



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2022/080

Région de la capitale nationale

Estimation des effets et des mesures de compensation de la mort du poisson

Marten A. Koops¹, Cody J. Dey², Simon Fung¹, Sebastian Theis³, Tyler D. Tunney⁴ et
Adam S. van der Lee¹

¹ Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Pêches et Océans
Canada, Burlington, Ontario

² Pêches et Océans Canada, Ottawa, Ontario

³ Département des ressources renouvelables, Université de l'Alberta, Edmonton, Canada

⁴ Centre des pêches du Golfe, Pêches et Océans Canada, Moncton, Nouveau-Brunswick

Avant-propos

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

Publié par :

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

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>
csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2022

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-46286-8 N° cat. Fs70-5/2022-080F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Koops, M.A., Dey, C.J., Fung, S., Theis, S., Tunney, T.D., et van der Lee, A.S. 2022. Estimation des effets néfastes sur le poisson et des mesures de compensation pour la mort du poisson. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2022/080. v + 106 p.

Also available in English :

Koops, M.A., Dey, C.J., Fung, S., Theis, S., Tunney, T.D., and van der Lee, A.S. 2022. Estimating impacts and offsets for the death of fish. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2022/080. v + 94 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	v
1. INTRODUCTION	1
2. QUANTIFIER LES PERTES DUES À LA MORTALITÉ ET LES GAINS DÉCOULANT D'UNE MESURE DE COMPENSATION	7
2.1. DÉNOMBREMENT	7
2.2. BIOMASSE	7
2.3. ÂGES ÉQUIVALENTS	7
2.4. POTENTIEL REPRODUCTIF	9
2.5. MANQUE À PRODUIRE	9
2.6. INDICE DE PRODUCTIVITÉ DE L'HABITAT	10
2.7. MANQUE À GAGNER EN RAISON DE LA PÊCHE	10
2.8. BIOMASSE PERDUE TOTALE.....	11
2.9. MODÈLE DE POPULATION	11
2.10. EXEMPLE	13
2.11. RISQUES ET INCERTITUDES CONCERNANT LES CALCULS D'ÉQUIVALENCE ...	19
3. ÉVALUER LES EFFETS SUR LA COMMUNAUTÉ.....	24
3.1. MODÈLES DE RÉSEAU QUALITATIF	25
3.2. RÉSEAUX DE CROYANCE BAYÉSIENS	26
3.3. MODÈLES INDIVIDUALISÉS	27
3.4. MODÈLES DE SPECTRES DE TAILLES	27
3.5. MODÈLES DE SPECTRES DE TAILLES DYNAMIQUES MULTISPÉCIFIQUES	28
3.6. MODÈLES RÉALISTES MINIMAUX	28
3.7. MODÈLES D'ÉCOSYSTÈME COMPLET	29
3.8. MODÈLES D'ÉQUATIONS STRUCTURELLES	30
3.9. MODÈLES BIOÉNERGÉTIQUES MULTISPÉCIFIQUES	31
3.10. EXEMPLE DE MODÈLE À L'ÉCHELLE DE LA COMMUNAUTÉ UTILISANT UN MODÈLE DE RÉSEAU QUALITATIF.....	32
4. EFFETS DE LA MORTALITÉ DU POISSON ET FACTEURS À CONSIDÉRER LORS DE LA PRISE DE DECISIONS LIEES A LA MORT DU POISSON	47
4.1. DONNÉES SUR LA MORTALITE DU POISSON	47
4.2. TAILLE ET TRAJECTOIRE DES POPULATIONS.....	47
4.3. STRUCTURE SPATIALE DES POPULATIONS	47
4.4. CYCLE BIOLOGIQUE, STADE DU CYCLE BIOLOGIQUE TOUCHE ET DEPENDANCE A LA DENSITE.....	48
4.5. INTERACTIONS AVEC D'AUTRES SOURCES DE MORTALITE	49
4.6. DUREE, MOMENT ET MECANISME DE LA MORTALITE	50
4.7. INTERACTIONS BIOTIQUES ET EFFETS SUR L'ÉCOSYSTÈME	51
4.8. OBJECTIFS DE GESTION	52

4.9. L'EFFET SUR LES POPULATIONS OU LES COMMUNAUTES DE POISSONS LOCALES CHANGE-T-IL SELON LE MOMENT ET LA FREQUENCE AUXQUELS LES POISSONS SONT TUES?.....	53
4.10. QUELLES SONT LES REPERCUSSIONS D'UNE MAUVAISE EVALUATION DE L'AMPLEUR DE LA MORTALITE OU DE LA SENSIBILITE DE LA POPULATION OU DE L'ECOSYSTEME?.....	54
4.11. UN CADRE DE PRECAUTION PEUT-IL SERVIR A APPUYER LA GESTION DE LA MORTALITE RESIDUELLE LIEE A UN OUVRAGE, UNE ENTREPRISE OU UNE ACTIVITE?	54
4.11.1. Sommaire.....	59
5. COMPENSER LA MORTALITE	60
5.1. QUELLES SONT LES PRATIQUES ACTUELLES DE COMPENSATION DE LA MORTALITE RESIDUELLE?	60
5.1.1. Creation d'habitat.....	61
5.1.2. Restauration de l'habitat	63
5.1.3. Manipulation biologique et chimique	67
5.2. INDICATEURS GENERAUX DE SURVEILLANCE DE LA REUSSITE D'UNE MESURE DE COMPENSATION	71
5.3. DISCUSSION SUR LA COMPENSATION.....	72
6. PRINCIPALES INCERTITUDES.....	75
7. CONCLUSIONS.....	77
8. REFERENCEES CITEES	81
ANNEXE A. CALCULS DES EQUIVALENCES.....	91
REFERENCEES.....	92
TABLEAUX	93
ANNEXE B. EXAMEN SYSTEMATIQUE DE LA COMPENSATION.....	102

RÉSUMÉ

Le Programme de protection du poisson et de son habitat a demandé un avis scientifique à propos des conséquences possibles des ouvrages, entreprises ou activités autres que la pêche qui causent la mort du poisson, de la manière de quantifier les effets de ces ouvrages, entreprises ou activités, ainsi que des moyens de compenser la mort du poisson. Pour répondre à cette demande, le présent document est divisé en quatre sections principales. Premièrement, on examine les paramètres possibles pour quantifier les effets et les mesures de compensation de la mortalité du poisson. Les exigences en matière de données et les objectifs d'équivalence diffèrent d'un paramètre à l'autre. Dans la plupart des cas, la biomasse totale perdue est le paramètre recommandé. Deuxièmement, on examine brièvement des méthodes de modélisation utilisables dans l'évaluation des conséquences de la mortalité du poisson sur la communauté ou le réseau trophique. Le document contient un exemple de modèle simple à l'échelle de la communauté, qui montre que les effets d'épisodes de mortalité sur une communauté de poissons sont susceptibles d'être supérieurs à la somme des réponses d'une seule espèce. Troisièmement, on présente globalement les facteurs qui doivent être pris en compte dans les décisions de gestion concernant la mortalité du poisson et on fournit de l'information sur les composantes qui pourraient être incluses dans un cadre de gestion des risques de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité. L'adaptation d'un cadre de gestion des pêches fondé sur l'approche de précaution est présentée à titre d'exemple de cadre de gestion des risques aux fins de prise de décisions sur les effets de la mortalité du poisson et les mesures à prendre pour la compenser. Quatrièmement, la documentation sur les pratiques actuelles de compensation des épisodes de mortalité du poisson est examinée. Il a été démontré que la création d'habitat, la restauration et la mise en valeur de l'habitat ainsi que la manipulation biologique et chimique permettent de compenser la mortalité du poisson. Toutefois, pour assurer l'efficacité, il faut tenir compte des spécificités de l'application de la méthode de compensation et exercer une surveillance suffisante, y compris une évaluation préalable aux effets.

1. INTRODUCTION

La mortalité est l'un des paramètres les plus importants de la dynamique et de la productivité des populations de poissons et des pêches. La science halieutique étudie depuis longtemps les effets de la mortalité par pêche sur la productivité. Fondamentalement, l'augmentation de la mortalité réduit l'abondance. Cette situation s'exprime simplement comme suit :

$$N_t = N_0 e^{-Zt} \quad (1.1)$$

où N_t est l'abondance à un temps donné (t), N_0 est l'abondance initiale et Z est le taux de mortalité instantané total. La survie d'une année à l'autre s'exprime comme suit :

$$S = e^{-Z} \quad (1.2)$$

À partir de ces équations, on constate aisément que l'augmentation de la mortalité (ou la diminution de la survie) entraîne la diminution de l'abondance. Il a été démontré que la réduction de l'abondance des populations accroît la vulnérabilité des populations à l'extinction locale en cas de perturbations. Cette vulnérabilité accrue s'applique à la fois aux perturbations sélectives comme la pêche ciblant les grands individus (p. ex., Anderson *et al.* 2008) et aux perturbations non sélectives comme les catastrophes (p. ex., Vélez-Espino et Koops 2012). Toutefois, cela ne signifie pas que toutes les espèces sont sensibles à la mortalité de façon égale. En effet, la sensibilité d'une population à la mortalité dépend de plusieurs caractéristiques comme le cycle biologique (p. ex., Vélez-Espino *et al.* 2006) ou la taille (p. ex., Pope *et al.* 2006, van der Lee et Koops 2016).

Dans les calculs sur des taux de mortalité instantanés, on analyse couramment la mortalité totale (Z) par composantes, de sorte que :

$$Z = M + F + A \quad (1.3)$$

où M est la mortalité naturelle, F la mortalité par pêche et A une autre mortalité d'origine anthropique. Enfin, l'augmentation de la mortalité attribuable à des sources anthropiques réduit la capacité d'une population de supporter les pressions de la mortalité attribuable à des sources naturelles et (ou) à la pêche.

Les facteurs naturels qui entraînent la mortalité de poissons comprennent les interactions avec d'autres organismes, y compris les maladies, les agents pathogènes, les parasites et les prédateurs, ou l'absence de proies. Les conditions environnementales ou les changements de conditions qui dépassent les tolérances physiologiques peuvent également causer la mortalité. Même lorsque les conditions environnementales ne mènent pas directement à la mortalité, elles peuvent avoir des effets sublétaux qui réduisent la capacité des poissons à résister à d'autres agents de stress (p. ex., réduction de la performance natatoire). Les conditions environnementales susceptibles de stresser ou tuer les poissons comprennent la température (changements faibles, élevés ou importants), la turbidité, l'hypoxie et la salinité. Les changements de ces conditions environnementales peuvent être causés par des événements météorologiques (fronts froids, vagues de chaleur, tempêtes, etc.), la couverture de glace hivernale et les proliférations d'algues (p. ex., proliférations d'algues nuisibles). La mortalité peut également être causée par le stress associé à la réalisation de processus biologiques (p. ex., stress postérieur à la migration ou à la fraie) et au vieillissement. Bien que ces causes de mortalité soient d'origine naturelle, elles peuvent aussi être attribuables à des activités anthropiques.

Si les causes de mortalité sont à la fois d'origine naturelle et anthropique, de nombreux ouvrages, entreprises ou activités réalisés dans l'eau ou à proximité peuvent accroître directement ou indirectement la mortalité du poisson. Une enquête sur des cas récents de mortalité du poisson gérés par le Programme de protection du poisson et de son habitat dans plusieurs régions a révélé quelques caractéristiques pertinentes à prendre en considération dans la gestion de tels ouvrages, entreprises ou activités. Premièrement, la plupart des ouvrages, entreprises ou activités peuvent être classés selon sept catégories (tableau 1.1) qui couvrent la plupart — mais pas l'ensemble — des séquences des effets pouvant causer la mortalité du poisson (Brownscombe et Smokorowski 2021). Les causes de mortalité comprennent souvent l'impaction et l'entraînement, des traumatismes physiques pouvant aller jusqu'à des lacérations graves, les forces d'accélération et de cisaillement, le barotraumatisme, la rupture de la vessie natatoire et (ou) des organes internes, l'échouage et (ou) l'exposition des poissons (y compris des œufs) ou une prédation accrue. Deuxièmement, selon le type d'ouvrage, d'entreprise ou d'activité, la fréquence des épisodes de mortalité peut varier de cas ponctuels ou isolés à occasionnels (réguliers ou imprévisibles), annuels, saisonniers, mensuels ou continus (quotidiens). Troisièmement, dans tous les cas recensés, la mortalité touchait plusieurs espèces de poissons; aucun cas ne concernait qu'une espèce. Quatrièmement, certains cas pouvaient avoir une incidence sur des espèces en péril. Les espèces en péril susceptibles d'être touchées étaient des espèces marines et dulcicoles, de petite et de grande taille. L'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*), le saumon atlantique (*Salmo salar*), le sucet de lac (*Erimyzon sucetta*), l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*), le méné long (*Clinostomus elongatus*) et les baleines en sont des exemples. Enfin, comme les cas de mortalité du poisson compensés ne sont pas nombreux à ce jour, il y a peu d'exemples de mesures de compensation acceptées en matière de mortalité du poisson. Les mesures de compensation acceptées comprennent une surveillance supplémentaire visant à combler les lacunes concernant l'évaluation, l'empoissonnement, la création d'habitat (en particulier des terres humides côtières ou des frayères) et l'amélioration du passage du poisson vers l'aval.

La *Loi sur les pêches* interdit de tuer un poisson autrement que par la pêche :

par. 34.4 (1) Il est interdit d'exploiter un ouvrage ou une entreprise ou d'exercer une activité entraînant la mort du poisson, sauf celle de la pêche.

La *Loi sur les espèces en péril* interdit en outre de tuer des individus d'espèces inscrites :

par. 32 (1) Il est interdit de tuer un individu d'une espèce sauvage inscrite comme espèce disparue du pays, en voie de disparition ou menacée, de lui nuire, de le harceler, de le capturer ou de le prendre.

De plus, pour les espèces inscrites, la *Loi sur les espèces en péril* exige que la délivrance d'un permis ou l'autorisation d'une activité qui touche une espèce inscrite soit possible uniquement si l'activité ne met pas en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce (par. 73(3)c)).

Bien que la *Loi sur les pêches* interdise la mort du poisson par d'autres moyens que la pêche, le présent document fera une distinction entre la mort du poisson et la mortalité. Plus précisément, il fera référence en majeure partie à la mortalité, un processus probabiliste de la population attribuable à des causes d'origine naturelle ou anthropique. La mort du poisson sera considérée comme le résultat d'épisodes ou de processus de mortalité, et cette terminologie sera utilisée particulièrement lorsqu'il sera question de la *Loi sur les pêches* et de décisions de gestion. De plus, à moins que des espèces en particulier ne soient nommées, les références générales aux poissons doivent être interprétées conformément au paragraphe 2(1) de la *Loi sur les pêches*,

qui comprend tous les stades du cycle biologique des poissons, des mollusques, des crustacés et des animaux marins.

Pour assurer la protection et la conservation du poisson et de son habitat, il faut gérer les ouvrages, entreprises ou activités qui ont un effet sur la mortalité du poisson. À cette fin, le Programme de protection du poisson et de son habitat a besoin d'un avis scientifique sur les méthodes disponibles pour quantifier les effets et les mesures de compensation de la mortalité du poisson, les facteurs déterminant les effets de la mortalité du poisson et les options pour compenser la mortalité du poisson. Le présent document cherche à fournir des renseignements pour répondre aux questions suivantes.

1. Quelles méthodes peuvent servir à quantifier les effets de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité et les exigences de compensation connexes?
 - a. Quels sont les avantages et les limites des différentes méthodes?
2. Quels facteurs déterminent les réponses des populations ou des communautés locales de poissons à la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?
 - b. L'effet sur les populations ou les communautés de poissons locales change-t-il selon le moment et la fréquence auxquels les poissons sont tués?
 - c. Quels critères doit-on prendre en considération au moment de quantifier ou de décrire les effets de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?
3. À l'heure actuelle, quelles sont les pratiques nationales et internationales de compensation des effets de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?
 - d. Quelles sont les options pour compenser la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?
 - e. Quelle est l'efficacité des options de compensation disponibles?
 - f. Quelles raisons justifient le choix de certaines options de compensation?

L'information fournie dans le présent document suppose que les étapes des mesures d'évitement et d'atténuation (MPO 2019a, 2019b) ont été appliquées et qu'il faut gérer la mortalité résiduelle. Bien que l'on s'attende à ce que les renseignements fournis soient le plus souvent utilisés dans le processus d'autorisation, certains des éléments abordés seront pertinents aux fins de gestion des accidents, mais aussi de surveillance et d'évaluation de l'efficacité des mesures de compensation des effets sur la mortalité du poisson. Le présent document tiendra compte de la mortalité directe (p. ex., causée par des ouvrages, entreprises ou activités et qui peut se produire immédiatement ou ultérieurement) et indirecte (c.-à-d. que les ouvrages, entreprises ou activités prédisposent le poisson à une autre source de mortalité, comme l'augmentation de la prédation) dans le cadre de la mortalité résiduelle qu'il faut gérer. Dans le reste du document, le terme « mortalité du poisson » désignera la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité. Les effets sublétaux (réduction des capacités ou des performances dans des caractéristiques liées à la valeur adaptative des individus) peuvent découler de nombreuses activités qui entraînent également la mortalité du poisson. Toutefois, la question des effets sublétaux nécessiterait une étude plus exhaustive que celle qui peut être fournie ici, et bien qu'elle soit considérée comme une question importante, elle devra être traitée séparément.

Tableau 1.1. Résumé des types d'activités découlant d'une étude des cas récents gérés par le Programme de protection du poisson et de son habitat susceptibles d'entraîner la mortalité du poisson, ainsi que des exemples d'activités précises, de causes de mortalité et de fréquences types des épisodes de mortalité pris en compte.

Type d'activité	Exemples d'activités	Causes possibles de mortalité	Fréquences
Prises d'eau	<ul style="list-style-type: none"> Centrales hydroélectriques Centrales thermiques Centrales nucléaires Prises d'eau en milieu marin 	<ul style="list-style-type: none"> Impaction Entraînement Sursaturation Traumatisme physique (p. ex., collision avec des turbines) Barotraumatisme Forces d'accélération et de cisaillement 	<ul style="list-style-type: none"> Continue
Modification des niveaux d'eau ou déviations de cours d'eau	<ul style="list-style-type: none"> Exploitation de réservoirs Entretien (ou construction) de réservoirs Déviation de cours d'eau Exploitation et rabattements de canaux 	<ul style="list-style-type: none"> Échouage Entraînement Incapacité de réalisation du cycle biologique Réduction de la capacité d'habitat 	<ul style="list-style-type: none"> Continue Saisonnière Annuelle Occasionnelle

Type d'activité	Exemples d'activités	Causes possibles de mortalité	Fréquences
	<ul style="list-style-type: none"> Lutte contre les plantes envahissantes 		
Élimination, ajout et (ou) déplacement de matières benthiques	<ul style="list-style-type: none"> Dragage Remplissage Sédimentation 	<ul style="list-style-type: none"> Traumatisme physique Échouage Exposition Enterrement et suffocation 	<ul style="list-style-type: none"> Occasionnelle
Obstacles au passage	<ul style="list-style-type: none"> Barrages (avec ou sans passe migratoire) Barrières intertidales Réduction des débits Barrières de construction (p. ex., batardeaux) 	<ul style="list-style-type: none"> Incapacité de réalisation du cycle biologique Sursaturation Augmentation de la prédation 	<ul style="list-style-type: none"> Continue Occasionnelle
Explosifs	<ul style="list-style-type: none"> Explosifs sous-marins 	<ul style="list-style-type: none"> Traumatisme physique Rupture de la vessie natatoire ou d'organes internes 	<ul style="list-style-type: none"> Occasionnelle Ponctuelle

Type d'activité	Exemples d'activités	Causes possibles de mortalité	Fréquences
Navigation	<ul style="list-style-type: none"> • Exploitation de navires 	<ul style="list-style-type: none"> • Traumatisme physique (p. ex., collision avec un navire) 	<ul style="list-style-type: none"> • Saisonnière • Occasionnelle • Ponctuelle
Substances nocives	<ul style="list-style-type: none"> • Effluents miniers • Exploitations aquacoles • Substances toxiques ou caustiques déversées dans les égouts pluviaux 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicité • Difformités • Dommages aux organes • Tumeurs ou cancers 	<ul style="list-style-type: none"> • Continue • Saisonnière • Occasionnelle • Ponctuelle

2. QUANTIFIER LES PERTES DUES À LA MORTALITÉ ET LES GAINS DÉCOULANT D'UNE MESURE DE COMPENSATION

En général, la mortalité du poisson due aux ouvrages, entreprises ou activités a des effets simultanés sur plusieurs espèces et stades du cycle biologique. Par conséquent, la perte d'un individu (p. ex., une larve) n'équivaut pas à la perte d'un autre (p. ex., un adulte reproducteur). De plus, le phénomène est compliqué par le fait que les espèces et les stades du cycle biologique touchés par la mesure de compensation de la mortalité du poisson peuvent ne pas être identiques à ceux qui ont été touchés par la mortalité (à savoir quand la compensation est « hors type »). Il est donc nécessaire de quantifier les pertes résultant de l'épisode de mortalité en unités qui évaluent adéquatement les stades du cycle biologique touchés et de permettre une comparaison directe avec la mesure de compensation mise en œuvre. Plusieurs paramètres ont servi à quantifier les épisodes de mortalité du poisson. Ces paramètres tentent de fournir une « unité commune » qui met en correspondance les pertes de plusieurs espèces et stades du cycle biologique et qui permet de comparer directement la mortalité et la compensation. Les paramètres se distinguent par la caractéristique de population servant à établir la valeur des pertes par rapport aux gains découlant de la mesure de compensation proposée. Les caractéristiques de population et, par conséquent, les paramètres d'équivalence choisis doivent traduire des objectifs de gestion précis. En général, lorsque plusieurs espèces sont touchées, les paramètres sont appliqués à chaque espèce puis additionnés. Le tableau 2.1 résume les différents paramètres ainsi que leurs avantages et limites.

2.1. DÉNOMBREMENT

La méthode la plus simple pour quantifier des pertes consiste à dénombrer les poissons morts. Toutefois, l'application du seul dénombrement est limitée quand plusieurs classes d'âge et espèces sont touchées par un projet, puisque l'on considérerait que tous les individus morts sont équivalents. De plus, il est difficile d'établir un lien direct entre les avantages d'une compensation et le nombre d'individus morts. Dans la plupart des scénarios, le dénombrement ne doit pas être utilisé comme méthode de quantification de la mortalité du poisson.

2.2. BIOMASSE

Quantifier les pertes dues à un épisode de mortalité en fonction de la biomasse, B , perdue est une solution de substitution au simple dénombrement. Si la biomasse sert d'indicateur, les poissons âgés et plus lourds auront plus d'effet sur la valeur totale des pertes que les poissons jeunes. De plus, la bonne corrélation entre biomasse et productivité a été démontrée (Randall *et al.* 1995), ce qui laisse entendre que ce paramètre mesurerait correctement les effets. Toutefois, à elle seule, la biomasse quantifie les pertes directes immédiates, mais sans tenir compte de la production future des poissons morts. Il peut également être difficile d'évaluer directement une mesure de compensation au moyen de la biomasse totale. Par exemple, est-ce que 200 kilogrammes de poissons d'âge 1 équivalent à 200 kilogrammes de larves entraînées dans la prise d'eau d'une centrale électrique? Probablement pas. C'est pourquoi il faut prendre en considération d'autres aspects, comme la production future.

2.3. ÂGES ÉQUIVALENTS

Le paramètre des âges équivalents (Horst 1975) traduit les pertes sur plusieurs classes d'âge en un seul « âge d'équivalence » (AE). Si l'âge d'équivalence est inférieur à celui du poisson touché, la valeur des âges équivalents est le nombre d'individus requis à l'âge d'équivalence pour produire le nombre équivalent de poissons ayant subi des dommages. Si l'âge d'équivalence est supérieur à celui du poisson touché, la valeur des âges équivalents

représente le nombre d'individus à l'âge d'équivalence qui auraient été le résultat des poissons touchés par les dommages. L'estimation finale de l'équivalence dépendra de l'âge d'équivalence sélectionné; c'est pourquoi il est important que ce soit pertinent pour les objectifs de l'évaluation des effets. L'âge 1 est souvent l'âge d'équivalence mentionné dans l'analyse des âges équivalents (les équivalents à l'âge 1 ou EA-1). L'âge 1 est pratique, car il permet d'évaluer plus rapidement l'efficacité d'une mesure de compensation par rapport au choix d'une classe de poissons plus âgés.

Pour calculer les âges équivalents, il faut tenir compte du nombre de poissons morts à l'échelle de la classe d'âge. De plus, le taux de survie entre l'âge d'équivalence et les classes d'âge touchées doit être connu. Les équivalents à l'âge t est calculé à partir de :

$$EA_t = \begin{cases} N_t s_{t \rightarrow AE} & \text{si } t < AE \\ N_t \frac{1}{s_{AE \rightarrow t}} & \text{si } t \geq AE \end{cases} \quad (2.1)$$

où N_t est le nombre de poissons morts par âge, $s_{t \rightarrow AE}$ et $s_{AE \rightarrow t}$ est la survie cumulative de l'âge t à l'âge d'équivalence ou de l'âge d'équivalence à l'âge t selon que l'âge t est inférieur ou supérieur à l'âge d'équivalence. Par exemple,

$$s_{AE \rightarrow t} = \prod_{i=AE}^t s_i, \quad (2.2)$$

où s_i est le taux de survie entre les classes d'âge successives. Le total des âges équivalents est calculé par addition des estimations par âge :

$$AE_T = \sum_{i=t_{min}}^n EA_i. \quad (2.3)$$

Les taux de survie incorporés dans l'estimation doivent indiquer le moment de l'année où la mortalité se produit afin de calculer correctement le nombre de poissons ayant l'âge correspondant à l'âge d'équivalence.

Les âges équivalents sont un paramètre pratique pour quantifier la mort du poisson selon une « unité commune » afin de faire correspondre le nombre de poissons de différentes classes d'âge à une seule valeur. De plus, on peut facilement appliquer une évaluation selon les âges équivalents à certains types de mesures de compensation, en particulier l'empoisonnement. En revanche, estimer les âges équivalents si l'on applique une compensation sous la forme de la création d'habitat ou de la modification de l'habitat n'est pas aussi simple. Toute mesure de compensation fondée sur les âges équivalents permettra de conserver la structure par âge de la mortalité du poisson, après une période suffisamment longue.

Cependant, la méthode fondée sur les âges équivalents a été critiquée, car elle surestime la valeur des poissons âgés et ne tient pas compte correctement de la valeur d'une mesure de compensation (Barnthouse *et al.* 2019). Quand un poisson plus âgé que l'âge d'équivalence est tué, la valeur des âges équivalents sera supérieure à 1, et elle augmentera plus l'écart entre l'âge d'équivalence et t sera grand. Ainsi, toute production générée par les poissons d'âge équivalent entre l'âge d'équivalence et t n'est pas prise en compte. Par exemple, si un poisson d'âge 15 est tué et que la survie annuelle moyenne est de 70 %, il faudra environ 210 poissons d'âge 1 pour remplacer ce seul poisson d'âge 15. Les 210 poissons d'âge 1 requis dans la mesure de compensation vivront leur cycle biologique naturel et contribueront à l'écosystème, et 1 poisson survivra jusqu'à sa 15^e année. La production générée par ces poissons n'est pas comptabilisée dans les crédits accordés au promoteur pour la mesure de compensation. Seul le poisson qui atteindra sa 15^e année compte dans la compensation des dommages. Cette méthode sous-estime donc la compensation.

2.4. POTENTIEL REPRODUCTIF

On peut évaluer l'effet des pertes dues à la mortalité du poisson en quantifiant le potentiel reproductif des poissons tués. Un paramètre du potentiel reproductif perdu est le nombre d'œufs par recrue (OPR) (Goodyear 1988; Boreman 1997) où :

$$OPR_t = \sum_{i=t}^n f_i MO_i R_i \prod_{j=0}^{n-1} s_j. \quad (2.4)$$

f_i est la fécondité moyenne par âge, MO_i est la proportion d'individus matures à l'âge- i , R_i est la proportion de femelles, s_j est le taux de survie entre les âges et n est le nombre de classes d'âge dans la population. La perte totale de potentiel reproductif (PR) découlant de la mortalité du poisson est alors :

$$PR = N_t OPR_t, \quad (2.5)$$

où N_t est le nombre de mortalités de chaque classe d'âge pour une espèce. Le potentiel reproductif quantifie la mortalité du poisson, car le nombre d'œufs perdus et la compensation doivent être quantifiés dans les mêmes unités. Barnthouse *et al.* (2019) proposent d'utiliser le nombre d'œufs par recrue comme méthode de quantification des équivalents à l'âge 1 (EA1) en utilisant le ratio du nombre d'œufs par recrue à l'âge t par rapport à celui à l'âge 1 :

$$EA1_{PR} = \sum_{i=t}^n N_i \frac{OPR_i}{OPR_1}. \quad (2.6)$$

Quand la valeur de t est supérieure à l'âge d'équivalence, l'équation 2.6 se réduit à l'équation standard pour calculer les âges équivalents (équation 2.1). Cette formulation des âges équivalents assure une équivalence de la production d'œufs entre la compensation et la mortalité du poisson plutôt qu'une équivalence dans la structure par âge. La valeur de $EA-1_{PR}$ sera toujours inférieure à celle de EA-1 standard comme le ratio $\frac{OPR_i}{OPR_1} < \frac{1}{s_{1 \rightarrow t}}$. Toutefois, avec $EA-1_{PR}$, les mêmes inconvénients que pour EA-1 standard demeurent. De plus, le calcul du potentiel reproductif nécessite des valeurs sur la fécondité selon l'âge, qui ne sont pas nécessairement disponibles pour certaines espèces.

2.5. MANQUE À PRODUIRE

Le manque à produire mesure la biomasse qui aurait résulté de la survie et de la croissance des poissons perdus à cause de la mortalité du poisson (Rago 1984). Le manque à produire (MP) est estimé comme étant le produit de la biomasse moyenne d'une classe d'âge ou d'un stade, b_t , et le taux de croissance instantané, C_t , de cet âge ou de ce stade :

$$MP_t = \sum_{i=t}^n C_i \bar{b}_i = \sum_{i=t}^n \frac{C_i b_i (e^{C_i - M_i} - 1)}{C_i - M_i}. \quad (2.7)$$

où C_t est estimé à partir des poids moyens, P_t , au début et à la fin d'un stade ou d'un âge :

$$C_t = \ln \left(\frac{P_{t+1}}{P_t} \right), \quad (2.8)$$

M_t est le taux de mortalité instantanée, et b_i est la biomasse moyenne prévue à un âge ou à un stade selon le nombre initial d'individus touchés (N_t) et le tableau de survie (s_j) :

$$b_i = N_t P_t \prod_{j=t}^n s_j. \quad (2.9)$$

L'équation (2.7) est l'estimation du manque à produire pour un seul stade ou une seule classe d'âge. Le manque à produire total qui résulte de la mortalité du poisson est la somme de MP_t à tous les stades et toutes les classes d'âge :

$$MP_T = \sum_{i=t_{min}}^n MP_i. \quad (2.10)$$

Le manque à produire donne une estimation de toute la production future perdue pour un écosystème. La même unité peut être appliquée aux mesures de compensation possibles. On peut estimer la production à vie attendue d'un empoisonnement de la même façon que le manque à produire, ce qui permet de comparer directement les dommages et la compensation. La valeur d'une mesure de compensation liée à l'habitat peut être mesurée en unités de production par année, ce qui devrait correspondre à l'estimation du manque à produire à vie ou annuel, selon l'ampleur de l'effet estimée qu'aurait la production excédentaire potentielle d'un nouvel habitat sur la population. Cependant, le manque à produire ne tient compte directement ni de la biomasse des poissons tués — mais seulement de la production future des poissons — ni du potentiel reproductif perdu.

2.6. INDICE DE PRODUCTIVITÉ DE L'HABITAT

L'indice de productivité de l'habitat (IPH) est un substitut de la production de poissons utilisé pour l'estimation de la productivité prévue d'une unité d'habitat par an (Randall et Minns 2002). L'IPH est calculé comme étant le produit de la biomasse propre à une espèce, B_e , et d'une estimation de la production propre à une espèce, P/B_e :

$$IPH = B_e P/B_e. \quad (2.11)$$

P/B_e est une estimation de la production propre à une espèce et est lié au taux de changement potentiel de la biomasse prévu par an. On peut mesurer les estimations P/B_e directement ou à partir d'une allométrie, comme pour les poissons d'eau douce canadiens (Randall et Minns 2000) :

$$\frac{P}{B} = 2,64P^{-0,35}, \quad (2.12)$$

où P est le poids moyen à maturité de l'espèce. Il a été suggéré qu'on pourrait appliquer l'IPH à la mortalité du poisson comme paramètre du manque à produire quand les taux de croissance et de survie sont inconnus en calculant l'IPH de chaque espèce et en les additionnant. Cette estimation équivaldrait à une estimation du manque à produire sur un an, et non du manque à produire à vie, qui est un paramètre plus habituel. Parce qu'on ne sait pas exactement dans quelle mesure l'IPH se rapproche du manque à produire annuel, cette méthode n'est pas privilégiée. De plus, quand on envisage une mesure de compensation liée à l'habitat, la fonction de la compensation doit être démontrée, alors que l'IPH est habituellement appliqué au moyen d'une estimation du P/B à partir d'une relation allométrique, qui supposerait plutôt qu'elle ne démontrerait que la mesure de compensation liée à l'habitat fonctionne comme un habitat naturel.

2.7. MANQUE À GAGNER EN RAISON DE LA PÊCHE

Le manque à gagner en raison de la pêche (Dey 2002) fournit l'estimation des dommages causés à l'écosystème, calculée uniquement à partir des pertes attribuables aux pêches commerciales et récréatives. Cette analyse a servi à évaluer les pertes dues à la mortalité du poisson selon des critères économiques plutôt qu'en fonction de l'importance écologique de l'épisode. Le manque à gagner en raison de la pêche, GP_t , pour les espèces visées par une pêche commerciale ou récréative est estimé comme suit :

$$GP_t = \sum_{i=t}^{t_{max}} \frac{N_i P_i V_i S_i F_i}{Z_i}, \quad (2.13)$$

N_i représente les pertes à chaque âge; V_i est la vulnérabilité aux engins de pêche; F_i est la mortalité instantanée par pêche; Z_i représente le taux de mortalité instantané total à l'âge- i ; S_i

est le taux de mortalité total à l'âge- i ; et P_i est le poids moyen à l'âge- i . Les dommages causés aux espèces non ciblées sont pris en compte au moyen de la multiplication de leur manque à produire MP_T (équation 2.10), et la biomasse B , par une estimation de l'efficacité du transfert trophique, TTC , et la mortalité par pêche des espèces ciblées :

$$GP = (MP_T + B) \times TTC \times F. \quad (2.14)$$

Étant donné que le paramètre tient compte uniquement des pertes attribuables aux pêches commerciales ou récréatives, elle n'est pas pertinente en vertu de la *Loi sur les pêches*, selon laquelle l'interdiction de la mort du poisson s'applique à toutes les espèces. C'est pourquoi nous ne considérerons pas plus le manque à gagner en raison de la pêche.

2.8. BIOMASSE PERDUE TOTALE

La biomasse perdue totale est la somme de la biomasse des poissons morts, B , et du manque à produire (équation 2.10). Elle donne l'estimation totale de la biomasse perdue pour l'écosystème en raison de la mortalité de poissons de toutes les espèces touchées :

$$BT = MP_T + B. \quad (2.15)$$

La biomasse perdue totale fournit l'estimation la plus complète de la perte que représente un épisode de mortalité pour un écosystème, en tenant compte à la fois des pertes actuelles et futures.

2.9. MODÈLE DE POPULATION

À partir de données plus détaillées sur le cycle biologique et la structure de la population des espèces touchées, on peut construire des modèles de population comme des modèles matriciels de population (Caswell 2001) ou des modèles individualisés (Rose *et al.* 1996) pour quantifier la mortalité du poisson. Les modèles matriciels modélisent des groupes d'âges ou de stades par pas de temps annuels. L'effet des épisodes de mortalité peut être évalué au moyen d'une analyse de sensibilité, dans laquelle les changements du taux de croissance de la population attendus peuvent être déterminés à partir du changement du taux de mortalité.

Gibeau *et al.* (2020) ont utilisé un modèle matriciel de population de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) pour quantifier la mesure nécessaire pour compenser des taux de mortalité de 2 à 20 % par an. Quand l'effet de la mortalité du poisson est évalué sous forme de taux et que la taille de la population est inconnue, les modèles de population peuvent représenter des outils utiles pour la quantification des dommages. Les modèles individualisés suivent les individus sur de courts pas de temps et peuvent fournir des renseignements sur les effets sublétaux possibles de différentes formes de dommages d'origine anthropique.

La modélisation de population présente plusieurs inconvénients majeurs : des besoins plus importants en données, en temps — consacré à l'élaboration des modèles — et en compétences techniques pour les mettre en œuvre. Toutefois, quand il existe déjà des modèles de population, comme pour les espèces en péril ou les espèces ciblées par les pêches, l'utilisation de modèles de population peut être plus simple.

Tableau 2.1. Avantages et inconvénients de divers paramètres fondés une unité commune aux fins de quantification de la mortalité du poisson.

Paramètre	Avantages	Inconvénients
Dénombrement	<ul style="list-style-type: none"> • Simple • Équivalence : nombre de poissons 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne tient pas compte de la « valeur » des différents stades biologiques • Ne tient pas compte de la perte de production future
Biomasse	<ul style="list-style-type: none"> • Simple • Lien avec la production • Équivalence : stock actuel 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne tient pas compte de la perte de production future • Difficile d'établir un lien avec la mesure de compensation
Âges équivalents	<ul style="list-style-type: none"> • Établit une équivalence entre les pertes de différentes classes d'âge • Mesurable en dénombrement ou en biomasse • Facilement comparable à la compensation par empoissonnement • Équivalence : structure par âge 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne donne pas de crédit au promoteur pour la production future quand l'âge du poisson est supérieur à l'âge d'équivalence • Difficilement comparable à la compensation par création d'habitat
Potentiel reproductif	<ul style="list-style-type: none"> • Convertissable en équivalents à l'âge 1 • Équivalence : production d'œufs 	<ul style="list-style-type: none"> • Parfois difficile de mesurer la compensation comme étant la production d'œufs • Nécessite des valeurs de fécondité • Ne donne pas de crédit au promoteur pour la production future quand l'âge du poisson est supérieur à l'âge d'équivalence • Difficilement comparable à la compensation par création d'habitat
Manque à produire	<ul style="list-style-type: none"> • Comparable à la compensation liée à l'habitat ou à l'empoissonnement • Accorde au promoteur des crédits selon la production future associée à la mesure de compensation • Équivalence : production de biomasse à vie 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne tient pas compte de la perte directe de biomasse attribuable à la mortalité • Ne tient pas compte de la perte de production issue de la reproduction

Paramètre	Avantages	Inconvénients
Indice de productivité de l'habitat	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessite peu de données sur le cycle biologique de chaque espèce • Équivalence : production annuelle de biomasse 	<ul style="list-style-type: none"> • P/B est souvent inconnu et peut nécessiter l'utilisation d'un estimateur allométrique • Ne fournit pas nécessairement des estimations précises par espèce
Biomasse perdue totale	<ul style="list-style-type: none"> • Tient compte de la perte directe de biomasse et du manque à produire futur • Équivalence : productions du stock actuel et biomasse à vie (production actuelle et future) 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne tient pas compte de la perte de production issue de la reproduction
Modèles de population	<ul style="list-style-type: none"> • Utilisables aux fins d'estimation des effets à long terme des dommages • Il existe un modèle pour de nombreuses espèces 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessitent des données détaillées sur le cycle biologique de chaque espèce • Nécessitent des estimations des dommages sous forme de taux • Élaboration plus difficile et plus longue

2.10. EXEMPLE

Voici un exemple fondé sur un épisode annuel de mortalité par impaction et entraînement à travers la prise d'eau d'une centrale qui montre les calculs d'équivalence et compare les résultats de chacun des paramètres disponibles (tableau 2.2). Cet exemple hypothétique ne correspond pas aux données réelles d'une centrale électrique en particulier, pas plus que les paramètres utilisés dans les calculs ne correspondent aux valeurs recommandées pour les espèces dont il est question.

Tableau 2.2. Exemple de mortalité de poissons. Représente la mortalité hypothétique par impaction et entraînement à travers la prise d'eau d'une centrale électrique. Trois espèces sont touchées par la mortalité : les individus sont dénombrés et pesés, et leur stade de cycle biologique est déterminé.

