



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

## **Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)**

---

**Document de recherche 2020/015**

**Région du Québec**

# **La fiabilité des programmes de surveillance des pêches : Harmoniser la qualité des estimations avec les risques pour la conservation des populations aquatiques**

Hugues P. Benoît<sup>1</sup> et Jacques Allard<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Pêches et Océans Canada  
Institut Maurice Lamontagne  
Mont Joli, QC G5H 3Z4

<sup>2</sup> Atlantic Statistical Analysis Inc.  
432 rue Danois, Dieppe, N.-B. E1A 4Z7

---

## 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 de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

<http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/>  
[csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca](mailto:csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020  
ISSN 2292-4272

### La présente publication doit être citée comme suit :

Benoît, H.P., et Allard, J. 2020. La fiabilité des programmes de surveillance des pêches : Harmoniser la qualité des estimations avec les risques pour la conservation des populations aquatiques. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2020/015. v + 54 p.

### **Also available in English:**

*Benoît, H.P., and Allard, J. 2020. The dependability of fishery monitoring programs: Harmonising the quality of estimates with the risks to the conservation of aquatic populations. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2020/015. v + 47 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	V
1. INTRODUCTION .....	1
2. CARACTÉRISATION DES RISQUES POUR LA CONSERVATION .....	4
2.1 L'OBJET DE L'OÉR : UNE PÊCHE OU UNE POPULATION.....	4
2.2 DESCRIPTEURS DES CONSÉQUENCES .....	5
2.2.1 Productivité et sensibilité .....	5
2.2.2 Autres indicateurs ou approches .....	7
2.2.3 Les objectifs doivent être clairement définis.....	7
2.2.4 Proposition de nouveaux descripteurs des conséquences des risques pour la conservation pour l'OÉR.....	7
3. ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES ESTIMATIONS DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE.....	7
3.1 CARACTÉRISTIQUES STATISTIQUES.....	8
3.2 CARACTÉRISTIQUES OPÉRATIONNELLES.....	8
3.3 MESURE DE LA QUALITÉ D'UN PROCESSUS D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES.....	10
3.4 MESURE DE LA QUALITÉ POUR UNE DÉCISION SUR LA CONFORMITÉ À UNE LIMITE .....	11
3.5 ÉVALUATION DE LA QUALITÉ BASÉE SUR PLUSIEURS PROGRAMMES DE SURVEILLANCE .....	13
3.6 DISTRIBUTION D'ÉCHANTILLONNAGE ASYMÉTRIQUE, ÉVÉNEMENTS RARES, PRÉSENCE-ABSENCE .....	14
3.7 REMARQUE : RAPPORT ENTRE LA QUALITÉ ET LA COUVERTURE DE LA SURVEILLANCE PAR L'OUTIL.....	15
4. FIABILITÉ : HARMONISATION DES EXIGENCES EN MATIÈRE DE QUALITÉ ET DES RISQUES.....	15
4.1 APPLICATIONS DE L'ESTIMATION .....	16
4.1.1 Variabilité.....	16
4.1.2 Biais .....	18
4.1.3 Applications de la conformité à une limite.....	19
4.2 FIABILITÉ AVEC PLUSIEURS PROGRAMMES DE SURVEILLANCE.....	20
5. LE PROCESSUS D'ÉVALUATION .....	20
5.1 RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DE LA FIABILITÉ.....	22
5.1.1 Fiable et rentable.....	23
5.1.2 Fiable mais non rentable .....	23
5.1.3 Non fiable .....	23
6. AMÉLIORER LA FIABILITÉ .....	23
6.1 AMÉLIORER LA QUALITÉ DU PROCESSUS D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES ....	23
6.1.1 Amélioration de la couverture .....	24
6.1.2 Augmenter la taille des échantillons.....	25
6.1.3 Amélioration du plan d'échantillonnage et de la sélection de l'échantillon.....	25
6.1.4 S'attaquer aux autres principales sources de biais .....	26

