant le modèle aux données (p. ex. ajustement des modèles d'évaluation à l'indice de l'abondance et aux données sur les prises dans la pêche pour obtenir des estimations de divers paramètres de population). • Les modèles de processus paramétrés, dans lesquels les estimations de différents paramètres sont dérivées à l'externe de l'information propre aux paramètres (p. ex. paramètres de population entrés dans les modèles matriciels). <p>Remarque : De par leur nature, les modèles déterminés comme « statistiques » sont « ajustés ».</p>	A2
Si l'outil peut étayer l'avis sur le total autorisé des captures, quelle est la nature de cet avis?	Choix entre trois options : <ul style="list-style-type: none"> • Quantitatif • Semi-quantitatif • Qualitatif 	A3
Principaux extrants du modèle dans le	Le filtrage par les extrants individuels du modèle n'est pas possible actuellement, mais on peut utiliser des	A3

Facteur à considérer	Description	Tableau de l'annexe
contexte des avis sur les pêches?	filtres textuels pour rechercher un ou plusieurs des termes suivants : B(N) Biomasse (Abondance) F(C) Mortalité par pêche (Prise) Risque¹ Risque/Probabilité d'échec M² Mortalité naturelle Sensibilité Sensibilité aux hypothèses du modèle Rmax Taux de croissance de la population K Capacité biotique R Recrutement Indice Indice de l'état du stock (p. ex. de la biomasse de l'abondance) q Capturabilité TL Niveau trophique	
Intrants de données essentielles	Pas faciles à filtrer, mais plus pour étudier différentes options après que le choix de modèles a été réduit à partir de considérations ci-dessus.	A4
Intrants de données facultatives	Pas faciles à filtrer, mais plus pour étudier différentes options après que le choix de modèles a été réduit à partir de considérations ci-dessus.	A4
Exigences en matière de données	Choix entre trois options, dans l'ordre ascendant des données requises : 1 – Données à faible résolution ³ pour une ou plusieurs variables, pour les variables écosystémiques dépendantes ou non de la pêche ou un cycle biologique général avec des renseignements généraux ou propres à l'emplacement. 2 – Données à haute résolution ³ pour une ou quelques variables. 3 – Données à haute résolution ³ pour des composantes multiples et diverses.	A4
Contraintes temporelles	Choix entre trois options, en fonction du temps nécessaire pour effectuer le travail de modélisation proprement dit : 1 – Faibles : < 6 mois 2 – Moyennes : de 6 à 12 mois 3 – Élevées : > 12 mois	A4

Facteur à considérer	Description	Tableau de l'annexe
Expertise requise	Choix entre trois options, dans l'ordre ascendant de l'expertise requise : 1 – Faible 2 – Moyenne; nécessite du codage 3 – Élevée Facteurs à prendre en considération pour l'expertise : <ul style="list-style-type: none"> • Expertise en la matière. • Compétences en programmation/statistique/mathématiques. • Complexité du modèle : nombre de paramètres, type de données d'entrée, hypothèses. • Complexité logicielle : piloté par commandes et convivial ou nécessite un paramétrage et un codage précis. • Temps requis pour l'apprentissage par des personnes compétentes. • Expertise interdisciplinaire requise. 	A4
Exigences informatiques	Choix entre trois options, dans l'ordre ascendant de l'intensité informatique : 1 – Ordinateur de travail standard capable d'exécuter des modèles. 2 – Ordinateur dédié nécessaire pour exécuter les modèles; au minimum, un ordinateur pour « utilisateur expérimenté » du MPO est nécessaire. 3 – Calcul de haute performance requis.	A4
Exemples d'études de cas	Exemples tirés des études de cas du GT national sur l'AEGP où l'on peut trouver plus d'informations sur la méthode. Voir également plus de détails sur le contexte et des références supplémentaires dans la description des méthodes plus loin dans ce rapport.	A4

¹ Le risque/probabilité de ne pas atteindre un objectif de gestion déclaré.

² Mortalité due à des processus écosystémiques ou biologiques (p. ex. prédation, famine, maladie) autres que la pêche.

³ La résolution fait référence au niveau de détail spatial et/ou temporel dans lequel les données sont mesurées ou représentées. La basse résolution est considérée comme plus grossière ou manque de précision, tandis que la haute résolution est plus fine et plus précise.

DESCRIPTION DES MÉTHODES

Les descriptions de modèle fournies dans les sections qui suivent sont générales et visent à aider les chercheurs à déterminer les méthodes potentiellement applicables pour intégrer des variables environnementales. Les chercheurs devront ensuite consulter des descriptions plus détaillées pour réellement déterminer si le ou les modèles proposés conviennent à chacune des situations. L'utilisateur peut consulter des références pour obtenir davantage de renseignements sur la façon dont la ou les méthodes peuvent être appliquées.

Modèles de population unique à structure démographique

Description Générale

Ces modèles traitent des populations structurées en classes qui représentent différents stades de développement ou étapes temporelles et suivent la progression des cohortes à travers ces étapes. Dans de nombreux cas, l'âge est la classe fondamentale (modèles structurés par âge) et l'abondance des cohortes est suivie pendant des intervalles de temps annuels à l'aide d'équations de base de la dynamique des populations, à partir du recrutement et sur plusieurs années jusqu'à ce que tous les individus d'une cohorte soient morts. Les modèles peuvent être fondés sur l'âge, lorsque les données disponibles sont structurées par âge, ou fondés sur la longueur, auquel cas un modèle de croissance est utilisé pour traduire les observations structurées par longueur en observations structurées par âge. Dans d'autres cas, les populations sont structurées en deux ou plusieurs stades de développement (modèles fondés sur les stades, y compris les modèles de délai différentiel), généralement avec, à tout le moins, des stades de recrutement et de post-recrues. De plus, des probabilités de transition sont utilisées pour modéliser le passage des individus d'un stade à l'autre au cours d'un intervalle de temps annuel.

Les équations de base de la dynamique de la population modélisent généralement le recrutement des cohortes individuelles qui entrent dans la population chaque année (cela peut représenter l'année de naissance ou un certain nombre fixe d'années après la naissance) et l'attrition annuelle de ces cohortes en raison de la mortalité au cours des années suivant le recrutement. Pour les stocks exposés à la pêche, le taux de mortalité est généralement modélisé en deux composantes, la pêche et les autres formes de mortalité (naturelle). On suppose que la plupart des populations sont fermées, tandis que pour d'autres, la migration vers et depuis la population est explicitement modélisée dans les équations de la dynamique de la population.

Les modèles de population unique à structure démographique sont utilisés de deux manières. Dans le cadre de l'évaluation analytique des stocks, les modèles sont **ajustés** statistiquement aux données annuelles relatives à l'âge, à la longueur ou au stade des prises de la pêche et aux indices d'abondance (provenant de relevés scientifiques ou de prises par unité d'effort de la pêche). L'objectif est d'estimer les valeurs des paramètres démographiques décrivant le recrutement, la mortalité par pêche et la mortalité naturelle et, dans le cas des modèles fondés sur la longueur ou sur les stades, respectivement, les paramètres de probabilité de croissance et de transition. Dans d'autres applications, souvent en l'absence de données annuelles sur les captures et les indices d'abondance, les données et renseignements disponibles sont utilisés pour estimer ou calculer les valeurs des paramètres démographiques, et la dynamique de la population est générée en utilisant ces paramètres à l'aide de l'algèbre matricielle ou de simulations informatiques (**modèles paramétrés de manière externe**).

Les modèles analytiques d'évaluation des stocks **ajustés** comprennent généralement des équations d'observation qui relient les données d'entrée à la dynamique de la population déduite, ce qui est nécessaire pour obtenir des ajustements statistiques aux données. Ces équations comprennent généralement des paramètres de « capturabilité » qui adaptent les indices d'abondance d'entrée à l'abondance absolue estimée de la population. Ces paramètres sont généralement propres à l'âge, à la longueur ou au stade. La plupart des modèles des prises selon l'âge structurés par âge actuellement utilisés par le MPO sont des modèles statistiques des prises selon l'âge dans lesquels toutes les observations, les relevés et les prises de la pêche sont ajustés statistiquement. Les modèles d'analyse de population virtuelle ou d'analyse séquentielle de population, dans lesquels les prises de la pêche sont présumées être connues et sans erreur et où seules les observations du relevé sont ajustées, ont été

couramment utilisés dans le passé et le sont encore dans quelques évaluations récentes (p. ex. morue de la division 3NO de l'OPANO; Rideout *et al.* 2021).

Intégrer les VE

L'incidence des variables environnementales (VE) sur les populations est modélisée de l'une des deux manières suivantes : sous la forme d'un effet variable dans le temps sur un ou plusieurs paramètres du modèle ou, dans le cas de la prédation, sous la forme de prélèvements annuels propres à l'âge, à la longueur ou au stade, comme pour les pêches.

- *VE comme paramètres variables dans le temps*

Les VE peuvent modifier les taux démographiques de la population ou nos observations sur la population, par exemple lorsqu'un changement environnemental entraîne un déplacement de l'aire de répartition de la population par rapport aux relevés, entraînant ainsi des changements dans la capturabilité. L'effet des VE peut être modélisé explicitement si un ou plusieurs paramètres du modèle deviennent une fonction des VE, à l'aide d'une forme de régression intégrée au modèle (Crone *et al.* 2019). Il est également possible de modéliser indirectement l'effet des changements environnementaux en faisant varier dans le temps un paramètre du modèle qui pourrait autrement être considéré comme fixe. Cette méthode a été le plus souvent utilisée pour modéliser la variation temporelle de la mortalité naturelle (p. ex. Swain et Benoît 2015), mais aussi d'autres paramètres comme la capturabilité (p. ex. Rossi *et al.* 2019). Les tendances estimées des paramètres peuvent ensuite être corrélées a posteriori avec la variation temporelle des VE candidates pour en déduire les causes (p. ex. Regular *et al.* 2022).

- *VE comme prélèvements annuels structurés*

Lorsque les prélèvements annuels causés par les prédateurs peuvent être estimés à l'aide de données sur le régime alimentaire des prédateurs, les taux de consommation individuels et l'abondance, ces prélèvements peuvent être directement intégrés aux modèles analytiques de la même manière que les prises de la pêche (p. ex. O'Boyle et Sinclair 2012). On dit parfois qu'on traite alors les prédateurs comme une flotte de pêche. Le taux de mortalité qui découle de ces prélèvements est estimé comme un paramètre supplémentaire aux paramètres du taux annuel de mortalité par pêche et du taux de mortalité naturelle.

Types de modèles de population unique à structure démographique dans le contexte de l'AEGP

Délai différentiel avec les covariables des VE

Les modèles de délai différentiel sont une forme de modèle réduit structuré par âge à deux stades, un stade de recrutement pour lequel on suppose l'absence de pêche, et un stade des post-recrues exploitées (p. ex. Forrest *et al.* 2015). Ces modèles exigent des indices d'abondance annuels pour chaque stade et des prélèvements annuels de poissons. Les recrues sont censées rejoindre l'étape post-recrues l'année suivante. L'effet des VE peut être modélisé par l'estimation du recrutement, la mortalité naturelle au stade adulte ou la capturabilité.

Prises statistiques selon l'âge avec les covariables des VE

Dans ces modèles, l'effet des VE peut être modélisé explicitement si ou plusieurs paramètres du modèle devient une fonction des VE, à l'aide d'une forme de régression intégrée au modèle (Crone *et al.* 2019).

Prises statistiques selon l'âge avec des paramètres variables dans le temps

Dans ces modèles, il est également possible de modéliser indirectement l'effet des changements environnementaux en faisant varier dans le temps un paramètre du modèle qui pourrait autrement être considéré comme fixe. L'estimation fait appel à la modélisation des

effets aléatoires, en utilisant une marche aléatoire (p. ex. Swain et Benoît 2015) ou des écarts aléatoires corrélés au temps et à l'âge (p. ex. Cadigan 2016).

Prises statistiques selon l'âge avec les prédateurs considérés comme une flotte de pêche

Voir la description ci-dessus sous « VE comme prélèvements annuels structurés ».

Modèle de population matriciel avec VE

Un modèle matriciel de population prend la forme d'une matrice de projection qui représente une série d'équations linéaires décrivant la survie à travers les classes, les transitions vers les classes suivantes et la reproduction (Caswell 2001, 2019). Les classes peuvent être fondées sur l'âge, l'étape du stade biologique ou la durée. Même en l'absence de données d'abondance, une matrice de projection peut être utile pour comprendre la dynamique d'une population. Selon la matrice de projection, il y a des solutions analytiques pour calculer le taux de croissance de la population (valeur propre dominante), la répartition stable par âge ou par stade (vecteur propre droit) et la fonction de valeur reproductive (vecteur propre gauche). Le calcul matriciel permet de calculer les sensibilités et les élasticités. Les sensibilités du taux de croissance de la population sont des mesures des changements absolus dans la croissance de la population qui découleraient de changements absolus dans les taux vitaux du modèle (p. ex. la survie des juvéniles). Les élasticités du taux de croissance de la population sont des mesures des changements relatifs de la croissance de la population à partir d'un changement relatif d'un taux vital, et ont l'avantage d'être additives (p. ex. les élasticités de la survie des jeunes et des adultes peuvent être ajoutées pour prédire le changement du taux de croissance de la population à partir d'un changement combiné de la survie des jeunes et des adultes).

La matrice de projection de la population peut être multipliée par un vecteur d'abondance (représentant l'abondance dans chaque classe) pour prédire les abondances futures. La stochasticité et la dépendance de la densité peuvent être ajoutées afin que la matrice de projection soit touchée par la stochasticité environnementale et démographique et par l'abondance au cours des simulations du modèle. L'influence des VE peut être ajoutée à la matrice de projection par une relation entre un taux vital et les VE (p. ex. Ijima *et al.* 2019; van der Lee *et al.* 2022).

Les modèles de population matricielle sont généralement construits comme des modèles à une seule population, uniquement féminine; cependant, des modèles à deux sexes et des modèles de métapopulation peuvent être construits (p. ex. Young et Koops 2014). Même si les modèles de population matriciels sont généralement utilisés en biologie de la conservation et pour l'analyse de la viabilité de la population, ils sont applicables à l'évaluation des stocks (p. ex. Somerville *et al.* 2014; Hilling *et al.* 2022). Le paquetage « popbio » de R peut faciliter la création et l'analyse de modèles matriciels de population (Stubben et Milligan 2007).