-	Nombre				Biomasse (kg)			
	Jeunes de l'année	Juveniles	Adultes	Total	Jeunes de l'année	Juveniles	Adultes	Total
Gaspereau	187 500	50 000	12 500	250 000	30	635	535	1 200
Meunier noir	1 250	875	375	2 500	0,3	50	180	230
Alose noyer	22 500	6 000	1 500	30 000	65	1 000	635	1 700

L'exemple illustre la mortalité annuelle totale de trois espèces : gaspareau (*Alosa pseudoharengus*), meunier noir (*Catostomus commersonii*) et alose noyer (*Dorosoma cepedianum*). Les poissons morts sont dénombrés, pesés et classés dans l'une des catégories de stade du cycle biologique (jeune de l'année, juvénile ou adulte).

Les différents paramètres d'équivalence nécessitent des données différentes (tableau 2.3). La plupart des paramètres d'équivalence exigent que les pertes soient attribuées à des classes d'âge données au sein de chaque espèce. Idéalement, on déterminerait directement l'âge des poissons, mais ce serait la méthode la plus gourmande en main-d'œuvre et en financement. Une autre méthode consisterait à utiliser des clés âge-longueur pour attribuer des âges aux poissons si des longueurs sont prises. Faute de clés longueur-âge, les courbes de croissance, comme la courbe de croissance de von Bertalanffy (fonction de croissance de von Bertalanffy), pourraient servir à estimer l'âge à partir de la longueur des poissons. En l'absence de renseignements sur l'âge, on peut utiliser la distribution stable par âge d'une table de survie pour attribuer un âge aux poissons morts. Cette méthode suppose que les mortalités sont proportionnelles au nombre relatif attendu de poissons de chaque classe d'âge dans l'environnement. Cette hypothèse peut être modifiée si l'on s'attend à ce que certains stades du cycle biologique soient disproportionnellement sensibles à l'épisode de mortalité.

Tableau 2.3. Exigences en matière de données pour les paramètres fondés sur une unité commune.

Paramètre	Données sur la mortalité	Données sur le cycle biologique
Dénombrement	• Nombres totaux	• S.O.
Biomasse	• Biomasse totale	• S.O.
Âges équivalents	• Nombres par espèce et par âge	• Taux de survie par espèce et par âge
Potentiel reproductif	• Nombres par espèce et par âge	• Taux de survie par espèce et par âge • Fécondité par espèce et par âge
Manque à produire	• Nombres par espèce et par âge	• Taux de survie par espèce et par âge • Taux de croissance par espèce et par âge
Indice de productivité de l'habitat	• Biomasse par espèce	• P/B par espèce
Biomasse perdue totale	• Nombres par espèce et par âge • Biomasse par espèce	• Taux de survie par espèce et par âge • Taux de croissance par espèce et par âge

Des données supplémentaires sur le cycle biologique peuvent être nécessaires pour estimer les paramètres d'équivalence. Pour la majorité des paramètres, il faut connaître le taux de mortalité par âge pour estimer le taux de survie cumulatif de tous les âges ou stades. Selon les données

disponibles, les paramètres peuvent être estimés à partir de différentes sources de données, mais il existe une hiérarchie pour l'approvisionnement en données ou en estimations qui repose sur la disponibilité des sources de données propres aux espèces et aux écosystèmes. Idéalement, les taux de survie seraient estimés directement à partir des populations touchées recensées lors de relevés sur le terrain effectués avant l'effet. Dans bien des cas, cela est impossible et les données devront provenir d'autres zones. Si les données de populations avoisinantes sont disponibles, elles peuvent constituer des estimations raisonnables pour ce qui est des populations touchées. Les valeurs relatives aux espèces rapportées dans des publications représentent une autre solution. En l'absence de données publiées pertinentes concernant les espèces concernées, la meilleure solution de rechange pour obtenir des estimations peut consister à établir une relation prédictive. Il existe de nombreux estimateurs de la mortalité naturelle (Kenchington 2013) qui s'appuient sur divers prédicteurs comme les coefficients de la fonction de croissance de von Bertalanffy ou la longévité des espèces (Then *et al.* 2015). Enfin, des espèces de substitution peuvent servir à trouver les données manquantes si toutes les autres méthodes ont échoué. Quand on envisage d'inclure des taux de mortalité dans les paramètres d'équivalence, il faut mettre à l'échelle ces taux pour tenir compte du moment de l'année auquel se produit ou se produisent le ou les épisodes de mortalité. Cela est important quand les taux de mortalité changent entre les stades du cycle biologique ou les âges ou qu'ils varient à différents moments de l'année. On peut intégrer l'incertitude liée aux paramètres du cycle biologique aux paramètres d'équivalence en utilisant une gamme de valeurs potentielles.

Les autres données nécessaires à l'estimation de certains paramètres comprennent le taux de croissance par âge et (ou) les données concernant la production d'œufs par âge et la durée des stades, comme la longévité et l'âge à la maturité. Les courbes de croissance (c.-à-d. fonction de croissance de von Bertalanffy) et les relations longueur-poids sont d'autres données sur le cycle biologique pouvant servir à combler les lacunes dans les données. Il est prudent de suivre la hiérarchie proposée pour s'approvisionner en données quand on configure des paramètres d'équivalence.

Tableau 2.4. Comparaison des estimations des paramètres d'équivalence pour une mortalité hypothétique de poissons par impaction et entraînement (tableau 2.2). Les unités de chaque paramètre sont indiquées entre parenthèses. EA-1 représente les équivalents à l'âge 1; PR représente le potentiel reproductif; EA-1_{PR} représente les équivalents à l'âge 1 en fonction du potentiel reproductif; IPH représente l'indice de productivité de l'habitat.

-	Dénombrement (nombre)	Biomasse (kg)	Nombre d'EA-1	Biomasse des EA-1 (kg)	PR (œufs x 1 000)	EA-1 _{PR} (nombre)	Biomasse des EA-1 (kg)	MP – Annuel (kg)	MP – À vie (kg)	IPH (kg)	Biomasse perdue totale (kg)
Gaspareau	250 000	1 200,00	485 655,7	1 666,59	944 949,5	256 634,64	880,67	637,30	1 060,02	968,51	2 260,02
Meunier noir	2 500	230,25	6 422,39	44,63	21 057,9	3 600,06	25,02	80,89	376,05	99,71	606,30
Alose noyer	30 000	1 700,00	27 734,53	1 851,13	1 303 811,6	14 739,10	983,75	1 652,46	3 085,33	617,92	4 785,33
Total	282 500	3 130,25	519 812,7	3 562,34	2 269 819,0	274 973,81	1 889,44	2 370,65	4 521,40	1 686,1	7 651,65

La description des méthodes ayant servi à estimer les paramètres d'équivalence pour les données de l'exemple se trouve dans l'annexe A.

Les estimations des pertes à partir des paramètres d'équivalence (tableau 2.4) varient considérablement. Toutefois, comme les unités et les caractéristiques démographiques d'équivalence diffèrent, la plupart ne sont pas directement comparables. En revanche, certaines mesures sont directement comparables. Par exemple, les équivalents à l'âge 1 (EA-1) et les équivalents à l'âge 1 en fonction du potentiel reproductif (EA-1_{PR}). Les valeurs d'EA-1 étaient constamment supérieures aux valeurs d'EA-1_{PR}, le total des valeurs d'EA-1 étant presque le double (1,9 fois) des valeurs d'EA-1_{PR}. Les estimations du manque à produire annuel (MP_{annuel}) et de l'IPH sont également directement comparables et elles représentent les estimations des pertes d'une année de production de biomasse pour l'environnement. L'IPH a produit des valeurs supérieures à celles du MP_{annuel} pour le gaspateau et le meunier noir (1,5 et 1,2 fois respectivement). En revanche, cet indice était considérablement inférieur à MP_{annuel} pour l'alse noyer (0,4 fois). Il semblerait que l'IPH ne donne pas de façon constante une bonne approximation des pertes de production annuelles. Les valeurs d'équivalence les plus élevées ont été obtenues à partir de la biomasse perdue totale. Il reste que ces valeurs pourraient mieux représenter les pertes pour le milieu, car elles tiennent compte à la fois de la perte du stock actuel et de la production future de biomasse.

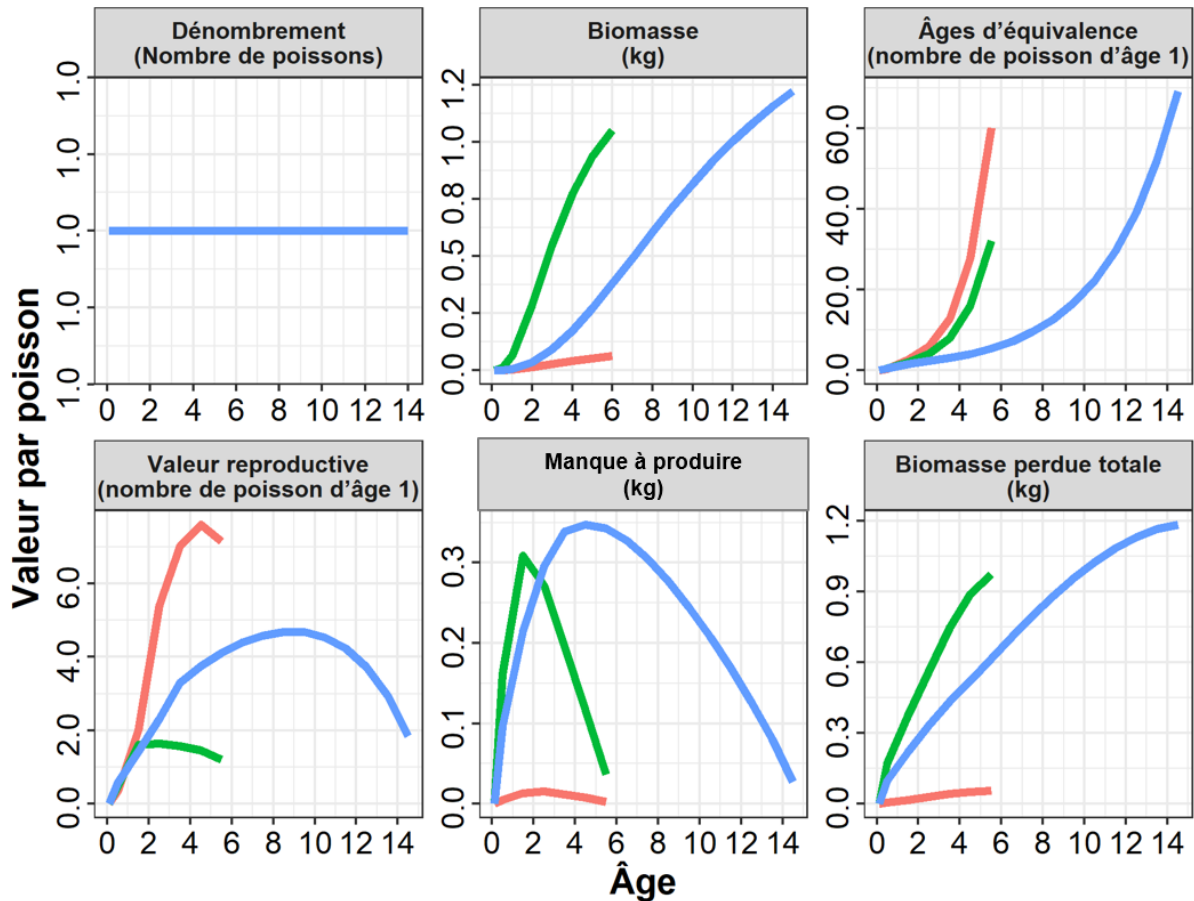


Figure 2.1. Valeur d'un poisson de chaque classe d'âge dans l'estimation totale des paramètres d'équivalence pour chaque espèce se trouvant dans l'exemple hypothétique de mortalité par impactation et entraînement. Une représentation de la façon dont les mesures accordent une valeur à un individu de chaque classe d'âge. Les unités, qui diffèrent d'un graphique à l'autre de la figure, sont indiquées entre parenthèses dans la bande de texte.

On peut comparer directement les paramètres en examinant comment chacun d'entre eux attribue une valeur aux poissons de différentes classes d'âge (figure 2.1). La figure 2.1 montre la valeur d'un individu de chaque classe d'âge dans un stock de gaspateau, d'alse noyer et de meunier noir selon l'unité du paramètre. En général, les paramètres fondés sur le dénombrement (dénombrement, âges équivalents et valeur reproductive) évaluent les différentes espèces de façon plus semblable que les paramètres fondés sur la biomasse (biomasse, manque à produire et biomasse perdue totale), qui attribuent une plus grande valeur aux espèces de grande taille. Ainsi, la mortalité du gaspateau représente une part nettement inférieure de l'estimation totale par rapport à la mortalité du meunier noir et de l'alse noyer si l'on utilise un paramètre fondé sur la biomasse plutôt qu'un paramètre fondé sur le dénombrement. Parce que le dénombrement accorde une valeur égale aux individus de tous les âges de chaque espèce, cette méthode n'est pas privilégiée. La biomasse accorde beaucoup plus de valeur aux poissons âgés qu'aux poissons jeunes, la valeur d'un poisson d'âge maximal par rapport à celle d'un poisson d'âge 1 dépendant du taux de croissance. Par exemple, la valeur d'un gaspateau d'âge 6 et d'une alose noyer d'âge 6 était d'environ 18 et 16 fois celle d'un poisson d'âge 1, tandis que la valeur d'un meunier noir d'âge 15 était 176 fois celle d'un meunier noir d'âge 1. Le paramètre des âges équivalents accorde une valeur aux

classes d'âge selon le nombre de poissons d'âge 1 requis pour qu'un poisson atteigne un certain âge, ce qui fait que les poissons âgés ont une valeur considérablement plus grande. Un gaspateau, un meunier noir et une alose noyer d'âge maximal avaient respectivement une valeur 60, 69 et 32 fois supérieure à celle d'un poisson d'âge 1. Le paramètre des âges équivalents en fonction de la valeur reproductive accorde une valeur aux classes d'âge en fonction de leur potentiel reproductif futur par rapport à celui d'un poisson d'âge 1. La valeur maximale se produisait à l'âge 4,5, 8,5 et 2,5 respectivement pour le gaspateau, le meunier noir et l'aloise noyer, et elle baissait par la suite. La valeur maximale était 7,6, 4,7 et 1,6 fois celle d'un poisson d'âge 1, respectivement. Le manque à produire accorde une valeur aux classes d'âge en fonction de la production future de biomasse prévue. Ainsi, les poissons âgés ont moins de valeur que les poissons jeunes et ils sont probablement sous-évalués. La valeur maximale se produisait à l'âge 2,5, 4,5 et 1,5 respectivement pour le gaspateau, le meunier noir et l'aloise noyer. La valeur maximale était 1,6, 2,2 et 1,3 fois celle d'un poisson d'âge 1, respectivement. La biomasse perdue totale accorde plus de valeur aux individus âgés (la valeur maximale se produisant à l'âge maximal), mais la classe d'âge la plus jeune avait une valeur considérablement supérieure à celle qu'elle a si l'on se fonde uniquement sur la biomasse. La valeur relative d'un poisson d'âge maximal était 5, 7,4 et 3,6 fois celle d'un poisson d'âge 1, respectivement. La biomasse perdue totale accorde une valeur aux classes d'âge en fonction de leur biomasse moyenne et de leur production future (somme de la biomasse et du manque à produire). Cet équilibre entre la biomasse actuelle et future pourrait fournir la meilleure évaluation par âge.

2.11. RISQUES ET INCERTITUDES CONCERNANT LES CALCULS D'ÉQUIVALENCE

L'incertitude est inhérente au calcul et à l'application de plans de compensation. L'incertitude réside à la fois dans la première mesure de l'étendue des dommages à l'environnement et dans le calcul des paramètres d'équivalence. Il existe aussi une incertitude quant à l'efficacité de la mesure de compensation proposée. De plus, les retards d'exécution et de fonctionnalité de la mesure de compensation peuvent entraîner une inégalité entre les dommages et la compensation. Ces incertitudes doivent être prises en considération dans les calculs d'équivalence. Clarke et Bradford (2014) ont examiné et décrit la façon de traiter ces risques et incertitudes, nous en répéterons les principaux concepts ici.

Les retards sont dus à des retards dans la mise en œuvre des mesures de compensation et (ou) au long temps nécessaire à certaines mesures de compensation pour être pleinement fonctionnelles et efficaces. Ces retards peuvent être intégrés si l'effet et les calendriers de compensation sont adéquatement pris en compte pour un projet en particulier. Tout d'abord, il faut établir un horizon temporel, qui représente la durée pendant laquelle les conséquences de l'effet et de la compensation seront mesurées. Il n'existe pas de façon objective de sélectionner l'horizon temporel. Il n'est guère pratique de choisir un horizon temporel qui soit infini ou qui nécessite l'application immédiate des mesures de compensation. C'est pourquoi il faut adopter une démarche équilibrée. Minns (2006) recommande les solutions suivantes : deux fois la durée du projet ou deux fois le temps qu'il a fallu pour mettre en place la dernière mesure de compensation. Le choix de l'horizon temporel dépend finalement du projet et il peut être négocié lors de l'élaboration du plan de compensation, mais il doit être explicitement sélectionné.

Il est également recommandé d'actualiser la comptabilisation de l'effet et de la compensation au fil du temps. L'actualisation est couramment utilisée en économie pour pondérer les avantages passés et futurs de façon à les rendre comparables. L'actualisation en matière d'environnement traduit le fait que la société accorde plus d'importance à l'accès aux ressources naturelles dans

le présent qu'à l'avenir. On applique l'actualisation en multipliant l'ampleur de l'effet ou de la compensation à une date ultérieure par la pondération d'actualisation, d_t , qui représente la valeur relative de la ressource à une date ultérieure par rapport à sa valeur présente, où :

$$d_t = (1 + r)^{t_0 - t}. \quad (2.15)$$

t_0 représente l'année d'effet initiale, t l'année d'évaluation, et r est le taux d'actualisation. Le taux d'actualisation généralement accepté appliqué aux biens écologiques est de 3 % (NOAA 1999; Clarke et Bradford 2014). Cette valeur était initialement fondée sur l'évaluation économique du taux d'intérêt réel (NOAA 1999) et fait l'objet d'un débat continu (Minns 2006). L'effet de l'actualisation est atténué quand les mesures de compensation sont mises en œuvre et deviennent rapidement fonctionnelles.

On tient compte des décalages temporels en calculant le ratio de compensation du décalage temporel, RC_{dt} , le multiplicateur (augmentation de la taille de la compensation) nécessaire pour tenir compte du décalage :

$$RC_{dt} = \frac{\sum_{t=1}^H p_i t d_t}{\sum_{t=1}^H p_o t d_t}. \quad (2.16)$$

H est l'horizon temporel, t est l'année, p_i est l'effet proportionnel aux dommages, p_o est la fonctionnalité de la compensation par rapport au maximum (c.-à-d. l'effet ou le calendrier de compensation), et d est le poids actualisé.

Illustrons la comptabilisation des décalages temporels par un exemple hypothétique utilisant les données de l'exemple d'équivalence donné plus haut. Le paramètre de la biomasse perdue totale est utilisé avec une estimation de l'effet annuel total de 7 651,65 kg. Un horizon temporel de 30 ans est choisi, représentant la durée de l'autorisation de mortalité du poisson. L'effet devrait être constant sur la période de 30 ans. Une compensation par la création d'habitat est proposée, mais les travaux de construction ne commenceront pas avant cinq ans, et l'habitat ne deviendra entièrement fonctionnel qu'après cinq autres années, si on suppose une augmentation linéaire de la fonctionnalité. Une actualisation est appliquée avec un taux de 3 %. Le ratio de l'effet sur la compensation en fonction de cet effet et ces calendriers de compensation (RC_{dt}) est de 1,46. Par conséquent, la compensation devra être 1,46 fois plus élevée que l'effet ($7\,651,65 \times 1,46 = 11\,197,36$ kg) pour tenir compte du décalage temporel au début du projet (tableau A.15; figure 2.2). Si les travaux de construction avaient commencé immédiatement, un RC_{dt} de seulement 1,11 aurait été nécessaire.

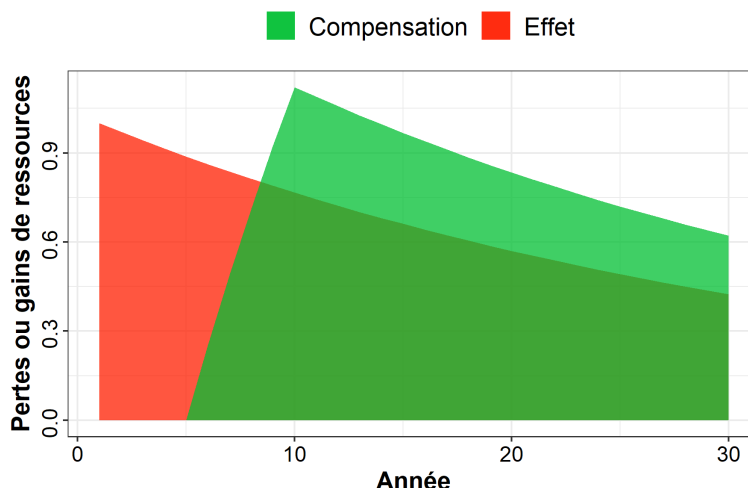


Figure 2.2. Exemple hypothétique de prise en compte de l'effet et de la compensation pour un décalage temporel. Cette représentation comprenait un taux d'actualisation de 3 %. La surface du polygone d'effet (en rouge) est égale à la surface du polygone de compensation (en vert).

De plus, les incertitudes sont souvent prises en compte au moyen de ratios de compensation liés à l'incertitude, RC_i , mais il est moins facile de les estimer. Favaro et Olszynski (2017) ont constaté que pour la majorité des projets de la région du Pacifique et de la région du Centre et de l'Arctique du MPO en 2012, la compensation (dans la zone) était inférieure à la taille de l'effet, ce qui entraînait une perte nette d'habitat du poisson et une probable réduction de la productivité. L'ampleur du RC_i nécessaire pour prévenir une perte de productivité n'est pas connue. Moilanen *et al.* (2009) ont conclu que des ratios très élevés (supérieurs à 100) pourraient être nécessaires pour garantir l'équivalence de valeur entre un effet et sa compensation. Bull *et al.* (2017) ont examiné la mise en œuvre de multiplicateurs de compensation dans le monde et ils ont constaté qu'ils se situaient généralement entre 1 et 10. Quigley et Harper (2006) ont constaté une perte nette de productivité après compensation dans la majorité des projets qu'ils ont examinés avec un RC_i moyen de 0,7:1. Ils ont déterminé qu'un ratio de compensation supérieur à 2:1 serait nécessaire pour compenser adéquatement les dommages et qu'il faut un ratio de compensation supérieur à 4,5:1 pour obtenir un gain net de productivité.

Bradford (2017) a effectué des simulations de Monte Carlo pour déterminer les RC_i requis pour tenir compte de l'incertitude dans les prédictions des pertes et des gains de ressources découlant de l'effet et de la compensation d'un projet. Pour qu'ils tiennent compte du risque, les ratios requis devaient se situer entre 1,5:1 et 2,5:1. Ces valeurs se fondaient sur un seuil d'équivalence de 80 %, selon lequel il y a une chance sur cinq que la compensation ne tienne pas adéquatement compte de l'effet. Un seuil plus élevé nécessiterait des RC_i plus élevés. Des analyses par simulation de Monte Carlo semblables doivent être effectuées pour les ouvrages, entreprises ou activités au moment de déterminer les RC_i appropriés. Cela forcerait la quantification explicite de la quantité d'incertitude dans l'estimation de l'ampleur de l'effet et de l'efficacité de la mesure de compensation proposée.

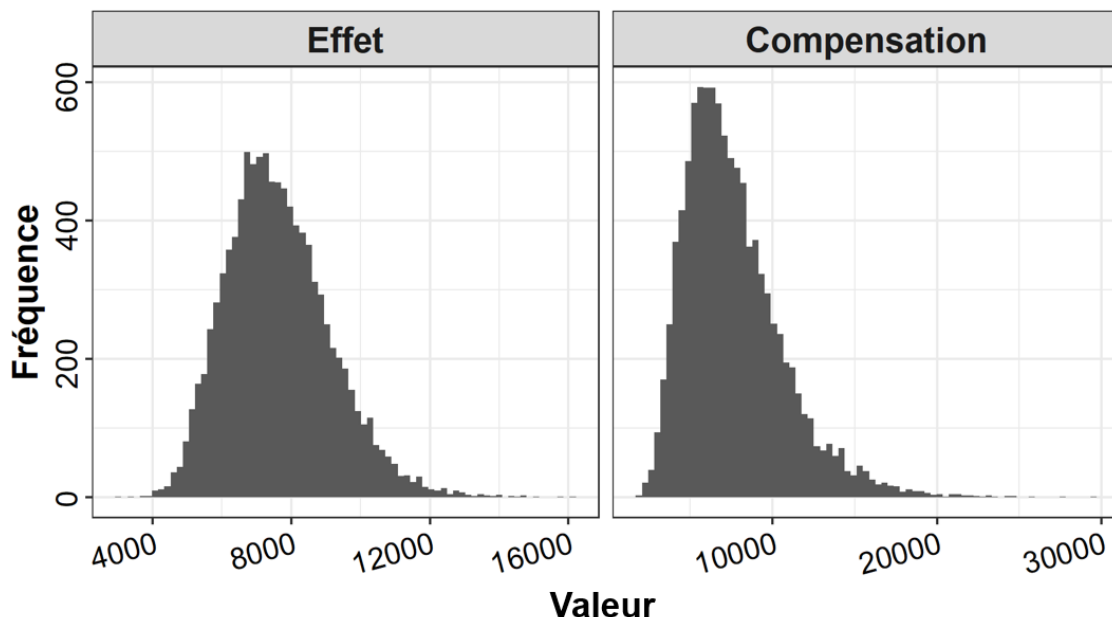


Figure 2.3. Simulations de Monte Carlo des distributions de l'effet et de la compensation générées aux fins d'estimation du ratio de compensation lié à l'incertitude.

On peut réaliser des simulations de Monte Carlo pour estimer le ratio de compensation lié à l'incertitude si la moyenne, les écarts types et la distribution de probabilité de l'effet et de la compensation peuvent être estimés. Les distributions représentent l'incertitude quant à l'ampleur de l'effet de la mortalité et de l'efficacité de la compensation. Le ratio des deux distributions génère une distribution de fréquence des ratios de compensation M (Bradford 2017) :

$$M = m_i / m_o, \quad (2.17)$$

où m_i est la distribution des effets et m_o est la distribution des compensations. Le risque associé à l'autorisation d'une compensation qui pourrait ne pas compenser adéquatement l'ampleur de l'effet est contrebalancé par le choix du seuil d'équivalence, q . Le seuil d'équivalence représente le centile de la distribution de M considéré comme le RC_i :

$$RC_i = M_{(q)}. \quad (2.18)$$

Un exemple de simulation de Monte Carlo pour estimer RC_i est appliqué au plan hypothétique de mortalité du poisson et de compensation présenté ci-dessus. Les moyennes de l'effet et de la compensation sont supposées égales et établies à la mesure d'équivalence de la biomasse perdue totale : 7 651,65 kg. Les estimations des erreurs sont présumées être de 20 % pour l'effet et de 40 % pour la compensation (écart type de 1 530 et de 3 060, respectivement). L'erreur appliquée à l'effet peut tenir compte à la fois de l'erreur dans la mesure de la mortalité et de l'erreur dans la quantification de la mesure d'équivalence (p. ex., erreur dans l'utilisation estimée du cycle biologique dans les calculs). On suppose une distribution log-normale pour les deux. On sélectionne une distribution log-normale pour que des valeurs négatives ne soient pas générées. D'autres distributions — comme une loi Gamma, une loi normale tronquée, une loi de Poisson (pour les dénombrements discrets), etc. — pourraient toutefois être utilisées. On suppose que la variation du niveau d'effet et de l'efficacité de la compensation n'est pas corrélée. Si l'effet et le décalage sont situés dans la même zone, ils peuvent être sujets à des

événements stochastiques similaires, ce qui donnerait un certain niveau de corrélation entre eux. Une corrélation positive entre l'effet et l'incertitude de compensation entraîne la réduction des estimations du RC_i . On réalise 10 000 tirages des distributions pour obtenir des distributions de l'incertitude pour l'effet et la compensation (figure 2.3). La distribution des RC_i potentiels est générée à l'aide de l'équation 2.17 (figure 2.4). Le choix du seuil d'équivalence est une décision de gestion visant à équilibrer le risque que la compensation ne compense pas adéquatement le niveau d'effet. Le niveau de risque est représenté par $1 - q$. Dans cet exemple, une valeur q de 0,8 est utilisée, conformément à Bradford (2017), ce qui donne une probabilité de 20 % que la mortalité du poisson ne soit pas complètement compensée. Prendre le 80^e centile de M donne un $CR_u \sim 1,53$.

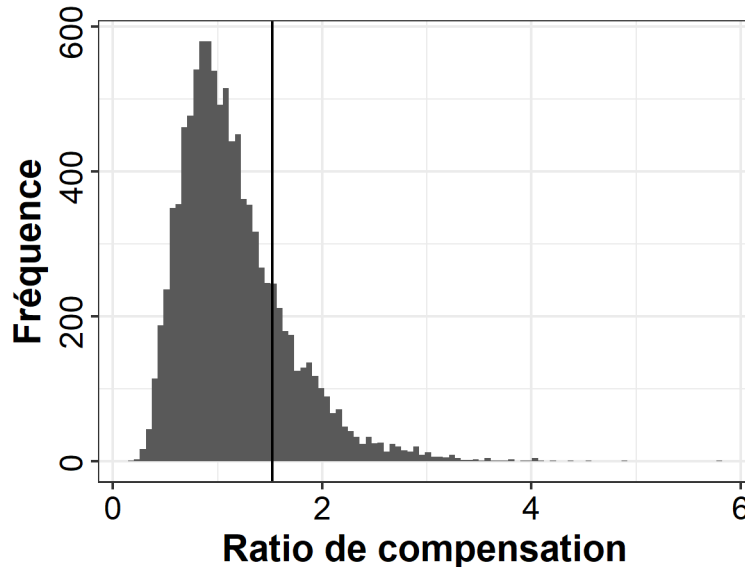


Figure 2.4. Distribution des ratios de compensation liés à l'incertitude générés par les simulations de Monte Carlo. La ligne verticale indique le 80^e centile qui est utilisé comme seuil d'équivalence.

La majorité des études ont examiné le RC_i en ce qui a trait aux mesures de compensation liées à la création ou à la modification de l'habitat, mais le RC_i est probablement nécessaire aussi pour les mesures de compensation liées à l'empoisonnement. Parce que la valeur adaptative des poissons ajoutés est souvent inférieure à celle des poissons indigènes (Loughlin et Clarke 2014), on ne peut pas supposer que la biomasse des poissons ajoutés suffira à compenser l'effet et il faut utiliser des ratios de compensation.

La prise en compte totale de la compensation de la mortalité du poisson exige de choisir et de calculer une mesure d'équivalence (pour obtenir la valeur d'équivalence), de déterminer l'effet et le calendrier de compensation sur l'horizon temporel approprié, de quantifier le multiplicateur de décalage temporel, RC_{dt} et, enfin, de sélectionner le multiplicateur d'incertitude, RC_i , pour tenir compte des incertitudes pouvant être estimées au moyen d'une simulation de Monte Carlo. La taille de la compensation requise est alors calculée comme suit :

$$\text{Taille de la compensation} = \text{Valeur d'équivalence} \times RC_{dt} \times RC_i. \quad (2.19).$$

À partir de l'exemple ci-dessus, cela donnerait une taille de la compensation requise de $7\,651,65 \times 1,46 \times 1,53 = 17\,092,26$ kg.

3. ÉVALUER LES EFFETS SUR LA COMMUNAUTÉ

Les gestionnaires cherchent de plus en plus à tenir compte des effets de la mortalité du poisson sur la communauté plutôt que seulement sur les espèces les plus prisées par les êtres humains. Les projections des effets des activités humaines sur les populations de poissons sont souvent incomplètes, car les dommages atteignant une espèce peuvent avoir des répercussions sur une communauté entière et causer des résultats contre-intuitifs en raison des effets indirects et des boucles de rétroaction. Elles peuvent agir sur des espèces non touchées directement par les épisodes de mortalité. Cependant, la prédiction de l'effet de la mortalité du poisson sur l'ensemble de la communauté de poissons comporte de nombreux défis. Un des défis notables est posé par la rareté générale des données sur le réseau d'interactions entre espèces qui régit la dynamique de la communauté (c.-à-d. le réseau trophique) pour tous les écosystèmes, sauf pour ceux qui sont le plus étudiés. L'état des connaissances sur les écosystèmes peut être représenté comme une progression partant d'une information inexistante sur le site avec une certitude faible jusqu'à des données propres au site sur l'abondance des espèces et la force des liens (figure 3.1). Les modèles mécanistes multispécifiques et les expériences d'écosystème complet peuvent servir à déterminer efficacement les changements dans la communauté, mais ces méthodes peuvent nécessiter des investissements importants en ressources et en temps, deux éléments parfois limités quand une décision de gestion doit être prise.

État des connaissances sur l'écosystème

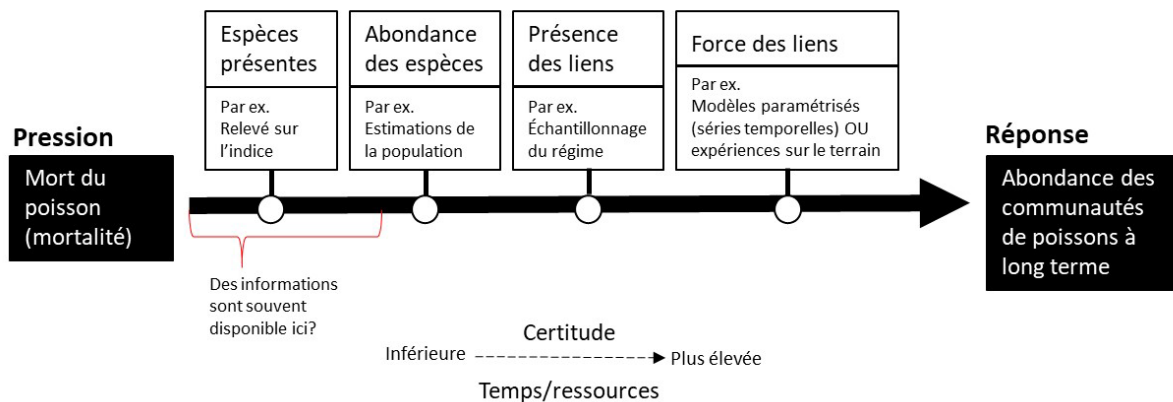


Figure 3.1. Illustration de l'état des connaissances sur l'écosystème associé à la prédiction de la réaction à long terme de la communauté de poissons à une pression soutenue de la mortalité du poisson (mort du poisson). Au début de la grande flèche noire, l'information sur le site est inexistante aux fins de prédiction et des sources d'information sont ajoutées le long de la ligne (il s'agit d'une vue simplifiée de la façon dont l'information est ajoutée, car le processus n'est probablement pas linéaire). Dans la majorité des cas où des décisions rapides sont nécessaires en matière de gestion du poisson et de son habitat, les connaissances peuvent se situer entre l'absence d'information et une certaine quantité de données sur les espèces présentes et l'abondance de quelques espèces de poissons.

On dispose de plusieurs modèles de communauté pour évaluer les effets de la mortalité du poisson sur la communauté selon la disponibilité des données, la difficulté de la modélisation et le type d'avis nécessaires (résumés au tableau 3.1). Des descriptions plus détaillées des différents modèles se trouvent dans Plaganyi (2007), MPO (2008) et des références concernant chaque modèle dans le tableau 3.1. Selon les questions auxquelles il faut répondre et des

considérations comme le temps et la disponibilité des données, on peut appliquer un ou plusieurs modèles appropriés décrits ci-dessous pour éclairer les décisions de gestion.

3.1. MODÈLES DE RÉSEAU QUALITATIF

Le modèle de réseau qualitatif (MRQ; Levins 1974; Melbourne-Thomas *et al.* 2012) est une méthode utilisable quand les données sont limitées et que les interactions entre les espèces ne peuvent pas être complètement définies ou mesurées, mais qu'il existe des renseignements sur les composantes clés de l'écosystème, comme les espèces présentes, ainsi que la direction et le signe de leurs interactions. Dans cette méthode, la communauté écologique est représentée sous la forme d'un réseau de graphiques dirigés avec signe, dans lequel les variables d'espèce ou d'écosystème sont représentées comme des nœuds, et les interactions entre ces variables comme des liens entre les nœuds (c.-à-d. des flèches avec une direction et un signe). Ce réseau est ensuite traduit en une matrice de communauté dans laquelle les éléments (c.-à-d. la force des interactions entre les espèces) sont donnés par des valeurs simulées. L'algèbre matricielle est appliquée à la matrice de la communauté pour résoudre la direction à long terme de la réponse (positive ou négative) des populations d'espèces quand une perturbation soutenue est appliquée à un ou plusieurs nœuds du réseau de la communauté. Ce processus est répété pour de nombreuses matrices simulées, en fonction des incertitudes, et les résultats sont résumés de façon à générer la probabilité de résultats positifs et négatifs pour chaque nœud dans la perturbation spécifiée. Des descriptions mathématiques plus détaillées sont présentées dans Levin (1974), Yodzis (1988), Dambacher *et al.* (2002, 2003), Hosack *et al.* (2008) et Melbourne-Thomas *et al.* (2012). Le package R *QPress* (Melbourne-Thomas *et al.* 2012) est un logiciel de MRQ convivial et gratuit.

En tant que méthode de modélisation, un MRQ présente certaines limites. Premièrement, l'analyse suppose que les écosystèmes sont stables. Cette hypothèse peut être raisonnable puisqu'on considère que les écosystèmes non viables ne persistent pas dans la nature, mais il peut y avoir des cas où les écosystèmes sont en transition ou dans un état instable. Deuxièmement, le MRQ ne tient pas compte des effets non linéaires et peut par conséquent sous-estimer les mécanismes compensatoires ou dépensatoires dépendant de la densité. Troisièmement, comme pour les hypothèses d'une analyse de sensibilité, on suppose que les perturbations soutenues sont des pressions faibles et constantes. Cela limite l'applicabilité du modèle en cas de perturbations rares et catastrophiques susceptibles de pousser l'écosystème dans un autre état. Enfin, en raison des valeurs de paramètres simulées générées de façon aléatoire, les sorties du MRQ peuvent générer seulement une probabilité de résultats positifs (ou négatifs) dans le cas d'une perturbation, mais ils ne donnent aucune information sur l'ampleur des réponses. Une faible probabilité de réponse négative n'équivaut pas nécessairement à un risque faible puisque l'ampleur de cette réponse négative est inconnue. Pour obtenir des estimations de l'ampleur, il faudrait utiliser des données réelles dans la paramétrisation de la matrice de la communauté.

Malgré ces problèmes, le MRQ peut être utile pour évaluer les risques et répondre à des questions précises sur un écosystème. La simplification des hypothèses et l'utilisation de valeurs de paramètres simulées permettent d'appliquer un MRQ aux écosystèmes qu'on ne connaît pas de manière approfondie. La simplicité du modèle permet à l'utilisateur de facilement mettre à l'essai des scénarios et de déterminer si et comment la réponse qualitative d'une communauté est sensible à une valeur de paramètre ou à la présence d'une interaction. Ainsi, la méthode de modélisation par MRQ est utile pour comparer les structures de communautés de contre-hypothèses et évaluer les composantes écologiques qui, si elles sont perturbées, ont des effets relativement forts sur le reste de l'écosystème. Il est également facile d'intégrer des variables non biologiques (décisions de gestion, facteurs économiques, etc.) dans le cadre

d'une modélisation par MRQ. Compte tenu de sa souplesse et de sa capacité à intégrer des considérations socioéconomiques, la modélisation qualitative a été utilisée dans des situations très diverses, comme l'examen de la survie en milieu marin des saumons du Pacifique (Sobocinski *et al.* 2017), la prédiction de l'effet de l'augmentation de l'aquaculture de bivalves sur les communautés de la baie Puget (Reum *et al.* 2015), l'évaluation d'un programme d'éradication des ravageurs sur l'île Macquarie (Raymond *et al.* 2011) et l'étude de l'effet de l'exploitation aurifère sur la communauté des poissons de récifs en Papouasie–Nouvelle-Guinée (Dambacher *et al.* 2007).