---

6.1.5 Réduire les sources d'erreur contrôlables.....	27
6.1.6 Le cas des pêches multiples.....	28
6.2 MODIFIER LES RÈGLES DE GESTION DES PÊCHES .....	28
6.2.1 Réduction des risques pour la conservation .....	28
6.2.2 Les limites opérationnelles : une approche du contrôle de la qualité dans une application de la conformité.....	28
6.3 OPTIONS POUR LES NOUVEAUX PROGRAMMES DE SURVEILLANCE.....	31
7. DISCUSSION.....	31
8. REMERCIEMENTS.....	34
9. RÉFÉRENCES CITÉES.....	34
10. ANNEXES.....	38
10.1 ANNEXE I : SOMMAIRE DE L'OUTIL PROVISOIRE D'ÉVALUATION DES RISQUES	38
10.1.1 Contexte et définitions .....	38
10.1.2 Procédure d'évaluation des risques .....	39
10.1.3 Descripteurs des conséquences pour les facteurs de conservation liés aux prises.	40
10.1.4 Description de la qualité requise en fonction du niveau de risque .....	49
10.1.5 Références citées à l'annexe I.....	50
10.2 ANNEXE II : DESCRIPTEURS RÉVISÉS DES CONSÉQUENCES DES RISQUES POUR LA CONSERVATION DANS L'OÉR.....	51

---

## RÉSUMÉ

Pêches et Océans Canada (MPO) est en train d'achever la mise au point d'une politique nationale de surveillance des pêches, qui lui permettra de disposer de renseignements fiables, opportuns et accessibles pour gérer les pêches d'une façon durable et pour réduire au minimum les dommages causés aux habitats et aux taxons non ciblés capturés accidentellement. Cette politique vise à mettre en œuvre une approche objective et cohérente pour déterminer le type et le degré de surveillance à appliquer pour l'ensemble des pêches gérées à l'échelle nationale par le MPO en vertu de la Loi sur les pêches. Dans le cadre de la mise en œuvre de cette politique, on évaluera dans quelle mesure les données disponibles sur les prélèvements effectués par chacune des pêches canadiennes sont appropriées pour déterminer si les prélèvements par la pêche assurent la durabilité des stocks et populations ciblées et capturées de façon accessoire. La qualité des estimations et des décisions sur la conformité aux limites produites à l'aide des données des programmes de surveillance des pêches constitue un élément important à prendre en considération pour la mise en œuvre de la politique. La qualité décrit la capacité d'un processus d'estimation à produire une estimation valide ou à prendre une décision correcte sur la conformité à une limite (p. ex. évaluer si le quota a été respecté). La qualité d'une estimation dépend de la variabilité et du biais de l'estimation résultant du caractère aléatoire inhérent au processus de collecte des données et de la mise en œuvre du protocole d'échantillonnage. Selon cette politique, les niveaux de qualité requis ou souhaités devraient être proportionnels au degré de risque que posent les pêches pour la conservation des populations aquatiques. Le présent document de recherche, qui s'appuie sur des avis scientifiques antérieurs du MPO ainsi que sur un outil provisoire de mise en œuvre de la politique utilisé pour évaluer les risques pour la conservation, vise trois objectifs principaux. D'abord, nous examinons et révisons les descripteurs utilisés pour classer les risques que pose la pratique des pêches canadiennes pour les espèces de prises ciblées et de prises accessoires. Ensuite, nous examinons et révisons légèrement les méthodes de quantification de la qualité des estimations et proposons une approche permettant d'harmoniser la qualité des estimations avec les risques pour la conservation des populations aquatiques. Enfin, nous décrivons des options pour modifier les programmes de surveillance des prises ou les mesures de gestion des pêches afin que les niveaux de qualité des estimations réalisées soient proportionnels au risque pour la conservation. Le présent document appuie les conclusions et les avis issus d'une réunion nationale de consultation scientifique du MPO, tenue du 14 au 16 mai 2019, qui cherchait à produire un avis scientifique sur un outil d'évaluation des risques liés à la surveillance des prises pour une politique nationale sur la surveillance des pêches.