Modèles basés sur l'individu

Les modèles basés sur l'individu (MBI), également connus sous le nom de modèles fondés sur les agents, représentent les composants individuels d'un système et leurs comportements (Railsback et Grimm 2019). Dans le cas des modèles de population fondés sur l'individu (voir la section sur les modèles à espèces multiples fondés sur les individus pour aller au-delà des modèles de population unique), ces composantes peuvent être les individus réels d'une population ou des groupes d'individus agissant de manière coordonnée (p. ex. un banc de poissons ou une cohorte). Le terme « individu » est simplement utilisé dans la description suivante.

La caractéristique distinctive d'un MBI est que chaque individu présente des attributs qui le distinguent des autres individus (p. ex. le sexe, l'âge, la taille). Même si les individus peuvent commencer avec les mêmes attributs et être régis par les mêmes règles, les conditions locales génèrent une hétérogénéité des attributs entre les individus. Sans une certaine forme d'hétérogénéité entre les individus, il n'y a guère d'intérêt à appliquer un MBI plutôt qu'une description mathématique plus simple du système. Les individus interagissent avec leur environnement local et d'autres individus selon des règles qui peuvent dépendre des conditions locales et qui peuvent changer et s'adapter au cours d'une simulation de modèle. Les comportements individuels et les interactions sont souvent régulés par les mouvements et la cooccurrence spatiale, de sorte que les MBI sont souvent explicites sur le plan spatial.

Contrairement à de nombreuses autres approches de modélisation qui tentent de simplifier la dynamique du système pour la rendre mathématiquement réalisable, les MBI modélisent les règles qui régissent les décisions à l'échelle de l'individu, la dynamique du système étant une propriété émergente de cette dynamique à l'échelle de l'individu. Les dynamiques émergentes à l'échelle du système ont alors le potentiel de modifier les conditions locales qui touchent les décisions à l'échelle de l'individu. Les VE peuvent être incluses dans les MBI par leur influence sur les attributs et les comportements des individus modélisés, ou en couplant le MBI avec d'autres modèles qui décrivent les VE (p. ex. Hermann *et al.* 2001; Wang *et al.* 2013). En raison de l'impossibilité de résoudre mathématiquement un MBI, leur dynamique doit être simulée, ce qui peut être intensif d'un point de vue informatique.

Même si les MBI ne constituent pas une solution de rechange aux évaluations classiques de stocks, ils ont été utilisés pour évaluer les conséquences des stratégies de gestion sur les populations (p. ex. Boyd *et al.* 2018; Walker *et al.* 2020), qui peuvent être utilisés pour la formulation d'avis scientifiques. Le développement des MBI peut être facilité par des plateformes de programmation générales comme NetLogo (Wilensky 1999) ou MASON (Luke 2022).

Espèces uniques – Modèles de production excédentaire (dynamique de la biomasse)

Description générale

Ces modèles d'évaluation des stocks couramment utilisés supposent une dynamique simple dépendant de la densité et regroupent les différentes composantes de la production (recrutement, croissance et mortalité) en une seule fonction de production (Hilborn et Walters 1992; Cousido-Rocha *et al.* 2022). La population est traitée comme un regroupement indifférencié, généralement de la biomasse, mais parfois des nombres. Les variations interannuelles de la biomasse (abondance) de la population sont censées découler de processus dépendant de la densité et des prélèvements effectués par la pêche. Dans sa forme la plus simple, la fonction de production suit une dynamique de population logistique définie par un paramètre de taux d'accroissement intrinsèque, r , et un paramètre de capacité de charge, K , même si des fonctions de production asymétriques sont également utilisées. Ces modèles sont adaptés à un ou plusieurs indices de la biomasse de la population et à une série chronologique de prises ou d'efforts de pêche. En raison de la confusion entre les paramètres r et K , un a priori informatif sur r est souvent dérivé de données démographiques et d'histoire de vie (McAllister *et al.* 2001). Un paramètre de capturabilité est estimé et met l'indice de biomasse à l'échelle de la biomasse estimée de la population.

Intégrer les VE

Il existe plusieurs moyens d'intégrer les VE aux modèles de production excédentaire.

La première consiste à modéliser l'un des paramètres du modèle en fonction des covariables VE. L'effet des VE sur la productivité du stock est souvent intégré comme un effet sur le taux

intrinsèque d'augmentation, r (p. ex. Mueter et Megrey 2006), mais peut également être intégré sur le paramètre de capacité de charge K .

Autrement, l'effet des VE sur l'aire de répartition du stock et sa disponibilité pour une étude pourrait être modélisé sur le paramètre de capturabilité. Un effet implicite des VE sur la productivité des stocks peut être intégré en estimant la variation temporelle du paramètre r , par exemple en estimant une valeur distincte pour différentes strophes temporelles (p. ex. Ricard et Swain 2018). L'effet des VE peut constituer une source directe de mortalité ou d'élimination, comme la prédation. Les prélèvements sont traités de la même manière que les prélèvements de la pêche. Cette approche exige une série temporelle de prélèvements ou d'efforts de prédation (Moustahfid *et al.* 2009; voir également l'exploration dans Yamanaka *et al.* 2012).

Empirique – Une variable

Modèles statistiques linéaires et additifs

Description générale

Dans le contexte d'une AEGP, les modèles statistiques à une variable sont utilisés pour modéliser une variable de réponse comme une fonction linéaire (ou linéarisée) ou non linéaire (additive générale) d'une ou de plusieurs covariables ou facteurs qui incluent les VE. Ces modèles statistiques peuvent être directement informatifs pour l'évaluation des stocks ou peuvent fournir des relations avec les VE qui sont ensuite prises en compte dans d'autres modèles (p. ex. l'incorporation de la mortalité naturelle liée à la condition du poisson dans l'évaluation de la morue de la sous-division 3Ps de l'OPANO; MPO 2022). Les applications comprennent :

- la modélisation de la réponse des paramètres démographiques de la population, comme le recrutement, les valeurs de condition et les taux de mortalité naturelle, à des VE biologiques comme les indices d'abondance des prédateurs ou des proies, ou à des VE physiques comme la température de l'océan (p. ex. Regular *et al.* 2022; Brosset *et al.* 2019; Swain et Sinclair 2000);
- l'aire de répartition des espèces et la modélisation spatio-temporelle comme fonction des VE biologiques, écologiques et physiques (p. ex. Swain *et al.* 2015; Thorson 2015, 2019);
- la normalisation des séries de taux de capture dépendant de la pêche et de certaines séries de taux de capture indépendantes de la pêche pour les facteurs qui affectent la capturabilité et qui conduiraient autrement à une confusion entre les changements dans l'abondance et les changements dans la capturabilité (Maunder et Punt 2004; Cao *et al.* 2017). Ces VE comprennent des variables comme la présence de prédateurs et la température de l'océan (p. ex. Chamberland *et al.* 2022).

Ces modèles peuvent être adaptés dans le paradigme fréquentiste en utilisant des méthodes fondées sur le maximum de vraisemblance ou dans le paradigme bayésien en utilisant des méthodes d'échantillonnage de distribution de probabilité comme la méthode de Monte-Carlo par chaînes de Markov. Diverses distributions de probabilité paramétriques peuvent être supposées pour la réponse, et le prédicteur linéaire peut inclure des effets aléatoires pour tenir compte de la structure de corrélation dans les données comme les groupes et l'autocorrélation (spatiale ou temporelle).

Empirique – Multivariable

Modèles de forêt à gradient

Description générale

Les méthodes de forêt à gradient sont un prolongement de l'approche de forêt aléatoire (Cutler *et al.* 2007) qui intègrent des analyses de forêts aléatoires sur plusieurs variables de réponse (Ellis *et al.* 2012). L'analyse de la forêt aléatoire est une méthode arborescente de régression d'ensemble qui adapte de nombreux arbres de décision à un ensemble de données, puis combine les prédictions de tous les arbres pour obtenir une prédiction moyenne. Chaque arbre de décision divise l'état de l'écosystème (variables de réponse) en deux groupes pour des valeurs spécifiques d'une pression; la division se poursuit jusqu'à ce que l'homogénéité de la variance au sein d'une partition soit maximisée. Alors que les analyses de forêt aléatoire sont limitées à une seule variable de réponse, les analyses de forêt à gradient intègrent plusieurs variables de réponse et peuvent servir à décrire des relations complexes entre des pressions multiples, y compris environnementales et humaines, et des variables de réponse multiples.

Intégrer les VE

Comme les méthodes de forêt à gradient offrent des mesures de l'importance des variables, elles ont été appliquées à l'identification d'indices écosystémiques pertinents pour les variables de réponse de la population (Boldt *et al.* 2021). Cette approche a servi à caractériser plusieurs variables écosystémiques en tant que réponses cumulatives de l'écosystème et pour définir des seuils fondés sur l'écosystème pour les pressions humaines ou environnementales (Samhoury *et al.* 2017; Tam *et al.* 2017).

Analyses factorielles dynamiques multivariées

Description générale

Les analyses factorielles dynamiques (AFD; Zuur *et al.* 2003) constituent une technique de réduction des dimensions pour l'analyse de séries chronologiques stationnaires multiples. L'AFD est utilisée pour identifier des modèles communs sous-jacents (comme des tendances, des effets saisonniers ou des cycles) dans plusieurs séries temporelles. L'AFD modélise les séries temporelles comme des combinaisons linéaires de modèles communs (et peut estimer simultanément les effets des variables explicatives sur ces modèles). Les charges factorielles sont utilisées pour déduire quels modèles communs sont importants pour une variable de réponse particulière ou un groupe de variables de réponse. La sélection du nombre le plus approprié de modèles communs peut reposer sur des procédures de sélection de modèles comme le critère d'information d'Akaike, le critère d'information d'Akaike constant ou le critère d'information bayésien.

Intégrer les VE

Les variables explicatives peuvent évidemment inclure des facteurs environnementaux, comme la température de surface de la mer, pour expliquer les tendances communes dans les données de pêche (Zuur *et al.* 2003). L'AFD a été utilisée pour élucider les tendances communes de la biomasse de la communauté de poissons de fond du Bonnet flamand en relation avec la pression de pêche, les conditions environnementales et la pression de prédation (Pérez-Rodríguez *et al.* 2012). Koen-Alonso et ses collaborateurs (2010) ont utilisé l'AFD pour définir la pression de pêche comme un facteur détectable influant sur la dynamique de la morue de Terre-Neuve-et-Labrador et pour montrer que les effets indirects de la pression de pêche peuvent affecter la capacité de rétablissement de la morue. Boldt et ses collaborateurs (2021) ont appliqué la méthode de l'AFD à des séries chronologiques relatives à l'environnement et à

la pêche afin de discerner les relations entre les pressions environnementales, écologiques et humaines ainsi que de cerner les réponses globales de l'écosystème à ces pressions.

Empirique – Autre

Modélisation dynamique empirique

Description générale

La modélisation dynamique empirique (MDE) est une méthode de plus en plus populaire pour comprendre la dynamique des écosystèmes aux fins d'évaluation des stocks. Avec cette méthode, il n'est pas nécessaire de préciser un modèle mathématique du système étudié, ni de fournir une estimation des paramètres. La MDE utilise plutôt uniquement les données accessibles pour estimer les prévisions. Pour ce faire, elle transpose les séries chronologiques de données en un parcours dans un espace multidimensionnel et établit des prévisions fondées sur les voisins spatiaux les plus proches. Une nouvelle explication de la MDE est donnée par Edwards et ses collaborateurs (2024).

Les applications de la MDE aux populations de poissons sont déjà largement répandues, y compris pour la morue (Sguotti *et al.* 2020), le saumon (Ye *et al.* 2015) et le thon (Harford *et al.* 2017). Dans les études de simulation du MPO, on a constaté que la MDE présente de faibles erreurs de prévision du recrutement de poissons (Van Beveren *et al.* 2021). Un nouveau progiciel écrit en R élaboré par des chercheurs du MPO, pbsEDM, permet d'en améliorer la compréhension (en générant des calculs intermédiaires), de donner de nouvelles options pour la mise en œuvre de la MDE et peut être appliqué à de nouvelles données (Rogers et Edwards 2023).

Intégrer les VE

Il y a de nombreux choix d'équations qui peuvent servir à modéliser les processus écologiques comme l'incidence de la température sur la productivité ou l'effet d'un prédateur sur une espèce proie (Ye *et al.* 2015). Puisque la MDE évite d'avoir à prescrire des équations à ces processus parmi les nombreux choix accessibles, la MDE pourrait bien avoir un rôle à jouer dans l'AEGP. Bien qu'il existe peu d'exemples d'applications de la MDE dans les travaux liés à l'AEGP, la MDE peut s'avérer utile en tant qu'outil complémentaire aux modèles mécanistes traditionnels pour produire des prévisions à court terme pour des applications de gestion.

Modèles d'équations structurelles

Description générale

Les modèles d'équation structurelle (MES) sont une extension statistique des modèles linéaires généraux, mais ils peuvent incorporer des variables latentes (appelées médiateurs) qui peuvent être indiquées par des réponses multiples (Fan *et al.* 2016). Les MES reposent sur des relations causales présumées entre plusieurs variables, et l'adéquation entre le modèle et les données sert à confirmer l'hypothèse structurelle. Le MES combine deux analyses statistiques : la modélisation du cheminement et l'analyse factorielle confirmatoire. Le modèle de cheminement quantifie les relations causales entre les variables, y compris les médiateurs qui peuvent influencer un résultat, directement ou indirectement par l'entremise d'une autre variable. Il estime simultanément plusieurs modèles de régression et permet aux variables d'apparaître à la fois comme prédicteurs et comme réponses, quantifiant ainsi les effets indirects ou en cascade (Lefcheck 2016). L'analyse factorielle confirmatoire estime les variables latentes en utilisant les covariations dans l'ensemble de données, c'est-à-dire que les facteurs latents sont supposés et vérifiés empiriquement (Fan *et al.* 2016).

Incorporating EVs

Les mécanismes de causalité du MES peuvent inclure une série complète de variables environnementales, de l'océanographie physique à l'incidence des proies et des prédateurs. Le MES permet de définir des concepts comme la structure des écosystèmes ou le changement climatique, qui ne peuvent être mesurés directement, comme une variable latente ainsi que d'appliquer l'analyse factorielle confirmatrice pour estimer leurs états à partir d'indices (Fan *et al.* 2016). Le MES peut servir à relever des mesures de gestion potentielles pour les proies ou les prédateurs, et à tester l'impact de la pêche tout en tenant compte de multiples sources d'impacts supplémentaires.