3.2. RÉSEAUX DE CROYANCE BAYÉSIENS

Les réseaux de croyance bayésiens sont conçus pour la prise de décisions de gestion en cas de conditions incertaines (Varis 1997). L'incertitude est intégrée au moyen de la théorie de la probabilité bayésienne qui peut prédire la probabilité d'un résultat à partir de l'état d'autres variables du modèle. Les réseaux de croyance bayésiens sont des modèles de réseau où les variables environnementales, les variables relatives aux espèces et les décisions de gestion sont représentées par des nœuds, et l'influence d'une variable sur une autre est représentée par des liens constitués de probabilités conditionnelles. Ces probabilités descendent en cascade dans le réseau pour calculer les probabilités des états possibles de certaines variables écologiques d'intérêt. Les réseaux de croyance bayésiens sont faciles à comprendre conceptuellement et peuvent servir à adapter les paramètres du modèle ou générer des projections. Il existe plusieurs logiciels de réseaux de croyance bayésiens sur le marché, comme [Netica](#) (en anglais seulement) et [Hugin Expert](#) (en anglais seulement). Des logiciels gratuits comme le package R *bnlearn* (Scutari 2010) sont également disponibles.

Les réseaux de croyance bayésiens présentent notamment l'avantage de décrire les relations et les interactions écologiques de façon intuitive et de permettre à l'utilisateur d'analyser efficacement les effets des décisions de gestion de substitution (McCann *et al.* 2006). Les gestionnaires peuvent classer les solutions de gestion en fonction des probabilités de résultats potentiels souhaitables. Parce qu'elle ne demande pas de grandes capacités de calcul, l'analyse de la sensibilité des résultats à différentes valeurs de paramètres ou différentes structures de modèle peut être effectuée rapidement et facilement par rapport à d'autres modèles de communautés. Les réseaux de croyance bayésiens pourraient être utiles qu'on dispose de données nombreuses ou limitées sur les écosystèmes. S'ils permettent de produire des projections précises avec de grandes quantités de données, dans le cas des écosystèmes à données limitées, il s'agirait davantage d'un outil de mise à l'essai de scénarios et de production d'hypothèses. Voici quelques exemples d'utilisation de réseaux de croyance bayésiens : l'examen de l'effet des changements climatiques et de l'élimination de barrières sur l'habitat riverain de la truite (Peterson *et al.* 2013); l'évaluation de l'habitat pour la conservation du caribou (McNay *et al.* 2006); l'évaluation de l'effet des stratégies de gestion de l'éclosion du dendroctone du pin ponderosa sur la martre d'Amérique (Steventon et Daust 2009).

Les réseaux de croyances bayésiens présentent aussi des limites. Cette méthode ne peut pas traiter les écosystèmes ayant des boucles de rétroaction (c.-à-d. la variable A influe sur la variable B, B influe sur C, C influe sur A); autrement dit, il s'agit de graphiques acycliques dirigés. De plus, chacune des variables du réseau doit être exprimée sous forme de valeurs discrètes. Les variables continues peuvent être prises en compte par une transformation en variables catégoriques avec des plages sans chevauchement des valeurs continues originales. Enfin, les liens (c.-à-d. les relations) entre les variables doivent être exprimés sous forme de probabilités conditionnelles. En général, ces relations sont exprimées sous forme d'équations dans la littérature, et l'utilisateur doit transformer ces équations en probabilités conditionnelles. Les tables de probabilités conditionnelles des variables, influencées par plusieurs autres

variables, peuvent devenir très compliquées et, souvent, les utilisateurs doivent s'appuyer lourdement sur des avis d'experts pour attribuer des probabilités.

3.3. MODÈLES INDIVIDUALISÉS

Les modèles individualisés, aussi appelés modèles basés sur les agents, permettent de suivre les actions et les comportements d'individus tout au long de leur vie, en supposant qu'une fois les données agrégées à la fin d'une simulation, les résultats peuvent aider à comprendre la dynamique de la population. Les agents de ces modèles pourraient représenter des individus réels, constituer un groupe agissant de manière coordonnée (p. ex., un banc de poissons) ou représenter des groupes d'individus de niveau supérieur, comme des cohortes ou des populations entières. Ce qui importe dans un modèle individualisé est que chaque agent présente des attributs (p. ex., sexe, âge, taille des poissons) qui peuvent les distinguer des autres agents. Les agents interagissent avec le milieu et entre eux selon plusieurs règles et peuvent souvent changer et s'adapter au cours de la simulation. Étant donné que les comportements et les interactions des agents sont souvent régulés par le mouvement et la cooccurrence spatiale, les modèles individualisés ont tendance à être spatialement explicites. À titre d'exemple de modèle individualisé utilisé en écologie, citons OSMOSE (Object-oriented Simulator of Marine ecosystem Exploitation; Shin et Cury 2001). Il s'agit d'un modèle spatialement explicite qui suppose une prédation opportuniste fondée sur la taille des poissons. OSMOSE est disponible sous forme de package R. Les plateformes de programmation plus générales sont notamment [NetLogo](#) (en anglais seulement) et [MASON](#) (en anglais seulement).

L'une des principales forces d'un modèle individualisé est sa puissance explicative et sa capacité à produire un comportement émergent complexe au niveau agrégé à partir de règles simples au niveau individuel. Les considérations spatiales s'intègrent facilement aux modèles individualisés. De nombreuses plateformes de modèle individualisé supposent la présence d'une grille en 2D ou 3D sur laquelle la simulation est effectuée. Il est relativement facile de superposer l'environnement physique que l'utilisateur souhaite modéliser sur cette grille. Un troisième point fort des modèles individualisés est leur capacité à intégrer la stochasticité. La probabilité d'un comportement peut être déterminée pour l'ensemble de la population et facilement traduite en règles pour chaque agent individuel. Enfin, un modèle individualisé a une structure modulaire. Les règles relatives aux comportements des agents sont au cœur d'un modèle individualisé; il est possible de modifier ces règles ou d'en ajouter sans changer l'ensemble du modèle.

Les difficultés posées par les modèles individualisés découlent principalement de l'analyse de leurs résultats. Il est difficile d'appliquer une analyse systématique sur la façon dont les changements apportés au modèle ou à ses paramètres influent sur les résultats du modèle, contrairement à la façon dont on pourrait aborder ces analyses en cas de modèle analytique (p. ex., une analyse de sensibilité). L'utilisateur peut essayer de contourner ce problème en traitant le modèle individualisé comme une expérience en effectuant un grand nombre de simulations et en appliquant une analyse statistique à l'ensemble de données. De telles méthodes de force brute nécessitent une grande puissance de calcul. Une autre considération pratique est qu'il faut que le modélisateur ait de grandes compétences en programmation pour utiliser un modèle individualisé. Une analyse approfondie des caractéristiques des modèles individualisés est présentée dans An *et al.* (2009).

3.4. MODÈLES DE SPECTRES DE TAILLES

Le spectre de tailles est la distribution de la biomasse ou de l'abondance de l'organisme comme une fonction de la masse corporelle ou de la taille sur une échelle log-log (Guiet *et al.* 2015,

Sprules et Barth 2016). Quand la taille corporelle est classée en intervalles de taille logarithmiquement égaux, le spectre de tailles produit une relation prévisible entre la biomasse totale (ou l'abondance) et la taille corporelle. Cette relation est une propriété émergente de processus énergétiques à l'échelle des individus et des communautés, ayant une base théorique et empirique dans le rôle que la taille joue en tant que caractéristique structurante majeure des communautés aquatiques et des écosystèmes (Andersen *et al.* 2016, Sprules et Barth 2016). En général, la structure des écosystèmes aquatiques fait que les organismes plus grands et plus rares ont comme proie des organismes plus petits et plus abondants. Quand des spectres de tailles sont tracés, il y a deux principaux paramètres d'intérêt : la pente et l'interception (Guiet *et al.* 2015, Sprules et Barth 2016). La pente est liée à l'efficacité de la conversion énergétique et tend à être invariante avec des déviations fournissant une mesure des perturbations, comme les activités anthropiques, la pêche et les espèces non indigènes (Guiet *et al.* 2015, Chu *et al.* 2016, Sprules et Barth 2016). L'interception (ou sinon la hauteur médiane) est liée à la production de l'écosystème et peut fournir un indicateur solide de l'effet de l'environnement.

L'agrégation des données en fonction de la taille simplifie la complexité des écosystèmes aquatiques, en mettant l'accent sur les propriétés émergentes à l'échelle écosystémique. Cela peut être utile pour étudier les effets et le fonctionnement à l'échelle d'écosystèmes dans leur totalité, pour évaluer l'état actuel d'une communauté, et en cas de données limitées. Toutefois, comme les modèles de spectres de tailles ne tiennent pas compte de la diversité taxonomique, ils ne conviennent pas quand on s'intéresse à la dynamique d'une espèce en particulier (mais voir les modèles de spectres de tailles dynamiques multispécifiques) et peuvent être difficilement applicables en cas d'importations et d'exportations locales importantes.

3.5. MODÈLES DE SPECTRES DE TAILLES DYNAMIQUES MULTISPÉCIFIQUES

Pour simuler les réponses potentielles des espèces et des communautés aquatiques, les modèles de spectres de tailles dynamiques multispécifiques s'appuient sur la théorie basée sur la taille qui sert de fondement aux modèles de spectres de tailles (Andersen *et al.* 2016, Andersen 2019, 2020). Les modèles de spectres de tailles dynamiques multispécifiques peuvent être paramétrés pour représenter des communautés généralisées, dans lesquelles les individus ne sont caractérisés que par leur taille. Ils peuvent être basés sur des caractéristiques (les cycles biologiques des espèces sont alors spécifiés en fonction de la taille asymptotique) ou ils peuvent être multispécifiques (chaque espèce est alors caractérisée par des cycles biologiques distincts) [Andersen *et al.* 2016]. Souvent, la communauté de poissons peut être résolue au niveau de l'espèce, les niveaux trophiques inférieurs étant représentés par le spectre des ressources à partir d'un spectre des tailles prévues. Mizer fournit un package R pour exécuter des modèles de spectres de tailles dynamiques multispécifiques des communautés de poissons (Scott *et al.* 2014). Au moyen de simulations, les modèles de spectres de tailles dynamiques multispécifiques tirent parti de la base théorique et empirique des spectres de tailles pour dépasser certaines des limites des modèles de spectres de tailles et fournissent une base à l'étude des réponses des espèces et des communautés aux perturbations. Pour l'heure, leur application a toutefois été axée sur les pêches (p. ex., Blanchard *et al.* 2014, Walters *et al.* 2016).

3.6. MODÈLES RÉALISTES MINIMAUX

Souvent, il n'est pas nécessaire d'avoir un modèle d'écosystème complet pour répondre à toutes les questions. Les modèles réalistes minimaux (MRM) s'appuient sur le concept consistant à limiter la complexité des modèles aux espèces les plus susceptibles d'avoir des interactions importantes avec les espèces d'intérêt. L'objectif est d'équilibrer le réalisme du

modèle et l'incertitude en incluant seulement les renseignements qu'il faut pour tenir compte des composantes permettant de saisir les principales dynamiques. Dans de nombreux écosystèmes, cela revient à axer le modèle sur les espèces qui ont fait l'objet d'une surveillance et pour lesquelles il existe suffisamment de données. Bien qu'elle ait d'abord servi à examiner un écosystème particulier (Punt et Butterworth 1995), la classification des MRM a été utilisée pour regrouper plusieurs méthodes de modélisation différentes, y compris l'analyse de population virtuelle multispécifique, GADGET (pour *globally applicable area-disaggregated general ecosystem toolbox*), des modèles élargis pour l'évaluation d'une espèce et des modèles statistiques multispécifiques de prises selon l'âge (Plaganyi 2007). Le terme « modèle réaliste minimal » est utilisé presque exclusivement dans la littérature scientifique sur les pêches, mais le concept sous-jacent n'est pas propre aux modèles de pêche.

L'une des principales difficultés de l'application des MRM consiste à choisir la complexité qui convient pour l'écosystème et la question étudiés. Yodzis (1998) propose une méthode d'évaluation du degré de complexité du modèle nécessaire. Dans une application à l'écosystème de Benguela modélisé par Punt et Butterworth (1995), Yodzis constate que la perte d'interactions représentant moins de 10 % de la consommation totale n'avait pas d'effet notable sur les prédictions du modèle. En matière de complexité du modèle, il faut considérer un autre facteur : la méthode visant à supprimer les liens faibles (p. ex., par agrégation ou hachage) peut avoir des répercussions sur les prédictions du modèle (p. ex., Pinnegar *et al.* 2005). Enfin, bien qu'un MRM soit moins complexe qu'un modèle d'écosystème complet, les composantes incluses dans le modèle ne sont pas nécessairement limitées en données et peuvent être représentées par des modèles dynamiques complexes qui exigent un grand nombre de données.

3.7. MODÈLES D'ÉCOSYSTÈME COMPLET

Les modèles d'écosystème complet suscitent un intérêt croissant quand il s'agit d'obtenir de l'information aux fins de gestion écosystémique en milieu aquatique. Les modèles écosystémiques sont utilisés pour mieux comprendre les effets des pressions humaines. Ils servent aussi à étudier les compromis entre différents objectifs de gestion qui visent à protéger et à conserver différentes composantes de l'écosystème (Collie *et al.* 2016).

Les modèles d'écosystème complet peuvent prendre différentes formes (p. ex., modélisation linéaire inverse, Ecosim with Ecosim [EwE], ATLANTIS), mais ils intègrent habituellement des données provenant de nombreuses composantes écosystémiques et les interactions entre ces composantes, et certains permettent de simuler la dynamique écosystémique. Les applications en eau douce couvrent tous les niveaux trophiques avec une certaine résolution dans les niveaux trophiques, y compris d'espèces individuelles ou de groupes fonctionnels de poissons et d'invertébrés et plusieurs voies de ressources basales (c.-à-d. production primaire et détritus). La modélisation linéaire inverse utilise des fonctions linéaires pour estimer les paramètres de modèle à partir d'un ensemble incomplet de données observées, utilisées pour limiter les résultats (p. ex., bilan massique). Cette méthode est par exemple appliquée pour estimer la force des liens ou des flux du réseau trophique et elle est complétée par la résolution d'un ensemble d'équations matricielles. EwE est une application logicielle, basée sur un modèle de bilan massique nommé Ecosim, dans lequel les bassins de biomasse de composantes sont liés par des interactions trophiques; elle inclut EcoSim qui a des capacités de simulation dynamique paramétrées au moyen du modèle [Ecosim](#) (en anglais seulement). ATLANTIS est un cadre de modélisation spatialement explicite qui contient des sous-modèles pour les processus physiques et biogéochimiques, l'écologie, les utilisations humaines et la gestion (Audzijonyte *et al.* 2019). ATLANTIS diffère d'EwE, car les organismes peuvent être représentés comme des bassins de biomasse et des groupes structurés selon l'âge. Il a été

appliqué dans de nombreux contextes, notamment dans la comparaison de stratégies de gestion, des effets passés sur les pêches et les effets des changements mondiaux, pour n'en nommer que quelques-uns.

Dans les applications en eau douce, les exigences en matière de données représentent une des difficultés de l'élaboration et de la configuration de modèles d'écosystème complet. Souvent, on ne dispose pas de données de séries chronologiques sur une longue durée pour la communauté de poissons et d'autres composantes de l'écosystème quand des préoccupations en matière de gestion sont soulevées. Une autre difficulté provient de l'augmentation de l'incertitude des paramètres quand la complexité du modèle croît. Cela dit, les modèles simples comportent une plus grande incertitude dans la structure de modèle, et la structure de modèle peut être très importante pour comprendre et gérer les écosystèmes qui subissent des changements importants. De plus, tout modèle d'écosystème complet est en fait la simplification d'un écosystème réel. Il reste qu'en eux-mêmes, l'élaboration et le paramétrage d'un modèle d'écosystème complet permettent de procurer des avis utiles aux décideurs.

3.8. MODÈLES D'ÉQUATIONS STRUCTURELLES

La modélisation d'équations structurelles est un cadre puissant qui sert à étudier les relations directes et indirectes des réseaux dans les écosystèmes. Les modèles d'équations structurelles (MES) sont adaptés aux études portant sur les voies causales et les interactions complexes entre de nombreuses variables. L'étude des effets sur les communautés et les écosystèmes — en particulier la compréhension des voies d'entrée des effets indésirables et la distinction des multiples facteurs susceptibles de causer la mortalité du poisson — peut constituer une application importante des MES dans la gestion du poisson et de son habitat.

Les MES associent deux types d'analyse statistique : (1) l'analyse des coefficients de direction et (2) l'analyse factorielle confirmatoire. L'analyse des coefficients de direction sert à quantifier les relations entre plusieurs variables en interaction. C'est une façon d'aborder les relations de cause à effet au moyen de techniques de régression multiple. L'une des fonctions de l'analyse des coefficients de direction est la compréhension de la médiation, c'est-à-dire lorsqu'une variable peut avoir une incidence directe et indirecte sur un résultat par l'intermédiaire d'une autre variable. L'analyse des coefficients de direction permet ainsi de séparer les effets directs des effets indirects et élargit l'interprétation des relations de cause à effet en tenant compte des facteurs médiateurs potentiels. Dans un MES, l'analyse factorielle confirmatoire sert à mesurer les variables latentes. Les variables latentes sont décrites comme des facteurs communs dérivés d'autres variables mesurées ou comme une variable non mesurée dont on fait l'hypothèse. Le climat pourrait servir d'exemple de variable latente dans des recherches sur l'eau douce, car il refléterait plusieurs mesures observées comme la température de l'air, les précipitations, la profondeur de la thermocline, la vitesse du vent, etc.

Les MES gagnent en popularité comme cadres, malgré leurs limites. Bien qu'ils soient décrits comme une méthode d'étude des voies causales, il est tout aussi problématique de déterminer les causalités avec les MES qu'au moyen d'une régression linéaire. De plus, ces modèles se limitent aux relations linéaires. En raison de l'intérêt croissant pour l'utilisation des MES dans plusieurs disciplines scientifiques, plusieurs livres (p. ex., Grace 2006), solutions logicielles (p. ex., LISREL) et packages R sont disponibles (p. ex., OpenMx et lavaan). Cette application permet aux utilisateurs de mettre en œuvre le processus associé à l'élaboration d'un modèle d'équations structurelles, y compris la spécification du modèle, l'identification, l'estimation des paramètres, l'évaluation du modèle et la modification du modèle (Fa *et al.* 2016).

3.9. MODÈLES BIOÉNERGÉTIQUES MULTISPÉCIFIQUES

Les modèles bioénergétiques multispécifiques intègrent la bioénergétique et l'allométrie pour développer des modèles plausibles avec certaines contraintes biologiques clés. Ces modèles ont été élaborés pour servir d'intermédiaire entre les modèles fondés sur le paramétrage détaillé d'une population en particulier et les modèles stratégiques faiblement contraints. Cette méthode sert à traiter des problèmes de gestion quand les interactions entre les espèces sont considérées comme importantes, que certaines données sur le réseau trophique et les populations sont disponibles, mais qu'il manque des données exhaustives, comme des séries chronologiques, pour de nombreuses espèces. Il faut noter que les modèles bioénergétiques multispécifiques (au sens de Yodzis et Innes 1992, Koen-Alonso et Yodzis 2005) diffèrent des outils de modélisation bioénergétique souvent utilisés pour estimer la croissance ou la consommation alimentaire des populations de poissons (p. ex., Bioenergetics 4.0). Ces deux méthodes ont toutefois en commun le principe d'utilisation des contraintes bioénergétiques pour construire de meilleurs modèles à partir de l'information disponible.

Les modèles bioénergétiques multispécifiques représentent habituellement deux espèces ou plus dans un système d'équations différentielles ordinaires qui représentent des composantes écosystémiques comme les espèces sous forme de bassins de biomasse. Les gains et les pertes de biomasse sont le résultat d'interactions prédateur-proie et de paramètres indiquant les indices vitaux des populations. Certaines des formulations antérieures incorporent la bioénergétique par la modélisation des indices vitaux comme la croissance selon la capacité physiologique, le coefficient du type de métabolisme (certains modèles combinant mammifères, poissons et invertébrés) et la taille corporelle.

Des modèles bioénergétiques multispécifiques sont utilisés aux fins d'évaluation des pêches au moyen de modèles de complexité différente, y compris les ressources de consommation, le réseau trophique de complexité intermédiaire et les réseaux trophiques allométriques. Dans certaines études, des facteurs environnementaux (p. ex., la température) ont été inclus et sont liés à la croissance des organismes par des indices vitaux clés et des propriétés allométriques (p. ex., la taille corporelle).

Les modèles énumérés ici ne sont qu'un échantillon des techniques de modélisation disponibles pouvant servir à étudier les effets de la mortalité du poisson dans l'optique de la communauté. Le choix de modèle dépend des questions auxquelles il faut répondre et des données disponibles. En gros, ces modèles pourraient être regroupés en fonction de leurs besoins en données. Les modèles tels que les modèles de réseau qualitatif, les réseaux de croyance bayésiens et les modèles individualisés exigent relativement peu de données générales, mais ils peuvent nécessiter certains types de données spécifiques pour paramétrer les interactions entre espèces. Toutefois, ces modèles sont parfois limités dans leur capacité à produire des prédictions quantitatives et conviennent mieux à la mise à l'essai de scénarios ou comme outil de diagnostic.

Les écosystèmes pour lesquels on dispose de connaissances en quantité modérée pourraient bénéficier de modèles de spectres de tailles comme outil de diagnostic de la situation des communautés. Le modèle dynamique multispécifique de spectres de tailles s'appuie sur la théorie du spectre des tailles et sur des simulations pour explorer les réponses potentielles des communautés. En cas de données modérées sur l'écosystème, on peut aussi utiliser d'autres techniques de modélisation — comme les modèles réalistes minimaux, les modèles d'équations structurelles et les modèles bioénergétiques multispécifiques — pour générer des prédictions plus concrètes et réaliser des évaluations d'effet. Les écosystèmes riches en données peuvent justifier l'utilisation de modèles d'écosystème complets en vue de générer des projections détaillées des effets anthropiques sur tous les niveaux trophiques de la communauté.

3.10. EXEMPLE DE MODÈLE À L'ÉCHELLE DE LA COMMUNAUTÉ UTILISANT UN MODÈLE DE RÉSEAU QUALITATIF

Pour illustrer la façon dont on pourrait aborder l'étude des effets de la mortalité du poisson à l'échelle de la communauté, on a appliqué la méthode du modèle de réseau qualitatif (MRQ) à plusieurs communautés simples afin de chercher des principes généraux à appliquer dans la prise de décisions. On a utilisé le MRQ pour examiner l'effet de la mortalité du poisson sur les communautés en assemblant des matrices communautaires qui capturent les interactions entre les espèces, en ajoutant des effets négatifs sur les espèces ciblées (simulation de la mortalité), puis en suivant les réponses qualitatives (positives, négatives, neutres) de tous les membres de la communauté. La sensibilité des réponses qualitatives aux changements dans les interactions entre espèces s'est révélée particulièrement intéressante. La façon dont cette sensibilité est affectée par le nombre d'espèces directement ciblées avec un effet négatif reflétant la mortalité du poisson a également été étudiée.

La méthode du MRQ a été appliquée à douze réseaux de communautés simples (voir le tableau 3.2) : six d'entre eux étaient les modules communautaires simples décrits dans Gilman *et al.* (2010) et les six autres étaient des réseaux légèrement plus complexes créés par combinaison de modules de Gilman. Pour chaque réseau de communautés, des matrices simulées ont été créées jusqu'à ce que 10 000 réseaux stables soient trouvés. Des perturbations continues négatives représentant une augmentation de la mortalité du poisson ont été appliquées à toutes les combinaisons de nœuds (chaque nœud représente une seule espèce) dans chacun des réseaux, et la probabilité de résultats négatifs a été enregistrée pour tous les nœuds. Des simulations et des analyses de réseaux qualitatifs ont été réalisées dans R 3.6.3 (R Core Team 2020) et au moyen du package *QPress* (Melbourne-Thomas *et al.* 2012).

Les résultats de la simulation sont présentés dans les figures 3.2 à 3.4. Le nombre de nœuds, le nombre de liens et le nombre maximal de nœuds perturbés sont étroitement liés et, en raison du nombre réduit de réseaux examinés, il n'est pas possible de séparer ces influences de confusion pour les modèles étudiés ici. On peut toutefois observer certaines tendances générales. À mesure que le nombre de nœuds et de liens d'un réseau augmente, le nombre de résultats mixtes où une réponse positive ou négative dépend de valeurs de paramètres particuliers augmente également (figures 3.2 et 3.3). Cela signifie que plus la taille et la complexité des communautés augmentent, plus il est difficile de prédire la direction de la réponse en se fondant uniquement sur le profil de la structure des liens et que la prédiction du résultat qualitatif exige de connaître de manière approfondie les forces de l'interaction.

La probabilité d'une réponse négative augmente également quand le nombre de nœuds subissant une pression continue augmente (figure 3.4). Dans le cas où toutes les espèces d'un réseau sont touchées, la probabilité de réponses négatives pour chaque espèce individuelle est supérieure à environ 50 %, sauf une exception qui se situe à environ 12 %. Une mortalité du poisson imposée à de nombreuses espèces aura une probabilité plus élevée d'entraîner des résultats négatifs qu'une mortalité imposée à un petit nombre d'espèces ou à une seule.

Le scénario dans lequel la mortalité est appliquée à toutes les espèces d'un réseau de communautés est également présenté sur une carte thermique des réponses des nœuds pour chacun des douze réseaux (figure 3.5). Les régions rouges, qui indiquent une probabilité de réponse négative supérieure à 70 %, prédominent. La figure 3.5 montre également la tendance générale des nœuds trophiques supérieurs à présenter une probabilité élevée de réponse négative. Les figures 3.2 à 3.4 montrent que la probabilité de résultats négatifs pour les nœuds trophiques supérieurs est toujours plus élevée que pour les autres niveaux trophiques. Ces résultats impliquent que les prédateurs de niveau trophique supérieur auront tendance à subir

des effets négatifs, y compris quand la mortalité du poisson est appliquée à des espèces de niveau trophique inférieur.

Les tendances de chaque réseau sont présentées dans le tableau 3.2. Une observation notable se dégage : les chaînes alimentaires avec des liens omnivores ont tendance à produire des résultats plus mitigés que les chaînes alimentaires sans liens omnivores. Par conséquent, pour obtenir des prédictions exactes, il faut plus de connaissances approfondies pour les communautés ayant un grand nombre d'interactions omnivores que pour celles qui n'en ont pas.

Malgré son objectif et son échelle limités, la présente étude peut montrer la nécessité d'une méthode axée sur les communautés pour éclairer les décisions de gestion. Les conclusions générales qui précèdent présentent les tendances examinées de manière très grossière. Afin de gérer un écosystème, il est important d'en avoir une connaissance approfondie. La présence ou l'absence de liens donnés dans un réseau peut avoir une forte effet sur les résultats possibles. La réponse de la population chez une espèce d'intérêt peut également dépendre des valeurs des paramètres d'espèces non directement liées à l'espèce d'intérêt. Cependant, quand le degré d'incertitude est élevé, la modélisation qualitative fournit une méthode puissante de production de prédictions sur l'orientation et la cohérence des réponses des communautés. Elle offre aussi un outil qui permet de déterminer les interactions entre espèces ayant une forte influence sur les réponses des communautés ainsi que les interactions ayant peu d'effet pour orienter les recherches scientifiques vers les interactions importantes.

Tableau 3.1. Comparaison de plusieurs modèles de communautés pouvant servir à examiner les scénarios de mortalité du poisson liée à des ouvrages, entreprises ou activités.

Méthode de modélisation	Description	Exigences relatives aux données	Principaux indicateurs	Difficulté d'application	Utilité des résultats	Type d'avis	Principales références
Modèle de réseau qualitatif	<ul style="list-style-type: none"> • Réseau de variables et d'interactions dans lequel la force des interactions est simulée pour générer des prédictions qualitatives sur la direction de la réponse 	<ul style="list-style-type: none"> • Direction et signe des interactions entre variables 	<ul style="list-style-type: none"> • Probabilité d'augmentation et de diminution pour une variable ou une population 	<ul style="list-style-type: none"> • Facile, nécessite des compétences élémentaires en programmation • Package R <i>QPress</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • Utile pour la mise à l'essai de scénarios et pour révéler les interactions de l'écosystème qui ont la plus grande influence 	<ul style="list-style-type: none"> • Recommandations qualitatives et stratégiques seulement 	<ul style="list-style-type: none"> • Levins 1974 • Melbourne-Thomas <i>et al.</i> 2012
<ul style="list-style-type: none"> • Réseau de croyance bayésien 	<ul style="list-style-type: none"> • Réseau de variables et de voies d'influence dans lequel les voies sont paramétrées au moyen de probabilités conditionnelles 	<ul style="list-style-type: none"> • Plage possible de valeurs pour chaque variable • Voies d'influence entre les variables exprimées en termes de probabilités conditionnelles 	<ul style="list-style-type: none"> • Probabilité de chaque état de résultat pour une variable de réponse 	<ul style="list-style-type: none"> • Facile, nécessite des compétences élémentaires en programmation • Package R <i>bnlearn</i> • Plusieurs logiciels du commerce (p. ex., <i>Netica</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation des risques aux fins des décisions de gestion 	<ul style="list-style-type: none"> • Habituellement des avis stratégiques seulement, à moins que les données exhaustives permettent de fournir des avis tactiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Marcot <i>et al.</i> 2006 • Jensen 1996
Modèle de spectres de tailles	<ul style="list-style-type: none"> • Le spectre de tailles représente l'abondance ou la biomasse des organismes comme une fonction de leur taille 	<ul style="list-style-type: none"> • Biomasse (ou abondance) et taille (p. ex., poids) de toutes les espèces d'un réseau trophique 	<ul style="list-style-type: none"> • La pente et (ou) l'élévation du spectre de tailles 	<ul style="list-style-type: none"> • Exige des compétences en analyse et en programmation 	<ul style="list-style-type: none"> • Outil de diagnostic 	<ul style="list-style-type: none"> • Avis stratégiques et diagnostic de l'état des communautés 	<ul style="list-style-type: none"> • Guet <i>et al.</i> 2016 • Anderson <i>et al.</i> 2016 • Sprules et Barth 2016
Modèle dynamique multispécifique de spectres de tailles (p. ex., Mizer)	<ul style="list-style-type: none"> • Modèle écologique dynamique de spectre de tailles de toute une communauté aquatique 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimations de base de la taille, de la reproduction et des préférences alimentaires 	<ul style="list-style-type: none"> • Biomasse d'espèces ou de groupes fonctionnels 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessite des compétences en programmation • Package R <i>mizer</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • Prédiction des résultats potentiels des autres scénarios possibles 	<ul style="list-style-type: none"> • Avis stratégiques et capacité partielle à fournir des avis tactiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Scott <i>et al.</i> 2014
Modèle réaliste minimal	<ul style="list-style-type: none"> • Modèle axé sur un groupe sélectionné d'espèces susceptibles 	<ul style="list-style-type: none"> • Données chronologiques des estimations de 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimations de la biomasse avec 	<ul style="list-style-type: none"> • Modéré à difficile, il manque un cadre général 	<ul style="list-style-type: none"> • Fournir des avis tactiques en matière de 	<ul style="list-style-type: none"> • Avis stratégiques ou tactiques 	<ul style="list-style-type: none"> • Punt et Butterworth 1995

Méthode de modélisation	Description	Exigences relatives aux données	Principaux indicateurs	Difficulté d'application	Utilité des résultats	Type d'avis	Principales références
(p. ex., analyse de population virtuelle multispécifique)	d'avoir des interactions importantes avec les espèces d'intérêt <ul style="list-style-type: none"> • Met l'accent sur l'estimation des paramètres et de l'incertitude 	la biomasse, des prises de pêche <ul style="list-style-type: none"> • Données sur la composition par âge 	intervalles de confiance	et il faut adapter le modèle pour répondre à des questions précises	gestion des pêches (p. ex., total autorisé des captures)		
Modèle d'écosystème complet (p. ex., Ecopath with Ecosim, modélisation linéaire inverse, ATLANTIS)	<ul style="list-style-type: none"> • Modèle qui cherche à tenir compte de tous les niveaux trophiques de l'écosystème • Interactions prédateur-proie souvent modélisées au moyen d'équations de Lotka-Volterra 	<ul style="list-style-type: none"> • Données chronologiques des estimations de la biomasse, des paramètres du cycle biologique, des relations entre les stocks et le recrutement, de la mortalité totale, de la consommation, de la composition du régime alimentaire, des prises de pêche 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimations des stocks et des prises selon différents scénarios 	<ul style="list-style-type: none"> • Extrêmement difficile à créer à partir de zéro • Moyenne si vous utilisez un logiciel préconstruit avec une assistance (p. ex., Ecopath with Ecosim) 	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluation des stocks • Étude de scénarios • Élaboration de théories 	<ul style="list-style-type: none"> • Avis en gestion stratégique 	<ul style="list-style-type: none"> • Christensen et Walters 2004 • Audzijonyte et al. 2019 • https://ecopath.org
Modèle individualisé (p. ex., OSMOSE)	<ul style="list-style-type: none"> • Modèle qui simule le comportement de chaque individu dans une espèce 	<ul style="list-style-type: none"> • Paramètres du cycle biologique (croissance, survie, reproduction, migration, etc.) pour chaque espèce • Règles de comportement pour les interactions des agents • Données spatiales de l'écosystème à 	<ul style="list-style-type: none"> • Divers indicateurs écologiques (p. ex., structure de taille, biomasse, indices de diversité) pourraient être calculés par regroupement des données à différents niveaux 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficile, nécessite de grandes compétences en programmation • Plateformes générales (p. ex., <i>NetLogo</i>, <i>MASON</i>) • Package R <i>OSMOSE</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • Implications pour la gestion spatiale • Analyse des propriétés émergentes (relation entre les stocks et le recrutement, sélectivité des prédateurs, etc.) 	<ul style="list-style-type: none"> • En général, seulement des avis stratégiques, à moins que des données exhaustives soient disponibles et que le modèle soit conçu de manière à fournir des avis tactiques 	<ul style="list-style-type: none"> • DeAngelis et Gross 1992 • Shin et Cury 2001 • An <i>et al.</i> 2009

Méthode de modélisation	Description	Exigences relatives aux données	Principaux indicateurs	Difficulté d'application	Utilité des résultats	Type d'avis	Principales références
		modéliser et données sur la répartition des espèces dans l'écosystème					
Modèles bioénergétiques multispécifiques	<ul style="list-style-type: none"> • Modèles qui utilisent l'énergie comme devise commune pour décrire la biomasse des espèces et la façon dont elle est transférée entre ces espèces au moyen d'équations différentielles 	<ul style="list-style-type: none"> • Données chronologiques sur la biomasse, la mortalité, les prises de la pêche • Cycle biologique et paramètres allométriques • Renseignements sur l'alimentation 	<ul style="list-style-type: none"> • Biomasse des populations 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficile, nécessite de grandes compétences en programmation • Pas de progiciels préconstruits 	<ul style="list-style-type: none"> • Mise à l'essai des scénarios 	<ul style="list-style-type: none"> • Avis en gestion stratégique 	<ul style="list-style-type: none"> • Yodzis et Innes 1992 • Koen-Alonso et Yodzis 2005 • Gilbert <i>et al.</i> 2014
Modèle d'équation structurelle (MES)	<ul style="list-style-type: none"> • La méthode des MES utilise des corrélations observées afin d'évaluer des relations causales complexes. Elle est décrite comme une extension de l'analyse des coefficients de direction 	<ul style="list-style-type: none"> • Les MES conviennent aux ensembles de données d'observation à grande échelle des communautés de population 	<ul style="list-style-type: none"> • Cette méthode sert habituellement à mettre à l'essai et comparer des modèles hypothétiques a priori; également utilisée dans l'analyse exploratoire 	<ul style="list-style-type: none"> • Il existe plusieurs solutions logicielles (p. ex., LISREL) et packages R (p. ex., OpenMx et lavaan) 	<ul style="list-style-type: none"> • Utile pour déterminer les voies directes et indirectes dans la structure qui relie les composantes de l'écosystème • Incorpore les variables « latentes » 	<ul style="list-style-type: none"> • Avis en gestion stratégique 	<ul style="list-style-type: none"> • Fa <i>et al.</i> 2016. • Grace 2006 • Grace <i>et al.</i> 2010.

Tableau 3.2. Réseaux communautaires utilisés pour les simulations par modèle de réseau qualitatif et les observations des résultats quand des nœuds uniques ou multiples ont subi des pressions négatives. Les six premiers réseaux sont de simples modules de communautés de Gilman et al. (2010) et les six suivants sont des réseaux plus complexes construits à partir de combinaisons de modules de Gilman. Pour les diagrammes de réseau, les cercles représentent des nœuds et les lignes représentent les liens entre les nœuds. Une flèche sur la ligne représente un effet positif dans la direction de la flèche, tandis qu'un point représente un effet négatif. Les colonnes des perturbations énumèrent les résultats de simulation résumés pour toutes les combinaisons de scénarios de perturbation continue à nœud unique et à nœuds multiples. Les simulations se fondent sur 10 000 matrices de communautés avec des valeurs de paramètres générées de façon aléatoire.

Réseau de communautés	Structure du réseau	Nombre de nœuds	Nombre de liens	Perturbations à nœud unique	Perturbations à nœuds multiples
Spécialiste ennemi-victime		2	1	<ul style="list-style-type: none"> ● Nœud supérieur toujours négatif si un des nœuds subit une pression ● Nœud inférieur positif quand le nœud supérieur subit une pression 	<ul style="list-style-type: none"> ● Nœud supérieur toujours négatif ● Nœud inférieur : 50 % de chances d'être positif
Mutualisme		2	1	<ul style="list-style-type: none"> ● Les deux nœuds affichent toujours une réponse négative quand un des nœuds subit une pression 	<ul style="list-style-type: none"> ● Les deux nœuds sont toujours négatifs
Compétition de l'exploitation		3	2	<ul style="list-style-type: none"> ● L'autre concurrent présente une réponse positive quand un concurrent subit une pression ● Les deux concurrents sont négatifs quand une ressource commune subit une pression 	<ul style="list-style-type: none"> ● Les nœuds concurrents peuvent être positifs selon les valeurs des paramètres et les nœuds qui ont subi une pression ● Le nœud de la ressource commune a toujours plus de 50 % de chances de réponse positive

Réseau de communautés	Structure du réseau	Nombre de nœuds	Nombre de liens	Perturbations à nœud unique	Perturbations à nœuds multiples
Compétition apparente		3	2	<ul style="list-style-type: none"> • Les deux nœuds concurrents sont positifs quand le prédateur commun subit une pression • L'autre concurrent présente une réponse positive quand un concurrent subit une pression, le prédateur commun présente toujours une réponse négative 	<ul style="list-style-type: none"> • Les nœuds concurrents peuvent être positifs selon les valeurs des paramètres et les nœuds qui ont subi une pression • Nœud de prédateur commun toujours négatif
Chaîne alimentaire		3	2	<ul style="list-style-type: none"> • Le nœud ayant subi une pression et tout nœud situé au-dessus dans la chaîne alimentaire présentent toujours des réponses négatives, de sorte que le nœud supérieur est toujours négatif • Le nœud directement sous le nœud qui subit une pression présente une réponse positive 	<ul style="list-style-type: none"> • Nœud supérieur toujours négatif • Les nœuds intermédiaire et inférieur peuvent être positifs selon les valeurs des paramètres et les nœuds qui ont subi une pression

Réseau de communautés	Structure du réseau	Nombre de nœuds	Nombre de liens	Perturbations à nœud unique	Perturbations à nœuds multiples
Prédation clé de voûte		4	4	<ul style="list-style-type: none"> • Si le nœud supérieur subit une pression, les nœuds intermédiaires présentent une probabilité élevée (> 70 %) de réponse positive, tandis que les nœuds supérieur et inférieur sont toujours négatifs • Si l'un des nœuds intermédiaires subit une pression, l'autre nœud intermédiaire est positif, le nœud supérieur a une probabilité élevée (> 70 %) d'être négatif et le nœud inférieur a une probabilité élevée (> 70 %) d'être positif • Si le nœud inférieur subit une pression, le nœud supérieur et le nœud inférieur sont négatifs, tandis que les nœuds intermédiaires ont une probabilité faible (< 30 %) d'être positifs 	<ul style="list-style-type: none"> • Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression
Chaîne alimentaire avec omnivorie		3	3	<ul style="list-style-type: none"> • Les nœuds au-dessus des nœuds qui subissent une pression ont une probabilité moyenne (30 à 70 %) de réponse positive selon les valeurs des paramètres 	<ul style="list-style-type: none"> • Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression

Réseau de communautés	Structure du réseau	Nombre de nœuds	Nombre de liens	Perturbations à nœud unique	Perturbations à nœuds multiples
Chaîne alimentaire longue		5	4	<ul style="list-style-type: none"> • Le nœud ayant subi une pression et tout nœud situé au-dessus dans la chaîne alimentaire présentent toujours une réponse négative, de sorte que le nœud supérieur est toujours négatif • Le nœud directement sous le nœud qui subit une pression présente une réponse positive, le nœud immédiatement en dessous est négatif et cette alternance de réponse positive et négative se poursuit le long de la chaîne alimentaire (c.-à-d. en cascade trophique) 	<ul style="list-style-type: none"> • Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression
Chaîne alimentaire longue avec omnivorie		5	7	<ul style="list-style-type: none"> • Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression • Résultats plus mitigés par rapport à une chaîne alimentaire sans omnivorie 	<ul style="list-style-type: none"> • Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression

Réseau de communautés	Structure du réseau	Nombre de nœuds	Nombre de liens	Perturbations à nœud unique	Perturbations à nœuds multiples
En taille de guêpe		5	4	<ul style="list-style-type: none"> • Si un nœud supérieur subit une pression, son concurrent et les nœuds intermédiaires sont positifs, tandis que les nœuds inférieurs et les nœuds qui subissent une pression sont négatifs • Si le nœud intermédiaire subit une pression, les deux nœuds inférieurs sont positifs et tous les autres sont négatifs • Si un nœud inférieur subit une pression, son concurrent est positif et tous les autres nœuds sont négatifs 	<ul style="list-style-type: none"> • Le résultat est très variable selon les valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression, mais le nœud intermédiaire est toujours le nœud ayant la plus grande probabilité ou parmi les nœuds ayant la plus grande probabilité de réponse positive
Chaîne alimentaire à base large		4	3	<ul style="list-style-type: none"> • Si le nœud supérieur ou intermédiaire subit une pression, le ou les nœud(s) directement en dessous sont positifs tandis que tous les autres sont négatifs • Si l'un des nœuds inférieurs subit une pression, son concurrent est positif tandis que tous les autres nœuds sont négatifs 	<ul style="list-style-type: none"> • Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression

Réseau de communautés	Structure du réseau	Nombre de nœuds	Nombre de liens	Perturbations à nœud unique	Perturbations à nœuds multiples
Prédation clé de voûte avec mutualisme		4	5	<ul style="list-style-type: none"> ● Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression 	<ul style="list-style-type: none"> ● Résultat très variable en fonction des valeurs des paramètres et des nœuds qui subissent une pression

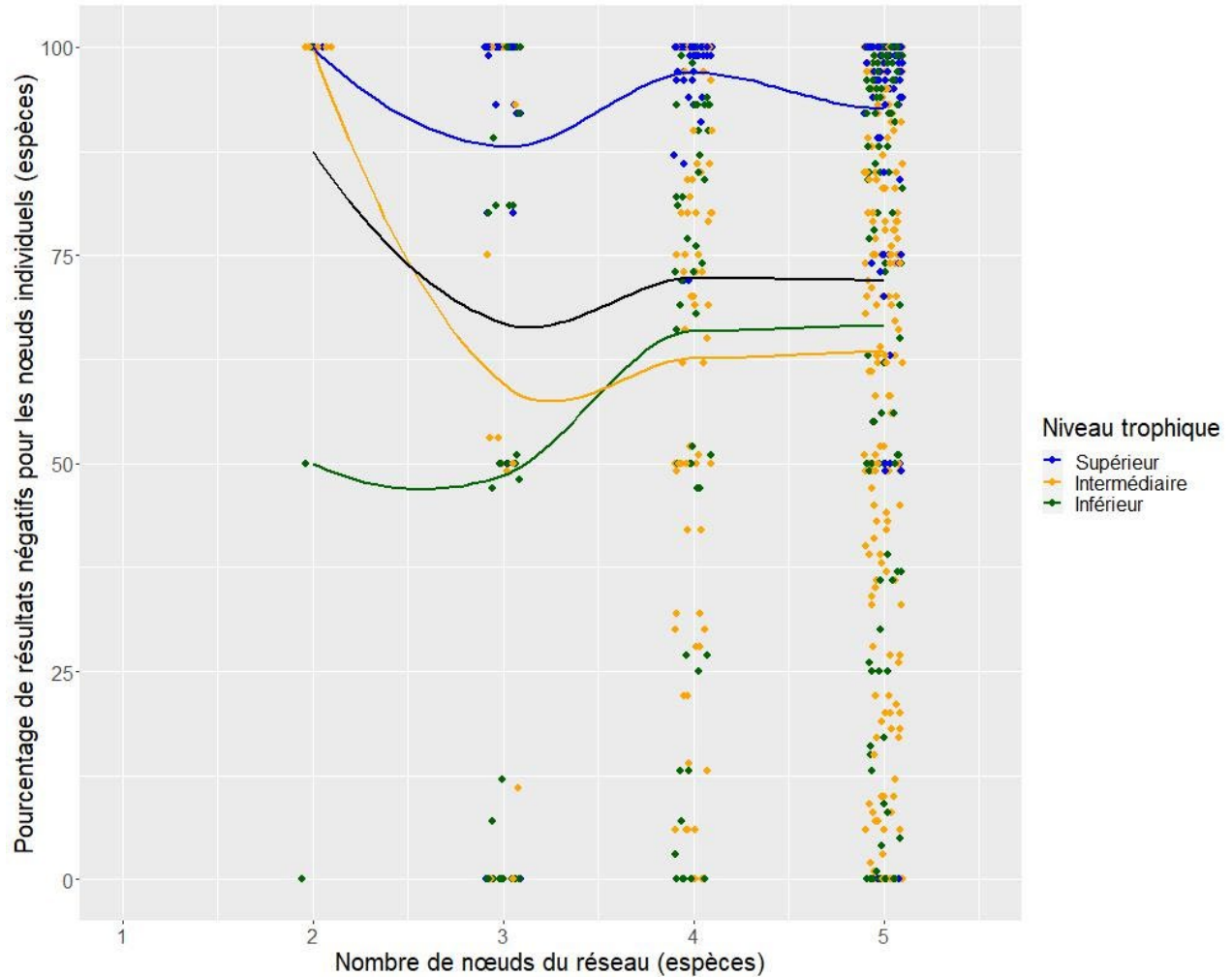


Figure 3.2. Pourcentage de résultats négatifs dans la réponse aux perturbations sous forme de fonction du nombre de nœuds du réseau. Chaque point représente la proportion de résultats négatifs enregistrés pour un seul nœud au sein d'un réseau particulier dans 10 000 simulations. Les résultats sont divisés en trois groupes selon le niveau trophique du nœud de réponse : supérieur (bleu), intermédiaire (orange) et inférieur (vert). Les trois lignes de couleur sont des courbes loess lissées correspondant à leur niveau trophique, et la ligne noire est la courbe pour toutes les données. L'un des réseaux à deux nœuds était le mutualisme et les deux nœuds du réseau ont été classés comme appartenant au niveau trophique intermédiaire étant donné que ni l'un ni l'autre ne consomme l'autre. Cela a fait remonter la courbe loess du niveau trophique intermédiaire à l'extrémité gauche. Le bruit aléatoire sur l'axe des x a été ajouté pour réduire la superposition de données.

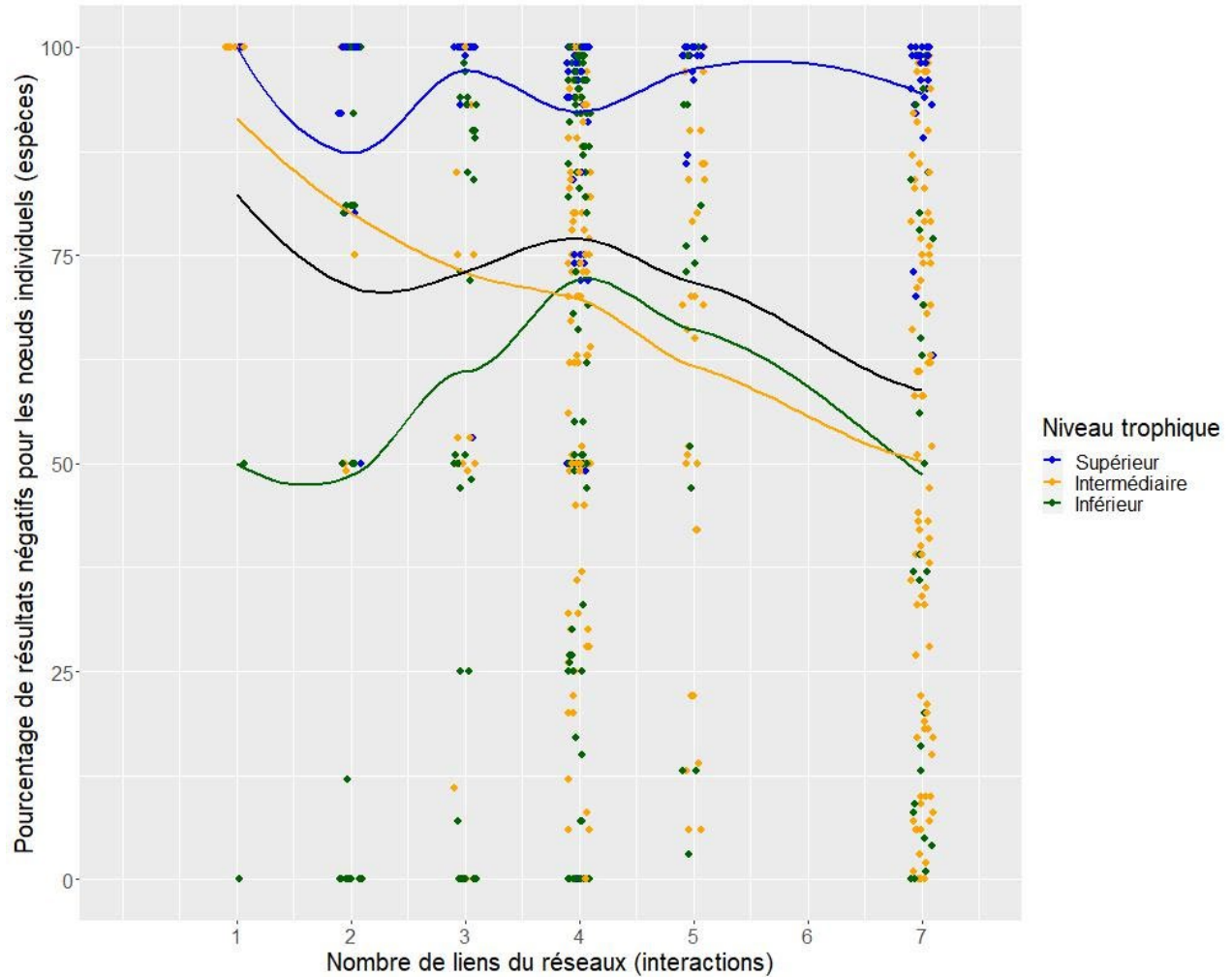


Figure 3.3. Pourcentage de résultats négatifs dans la réponse aux perturbations sous forme de fonction du nombre de liens du réseau. Chaque point représente la proportion de résultats négatifs enregistrés pour un seul nœud au sein d'un réseau particulier dans 10 000 simulations. Les résultats sont divisés en trois groupes selon le niveau trophique du nœud de réponse : supérieur (bleu), intermédiaire (orange) et inférieur (vert). Les trois lignes de couleur sont des courbes loess lissées correspondant à leur niveau trophique, et la ligne noire est la courbe pour toutes les données. L'un des réseaux à un lien était le mutualisme et les deux nœuds du réseau ont été classés comme appartenant au niveau trophique intermédiaire étant donné que ni l'un ni l'autre ne consomme l'autre. Cela a fait remonter la courbe loess du niveau trophique intermédiaire à l'extrémité gauche. Le bruit aléatoire sur l'axe des x a été ajouté pour réduire la superposition de données.

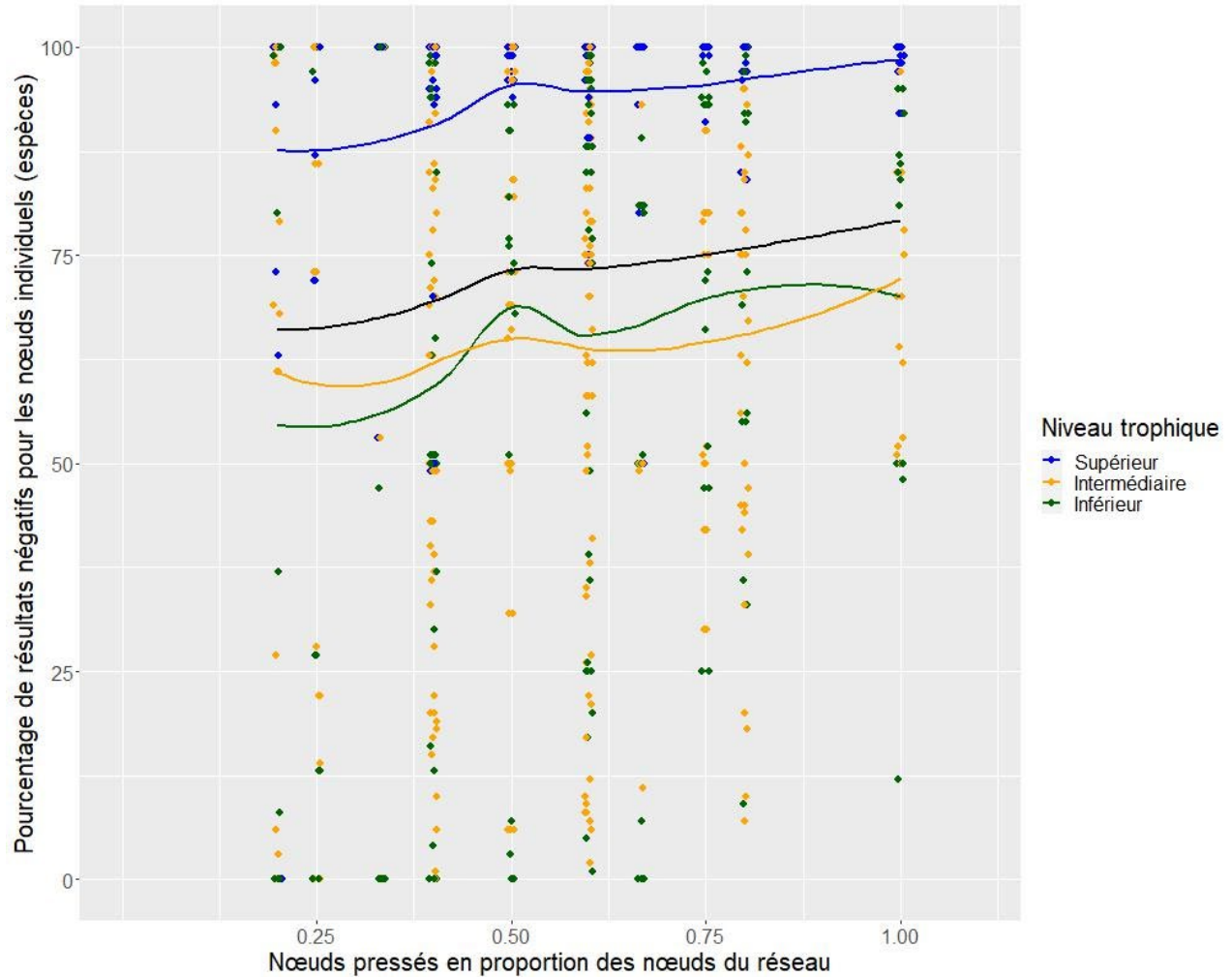


Figure 3.4. Pourcentage de résultats négatifs dans la réponse aux perturbations sous forme de fonction de la proportion de nœuds perturbés. Chaque point représente la proportion de résultats négatifs enregistrés pour un seul nœud au sein d'un réseau particulier dans 10 000 simulations. Les résultats sont divisés en trois groupes selon le niveau trophique du nœud de réponse : supérieur (bleu), intermédiaire (orange) et inférieur (vert). Les trois lignes de couleur sont des courbes loess lissées correspondant à leur niveau trophique, et la ligne noire est la courbe pour toutes les données. Le bruit aléatoire sur l'axe des x a été ajouté pour réduire la superposition de données.

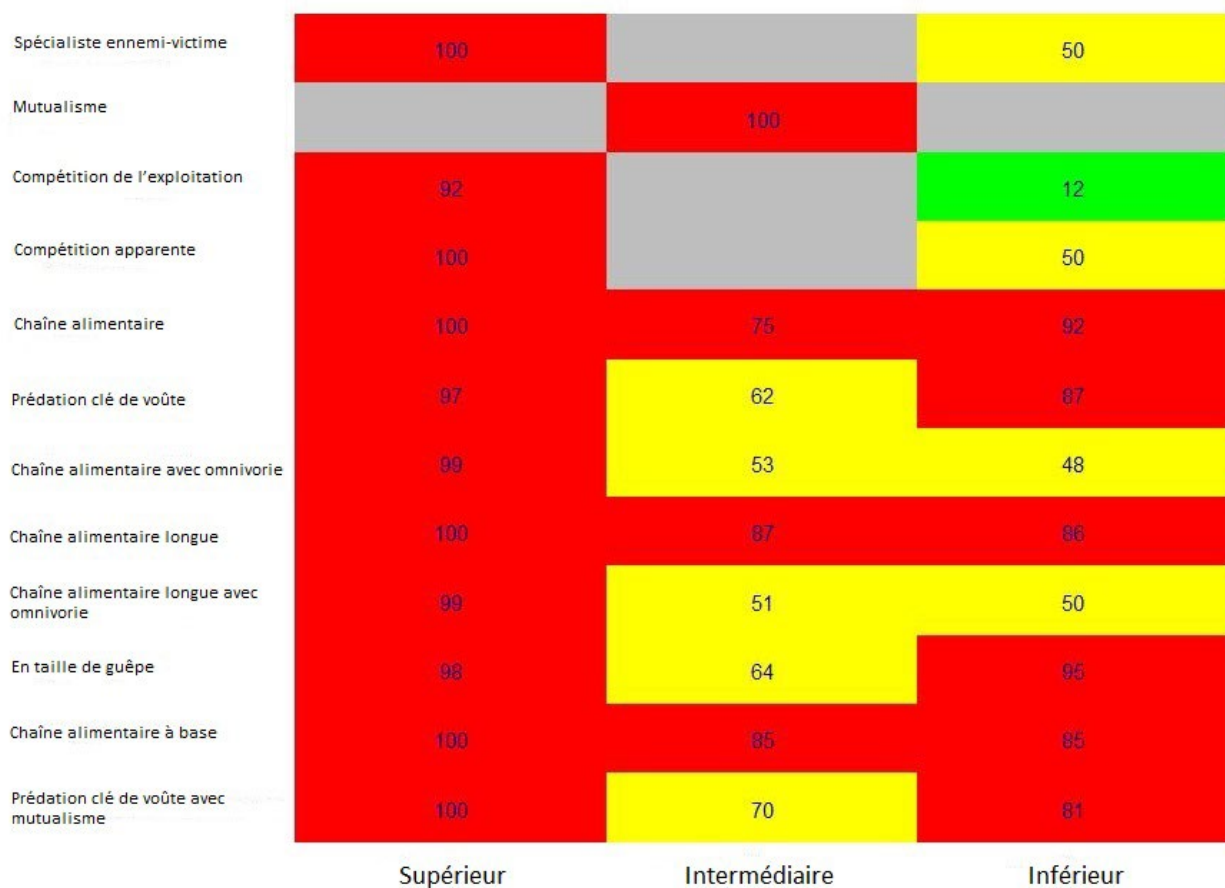


Figure 3.5. Carte thermique des résultats de la simulation pour les 12 réseaux de communautés dans un scénario où tous les nœuds ont été perturbés négativement. Les colonnes représentent le ou les nœud(s) aux niveaux trophiques supérieur, intermédiaire ou inférieur du réseau. Les nombres représentent le pourcentage de résultats négatifs dans toutes les simulations. Chaque cellule est colorée selon le pourcentage de résultats négatifs, le rouge étant de 70 à 100 %, le jaune étant de 30 à 70 % et le vert étant de 0 à 30 %.

4. EFFETS DE LA MORTALITÉ DU POISSON ET FACTEURS À CONSIDÉRER LORS DE LA PRISE DE DECISIONS LIEES A LA MORT DU POISSON

La réponse de populations ou de communautés à la mortalité du poisson dépend d'un éventail de conditions biologiques et écologiques. La prise en compte des facteurs énoncés ci-dessous éclairerait les décisions relatives à l'autorisation de la mort du poisson en vertu de la *Loi sur les pêches* et à l'application d'une approche axée sur les risques pour la mise en œuvre des dispositions relatives à la protection du poisson et de son habitat (MPO 2019a). Ces facteurs peuvent également contribuer à la prise en compte de l'efficacité des plans de compensation, car le moment et les tendances de la réponse à la mortalité du poisson influent sur la façon dont les mesures de compensation favorisent le rétablissement de la population et de l'écosystème.

4.1. DONNÉES SUR LA MORTALITE DU POISSON

Des données sur la mortalité du poisson (p. ex., nombre d'individus morts et nombre d'âges équivalents; voir la section 2 ci-dessus) sont essentielles pour comprendre les réponses des populations et des écosystèmes à la mortalité du poisson. Les taux de mortalité du poisson augmentent quand les épisodes de mortalité sont plus fréquents, quand la mortalité se produit sur de plus longues périodes et quand un plus grand nombre d'individus meurent par épisode. Selon le mécanisme de mortalité (voir ci-dessous) et le type d'ouvrage, d'entreprise ou d'activité, il peut être difficile d'estimer l'ampleur de la mortalité du poisson, surtout si la mortalité est indirecte ou retardée et que les poissons se dispersent hors de la région de l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité avant de mourir. De plus, la mortalité du poisson causée par un ouvrage, une entreprise ou une activité donné peut changer au fil du temps en réponse aux changements de la dynamique et du comportement des populations chez les espèces touchées, ainsi qu'aux changements des conditions environnementales.

4.2. TAILLE ET TRAJECTOIRE DES POPULATIONS

La taille et la trajectoire des populations de poissons sont très importantes pour déterminer les effets de la mortalité du poisson sur l'abondance des populations. En général, les populations ayant une forte abondance et celles en croissance seront moins sensibles aux effets de la mortalité. Cela s'explique par le fait que les populations plus grandes comptent plus d'individus reproducteurs et sont donc en mesure de remplacer plus rapidement les individus perdus. De plus, les effets de la mortalité sur la taille de la population seraient partiellement atténués par des taux positifs de croissance de la population, de sorte que les populations en croissance se rétablissent plus rapidement et que les risques d'extinction associés à un niveau donné de mortalité sont plus faibles comparativement aux populations en déclin.

Les populations qui ont été considérablement épuisées par d'autres agents de stress, celles qui sont naturellement petites et celles qui diminuent (c.-à-d. qui ont des taux de croissance démographique négatifs) sont plus durement touchées par la mortalité du poisson. Les petites populations peuvent nécessiter plus de temps pour remplacer un nombre donné d'individus en raison de la diminution du nombre d'adultes reproducteurs. De plus, les petites populations présentent un plus grand risque d'extinction en raison de l'anticompensation reproductive (voir ci-dessous), de la consanguinité et des goulots d'étranglement génétique (Meffe 1986) et de la stochasticité démographique (Gabriel et Burger 1992). La mortalité du poisson, qui réduit davantage encore la taille de populations déjà petites, aggrave ces risques.

4.3. STRUCTURE SPATIALE DES POPULATIONS

La détermination de la taille et de la trajectoire d'une population (voir ci-dessus) dépend de la définition de la portée de la population étudiée. Dans de nombreux écosystèmes aquatiques, en particulier les grands plans d'eau (p. ex., les Grands Lacs laurentiens), les poissons ont une

répartition inégale associée à la répartition hétérogène des caractéristiques de l'habitat. Selon leur taille, des groupes d'individus (de la même espèce) qui sont séparés spatialement d'autres groupes peuvent être décrits comme étant une population locale (ou « sous-population ») dans une métapopulation plus vaste. Il n'existe toutefois pas de critères scientifiques clairs permettant de définir une « population locale » aux fins d'étude des effets de la mortalité (Berryman 2002). Il est préférable de définir la portée de la population pour l'évaluation des effets de la mortalité du poisson en fonction des objectifs de gestion. Par exemple, si l'objectif de gestion est de maintenir la présence et l'abondance d'une espèce dans chacune des baies d'un grand lac, il faut tenir compte des effets par rapport à la taille et à la trajectoire de la population de la baie touchée. De plus, si la mortalité localisée peut avoir relativement moins d'effet quand les objectifs de gestion sont définis à de plus grandes échelles spatiales, il est important de comprendre que le nombre d'agents de stress agissant sur les populations plus grandes est probablement plus élevé. Par conséquent, il est plus important de considérer les effets cumulatifs et les effets des interactions entre les différentes sources de mortalité (voir ci-dessous), quand les populations sont définies à de grandes échelles spatiales.

Il faut aussi tenir compte du fait que la connectivité entre les populations locales (ou sous-populations) peut modifier les effets de la mortalité du poisson. Lorsque le taux de déplacement des poissons est élevé, la diminution de l'abondance de la population locale (p. ex., en raison d'épisodes de mortalité) peut être atténuée par l'immigration des régions avoisinantes. Ces « effets de sauvetage » peuvent accroître le taux de croissance de la population et réduire la probabilité d'extinction chez les sous-populations qui sont bien connectées (Schtickzelle et Quinn 2007, Bellard et Huguény 2020). Inversement, les populations ou les sous-populations isolées présentent une probabilité plus élevée d'extinction en raison d'une mortalité d'origine naturelle ou anthropique. La connectivité entre sous-populations est influencée par les caractéristiques physiques et physiologiques des espèces concernées (c.-à-d. s'il s'agit de bons ou de mauvais disperseurs), la structure physique des plans d'eau (y compris la répartition spatiale des parcelles d'habitat), et les activités anthropiques qui modifient la connectivité de l'habitat (p. ex., la construction de barrages et d'autres barrières).

4.4. CYCLE BIOLOGIQUE, STADE DU CYCLE BIOLOGIQUE TOUCHE ET DEPENDANCE A LA DENSITE

Les variations du cycle biologique chez les espèces et les populations de poissons peuvent modifier l'effet de la mortalité. La variation du cycle biologique est parfois caractérisée le long d'un axe de cycles biologiques allant des plus lents aux plus rapides, les premiers étant représentés par des espèces qui vivent longtemps, atteignent la maturité de reproduction plus tard et ont des taux de reproduction relativement faibles. Le taux de croissance de la population des espèces dont le cycle biologique est lent est fortement influencé par les changements du taux de survie des adultes (Sæther et Bakke 2000, Vélez-Espino *et al.* 2006, van der Lee et Koops 2016), et à ce titre, chez ces espèces, la mortalité de poissons adultes aura une plus grande incidence sur la taille de la population que la mortalité de poissons juvéniles. À l'inverse, les espèces ayant un cycle biologique rapide (espèces à plus courte durée de vie et à reproduction rapide) ont des taux de croissance de population qui sont moins sensibles au taux de survie des adultes et sont relativement plus sensibles aux changements de la fécondité et de la survie des juvéniles.

Les besoins en habitat et le cycle biologique migratoire d'une espèce peuvent également avoir une incidence sur son exposition aux sources de mortalité. Quand les sources de mortalité sont concentrées dans l'habitat d'une espèce ou dans des habitats qui doivent être parcourus, l'espèce ne peut pas toujours éviter d'interagir avec ces sources de mortalité. Par ailleurs, les poissons généralistes en matière d'habitat (ou les spécialistes dont l'habitat ne contient pas de sources de mortalité) peuvent éviter l'exposition aux sources de mortalité.

De plus, les épisodes de mortalité peuvent agir comme une force évolutive qui entraîne des changements du cycle biologique dans une population. Par exemple, les effets bien documentés de la pêche sélective selon la taille sur les taux de croissance en début de cycle biologique et l'âge de maturité (Kuparinen et Festa-Bianchet 2017, Perälä et Kuparinen 2020) ne sont pas propres à la pêche et pourraient être causés par toute autre source de mortalité fondée sur la taille. De même, si la mortalité du poisson cible différemment les individus selon qu'ils ont un comportement migratoire ou qu'ils adoptent d'autres stratégies de reproduction (Gross 1996), la répartition de ces phénotypes dans une population peut changer. De telles réponses évolutives à la mortalité peuvent modifier la dynamique de la population (p. ex., la productivité et les indices vitaux) par des dynamiques éco-évolutives complexes (Bell et Gonzalez 2011, Cameron *et al.* 2013) et peuvent aggraver ou atténuer davantage les effets de la mortalité d'origine.

Dans les populations de poissons, les taux de reproduction, de croissance et de survie par individu (c.-à-d. les indices vitaux) varient souvent en fonction de la densité de la population. Les indices vitaux de la population sont généralement plus élevés quand la densité de population est faible en raison de la moindre concurrence intraspécifique. Par conséquent, la dépendance à la densité dans les indices vitaux peut théoriquement servir de réponse compensatoire atténuant les effets des épisodes de mortalité sur les populations de poissons. De nombreuses populations naturelles présentent toutefois des formes complexes de dépendance à la densité. Par exemple, la reproduction ou la survie par habitant peut diminuer à de faibles densités de population. Ce qu'on appelle « effet d'Allee » (Stephens *et al.* 1999), également connu sous le nom d'« anticompensation reproductive », peut causer des vortex d'extinction, de sorte que les populations à faible densité peuvent ne pas se rétablir malgré de faibles degrés de compétition intraspécifique (Courchamp *et al.* 1999). L'effet d'Allee est généralement commun chez les espèces qui tirent des avantages importants de la vie en groupes sociaux, par exemple celles où le rassemblement en bancs protège les individus contre les prédateurs ou facilite l'accouplement (Gascoigne et Lipcius 2004, Gascoigne *et al.* 2009). Dans de tels cas, la réduction de la densité de la population peut avoir un effet négatif sur les indices vitaux et les taux de croissance de la population. De fait, la forme des relations dépendant de la densité peut varier (à la fois dans les populations et entre les stades du cycle biologique au sein d'une population) et elle est souvent non linéaire (Hodgson *et al.* 2017). La conséquence de cette variation est qu'une réponse compensatoire dépendant de la densité à la mortalité ne devrait pas se produire pour toutes les espèces, tous les stades de la vie et toutes les densités de population.

4.5. INTERACTIONS AVEC D'AUTRES SOURCES DE MORTALITE

Plusieurs agents de stress de nature anthropique et naturelle peuvent avoir un effet sur les populations de poissons d'une manière qui interagit avec la mortalité du poisson. Des agents de stress — comme les pêches, d'autres ouvrages, entreprises ou activités, des conditions environnementales extrêmes, des espèces envahissantes ou des polluants — peuvent coexister avec la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité et peuvent être de nature chronique ou aiguë. Il est important de noter que la mortalité causée par plusieurs agents de stress peut se combiner pour produire des effets qui ne sont pas égaux à la somme des effets de mortalité individuels (p. ex., Côté *et al.* 2016). En effet, plusieurs méta-analyses ont montré que les populations de poissons connaissent souvent une mortalité totale supérieure (parfois appelée « effets synergiques ») ou inférieure (parfois appelée « effets antagonistes ») à la prédiction additive à partir de plusieurs sources de mortalité (Darling et Côté 2008, Jackson *et al.* 2016). Il est important de noter que certaines combinaisons d'agents de stress synergiques peuvent diverger considérablement des prédictions additives : par exemple, une exposition indépendante à un parasite et à un pesticide cause, pour chacune, un

taux de mortalité inférieur à 5 % dans les populations de *Daphnia magna*, alors que l'exposition simultanée à ces deux agents de stress entraîne un taux de mortalité supérieur à 70 % (Coors et Demeester 2008).

La théorie prédit que des facteurs comme le mécanisme d'action des agents de stress (Schäfer et Piggott 2018), le contexte écologique (Lenihan *et al.* 1999, Walters *et al.* 2013) et la forme de la dépendance à la densité agissant au sein d'une population (Hodgson *et al.* 2017) peuvent tous avoir un effet sur le taux de mortalité totale causé par plusieurs agents de stress. Cependant, il existe actuellement une faible capacité à prédire les effets d'agents de stress multiples sur la mortalité dans la plupart des écosystèmes naturels (Orr *et al.* 2020, Dey et Koops 2021).

4.6. DUREE, MOMENT ET MECANISME DE LA MORTALITE

Le mécanisme et la durée de la mortalité du poisson peuvent modifier les effets sur les populations et les écosystèmes. Quand la mortalité survient avant les principaux stades du cycle biologique dépendant de la densité, les effets de la mortalité peuvent être partiellement atténués par l'augmentation de la survie des individus restants (p. ex., si la mortalité survient juste avant l'hiver chez une espèce dont la survie en hiver est inversement liée au nombre d'individus de la population). Inversement, la mortalité aura un plus grand effet sur une population si elle survient après les étapes du cycle biologique dépendant de la densité. La compréhension de ces dynamiques nécessiterait de connaître de façon approfondie le mode d'action de la dépendance à la densité dans une population, ce qui n'est pas le cas pour la plupart des populations et des espèces. En effet, les recherches sont encore en cours sur l'idée selon laquelle la dépendance à la densité agirait le plus souvent en début de vie (p. ex., Andersen *et al.* 2017, Lorenzen et Camp 2019).

Il faut aussi se demander si le mécanisme de mortalité permet de quantifier avec précision la quantité et la fréquence de la mortalité du poisson. Certains ouvrages, entreprises ou activités causent des degrés importants de mortalité non détectée, dont la probabilité est plus grande quand la mortalité est séparée dans l'espace de l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité en question (p. ex., mortalité en aval d'un déversement de polluants) ou que les poissons tués sont cachés (p. ex., pendant un remplissage). De même, quand les interactions avec l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité causent une mortalité différée, les poissons peuvent mourir hors de la zone de l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité et être alors plus difficiles à détecter.

De plus, certains mécanismes de mortalité peuvent éliminer de l'écosystème la biomasse présente dans les poissons tués. La mortalité causant une élimination de biomasse pourrait aggraver les effets sur la population ou sur l'écosystème touché, car l'énergie et les nutriments présents dans les poissons tués ne sont pas réincorporés dans le réseau trophique par les détritivores et les organismes de niveau trophique inférieur. Par conséquent, la mortalité causant une élimination de biomasse a généralement des effets plus nuisibles à l'écosystème que la mortalité sans élimination de biomasse. Cependant, quand les poissons tués par un ouvrage, une entreprise ou une activité ne sont pas retirés de l'écosystème, il peut être plus difficile de déterminer avec précision la quantité et la fréquence de la mortalité, ou l'identité de l'espèce tuée. De plus, l'élimination de biomasse pourrait réduire les niveaux de polluants dans l'écosystème, surtout si les polluants sont bioamplifiés et que les poissons tués sont de niveau trophique élevé (Gobas *et al.* 1999). Enfin, l'alinéa 36(1)b) de la *Loi sur les pêches* interdit que des déchets de poisson soient laissés sur la rive, la grève ou le bord d'un cours d'eau, et ceux-ci doivent être examinés séparément des déchets de poisson liés au cycle des nutriments et des polluants.

4.7. INTERACTIONS BIOTIQUES ET EFFETS SUR L'ÉCOSYSTÈME

La mortalité du poisson peut avoir des effets complexes sur un écosystème aquatique par l'intermédiaire des réseaux trophiques et d'autres interactions biotiques. Les espèces de poissons existent en tant que membres de communautés aquatiques et elles interagissent avec d'autres espèces par des relations prédateur-proie, des relations hôte-parasite, la compétition, le mutualisme et le commensalisme. Les changements d'abondance d'une espèce peuvent avoir un effet direct sur d'autres espèces par ces interactions, ou indirectement par des réseaux d'interaction d'espèces (section 3, voir aussi Gilman *et al.* 2010).

L'effet de la mortalité d'une seule espèce sur un écosystème aquatique dépend du type et de la force des interactions biotiques entre l'espèce touchée et les autres membres de la communauté. Ces effets peuvent être estimés à l'aide de modèles de communautés multispécifiques (p. ex., voir section 3). Il est toutefois difficile d'établir des prédictions fiables en raison du degré élevé d'incertitude concernant les tendances et la force des interactions biotiques dans de nombreux écosystèmes aquatiques.

Dans certains cas, la mortalité du poisson peut également modifier les profils des interactions biotiques dans un écosystème aquatique. Par exemple, la mortalité du poisson causée par l'entraînement dans des turbines pourrait fournir aux prédateurs et aux détritivores en aval des sources de nourriture auxquelles ils n'auraient autrement pas accès. De plus, les ouvrages, entreprises ou activités peuvent indirectement entraîner la mortalité du poisson en augmentant la vulnérabilité d'individus à la prédation. Cela peut se produire si des individus sont physiquement forcés d'aller dans des zones exposées ou sont temporairement désorientés ou handicapés en raison d'une interaction avec un ouvrage, une entreprise ou une activité. De tels changements peuvent modifier les réseaux trophiques et avoir des effets complexes sur les flux d'énergie et de nutriments dans un écosystème.

Un ouvrage, une entreprise ou une activité peut également causer la mortalité de plusieurs espèces dans une communauté donnée (voir sections 1 et 3). Les recherches sur le prélèvement de plusieurs espèces dans des écosystèmes aquatiques ont montré que le niveau de rendement maximal durable d'une communauté est inférieur à la somme des rendements maximaux durables calculés pour les espèces constituant la communauté (p. ex., Steele *et al.* 2011, Link *et al.* 2012), et que chaque espèce a un rendement maximal durable plus bas quand le prélèvement effectué vise d'autres membres de la communauté (Walters *et al.* 2005). Si l'on applique cette constatation à la mort du poisson par des moyens autres que la pêche, il apparaît que les écosystèmes aquatiques peuvent être gravement détériorés à la suite de la mortalité du poisson, y compris quand chaque espèce est touchée à un niveau inférieur à son rendement maximal durable, ce qui peut avoir des répercussions sur d'autres objectifs de gestion.

De plus, dans de nombreux cas, on ne connaît pas avec certitude les espèces tuées par un ouvrage, une entreprise ou une activité. Cette incertitude peut être causée par un manque d'information sur les espèces présentes et sur les interactions entre l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité et le comportement et le cycle biologique de chacune de ces espèces. Dans ces cas, il est non seulement difficile de comprendre les effets sur l'écosystème, mais il est aussi compliqué d'élaborer des mesures de compensation adéquates et d'estimer les équivalences, car on ne saura pas déterminer clairement quelles mesures de compensation doivent être de même type ou hors type (Clarke et Bradford 2014). De même, l'incertitude quant aux espèces tuées par un ouvrage, une entreprise ou une activité pourrait accroître le risque qu'une mesure de compensation n'atteigne pas son objectif (p. ex., si une mesure de compensation tente d'augmenter la production d'une espèce prédatrice, mais que l'abondance de ses proies a été considérablement réduite par l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité).

4.8. OBJECTIFS DE GESTION

Le degré d'effet de la mortalité du poisson est également lié aux objectifs de gestion établis pour la population ou l'écosystème visé. En vertu de l'alinéa 34.1(1)b) de la *Loi sur les pêches*, le ministre doit tenir compte des objectifs pertinents de gestion des pêches avant d'envisager une autorisation de mort du poisson par des moyens autres que la pêche. La mortalité du poisson peut avoir un effet sur les pêches en diminuant l'abondance ou la biomasse de stocks pêchés et en augmentant le taux de mortalité total de ces stocks. Ces facteurs sont des éléments clés du processus décisionnel en vertu du Cadre pour la pêche durable du MPO.

De plus, la mortalité du poisson peut avoir un effet indirect sur les pêches en influençant l'abondance de prédateurs, de proies et de concurrents des espèces pêchées. Par exemple, puisque les poissons-proies nourrissent souvent des prédateurs dépendants, la mortalité de poissons-proies est susceptible d'avoir un effet sur la santé des populations de prédateurs. De même, les populations de prédateurs ont un effet sur la compétition entre les espèces de niveau trophique inférieur et peuvent influencer sur la richesse spécifique (Leibold 1996). L'alinéa 2.5a) de la *Loi sur les pêches* permet au ministre de prendre en considération une approche écosystémique dans la prise de décisions, qui pourrait inclure les effets écosystémiques de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité. Cette approche pourrait également tenir compte des effets de l'évolution des conditions environnementales ou de l'habitat sur la sensibilité des populations à la mortalité, ainsi que de l'efficacité à long terme des mesures de compensation.