Modèles à espèces multiples

Modèles bioénergétiques à espèces multiples

Description générale

Les modèles bioénergétiques-allométriques peuvent être utilisés pour décrire la dynamique de la biomasse d'une espèce, d'un sous-ensemble d'espèces en interaction ou d'un réseau trophique entier. Les principes fondamentaux de cette approche de modélisation veulent que la dynamique de la biomasse puisse être représentée à l'aide des principes bioénergétiques de base (c.-à-d. les entrées et les sorties d'énergie) et que les taux vitaux clés s'échelonnent de manière allométrique avec la masse corporelle individuelle (Yodzis et Innes 1992).

Ce cadre de modélisation décrit la dynamique d'un système prédateur-proie en distinguant deux types d'espèces, les espèces basales et les espèces consommatrices, qui sont représentées à l'aide de deux équations structurellement différentes (Yodzis et Innes 1992). Les espèces basales sont celles pour lesquelles il n'y a pas de représentation explicite des ressources utilisées dans le modèle et, par conséquent, leur dynamique est modélisée à l'aide d'une forme logistique de base à laquelle s'ajoute l'incidence de la prédation. Les espèces consommatrices sont celles dont les proies sont explicitement incluses dans le modèle et dont la dynamique est donc déterminée par la consommation (généralement modélisée à l'aide de réponses fonctionnelles à espèces multiples), la mortalité par prédation et la dépendance à l'égard de la densité. Ces deux types d'espèces peuvent faire l'objet d'une pêche.

Les modèles bioénergétiques-allométriques de base peuvent également prendre en compte les effets de la température sur les taux vitaux (Gillooly *et al.* 2001; Vasseur et McCann 2005), même si la meilleure façon de rendre compte de la complexité des effets de la température, compte tenu des multiples voies par lesquelles la température peut influencer la dynamique des espèces, reste un sujet de recherche actif.

Dans le contexte de la pêche, les modèles bioénergétiques-allométriques ont été utilisés pour décrire des réseaux alimentaires entiers à l'équilibre (c'est-à-dire l'équilibre de masse) et explorer la dynamique proche de l'équilibre (Yodzis 1998), la dynamique temporelle d'un sous-ensemble d'espèces en interaction (c.-à-d. un modèle réaliste minimal; Koen-Alonso et Yodzis 2005) et la dynamique d'espèces individuelles, en utilisant des séries temporelles de proies ou de prédateurs comme moteurs externes pour tester des hypothèses sur l'importance des moteurs et sur les différences entre les stocks (Buren *et al.* 2014; Koen-Alonso *et al.* 2021).

Lorsque cette approche de modélisation est utilisée pour décrire la dynamique temporelle, les paramètres sont estimés en ajustant le modèle aux séries temporelles. Les données de base requises comprennent des séries chronologiques d'indices de biomasse des espèces, les prélèvements et les spécifications des principales interactions entre les espèces.

Modèles à espèces multiples basés sur l'individu

Description générale

Comme pour les modèles de population basés sur l'individu, un modèle à espèces multiples basés sur l'individu (MBI) représente les composants et les comportements individuels d'un système (Railsback et Grimm 2019). Dans le cas des MBI à espèces multiples, ces composantes peuvent être les individus des populations de différentes espèces, mais en raison des multiples espèces incluses, il y a souvent trop d'individus à suivre, de sorte que le modèle suit des cohortes ou des super-individus qui représentent des groupements d'individus ayant des attributs similaires (Scheffer *et al.* 1995). La caractéristique distinctive d'un MBI est que les individus (ou super-individus) présentent des attributs qui les distinguent des autres individus (p. ex. le sexe, l'âge, la taille). Les individus interagissent avec leur environnement local et d'autres individus selon des règles qui peuvent dépendre des conditions locales et qui peuvent changer et s'adapter au cours d'une simulation de modèle. Même lorsque les individus commencent avec les mêmes attributs et sont régis par les mêmes règles, les conditions locales génèrent une hétérogénéité des attributs entre les individus. Les comportements et les interactions sont souvent régulés par les mouvements et la cooccurrence spatiale, de sorte que les MBI sont souvent explicites sur le plan spatial. Contrairement à de nombreuses autres approches de modélisation qui tentent de simplifier la dynamique du système pour la rendre mathématiquement réalisable, les MBI modélisent les règles qui régissent les décisions à l'échelle de l'individu, la dynamique du système étant une propriété émergente de cette dynamique à l'échelle de l'individu. Les dynamiques émergentes à l'échelle du système ont alors le potentiel de modifier les conditions locales qui touchent les décisions à l'échelle de l'individu. En raison de l'impossibilité de résoudre mathématiquement un MBI, leur dynamique doit être simulée, ce qui peut être intensif d'un point de vue informatique. Les MBI à espèces multiples peuvent aller des modèles qui considèrent les interactions entre deux espèces (p. ex. Rose *et al.* 1999) aux communautés de poissons (McDermot et Rose 2000; van Nes *et al.* 2002; Campbell *et al.* 2011) aux MBI couplés à d'autres modèles pour couvrir des écosystèmes entiers (p. ex. Fietcher *et al.* 2016).

Le modèle OSMOSE est un modèle écosystémique basé sur l'individu, explicite sur le plan spatial, qui tient compte à la fois des interactions trophiques fondées sur la taille et du cycle biologique entier des espèces marines (Shin et Cury 2004). Les espèces incluses dans le modèle OSMOSE peuvent être classées comme espèces cibles (généralement limitées à 10 ou 15 pour réduire l'intensité des calculs) ou comme espèces de fond, en fonction de l'intérêt de la recherche ou de la gestion (Fu *et al.* 2017). Les espèces cibles et les espèces de fond fournissent ensemble une image complète et dynamique des interactions entre les espèces au sein d'un écosystème. Le modèle OSMOSE a été largement utilisé pour soutenir l'AEGP et la GEP, notamment en tant que modèle opérationnel pour l'évaluation de la stratégie de gestion et pour évaluer le rendement des stratégies de total autorisé des captures (TAC) (Grüss *et al.* 2017).

Intégrer les VE

Les variables environnementales (VE) peuvent être intégrées au modèle OSMOSE ou dans d'autres modèles à espèces multiples basés sur l'individu de plusieurs manières, soit en modifiant directement les paramètres de mortalité ou de croissance des espèces focales, soit en modifiant la biomasse à différents niveaux trophiques, du plancton de niveau trophique inférieur aux espèces de niveau trophique supérieur.

Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes

Description générale

Les modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (MCIEE) sont des modèles analytiques d'une complexité intermédiaire entre les évaluations traditionnelles de stocks d'une seule espèce et les modèles d'écosystèmes entiers (Plagányi 2007; Plagányi *et al.*

2014). En général, les MCIEE tentent de décrire les processus écologiques sous-jacents pour un groupe limité de populations en interaction soumises à la pêche et utilisent des méthodes statistiques standard pour estimer des paramètres, comme dans l'évaluation des stocks d'une seule espèce. Comme certaines évaluations étendues de stocks d'une seule espèce, elles peuvent également intégrer l'influence des VE sur certains paramètres du modèle, et certaines MICEE comprennent également des sous-modèles de comportement humain (p. ex. par les pêcheurs et la gestion des pêches). Les MICEE visent à répondre à des questions tactiques comme l'estimation de l'abondance actuelle et des taux de mortalité par pêche et peuvent également répondre à des questions tactiques davantage liées à l'écosystème comme les répercussions directes et indirectes des grands prédateurs (p. ex. Rossi *et al.* 2024). Dans les MICEE existants, au moins une population est modélisée comme étant démographiquement structurée (âge, longueur et stade), tandis que d'autres peuvent être modélisées comme étant démographiquement regroupées (p. ex. dynamique de la biomasse). Les réponses fonctionnelles estimées en intégrant les données relatives à la prédation et au régime alimentaire sont utilisées pour modéliser la dynamique prédateur-proie, bien que dans certains cas, les paramètres de la réponse fonctionnelle soient supposés dans différents scénarios de modèle.

Les modèles réalistes minimaux (p. ex. Punt et Butterworth 1995) ont précédé les MICEE et, même si les termes ont été utilisés de manière interchangeable, ils sont considérés par certains comme un cas particulier des MICEE en ce sens qu'ils se concentrent également sur le nombre limité d'espèces les plus susceptibles d'avoir des interactions importantes avec une espèce cible d'intérêt, mais, dans la définition actuelle, ils n'ont pas l'intention d'aborder également des questions tactiques (p. ex. l'estimation de l'abondance et de la mortalité par pêche). Les modèles réalistes minimaux comprennent diverses formes d'analyse des populations virtuelles à espèces multiples et de modélisation statistique des prises selon l'âge (p. ex. Magnússon 1995), ainsi que des modèles comme la production excédentaire à espèces multiples et la bioénergétique-allométrique.

Modèles à espèces multiples fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMaRns)

Description générale

Les modèles fondés sur la taille sont utilisés pour modéliser une population structurée par la taille et fondée sur la consommation de proies et la croissance à travers les étapes du cycle biologique, représentées par la taille, typiquement le poids. Ces modèles se concentrent sur la croissance et la maturation en fonction des proies et sont formulés avec une complexité variable. D'un côté, les modèles basés sur la taille des communautés supposent une reproduction constante et seules la croissance et la mortalité sont modélisées selon le flux d'énergie déterminé par la prédation (Benoît et Rochet 2004). Les individus ne sont pas modélisés, mais regroupés en tranches de taille selon les espèces. Viennent ensuite les modèles fondés sur les traits qui, au lieu de regrouper toutes les espèces, séparent le modèle en groupes d'espèces représentant la gamme des tailles asymptotiques. Le modèle fondé sur les traits repose sur la taille asymptotique pour estimer les paramètres du modèle, par exemple la taille à la maturation est une fraction fixe de la taille asymptotique. Les modèles les plus complexes sont les modèles à espèces multiples fondés sur la taille, dans lesquels chaque espèce est modélisée individuellement avec des paramètres distincts de cycle biologique, d'alimentation, de croissance et de reproduction. Les modèles à espèces multiples fondés sur la taille peuvent intégrer la taille en tant que poids (p. ex. « mizer », Scott *et al.* 2014) ou de longueur (p. ex. « LeMaRns », Hall *et al.* 2006; Spence *et al.* 2020).

Intégrer les VE

Le transfert d'énergie par la prédation est à la base des modèles fondés sur la taille. Ces modèles intègrent donc la disponibilité des proies et la prédation en tant que pressions écosystémiques sur une population. Ces modèles simulent la dynamique de la population et peuvent évaluer les répercussions de la pêche (F) sur les estimations de la biomasse, en particulier pour l'analyse des pêcheries mixtes (Hall *et al.* 2006). Les modèles peuvent simuler une série de stratégies d'exploitation et d'options de gestion.

Modèles de production excédentaire à espèces multiples

Description générale

Deux types de modèles de production excédentaire à espèces multiples ont été définis, l'un intégrant les interactions écologiques à espèces multiples (ci-après à espèces multiples écologiques) et l'autre modélisant conjointement la dynamique d'une seule espèce exploitée dans des pêches mixtes (ci-après à espèces multiples techniques).

Les modèles écologiques de production excédentaire à espèces multiples sont une extension à espèces multiples ($n \geq 2$) des modèles de production à espèce unique qui suivent une dynamique Lotka-Volterra généralisée dans laquelle la fonction de production de chaque espèce comprend une composante dépendant de la densité et une composante résultant des interactions avec d'autres espèces (p. ex. Gamble et Link 2009; Gaichas *et al.* 2012). Une matrice d'interactions précise l'effet par habitant de chaque espèce modélisée sur toutes les autres espèces. Par exemple, une espèce de prédateur donnée sera associée à un terme d'interaction négatif pour chacune de ses proies (effet de prédation), tandis que l'espèce de proie sera associée à un paramètre d'interaction positif pour l'espèce de prédateur (avantage pour ce prédateur de consommer ses proies). Ainsi, la dynamique des communautés soumises à une pêche spécifique aux espèces est modélisée. En pratique, ces modèles ont été utilisés comme outils de simulation pour évaluer les compromis et les points de référence plurispécifiques dans un contexte plurispécifique. Les résultats de ces travaux de simulation ont montré que le fait de ne pas tenir compte de telles considérations en appliquant des cadres de gestion fondés uniquement sur le rendement maximal durable d'une seule espèce risque de ne pas permettre d'atteindre à la fois les objectifs de conservation d'une seule espèce et de la biodiversité, dont la perte prévue de certaines espèces ou certains groupes fonctionnels (p. ex. Walters *et al.* 2005; Gaichas *et al.* 2012). Par conséquent, les résultats des modèles de production excédentaire à espèces multiples pourraient être utilisés pour établir des points de référence et des stratégies de récolte dans un contexte plurispécifique, ou pour orienter l'utilisation de zones tampons ou de corrections pour les cadres de l'approche de précaution dérivés initialement des considérations d'une seule espèce seulement. En principe, ces modèles peuvent être ajustés aux indices d'abondance, aux séries de prises de la pêche et à la connaissance préalable des interactions entre les espèces sur la base d'études sur le régime alimentaire, bien que cela ne soit probablement pas simple.

Les modèles techniques de production excédentaire à espèces multiples visent à modéliser les interactions techniques dans les pêches mixtes, mais ne modélisent pas la dynamique à espèces multiples (Johnson et Cox 2021). Ils utilisent une structure de modélisation hiérarchique (entre les espèces) pour modéliser la dynamique d'une seule espèce et s'adaptent facilement aux données. Ces modèles sont utilisés pour fournir des avis scientifiques à l'appui de la gestion des pêches à espèces multiples visant à équilibrer les captures d'espèces cibles et non cibles dont l'abondance, la productivité et le degré d'interaction technique varient.

Modélisation des écosystèmes

Atlantis

Description générale

Le texte ci-dessous est tiré de la page Web d'Atlantis² et de Link et ses collaborateurs (2010).

Atlantis est un modèle d'écosystème spatial en 3D explicite qui englobe les composantes biophysiques, économiques et sociales des écosystèmes aquatiques et qui devait à l'origine être utilisé pour l'évaluation des stratégies de gestion (Fulton *et al.* 2004a, 2004b, 2004c, 2011; Link *et al.* 2010 et références incluses). Il s'agit d'un modèle biogéochimique déterministe de l'ensemble de l'écosystème qui a été appliqué à plusieurs systèmes marins à plusieurs échelles spatiales (Fulton *et al.* 2011). De plus amples détails et descriptions figurent dans Fulton et ses collaborateurs (2004a, 2004b, 2004c, 2004d, 2011) et Brand et ses collaborateurs (2007).

La structure générale d'Atlantis est fondée sur une approche d'évaluation de la stratégie de gestion, avec de multiples sous-modèles alternatifs pour représenter chaque étape de la stratégie de gestion et des cycles de gestion adaptative. Il comprend donc à la fois des sous-modèles opérationnels (biophysiques et halieutiques) et des sous-modèles d'évaluation (afin que l'efficacité des modèles de surveillance et d'évaluation puisse être prise en compte en même temps que les stratégies de gestion). Au cœur d'Atlantis se trouve un sous-modèle biophysique déterministe, grossièrement résolu dans l'espace en trois dimensions, qui suit les flux de nutriments (généralement de l'azote et de la silice) à travers les principaux groupes biologiques du système. Les principaux processus écologiques modélisés sont la consommation, la production, la production de déchets, la migration, la prédation, le recrutement, la dépendance à l'égard de l'habitat et la mortalité. La résolution trophique se fait généralement à l'échelle des groupes fonctionnels. Les invertébrés sont généralement représentés sous forme de bassins de biomasse, tandis que les vertébrés sont représentés à l'aide d'une formulation explicite structurée par âge. L'environnement physique est également représenté de manière explicite, par l'entremise d'un ensemble de polygones correspondant aux principales caractéristiques géographiques et biorégionales de l'écosystème simulé. Les composants du modèle biologique sont reproduits dans chaque couche de profondeur de chacun de ces polygones. Les mouvements entre les polygones se font par transfert advectif ou par mouvements dirigés selon la variable en question.

Atlantis comprend également un sous-modèle d'exploitation détaillé axé sur la dynamique des flottes de pêche, mais qui peut également inclure l'impact de la pollution, du développement côtier et des changements environnementaux à grande échelle (p. ex. le climat). Il permet l'existence de plusieurs flottes, chacune ayant ses propres caractéristiques en matière de sélectivité des engins, d'association d'habitats, de ciblage, de répartition de l'effort et de structures de gestion. Dans sa forme la plus complexe, il comprend un traitement explicite de l'économie, des décisions de conformité, de la pêche exploratoire et d'autres questions complexes liées au monde réel, comme l'échange de quotas. Toutes les formes de pêche peuvent être représentées, y compris la pêche récréative (qui est fondée sur l'évolution dynamique de la population humaine dans la zone). Les ports sont également pris en compte dans un contexte spatial en tant qu'élément de la dynamique de la flotte lorsqu'il s'agit d'évaluer la distance à parcourir par rapport aux prises par unité d'effort (PUE) réalisées pour les groupes fonctionnels ciblés.

Intégrer les VE

Les modèles Atlantis comprennent généralement des données environnementales biophysiques, des liens entre prédateurs et proies et peuvent inclure des données économiques et sociales.

² <https://research.csiro.au/atlantis/>

Ecopath with Ecosim (EwE)

Description générale

L'approche de modélisation Ecopath with Ecosim (EwE) a d'abord été développée comme une boîte à outils pour explorer les questions « et si » sur le fonctionnement des écosystèmes, les répercussions de la pêche et le développement de la politique qui ne pouvaient pas être abordées avec des modèles d'évaluation monospécifiques (Pauly *et al.* 2000; Christensen et Walters 2004, 2011). EwE est composé de trois éléments principaux : *Ecopath*, un instantané statique et équilibré en masse des ressources vivantes d'un écosystème et de leurs interactions, représentées par des groupes fonctionnels trophiquement liés; *Ecosim*, un module de simulation dynamique dans le temps; *Ecospace*, un module dynamique dans l'espace et dans le temps. Depuis son développement initial au début des années 1980 (Polovina 1984), l'écoconception a été largement appliquée pour informer la gestion fondée sur les écosystèmes (p. ex. Christensen et Walters 2011; Coll et Libralato 2012; Coll *et al.* 2009; Bundy et Fanning 2005; Guenette *et al.* 2014; Blukacz-Richards et Koops 2012; Colléter *et al.* 2015; Heymans *et al.* 2016).

Ecopath, le modèle central de bilan de masse, représente l'ensemble du réseau trophique, des producteurs primaires aux prédateurs supérieurs (Pauly *et al.* 2000; Christensen et Walters 2004; Christensen *et al.* 2005). Il trouve son origine dans l'écologie classique, où les groupes fonctionnels sont liés par des interactions trophiques. Les groupes fonctionnels peuvent être des espèces, des groupes d'espèces présentant des similitudes écologiques ou des fractions ontogénétiques d'une espèce, par exemple un groupe peut être divisé en larves, juvéniles et géniteurs. Les données requises pour l'écopathie sont relativement simples et généralement disponibles dans les évaluations des stocks, les études écologiques ou la littérature. Les données de base requises pour chaque groupe comprennent des estimations de la biomasse, des estimations de la mortalité totale (ou un rapport production/biomasse, des estimations de la consommation, des compositions du régime alimentaire et des prises de la pêche). Chaque groupe est représenté par deux équations : l'une établit un lien entre la productivité d'un groupe et ses pertes, qui comprennent la pêche et la prédation, et l'autre équilibre les flux d'énergie au sein d'un groupe en équilibrant la consommation avec la production et la respiration. Une fois les paramètres initiaux du modèle estimés, ils sont ensuite ajustés pour atteindre l'équilibre de masse dans le réseau trophique spécifié selon ces deux équations.

Ecopath constitue le modèle de base à partir duquel des simulations dynamiques temporelles et spatiales peuvent être développées (Walters *et al.* 1997, 1999; Christensen et Walters 2004). Le modèle de simulation trophodynamique Ecosim (Walters *et al.* 1997; Christensen *et al.* 2005) a introduit la possibilité d'effectuer des simulations dynamiques à espèces multiples afin d'étudier l'incidence de la pêche, de l'exploration des politiques, etc. Ecospace (Walters *et al.* 1999; Christensen *et al.* 2005) est le module d'écosystème dynamique spatialement explicite d'EwE qui permet de simuler les dynamiques temporelles et spatiales à l'aide du cadre spatio-temporel et du modèle de capacité de recherche de nourriture de l'habitat (Christensen *et al.* 2014).

Un modèle d'EwE doit représenter les principales espèces et les principaux niveaux trophiques présents dans l'écosystème modélisé et pertinents pour les questions de politique ou de recherche. Le cadre temporel et l'étendue spatiale du modèle EwE dépendent des questions à traiter et de la disponibilité des données. L'écosystème modélisé doit, en règle générale, inclure l'ensemble de la zone d'habitat des principales espèces concernées.

L'élaboration d'un modèle EwE requiert la collecte, la compilation et l'harmonisation de divers types d'informations : des données descriptives sur l'abondance des espèces, la composition

de leur régime alimentaire et les captures; des données calculées sur la production, la consommation des espèces et les propriétés des écosystèmes; des données de simulation sur les tendances de la biomasse des espèces, après l'application de scénarios alternatifs (Christensen *et al.* 2008). En résumant toutes les connaissances disponibles sur les écosystèmes modélisés et en déduisant diverses propriétés du système, les modèles d'écosystème aident à comprendre la structure et le fonctionnement des écosystèmes (Walters *et al.* 1997).

Des détails sur les principes fondamentaux et les équations d'EwE figurent dans le guide de l'utilisateur d'EwE disponible en ligne (Christensen *et al.* 2008). Le logiciel EwE est convivial, gratuit (selon les termes de la licence publique générale) et téléchargeable en ligne (www.ecopath.org). Il est également disponible sous la forme d'un paquetage R (<https://noaa-edab.github.io/Rpath/>, Lucey *et al.* 2020).

Intégrer les VE

Les interactions trophiques prédateur-proie sont au cœur de l'approche de modélisation EwE. En outre, d'autres VE peuvent être introduits dans le cadre de modélisation par l'entremise de fonctions de forçage, de facteurs médiateurs dans Ecosim et de données spatiales sur les VE (p. ex. la température, l'oxygène, la salinité et le pH) sont nécessaires pour le modèle d'adéquation de l'habitat d'Ecospace.

Modèles de réseaux (modèles topologiques ou qualitatifs)

Description générale

Les modèles de réseaux représentent des modèles conceptuels développés de manière systématique. Les modèles conceptuels sont définis comme toute représentation abstraite des processus statiques ou dynamiques entre les éléments du modèle (ou nœuds, composants ou objets). Les modèles de réseaux utilisent des règles systématiques, ou paramètres, pour définir les composants et les liens du modèle. Ces relations ou connexions peuvent être qualitatives ou floues-qualitatives, mais peuvent aussi être fondées sur des relations quantitatives ou causales. Il existe un éventail de méthodes analytiques pour explorer les perturbations dans les modèles de réseaux qui utilisent des renseignements qualitatifs ou floues-qualitatifs pour définir les liens entre les nœuds du modèle (Reum *et al.* 2021).

Les modèles de réseaux peuvent servir à examiner qualitativement les répercussions de toute variable de pression (ou groupe de variables de pression) sur les composantes du modèle (p. ex. la productivité des stocks de poissons). Cela se traduit par une mesure du risque ou de la probabilité de pressions sur un composant du modèle.

Intégrer les VE

(Pour des exemples, consulter Pourfaraj *et al.* 2022a, 2022b).

Les modèles de réseau sont un outil utile pour intégrer les VE à un système biologique, écologique ou socio-écologique. Les VE peuvent être inclus en tant qu'éléments de modèle qui pilotent d'autres éléments de modèle dans le système. Les modèles de réseaux peuvent également être développés en temps réel, en incluant les détenteurs de droits, les intervenants et les experts, les modèles étant ensuite affinés et développés en tant que produit itératif.

Types de modèles de réseaux dans un contexte d'AE GP

Il existe plusieurs types de modèles de réseaux, qui sont brièvement décrits ci-dessous.

- **Modèles qualitatifs de réseaux ou analyses en boucle**

(Pour des exemples, consulter Reum *et al.* 2021; Melbourne-Thomas *et al.* 2012; Wildermuth *et al.* 2018; Pittman *et al.* 2020; Dambacher *et al.* 2009).

Les modèles de réseaux pour les modèles de réseaux qualitatifs (MRQ) ou l'analyse des boucles sont constitués d'éléments de modèle et de liens dirigés indiquant une influence positive ou négative les uns sur les autres, qui sont généralement abstraits sous forme de digraphes dirigés, non pondérés et signés. Les MRQ et l'analyse des boucles n'exigent qu'une compréhension qualitative de la manière dont les variables interagissent. L'interaction entre les composantes du modèle peut être linéaire ou non, mais il existe une interaction linéaire globale supposée fondée sur la structure du modèle. Les MRQ et l'analyse en boucle sont des modèles mathématiques dans lesquels les perturbations peuvent être évaluées pour leur impact qualitatif sur le système donné (augmentation/diminution marginale durable d'un ou plusieurs composants du modèle).

- **Cartographie cognitive floue**

(Pour des exemples, consulter Kosko 1986; Özesmi et Özesmi 2004; Papageorgiou et Salmeron 2013; Baker *et al.* 2018).

Dans la cartographie cognitive floue, l'ampleur de l'effet ou le degré de causalité est désigné selon des catégories linguistiques (faible, modéré, fort; rarement, parfois, habituellement, etc.) et l'algèbre causale floue est utilisée pour propager les relations causales et déduire les effets des scénarios de perturbation sur l'ensemble du système. L'utilisation de catégories linguistiques permet de saisir l'incertitude ou le flou dans la nature des relations et est facilement compréhensible par le raisonnement humain. Pour propager les relations de causalité, les catégories linguistiques sont d'abord converties en nombres réels sur l'intervalle $[-1, 1]$ selon la théorie des ensembles flous ou, autrement, la désignation des catégories linguistiques peut être ignorée et les poids de causalité précisés directement.

- **Réseaux de croyance bayésiens**

(Pour des exemples, consulter Reum *et al.* 2021; Renken et Mumby 2009; Landuyt *et al.* 2013).

Deux éléments structurels sont nécessaires pour les réseaux de croyance bayésiens : 1) un graphe acyclique orienté et 2) un tableau de probabilité conditionnelle. Ces relations de dépendance dirigée passent d'au moins un composant du modèle à un autre sans créer de cycles (pas de rétroactions). Les liens représentent la force des relations de dépendance dans le graphe acyclique orienté et indiquent la probabilité que l'élément du modèle (élément « enfant ») soit influencé par un autre (élément « parent »). Les valeurs composant les tableaux peuvent être construites à partir de données empiriques lorsqu'elles sont disponibles ou attribuées selon un jugement d'expert. Les résultats correspondent à des conditions d'équilibre et ne représentent pas la dynamique temporelle.

Modèles écosystémiques basés sur l'individu

Se référer à la section « Modèles à espèces multiples basés sur l'individu » pour obtenir plus de détails sur le modèle OSMOSE et d'autres modèles basés sur l'individu.

Autres approches

Équivalence des risques

Description générale

L'avis sur l'évaluation des stocks est essentiellement une évaluation du risque pour le stock. En d'autres termes, il existe des objectifs implicites, voire directement énoncés, et l'avis représente

une sorte d'évaluation de la récolte par rapport à l'atteinte des objectifs. La gestion des pêches est également une gestion des risques qui utilise l'évaluation scientifique des risques pour prendre des décisions fondées sur des données probantes. La gestion cohérente des risques dans le secteur de la pêche vise donc à prendre des décisions cohérentes en termes de risques, mais pas nécessairement en termes de prises. Les changements climatiques et écosystémiques peuvent modifier le risque associé à la prise de décisions, toutes choses étant égales par ailleurs dans le système. Par conséquent, une mesure de gestion équivalente au risque dans un écosystème en évolution tiendra compte de ce forçage du climat ou de l'écosystème. Si nous admettons que le risque et l'équivalence des risques constituent un moyen efficace d'assurer une gestion cohérente des stocks halieutiques, la science peut alors servir la gestion en évaluant les incidences des changements climatiques et écosystémiques sur les avis et en proposant des options équivalentes aux risques.

Il n'est cependant pas toujours facile de fournir des conseils équivalents aux risques qui tiennent compte du changement climatique et des écosystèmes. Comprendre comment ces forces modifient la productivité des stocks au cours de la période d'avis (disons de 1 à 10 ans) implique souvent des hypothèses fortes et des effets de corrélation qui peuvent être quelque peu éphémères. Néanmoins, il est important d'informer la gestion avec les meilleures données scientifiques disponibles, compte tenu des contraintes de temps et de ressources qui pèsent sur le système science-gestion, car une décision sera prise de toute façon, avec ou sans avis. Par conséquent, une approche d'équivalence des risques peut intégrer des méthodes « solides » pour étudier les répercussions des changements écosystémiques ou climatiques sur les stocks, mais aussi des méthodes plus spéculatives lorsque d'autres options ne sont pas disponibles en raison des contraintes. La mise à jour des avis au fur et à mesure de l'arrivée des renseignements devient plus importante lorsque ces mécanismes sont utilisés. L'équivalence des risques n'est donc pas un outil comme l'est, par exemple, un modèle statistique de prises selon l'âge; il s'agit simplement d'un moyen d'élaborer des avis cohérents avec le risque dans un écosystème en mutation. De nombreux outils peuvent être utilisés pour fournir ces avis, et le concept est donc générique et applicable à un large éventail de situations dans lesquelles des avis sont fournis.