De plus, l'acceptabilité sociale de la mortalité du poisson varie selon l'espèce touchée et le mécanisme de mortalité. De nombreux intervenants et titulaires de droits accordent une valeur culturelle importante au poisson et peuvent s'opposer fermement à la mortalité du poisson. Le degré d'acceptation de la mortalité du poisson peut différer en fonction de facteurs tels que (i) la vitesse à laquelle la mort se produit pour chaque poisson, (ii) si les espèces touchées font partie de la pêche traditionnelle ou de subsistance, ou (iii) si les poissons tués sont considérés comme gaspillés (c.-à-d. ne sont pas disponibles pour les services écosystémiques ou pour l'usage humain). Comme la forme et le taux de mortalité acceptés par un groupe d'intervenants dépendent aussi de traditions sociales et culturelles, ils peuvent différer d'un écosystème à l'autre. En plus des effets culturels, la mortalité du poisson peut avoir des effets économiques et sociaux indirects, par exemple si la présence de poissons tués a des répercussions négatives sur l'écotourisme ou des possibilités récréatives (p. ex., baignade, pêche) associées aux écosystèmes aquatiques. Encore une fois, ces effets peuvent dépendre du moment, du mécanisme de mortalité et des espèces touchées. La prise en considération de ces facteurs dans les décisions du ministre est permise en vertu de l'alinéa 2.5g) de la *Loi sur les pêches*.

De plus, la mortalité du poisson peut avoir un effet direct sur des espèces en péril et compromettre les objectifs de gestion pour ces espèces. En vertu de l'alinéa 73(3)c) de la *Loi sur les espèces en péril*, les effets permis sur des espèces en péril ne doivent pas mettre en péril leur survie ou rétablissement. Si l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité cause la mortalité d'une espèce en péril ou d'une espèce ayant de fortes interactions biotiques avec une espèce en péril (p. ex., proies importantes), il peut être nécessaire de déterminer si cette mortalité compromet la survie ou le rétablissement de l'espèce en péril. Dans ces cas, les évaluations du potentiel de rétablissement du MPO — qui comprennent habituellement une analyse des dommages admissibles — peuvent constituer une source d'information précieuse pour déterminer si la mortalité du poisson met en péril la survie ou le rétablissement de l'espèce.

Il faut une approche intégrée de gestion pour prendre en compte simultanément les objectifs de gestion décrits ci-dessus et coordonner les mesures avec les activités de gestion d'autres institutions (d'autres ministères fédéraux, des ministères provinciaux et territoriaux, des offices de protection de la nature et des organisations autochtones ayant un pouvoir de gestion sur des

aspects des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres connectés; p. ex., Randall *et al.* 2011). Cette approche doit tenir compte explicitement des compromis associés aux différentes options de gestion, ainsi que de tout aspect important de la gestion des écosystèmes qui tomberait dans des interstices entre les mandats des différentes administrations.

4.9. L'EFFET SUR LES POPULATIONS OU LES COMMUNAUTÉS DE POISSONS LOCALES CHANGE-T-IL SELON LE MOMENT ET LA FREQUENCE AUXQUELS LES POISSONS SONT TUES?

La réponse des populations ou de l'écosystème à la mortalité du poisson change selon le moment où les épisodes de mortalité se produisent. Le moment auquel les espèces peuvent être vulnérables à la mortalité causée par un ouvrage, une entreprise ou une activité diffère (p. ex., selon le moment auquel change le débit en aval régulé par un barrage). Cela s'explique par le fait que les espèces n'ont pas toutes le même profil d'utilisation de l'habitat et de comportement dans l'habitat tout au long du cycle quotidien (et annuel) et qu'elles sont donc plus ou moins susceptibles d'interagir avec l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité à différents moments de la journée (ou de l'année).

De plus, le moment des épisodes de mortalité est lié au(x) stade(s) du cycle biologique touché(s) par la mortalité. La répartition des classes d'âge et de taille présentes dans une population de poisson donnée varie tout au long de l'année en fonction du moment de la reproduction (et des taux de croissance et de survie). Par conséquent, un ouvrage, une entreprise ou une activité peut causer la mortalité à différents stades du cycle biologique selon la période de l'année, ce qui a des répercussions différentes sur la dynamique des populations (voir la section Cycle biologique, stade du cycle biologique touché et dépendance à la densité).

La mortalité du poisson a également un plus grand effet sur les populations de poissons quand elle survient après des événements du cycle biologique dans lesquels la survie, la reproduction ou la croissance dépendent négativement de la densité. Inversement, lorsque la mortalité du poisson survient avant des événements du cycle biologique qui dépendent négativement de la densité, l'effet sur les populations devrait être moindre. On ne sait toutefois pas quand se produit l'action de la dépendance à la densité pour de nombreuses espèces et populations (Lorenzen et Camp 2019). De plus, la dépendance à la densité peut agir sur les stades ultérieurs du cycle biologique, de sorte que la mortalité survenant avant un stade dépendant de la densité peut également se produire après un stade antérieur du cycle biologique dépendant de la densité. C'est pourquoi il est difficile de prédire la façon dont le moment de la mortalité influe sur les processus dépendants de la densité dans les populations de poissons.

Toutes choses étant égales par ailleurs, une mortalité plus fréquente entraîne la mort d'un plus grand nombre d'individus et nuit donc davantage à la population ou la communauté concernée.

De plus, la fréquence de la mortalité est liée à la possibilité pour les populations de se rétablir d'une mortalité antérieure. Chez les populations aux taux de croissance élevés et à forte dépendance à la densité, la diminution de l'abondance causée par la mortalité entraîne l'augmentation de la reproduction (et/ou de la croissance) des individus survivants. Si les épisodes de mortalité sont suffisamment rares, une telle population peut se rétablir complètement sans intervention.

4.10. QUELLES SONT LES REPERCUSSIONS D'UNE MAUVAISE EVALUATION DE L'AMPLEUR DE LA MORTALITE OU DE LA SENSIBILITE DE LA POPULATION OU DE L'ECOSYSTEME?

La mortalité du poisson peut gravement nuire aux populations de poissons et aux écosystèmes aquatiques si l'ampleur de la mortalité ou la sensibilité de la population ou de l'écosystème sont sous-estimées. Les dommages peuvent entraîner divers résultats négatifs, y compris des répercussions négatives sur les pêches, une altération de la fonction et de la résilience des écosystèmes et la perte de services écosystémiques.

L'équivalence des risques est un concept utile pour gérer l'incertitude concernant la mortalité et la sensibilité des populations ou des écosystèmes. Dans un contexte de gestion des ressources, l'équivalence des risques est un concept consistant à maintenir un niveau établi de risque qu'une décision de gestion ne permette pas d'atteindre un objectif (Fulton *et al.* 2016). Pour ce qui est des considérations liées aux effets de la mortalité du poisson, une approche fondée sur l'équivalence des risques viserait à maintenir un niveau établi de risque (p. ex., 5 %) qu'une décision ne permette pas d'atteindre les objectifs stratégiques en matière de gestion de la mortalité. Ce niveau de risque devrait être maintenu dans différentes décisions de gestion malgré des niveaux variables d'incertitude liés à l'ampleur de la mortalité et à la sensibilité de l'écosystème à la mortalité. En règle générale, les approches visant à atteindre l'équivalence des risques impliquent des marges de précaution servant à réduire l'effet marginal des activités humaines quand l'incertitude de l'évaluation des risques augmente (Duplisea *et al.* 2020).

Dans le contexte de la mortalité du poisson attribuable à un ouvrage, une entreprise ou une activité, ces marges de précaution pourraient être exercées sous la forme de ratios de compensation, dans les exigences concernant le moment de la mise en œuvre de la mesure de compensation (p. ex., une exigence de démonstration du rendement de la mesure de compensation avant l'autorisation de la mortalité liée à l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité diminuerait le risque que cette mesure n'atteigne pas l'avantage qu'elle cible), ou dans la taille et (ou) la trajectoire du stock à laquelle la mortalité résiduelle liée à l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité n'est plus autorisée (c.-à-d. le niveau de risque auquel la demande est refusée). Pour obtenir l'équivalence des risques, les marges de précaution chercheraient à réduire de façon comparable les risques de dommages graves pour la population par rapport à des projets semblables sur lesquels il y a moins d'incertitude.

4.11. UN CADRE DE PRÉCAUTION PEUT-IL SERVIR À APPUYER LA GESTION DE LA MORTALITÉ RÉSIDUELLE LIÉE À UN OUVRAGE, UNE ENTREPRISE OU UNE ACTIVITÉ?

Une approche de gestion fondée sur les risques et le principe de précaution pourrait aider à comprendre les conséquences de l'effondrement d'une population et des dommages écosystémiques résultant d'une mortalité supplémentaire (liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité). Cette approche pourrait être adaptée à partir d'outils servant à gérer les prises dans les populations de poissons. Les cadres de précaution aux fins de gestion de la mortalité par récolte sont bien connus et, dans bien des cas, sont normalisés à l'échelle internationale. Le Cadre pour la pêche durable de Pêches et Océans Canada (MPO 2009), par exemple, propose des lignes directrices pour l'établissement de taux de récolte en fonction de l'état des stocks de poissons, notamment les dispositions suivantes : (i) que les taux de récolte soient maintenus à un minimum absolu quand les stocks sont dans la zone critique, (ii) que les taux de récolte soient progressivement réduits pour favoriser le rétablissement des stocks se trouvant dans la zone de prudence, et (iii) que les taux de récolte ne dépassent pas les maximums établis lorsque les stocks sont dans la zone saine. L'utilisation d'un cadre commun par les

gestionnaires des pêches et de l'habitat dans la gestion de la mortalité permettrait de tirer parti des données et de l'information dans différents contextes décisionnels.

Nous montrons ci-dessous comment l'adaptation de l'approche de précaution du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM) appliquée à la gestion des pêches (CIEM 1998, 2002a) pourrait éclairer les décisions sur la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité en cas de changements d'abondance au niveau des populations. Ce cadre sert à produire des avis scientifiques sur la récolte selon l'état du stock et le taux de récolte actuel. Il s'appuie sur un corpus important d'études et de directives justifiant son utilisation (p. ex., CIEM 2002b, 2017, Lassen *et al.* 2014, Walters *et al.* 2018) et ses concepts sont conformes à la Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution et au Cadre pour la pêche durable de Pêches et Océans Canada (MPO 2006, 2009).

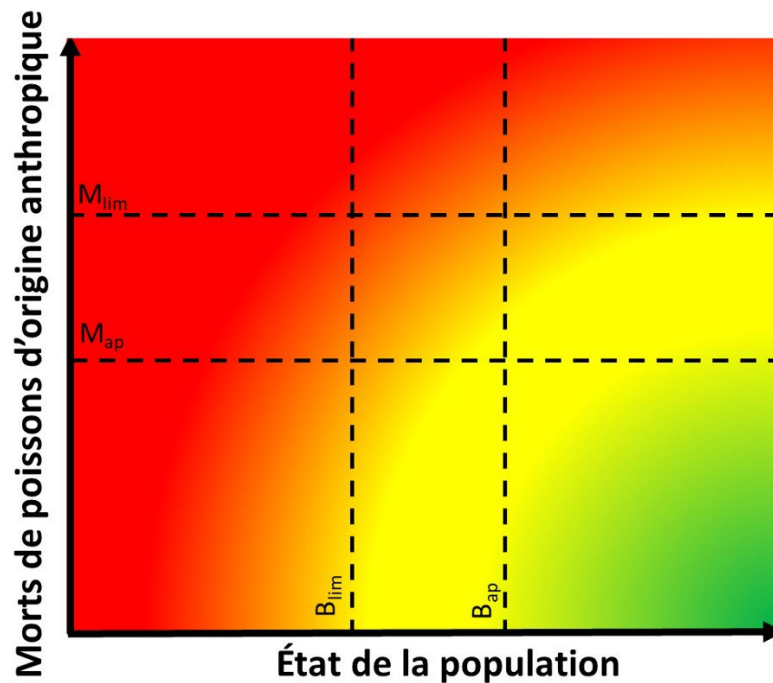


Figure 4.1. Adaptation de l'approche de précaution du CIEM à l'appui de la prise de décisions concernant la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité indiquant les quatre points de référence clés : B_{lim} , la biomasse limite de la population; B_{ap} , la biomasse de la population selon l'approche de précaution; M_{lim} , le niveau de mortalité limite; M_{ap} , le niveau de mortalité selon l'approche de précaution. La couleur du fond de la figure montre le risque relatif de déclin de la population et de dommages à l'écosystème, le rouge indiquant un risque élevé et le vert, un risque faible.

En bref, le cadre est défini par l'emplacement de quatre valeurs de référence (B_{lim} , la biomasse limite de la population; B_{ap} , la biomasse de la population selon l'approche de précaution; M_{lim} , le niveau de mortalité limite; M_{ap} , le niveau de mortalité selon l'approche de précaution), le long de deux axes principaux (taux instantané total de mortalité d'origine anthropique, y compris la mortalité par pêche (F) et les autres mortalités d'origine anthropique (A), et la biomasse (état) de la population). Il faut noter que le cadre du CIEM et toute la documentation connexe utilisent les paramètres sur la mortalité F_{lim} et F_{ap} (plutôt que M_{lim} et M_{ap}) pour indiquer que les valeurs sont propres à la mortalité par pêche, mais ce cadre a été adapté dans le présent document pour inclure également d'autres mortalités d'origine anthropique, comme celles causées par des ouvrages, entreprises ou activités.

Sur le plan conceptuel, B_{lim} représente le seuil d'abondance de la population (état) qui doit être dépassé pour que la probabilité d'éviter un autre déclin de la population et des dommages à l'écosystème soit forte. B_{lim} se définit habituellement comme la biomasse de la population sous laquelle le recrutement diminue avec d'autres déclins de la biomasse, et elle est généralement déterminée au moyen d'une régression segmentée entre la biomasse de la population et le recrutement (CIEM 2002b, 2017). M_{lim} est le taux de mortalité qui, s'il est dépassé, entraîne une situation de la population sous B_{lim} , et elle se définit comme le taux de mortalité qui en équilibre stochastique fait que la biomasse de population médiane équivaut à B_{lim} . D'autres directives pour l'établissement des valeurs de B_{lim} et M_{lim} sont données dans CIEM (2017). Les valeurs des paramètres fondés sur l'approche de précaution (B_{ap} et M_{ap}) représentent les cibles de mortalité et l'état du stock qui garantiraient une forte probabilité de maintenir la santé de la population, après avoir tenu compte de l'incertitude dans l'estimation du taux de mortalité réel et de l'état de la population. Par conséquent, l'emplacement de B_{ap} et M_{ap} par rapport à B_{lim} et M_{lim} est le principal mécanisme par lequel le risque attribuable à l'incertitude (c.-à-d. l'équivalence des risques) peut être pris en compte dans ce cadre. Quand l'incertitude concernant l'état réel de la population ou bien l'ampleur et l'effet de la mortalité est élevée, les limites fondées sur l'approche de précaution doivent être établies à une plus grande distance de B_{lim} et M_{lim} . Inversement, quand l'incertitude est faible, les limites fondées sur l'approche de précaution peuvent être établies plus près de B_{lim} et M_{lim} . Selon les directives du CIEM, la valeur par défaut de B_{ap} est de 1,4 fois celle de B_{lim} et la valeur par défaut de M_{ap} est de 0,71 fois celle de M_{lim} en l'absence de données propres à la population (CIEM 2017).

S'il est utilisé comme outil d'aide à la décision sur la mortalité liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, ce cadre nécessiterait des estimations de l'état de la population et du taux instantané total de mortalité d'origine anthropique avec et sans inclusion de la mortalité résiduelle liée à l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité et des mesures de compensation proposées (figure 4.2). Quand l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité cause un événement de mortalité unique, l'emplacement initial de la population dans le cadre serait déplacé vers la gauche, car l'épisode de mortalité dégrade l'état de la population (figure 4.2a). Quand un ouvrage, une entreprise ou une activité entraîne une mortalité continue au sein d'une population, il cause à la fois la dégradation de l'état de la population et l'augmentation du taux de mortalité d'origine anthropique total, ce qui est indiqué par un déplacement vers la partie supérieure gauche du cadre (figure 4.2 b). Les mesures de compensation déplaceraient habituellement la population vers la droite du cadre, en améliorant l'état de la population sans avoir d'effet sur le taux de mortalité (figures 4.2a, b). Il faudrait ensuite comparer la position estimée de la population à la couleur de fond du cadre, afin de déterminer le niveau de risque de dommages (rouge = risque élevé de déclin de la population et de dommages à l'écosystème, vert = risque faible de déclin de la population et de dommages à l'écosystème; figure 4.2).

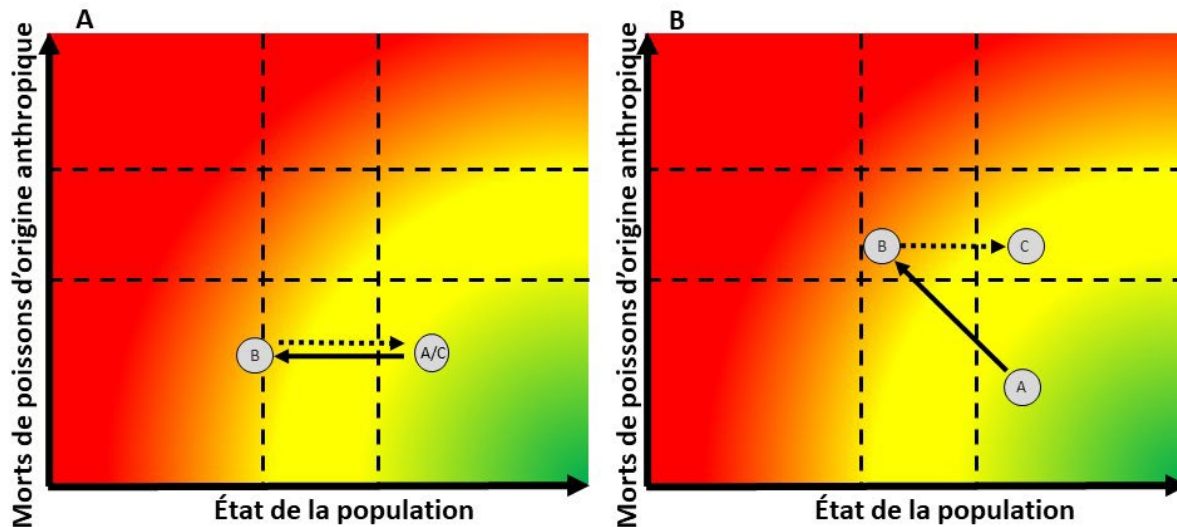


Figure 4.2. Exemple de l'application du cadre adapté de l'approche de précaution du CIEM à l'appui des décisions au niveau de la population concernant la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, pour un épisode de mortalité unique (graphique A) et une mortalité récurrente ou continue (graphique B). Dans les deux graphiques, le point A indique l'état initial (de référence) de la population et le taux de mortalité, tandis que la ligne pleine du point A au point B indique l'effet de la mortalité résiduelle liée à l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité. La ligne pointillée du point B au point C indique l'effet de la mesure de compensation. Le tableau 4.1 présente un exemple accompagné de données montrant la situation décrite dans la figure 4.2B (mortalité continue).

Tableau 4.1. Exemple accompagné de données montrant les calculs utilisés pour déterminer l'état de la population et le taux de mortalité d'origine anthropique dans un cas comportant une mortalité continue et une mesure de compensation, comme le montre la figure 4.2B. Il faut noter que l'état de la population, qui est habituellement exprimé en biomasse, est estimé au moyen de l'abondance dans cet exemple.

Conditions initiales (point A)

État de la population (N_A)	100 000	Taille de la population au point A
Morts de poissons d'origine anthropique (D_A)	4 877	Taux de mortalité fini continu (par unité de temps) au point A
Taux de mortalité d'origine anthropique (M_A)	0,05	$M_A = -\ln(1 - (D_A / N_A))$

Conditions avec mortalité supplémentaire causée par un ouvrage, une entreprise ou une activité (point B)

<i>Morts de poissons dues à un ouvrage, une entreprise ou une activité ($D_{A \rightarrow B}$)</i>	10 000	Mortalité continue hypothétique (par unité de temps) due à un ouvrage, une entreprise ou une activité
<i>État de la population (N_B)</i>	90 000	$N_B = N_A - D_{A \rightarrow B}$
<i>Total des morts de poissons d'origine anthropique (D_B)</i>	14 877	$D_B = D_A + D_{A \rightarrow B}$
<i>Taux de mortalité d'origine anthropique (M_B)</i>	0,16	$M_B = -\ln (1 - (D_B / N_A))$

Conditions avec mortalité supplémentaire causée par un ouvrage, une entreprise ou une activité, ainsi qu'une mesure de compensation (point C)

<i>Compensation (O_C)</i>	10 000	Gains continus d'abondance attribuables à la mesure de compensation hypothétique (par unité de temps)
<i>État de la population (N_C)</i>	100 000	Taille de la population après comptabilisation de la mesure de compensation $N_C = N_B + O_C$
<i>Taux de mortalité d'origine anthropique (M_C)</i>	0,16	$M_C = -\ln (1 - (D_B / N_A))$

Ce cadre permettrait d'intégrer les diverses considérations liées aux effets de la mortalité du poisson décrits ci-dessus, quand les données sont disponibles. Par exemple, le taux de mortalité d'origine anthropique, qui est représenté par la position le long de l'axe des y dans le cadre, serait influencé par l'ampleur de la mortalité liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité et par des agents de stress supplémentaires (multiples) qui causent la mortalité. L'état de la population, représentée par la position le long de l'axe des x, serait influencé par les considérations de la structure spatiale de la population, par la taille et la trajectoire de la population, ainsi que par les formes de mortalité liées aux ouvrages, entreprises ou activités et autres. Les limites de référence biologiques (M_{lim} et B_{lim}), qui sont établies en fonction des caractéristiques biologiques, comprendraient des considérations sur le cycle biologique de l'espèce, le(s) stade(s) biologique(s) touché(s), la dépendance à la densité, la connectivité des populations et l'effet de l'ouvrage, l'entreprise ou l'activité sur les interactions biotiques. Enfin, le paramétrage des limites fondées sur l'approche de précaution (B_{ap} et M_{ap}) pourrait tenir compte des objectifs de gestion et du mécanisme de mortalité.

L'application quantitative du cadre décrit ci-dessus nécessite d'estimer la situation du stock (taille de la population) et du taux de mortalité instantané avec et sans mortalité supplémentaire liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité. De plus, il faut des données sur la dynamique de la population (c.-à-d. les courbes de recrutement du stock) pour établir les valeurs de référence (B_{lim} , B_{ap} , M_{lim} , M_{ap}). L'exploitation des données recueillies aux fins de gestion des pêches devrait contribuer à l'application quantitative du cadre de gestion de la mortalité liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité. Par ailleurs, de nombreuses lignes directrices ont également été élaborées pour l'application du cadre de gestion des pêches du CIEM quand la

quantité de données disponibles diffère d'un stock à l'autre (CIEM 2012); des lignes directrices analogues pour l'application qualitative et semi-quantitative du cadre décrit ci-dessus pourraient aussi être élaborées. Ce cadre permettrait également l'intégration d'une approche écosystémique de la gestion de la mortalité d'une manière analogue à celle utilisée dans l'approche écosystémique de la gestion des pêches (Morishita 2008). Une approche écosystémique de la gestion des pêches se concentre principalement sur des stocks individuels tout en intégrant des facteurs écosystémiques (p. ex., les conditions environnementales, la situation d'autres populations de poissons coexistantes et les conditions de l'habitat) afin de mieux éclairer la prise de décisions. De plus, cette approche tient compte du fait que les conditions environnementales et écologiques sous-jacentes à la productivité des stocks de poissons ne sont pas stationnaires (c.-à-d. qu'elles sont spatialement et temporellement variables) et qu'elles peuvent changer au fil du temps (p. ex., changements du climat mondial). Dans le contexte de la mortalité liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, des facteurs écosystémiques pourraient être pris en compte dans l'établissement des quatre valeurs de référence (B_{lim} , B_{ap} , M_{lim} , M_{ap}), et aider à comprendre le rendement futur des mesures de compensation (c.-à-d. la flèche B->C de la figure 4.2, voir également la section 5). De nombreux plans de gestion intégrée des pêches du MPO ont adopté cette approche.

Les futurs travaux sur la gestion de la mortalité du poisson devraient viser une approche de gestion écosystémique, à savoir une approche intégrée, holistique et synthétique qui coordonne et prend en compte tous les facteurs influant sur la structure et la fonction de l'écosystème (Link 2010). Bien qu'en théorie, l'approche de gestion écosystémique soit soutenue de façon générale, les fondements opérationnels qui lui sont nécessaires sont entravés par la difficulté à définir des valeurs de référence significatives pour les états souhaitables et non souhaitables de l'écosystème ainsi que par la compréhension insuffisante de l'effet de différentes mesures de gestion sur l'état de l'écosystème. Des concepts comme les noyaux de viabilité (p. ex., Cury *et al.* 2005) et des espaces de fonctionnement sans danger (p. ex., Carpenter *et al.* 2017) peuvent aider à définir les états écosystémiques souhaitables, ainsi que les mesures de gestion permettant de maintenir les écosystèmes dans ces états. De telles approches pourraient fournir le cadre opérationnel d'une approche de gestion écosystémique à Pêches et Océans Canada (p. ex., Duplisea *et al.* 2020).

4.11.1. Sommaire

Les décisions d'autorisation de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité doivent tenir compte des facteurs biologiques et écologiques qui déterminent la réponse des populations et des écosystèmes à la mortalité du poisson. De plus, ces décisions doivent prendre en considération l'incertitude entourant les estimations de l'état de la population de poisson, l'effet de la mortalité sur la population et le rendement des mesures de compensation. La gestion de la mortalité du poisson, du moins au niveau de la population, pourrait être appuyée par des cadres semblables à ceux utilisés dans la gestion des pêches et pourrait utiliser des marges de précaution pour obtenir l'équivalence des risques dans différents scénarios.

5. COMPENSER LA MORTALITÉ

5.1. QUELLES SONT LES PRATIQUES ACTUELLES DE COMPENSATION DE LA MORTALITÉ RÉSIDUELLE?

Cette section présente les méthodes servant couramment à compenser la mortalité résiduelle. Les mesures et les cibles de compensation dans les cas de mortalité du poisson diffèrent de la compensation traditionnelle en raison des effets nuisibles qui se produisent après l'achèvement d'un projet d'exploitation (MPO 2019). La compensation de la mortalité du poisson englobe toutes les activités mises en œuvre par le promoteur pour compenser la mortalité du poisson après la fin de son projet d'exploitation. Les mesures de compensation visent l'équivalence en matière de blessures et de mortalité du poisson pour répondre aux exigences officielles de compensation (MPO 2019). Les mesures visant à compenser la mortalité du poisson se divisent en trois catégories principales : (i) création d'habitat, (ii) restauration et mise en valeur de l'habitat et (iii) manipulation biologique et chimique (tableau 5.1). Les résultats présentés dans cette section sont fondés sur l'analyse de documents comportant des études quantitatives et qualitatives (annexe B, tableau B.1). Les études serviront à décrire les pratiques actuelles de compensation de la mortalité du poisson. Des études quantitatives ont été utilisées dans une méta-analyse (annexe B, tableau B.2) pour calculer l'ampleur de l'effet des différentes pratiques par rapport aux objectifs du projet et aux exigences de compensation.

Tableau 5.1. Types de mesures de compensation utilisées dans les cas de mortalité du poisson dans un écosystème aquatique. Les résultats et les classifications sont fondés sur une analyse documentaire et une méta-analyse (annexe B, tableaux B.1 à B.3).

Type	Sous-type	Mesure	Avantages et objectifs connexes
Création d'habitat	Création d'habitat hors chenal	Création d'un faux-chenaux	Fourniture d'un habitat de fraie, de croissance ou d'hivernage
		Création d'un étang d'hivernage	
Restauration et mise en valeur de l'habitat	Restauration du milieu riverain	Restauration du milieu riverain, réhabilitation	Création de zones tampons, réduction des effets sur l'environnement, disponibilité de nourriture, couplage d'habitat
		Structure et couvert	Fourniture d'habitat dans le cours d'eau (abri, disponibilité de nourriture), régime d'écoulement
		Hétérogénéité du milieu riverain	
		Gros débris ligneux et embâcles	
		Rochers	
		Fosses et radiers	

Type	Sous-type	Mesure	Avantages et objectifs connexes
	Connectivité	Retrait de barrage et de barrière Passage du poisson Reconnexion (plaine inondable)	Connectivité latérale et longitudinale de l'habitat, corridors de migration, échange et transport des nutriments et des sédiments, régime d'écoulement
	Substrat	Fosses artificielles dans le chenal Ajout de substrat Élimination de substrat	Apport de substrat de fraie, changement morphologique du chenal, réduction de la température, refuges climatiques
Manipulation biologique et chimique	Empoisonnement	Empoisonnement	Ajout direct d'individus et de biomasse, augmentation potentielle de la productivité
		Introduction ou réintroduction	
		Déplacement	
	Nutriments	Enrichissement en nutriments	Augmentation de la productivité pour la production biotique, compensation pour la perte de nutriments en raison du manque de poissons anadromes ou de carcasses

5.1.1. Création d'habitat

La création d'habitat fait référence à la pratique consistant à créer un habitat entièrement nouveau pour compenser la mortalité du poisson en augmentant la productivité, l'abondance, la densité et la survie des poissons. Les projets qui compensent la mortalité du poisson par la création d'habitat s'appuient sur la construction d'habitats hors chenal pour fournir des composantes essentielles au cycle biologique, principalement pour des espèces de salmonidés. L'habitat hors chenal peut prendre la forme de chenaux latéraux, de bourbiers, de bassins, de plaines inondables et de terres humides (Rosenfeld *et al.* 2008).

5.1.1.1. Construction de chenaux latéraux

Les chenaux latéraux construits sont normalement excavés dans une plaine inondable actuelle ou une ancienne plaine inondable près du chenal principal, et ils peuvent faire l'objet d'autres mises en valeur par l'ajout de gravier, la stabilisation des berges et l'installation de couvert. Les chenaux latéraux sont principalement alimentés par des sources d'eau souterraine (Roni *et al.* 2006). Sur la côte nord-ouest du Pacifique (Colombie-Britannique, Oregon et État de Washington), les projets utilisent des chenaux latéraux alimentés par les eaux souterraines afin de créer un nouvel habitat de fraie et de croissance pour différents salmonidés et de compenser ainsi la perte de productivité et d'accroître la survie des juvéniles (Giannico et Hinch 2003). L'exemple d'une étude de cas décrit la construction de 11 chenaux latéraux alimentés par les eaux souterraines pour compenser la perte d'habitat et la mortalité des juvéniles (Morley *et al.*

2005). Alors que les chenaux latéraux présentaient une profondeur plus élevée, un couvert physique moins grand et des niveaux d'hétérogénéité de l'habitat plus faibles que les références naturelles, les densités de poissons étaient globalement plus élevées dans l'habitat nouvellement créé aux deux saisons d'échantillonnage ($1,46 \pm 1,23$; $1,05 \pm 0,925$). Les chenaux latéraux ont profité aux populations de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*). Les résultats de l'étude soulignent également l'avantage des températures hivernales plus chaudes des chenaux alimentés par les eaux souterraines, qui pourraient effacer l'effet du manque de richesse structurelle de l'habitat (Giannico et Hinch 2003). L'habitat des chenaux latéraux est utilisé principalement pour les salmonidés ou les espèces frayant dans le substrat (Roni *et al.* 2006).

5.1.1.2. Création de bassins hors chenal

Souvent, la construction de chenaux latéraux s'accompagne de la création de bassins d'hivernage. L'habitat des bassins hors chenal est également associé aux terres humides et est utilisé comme habitat d'hivernage et de croissance par de nombreuses espèces de poissons. Les bassins peuvent être le résultat d'une nouvelle excavation ou d'une réutilisation à la suite d'activités d'exploitation forestière et minière, comme les gravières et les étangs de réserve. Il est aussi possible de créer des bassins hors chenal par la constitution de retenues ou la reconnexion d'habitats autrefois isolés (Roni *et al.* 2006). Dans une étude de cas sur le bassin de la rivière Skagit sur la côte nord-ouest du Pacifique, les populations de saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*), de saumon kéta (*Oncorhynchus keta*) et d'autres espèces de saumon du Pacifique ont diminué considérablement en raison de la perte d'habitat et de l'augmentation de la mortalité des juvéniles (Henning *et al.* 2006). Les données de surveillance sur une période de 13 ans (3 à 7 ans de données par bassin) ont fait l'objet d'une évaluation qui portait particulièrement sur la densité des smolts du saumon coho, l'effet de la taille du projet, et la morphologie de la compensation pour 30 sites de référence construits et naturels. La densité des smolts dans les bassins construits hors chenal était proche des valeurs de référence naturelles avec $0,37$ smolt/m² et une abondance moyenne de 2 492 poissons par site, signe d'une compensation réussie pour ce qui est du taux de productivité naturelle. La production de smolts était corrélée positivement avec la surface mouillée totale. La longueur des smolts était beaucoup plus élevée dans les bassins construits que dans les habitats de chenaux naturels ou construits. Les différences de longueur étaient attribuables à l'hétérogénéité du trait de côte et au couvert (70 %). La longueur des smolts était corrélée négativement avec la densité (Roni *et al.* 2006).

Tableau 5.2. Sommaire des indicateurs et des avantages du projet de création d'habitat ($n = 9$) relatifs aux mesures de compensation de la mortalité du poisson (voir annexe B, tableau B.3).

Méthode de compensation	Délai moyen de surveillance	Délai avant la réalisation du premier avantage (en années)	Coût/m ²	Espèce privilégiée*	Ratio couramment appliqué	Taille de l'effet (g de Hedges)	ΔB
Chenal latéral	$5,7 \pm 1,6$	$1,1 \pm 0,9$	150 ± 46	Salmonidés	1:5,7	1,050	1,88
Bassin hors chenal ou plaine inondable	$4,9 \pm 1,5$	$1,2 \pm 0,6$	85 ± 27	Salmonidés	1:5,4	1,045	1,47

* Saumon coho (*O. kisutch*), saumon kéta (*O. keta*), saumon chinook (*O. tshawytscha*), saumon arc-en-ciel (*O. m. irideus*), omble de fontaine (*S. fontinalis*)

5.1.1.3. Sommaire et application courante concernant la mortalité du poisson

Dans l'ensemble, la création de chenaux latéraux peut accroître efficacement la productivité des poissons et augmenter la survie des juvéniles en fournissant un habitat de fraie et de croissance. C'est pourquoi elle constitue une méthode appropriée de compensation de la mortalité du poisson. Les chenaux latéraux sont le plus souvent utilisés dans les cas de dommages causés par des projets d'exploitation hydroélectrique entraînant une perte de connectivité, la dégradation de l'habitat et une mortalité des juvéniles liée aux habitats de croissance insuffisants (Scruton et al. 2005). Les résultats d'études de cas montrent la nature complémentaire de la création de bassins hors chenal et de chenaux latéraux. Les deux types de construction d'habitat en plaine inondable augmentent la productivité des espèces de salmonidés en créant un nouvel habitat qui égale ou dépasse les références naturelles, ce qui respecte le critère dit d'aucune perte nette (tableau 5.2). Les principaux facteurs de productivité semblent être la température, la surface mouillée et l'hétérogénéité de l'habitat. La profondeur supérieure et la morphologie du bassin produisaient des smolts plus gros comparativement à l'habitat de type chenal, avec une différence moyenne de la longueur à la fourche de 13,3 % (Roni et al. 2006). Les ratios coûts-avantages des deux types sont semblables. La taille et les coûts de la compensation augmentent rapidement quand les pertes de biomasse ou de productivité sont plus importantes. Parfois, les exigences en matière de coût et d'espace rendent la création d'habitat peu pratique pour certains cas de mortalité. Elle peut alors être associée à des mesures de restauration de l'habitat (reconnexion de plaines inondables, amélioration du débit, ajout de gravier) ou d'empoissonnement. La création d'habitat pour compenser la mortalité du poisson concerne principalement les salmonidés; la densité en est le principal paramètre d'évaluation et de réussite. Les dommages et la mortalité sont principalement causés par la dégradation de l'habitat et ils influent sur la mortalité des juvéniles et l'émergence des larves. Compte tenu des grands effets de taille constatés dans les projets évalués, la création d'habitat devrait être envisagée pour les cas de mortalité directe, en particulier de salmonidés. Le facteur principal ici était la taille du projet; une surface de 5 000 à 10 000 m² semble être la taille optimale compte tenu des coûts et des étapes du cycle biologique ciblées (Rosenfeld et al. 2011). Dans les études évaluées, la compensation obtenue habituellement par rapport aux ratios de référence naturels était d'environ 1:5. La plupart des ratios sont appliqués de façon à tenir compte de l'incertitude des gains prévus ou ont été calculés à partir d'une surface de remplacement de 1:1 ne tenant pas compte de la productivité supérieure découlant de la compensation. La variation de la mortalité périodique doit être traitée dans des délais de surveillance adéquats. Il faut en outre étudier d'autres types de création d'habitat et leur application aux fins de compensation de la mortalité pour un plus grand nombre d'espèces afin d'éclairer l'élaboration de pratiques exemplaires. Les délais moyens de surveillance sont de quatre ou cinq ans — y compris les évaluations préalables à l'effet — et les premiers avantages sont visibles au moins un an après la construction (tableau 5.2). La création d'un habitat hors chenal pour les espèces de salmonidés a procuré des avantages de biomasse élevée (ΔB ; de 1,47 à 1,88) par rapport aux écosystèmes de référence naturels. Les solutions sur place et similaires sont les plus courantes, mais une construction hors site et des compensations hors type sont également possibles par la création d'un nouvel habitat.

5.1.2. Restauration de l'habitat

La mise en valeur et la restauration de l'habitat dans les projets comportant une mortalité et (ou) des dommages résiduels peuvent être divisées en trois catégories ciblant (i) la structure et le couvert, (ii) la connectivité et (iii) le substrat, auxquelles s'ajoute la restauration des rives comme quatrième catégorie mixte.

5.1.2.1. Structure et couvert

L'ajout de structure et de couvert dans un écosystème aquatique peut prendre de nombreuses formes : création d'un couvert riverain, construction de déversoirs enrochés, ajout de fosses et de radiers, ou introduction de gros débris ligneux. L'enrichissement structurel et ses effets bénéfiques sur la productivité des poissons ont été étayés par des études comme Roni *et al.* (2010) ou Morley *et al.* (2005). L'ajout de structure et de couvert peut être une mesure rentable, surtout dans les cas d'effet faible ou d'écosystèmes urbanisés qui n'offrent pas l'espace nécessaire à la création d'un habitat.

5.1.2.2. Connectivité

La connectivité et la restauration de l'habitat connexe sont des mesures de compensation courantes en cas de mortalité du poisson par impaction et entraînement à des prises d'eau de refroidissement ou des centrales hydroélectriques. Une étude de cas sur le lac Huron étudie l'effet restaurateur d'un enlèvement de barrage afin d'estimer la compensation possible des pertes de poissons causées par une centrale électrique proche. Le fait de traduire le nombre de grands corégones (*Coregonus clupeaformis*) perdus à la prise d'eau en manque à produire (295,1 kg perdus de biomasse d'âge 1) a permis de comparer les poissons perdus et l'augmentation de la productivité de l'écosystème permise par l'enlèvement d'un barrage sur la rivière Saugeen. Ces modèles laissent entendre que l'enlèvement du barrage (donnant accès à 94,3 ha d'habitat restauré) pourrait compenser le nombre de grands corégones perdus à un ratio de 10:1 quand il est conjugué à un effort d'empeisonnement à court terme de 295,1 kg de poissons d'écloserie (Barnthouse *et al.* 2019). Appuyée par des études de référence et des données recueillies, la restauration compense efficacement la mortalité du poisson. Une autre étude de cas de restauration, au New Jersey, a révélé que la restauration et la mise en valeur d'un marais salé dégradé par reconnexion compensaient efficacement les gaspareaux (*Alosa pseudoharengus*) perdus par entraînement et impaction dans des centrales électriques, quand elles sont conjuguées à des mesures d'atténuation de l'impaction couramment acceptées comme des systèmes de dissuasion, la régulation de prises d'eau et une technologie mise à niveau de protection du poisson (Baletto et Teal 2011). Le projet a établi un calendrier de surveillance de 12 ans pour répondre aux critères de réussite définitifs qui comportaient des seuils environnementaux variables comme le couvert végétal souhaité, le pourcentage d'eau libre et l'abondance des espèces. Plusieurs autres études ont montré l'efficacité des mesures de restauration liées à l'enlèvement de barrières et à la reconnexion d'habitats, particulièrement pour les espèces migratrices (Hogg *et al.* 2015). Bien que la plupart des projets concernent des espèces de salmonidés, la restauration d'habitat peut également procurer des avantages à d'autres espèces. Par exemple, une étude de six ans sur l'enlèvement de barrages dans des cours d'eau supérieurs du parc national de Shenandoah, en Virginie, a montré que l'abondance de l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) dans 15 sites est passée de 1,6 anguille/100 m ($\pm 0,825$) à 3,75 anguilles/100 m ($\pm 3,15$), soit le nombre associé à des écosystèmes de référence naturels non entravés. La longueur moyenne diminuait dans les cours d'eau supérieurs, ce qui indique un passage réussi des classes de petite taille (inférieure à 300 mm; Hitt *et al.* 2012). Ces résultats montrent que l'enlèvement d'un barrage constituant un goulot d'étranglement important peut compenser les effets négatifs sur la productivité et l'abondance de l'anguille d'Amérique pour les populations jusqu'à une distance de 150 km et à l'échelle du paysage.