Le principal avantage d'une approche fondée sur le risque et l'équivalence des risques est qu'elle tente d'aligner l'évaluation des stocks et des pêches et les mesures de gestion prises sur le risque de ne pas atteindre les objectifs, et pas seulement sur les prises. L'équivalence des risques peut être utilisée pour modifier les avis en fonction de l'évaluation des répercussions du climat et de l'écosystème sur le stock et fournit un outil permettant de contribuer à la gestion des décisions cohérentes avec les risques. Ce principe s'applique d'une année à l'autre, d'un stock à l'autre et d'une région à l'autre.

Pour en savoir plus, consulter Duplisea et ses collaborateurs (2020, 2021), Roux et ses collaborateurs (2022), ou les sites Web suivants :

<https://climateconditioned.org/>

<https://github.com/duplisea/ccca>

Revue de la littérature et entretiens avec des experts

Description générale

L'approche fondée sur le poids des données probantes est une méthode générale de prise de décisions qui suppose la prise en compte de multiples sources d'information et éléments de preuve (gouvernement du Canada 2022). Le processus comprend :

- générer une série d'hypothèses possibles pour le phénomène étudié;

- rassembler les renseignements disponibles et pertinents relatifs à ces hypothèses à partir de diverses sources (p. ex. des renseignements publiés, une nouvelle analyse des données, des entretiens avec les intervenants, l'avis d'experts);
- évaluer de manière critique la qualité des différentes études ou différents renseignements;
- évaluer les preuves relatives de chaque hypothèse à la lumière des renseignements disponibles;
- combiner les sources de données pour caractériser le risque et parvenir à une conclusion d'évaluation, en tenant compte de la force et de la pertinence des renseignements disponibles. Cette combinaison peut être obtenue de manière formelle à l'aide de méthodes quantitatives ou semi-quantitatives, ou de manière informelle selon des données probantes perçues.

Dans le cadre d'une approche écosystémique de la pêche, l'approche fondée sur le poids des données probantes a été appliquée, par exemple, pour améliorer la compréhension des facteurs touchant la productivité des stocks de morue dans la mer Baltique, le Kattegat et le Skagerrak (Bryhn *et al.* 2022) et à la compréhension des causes possibles de la mortalité naturelle élevée dans un stock de morue canadien (Swain *et al.* 2011).

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Daniel Duplisea, Andrew Edwards, Caihong Fu et Jamie Tam pour leur contribution à certaines des méthodes décrites dans le présent rapport, ainsi que Andrew Edwards et Mariano Koen-Alonso pour leur révision des descriptions initiales des méthodes. Les auteurs remercient également Pierre Pepin et Amanda Jeanson pour leurs commentaires constructifs qui ont permis d'améliorer le document. Enfin, les auteurs remercient Mary Thiess pour son soutien dans ce processus et Adam van der Lee pour les révisions apportées à la version de l'application Shiny.

RÉFÉRENCES

- Baker, C., Holden, M., Plein, M., McCarthy, M., and Possingham, H. 2018. Informing network management using fuzzy cognitive maps. *Biol. Conserv.* 224: 122–128. doi:10.1016/j.biocon.2018.05.031
- Benoît, E., and Rochet, M.-J. 2004. A continuous model of biomass size spectra governed by predation and the effects of fishing on them. *J. Theor. Biol.* 226: 9–21. doi:10.1016/S0022-5193(03)00290-X
- Blukacz-Richards, E.A., and Koops, M.A. 2012. An integrated approach to identifying ecosystem recovery targets: application to the Bay of Quinte. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 15: 464–472. doi:10.1080/14634988.2012.738997
- Boldt, J.L., Hazen, E.L., Hunsicker, M.E., Fu, C., Perry, R.I., and Shan, X. 2021. Quantifying ecosystem responses to environmental and human pressures in the marine ecosystem off the west coast of Vancouver Island. *Ecol. Indic.* 132: 108232. doi:10.1016/j.ecolind.2021.108232
- Boyd, R., Roy, S., Sibly, R., Thorpe, R., and Hyder, K. 2018. A general approach to incorporating spatial and temporal variation in individual-based models of fish populations with application to Atlantic mackerel. *Ecol. Model.* 382: 9–17. doi:10.1016/j.ecolmodel.2018.04.015

- Brand, E.J., Kaplan, I.C., Harvey, C.J., Levin, P.S., Fulton, E.A., Hermann, A.J., and Field, J.C. 2007. A spatially explicit ecosystem model of the California Current's food web and oceanography. US Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-84 145 p.
- Brosset, P., Doniol-Valcroze, T., Swain, D.P., Lehoux, C., Van Beveren, E., Mbaye, B.C., Emond, K., and Plourde, S. 2019. Environmental variability controls recruitment but with different drivers among spawning components in Gulf of St. Lawrence herring stocks. *Fish. Oceanogr.* 28: 1–17. doi:10.1111/fog.12272
- Bryhn, A.C., Bergek, S., Bergström, U., Casini, M., Dahlgren, E., Ek, C., Hjelm, J., Königson, S., Ljungberg, P., Lundström, K., Lunneryd, S.G., Ovegård, M., Sköld, M., Valentinsson, D., Vitale, F., and Wennhage, H.k. 2022. Which factors can affect the productivity and dynamics of cod stocks in the Baltic Sea, Kattegat and Skagerrak? *Ocean Coast. Manag.* 223: 106154. doi:10.1016/j.ocecoaman.2022.106154
- Bundy, A., and Fanning, P. 2005. Can Atlantic cod recover? Exploring trophic explanations for the non-recovery of cod on the eastern Scotian Shelf, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1474–1489. doi:10.1139/f05-086
- Buren, A.D., Koen-Alonso, M., and Stenson, G. 2014. The role of harp seals, fisheries and food availability in driving the dynamics of northern cod. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 511: 265–284. doi:10.3354/meps10897
- Cadigan, N.G. 2016. A state-space stock assessment model for northern cod, including under-reported catches and variable natural mortality rates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 296–308. doi:10.1139/cjfas-2015-0047
- Campbell, M.D., Rose, K., Boswell, K., and Cowan, J. 2011. Individual-based modeling of an artificial reef fish community: effects of habitat quantity and degree of refuge. *Ecol. Model.* 222: 3895–3909. doi:10.1016/j.ecolmodel.2011.10.009
- Cao, J., Thorson, J.T., Richards, R.A., and Chen, Y. 2017. Spatiotemporal index standardization improves the stock assessment of northern shrimp in the Gulf of Maine. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 74: 1781–1793. doi:10.1139/cjfas-2016-0137
- Caswell, H. 2001. *Matrix Population Models (2nd Ed.)*, Sinauer Associates, Inc., Sunderland, MA.
- Caswell, H. 2019. *Sensitivity Analysis: Matrix Methods in Demography and Ecology*. Springer Open. doi:10.1007/978-3-030-10534-1
- Chamberland, J.-M., Plourde, S. and Benoît, H.P. 2022. Biological characteristics, factors affecting catchability, and abundance indices of capelin in the southern and northern Gulf of St. Lawrence multi species bottom trawl surveys. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2021/077. iv + 41 p.
- Christensen, V. and Walters, C.J. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Eco. Model.* 172: 109-139. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003
- Christensen, V. and Walters, C.J. 2011. Progress in the use of ecosystem modeling for fisheries management. Chapter 12 in *Ecosystem Approaches to Fisheries: A Global Perspective*, eds. Christensen, V. and Maclean, J., Cambridge University Press. p.189-206. doi:10.1017/CBO9780511920943.014
- Christensen, V., Walters, C.J., and Pauly, D. 2005. *Ecopath with Ecosim: A User's Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 12. Available from:

- https://www.researchgate.net/publication/267193103_Ecopath_with_Ecosim_A_User's_Guide [Accessed April 17, 2024].
- Christensen, V., Walters, C.J., and Pauly, D., Forrest, R.E. 2008. *Ecopath with Ecosim version 6*. 235p.
- Christensen, V., Coll, M., Steenbeek, J., Buszowski, J., Chagaris, D., and Walters, C.J. 2014. Representing variable habitat quality in a spatial food web model. *Ecosystems*. 17: 1397-1412. doi:10.1007/s10021-014-9803-3
- Coll, M., and Libralato, S. 2012. Contributions of food web modelling to the ecosystem approach to marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish Fish*. 13: 60-88. doi:10.1111/j.1467-2979.2011.00420.x
- Coll, M., Bundy, A., and Shannon, L. 2009. Ecosystem Modelling using the Ecopath with Ecosim Approach. Chapter 8 in *Computers in Fisheries Research*, eds. Megrey, B.A., and Moksness, E., Springer, 2nd ed. 422 p.
- Colléter, M., Valls, A., Guitton, J., Gascuel, D., Pauly, D., and Christensen, V. 2015. Global overview of the applications of the Ecopath with Ecosim modeling approach using the EcoBase models repository. *Ecol. Model*. 302: 42–53. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.01.025
- Cousido-Rocha, M., Pennino, M.G., Izquierdo, F., Paz, A., Lojo, D., Tifoura, A., Zanni, M.Y., and Cerviño, S. 2022. Surplus production models: a practical review of recent approaches. *Rev. Fish Biol. Fish*. 32: 1085–1102. doi:10.1007/s11160-022-09731-w
- Crone, P.R., Maunder, M.N., Lee, H., and Piner, K.R. 2019. Good practices for including environmental data to inform spawner-recruit dynamics in integrated stock assessments: small pelagic species case study. *Fish. Res*. 217: 122-132. doi:10.1016/j.fishres.2018.12.026
- Cutler, D.R., Edwards Jr, T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J., and Lawler, J.J. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology*. 88: 2783–2792. doi:10.1890/07-0539.1
- Dambacher, J.M., Gaughan, D.J., Rochet, M.-J., Rossignol, P.A., and Trenkel, V.M. 2009. Qualitative modelling and indicators of exploited ecosystems. *Fish Fish*. 10: 305–322. doi:10.1111/j.1467-2979.2008.00323.x.
- DFO. 2022. Stock Assessment of NAFO Subdivision 3Ps Cod. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2022/022.
- Duplisea, D.E., Roux, M.-J., Hunter, K.L., and Rice, J. 2020. Resource management under climate change: a risk-based strategy to develop climate-informed science advice. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/044. v + 45 p.
- Duplisea, D.E., Roux, M.-J., Hunter, K.L., and Rice, J. 2021. Fish harvesting advice under climate change: A risk-equivalent empirical approach. *PLoS One* 16: e0239503. doi:10.1371/journal.pone.0239503
- Edwards, A.M., Rogers, L.A., and Holt, C.A. 2024. Explaining empirical dynamic modelling using verbal, graphical and mathematical approaches. *Ecol. Evol*. 14:e10903. doi:10.1002/ece3.10903
- Ellis, N., Smith, S.J., and Pitcher, C.R. 2012. Gradient forests: calculating importance gradients on physical predictors. *Ecology*. 93: 156–168. doi:10.1890/11-0252.1

- Fan, Y., Chen, J., Shirkey, G., John, R., Wu, S., Park, H., and Shao, C. 2016. Applications of structural equation modeling (SEM) in ecological studies: an updated review. *Ecol. Process.* 5: 19. doi:10.1186/s13717-016-0063-3
- Fletcher, J., Huckstadt, L.A., Rose, K.A., and Costa, D.P. 2016. A fully coupled ecosystem model to predict the foraging ecology of apex predators in the California Current. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 556: 273–285. doi:10.3354/meps11849
- Forrest, R.E., Rutherford, K.L., Lacko, L., Kronlund, A.R., Starr, P.J., and McClelland, E.K. 2015. Assessment of Pacific Cod (*Gadus macrocephalus*) for Hecate Strait (5CD) and Queen Charlotte Sound (5AB) in 2013. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2015/052. xii + 197 p.
- Fu, C., Olsen, N., Taylor, N., Grüss, A., Batten, S., Liu, H., Verley, P., and Shin, Y.-J. 2017. Spatial and temporal dynamics of predator-prey species interactions off western Canada. *ICES J. Mar. Sci.* 74: 2107–2119. doi:10.1093/icesjms/fsx056
- Fulton, E.A., Smith, A.D., and Johnson, C.R. 2004a. Biogeochemical marine ecosystem models I: IGBEM—a model of marine bay ecosystems. *Ecol. Model.* 174: 267–307. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.027
- Fulton, E.A., Smith, A.D. and Johnson, C.R., 2004b. Effects of spatial resolution on the performance and interpretation of marine ecosystem models. *Ecol. Model.* 176: 27–42. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.10.026
- Fulton, E.A., Parslow, J.S., Smith, A.D. and Johnson, C.R., 2004c. Biogeochemical marine ecosystem models II: the effect of physiological detail on model performance. *Ecol. Model.* 173: 371–406. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.09.024
- Fulton, E.A., Fuller, M., Smith, A.D.M., and Punt, A.E. 2004d. Ecological indicators of the ecosystem effects of fishing: final report. *Aust. Fish. Manag. Auth. R99/1546.* doi:10.4225/08/585c169120a95
- Fulton, E.A., Link, J.S., Kaplan, I.C., Savina-Rolland, M., Johnson, P., Ainsworth, C., Horne, P., Gorton, R., Gamble, R.J., Smith, A.D., and Smith, D.C. 2011. Lessons in modelling and management of marine ecosystems: the Atlantis experience. *Fish Fish.* 12: 171–188. doi:10.1111/j.1467-2979.2011.00412.x
- Gaichas, S., Gamble, R., Fogarty, M., Benoît, H.P., Essington, T., Fu, C., Koen-Alonso, M., and Link, J. 2012. Assembly rules for aggregate-species production models: simulations in support of management strategy evaluation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 459: 275–292. doi:10.3354/meps09650
- Gamble, R.J., and Link, J.S. 2009. Analyzing the tradeoffs among ecological and fishing effects on an example fish community: a multispecies (fisheries) production model. *Ecol. Modell.* 220: 2570–2582. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.06.022
- Gillooly, J.F., Brown, J.H., West, G.B., Savage, V.M., and Charnov, E.L. 2001. Effects of size and temperature on metabolic rate. *Science* 293: 2248–2251. doi:10.1126/science.1061967
- Government of Canada. 2022. Application of weight of evidence and precaution in risk assessment. Fact sheet series: Topics in risk assessment of substances under the Canadian Environmental Protection Act, 1999 (CEPA 1999). <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/chemical-substances/fact-sheets/application-weight-of-evidence-precaution-risk-assessments.html> [Accessed April 17, 2024].

- Grüss, A., Rose, K.A., Simons, J., Ainsworth, C.H., Babcock, E.A., Chagaris, D.D., De Mutsert, K., Froeschke, J., Himchak, P., Kaplan, I.C., et al. 2017. Recommendations on the use of ecosystem modeling for informing ecosystem-based fisheries management and restoration outcomes in the Gulf of Mexico. *Mar. Coast. Fish.* 9: 281–295. doi:10.1080/19425120.2017.1330786
- Guenette, S., Araújo, J.N., and Bundy, A. 2014. Exploring the potential effects of climate change on the Western Scotian Shelf ecosystem, Canada. *J. Mar. Syst.* 134: 89–100. doi:10.1016/j.jmarsys.2014.03.001
- Hall, S.J., Collie, J.S., Duplisea, D.E., Jennings, S., Bravington, M., and Link, J. 2006. A length-based multispecies model for evaluating community responses to fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1344–1359. doi:10.1139/f06-039
- Harford, W.J., Karnauskas, M., Walter, J.F., and Liu, H. 2017. Non-parametric modeling reveals environmental effects on bluefin tuna recruitment in Atlantic, Pacific, and Southern Oceans. *Fish. Oceanogr.* 26: 396–412. doi:10.1111/fog.12205
- Hermann, A.J., Hinckley, S., Megrey, B.A., and Napp, J.M. 2001. Applied and theoretical considerations for constructing spatially explicit individual-based model of marine fish that include multiple trophic levels. *ICES J. Mar. Sci.* 58: 1030–1041. doi:10.1006/jmsc.2001.1087
- Heymans, J.J., Coll, M., Link, J.S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., and Christensen, V. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecol. Model.* 331: 173–184. doi:10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007
- Hilborn, R., and Walters, C.J. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics, and Uncertainty*. Chapman & Hall, London. 570 p.
- Hilling, C.D., Jiao, Y., Fabrizio, M.C., Angermeier, P.L., Bunch, A.J., and Orth, D.J. 2022. A size-based stock assessment model for invasive blue catfish in a Chesapeake Bay sub-estuary during 2001-2016. *Fish. Manage. Ecol.* 30: 70-88. doi:10.1111/fme.12601
- Ijima, H., Jusup, M., Takada, T., Akita, T., Matsuda, H., and Klanjscek, T. 2019. Effects of environmental change and early-life stochasticity on Pacific bluefin tuna population growth. *Mar. Environ. Res.* 149: 18–26. doi:10.1016/j.marenvres.2019.05.003
- Johnson, S.D.N., and Cox, S.P. 2021. Hierarchical surplus production stock assessment models improve management performance in multi-species, spatially-replicated fisheries. *Fish. Res.* 238: 105885. doi:10.1016/j.fishres.2021.105885
- Koen-Alonso, M., and Yodzis, P. 2005. Multispecies modelling of some components of the marine community of northern and central Patagonia, Argentina. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 1490–1512. doi:10.1139/f05-087
- Koen-Alonso, M., Lindstrøm, U., and Cuff, A. 2021. Comparative modeling of cod-capelin dynamics in the Newfoundland-Labrador Shelves and Barents Sea ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 8: 579946. doi:10.3389/fmars.2021.579946
- Koen-Alonso, M., Pepin, P., and Mowbray, F. 2010. Exploring the role of environmental and anthropogenic drivers in the trajectories of core fish species of the Newfoundland-Labrador marine community. *NAFO SCR Doc.* 10/37.
- Kosko, B. 1986. Fuzzy cognitive maps. *Int. J. Man-Machine Studies* 24: 65-75. doi:10.1016/S0020-7373(86)80040-2.

- Landuyt, D., Broekx, S., D'hondt, R., Engelen, G., Aertsens, J., and Goethals, P.L.M. 2013. A review of Bayesian belief networks in ecosystem service modelling. *Environ. Model. Softw.* 46: 1–11. doi:10.1016/j.envsoft.2013.03.011.
- Lefcheck, J. 2016. PIECEWISESEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods Ecol. Evol.* 7: 573–579. doi:10.1111/2041-210X.12512
- Link, J.S., Fulton, E.A., and Gamble, R.J. 2010. The northeast US application of ATLANTIS: A full system model exploring marine ecosystem dynamics in a living marine resource management context. *Prog. Oceanogr.* 87: 214–234. doi:10.1016/j.pocean.2010.09.020
- Lucey, S.M., Gaichas, S.K., and Aydin, K.Y. 2020. Conducting reproducible ecosystem modeling using the open source mass balance model Rpath. *Ecol. Modell.* 427: 109057. doi:10.1016/j.ecolmodel.2020.109057
- Luke, S. 2022. Multiagent Simulation and the MASON Library, Manual Version 21. <https://cs.gmu.edu/~eclab/projects/mason/> [Accessed April 17, 2024.]
- Magnússon, K.G. 1995. An overview of the multispecies VPA – theory and applications. *Rev. Fish Biol. Fish.* 5: 195–212. doi:10.1007/BF00179756
- Maunder, M.N., and Punt, A.E. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fish. Res.* 70: 141–159. doi:10.1016/j.fishres.2004.08.002
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., and Babcock, E.A. 2001. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1871–1890. doi:10.1139/f01-114
- McDermot, D., and Rose, K.A. 2000. An individual-based model of lake fish communities: application to piscivore stocking in Lake Mendota. *Ecol. Model.* 125: 67–102. doi:10.1016/S0304-3800(99)00172-6
- Melbourne-Thomas, J., Witherspoon, S., Raymond, B., and Constable, A.J. 2012. Comprehensive evaluation of model uncertainty in qualitative network analyses. *Ecol. Monogr.* 82: 505–519. doi:10.1890/12-0207.1
- Moustahfid, H., Tyrrell, M., and Link, J. 2009. Accounting explicitly for predation mortality in surplus production models: an application to Longfin Inshore Squid. *N. Am. J. Fish. Manag.* 29: 1555-1566. doi:10.1577/M08-221.1
- Mueter, F.J., and Megrey, B.A. 2006. Using multi-species surplus production models to estimate ecosystem-level maximum sustainable yields. *Fish. Res.* 81: 189–201. doi:10.1016/j.fishres.2006.07.010
- O'Boyle, R., and Sinclair, M. 2012. Seal-cod interactions on the Eastern Scotian Shelf: Reconsideration of modelling assumptions. *Fish. Res.* 115-116: 1–13. doi:10.1016/j.fishres.2011.10.006
- Özesmi, U., and Özesmi, S. 2004. Ecological models based on people's knowledge: a multi-step fuzzy cognitive mapping approach. *Ecol. Model.* 176: 43–64. doi:10.1016/j.ecolmodel.2003.10.027
- Papageorgiou, E., and Salmeron, J. 2013. A review of Fuzzy Cognitive Maps research during the last decade. *IEEE Trans. Fuzzy Syst.* 21: 66–79. doi:10.1109/TFUZZ.2012.2201727
- Pauly, D., Christensen, V., and Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57: 697-706. doi:10.1006/jmsc.2000.0726

- Pepin, P., Koen-Alonso, M., Boudreau, S. A., Cogliati, K. M., den Heyer, C. E., Edwards, A. M., Hedges, K. J., and Plourde, S. 2023. Fisheries and Oceans Canada's Ecosystem Approach to Fisheries Management Working Group: case study synthesis and lessons learned. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3553: v + 67 p.
- Pérez- Rodríguez, A., Koen-Alonso, M., and Saborido-Rey, F. 2012. Changes and trends in the demersal fish community of the Flemish Cap, Northwest Atlantic, in the period 1988–2008. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 902–912. doi:10.1093/icesjms/fss019
- Pittman, J., Tam, J.C., Epstein, G., Chan, C., and Armitage, D. 2020. Governing offshore fish aggregating devices in the Eastern Caribbean: Exploring trade-offs using a qualitative network model. *Ambio.* 49: 2038-2051. doi:10.1007/s13280-020-01327-7
- Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. *FAO Fish. Tech. Pap. No.* 477. Rome, 122 pp.
- Plagányi, É.E., Punt, A.E., Hillary, R., Morello, E.B., Thébaud, O., Hutton, T., Pillans, R.D., Thorson, J.T., Fulton, E.A., Smith, A.D.M., Smith, F., Bayliss, P., Haywood, M., Lyne, V., and Rothlisberg, P.C. 2014. Multispecies fisheries management and conservation: tactical applications using models of intermediate complexity. *Fish Fish.* 15: 1–22. doi:10.1111/j.1467-2979.2012.00488.x
- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem. *Coral Reefs* 3: 1-11. doi:10.1007/BF00306135.
- Pourfaraj, V., Tam, J.C., Parlee, C.E., Campbell-Miller, J., and Cook, A.M. 2022a. Process and development of a conceptual model of the social-ecological system for the American lobster fishery (*Homarus americanus*). *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3510: v + 30 p.
- Pourfaraj, V., Parlee, C.E., Tam, J.C., and Cook, A.M. 2022b. Workshop on development of an Interactional Map of the Social-Ecological System for American Lobster (*Homarus americanus*) in the Maritimes Region. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3490: v + 21 p.
- Punt, A.E., and Butterworth, D.S. 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus* and the Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. *S. Afr. J. Mar. Sci.* 16: 255–285. doi:10.2989/025776195784156494
- Railsback, S.F., and Grimm, V. 2019. *Agent-based and Individual-based Modeling: A Practical Guide (2nd Ed.)*, Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Regular, P.M., Buren, A.D., Dwyer, K.S., Cadigan, N.G., Gregory, R.S., Koen-Alonso, M., Rideout, R.M., Robertson, G.J., Robertson, M.D., Stenson, G.B., Wheeland, L.J., and Zhang, F. 2022. Indexing starvation mortality to assess its role in the population regulation of Northern cod. *Fish. Res.* 247: 106180. doi:10.1016/j.fishres.2021.106180
- Renken, H., and Mumby, P.J. 2009. Modelling the dynamics of coral reef macroalgae using a Bayesian belief network approach. *Ecol. Model.* 220: 1305–1314. doi:10.1016/j.ecolmodel.2009.02.022
- Reum, J.C.P., Kelble, C.R., Harvey, C.J., Wildermuth, R.P., Trifonova, N., Lucey, S.M., McDonald, P.S., and Townsend, H. 2021. Network approaches for formalizing conceptual models in ecosystem-based management. *ICES J. Mar. Sci.* 78: 3674–3686. doi:10.1093/icesjms/fsab211
- Ricard, D., and Swain, D.P. 2018. Assessment of Witch Flounder (*Glyptocephalus cynoglossus*) in the Gulf of St. Lawrence (NAFO Divisions 4RST), February 2017. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2018/023. xi + 78 p.

- Rideout, R.M., Regular, P.M., and Varkey, D. 2021 Exploration of alternative ADAPT model formulations for the assessment of Atlantic Cod in Divs. 3NO. NAFO SCR 21/030, 39 pp.
- Rogers, L.A., and Edwards, A.M. 2023. [pbsEDM](https://github.com/pbs-assess/pbsEDM): An R package to implement some of the methods of empirical dynamic modelling. Available at <https://github.com/pbs-assess/pbsEDM>. [Accessed April 23, 2024.]
- Rose, K.A., Rutherford, E.S., McDermot, D.S., Forney, J.L., and Mills, E.L. 1999. Individual-based model of yellow perch and walleye populations in Oneida Lake. *Ecol. Monogr.* 69: 127–154. doi:10.1890/0012-9615(1999)069[0127:IBMOYP]2.0.CO;2
- Rossi, S.P., Cox, S.P., and Benoît, H.P. 2024. Absence of predator control increases cod extirpation risk in a Northwest Atlantic ecosystem: inference from multispecies modelling. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 746: 99–119. doi:10.3354/meps14674
- Rossi, S.P., Cox, P.C., Benoît, H.P., and Swain, D.P. 2019. Inferring fisheries stock status and future catch levels from competing hypotheses. *Fish. Res.* 216: 155–166. doi:10.1016/j.fishres.2019.04.011
- Roux, M.-J., Duplisea, D.E., Hunter, K.L., and Rice, J. 2022. Consistent risk management in a changing world: risk equivalence in fisheries and other human activities affecting marine resources and ecosystems. *Front. Clim.* 3: 781559. doi:10.3389/fclim.2021.781559
- Samhuri, J.F., Andrews, K.S., Fay, G., Harvey, C.J., Hazen, E.L., Hennessey, S.M., Holsman, K., Hunsicker, M.E., Large, S.I., Marshall, K.N., Stier, A.C., Tam, J.C., and Zador, S.G. 2017. Defining ecosystem thresholds for human activities and environmental pressures in the California Current. *Ecosphere* 8: 01860. doi:10.1002/ecs2.1860
- Scheffer, M., Baveco, J.M., DeAngelis, D.L., Rose, K.A., and van Nes, E.H. 1995. Super-individuals a simple solution for modelling large populations on an individual basis. *Ecol. Model.* 80: 161–170. doi:10.1016/0304-3800(94)00055-M
- Scott, F., Blanchard, J., and Andersen, K. 2014. Mizer: An R package for multispecies, trait-based and community size spectrum ecological modelling. *Methods Ecol. Evol.* 5: 1121–1125. doi:10.1111/2041-210X.12256
- Sguotti, C., Otto, S.A., Cormon, X., Werner, K.M., Deyle, E., Sugihara, G., and Möllmann, C. 2020. Non-linearity in stock-recruitment relationships of Atlantic cod: insights from a multi-model approach. *ICES J. Mar. Sci.* 77: 1492–1502. doi:10.1093/icesjms/fsz113
- Shin, Y.-J., and Cury, P. 2004. Using an individual-based model of fish assemblages to study the response of size spectra to changes in fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 414–431. doi:10.1139/f03-154
- Somerville, G.J., Krkosek, M., and Hepburn, C.D. 2014. A matrix model and elasticity analysis for New Zealand's blackfoot pāua *Haliotis iris*. *Fish. Res.* 151: 158–168. doi:10.1016/j.fishres.2013.11.008
- Spence, M.A., Bannister, H.J., Ball, J.E., Dolder, P.J., Griffiths, C.A., Thorpe, R.B. 2020. LeMaRns: A Length-based Multi-species analysis by numerical simulation in R. *PLoS ONE*, 15: e0227767. doi:10.1371/journal.pone.0227767
- Stubben, C., and Milligan, B. 2007. Estimating and analyzing demographic models using the popbio package in R. *J. Stat. Soft.* 22: 1-23 doi:10.18637/jss.v022.i11
- Swain, D.P., and Benoît, H.P. 2015. Extreme increases in natural mortality prevent recovery of collapsed fish stocks in the southern Gulf of St. Lawrence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 519: 165–182. doi:10.3354/meps11012