5.1.2.3. Substrat

Des changements de substrat se sont produits dans un large éventail d'écosystèmes aquatiques en raison de projets d'exploitation comme la régulation de débit, l'exploitation forestière et les opérations forestières. Les effets préjudiciables sur les espèces frayant dans le substrat peuvent être graves et entraîner une mortalité du poisson à plusieurs stades du cycle

biologique. Une étude réalisée dans le ruisseau Carnation, en Colombie-Britannique, a constaté une augmentation du substrat fin de 4,6 à 5,7 % en raison d'activités d'exploitation forestière. L'accumulation de substrat fin a entraîné le déclin de l'émergence des juvéniles, qui est passée de 29,1 à 16,4 % pour le saumon coho (*Oncorhynchus kisutch*) et de 22,2 à 11,5 % pour le saumon kéta (*Oncorhynchus keta*) [Scrivener et Brownlee 1989]. La composition du substrat explique entre 60 et 73 % de la variabilité de la survie à l'émergence. L'ajout et (ou) l'enlèvement de substrat peuvent avoir un effet bénéfique sur de nombreuses espèces frayant dans le gravier, comme le montrent plusieurs études. À titre d'exemple, l'examen systématique de 75 études tirées de 64 articles réalisé par Taylor *et al.* (2019) a constaté que le manque de substrat de fraie et l'impossibilité d'accéder à un habitat de fraie convenable peuvent être les principaux facteurs d'effondrement de population, en particulier pour les salmonidés. Un habitat de fraie adapté aux besoins particuliers des espèces peut être efficace pour compenser les effets négatifs de l'exploitation humaine (Taylor *et al.* 2019). L'ajout de substrat a également été utilisé pour compenser la mortalité du poisson, principalement en combinaison avec la création de nouvel habitat sous la forme d'un chenal latéral, comme cela a été décrit dans la section précédente. Une étude de la Colombie-Britannique qui synthétise les données de plus de 30 études confirme les avantages du gravier de fraie et de l'habitat de fraie lié pour les salmonidés anadromes (saumon coho, saumon chinook et saumon arc-en-ciel) et les salmonidés non anadromes (omble de fontaine, truite brune, truite fardée et saumon arc-en-ciel). Une multiplication par 8 de la surface de gravier entraîne une augmentation de 88 % de la production par m² pour les espèces anadromes et une augmentation de 25 à 73 % pour les espèces résidentes non anadromes (Keeley *et al.* 1996). Les résultats de ces études soulignent l'effet bénéfique de l'ajout ou de l'apport de substrat de fraie aux fins d'augmentation de la productivité et des taux de survie des juvéniles. La grande variabilité des avantages en matière de productivité et de survie montre que les résultats varient selon les cas et que les taux et les ratios des avantages prévus ne sont pas nécessairement atteints. Inversement, l'élimination de substrat peut être mise en œuvre pour modifier la morphologie du chenal et augmenter la profondeur moyenne du chenal et ainsi compenser la mortalité du poisson liée au stress thermique (May et Lee 2004, Auer *et al.* 2017).

Tableau 5.3. Sommaire des indicateurs et des avantages des projets de restauration et mise en valeur de l'habitat ($n = 14$) relatifs aux mesures de compensation de la mortalité du poisson (voir annexe B, tableau B.3).

Méthode de compensation	Délai moyen de surveillance	Délai avant la réalisation du premier avantage (en années)	Coût/m ² ou m	Espèce(s) privilégiée(s)*	Ratio couramment appliqué	Taille de l'effet (g de Hedges)	ΔB
Restauration du milieu riverain	1,8 ± 1,1	0,8 ± 0,4	68 m ± 26	Communauté	1:1,2	1,471	0,21
Ajout de structure	3 ± 0,7	1 ± 0,7	188 m ± 123	Salmonidés, communauté	1:1,6	0,794	1,62
Connectivité	4,1 ± 1,8	1 ± 0,6	84 m ² ± 77**	Diadrome, potamodrome, rhéophile	1:4,6	0,495	1,24
Substrat	2,3 ± 1,1	1,1 ± 0,9	11 m ² ± 7	Salmonidés, frayant dans du substrat/lithophile	1:2,1	0,694	1,12

* Anguille d'Amérique (*A. rostrata*), saumon coho (*O. kisutch*), saumon kéta (*O. keta*), saumon chinook (*O. tshawytscha*), saumon arc-en-ciel (*O. m. irideus*), omble de fontaine (*S. fontinalis*), truite brune (*S. trutta*), perchaude (*P. flavescens*), meunier noir (*C. commersonii*), grand corégone (*C. clupeaformis*), doré jaune (*S. vitreus*), ombre arctique (*T. arcticus*), vairon (*P. Phoxinus*), gaspateau (*A. pseudoharengus*)

** Très variable et dépend de la taille de l'habitat connecté ou reconnecté.

5.1.2.4. Sommaire et application courante concernant la mortalité du poisson

En raison de sa nature polyvalente et de la taille de l'effet démontrée, la restauration de l'habitat peut être une mesure très efficace (tableau 5.3) pour compenser la mortalité du poisson. Elle s'applique dans différents scénarios et est souvent conjuguée à d'autres mesures de restauration et mise en valeur. Tout comme pour la création d'habitat, la plupart des études passées et récentes ont été appliquées à des cas de mortalité indirecte attribuable à la dégradation de l'habitat, à la perte de connectivité et à la mortalité des juvéniles. Cependant, des études, comme celle de Barnthouse *et al.* (2019), montrent comment la restauration d'habitat peut servir à compenser des épisodes de mortalité périodique ou chronique par accroissement de la productivité globale de l'habitat et par compensation de la perte de poissons en quantifiant la biomasse équivalente, l'indice de productivité de l'habitat ou les âges équivalents. L'habitat restauré profite souvent à plusieurs membres d'une communauté aquatique. Dans le cas de la mortalité du poisson, il est important d'être précis au sujet du remplacement de même type ou hors type. Les ratios de compensation, les avantages et, par conséquent, les tailles varient considérablement si la mesure vise à compenser la perte de biomasse pour une seule espèce ou pour une communauté. Les ratios de compensation moyens se situent souvent autour de 1:1,5 pour que soient prises en compte les incertitudes, bien que les mesures de compensation par la connectivité aient souvent des ratios de compensation plus élevés (1:4,6) puisque ce type de mesure de compensation et sa taille dépendent davantage du milieu et des écosystèmes associés que de la mesure elle-même (p. ex., enlèvement de barrage). Les coûts variaient considérablement selon la mesure de compensation. La restauration du milieu riverain et l'ajout de structure sont principalement

évalués en mètres d'habitat restauré ou amélioré, tandis que les mesures de compensation liées à la connectivité et au substrat sont mesurées en superficie (m²). L'ajout de substrat peut être peu coûteux et efficace si des espèces et des aspects de la fraie sont ciblés. Comme pour la création d'habitat, les premiers avantages sont normalement mesurables un an après la construction. Les délais globaux de surveillance des projets de restauration varient de deux à quatre ans, y compris les évaluations préalables. Les avantages moyens prévus en matière de biomasse (ΔB) sont généralement supérieurs à un, sauf pour les mesures liées à restauration du milieu riverain qui, généralement, ne ciblent pas directement la productivité. La variabilité des mesures décrites indique que des mesures conjointes compatibles peuvent se compléter. Des études de cas évaluées montrent le potentiel de la restauration d'habitat pour compenser la mortalité du poisson quand les pertes peuvent être converties en indicateurs de l'habitat. La plupart des évaluations de surveillance sont axées sur les densités et rarement sur la biomasse. Cela signifie que les exigences de surveillance doivent être modifiées en conséquence pour que les activités de restauration soient efficaces. Les mesures de compensation doivent donc faire l'objet d'évaluations préalables et d'une surveillance postérieure régulière pour que l'ensemble des avantages soient correctement évalués. Les premières estimations peuvent être calculées à partir de l'abondante documentation et d'études portant sur la restauration d'écosystèmes et d'espèces similaires.

5.1.3. Manipulation biologique et chimique

La manipulation biologique et chimique d'habitats et d'écosystèmes a souvent servi à améliorer la productivité d'écosystèmes pauvres en nutriments ou à maîtriser les apports en nutriments et l'eutrophisation, par exemple la prolifération d'algues (Sierp *et al.* 2009). Le terme désigne aussi la pratique consistant à accroître l'abondance des poissons par empoissonnement, introduction ou réintroduction et déplacement. Les manipulations biologiques et chimiques couvrent un large éventail d'aspects allant du simple ajout de spécimens physiques à une influence sur des niveaux trophiques donnés ou des réseaux trophiques entiers au moyen de nutriments.

5.1.3.1. Empoisonnement

L'empoissonnement, l'introduction ou la réintroduction et le déplacement de poissons servent régulièrement à atténuer les pertes d'espèces importantes sur les plans récréatif et commercial, ainsi qu'à compenser les effets anthropiques négatifs. L'empoissonnement a été utilisé dans de nombreux cas pour soutenir des populations altérées ou soumises à une forte pression exercée par la pêche. La plupart des applications d'empoissonnement et des études sur le sujet ne concernent pas une mortalité directe, mais plutôt les effets indirects de la dégradation de l'habitat, de la perte de connectivité ou de la réduction de la survie des juvéniles. Rares sont les cas où l'empoissonnement sert à compenser une mortalité directe; il est plus souvent utilisé quand les principales sources de dommage sont l'entraînement et l'impaction dans les centrales hydroélectriques, la régulation du débit et l'échouage. La plupart des études de cas présentées dans les publications considèrent que les pertes par impaction et entraînement sont sans conséquence et vont rarement au-delà des mesures d'atténuation de base. Des efforts importants d'empoissonnement visant à compenser des facteurs anthropiques et la mortalité d'espèces diadromes le long de la côte atlantique des États-Unis ont montré que seul, l'empoissonnement ne suffisait pas en raison de la faible connectivité. Seulement 3 % des poissons ont été en mesure de réaliser les passages vitaux (Brown *et al.* 2013). Des études et des examens réalisés en Nouvelle-Zélande montrent que l'empoissonnement accroît le nombre de salmonidés diadromes, mais pas autant que prévu en raison de taux de survie nettement plus faibles que prévu (Holmes 2018, Unwin et Gabrielson 2018). Dans l'ensemble, l'empoissonnement peut accroître les populations de poissons altérées, mais il doit être appliqué dans des modalités très particulières s'il est considéré comme une mesure de compensation liée à des épisodes de mortalité. L'étude de cas du lac Huron citée

précédemment, qui porte sur l'enlèvement d'un barrage pour compenser les pertes de poissons causées par une centrale électrique proche, montre que les pertes auraient aussi pu être compensées par un empoissonnement. La conversion du nombre de grands corégones perdus à la prise d'eau en manque à produire (295,1 kg perdus de biomasse d'âge 1) pourrait être compensée par un effort d'empoissonnement à court terme de 295,1 kg de poissons d'écloserie (Barnthouse *et al.* 2019). La faisabilité du scénario repose sur l'effet de la mortalité du poisson sans autres goulets d'étranglement ni dégradation de l'habitat, deux facteurs essentiels qu'il faut prendre en considération lorsqu'on envisage l'empoissonnement comme mesure de compensation de la mortalité.

5.1.3.2. Nutriments

Parce qu'elle est fortement liée à la situation, la compensation par enrichissement en nutriments doit tenir compte de deux considérations principales. Premièrement, il faut un écosystème aquatique pauvre en nutriments ou présentant des niveaux de nutriments plus faibles que les niveaux naturels attendus. Deuxièmement, ces conditions doivent être causées par des circonstances non naturelles, car l'eutrophisation d'un écosystème naturel au-delà de ses niveaux naturels peut entraîner des changements considérables dans les communautés (Wipfli *et al.* 2010). La compensation par enrichissement en nutriments s'applique surtout aux habitats coupés de leurs sources habituelles de nutriments et qui permettent un certain degré de maîtrise du traitement (Naiman *et al.* 2002). Elle cible les productivités primaire et secondaire, et profite par conséquent aux niveaux trophiques plus élevés, par exemple la productivité des poissons. Une étude de cas du bassin versant du fleuve Columbia aux États-Unis est un exemple de compensation par enrichissement en nutriments. Les influences anthropiques ont entraîné un déclin de l'abondance des espèces anadromes, ce qui a réduit l'apport de matière organique — azote (N), phosphore (P) et carbone (C) — ainsi que l'apport de nutriments du milieu marin transportés dans le bassin versant du fleuve par les poissons anadromes. La manipulation biochimique par l'apport de nutriments (saumon chinook, *Oncorhynchus tshawytscha*, carcasses et farine d'os de poisson marin) dans dix cours d'eau a eu une influence mesurable sur les concentrations d'azote sans changement significatif des concentrations de phosphore et de carbone (Kohler *et al.* 2012). Le périphyton, la chlorophylle *a* et la biomasse sèche sans cendre étaient de 178 à 214 % plus élevés dans les tronçons traités en aval; des augmentations de la densité des macroinvertébrés (158 %) ont également été observées. La croissance des poissons en longueur (78 à 228 %) et en poids (71 à 375 %) était influencée positivement par les traitements. Ces changements étaient analogues à une augmentation de la densité de poisson (supérieure à 50 %). D'autres études ont également montré des avantages en matière de croissance moyenne en longueur (supérieure à 15 %) et en poids (supérieure à 50 %).

Tableau 5.4. Sommaire des indicateurs et des avantages des projets de manipulation biologique et chimique ($n = 7$) relatifs aux mesures de compensation de la mortalité du poisson (voir annexe B, tableau B.3).

Méthode de compensation	Délai moyen de surveillance	Délai avant la réalisation du premier avantage (en années)	Coût /m ²	Espèce(s) privilégiée(s)*	Ratio couramment appliqué	Taille de l'effet (g de Hedges)	ΔB
Empoisonnement	8,3 ± 9	1,2 ± 0,7	Selon l'espèce	Salmonidés, communauté	1:3,1	0,331	0,84
Nutriments	4 ± 0,7	0,3 ± 0,47	-	Différents niveaux trophiques	-	1,036	2,01

* Saumon coho (*O. kisutch*), saumon chinook (*O. tshawytscha*), saumon rouge (*O. nerka*), Dolly Varden (*S. malma*), truite fardée (*O. clarkii*), gaspareau (*A. pseudoharengus*), éperlan arc-en-ciel (*O. mordax*), perchaude (*P. flavescens*).

5.1.3.3. Sommaire et application courante concernant la mortalité du poisson

L'enrichissement en nutriments peut entraîner une augmentation importante de la productivité à court terme dans les écosystèmes aquatiques traités. Cependant, la plupart des études considèrent l'enrichissement en nutriments seulement comme un outil provisoire pour compenser des déficits en nutriments jusqu'au rétablissement des voies naturelles. Cette mesure peut convenir à des situations de blocage ou de perturbation des voies d'entrée des nutriments, ou lorsque les populations de poissons qui en dépendent sont disparues du pays ou considérablement réduites. Il faut envisager la possibilité de changements importants dans les communautés. L'enrichissement en nutriments peut être une méthode appropriée de compensation de la mortalité du poisson compte tenu de sa taille d'effet moyenne selon la documentation et du temps de réponse rapide pour les premiers avantages (d'immédiat à trois mois), car elle augmente la productivité globale de l'écosystème où le traitement est possible tout en étant facile à surveiller et à contrôler (tableau 5.4). En revanche, elle convient rarement aux écosystèmes et aux communautés complexes — de par leur taille ou leur richesse spécifique — en raison de l'ampleur des interactions potentielles. Les principales espèces ciblées par l'enrichissement en nutriments sont les salmonidés diadromes (Kohler *et al.* 2012). De nombreux programmes d'enrichissement sont en place, ce qui devrait permettre de mettre plus facilement en œuvre l'enrichissement en nutriments aux fins de compensation de la mortalité et de compter sur les points de référence enregistrés et établis dans les études concernées. L'enrichissement en nutriments peut être modifié et adapté selon les stades du cycle biologique ou les périodes importantes de l'année. Le coût par superficie ainsi que les avantages sont extrêmement variables et dépendent de l'espèce ciblée et de l'intensité de l'enrichissement (stœchiométrie), mais dans la plupart des cas, il est facile de se procurer des carcasses auprès des écloséries. L'enrichissement en nutriments est souvent conjugué à des efforts d'empoisonnement. Dans ces cas, son principal objectif est d'accroître la productivité de l'habitat de croissance et d'augmenter l'abondance des alevins au moyen de l'empoisonnement (Koenings *et al.* 2000). L'enrichissement en nutriments nécessite des données exhaustives sur les niveaux antérieurs de nutriments ainsi que sur la productivité de l'écosystème. Les évaluations reposent sur plusieurs points de référence importants permettant de comprendre les réponses trophiques et les avantages écosystémiques (production primaire,

production secondaire, réponse des poissons). Afin d'évaluer et de surveiller les avantages liés à l'enrichissement en nutriments pour les espèces de poissons ciblées, il faut surveiller le niveau cible et les niveaux trophiques inférieurs (Koenings *et al.* 2000). Les effets de l'enrichissement sont principalement évalués en fonction des paramètres de croissance des poissons ainsi que des niveaux de production primaire et secondaire, avec des délais de surveillance d'environ quatre ans pour bien saisir les effets à long terme, la variation saisonnière et la dynamique des populations (tableau 5.4). Il faut convertir la perte de poissons en manque à produire (biomasse) pour pouvoir la faire correspondre à des mesures de surveillance de l'enrichissement et aux avantages prévus en matière de productivité.

L'empoissonnement diffère des autres méthodes quand il est considéré comme une mesure de compensation de la mortalité. L'empoissonnement ne répond pas au critère d'auto-maintien d'une compensation (conformément à MPO 2019b). Les résultats des études soulignent la difficulté inhérente à l'utilisation de l'empoissonnement comme mesure efficace de compensation ou de restauration. Bien que les différences de survie entre les poissons sauvages et les poissons d'écloserie puissent être prises en compte par l'intégration de ratios de compensation (1,5 à 3), les goulots d'étranglement sont souvent négligés (Antonio Agostinho *et al.* 2010). Par exemple, l'empoissonnement peut rarement compenser un manque de connectivité ou la dégradation de l'habitat d'élevage et de fraie (Michaud 2000). Ainsi, l'empoissonnement semble être une mesure appropriée pour compenser la mortalité quand celle-ci est directe et non pas liée à des sources indirectes ou à la perte ou à la dégradation de l'habitat (figure 5.1). Il s'agirait par exemple d'épisodes ponctuels de mortalité du poisson, de pertes dues à l'entraînement et à l'impaction, ou d'échouages causés par la régulation du débit (Young *et al.* 2011). Dans ces cas, les poissons perdus peuvent être convertis en âges équivalents ou en manque à produire, et l'empoissonnement est réalisé en fonction du nombre d'âges équivalents ou de leur biomasse. Des scénarios de compensation de même type ou hors type sont possibles selon l'espèce. Il faut tenir compte à la fois de la période et de la survie des poissons d'élevage. Un événement ponctuel de mortalité du poisson ne nécessite qu'une compensation ponctuelle par empoissonnement, tandis que des pertes périodiques ou régulières, causées par exemple par la prise d'eau d'une centrale électrique, doivent faire l'objet d'ajustements de l'empoissonnement, par exemple annuels. De plus, les poissons d'écloserie pourraient présenter des taux de survie plus faibles (Margenau 1992), dont les calculs doivent tenir compte. Selon certaines études, le taux d'impaction et d'entraînement serait plus élevé chez les poissons d'écloserie en raison de différences de comportement par rapport aux individus sauvages (Michaud 2000). Ces incertitudes et les exigences potentielles d'empoissonnement à long terme se traduisent par des ratios de compensation couramment autour de 1:3 et des délais de surveillance de 8 ans et plus (tableau 5.4). Les ratios coïncident avec l'incertitude généralement acceptée et les considérations liées au décalage temporel (Bradford 2017). Dans l'ensemble, l'empoissonnement peut convenir à des épisodes de mortalité directe non liés à une composante de l'habitat. Dans les scénarios de dommages découlant d'une mortalité indirecte, les mesures de compensation fondées sur la restauration et la création d'habitat doivent être privilégiées. Les réintroductions ne sont possibles qu'après le retrait de la source des dommages (p. ex., après un nettoyage en cas de déversement) et la restauration de l'habitat touché (Dunham et Gallo 2008). La plupart des études sur l'empoissonnement mesurent la réussite par les taux de survie des poissons issus de l'empoissonnement ainsi que des populations de référence et par les effets sur les populations. Par exemple, l'empoissonnement est mis en œuvre pour compenser une réduction de la survie des juvéniles ou de la survie du stade juvénile au stade adulte. Les taux de survie dans les deux cas doivent être convertis soit en adultes survivants équivalents (ou une autre classe d'âge équivalente) soit en manque à produire (biomasse).

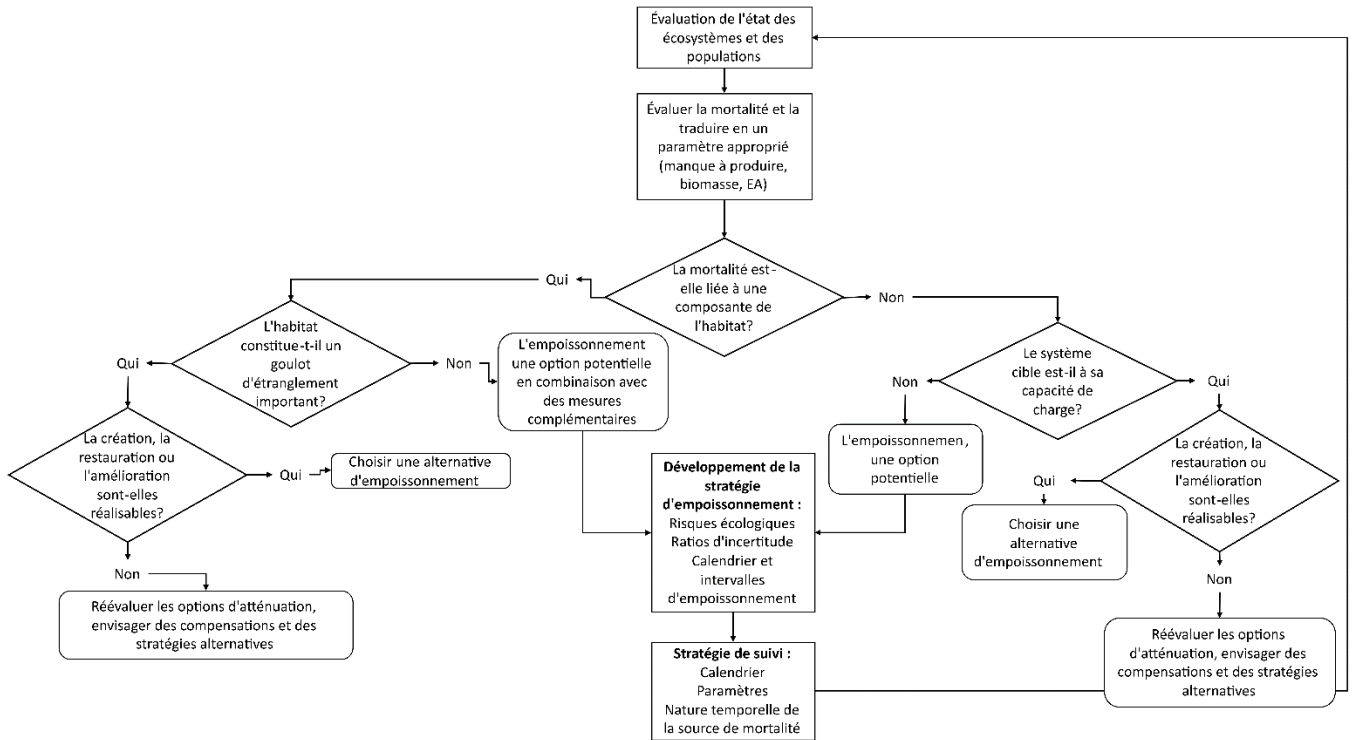


Figure 5.1. Organigramme de l'application potentielle de l'empoissonnement dans un contexte de mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, et facteurs à considérer au sujet de la viabilité et de la pertinence de l'empoissonnement.

5.2. INDICATEURS GÉNÉRAUX DE SURVEILLANCE DE LA RÉUSSITE D'UNE MESURE DE COMPENSATION

Les résultats de l'analyse documentaire et de la méta-analyse montrent que le temps de surveillance est lié à la réussite de la mesure de compensation, quand il est divisé en trois catégories numériques de base — réussite (2), réussite partielle (1), échec (0) — et en grands incréments de temps en années — moins de 4 ans, de 4 à 6 ans, plus de 6 ans. Un délai de surveillance minimal, qui comprend une évaluation préalable, de plus de quatre ans est associé à une réussite nettement plus grande. De plus, les projets qui ont fait l'objet d'une étude préalable à l'effet réussissent mieux que les projets sans évaluation préalable. Le lieu de la mesure de compensation, sur place ou hors site, ne joue pas un rôle significatif dans les résultats du projet (tableau 5.5).

Tableau 5.5. Effet du délai de surveillance et du lieu sur la réussite générale de la mesure de compensation, et fréquence de collecte des données d'évaluation préalable.

Délai de surveillance (n = 30)	Moins de 4 ans	De 4 à 6 ans	Plus de 6 ans
Note de réussite	0,86 ± 0,89	1,53 ± 0,79	1,40 ± 0,84
Évaluation préalable (n = 27)	Oui	Non	-
Note de réussite	1,70 ± 0,57	0,75 ± 0,89	-
Sur place/hors site (n = 29)	Sur place	Hors site	Les deux*
Note de réussite	1,29 ± 0,86	1,41 ± 0,89	1,5 ± 0,71

* Taille d'échantillon faible (n < 3).

5.3. DISCUSSION SUR LA COMPENSATION

Les avantages des mesures visant à compenser la mortalité résiduelle peuvent être résumés en trois catégories principales, liées à leurs avantages temporels et propres aux cibles (long terme, court terme, ponctuels). Ces trois catégories doivent être liées à un effet sur l'habitat (ou l'écosystème), la population ou l'habitat (ou l'écosystème) et l'effet sur la population. Par exemple, la création d'habitat procure des avantages à long terme à la fois sur le plan de l'habitat et de la population. C'est pourquoi la création d'habitat peut compenser des épisodes de mortalité qui se produisent à des échelles temporelles longues ou qui sont liés à des effets nuisibles sur l'habitat en plus de la mortalité résiduelle (p. ex., mortalité des larves causée par la réduction du débit et accumulation de sédiments pendant la saison de la fraie). La restauration et la mise en valeur de l'habitat peuvent être classées dans toutes les catégories. À titre d'exemple, le rétablissement de la connectivité profitera probablement à toute une communauté de poissons à long terme, tandis que l'ajout de gravier de fraie cible souvent une seule espèce de salmonidés et se détériore avec le temps en l'absence d'entretien. Par ailleurs, l'empoissonnement et l'ajout de nutriments apportent des avantages à court terme, car le premier a un effet sur une seule population et le deuxième cible les processus biochimiques de l'écosystème. Les deux exigent une gestion à long terme pour donner des avantages constants. Dans l'ensemble, mis à part les avantages généraux décrits comme ceux pour la biomasse (tableaux 5.2, 5.3 et 5.4), les avantages temporels et les avantages liés à une cible doivent être pris en considération dans le processus de planification stratégique des mesures de compensation de la mortalité résiduelle.

Bien que les avantages soient souvent évalués et puissent être calculés à partir de la documentation publiée, les risques et les effets involontaires ne sont pas pris en compte de façon régulière. Ainsi, l'empoissonnement pose généralement des risques en raison de l'interaction des poissons d'écloserie avec les poissons sauvages et des effets subséquents, comme l'introduction de matériel génétique et la modification du réseau trophique et des communautés (Pastorino 2019). Pour contrer ces risques dans les cas d'empoissonnement aux fins de compensation de la mortalité résiduelle, il faut des objectifs précis et une approche stratégique judicieuse (figure 5.1). Les stratégies d'empoissonnement en cas de mortalité résiduelle doivent comprendre des facteurs tels que la provenance des poissons (renseignements sur l'écloserie), la période et les intervalles d'empoissonnement, la densité d'empoissonnement par rapport aux effets dépendants de la densité et à la capacité de charge, ainsi que les effets potentiels sur le plan de la génétique, des agents pathogènes, des communautés et des comportements (Cowx 1994). Le fait de suivre une trajectoire claire,

comme l'illustre l'exemple de la figure 5.1, aide à déterminer (a) si l'empoisonnement peut constituer une mesure de compensation appropriée de la mortalité et (b) comment assurer des avantages tangibles tout en réduisant les risques le plus possible. La surveillance à long terme réduit davantage encore le biais potentiel des fluctuations annuelles, facilite le processus décisionnel et aide à ajuster les niveaux d'empoisonnement.

Dans l'ensemble, toutes les mesures de compensation utilisables en cas de mortalité résiduelle sont susceptibles d'avoir des effets indésirables et (ou) préjudiciables sur les écosystèmes ou les communautés aquatiques. Les mesures de création d'habitat ainsi que de restauration et mise en valeur de l'habitat peuvent avoir un effet sur les processus physiques et les propriétés structurelles d'un écosystème aquatique, ainsi que sur les caractéristiques biogéochimiques (renouvellement des nutriments) ou des aspects liés à la biodiversité et aux communautés (Schirmer *et al.* 2014). Les principaux sujets de préoccupation sont : la propagation d'espèces envahissantes en raison du rétablissement de la connectivité de voies navigables, la modification de la structure de la communauté et du réseau trophique par l'ajout de nutriments, et des mises en valeur visant une espèce en particulier. La création et la restauration d'habitat posent aussi d'autres difficultés, semblables à celles de l'empoisonnement, comme les effets dépendant de la densité. La création d'un habitat pour des salmonidés, par exemple, peut faire augmenter la densité des poissons, mais à partir d'un certain point, cela nuit à l'état des poissons au point de réduire le gain de biomasse par poisson. Les stratégies de planification des mesures pour compenser la mortalité résiduelle, tout comme les stratégies de planification des mesures de compensation liées à la détérioration, la perturbation ou la destruction, doivent intégrer une évaluation des effets involontaires et nuisibles potentiels (figure 5.2). La nature auto-maintenue des mesures de compensation liées à l'habitat doit également être prise en compte dans le processus de planification. Presque toutes les mesures de compensation principales nécessitent un entretien pour qu'elles respectent l'exigence de perpétuité de leurs avantages. L'entretien et la gestion adaptative à long terme sont directement liés à des effets indésirables et nuisibles, qui peuvent ensuite être compensés et ajustés, ainsi qu'à une réduction potentielle des avantages compensatoires. Par exemple, un projet de restauration de la rivière Thur a mené à la formation graduelle d'une barre de méandre sur une période de cinq ans, qui a entraîné l'érosion des berges à grande échelle et l'élimination ultérieure de la zone forestière riveraine (Schirmer *et al.* 2014). Cet exemple montre que l'entretien à long terme et l'ajustement du projet sont souvent nécessaires pour équilibrer les avantages et les effets involontaires.

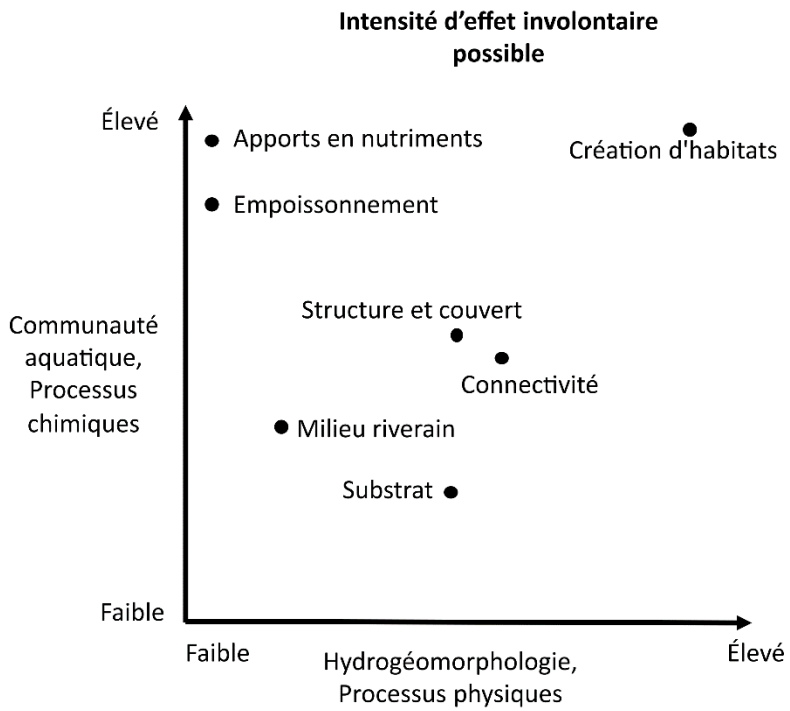


Figure 5.2. Possibilité d'une intensité d'effet involontaire pour les principales mesures visant à compenser la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, d'après la documentation publiée.

6. PRINCIPALES INCERTITUDES

Il manque généralement trois principaux renseignements sur les espèces et les populations pour éclairer la prise de décisions au sujet de la mortalité du poisson : l'abondance de la population, la trajectoire de la population et les taux de mortalité. L'abondance et la trajectoire de la population peuvent être estimées par la surveillance de la population, mais cela nécessite du temps, surtout pour estimer la trajectoire. Les évaluations préalables à l'effet peuvent fournir ces renseignements importants. L'abondance et la trajectoire de la population informent sur l'état actuel de la population. Le risque est élevé quand la population est peu abondante et (ou) que sa trajectoire est en déclin. Il est difficile de mesurer les taux de mortalité dans les écosystèmes naturels. Pour bon nombre des mesures, il faut des estimations de la mortalité naturelle afin de quantifier l'équivalence de la mortalité du poisson et des mesures de compensation. Pour mieux éclairer les décisions, il serait avantageux d'estimer les taux de mortalité associés aux ouvrages, entreprises ou activités. Les études expérimentales (p. ex., remise à l'eau expérimentale de poissons ou de substituts par des turbines) et les études par marquage peuvent aider à estimer les taux de mortalité.

Les épisodes de mortalité touchent généralement plusieurs espèces dans une communauté ou un réseau trophique. Compte tenu de la possibilité (i) de résultats inattendus quand la complexité de la communauté ou du réseau trophique augmente, (ii) de conséquences pour des espèces qui pourraient ne pas être directement touchées par un épisode de mortalité du poisson, et (iii) de résultats à l'échelle de toute une communauté qui peuvent dépasser ce qui est attendu en fonction d'une somme de mortalité pour l'ensemble des espèces touchées, il faut poursuivre les recherches sur les résultats des épisodes de mortalité à l'échelle de la communauté. Ces études doivent comprendre différentes combinaisons de mortalité, y compris des épisodes ponctuels par rapport à des épisodes continus (c.-à-d. des épisodes de fréquences différentes), la sélectivité des épisodes de mortalité (p. ex., membres de la communauté de poissons touchés par l'effet de la mortalité), l'ampleur des épisodes de mortalité et l'inclusion des mesures de compensation. Des modèles de matrice de communauté simple peuvent faire comprendre les réponses et les dynamiques de la communauté et ainsi mener à des résultats généraux qui aideraient à connaître la réponse des communautés de poissons aux épisodes de mortalité du poisson.

La mortalité à de multiples stades du cycle biologique et (ou) causée par de multiples sources anthropiques peut produire des effets cumulatifs, susceptibles de différer des résultats attendus en fonction uniquement de la somme des mortalités. Cette difficulté n'est pas propre à la gestion de la mortalité du poisson. Malgré les recherches nombreuses sur les agents de stress multiples et les effets cumulatifs, aucune méthode prédictive des résultats attendus n'a encore été établie. En présence d'effets cumulatifs, la gestion doit tenir compte des incertitudes lors de l'examen des risques associés à l'autorisation de la mortalité du poisson et des mesures de compensation connexes. Cette difficulté est accrue quand elle se conjugue aux changements environnementaux (p. ex., aux changements climatiques), qui peuvent influencer sur la réponse des populations et des communautés de poissons à d'autres agents de stress d'origine anthropique, comme la mortalité du poisson, et leurs interactions avec ces agents de stress.

La plupart des ouvrages, entreprises ou activités qui entraînent la mortalité du poisson peuvent également produire des effets sublétaux avec des répercussions sur l'état de la population et sa résilience à d'autres agents de stress. Ces effets sublétaux n'ont toutefois pas pu être traités dans le présent document. L'apparition d'effets sublétaux peut entraîner une mortalité supplémentaire du poisson ou avoir des conséquences sur les réponses des populations. Il faudrait élaborer un avis scientifique sur l'intégration des effets sublétaux aux décisions de gestion concernant la mort du poisson.

La non-stationnarité des conditions environnementales peut avoir une incidence sur les effets de la mortalité chez les populations de poissons et sur le rendement des mesures de compensation. Pour la gestion, l'incertitude découlant de la non-stationnarité environnementale est causée par (i) l'incertitude concernant l'estimation des conditions environnementales futures, et (ii) l'incertitude concernant la relation entre, d'une part, le rendement des mesures de compensation et (ou) les conséquences de la mortalité sur la population et, d'autre part, les conditions environnementales futures.

7. CONCLUSIONS

Le présent document fournit des renseignements utiles pour les décisions de gestion concernant la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, y compris (i) les indicateurs de mesure disponibles pour quantifier la mortalité du poisson et les mesures de compensation possibles, (ii) les facteurs à considérer lors de la prise de décisions concernant l'autorisation de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité, et (iii) les pratiques actuelles qui peuvent éclairer les décisions sur les mesures de compensation possibles.

Les différents paramètres proposés pour quantifier la mortalité du poisson fournissent une équivalence pour les différentes caractéristiques du cycle biologique entre l'effet de la mortalité du poisson et toute mesure de compensation potentielle. Bien que sept mesures aient été examinées, quatre sont appliquées plus couramment et fournissent des équivalences différentes :

- âges équivalents — mesure donnant une équivalence sur le plan de la structure par âge entre l'effet et la compensation;
- valeur reproductive — mesure donnant une équivalence sur le plan des résultats en matière de reproduction future entre l'effet et la compensation;
- manque à produire — mesure donnant une équivalence sur le plan de la production future de biomasse entre l'effet et la compensation;
- biomasse perdue totale — mesure donnant une équivalence sur le plan de la biomasse actuelle et de la production future de biomasse entre l'effet et la compensation.

Le maintien des niveaux de biomasse actuels et de la production future de biomasse est le critère le plus conforme à l'objectif de conservation et de protection (*Loi sur les pêches*, MPO 2019a) et au principe du Programme de protection du poisson et de son habitat, selon lequel les mesures de compensation doivent équilibrer les effets nuisibles (MPO 2019b). C'est pourquoi la biomasse perdue totale est recommandée comme mesure d'équivalence privilégiée dans la plupart des circonstances.

La comptabilisation complète de la mortalité du poisson doit tenir compte des décalages temporels dans l'exécution et la fonctionnalité des mesures de compensation et de l'incertitude quant à l'ampleur des dommages et à l'efficacité des mesures de compensation proposées. Ces aspects peuvent être pris en compte dans le calcul des ratios de compensation liés au décalage temporel et à l'incertitude. Les ratios de compensation en fonction du décalage temporel nécessitent le choix d'un horizon temporel, la détermination des calendriers d'effet et de compensation et l'application d'une actualisation. Les ratios de compensation liés à l'incertitude sont moins simples à déterminer. Une des solutions consiste à effectuer des simulations de Monte Carlo, qui nécessitent l'estimation de la variabilité de l'estimation de la mortalité du poisson et de la variabilité de l'efficacité de la mesure de compensation proposée. Cette méthode permet d'estimer le ratio de compensation probable requis pour fournir un degré élevé d'équivalence (p. ex., 90 %) entre l'effet et la compensation.