- Swain, D.P., and Sinclair, A. 2000. Pelagic fishes and the cod recruitment dilemma in the Northwest Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1321–1325. doi:10.1139/f00-104
- Swain, D.P., Benoît, H.P., and Hammill, M.O. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. *J. Anim. Ecol.* 84: 1286–1298. doi:10.1111/1365-2656.12391
- Swain, D.P., Benoît, H.P., Hammill, M.O., McClelland, G., and Aubrey, É. 2011. Alternative hypotheses for causes of the elevated natural mortality of southern Gulf cod: the weight of evidence. *DFO Can. Sci. Adv. Sec. Res. Doc.* 2011/036. iv + 33 p.
- Tam, J.C., Link, J.S., Large, S.I., Andrews, K., Friedland, K.D., Gove, J., Hazen, E., Holsman, K., Karnauskas, M., Samhour, J., Shuford, R., Tomilieri, N., and Zador, S. 2017. Comparing apples to oranges: common trends and thresholds in anthropogenic and environmental pressures across multiple marine ecosystems. *Front. Mar. Sci.* 4: 282. doi:10.3389/fmars.2017.00282
- Thorson, J.T. 2015. Spatio-temporal variation in fish condition is not consistently explained by density, temperature, or season for California Current groundfishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 526: 101–112. doi:10.3354/meps11204
- Thorson, J.T. 2019. Guidance for decisions using the Vector Autoregressive Spatio-Temporal (VAST) package in stock, ecosystem, habitat and climate assessments. *Fish. Res.* 210: 143–161. doi:10.1016/j.fishres.2018.10.013
- Van Beveren, E., Benoît, H.P., and Duplisea, D.E. 2021. Forecasting fish recruitment in age-structured population models. *Fish Fish.* 22: 941–954. doi:10.1111/faf.12562
- van der Lee, A.S., Gardner, W.M., O'Connor, L., Pratt, T.C., and Koops, M.A. 2022. Lake Sturgeon (*Acipenser fulvescens*) in Goulais Bay, Lake Superior: cohort strength determinants and population viability. *J. Great Lakes Res.* 48: 1278–1287. doi:10.1016/j.jglr.2022.08.007
- van Nes, E.H., Lammens, E.H.R.R., and Scheffer, M. 2002. PISCATOR, an individual-based model to analyze the dynamics of lake fish communities. *Ecol. Model.* 152: 261–278. doi:10.1016/S0304-3800(02)00005-4
- Vasseur, D.A., and McCann, K.S. 2005. A mechanistic approach for modeling temperature-dependent consumer-resource dynamics. *Am. Nat.* 166: 184–198. doi:10.1086/431285
- Walker, N.D., Boyd, R., Watson, J., Kotz, M., Radford, Z., Readdy, L., Sibly, R., Roy, S., and Hyder, K. 2020. A spatially explicit individual-based model to support management of commercial and recreational fisheries for European sea bass *Dicentrarchus labrax*. *Ecol. Model.* 431: 109179. doi:10.1016/j.ecolmodel.2020.109179
- Walters, C., Christensen, V., and Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7: 139-172. doi:10.1023/A:1018479526149
- Walters, C., Pauly, D., and Christensen, V. 1999. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2: 539-554. doi:10.1007/s100219900101
- Walters, C.J., Christensen, V., Martell, S.J., and Kitchell, J.F. 2005. Possible ecosystem impacts of applying MSY policies from single-species assessment. *ICES J. Mar. Sci.* 62: 558–568. doi:10.1016/j.icesjms.2004.12.005

- Wang, Y., Wei, H., and Kishi, M.J. 2013. Coupling of an individual-based model of anchovy with lower trophic level and hydrodynamic models. *J. Ocean Univ. China* 12: 45–52. doi:10.1007/s11802-013-1901-x
- Wildermuth, R.P., Fay, G., and Gaichas, S. 2018. Structural uncertainty in qualitative models for ecosystem-based management of Georges Bank. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75: 1635–1643. doi:10.1139/cjfas-2017-0149.
- Wilensky, U. 1999. NetLogo. Centre for Connected Learning and Computer-based Modelling. Northwestern University, Evanston, IL. <http://ccl.northwestern.edu/netlogo/>
- Yamanaka, K.L., McAllister, M.K., Olesiuk, P.F., Etienne, M.-P., Obradovich, S., and Haigh, R. 2012. Stock assessment for the inside population of yelloweye rockfish (*Sebastes ruberrimus*) in British Columbia, Canada for 2010. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2011/129. xiv + 131 p.
- Ye, H., Beamish, R.J., Glaser, S.M., Grant, S.C.H., Hsieh, C.-H., Richards, L.J., Schnute, J.T., and Sugihara, G. 2015. Equation-free mechanistic ecosystem forecasting using empirical dynamic modeling. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112: E1569–E1576. doi:10.1073/pnas.1417063112
- Yodzis, P. 1998. Local trophodynamics and the interaction of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. *J. Anim. Ecol.* 67: 635–658. doi:10.1046/j.1365-2656.1998.00224.x
- Yodzis, P., and Innes, S. 1992. Body size and consumer-resource dynamics. *Am. Nat.* 139: 1151–1175. doi:10.1086/285380
- Young, J.A.M., and Koops, M.A. 2014. Recovery potential assessment for the American Eel (*Anguilla rostrata*) for Eastern Canada: recovery potential assessment population modelling. DFO CSAS Res. Doc. 2013/131.
- Zuur, A.F., Tuck, I.D., and Bailey, N. 2003. Dynamic factor analysis to estimate common trends in fisheries time series. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 542–552. doi:10.1139/f03-030

ANNEXE 1 : BOÎTE À OUTILS DES MÉTHODES DE L'AEGP

Voir les descriptions des en-têtes de tableau dans le Tableau 1 à la page 3.

Liste des acronymes

AFD	Analyses factorielles dynamiques
EwE	Ecopath with Ecosim
MAG	Modèle additif généralisé
MBI	Modèle basé sur l'individu
MCIEE	Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes
MDB	Modèle dynamique de la biomasse
MDE	Modélisation dynamique empirique
MES	Modèles d'équation structurelle
ML	Modèle linéaire
MLG	Modèle linéaire généralisé
MML	Modèle mixte linéaire
NPZD	Nutrient-phytoplankton-zooplankton-detritus (modèle)
OSMOSE	Désigne le nom d'un simulateur orienté objet pour les écosystèmes marins
PE	Modèle de Production excédentaire
PSA	Modèle de Prises statistiques selon l'âge
VE	Variable écosystémique

Tableau A1 – Aperçu de la méthode

N° de la méthode	Méthode	Catégorie de la méthode	Type d'approche	Utilisée pour produire des avis fondés sur le risque?	Utilisée pour aider à définir des points de référence?
1	Modèle de délai différentiel avec les covariables des VE	Monospécifique – Âge/Taille/Stade	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
2	Modèle prises statistiques selon l'âge (PSA) avec covariables des VE	Monospécifique – Âge/Taille/Stade	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
3	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec des paramètres variables dans le temps	Monospécifique – Âge/Taille/Stade	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
4	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec les prédateurs comme flottille	Monospécifique – Âge/Taille/Stade	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
5	Modèle de population matriciel avec VE	Monospécifique – Âge/Taille/Stade	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
6	Modèles basés sur l'individu	Monospécifique – Âge/Taille/Stade	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non
7	Modèles de production excédentaire	Monospécifique – MDB/PE	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
8	Modèles linéaires (p. ex. MLG, MML, ML à régression linéaire, ML bayésien)	Empirique – Univariée	Tactique/Stratégique	Non	Indirectement
9	Modèles additifs généralisés (p. ex. à effets mixtes, MAG bayésien)	Empirique – Univariée	Tactique/Stratégique	Non	Indirectement
10	Modèles de forêt de gradients	Empirique – Multivariée	Conceptuelle/Stratégique	Non	Oui (écosystème)
11	Analyses factorielles dynamiques multivariées	Empirique – Multivariée	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non
12	Modélisation dynamique empirique	Empirique – Autre	Tactique/Stratégique	Non	Non
13	Modélisation par équations structurelles avec des composantes des VE	Empirique – Autre	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non
14	Modèles bioénergétiques multispécifiques	Plurispécifique	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non
15	Modèles basés sur l'individu	Plurispécifique	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non
16	Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (p. ex. MCIE, PSA)	Plurispécifique	Tactique/Stratégique	Oui	Oui
17	Modèles plurispécifiques fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMANS)	Plurispécifique	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non

N° de la méthode	Méthode	Catégorie de la méthode	Type d'approche	Utilisée pour produire des avis fondés sur le risque?	Utilisée pour aider à définir des points de référence?
18	Modèles plurispécifiques de production excédentaire	Plurispécifique	Conceptuelle/Stratégique	Oui	Oui
19	Atlantis	Écosystémique	Conceptuelle/Stratégique	Oui	Pas certain
20	Ecopath avec Ecosim	Écosystémique	Conceptuelle/Stratégique	Oui	Oui
21	Modèles de réseau (p. ex. modèles topologiques ou qualitatifs)	Écosystémique	Conceptuelle	Non	Non
22	OSMOSE et autres MBI	Écosystémique	Conceptuelle/Stratégique	Oui	Pas certain
23	Équivalence de risque	Autre – Empirique	Stratégique	Oui	Non
24	Analyse documentaire et entrevues avec des experts	Autre – Poids de la preuve	Conceptuelle/Stratégique	Non	Non

Tableau A2 – Détails de la méthode et exemples

N° de la méthode	Méthode	Spatialement explicite?	Statistique ou processus?	Le modèle de processus (p. ex. la dynamique des populations) est-il principalement ajusté ou paramétré à l'externe?
1	Modèle de délai différentiel avec les covariables des VE	Peut-être	Processus	Ajusté
2	Modèle prises statistiques selon l'âge (PSA) avec covariables des VE	Peut-être	Processus	Ajusté
3	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec des paramètres variables dans le temps	Peut-être	Processus	Ajusté
4	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec les prédateurs comme flottille	Peut-être	Processus	Ajusté
5	Modèle de population matriciel avec VE	Peut-être	Processus	Paramétré
6	Modèles basés sur l'individu	Peut-être	Processus	Paramétré
7	Modèles de production excédentaire	Peut-être	Processus	Ajusté
8	Modèles linéaires (p. ex. MLG, MML, ML à régression linéaire, ML bayésien)	Peut-être	Statistiques	Ajusté
9	Modèles additifs généralisés (p. ex. à effets mixtes, MAG bayésien)	Peut-être	Statistiques	Ajusté
10	Modèles de forêt de gradients	Peut-être	Statistiques	Ajusté
11	Analyses factorielles dynamiques multivariées	Non	Statistiques	Ajusté
12	Modélisation dynamique empirique	Non	Statistiques	Ajusté
13	Modélisation par équations structurelles avec des composantes des VE	Non	Statistiques	Ajusté
14	Modèles bioénergétiques multispécifiques	Peut-être	Processus	Ajusté
15	Modèles basés sur l'individu	Peut-être	Processus	Paramétré
16	Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (p. ex. MCIE, PSA)	Peut-être	Processus	Ajusté
17	Modèles plurispécifiques fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMANS)	Non	Processus	Paramétré
18	Modèles plurispécifiques de production excédentaire	Peut-être	Processus	Ajusté
19	Atlantis	Oui	Processus	Paramétré
20	Ecopath avec Ecosim	Peut-être	Processus	Paramétré
21	Modèles de réseau (p. ex. modèles topologiques ou qualitatifs)	Non	Processus	Paramétré
22	OSMOSE et autres MBI	Oui	Processus	Paramétré

N° de la méthode	Méthode	Spatialement explicite?	Statistique ou processus?	Le modèle de processus (p. ex. la dynamique des populations) est-il principalement ajusté ou paramétré à l'externe?
23	Équivalence de risque	Non	Statistiques	Ajusté
24	Analyse documentaire et entrevues avec des experts	Peut-être	Processus	S. O.

Tableau A3 – Extrants des avis sur les pêches

N° de la méthode	Méthode	Si l'outil peut étayer l'avis sur le total autorisé des captures, quelle est la nature de cet avis?	Principaux extrants du modèle dans le contexte des avis sur les pêches?
1	Modèle de délai différentiel avec les covariables des VE	Quantitatif	B(N), F(C), R, K, Rmax; [M]
2	Modèle prises statistiques selon l'âge (PSA) avec covariables des VE	Quantitatif	B(N) selon l'âge, F(C), R, Risque, Rmax; [M]
3	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec des paramètres variables dans le temps	Quantitatif	B(N) selon l'âge, F(C), R, Risque, Rmax; M ou q
4	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec les prédateurs comme flottille	Quantitatif	B(N) selon l'âge, F(C), R, Risque, Rmax; M ou q
5	Modèle de population matriciel avec VE	Quantitatif	B(N), Rmax, Risque, Sensibilité, F(C)
6	Modèles basés sur l'individu	Semi-quantitatif	Beaucoup sont possibles, y compris : B (N), M, F (C), déplacement
7	Modèles de production excédentaire	Quantitatif	B(N), F(C), R, K
8	Modèles linéaires (p. ex. MLG, MML, ML à régression linéaire, ML bayésien)	S. O.	Indice, relations entre les paramètres démographiques et les VE
9	Modèles additifs généralisés (p. ex. à effets mixtes, MAG bayésien)	S. O.	Indice, relations entre les paramètres démographiques et les VE
10	Modèles de forêt de gradients	S. O.	Seuils
11	Analyses factorielles dynamiques multivariées	Semi-quantitatif	Profils des séries chronologiques
12	Modélisation dynamique empirique	S. O.	Profils des séries chronologiques
13	Modélisation par équations structurelles avec des composantes des VE	S. O.	Sensibilité
14	Modèles bioénergétiques multispécifiques	Semi-quantitatif	B(N), F(C), R, K, M
15	Modèles basés sur l'individu	Semi-quantitatif	Beaucoup sont possibles, y compris : B (N), M, F (C), déplacement
16	Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (p. ex. MCIE, PSA)	Quantitatif	B(N) selon l'âge, F(C), R, risque, Rmax, M
17	Modèles plurispécifiques fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMANS)	Semi-quantitatif	B(N), M, F(C)
18	Modèles plurispécifiques de production excédentaire	Quantitatif	B(N), F(C), R, K
19	Atlantis	Semi-quantitatif	B(N), F(C), R, M, LT, @ ESG
20	Ecopath avec Ecosim	Semi-quantitatif	B(N), F(C), R, M, LT, @ ESG
21	Modèles de réseau (p. ex. modèles topologiques ou qualitatifs)	Qualitatif	Recherche d'un consensus et élaboration des priorités

N° de la méthode	Méthode	Si l'outil peut étayer l'avis sur le total autorisé des captures, quelle est la nature de cet avis?	Principaux extraits du modèle dans le contexte des avis sur les pêches?
22	OSMOSE et autres MBI	Semi-quantitatif	B(N) selon l'âge ou la taille, F(C), R, M, LT, ® ESG
23	Équivalence de risque	Semi-quantitatif	Évaluation des risques, sensibilité
24	Analyse documentaire et entrevues avec des experts	Qualitatif	Divers

Tableau A4 – Intrants et exigences de la méthode

N° de la méthode	Méthode	Intrants de données essentielles	Intrants de données facultatives	Exigences			
				Données	Temps	Expertise	Informatique
1	Modèle de délai différentiel avec les covariables des VE	Indice de la biomasse, indice du recrutement, séries sur les prélèvements, VE	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle	1	1	2	1
2	Modèle prises statistiques selon l'âge (PSA) avec covariables des VE	Indice de l'abondance selon l'âge, séries sur les prélèvements, poids, VE	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle, données sur le marquage	2	2	3	2
3	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec des paramètres variables dans le temps	Indice de l'abondance selon l'âge, séries sur les prélèvements, poids	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle, données sur le marquage	1	2	2	1
4	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec les prédateurs comme flottille	Indice de l'abondance selon l'âge, séries sur les prélèvements, poids, prélèvements par les prédateurs	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle, données sur le marquage	1	2	2	2
5	Modèle de population matriciel avec VE	Taux vitaux (mortalité, fécondité, maturité, longévité)	Séries chronologiques sur l'abondance	2	2	3	2
6	Modèles basés sur l'individu	Hétérogénéité individuelle, taux vitaux (mortalité, fécondité, maturité, longévité)	Données spatiales et répartitions des espèces	1	2	2	1
7	Modèles de production excédentaire	Indice de la biomasse, séries sur les prélèvements, VE	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle	1	1	1	1
8	Modèles linéaires (p. ex. MLG, MML, ML à régression linéaire, ML bayésien)	Pourraient inclure les indices de l'abondance dépendants ou indépendants de la pêche, VE		1	1	1	1
9	Modèles additifs généralisés (p. ex. à effets mixtes, MAG bayésien)	Pourraient inclure les indices de l'abondance dépendants ou indépendants de la pêche, VE		1	1	1	1
10	Modèles de forêt de gradients	Indice de l'abondance		2	1	1	1

N° de la méthode	Méthode	Intrants de données essentielles	Intrants de données facultatives	Exigences			
				Données	Temps	Expertise	Informatique
11	Analyses factorielles dynamiques multivariées	Séries chronologiques pour plusieurs composantes		1	1	1	1
12	Modélisation dynamique empirique	Séries chronologiques		1	1	2	1
13	Modélisation par équations structurelles avec des composantes des VE	Séries chronologiques pour plusieurs composantes, VE, états plausibles du système		1	2	2	1
14	Modèles bioénergétiques multispécifiques	Indices de la biomasse, séries sur les prélèvements, information sur les interactions des espèces, allométrie bioénergétique		1	3	3	2
15	Modèles basés sur l'individu	Hétérogénéité individuelle, taux vitaux (mortalité, fécondité, maturité, longévité), règles de comportement ou d'interaction	Données spatiales et répartitions des espèces	1	2	2	2
16	Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (p. ex. MCIE, PSA)	Indices de l'abondance selon l'âge, séries sur les prélèvements, poids, renseignements sur les interactions des espèces	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle, données sur le marquage	3	3	2	2
17	Modèles plurispécifiques fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMANS)	Taille, indices de la biomasse, prélèvements par taille ou espèce	Interactions prédateur-proie, mortalité des espèces, croissance, maturité, reproduction, sélectivité et capturabilité des engins, effort de pêche, capacité biotique de la ressource et taux de natalité	1	2	3	1
18	Modèles plurispécifiques de production excédentaire	Indices de la biomasse, séries sur les prélèvements, VE, information sur les interactions des espèces	Valeurs a priori informées pour certains paramètres du modèle	1	2	2	1

N° de la méthode	Méthode	Intrants de données essentielles	Intrants de données facultatives	Exigences			
				Données	Temps	Expertise	Informatique
19	Atlantis	VE, bathymétrie, forçage hydrodynamique, physique, biomasse, prise, dispersion, données sur les régimes alimentaires, données économiques	Données sociales	3	3	2	3
20	Ecopath avec Ecosim	B, P/B, Q/B, régime alimentaire, prises, structure selon la taille ou l'âge	Séries chronologiques sur la biomasse, séries chronologiques sur la récolte, cartes de répartition spatiale, modèles physiques/océanographiques et biogéochimiques/NPZD, données économiques et sociales	3	3	2	1
21	Modèles de réseau (p. ex. modèles topologiques ou qualitatifs)	Nœuds de réseau (p. ex. espèces), connexions entre les nœuds, matrice des interactions des espèces	Connaissance des forces d'interaction relatives pour certains nœuds	1	1	1	1
22	OSMOSE et autres MBI	Croissance, reproduction, taux de mortalité, cartes de répartition spatiale	Modèles physiques/océanographiques et biogéochimiques/NPZD	3	3	2	3
23	Équivalence de risque	Séries chronologiques sur B(N), VE		1	2	2	1
24	Analyse documentaire et entrevues avec des experts	Divers		N/A	2	1	1

Tableau A5 – Exemples des méthodes et ressources complémentaires

N° de la méthode	Méthode	Exemples d'études de cas du groupe de travail sur l'AEGP	Ressources complémentaires
1	Modèle de délai différentiel avec les covariables des VE	MAR – Pétoncle	<ul style="list-style-type: none"> • https://openmse.com/features-assessment-models/1-dd/ • https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-1-4615-3598-0_9
2	Modèle prises statistiques selon l'âge (PSA) avec covariables des VE	MAR – Flétan QUE – Morue et phoque T.-N.-L. – Phoque du Groenland	<ul style="list-style-type: none"> • https://openmse.com/features-assessment-models/2-sca/
3	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec des paramètres variables dans le temps	MAR – Morue des divisions 4X5Y QUE – Morue et phoque PAC – Hareng de Haida Gwaii PAC – Crevette tachetée T.-N.-L. – Morue Golfe – Morue et phoque Golfe – Hareng de la division 4T	<ul style="list-style-type: none"> • https://vlab.noaa.gov/web/stock-synthesis
4	Modèle de prises statistiques selon l'âge (PSA) avec les prédateurs comme flottille		
5	Modèle de population matriciel avec VE	O et P – Esturgeon jaune	<ul style="list-style-type: none"> • https://cran.r-project.org/web/packages/popdemo/vignettes/popdemo.html • https://www.who.edu/cms/files/mpm2e_tableofcontents_116984.pdf
6	Modèles basés sur l'individu		<ul style="list-style-type: none"> • https://noaa-fisheries-integrated-toolbox.github.io/VPA • https://flr-project.org/doc/Stock assessment using eXtended Survivors Analysis with FLXSA.html
7	Modèles de production excédentaire	MAR – Crevette T.-N.-L. – Crevette nordique des ZPC 4 à 7 T.-N.-L. – Morue Arctique – Béluga de la baie Cumberland Arctique – Morse	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.mhprager.com/aspic.html • https://github.com/DTUAqua/spict?tab=readme-ov-file#readme • https://openmse.com/features-assessment-models/3-sp/

N° de la méthode	Méthode	Exemples d'études de cas du groupe de travail sur l'AEGP	Ressources complémentaires
8	Modèles linéaires (p. ex. MLG, MML, ML à régression linéaire, ML bayésien)	MAR – Pétoncle QUE – Crabe des neiges QUE – Crevette PAC – Hareng de Haida Gwaii PAC – ESG du saumon rouge du fleuve Fraser PAC – EPR du saumon rouge du fleuve Fraser T.-N.-L. – Crabe des neiges T.-N.-L. – Capelan Golfe – Crabe des neiges	
9	Modèles additifs généralisés (p. ex. à effets mixtes, MAG bayésien)	MAR – Homard QUE – Flétan noir des divisions 4RST QUE – Crevette nordique du GSL QUE – Capelan PAC – Ormeau nordique PAC – Hareng de Haida Gwaii Golfe – Crabe des neiges	<ul style="list-style-type: none"> • https://github.com/jabbamodel/JABBA
10	Modèles de forêt de gradients	PAC – Hareng de Haida Gwaii	<ul style="list-style-type: none"> • https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/ddi.12787 • https://doi.org/10.1080/00288330.2019.1660384 • www.sustainableseaschallenge.co.nz/tools-and-resources/filling-gaps-in-marine-data-using-gradient-forest-models/
11	Analyses factorielles dynamiques multivariées	PAC – Hareng de Haida Gwaii	<ul style="list-style-type: none"> • https://search.r-project.org/CRAN/refmans/MARSS/html/MARSS_dfa.html
12	Modélisation dynamique empirique	PAC – MDE du saumon rouge du fleuve Fraser	
13	Modélisation par équations structurelles avec des composantes des VE	MAR – Homard	
14	Modèles bioénergétiques multispécifiques		
15	Modèles basés sur l'individu		
16	Modèles de complexité intermédiaire pour l'évaluation des écosystèmes (p. ex. MCIE, PSA)	QUE – Morue et phoque Golfe – Morue et phoque	

N° de la méthode	Méthode	Exemples d'études de cas du groupe de travail sur l'AEGP	Ressources complémentaires
17	Modèles plurispécifiques fondés sur la taille (p. ex. Mizer, LeMANS)		<ul style="list-style-type: none"> • https://cran.r-project.org/web/packages/LeMaRns/vignettes/lemarns.html • https://sizespectrum.org/mizer/index.html • https://cran.r-project.org/web/packages/LeMaRns/vignettes/lemarns.html
18	Modèles plurispécifiques de production excédentaire		<ul style="list-style-type: none"> • https://cdnsiencepub.com/doi/full/10.1139/cjfas-2012-0229
19	Atlantis		<ul style="list-style-type: none"> • https://research.csiro.au/atlantis/
20	Ecopath avec Ecosim		<ul style="list-style-type: none"> • https://ecopath.org/
21	Modèles de réseau (p. ex. modèles topologiques ou qualitatifs)	QUE – Capelan QUE – Crevette nordique du GSL	
22	OSMOSE et autres MBI		<ul style="list-style-type: none"> • https://osmose-model.org/
23	Équivalence de risque		<ul style="list-style-type: none"> • https://climateconditioned.org/ • https://github.com/duplisea/ccca
24	Analyse documentaire et entrevues avec des experts	Golfe – Saumon atlantique	

ANNEXE 2 : APPLICATION SHINY DE LA BOÎTE À OUTILS DES MÉTHODES SCIENTIFIQUES DE L'AEGP

Il y a trois onglets dans le haut de la fenêtre de l'application :

- Guide de l'utilisateur – Le premier onglet (par défaut) contient le présent guide de l'utilisateur, qui peut être téléchargé en format pdf.
- Parcourir la boîte à outils – L'utilisateur peut parcourir la boîte à outils en fonction des filtres sélectionnés pour l'ensemble ou une partie des considérations. L'utilisateur devrait voir une colonne avec les considérations filtrables à gauche, les descriptions de ces considérations à droite (mêmes descriptions que dans le tableau 1). En dessous de ces deux colonnes, il verra le tableau des modèles qui sera mis à jour en fonction des considérations sélectionnées.
- Exploration de la boîte à outils – Permet à l'utilisateur d'appliquer lui-même des filtres à la boîte à outils, comme on le ferait avec une feuille Excel. Il est aussi possible de télécharger la feuille Excel à partir de cet onglet.

Dans l'application Shiny, les considérations peuvent être filtrées dans n'importe quel ordre, mais nous les avons présentées dans un ordre logique fondé sur les quatre questions mentionnées ci-dessus et l'ordre présenté dans le tableau 1. Il n'est pas nécessaire que toutes les considérations soient filtrées pour que le tableau soit mis à jour.

À titre de rappel, les quatre questions principales qui doivent être prises en compte lors du choix des méthodes appropriées pour intégrer des variables écosystémiques dans les évaluations des stocks sont les suivantes :

1. Quels sont les objectifs de gestion (ou de recherche)?
2. Quels sont les résultats attendus?
3. Quelles sont les données accessibles pour répondre aux questions?
4. Quelles sont les ressources requises (p. ex. temps et expertise du personnel, capacité informatique)?

ANNEXE 3 : RESSOURCES COMPLÉMENTAIRES

Les sites Web suivants fournissent des liens vers d'autres boîtes à outils ou des renseignements généraux sur d'autres outils d'évaluation des stocks pertinents pour l'AEGP.

Titre	Lien
Descriptions du modèle d'évaluation des stocks de la NOAA	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.fisheries.noaa.gov/insight/stock-assessment-model-descriptions
Boîte à outils intégrée de la NOAA pour les pêches	<ul style="list-style-type: none"> • https://noaa-fisheries-integrated-toolbox.github.io/
Aperçu du modèle écosystémique	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.sciencedirect.com/topics/earth-and-planetary-sciences/ecosystem-modeling
Directives de la FAO	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.fao.org/4/Y2787E/y2787e07.htm • https://www.fao.org/3/I0151E/i0151e.pdf
EAFnet de la FAO	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.fao.org/fishery/en/eaf-net
Gadget – Une boîte à outils pour les évaluations des stocks de poissons	<ul style="list-style-type: none"> • https://gadget-framework.github.io/gadget2/
Boîte à outils PANDORA (Paradigm for Novel Dynamic Oceanic Resource Assessments)	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.ices.dk/PANDORA/Pages/default.aspx • https://www.ices.dk/PANDORA/Pages/assessment.aspx
Logiciel Data Limited Methods Toolkit (DLMtool)	<ul style="list-style-type: none"> • https://www.datalimitedtoolkit.org/
Trousse d'outils sur les méthodes d'évaluation des stocks (SAMtool)	<ul style="list-style-type: none"> • https://openmse.com/features-assessment-models/
Catalogue de logiciels d'évaluation des stocks hébergé par la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CICTA)	<ul style="list-style-type: none"> • https://github.com/ICCAT/software/wiki • https://www.iccat.int/fr/AssessCatalog.html