Les projections des effets de la mortalité du poisson sur les populations peuvent être incomplètes, car les dommages atteignant une espèce peuvent avoir des répercussions sur des communautés entières et causer des résultats contre-intuitifs en raison des effets indirects et des boucles de rétroaction. Elles peuvent agir sur des espèces non touchées directement par les épisodes de mortalité du poisson. Un bref examen des techniques de modélisation à l'échelle de la communauté a fourni un échantillon des méthodes disponibles pouvant servir à étudier les **effets de la mortalité du poisson sur la communauté**. Le choix du modèle dépend des questions auxquelles il faut répondre et des données disponibles. En gros, les modèles

pourraient être regroupés en fonction de leurs besoins en données. Les modèles tels que les modèles de réseau qualitatif, les réseaux de croyance bayésiens et les modèles individualisés sont relativement peu exigeants en termes de données générales, mais peuvent nécessiter certains types de données précises pour paramétrer les interactions entre les espèces touchées. Toutefois, ces modèles sont parfois limités dans leur capacité à produire des prédictions quantitatives et conviennent mieux à la mise à l'essai de scénarios ou comme outil de diagnostic. Dans le cas des écosystèmes pour lesquels on dispose de connaissances en quantité modérée, les modèles de spectres de tailles peuvent fournir un outil de diagnostic de la situation de la communauté. Le modèle dynamique multispécifique de spectres de tailles s'appuie sur la théorie du spectre des tailles et sur des simulations pour explorer les réponses potentielles de la communauté. En cas de données en quantité modérée sur l'écosystème concerné, on peut aussi utiliser d'autres techniques de modélisation — comme les modèles réalistes minimaux, les modèles d'équations structurelles et les modèles bioénergétiques multispécifiques — pour générer des prédictions plus concrètes et réaliser des évaluations d'effet. Les écosystèmes riches en données peuvent justifier l'utilisation de modèles d'écosystème complet en vue de générer des projections détaillées des effets d'origine anthropique sur tous les niveaux trophiques de la communauté.

Les modèles de communauté simples (comme les modèles de réseau qualitatifs) permettent de mieux comprendre la façon dont une communauté de poissons est susceptible de répondre à des épisodes de mortalité du poisson. L'application d'un modèle de réseau qualitatif présentée a démontré que, premièrement, la prédiction des réponses fondée uniquement sur la structure de la communauté devient moins facile à résoudre quand la complexité de la communauté augmente. Deuxièmement, la mortalité de plusieurs espèces de poissons a une probabilité plus élevée de résultats négatifs pour l'ensemble de la communauté. Troisièmement, les espèces de niveau trophique supérieur ont tendance à être touchées négativement par la mortalité aux niveaux trophiques inférieurs dans une communauté de poissons. Enfin, les liens complexes entre les espèces, comme l'omnivorie, ont donné des résultats mitigés, qui indiquent la nécessité d'analyses plus complètes. Ces modèles de communauté simples ont montré que les résultats des épisodes de mortalité du poisson sur les communautés de poissons sont susceptibles d'être supérieurs à la somme des réponses d'une seule espèce.

Les décisions relatives à l'autorisation de la mort du poisson doivent tenir compte des facteurs biologiques et écologiques qui déterminent la sensibilité des populations à la mortalité. Même si les mesures de compensation tiennent pleinement compte d'une source de mortalité donnée, des dommages graves aux populations de poissons peuvent encore se produire quand il y a des différences entre le moment de la mortalité et la mise en œuvre des mesures de compensation, quand les populations sont très sensibles à la diminution de l'abondance. (p. ex., par anticompensation reproductive), ou quand les changements de l'écosystème interagissent avec la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité de façon synergique.

L'adaptation présentée d'un cadre de gestion des pêches fondé sur l'approche de précaution est un exemple de cadre de gestion des risques aux fins de prise de décisions sur les effets de la mortalité du poisson et les mesures pour les compenser. Étant donné la similitude entre les effets de la mortalité par pêche sur la population et d'autres sources anthropiques de mortalité, et les objectifs de protection des pêches de la *Loi sur les pêches* et du Programme de protection du poisson et de son habitat, l'utilisation d'un cadre commun par les gestionnaires des pêches et de l'habitat permettrait de tirer parti des données et de l'information dans différents contextes décisionnels.

L'analyse présentée de la documentation sur les mesures pour compenser la mortalité du poisson a montré que la création d'habitat, la restauration et la mise en valeur de l'habitat, et la manipulation biologique et chimique peuvent être des solutions appropriées pour compenser la

mortalité du poisson, à condition de respecter les mises en garde et des délais de surveillance généraux.

La création d'habitat pour compenser la mortalité du poisson est principalement étudiée pour des espèces de salmonidés et il faudrait approfondir les recherches et réaliser des applications sur d'autres espèces et communautés. Les coûts et la taille de la compensation peuvent augmenter rapidement dans les projets de création d'habitat, avec un seuil potentiel de taille au-delà duquel les avantages deviennent difficiles à réaliser. La création d'habitat offre les plus grands avantages pour les stades des larves et des juvéniles. D'après la documentation évaluée, les ratios de compensation appliqués sont d'environ 1:5.

La restauration et la mise en valeur de l'habitat sont les mesures de compensation les plus courantes dans les cas de mortalité du poisson. En particulier, la reconnexion d'habitats peut être une mesure facile à mettre en œuvre qui procure des avantages à grande échelle. Les mesures de restauration ciblent souvent des communautés entières et doivent être soigneusement considérées si une espèce en particulier est visée. Les mesures de mise en valeur, comme l'apport de substrat de fraie, sont plus susceptibles d'assurer des avantages propres à l'espèce. La mise en valeur et la restauration d'habitat offrent les plus grands avantages pour les stades des larves et des juvéniles. D'après la documentation évaluée, les ratios de compensation appliqués sont d'environ 1:2,5.

L'empoissonnement peut remplacer efficacement les poissons perdus, si l'écosystème est stable et intact et qu'il n'y a pas de goulot d'étranglement important. Les poissons d'écloserie ont tendance à avoir des taux de survie légèrement inférieurs à ceux des poissons sauvages et ils sont plus vulnérables aux dommages et aux sources de mortalité, par exemple à l'impaction. Il est possible d'appliquer des ratios de compensation (généralement entre 1:1,5 et 1:3) pour compenser cette incertitude au sujet de la survie. Seule une surveillance fréquente des stocks permet de garantir les avantages de la mesure. L'empoissonnement doit être effectué à intervalles fréquents quand la mortalité du poisson provient d'une source de dommages régulière. D'après la documentation examinée, les ratios de compensation appliqués sont d'environ 1:3.

Les trois types de compensation peuvent être nuisibles quand un remplacement hors type ou un effet sur une espèce par rapport à un effet sur une communauté se produit à une ampleur qui perturbe ou modifie la structure de la communauté et la composition du réseau trophique.

Parce que les évaluations préalables à l'effet ont tendance à accroître considérablement la réussite de la compensation, elles devraient toujours être réalisées en cas de mortalité du poisson, dans la mesure du possible.

Il faut une ou plusieurs années pour constater les avantages de la plupart des mesures de compensation. Ce décalage temporel doit être pris en compte dans la mise en œuvre et la surveillance.

Les cas employant des mesures de la productivité de l'habitat pour quantifier la compensation par création d'habitat ou restauration de l'habitat doivent utiliser des références d'un milieu intact. Les références doivent correspondre à la moyenne régionale et à l'espèce ou à la communauté ciblée. En effet, des valeurs tirées d'un écosystème ou site de référence unique ou de publications inappropriées peuvent facilement fausser la valeur des mesures de compensation.

Les délais de surveillance d'au moins quatre ans tendent à être associés à des probabilités plus élevées de réussite dans les projets de compensation de la mortalité du poisson.

La demande d'avis scientifique posait les questions ci-dessous. Le présent document a fourni des renseignements pertinents permettant d'y répondre.

1. Quelles méthodes peuvent servir à quantifier les effets de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité et les exigences de compensation connexes?

a. Quels sont les avantages et les limites des différentes méthodes?

La section 2 décrit les paramètres permettant de quantifier les effets et les mesures de compensation de la mortalité du poisson. Les exigences en matière de données et les objectifs d'équivalence diffèrent d'un paramètre à l'autre. La biomasse perdue totale est le paramètre recommandé dans la plupart des cas.

2. Quels facteurs déterminent les réponses des populations ou des communautés locales de poissons à la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?

a. L'effet sur les populations ou les communautés de poissons locales change-t-il selon le moment et la fréquence auxquels les poissons sont tués?

b. Quels critères doit-on prendre en considération au moment de quantifier ou de décrire les effets de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?

La section 3 donne un aperçu des techniques de modélisation à l'échelle de la communauté qui sont disponibles. Un exemple de modèle de communauté simple a montré que les effets d'épisodes de mortalité du poisson sur une communauté de poissons sont susceptibles d'être supérieurs à la somme des réponses d'une seule espèce.

La section 4 présente une vue d'ensemble des facteurs qui doivent être pris en compte dans les décisions de gestion concernant la mortalité du poisson, et elle fournit de l'information sur les composantes qui pourraient être incluses dans un cadre de gestion des risques de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité.

3. À l'heure actuelle, quelles sont les pratiques nationales et internationales de compensation des effets de la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?

a. Quelles sont les options pour compenser la mortalité résiduelle liée à un ouvrage, une entreprise ou une activité?

b. Quelle est l'efficacité des options de compensation disponibles?

c. Quelles raisons justifient le choix de certaines options de compensation?

La section 5 examine les pratiques actuelles de compensation des épisodes de mortalité du poisson. Il a été démontré que la création d'habitat, la restauration et la mise en valeur de l'habitat ainsi que la manipulation biologique et chimique permettent de compenser la mortalité du poisson. Toutefois, pour assurer l'efficacité, il faut tenir compte des spécificités de l'application de la méthode de compensation et exercer une surveillance suffisante, y compris une évaluation préalable aux effets.

8. RÉFÉRENCES CITÉES

- An, G., Mi, Q., Dutta-Moscato, J., and Vodovotz, Y. 2009. Agent-based models in translational systems biology. *Wiley Interdiscip. Rev. Syst. Biol. Med.* **1**(2): 159-171.
- Andersen, K.H., Jacobsen, N.S., Jansen, T., and Beyer, J.E. 2017. When in life does density dependence occur in fish populations? *Fish and Fisheries* **18**: 656-667.
- Andersen, K.H. 2019. *Fish Ecology, Evolution, and Exploitation: A New Theoretical Synthesis*. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Andersen, K.H. 2020. Size-based theory for fisheries advice. *ICES J. Mar. Sci.* **77**: 2445-2455.
- Andersen, K.H., Jacobsen, N.S., and Farnsworth, K.D. 2016. The theoretical foundations for size spectrum models of communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **73**: 575-588.
- Anderson, C.N.K, Hsieh, C., Sandin, S.A., Hewitt, R., Hollowed, A., Beddington, J., May, R.M., and Sugihara, G. 2008. Why fishing magnifies fluctuations in fish abundance. *Nature* **452**: 835-839.
- Antonio Agostinho, A., Mayer Pelicice, F., Carlos Gomes, L., and Ferreira Júlio Junior, H. 2010. Reservoir fish stocking: When one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação* **08**(02): 103-111. doi:10.4322/natcon.00802001.
- Audzijonyte, A., Pethybridge, H., Porobic, J., Gorton, R., Kaplan, I., and Fulton, E.A. 2019. Atlantis: A spatially explicit end-to-end marine ecosystem model with dynamically integrated physics, ecology and socio-economic modules. *Methods Ecol. Evol.* **10**(10): 1814– 1819.
- Auer, S., Zeiringer, B., Führer, S., Tonolla, D., and Schmutz, S. 2017. Effects of riverbank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus L.*) caused by hydropeaking. *Sci. Total Environ.* **575**: 1515-1521. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.029.
- Balletto, J.H., and Teal, J.M. 2011. PSEG's Estuary enhancement program: An innovative solution to an industry problem. pp. 229-253 *In*: J. Burgers (ed.) *Stakeholders and Scientists*. Springer, New York, NY. doi:10.1007/978-1-4419-8813-3_10.
- Barnthouse, L.W., Fietsch, C.L., and Snider, D. 2019. Quantifying restoration offset at a nuclear power plant in Canada. *Environ. Manage.* **64**: 593-607.
- Bell, G., and Gonzalez, A. 2011. Adaptation and evolutionary rescue in metapopulations experiencing environmental deterioration. *Science* **332**(6035): 1327–1330. doi:10.1126/science.1203105.
- Bellard, C., and Hugueny, B. 2020. Importance of metapopulation dynamics to explain fish persistence in a river system. *Freshw. Biol.* **65**(11): 1858–1869. doi:10.1111/fwb.13571.
- Berryman, A.A. 2002. Population: a central concept for ecology? *Oikos* **97**(3): 439-442.
- Blanchard, J.L., Andersen, K.H., Scott, F., Hintzen, N.T., Piet, G., and Jennings, S. 2014. Evaluating targets and trade-offs among fisheries and conservation objectives using a multispecies size spectrum model. *J. Appl. Ecol.* **51**: 612-622.
- Bradford, M.J. 2017. Accounting for uncertainty and time lags in equivalency calculations for offsetting in aquatic resources management programs. *Environ. Manage.* **60**: 588-597.
- Boreman, J. 1997. Methods for comparing the effects of pollution and fishing on fish population. *T. Am. Fish. Soc.* **126**: 506-513.

-
- Brown, J.J., Limburg, K.E., Waldman, J.R., Stephenson, K., Glenn, E. P., Juanes, F., and Jordaan, A. 2013. Fish and hydropower on the U.S. Atlantic coast: failed fisheries policies from half-way technologies. *Conserv. Letters* **6**(4): 280-286. doi:10.1111/conl.12000.
- Brownscombe, J.W., Smokorowski, K.E. 2021. Examen des diagrammes de séquence des effets (SE) à l'appui de l'évaluation des risques du PPPH. *Secr. can. de consult. sci. du MPO, Doc. de rech.* 2021/079. iv + 61 p.
- Bull, J.W., Lloyd, S.P., and Strange, N. 2017. Implementation gap between theory and practice of biodiversity offset multipliers. *Conserv. Letters* **10**: 656-669.
- Butterworth, D.S., and Plaganyi, E.E. 2004. A brief introduction to some approaches to multispecies/ecosystem modelling in the context of their possible application in the management of South African fisheries. *Afric. J. Mar. Sci.* **26**: 53-61.
- Cameron, T.C., O'Sullivan, D., Reynolds, A., Pieterney, S.B., and Benton, T.G. 2013. Eco-evolutionary dynamics in response to selection on life-history. *Ecol. Letters* **16**(6): 754–763. doi:10.1111/ele.12107.
- Carpenter, S.H., Brock, W.A., Hansen, G.J.A., Hansen, J.F., Hennessy, J.M., Isermann, D.A., Pedersen, E.J., Martin Perales, K., Rypel, A.L., Sass, G.G., Tunney, T.D., and Vander Zanden, M.J. 2017. Defining a safe operating space for inland recreational fisheries. *Fish and Fisheries* **18**(6): 1150-1160
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 722 p.
- Christensen, V., and Walters, C.J. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecol. Model.* **172**(2-4): 109-139.
- Chu, C., Lester, N.P., Giacomini, H.C., Shuter, B.J., and Jackson, D.A. 2016. Catch-per-unit-effort and size spectra of lake fish assemblages reflect underlying patterns in ecological conditions and anthropogenic activities across regional and local scales. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **73**: 535-546.
- Clarke, K.D. and Bradford, M.J. 2014. *A Review of Equivalency in Offsetting Policies*. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2014/109. v + 18 p.
- Coors, A., and DeMeester, L. 2008. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in *Daphnia magna*. *J. Appl. Ecol.* **45**(5): 1820–1828. doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01727-1.x.
- Côté, I.M., Darling, E.S., and Brown, C.J. 2016. Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation. *Proc. R Soc. B* **283**(1824): 1–9. doi:10.1098/rspb.2015.2592.
- Courchamp, F., Clutton-Brock, T., and Grenfell, B. 1999. Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends Ecol. Evol.* **14**(10): 405–410. doi:10.1016/S0169-5347(99)01683-3.
- Cowx, I. 1994. Stocking strategies. *Fish. Manage. Ecol.* **1**(1): 15-30.
- Cury, P. M., Mullon, C., Garcia, S. M., and Shannon, L. J. 2005. Viability theory for an ecosystem approach to fisheries. *ICES J. Mar. Sci.* **62**(3): 577-584.
- Dambacher, J.M., Li, H.W., and Rossignol, P.A. 2002. Relevancy of community structure in assessing indeterminacy of ecological predictions. *Ecology* **85**(5): 1372-1385.
- Dambacher, J.M., Li, H.W., and Rossignol, P.A. 2003. Qualitative predictions in model ecosystems. *Ecol. Model.* **161**: 79-93.
-

-
- Dambacher, J.M., Brewer, D.T., Dennis, D.M., MacIntyre, M., and Faole, S. 2007. Qualitative modelling of gold mine effects on Lihir Island's socioeconomic system and reef-edge fish community. *Environ. Sci. Tech.* **41**: 555-562.
- Darling, E.S., and Côté, I.M. 2008. Quantifying the evidence for ecological synergies. *Ecol. Letters* **11**(12): 1278–1286. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01243.x.
- DeAngelis, D.L. and Gross, M.J. 1992. Individual-based models and approaches in ecology: populations, communities and ecosystems. Chapman and Hall, New York.
- Dey, W. (2002) Use of equivalent loss models under section 316(b) of the Clean Water Act. In *Defining and Assessing Adverse Environmental Impact Symposium 2001*. The Sci. World J. **2**(S1): 254–270.
- Davic, R.D. 2003. Linking keystone species and functional groups: A new operational definition of the keystone species concept. *Ecol. Society* **7**(1): r11. doi:10.5751/es-00502-0701r11.
- Dey, C.J., and Koops, M.A. 2021. The consequences of null model selection for predicting mortality from multiple stressors. *Proc. R. Soc. B.* 20203126. doi:10.1098/rspb.2020.3126.
- DFO. 2008. National Workshop on Modelling Tools for Ecosystem Approaches to Management; 22-25 October 2007. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Proceed. Ser. 2008/007.
- Dunham, J.B., and Gallo, K. 2008. Assessing the feasibility of native fish reintroductions: a framework and example applied to bull trout in the Clackamas River, Oregon. U.S. Geological Survey, Open-File Report 2008-1007. doi:10.3133/ofr20081007.
- 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.
- Fa, Y., Chen, J., Shirkey, G., John, R., Wu, S.R., Park, H., and Shao, C. 2016. Applications of structural equation modeling (SEM) in ecological studies: an updated review. *Ecol. Processes* **5**: 19. doi:10.1186/s13717-016-0063-3.
- Favaro, B., and Olszynski, M. 2017. Authorized net losses of fish habitat demonstrate need for improved habitat protection in Canada. *Can J. Fish. Aquat. Sci.* **74**: 285-291.
- Fulton, E.A., Punt, A.E., Dichmont, C.M., Gorton, R., Sporcic, M., Dowling, N., Little, L.R., Haddon, M., Klaer, N., and Smith, D.C. 2016. Developing risk equivalent data-rich and data-limited harvest strategies. *Fish. Res.* **183**: 574–587. doi:10.1016/j.fishres.2016.07.004.
- Gabriel, W., and Bürger, R. 1992. Survival of small populations under demographic stochasticity. *Theor. Pop. Biol.* **41**(1): 44–71. doi:10.1016/0040-5809(92)90049-Y.
- Gascoigne, J., Berec, L., Gregory, S., and Courchamp, F. 2009. Dangerously few liaisons: A review of mate-finding Allee effects. *Pop. Ecol.* **51**(3): 355–372. doi:10.1007/s10144-009-0146-4.
- Gascoigne, J.C., and Lipcius, R.N. 2004. Allee effects driven by predation. *J. Appl. Ecol.* **41**(5): 801–810. doi:10.1111/j.0021-8901.2004.00944.x.
- Giannico, G.R., and Hinch, S.G. 2003. The effect of wood and temperature on juvenile coho salmon winter movement, growth, density and survival in side-channels. *River Res. Appl.* **19**(3): 219-231. doi:10.1002/rra.723.
- Gibeau, P., Bradford, M.J., and Palen, W.J. 2020. Can creation of new freshwater habitat demographically offset losses of Pacific Salmon from chronic anthropogenic mortality? *PLoS ONE* **15**(12): e0237052. doi:10.1371/journal.pone.0237052.
-

-
- Gilbert, B., Tunney, T.D., McCann, K.S., DeLong, J.P., Vasseur, D.A., Savage, V., Shurin, J.B., Dell, A.I., Barton, B.T., Harley, C.D.G., Kharouba, H.M., Kratina, P., Blanchard, J.L., Clements, C., Winder, M., Greig, H.S., and O'Connor, M.I. 2014. A bioenergetic framework for the temperature dependence of trophic interactions. *Ecol. Letters* **17**(8): 902-914. doi:10.1111/ele.12307.
- Gilman, S.E., Urban, M.C., Tewksbury, J., Gilchrist, G.W., and Holt, R.D. 2010. A framework for community interactions under climate change. *Trends Ecol. Evol.* **25**(6): 325-331.
- Gobas, F.A.P.C., Wilcockson, J.B., Russell, R.W., and Haffner, G.D. 1999. Mechanism of biomagnification in fish under laboratory and field conditions. *Environ. Sci. Tech.* **33**(1): 133–141. doi:10.1021/es980681m.
- Goodyear, C.P. 1988. Implications of power plant mortality for management of the Hudson River striped bass fishery. Pages 245-254 *in* L.W. Barnthouse, R.J. Klauda, D.S. Vaughan, and R.L. Kendall, editors. *Science, law, and Hudson River power plants: a case study in environmental effect assessment*. American Fisheries Society, Monograph 4. Bethesda, Maryland.
- Grace, J.B. 2006. *Structural equation modeling and natural systems*. Cambridge University Press.
- Grace, J.B., Anderson, T.M., Olf, H., and Scheiner, S.M. 2010. On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecol. Monogr.* **80**(1): 67–87. doi:10.1890/09-0464.1.
- Gross, M.R. 1996. Alternative reproductive strategies and tactics: diversity within sexes. *Trends Ecol. Evol.* **2**(2): 92–98.
- Guiet, J., Poggiale, J.-C., and Maury, O. 2016. Modelling the community size-spectrum: recent developments and new directions. *Ecol. Model.* **337**: 4-14.
- Henning, J.A., Gresswell, R.E., and Fleming, I.A. 2006. Juvenile salmonid use of freshwater emergent wetlands in the floodplain and its implications for conservation management. *N. Am. J. Fish. Manage.* **26**(2): 367-376. doi:10.1577/m05-057.1.
- Hitt, N.P., Eyler, S., and Wofford, J.E. 2012. Dam removal increases American eel abundance in distant headwater streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* **141**(5): 1171-1179. doi:10.1080/00028487.2012.675918.
- Hodgson, E.E., Essington, T.E., and Halpern, B.S. 2017. Density dependence governs when population responses to multiple stressors are magnified or mitigated. *Ecology* **98**(10): 2673–2683. doi:10.1002/ecy.1961.
- Hogg, R.S., Coghlan, S.M., Zydlewski, J., and Gardner, C. 2015. Fish community response to a small-stream dam removal in a Maine coastal river tributary. *Trans. Am. Fish. Soc.* **144**(3): 467-479. doi:10.1080/00028487.2015.1007164.
- Holmes R. 2018. [A review of contemporary salmonid stocking practices](#). Cawthron Institute.
- Horst T.J. 1975. The assessment of effect due to entrainment of ichthyoplankton. In: Saila S (ed.) *Fisheries and energy production: a symposium*. D. C. Heath, Lexington, MA, p 107–118.
- Hosack, G.R., Hayes, K.R., and Dambacher, J.M. 2008. Assessing model structure uncertainty through an analysis of system feedback and Bayesian networks. *Ecol. Appl.* **18**(4): 1070-1082.
- ICES. 1998. Report of the study group on the precautionary approach to fisheries management. *In* ICES Document CM 1998/ACFM:10. Copenhagen.
-

-
- ICES. 2002a. Report of the study group on the further development of the precautionary approach to fishery management. *In* ICES Document CM 2002/ACFM: 10.
- ICES. 2002b. The form of ICES Advice. *In* Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2002. ICES Cooperative Research Report No. 255, Copenhagen.
- ICES. 2012. ICES implementation of advice for data-limited stocks in 2012 in its 2012 Advice. ICES CM 2012/ACOM 68
- ICES. 2017. ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks. ICES Advice Technical Guidelines doi:10.17895/ices.pub.3036.
- Jackson, M.C., Loewen, C.J.G., Vinebrooke, R.D., and Chimimba, C.T. 2016. Net effects of multiple stressors in freshwater ecosystems: A meta-analysis. *Global Change Biol.* **22**(1): 180–189. doi:10.1111/gcb.13028.
- Jensen, F.V. 1996. *An Introduction to Bayesian Networks*. Springer, New York.
- Juan-Jordá, M.J., Mosqueira, I., Freire, J., and Dulvy, N.K. 2015. Population declines of tuna and relatives depend on their speed of life. *Proc. R. Soc. B.* **282**(1811). doi:10.1098/rspb.2015.0322.
- Keeley, E.R., Slaney, P.A., and Zaldokas D. 1996. [Estimates Of Production Benefits For Salmonid Fishes From Stream Restoration Initiatives \(No. 4\)](#). Watershed Restoration Program Ministry of Environment, Lands and Parks and Ministry of Forests.
- Kenchington, T.J. 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish and Fisheries* **15**: 533-562.
- 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**(7): 1490-1512.
- Koenings, J.P., Burkett, R.D., Haddix, M., Kyle, G.B., and Barto, D.L. 2000. [Experimental manipulation of lakes for sockeye salmon \(*Oncorhynchus nerka*\) rehabilitation and enhancement](#). Alaska Department of Fish and Game Division of Fisheries Rehabilitation, Enhancement and Development.
- Kohler, A.E., Pearsons, T.N., Zandt, J.S., Mesa, M.G., Johnson, C.L., and Connolly, P.J. 2012. Nutrient enrichment with salmon carcass analogs in the Columbia River Basin, USA: A stream food web analysis. *Trans. Am. Fish. Soc.* **141**(3): 802-824. doi:10.1080/00028487.2012.676380.
- Kroeker, K.J., Micheli, F., and Gambi, M.C. 2013. Ocean acidification causes ecosystem shifts via altered competitive interactions. *Nature Climate Change* **3**(2): 156–159. doi:10.1038/nclimate1680.
- Kuparinen, A., and Festa-Bianchet, M. 2017. Harvest-induced evolution: Insights from aquatic and terrestrial systems. *Phil. Trans. R. Soc. B* **372**(1712). doi:10.1098/rstb.2016.0036.
- Lassen, H., Kelly, C., and Sissenwine, M. 2014. ICES advisory framework 1977-2012: from Fmax to precautionary approach and beyond. *ICES J. Mar. Sci.* **71**(2): 166–172.
- Leibold, M.A. 1996. A graphical model of keystone predators in food webs: trophic regulation of abundance, effect, and diversity patterns in communities. *Am. Nat.* **147**: 784-812.
- Lenihan, H.S., Micheli, F., Shelton, S.W., and Peterson, C.H. 1999. The influence of multiple environmental stressors on susceptibility to parasites: An experimental determination with oysters. *Limnol. Oceanogr.* **44**(3 II): 910–924. doi:10.4319/lo.1999.44.3_part_2.0910.

-
- Levins, R. 1974. The qualitative analysis of partially specified systems. *Ann. New York Acad. Sci.* **231**: 123-138.
- Link, J. 2010. *Ecosystem-based fisheries management: confronting tradeoffs*. Cambridge University Press.
- Link, J.S., Gaichas, S., Miller, T.J., Essington, T., Bundy, A., Boldt, J., Drinkwater, K.F., and Moksness, E. 2012. Synthesizing lessons learned from comparing fisheries production in 13 northern hemisphere ecosystems: Emergent fundamental features. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **459**: 293–302. doi:10.3354/meps09829.
- Lorenzen, K., and Camp, E.V. 2019. Density-dependence in the life history of fishes: when is a fish recruited? *Fish. Res.* **217**: 5-10.
- Loughlin, K.G., and Clarke, K.D. 2014. A review of methods used to offset residual effects of development projects on fisheries productivity. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2013/097. vi + 72 p.
- Magnusson, A., Millar, C., and Cooper, A. 2018. Package “icesAdvice.”
- Marcot, B.G., Steventon, J.D., Sutherland, G.D., and McCann, R.K. 2006. Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Can. J. For. Res.* **36**(12): 3063-3074.
- Margenau, T.L. 1992. Survival and cost-effectiveness of stocked fall fingerling and spring yearling muskellunge in Wisconsin. *N. Am. J. Fish. Manage.* **12**(3): 484-493. doi:10.1577/1548-8675(1992)012<0484:SACEOS>2.3.CO;2.
- May, C.L., and Lee, D.C. 2004. The relationships among in-channel sediment storage, pool depth, and summer survival of juvenile salmonids in Oregon Coast Range streams. *N. Am. J. Fish. Manage.* **24**(3): 761-774. doi:10.1577/m03-073.1.
- McCann, R.K., Marcot, B.G., and Ellis, R. 2006. Bayesian belief networks: applications in ecology and natural resource management. *Can. J. For. Res.* **36**(12): 3053-3062.
- McNay, R.S., Marcot, B.G., Brumovsky, V., and Ellis, R. 2006. A Bayesian approach to evaluating habitat for woodland caribou in north-central British Columbia. *Can. J. For. Res.* **36**(12): 3117-3133.
- Meffe, G.K. 1986. Conservation Genetics and the Management of Endangered Fishes. *Fisheries* **11**(1): 14–23. doi:10.1577/1548-8446(1986)011<0014:cgatmo>2.0.co;2.
- Melbourne-Thomas, J., Wotherspoon, S., Raymond, B., and Constable, A. 2012. Comprehensive evaluation of model uncertainty in qualitative network analyses. *Ecol. Monogr.* **82**(4): 505-519.
- Minns, C.K. 2006. Compensation ratios needed to offset timing effects of losses and gains and achieve no net loss of productive capacity of fish habitat. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **63**: 1172-1182.
- Moilanen, A., van Teekelen, A.J.A., Ben-Haim, Y., and Ferrier, S. 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratio for affected habitat. *Restoration Ecol.* **17**: 470-478.
- Morishita, J. 2008. What is the ecosystem approach for fisheries management? *Marine Policy* **32**: 19-26.
- Morley, S.A., Garcia, P.S., Bennett, T.R., and Roni, P. 2005. Juvenile salmonid (*Oncorhynchus* spp.) use of constructed and natural side channels in Pacific Northwest rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **62**(12): 2811-2821. doi:10.1139/f05-185.
-

-
- MPO, 2006. Stratégie de pêche en conformité avec l'approche de précaution. Secr. Can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2006/023.
- MPO. 2009. Cadre décisionnel pour les pêches en conformité avec l'approche de précaution.
- MPO. 2014. Cadre scientifique pour évaluer la réponse de la productivité des pêches à l'état des espèces ou des habitats. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2013/067
- MPO. 2019a Énoncé de politique sur la protection du poisson et de son habitat, août 2019. Pêches et Océans Canada.
- MPO. 2019b. Politique sur l'application de mesures visant à compenser les effets néfastes sur le poisson et son habitat en vertu de la Loi sur les pêches, décembre 2019. Pêches et Océans Canada.
- Naiman, R.J., Bilby, R.E., Schindler, D.E., and Helfield, J.M. 2002. Pacific salmon, nutrients, and the dynamics of freshwater and riparian ecosystems. *Ecosystems* **5**(4): 399-417. doi:10.1007/s10021-001-0083-3.
- NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). 1999. Discounting and the Treatment of Uncertainty in Natural Resource Damage Assessment: Technical Paper 99-1. Silver Spring, MD
- Orr, J.A., Vinebrooke, R.D., Jackson, M.C., Kroeker, K.J., Kordas, R.L., Mantyka-Pringle, C., Van den Brink, P.J., De Laender, F., Stoks, R., Holmstrup, M., Matthaei, C.D., Monk, W.A., Penk, M.R., Leuzinger, S., Schäfer, R.B., and Piggott, J.J. 2020. Towards a unified study of multiple stressors: divisions and common goals across research disciplines. *Proc. R. Soc. B* **287**(1926): 20200421. doi:10.1098/rspb.2020.0421.
- Pastorino, P., Pizzul, E., Menconi, V., Bertoli, M., Mugetti, D., Mignone, W., and Prearo, M. 2019. Fish stocking and health risk: A neglected threat for aquatic biodiversity? *Frontiers Mar. Sci.* **6**. doi:10.3389/conf.fmars.2019.07.00148.
- Perälä, T., and Kuparinen, A. 2020. Eco-evolutionary dynamics driven by fishing: From single species models to dynamic evolution within complex food webs. *Evol. Appl.* **13**(10): 2507–2520. doi:10.1111/eva.13058.
- Peterson, D.P., Wenger, S.J., Rieman, B.E., and Isaak, D.J. 2013. Linking climate change and fish conservation efforts using spatially explicit decision support tools. *Fisheries* **38**(3): 112-127.
- Pinnegar, J.K., Blanchard, J.L., Mackinson, S., Scott, R.D., and Duplisa, D.E. 2005. Aggregation and removal of weak-links in food-web models: system stability and recovery from disturbance. *Ecol. Model.* **184**: 229-248.
- Plaganyi, E.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 477. FAO, Rome, pp.108.
- Pope, J.G., Rice, J.C., Daan, N., Jennings, S., and Gislason, H. 2006. Modelling an exploited marine fish community with 15 parameters – results from a simple size-based model. *ICES J. Mar. Sci.* **63**: 1029-1044.
- 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 pusillus* and the Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. *S. Afr. J. Mar. Sci.* **16**(1): 255-285.
- Quigley, J.T., and Harper, D.J. 2006. Effectiveness of fish habitat compensation in Canada in Achieving no net loss. *Environ. Manag.* **37**(3): 351-366.
-

-
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rago, P.J. 1984. Production forgone: an alternative method for assessing the consequences of fish entrainment and impingement losses at power plants and other water intakes. *Ecol. Model.* **24**: 79-111.
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 1657-1667.
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2002. Comparison of a habitat productivity index (HPI) and an index of biotic integrity (IBI) for measuring the production capacity of fish habitat in nearshore areas of the Great Lakes. *J. Gr. Lakes Res.* **28**: 240-255.
- Randall, R.G., Minns, C.K., and Kelso, J.R.M. 1995. Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **52**: 631-643.
- Randall, R.G., Koops, M.A., and Minns, C.K. 2011. A comparison of approaches for integrated management in coastal marine areas of Canada with the historical approach used in the Great Lakes (Bay of Quinte). *Aquat. Ecosyst. Health Manage.* **14**(1), 104-113.
- Raymond, B., McInnes, J., Dambacher, J.M., Way, S., and Bergstrom, D.M. 2011. Qualitative modelling of invasive species eradication on subantarctic Macquarie Island. *J. Appl. Ecol.* **48**: 181-191.
- Reum, J.C.P, MacDonald, P.S., Ferriss, B.E., Farrell, D.M., Harvey, C.J., and Levin, P.S. 2015. Qualitative network models in support of ecosystem approaches to bivalve aquaculture. *ICES J. Mar. Sci.* **72**(8): 2278-2288.
- Roni, P., Bennett, T., Morley, S., Pess, G. R., Hanson, K., Slyke, D. V., and Olmstead, P. 2006. Rehabilitation of bedrock stream channels: the effects of boulder weir placement on aquatic habitat and biota. *River Res. Appl.* **22**(9): 967-980. doi:10.1002/rra.954.
- Roni, P., Pess, G., Beechie, T., and Morley, S. 2010. Estimating changes in coho salmon and steelhead abundance from watershed restoration: how much restoration is needed to measurably increase smolt production? *N. Am. J. Fish. Manage.* **30**(6): 1469-1484. doi:10.1577/m09-162.1.
- Rose, K.A., Tyler, J.A., Chambers, R.C., Klein-McPhee, G., and Danila, D.J. 1996. Simulating winter flounder population dynamics using coupled individual-based young-of-the-year and age-structured adult models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **53**: 1071-1091.
- Rosenfeld, J.S., Raeburn, E., Carrier, P.C., and Johnson, R. 2008. Effects of side channel structure on productivity of floodplain habitats for juvenile coho salmon. *N. Am. J. Fish. Manage.* **28**(4): 1108-1119. doi:10.1577/m07-027.1.
- Sæther, B.E., and Bakke, Ø. 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* **81**(3): 642–653. doi:10.1890/0012-9658(2000)081[0642:alhvac]2.0.co;2.
- Schäfer, R.B., and Piggott, J.J. 2018. Advancing understanding and prediction in multiple stressor research through a mechanistic basis for null models. *Global Change Biol.* **24**(5): 1817–1826. doi:10.1111/gcb.14073.
- Schirmer, M., Luster, J., Linde, N., Perona, P., Mitchell, E.A., Barry, D.A., Hollender, J., Cirpka, O.A., Schneider, P., Vogt, T., Radny, D., and Durisch-Kaiser, E. 2014. Morphological, hydrological, biogeochemical and ecological changes and challenges in river restoration – the Thur river case study. *Hydrology and Earth System Sciences* **18**(6), 2449-2462. doi:10.5194/hess-18-2449-2014.
-

-
- Schtickzelle, N., and Quinn, T.P. 2007. A metapopulation perspective for salmon and other anadromous fish. *Fish and Fisheries* **8**(4): 297–314. doi:10.1111/j.1467-2979.2007.00256.x.
- Scott, F., Blanchard, J.L., Andersen, K.H. 2014. mizer: an R package for multispecies, trait-based and community size spectrum ecological modelling. *Methods Ecol. Evol.* **5**: 1121-1125.
- Scrivener, J.C., and Brownlee, M.J. 1989. Effects of forest harvesting on spawning gravel and incubation survival of chum (*Oncorhynchus keta*) and coho salmon (*O. kisutch*) in Carnation Creek, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **46**(4): 681-696. doi:10.1139/f89-087.
- Scruton, D.A., Pennell, C.J., Robertson, M.J., Ollerhead, L.M., Clarke, K.D., Alfredsen, K., Harby, A., and McKinley, R.S. 2005. Seasonal response of juvenile Atlantic salmon to experimental hydropeaking power generation in Newfoundland, Canada. *N. Am. J. Fish. Manage.* **25**(3): 964-974. doi:10.1577/m04-133.1.
- Scutari M. 2010. Learning Bayesian Networks with the bnlearn R Package. *J. Stat. Softw.* **35**(3): 1–22.
- 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**(3): 414-431.
- Sierp, M.T., Qin, J.G., and Recknagel, F. 2008. Biomanipulation: A review of biological control measures in eutrophic waters and the potential for Murray cod *Maccullochella peelii peelii* to promote water quality in temperate Australia. *Rev. Fish Biol. Fish.* **19**(2): 143-165. doi:10.1007/s11160-008-9094-x.
- Sobocinski, K.L., Greene, C.M., and Schmidt, M.W. 2017. Using a qualitative model to explore the effects of ecosystem and anthropogenic drivers upon declining marine survival in Pacific Salmon. *Environ. Conserv.* **45**: 278-290.
- Sprules, W.G., and Barth, L.E. 2016. Surfing the biomass size spectrum: some remarks on history, theory, and application. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **73**: 477-495.
- Steele, J.H., Gifford, D.J., and Collie, J.S. 2011. Comparing species and ecosystem-based estimates of fisheries yields. *Fish. Res.* **111**(3): 139–144. doi:10.1016/j.fishres.2011.07.009.
- Stephens, P.A., Sutherland, W.J., and Freckleton, R.P. 1999. What is the Allee effect? *Oikos* **87**(1): 185–190.
- Steventon, J.D., and Daust, D.K. 2009. Management strategies for a large-scale mountain pine beetle outbreak: Modelling effects on American martens. *Forest Ecol. Manag.* **257**(9): 1976-1985.
- Taylor, J.J., Rytwinski, T., Bennett, J.R., Smokorowski, K.E., Lapointe, N.W., Janusz, R., Clarke, K., Tonn, B., Walsh, J.C., and Cooke, S.J. 2019. The effectiveness of spawning habitat creation or enhancement for substrate-spawning temperate fish: a systematic review. *Environ. Evidence* **8**: 19. doi:10.1186/s13750-019-0162-6.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., and Hewitt, D.A. 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. *ICES J. Mar. Sci.* **72**: 82-92.
- Unwin M., and Gabrielson R. 2018. [Review of historical hatchery releases of Chinook salmon in New Zealand. Cawthron Institute.](#)
- van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2016. Are small fishes more sensitive to habitat loss? A generic size-based model. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **73**: 716-726.
-

-
- Varis, O. 1997. Bayesian decision analysis for environmental and resource management. *Environ. Model. Softw.* **12**(2-3): 177-185.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2012. Capacity for increase, compensatory reserves, and catastrophes as determinants of minimum viable population in freshwater fishes. *Ecol. Model.* **247**: 319-326.
- Vélez-Espino, L.A., Fox, M.G., and McLaughlin, R.L. 2006. Characterization of elasticity patterns of North American freshwater fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **63**: 2050-2066.
- Walters, C.J., Christensen, V., Martell, S.J., and Kitchell, J.F. 2005. Possible ecosystem effects of applying MSY policies from single-species assessment. *ICES J. Mar. Sci.* **62**(3): 558–568. doi:10.1016/j.icesjms.2004.12.005.
- Wipfli, M.S., Hudson, J.P., Caouette, J.P., and Chaloner, D.T. 2003. Marine subsidies in freshwater ecosystems: salmon carcasses increase the growth rates of stream-resident salmonids. *Trans. Am. Fish. Soc.* **132**(2): 371-381. doi:10.1577/1548-8659(2003)1322.0.co;2.
- Yodzis, P. 1988. The indeterminacy of ecological interactions as perceived through perturbation experiments. *Ecology* **69**(2): 508-515.
- Yodzis, P. 1998. Local trophodynamics and the interaction of marine mammals and fisheries in the Benguela ecosystem. *J. Anim. Ecol.* **67**: 635-658.
- Yodzis, P. and Innes, S. 1992. Body size and consumer-resource dynamics. *Am. Nat.* **139**(6): 1151-1175.
- Young, P.S., Cech, J.J., and Thompson, L.C. 2011. Hydropower-related pulsed-flow effects on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Rev. Fish Biol. Fish.* **21**(4): 713-731. doi:10.1007/s11160-011-9211-0.

ANNEXE A. CALCULS DES ÉQUIVALENCES

Voici un sommaire des méthodes utilisées pour estimer les paramètres d'équivalence (tableau 2.4). L'exemple hypothétique ne correspond pas aux données réelles d'une centrale électrique en particulier, pas plus que les paramètres utilisés dans les calculs ne correspondent aux valeurs recommandées pour les espèces examinées. Toutes les analyses ont été effectuées en R 4.0.3 (R Core Team 2020).

Les données sur le cycle biologique de chaque espèce (tableau A.1) proviennent de Coker *et al.* (2001) et de Fishbase (Froese et Pauly 2020). Les données ont servi à établir des tables de vie pour chaque espèce (tableaux A.2, A.3 et A.4). La mortalité instantanée a été estimée à l'aide d'une relation prédictive fondée sur les coefficients de la fonction de croissance de von Bertalanffy (Then *et al.* 2015) où :

$$M = 4,118k^{0,73}L_{\infty}^{-0,33}. \quad (\text{A.1})$$

On a supposé que le taux annuel de survie des adultes était constant. Le taux de survie des juvéniles a été estimé à partir de la mortalité des adultes en supposant que la mortalité est une fonction inverse de la longueur (Lorenzen 2000). En supposant que la croissance suit la survie de la fonction de croissance de von Bertalanffy entre deux longueurs ou âges à partir desquels elle peut être calculée (van der Lee et Koops 2016) :

$$s_t = \left(\frac{L_{t+\Delta t}}{L_t} e^{-k\Delta t} \right)^{\frac{ML_{mat}}{kL_{\infty}}}. \quad (\text{A.2})$$

Où Δt est la durée sur laquelle la survie est estimée et L_{mat} est la longueur à maturité (la longueur de référence). L'équation A.2 a été appliquée entre l'âge de 6 mois et T_{mat} . Avant 6 mois, la mortalité devrait être plus élevée que les valeurs prévues d'après l'équation A.2. On a supposé que la mortalité des œufs était de 90 % (Jung *et al.* 2009). La mortalité des larves (de l'éclosion jusqu'à l'âge 0,5) a été résolue de telle sorte que le taux intrinsèque d'augmentation de la population, r , était de 0 (stabilité). La longueur, le poids et la fécondité selon l'âge ont été estimés à l'aide des relations propres à l'espèce.

Les mortalités par stade biologique ont été attribuées aux classes d'âge (tableau A.5). On a attribué 75 % des mortalités du stade de jeune de l'année au stade de larve, les 25 % restants étant attribués à l'âge 0,5. Les mortalités aux stades de juvénile et d'adulte ont été attribués à l'aide des répartitions stables par âge; on a supposé que le taux d'impaction et d'entraînement reflétait la proportion relative des classes d'âge dans l'environnement.

On a présumé que la mortalité était continue tout au long de l'année. Afin de simplifier les calculs des paramètres, tous les âges des poissons d'âge 1+ ont été établis à des intervalles de 0,5 an; cependant, habituellement, les taux de survie devraient être ajustés en fonction du moment où la mortalité a eu lieu pendant l'année.

On a calculé les âges équivalents en utilisant l'âge 1 comme âge d'équivalence (tableaux A.6, A.7, A.8). Les équivalents à l'âge 1 ont été estimés en termes de nombre et de biomasse. On a estimé la biomasse des équivalents à l'âge 1 en multipliant le nombre d'équivalents à l'âge 1 par le poids moyen prévu et un individu d'âge 1 estimé à partir des fonctions de croissance de von Bertalanffy et des relations longueur-poids (tableau A.1). Les estimations des âges équivalents sont constantes à l'intérieur des stades, car les individus ont été répartis entre les âges à l'intérieur des stades en utilisant la répartition stable par âge (c.-à-d. la table de survie).

Les valeurs en fonction du potentiel reproductif ont été générées en fonction du potentiel reproductif total perdu et du potentiel reproductif des équivalents à l'âge 1 (EA-1_{PR}), en nombre et en biomasse (tableaux A.9, A.10 et A.11). Les taux de survie ont été estimés à des intervalles d'une demi-année pour tenir compte de la période entre la mortalité moyenne au

cours de l'année et la fraie. On a calculé la valeur de $EA-1_{PR}$ en divisant les estimations du potentiel reproductif selon l'âge par le potentiel reproductif à l'âge 1 et en les multipliant par les mortalités selon l'âge.

Les valeurs du manque à produire ont été estimées comme le manque à produire sur l'ensemble de la vie et le manque à produire annuel (tableaux A.12, A.13 et A.14). L'estimation annuelle du manque à produire représente la production de biomasse perdue d'une seule année et ne tient pas compte de la production continue pendant le reste de la vie du poisson. Le manque à produire annuel a été estimé aux fins de comparaison avec les estimations de l'indice de productivité de l'habitat. Les estimations de l'indice de productivité de l'habitat étaient la biomasse annuelle totale de la mortalité par espèce multipliée par l'estimation de P/B en utilisant le poids prévu à maturité.

RÉFÉRENCES

- Coker, G.A, Portt, C.B., and Minns, C.K. 2001. Morphological and Ecological Characteristics of Canadian Freshwater Fishes. Can. MS Rpt. Fish. Aquat. Sci. 2554: iv+89p.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2020. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (12/2020).
- Jung, S., Choi, I., Jin, H., Lee, D., Cha, H, Kim, Y., and Lee, J. 2009. Size-dependent mortality formulation for isochronal fish species based on their fecundity: an example of Pacific Cod (*Gadus microcephalus*) in the eastern coastal areas of Korea. Fish. Res. **97**: 77-85.
- Lorenzen, K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **57**: 2374-2381.
- R Core Team, 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Then, A.Y., Hoenig, J.M., Hall, N.G., and Hewitt, D.A. 2015. Evaluating the predictive performance of empirical estimators of natural mortality rate using information on over 200 fish species. ICES J. Mar. Sci. **72**: 82-92.
- van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2016. Are small fishes more sensitive to habitat loss? A generic size-bases model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. **73**: 716-726.

TABLEAUX

Tableau A.1. Données sur le cycle biologique utilisées pour configurer les paramètres d'équivalence pour les espèces dans l'exemple hypothétique. Les données ont été tirées de Coker et al. (2001) et de Fishbase (Froese et Pauly 2020).

Paramètre	Gaspereau	Meunier noir	Alose noyer
Longévité	6	15	6
Âge à maturité	3	4	2
Fonction de croissance de von Bertalanffy	$21.4(1 - e^{-0.405t})$	$51.7(1 - e^{-0.152(t+0.108)})$	$43.7(1 - e^{-0.48t})$
Relation longueur-poids	$0.012L(cm)^{2.88}$	$0.0153L(cm)^{2.94}$	$0.0129L(cm)^{3.04}$
Fécondité	$-101,534 + 914.5L(mm)$	$0.521L(mm)^{1.754}$	300 000
Mortalité instantanée	0,775	0,283	0,693

Tableau A.2. Table de vie pour le gaspereau.

Stade	Âge	Longueur (cm)	Poids (g)	Maturité	Fécondité	Survie
Œuf	0,0	0,00	0,00	0	0	0,1000
Jeune de l'année	Larve	0,50	0,00	0	0	0,0028
	0,5	3,92	0,61	0	0	0,3411
Juvénile	1,0	7,13	3,43	0	0	0,2917
	2,0	11,88	14,95	0	0	0,4219
Adulte	3,0	15,05	29,55	1	36 553	0,4609
	4,0	17,16	43,15	1	55 955	0,4609
	5,0	18,58	54,16	1	68 895	0,4609
	6,0	19,52	62,45	1	77 525	0,0000

Tableau A.3. Table de vie pour le meunier noir.

Stade	Âge	Longueur (cm)	Poids (g)	Maturité	Fécondité	Survie
Œuf	0,0	0,00	0,00	0	0	0,1000
Jeune de l'année	Larve	0,50	0,00	0	0	0,0013
	0,5	4,56	1,33	0	0	0,5754
Juvénile	1,0	8,01	6,95	0	0	0,5354
	2,0	14,17	37,16	0	0	0,6664
	3,0	19,47	94,43	0	0	0,7312
Adulte	4,0	24,01	175,02	1	7 810	0,7534
	5,0	27,92	272,56	1	10 173	0,7534
	6,0	31,27	380,48	1	12 413	0,7534
	7,0	34,15	493,02	1	14 489	0,7534
	8,0	36,62	605,61	1	16 380	0,7534
	9,0	38,75	714,88	1	18 084	0,7534
	10,0	40,58	818,51	1	19 606	0,7534
	11,0	42,15	915,06	1	20 954	0,7534
	12,0	43,49	1 003,76	1	22 144	0,7534
	13,0	44,65	1 084,34	1	23 188	0,7534
	14,0	45,64	1 156,86	1	24 101	0,7534
15,0	46,50	1 221,65	1	24 897	0,0000	

Tableau A.4. Table de vie pour l'aloise noyer.

Stade	Âge	Longueur (cm)	Poids (g)	Maturité	Fécondité	Survie
Œuf	0,0	0,00	0,00	0	0	0,1000
Jeune de l'année	Larve	0,50	0,00	0	0	0,0001
	0,5	9,32	11,43	0	0	0,4816
Juvénile	1,0	16,66	66,74	0	0	0,4246
Adulte	2,0	26,97	288,64	1	300 000	0,5002
	3,0	33,35	550,37	1	300 000	0,5002
	4,0	37,29	773,30	1	300 000	0,5002
	5,0	39,74	937,77	1	300 000	0,5002
	6,0	41,25	1 050,46	1	300 000	0,0000

Tableau A.5. Données sur la mortalité du poisson attribuées aux classes d'âge.

Espèce	Stade	Âge	Proportion de dommages par stade	Mortalités
Gaspereau	Jeune de l'année	0,1	0,75	140 625,00
		0,5	0,25	46 875,00
	Juvénile	1,0	0,70	35 164,10
		2,0	0,30	14 835,90
	Adulte	3,0	0,60	7 470,34
		4,0	0,28	3 442,90
		5,0	0,13	1 586,75
		6,0	0,00	0,00
	Meunier noir	Jeune de l'année	0,1	0,75
0,5			0,25	312,50
Juvénile		1,0	0,46	406,30
		2,0	0,31	270,74
		3,0	0,23	197,97
Adulte		4,0	0,26	96,76
		5,0	0,19	72,90
		6,0	0,15	54,93
		7,0	0,11	41,38
		8,0	0,08	31,18
		9,0	0,06	23,49
		10,0	0,05	17,70
		11,0	0,04	13,33
		12,0	0,03	10,05
		13,0	0,02	7,57
14,0		0,02	5,70	
15,0	0,00	0,00		
Alose noyer	Jeune de l'année	0,1	0,75	16 875,00
		0,5	0,25	5 625,00
	Juvénile	1,0	1,00	6 000,00
	Adulte	2,0	0,53	799,82
		3,0	0,27	400,03
		4,0	0,13	200,08
		5,0	0,07	100,07

Tableau A.6. Estimations des équivalents à l'âge 1 selon l'âge pour le gaspareau.

Stade	Âge	Survie	Survie jusqu'à et depuis l'âge 1	Dommages	EA-1 – Nombre	EA-1 — Biomasse (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0028	0,0010	140 625,00	135,14	0,46
	0,5	0,3411	0,3411	46 875,00	15 990,84	54,87
S.O.	1,0	1,0000	1,0000	S.O.	S.O.	S.O.
Juvénile	1,5	0,3694	0,3694	35 164,10	95 193,39	326,67
	2,5	0,4589	0,1695	14 835,90	87 509,63	300,30
Adulte	3,5	0,4609	0,0781	7 470,34	95 608,92	328,09
	4,5	0,4609	0,0360	3 442,90	95 608,92	328,09
	5,5	0,4609	0,0166	1 586,75	95 608,92	328,09

Tableau A.7. Estimations des équivalents à l'âge 1 selon l'âge pour le meunier noir.

Stade	Âge	Survie	Survie jusqu'à et depuis l'âge 1	Dommages	EA-1 – Nombre	EA-1 — Biomasse (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0013	0,0007	937,50	0,70	0,00
	0,5	0,5754	0,5754	312,50	179,80	1,25
S.O.	1,0	1,0000	1,0000	S.O.	S.O.	S.O.
Juvénile	1,5	0,6141	0,6141	406,30	661,61	4,60
	2,5	0,7035	0,4320	270,74	626,67	4,35
	3,5	0,7526	0,3252	197,97	608,84	4,23
Adulte	4,5	0,7534	0,2450	96,76	394,98	2,74
	5,5	0,7534	0,1846	72,90	394,98	2,74
	6,5	0,7534	0,1391	54,93	394,98	2,74
	7,5	0,7534	0,1048	41,38	394,98	2,74
	8,5	0,7534	0,0789	31,18	394,98	2,74
	9,5	0,7534	0,0595	23,49	394,98	2,74
	10,5	0,7534	0,0448	17,70	394,98	2,74
	11,5	0,7534	0,0338	13,33	394,98	2,74
	12,5	0,7534	0,0254	10,05	394,98	2,74
	13,5	0,7534	0,0192	7,57	394,98	2,74
14,5	0,7534	0,0144	5,70	394,98	2,74	

Tableau A.8. Estimations des équivalents à l'âge 1 selon l'âge pour l'aloise noyer.

Stade	Âge	Survie	Survie jusqu'à et depuis l'âge 1	Dommages	EA-1 Nombre	EA-1 Biomasse (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0001	0,0000	16 875,00	0,68	0,05
	0,5	0,4816	0,4816	5 625,00	2 708,83	180,80
S.O.	1,0	1,0000	1,0000	S.O.	S.O.	S.O.
Juvenile	1,5	0,4954	0,4954	6 000,00	12 112,20	808,42
Adulte	2,5	0,5002	0,2478	799,82	3 228,20	215,46
	3,5	0,5002	0,1239	400,03	3 228,20	215,46
	4,5	0,5002	0,0620	200,08	3 228,20	215,46
	5,5	0,5002	0,0310	100,07	3 228,20	215,46

Tableau A.9. Estimations du potentiel reproductif (PR) selon l'âge pour le gaspareau. Les valeurs du PR ont été converties en équivalents à l'âge 1 avec le rapport EA-1 (RP_t/RP_1).

Stade	Âge	Survie	Fécondité (X1 000)	Dommages (X1 000)	PR par âge (X1 000)	PR total (X1 000)	EA-1 Rapport	EA-1 Nombre	EA-1 Biomasse (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0028	0,00	140,63	0,004	497,6	0,001	135,14	0,46
	0,5	0,3411	0,00	46,88	1,26	58 879,56	0,34	15 990,84	54,87
Juvenile	1,0	0,5000	0,00	0,00	3,68	0,00	1,000	0,00	0,00
	1,5	0,5833	0,00	35,16	7,36	258 928,9	2	70 321,36	241,32
	2,0	0,6333	0,00	0,00	12,62	0,00	3,43	0,00	0,00
	2,5	0,6662	0,00	14,84	19,93	295 734,5	5,41	80 317,22	275,62
Adulte	3,0	0,6789	36,55	0,00	29,92	0,00	8,12	0,00	0,00
	3,5	0,6789	0,00	7,47	25,80	192 738,2	7,01	52 344,91	179,63
	4,0	0,6789	55,95	0,00	38,00	0,00	10,32	0,00	0,00
	4,5	0,6789	0,00	3,44	28,00	96 415,1	7,61	26 184,94	89,86
	5,0	0,6789	68,89	0,00	41,25	0,00	11,20	0,00	0,00
	5,5	0,6789	0,00	1,59	26,32	41 755,7	7,15	11 340,24	38,92
	6,0	1,0000	77,53	0,00	38,76	0,00	10,53	0,00	0,00

Tableau A.10. Estimations du potentiel reproductif (PR) selon l'âge pour le meunier noir. Les valeurs du PR ont été converties en équivalents à l'âge 1 avec le rapport EA-1 (RP_t/RP_1).

Stade	Âge	Survie	Fécondité (X1 000)	Dommmages	PR par âge (X1 000)	PR total (X1 000)	EA-1 Rapport	EA-1 Nombre	EA-1 Biomasse (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0013	0	937,50	0,004	4,1	0,001	0,70	0,00
	0,5	0,5754	0	312,50	3,37	1 051,7	0,58	179,80	1,25
Juvénile	1,0	0,7003	0	0,00	5,85	0,00	1,00	0,00	0,00
	1,5	0,7644	0	406,30	8,35	3 393,4	1,43	580,14	4,03
	2,0	0,8034	0	0,00	10,93	0,00	1,87	0,00	0,00
	2,5	0,8295	0	270,74	13,60	3 682,1	2,33	629,5	4,37
	3,0	0,8481	0	0,00	16,40	0,00	2,80	0,00	0,00
	3,5	0,8621	0	197,97	19,33	3 827,2	3,31	654,30	4,55
Adulte	4,0	0,8680	7,81	0,00	22,42	0,00	3,83	0,00	0,00
	4,5	0,8680	0,00	96,76	21,93	2 121,9	3,75	362,76	2,52
	5,0	0,8680	10,17	0,00	25,26	0,00	4,32	0,00	0,00
	5,5	0,8680	0,00	72,90	24,02	1 751,0	4,11	299,36	2,08
	6,0	0,8680	12,41	0,00	27,67	0,00	4,73	0,00	0,00
	6,5	0,8680	0,00	54,93	25,67	1 410,1	4,39	241,08	1,68
	7,0	0,8680	14,49	0,00	29,58	0,00	5,06	0,00	0,00
	7,5	0,8680	0,00	41,38	26,83	1 110,3	4,59	189,82	1,32
	8,0	0,8680	16,38	0,00	30,91	0,00	5,29	0,00	0,00
	8,5	0,8680	0,00	31,18	27,42	855,0	4,69	146,16	1,02
	9,0	0,8680	18,08	0,00	31,59	0,00	5,40	0,00	0,00
	9,5	0,8680	0,00	23,49	27,35	642,6	4,68	109,85	0,76
	10,0	0,8680	19,61	0,00	31,51	0,00	5,39	0,00	0,00
	10,5	0,8680	0,00	17,70	26,50	469,1	4,53	80,19	0,56
	11,0	0,8680	20,95	0,00	30,53	0,00	5,22	0,00	0,00
	11,5	0,8680	0,00	13,33	24,70	329,3	4,22	56,30	0,39
	12,0	0,8680	22,14	0,00	28,45	0,00	4,86	0,00	0,00
	12,5	0,8680	0,00	10,05	21,71	218,1	3,71	37,29	0,26
	13,0	0,8680	23,19	0,00	25,01	0,00	4,28	0,00	0,00
13,5	0,8680	0,00	7,57	17,22	130,3	2,95	22,28	0,15	
14,0	0,8680	24,10	0,00	19,84	0,00	3,39	0,00	0,00	
14,5	0,8680	0,00	5,70	10,81	61,6	1,85	10,54	0,07	
15,0	1,0000	24,90	0,00	12,45	0,00	2,13	0,00	0,00	

Tableau A.11. Estimations du potentiel reproductif (PR) selon l'âge pour l'alose noyer. Les valeurs du PR ont été converties en équivalents à l'âge 1 avec le rapport EA-1 (RP_t/RP_1).

Stade	Âge	Survie	Fécondité (x1000)	Dommmages (X1 000)	PR par âge (X1 000)	PR total (X1 000)	EA-1 Rapport	EA-1 Nombre	EA-1 Biomasse (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0001	0,00	16,90	0,004	60,5	0,001	0,68	0,05
	0,5	0,4816	0,00	5,62	42,60	239 621,4	0,48	2 708,83	180,80
Juvénile	1,0	0,6196	0,00	0,00	88,46	0,00	1,00	0,00	0,00
	1,5	0,6853	0,00	6,00	142,77	856 608,0	1,61	9 683,63	646,33
Adulte	2,0	0,7072	300	0,00	208,34	0,00	2,36	0,00	0,00
	2,5	0,7072	0,00	0,80	144,59	115 642,5	1,63	1 307,30	87,25
	3,0	0,7072	300	0,00	204,44	0,00	2,31	0,00	0,00
	3,5	0,7072	0,00	0,40	139,08	55 637,6	1,57	628,96	41,98
	4,0	0,7072	300	0,00	196,66	0	2,22	0,00	0,00
	4,5	0,7072	0,00	0,20	128,08	25 626,0	1,45	289,69	19,34
	5,0	0,7072	300	0,00	181,11	0	2,05	0,00	0,00
	5,5	0,7072	0,00	0,10	106,08	10 615,6	1,20	120,01	8,01
6,0	1,0000	300	0,00	150,00	0	1,70	0,00	0,00	

Tableau A.12. Estimations du manque à produire (MP) par âge pour le gaspareau.

Stade	Âge	Poids (g)	Survie	Dommmages	M	G	MP – Annuel (kg)	MP – À vie (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0016	0,0028	140 625,00	5,872	5,933	1,402	3,332
	0,5	0,6149	0,1706	46 875,00	1,769	2,620	119,115	228,412
Juvénile	1,5	8,4458	0,3694	35 164,10	0,996	0,966	282,565	480,641
	2,5	22,1864	0,4589	14 835,90	0,779	0,501	144,003	226,232
Adulte	3,5	36,6179	0,4609	7 470,34	0,775	0,292	63,233	90,217
	4,5	49,0096	0,4609	3 442,90	0,775	0,180	22,785	26,985
	5,5	58,6283	0,4609	1 586,75	0,775	0,063	4,120	4,120

Tableau A.13. Estimations du manque à produire (MP) par âge pour le meunier noir.

Stade	Âge	Poids (g)	Survie	Dommages	M	G	MP – Annuel (kg)	MP – À vie (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0020	0,0013	937,50	6,650	6,501	0,011	0,128
	0,5	1,3277	0,4030	312,50	0,909	2,642	2,947	29,990
Juvénile	1,5	18,6463	0,6141	406,30	0,488	1,210	13,447	87,255
	2,5	62,5447	0,7035	270,74	0,352	0,748	15,553	80,088
	3,5	132,1851	0,7526	197,97	0,284	0,519	15,305	67,078
Adulte	4,5	222,0954	0,7534	96,76	0,283	0,383	8,645	33,623
	5,5	325,6126	0,7534	72,90	0,283	0,293	6,991	24,977
	6,5	436,4911	0,7534	54,93	0,283	0,230	5,379	17,986
	7,5	549,5503	0,7534	41,38	0,283	0,184	3,993	12,607
	8,5	660,8294	0,7534	31,18	0,283	0,150	2,887	8,614
	9,5	767,5088	0,7534	23,49	0,283	0,123	2,045	5,727
	10,5	867,7349	0,7534	17,70	0,283	0,102	1,425	3,683
	11,5	960,422	0,7534	13,33	0,283	0,085	0,981	2,257
	12,5	1 045,067	0,7534	10,05	0,283	0,071	0,668	1,276
	13,5	1 121,588	0,7534	7,57	0,283	0,059	0,452	0,608
14,5	1 190,197	0,7534	5,70	0,283	0,026	0,156	0,156	

Tableau A.14. Estimations du manque à produire (MP) par âge pour l'alse noyer.

Stade	Âge	Poids (g)	Survie	Dommages	M	G	MP — Annuel (kg)	MP – À vie (kg)
Jeune de l'année	0,1	0,0016	0,0001	16 875,00	9,383	8,894	0,186	0,415
	0,5	11,4349	0,2984	5 625,00	1,210	2,668	388,357	907,213
Juvénile	1,5	164,8343	0,4954	6 000,00	0,703	0,938	1 046,363	1 854,827
Adulte	2,5	421,2084	0,5002	799,82	0,693	0,463	139,158	217,557
	3,5	668,8747	0,5002	400,03	0,693	0,255	55,135	78,400
	4,5	862,7316	0,5002	200,08	0,693	0,147	19,617	23,265
	5,5	999,7871	0,5002	100,07	0,693	0,049	3,648	3,648

Tableau A.15. Exemple de prise en compte du décalage temporel.

Année	Taux d'actualisation (d_t)	Effet			Compensation		
		Valeur (kg) (X)	Calendrier (p_t)	Valeur actualisée (kg) ($Xp_i d_i$)	Valeur (kg) (X)	Calendrier (p_t)	Valeur actualisée (kg) ($Xp_i d_i$)
1	1,00	7 651,65	1	7 651,65	11 197,36	0	0,00
2	0,97	7 651,65	1	7 428,79	11 197,36	0	0,00
3	0,94	7 651,65	1	7 212,41	11 197,36	0	0,00
4	0,92	7 651,65	1	7 002,34	11 197,36	0	0,00
5	0,89	7 651,65	1	6 798,39	11 197,36	0	0,00
6	0,86	7 651,65	1	6 600,38	11 197,36	0,2	1 931,79
7	0,84	7 651,65	1	6 408,14	11 197,36	0,4	3 751,05
8	0,81	7 651,65	1	6 221,49	11 197,36	0,6	5 462,69
9	0,79	7 651,65	1	6 040,28	11 197,36	0,8	7 071,44
10	0,77	7 651,65	1	5 864,35	11 197,36	1	8 581,84
11	0,74	7 651,65	1	5 693,55	11 197,36	1	8 331,89
12	0,72	7 651,65	1	5 527,71	11 197,36	1	8 089,21
13	0,70	7 651,65	1	5 366,71	11 197,36	1	7 853,60
14	0,68	7 651,65	1	5 210,40	11 197,36	1	7 624,86
15	0,66	7 651,65	1	5 058,64	11 197,36	1	7 402,77
16	0,64	7 651,65	1	4 911,30	11 197,36	1	7 187,16
17	0,62	7 651,65	1	4 768,26	11 197,36	1	6 977,83
18	0,61	7 651,65	1	4 629,37	11 197,36	1	6 774,59
19	0,59	7 651,65	1	4 494,54	11 197,36	1	6 577,27
20	0,57	7 651,65	1	4 363,63	11 197,36	1	6 385,70
21	0,55	7 651,65	1	4 236,53	11 197,36	1	6 199,71
22	0,54	7 651,65	1	4 113,14	11 197,36	1	6 019,13
23	0,52	7 651,65	1	3 993,34	11 197,36	1	5 843,82
24	0,51	7 651,65	1	3 877,03	11 197,36	1	5 673,61
25	0,49	7 651,65	1	3 764,10	11 197,36	1	5 508,36
26	0,48	7 651,65	1	3 654,47	11 197,36	1	5 347,92
27	0,46	7 651,65	1	3 548,03	11 197,36	1	5 192,16
28	0,45	7 651,65	1	3 444,69	11 197,36	1	5 040,93
29	0,44	7 651,65	1	3 344,36	11 197,36	1	4 894,11
30	0,42	7 651,65	1	3 246,95	11 197,36	1	4 751,56
Total		-	-	154 475	-	-	154 475

ANNEXE B. EXAMEN SYSTEMATIQUE DE LA COMPENSATION

Tableau B.1. Méthode critique d'évaluation de la validité du projet en fonction du plan d'étude et du biais d'évaluation.

N° de catégorie/biais/caractéristique de qualité des données	Caractéristique de données précises	Plan d'étude	Note	Validité	
1. Biais de sélection et de performance : plan d'étude	Conception	Étude BACI (avant-après [BA] témoin-impact [CI])	S.O.	Élevée	
		BA, CI ou étude BACI incomplète	S.O.	Moyenne	
		Comparaison BA (> 3 avant, > 3 après)	25	S.O.	
	Répétition temporelle	Comparaison BA (< 3 avant, > 3 après)	20	S.O.	
		Comparaison BA (> 3 avant, < 3 après)	15	S.O.	
		Comparaison BA (< 3 avant, < 3 après)	10	S.O.	
		BA insuffisant	5	S.O.	
		Pas de BA	0	S.O.	
		Répétition spatiale	Comparaison site/CI > 2 témoin et impact)	25	S.O.
			Comparaison site/CI < 2 témoin, > 2 impact)	20	S.O.
	Comparaison site/CI > 2 témoin, < 2 impact)		15	S.O.	
	Comparaison site/CI < 2 témoin, < 2 impact)		10	S.O.	
		CI insuffisant	5	S.O.	
		Pas de CI	0	S.O.	
2. Biais d'évaluation	Résultat mesuré	Quantitatif	S.O.	Élevée	
		Estimation quantitative	S.O.	Moyenne	
		Semi-quantitatif	S.O.	Faible	
	Surveillance	Surveillance fréquente	S.O.	Élevée	
		Surveillance 1 fois	S.O.	Moyenne	
		Pas de surveillance	S.O.	Faible	

Note Temporel + Spatial	30 à 50	Élevée
	20 à < 30	Moyenne
	0 à < 20	Faible

Tableau B.2. Protocole d'examen systématique et de méta-analyse

<p>1. Stratégie de recherche pour la méta-analyse</p> <p>Recherche de PI(E)CO critères de recherche PI(E)CO utilisés pour définir les aspects importants (James <i>et al.</i> 2016)</p>
<p>Les premiers articles examinés faisaient précisément référence aux effets négatifs concrets sur les populations de poissons ou à la cause, par exemple l'altération du débit. Toutefois, l'examen porte principalement sur le fait que la mortalité résiduelle du poisson est présente à une échelle temporelle, se produit à certains intervalles ou persiste après la construction du projet d'exploitation. Ainsi :</p>
<p>P – Populations de poissons I (E) — doit entraîner la mortalité ou des dommages graves C — évaluation préalable comparant la compensation O – l'effet négatif doit être compensé et la méthode et le résultat doivent être enregistrés termes de productivité, d'abondance, de condition, de diversité ou de biomasse</p>
<p>2. Termes de recherche</p> <p>Les termes de recherche étaient basés sur les résultats de l'examen préalable et de l'extraction de mots clés de plusieurs documents scientifiques et de la littérature grise traitant de la mortalité du poisson dans le contexte de projets d'exploitation par l'humain.</p>
<p>Poisson, Pêches, Productivité, Habitat, Compensation, Mesures, Rapport, Résiduel, Mortalité, Canada, Surveillance, Aucune perte nette, Écosystème, Aquatique, Effort, Exploitation, Création, Restauration, Temporel, Nutriment, Ajout, Chimique, Restauration, Altérer, Augmentation, Politique, Net, Efficace, Commercial, Récréatif, Atténuation, Mise en réserve, Éviter, Pratique, Négatif, Atténuer, Résultat, Maintenir, Priorité, Réduire, Réimplantation, Océan, Inévitable, En cours, Gérer, Durable, Techniques, Empoisonnement, Barrage, Passage, Aval, Oxygène, Décharge, Électricité, Puissance électrique, Turbine, Énergie, Perturbation, Saumon, Jeune, Juvénile, Taille, Chronique, Abondance, Passe migratoire, Géniteur, Fermeture, Turbine, Croissance, Espèces, Préservation, Nourriture, Nutriments, Insectes, Invertébrés, Ressources, Population, Abondance, Eau, Débit, Rejet, Vitesse, Vitesse</p>
<p>Les mots clés ont été extraits au moyen de R et des packages « slowraker », « udpipe » et « textrank », et la commande « rake » qui fait partie de la base R (JONES 2017).</p>
<p>3. Recherche booléenne</p> <p>Chaîne</p>
<p>Des termes de recherche booléens ont été formulés et utilisés dans Web of Science, Google Scholar et, dans une certaine mesure, le moissonnage du Web. Toutes les recherches ont été rationalisées au moyen du logiciel Publish or Perish.</p> <p>(Poisson* OU Fraie* OU Juvénile OU Saumon* OU Jeune OU Espèce)</p> <p>ET</p> <p>(Aquatique OU Cours d'eau OU Rivière* OU Lac OU Retenue* OU Bassin OU Réserve* OU Océan OU Côte* OU Éco* OU Lentique OU Lotique OU Marin OU Eau douce)</p> <p>ET</p> <p>(Mortalité OU Tuer* OU Dommage OU Blessé*)</p> <p>ET</p> <p>(Tempor* OU Résiduel OU Restant* OU Continu*)</p> <p>ET</p>

(Développer* OU Anthropi* OU Industr* OU Ferme* OU Construire* OU Puissance OU Turbine OR Électrique*)
 ET
 (Compenser* OU Compensat* OU Atténu* OU Rédui* OU Inverser OU ANP OU Aucune Perte Nette)
 ET
 (Création* OU Restaur* OU Amélior* OU Préserv* OU Réserv* OU Crédit)
 ET (Produit* OU Biomasse OU Abondan* OU Biodiversité OU Diversi*)
 ET (Méthode* OU Polit* OU Résultat OU Rapport* OU Gest* OU Surveill* OU Pratique)

4. Résultat des recherches

Résultats des 200 premières recherches sur Google Scholar triés par pertinence le 17 août
 Recherche complète sur Web of Science à l'aide des termes de recherche booléens
 — 181 résultats le 19 août

Littérature grise Tout autre site Web cité, analysé par moissonnage du Web en combinaison avec des termes de recherche booléens

1. Alberta Hydro – 2 574 sites analysés, 0 appel de fichier
2. US Corps of Engineers — divisé en divisions régionales – 25 199 sites analysés, 79 pages recueillies
3. Pêches et Océans Canada – Vagues – 86 722 sites analysés, 28 pages recueillies
4. NOAA – 12 872 sites analysés, 321 pages recueillies
5. Google Scholar – 78 798 sites analysés, 140 pages recueillies

5. Évaluation et analyse de la documentation

Revue des titres et des résumés

Google Scholar : 29 documents et articles enregistrés au format PDF sur 200

Web of science : 181 – 35 documents et articles enregistrés au format PDF

Tous les autres sites Web : 34 documents articles enregistrés au format PDF

Corpus documentaire total : 98 documents — 30 avec données utilisables — évaluation de la validité (tableau B.1 en annexe)

BARNTHOUSE <i>ET AL.</i>	2019	MORLEY <i>ET AL.</i>	2005
CLARKE <i>ET AL.</i>	2008	PATRICK <i>ET AL.</i>	2015
GIBEAU <i>ET AL.</i>	2020	RAYMOND	1988
GREENWOOD	2008	RONI <i>ET AL.</i>	2006
HADDERINGH <i>ET JAGER</i>	2002	RONI <i>ET AL.</i>	2010
HANSEN <i>ET AL.</i>	2017	ROSENFELD <i>ET AL.</i>	2008
HARVEY <i>ET AL.</i>	1998	SCRIVENER <i>ET BROWNLEE</i>	1988

HIGGINS ET BRADFORD	1996	SCRUTON <i>ET AL.</i>	2005
HITT <i>ET AL.</i>	2012	SKALSKI <i>ET AL.</i>	2016
HORNE <i>ET AL.</i>	2004	STANTEC	2017
HUNT <i>ET AL.</i>	2012	STOCKNER ET MACISAAC	1996
KEELEY <i>ET AL.</i>	1996	THOMAS <i>ET AL.</i>	2013
KNIGHT PIÉSOLD LTD.	2015	TONALLA <i>ET AL.</i>	2017
LEMLY	2010	UNWIN ET GABRIELSON	2018
MAES <i>ET AL.</i>	2004	YOUNG <i>ET AL.</i>	2011

Tableau B.3. Information sur le projet divisée selon la mesure de compensation, la méthode, le paramètre courant et la validité de l'étude selon le tableau B.1.

ID	Compensation	Méthode	Paramètre	Validité de l'étude	Taille de l'effet	Espèces	Sites de référence/raitement
1	Création d'habitat	Construction hors chenal	Densité	Élevée	0,76137	Coho	7/7
2	Création d'habitat	Construction hors chenal	Densité	Élevée	0,87095	Coho, kéta, chinook	11/11
3	Création d'habitat	Construction hors chenal	Densité	Élevée	0,22857	Coho	9/10
4	Création d'habitat	Bassin et plaine inondable	Densité	Moyenne	1,65517	Coho, saumon arc-en-ciel	3/5
5	Création d'habitat	Bassin et plaine inondable	Densité	Moyenne	0,81937	Coho, saumon arc-en-ciel	10/10
6	Création d'habitat	Chenal et débit	Biomasse	Élevée	2,35467	Ombre de fontaine	3/3
7	Création d'habitat	Construction hors chenal	Densité	Moyenne	0,52446	Kéta, Coho	24/24
8	Création d'habitat	Construction hors chenal	Survie	Moyenne	1,56256	Coho	24/24
9	Création d'habitat	Plaine inondable et chenal	Densité (production de saumoneaux)	Faible	0,66032	Coho	5/11
1	Restauration et mise en valeur	Suppression de ponceau	Densité	Moyenne	0,64027	Communauté	6/6
2	Restauration et mise en valeur	Introduction de gros débris ligneux	Densité	Moyenne	0,39474	Salmonidés	58/58
3	Restauration et mise en valeur	Déversoir enroché	Densité	Moyenne	1,38985	Salmonidés	12/12

4	Restauration et mise en valeur	Embâcle	Densité	Moyenne	0,59831	Salmonidés	24/24
5	Restauration et mise en valeur	Substrat	Densité	Moyenne	0,69442	Salmonidés	3/13
6	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Densité	Faible	-0,6022	Communauté	3/13
7	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Biomasse	Faible	-0,0157	Communauté	3/3
8	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Densité	Moyenne	0,59615	Anguille	16/25
9	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Densité	Moyenne	1,21918	Anguille	15/15
10	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Densité	Moyenne	1,32235	Anguille	15/15
11	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Densité	Moyenne	0,85944	Anguille	15/15
12	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Richesse	Moyenne	-0,2812	Communauté	15/15
13	Restauration et mise en valeur	Enlèvement de barrage	Richesse	Moyenne	0,71623	Communauté	5/5
14	Restauration et mise en valeur	Enrichissement de berge	Température	Faible	1,47122	Poisson de petite taille	3/3
1	Manipulation biologique et chimique	Empoisonnement modèle	Survie	Moyenne	0,73521	Salmonidés	40/40
2	Manipulation biologique et chimique	Empoisonnement par rapport à sauvage	Survie	Moyenne	-0,54608	Salmonidés	21/19
3	Manipulation biologique et chimique	Empoisonnement par rapport à sauvage	Survie	Moyenne	-0,40901	Salmonidés	21/18
4	Manipulation biologique et chimique	Enrichissement en nutriments	Biomasse	Élevée	1,12581	Salmonidés	10/10
5	Manipulation biologique et chimique	Empoisonnement modèle	Survie	Moyenne	1,18182	Salmonidés	8/8
6	Manipulation biologique et chimique	Empoisonnement par rapport à sauvage	Survie	Faible	0,69298	Salmonidés	3/3
7	Manipulation biologique et chimique	Enrichissement en nutriments	Biomasse/variables environnementales	Élevée	0,94533	Communauté	5/5