---

## 1. INTRODUCTION

Pêches et Océans Canada (MPO) est en train d'achever la mise au point d'une politique nationale de surveillance des pêches, qui lui permettra de disposer de renseignements fiables, opportuns et accessibles pour gérer les pêches d'une façon durable et pour réduire au minimum les dommages causés aux habitats et aux taxons non ciblés capturés accidentellement. Cette politique vise à mettre en œuvre une approche objective et cohérente pour déterminer le type et le degré de surveillance à appliquer pour l'ensemble des pêches gérées à l'échelle nationale par le MPO en vertu de la *Loi sur les pêches*. Plusieurs types d'outils de surveillance des pêches sont utilisés au Canada (voir le sommaire dans le tableau A1 de Beauchamp *et al.* 2019), notamment des outils dont les données sont déclarées par les utilisateurs de la ressource, comme les questionnaires remplis par les pêcheurs, les avis avant le départ et avant l'arrivée (appels), les bordereaux des ventes commerciales, les enquêtes par interrogation des pêcheurs et les journaux de bord, et d'autres dont les données sont déclarées par des observateurs indépendants, comme les systèmes de vérification à quai, les observateurs en mer et les systèmes de surveillance vidéo (voir l'examen, dans Beauchamp *et al.* 2019). Ces outils peuvent être mis en œuvre sous forme d'enquêtes par sondage, dans le cadre desquelles un sous-ensemble aléatoire d'activités de pêche est surveillé, ou sous forme de recensements.

La qualité des estimations et des décisions sur la conformité aux limites produites à l'aide des données des programmes de surveillance des pêches constitue un élément essentiel à prendre en considération pour la politique. La qualité décrit la capacité d'un processus d'estimation (p. ex. estimation du total des débarquements pour un stock donné) à produire une estimation valide ou à prendre une décision correcte sur la conformité à une limite (p. ex. évaluer si le quota a été respecté). Elle mesure la validité de l'estimation, c'est-à-dire la probabilité que l'estimation soit proche de la valeur réelle. La qualité d'une estimation dépend de la variabilité et du biais de l'estimation résultant du caractère aléatoire inhérent au processus de collecte des données et de la mise en œuvre du protocole d'échantillonnage. Le concept de qualité est discuté en détail en ce qui concerne la surveillance des pêches dans Allard et Benoît (2019) et est brièvement examiné plus loin dans le présent rapport.

Dans le présent document, la fiabilité est définie comme étant l'adéquation de la qualité d'une estimation ou d'une décision sur la conformité à une limite pour parvenir à une conclusion correcte sur cette estimation ou cette décision à la lumière du niveau de risque pour la conservation qui lui est associé. Par exemple, un degré de qualité donné associé à un programme de surveillance conçu pour vérifier la conformité à un total autorisé des captures (TAC) pourrait être peu fiable si la population se trouve dans la zone critique de l'approche de précaution et risque de faire l'objet d'une surpêche, mais fiable si l'abondance de la population est à un niveau historiquement élevé. Dans le premier cas, l'incertitude qui entoure les prélèvements estimés peut entraîner une surpêche involontaire préjudiciable aux objectifs de reconstitution du stock, alors que dans le second cas, on ne prévoit pas un tel dommage.

La politique de surveillance des pêches du MPO repose sur trois principes directeurs pour ce qui est de la conception des programmes de surveillance et de son application à des pêches données :

- fiabilité;
- rentabilité;
- principe de la responsabilité partagée.

---

Les deux premiers principes comportent des concepts statistiques et scientifiques et offrent un intérêt pour le présent document.

Le premier principe vise à harmoniser le niveau, la fréquence et le type de surveillance de la pêche avec le degré de risque associé à la pêche et à la complexité de la pêche (p. ex. le nombre de flottilles concernées et la nature des mesures de gestion en cours de saison). La politique tient compte de deux catégories de risques : les risques pour la conservation des populations, des espèces, des communautés biotiques et des habitats aquatiques, et les risques associés à la conformité des pêcheurs aux règlements de pêche. Bien que les deux ne soient pas indépendants dans la pratique, le présent rapport se concentre sur le premier et en particulier sur les risques pour la conservation des populations et des espèces. La politique vise à adopter une approche prudente, mais pragmatique, pour établir les besoins de surveillance en reconnaissant que la qualité des estimations devrait être proportionnelle aux risques que pose la pêche pour la conservation (Babcock *et al.* 2003; Martin *et al.* 2015). Une pêche qui pose un risque élevé pour la conservation d'une ou de plusieurs populations devrait être surveillée de manière à ce que l'on ait une forte probabilité de calculer des estimations des prises d'une qualité suffisante pour en tirer des avis scientifiques de haute qualité et des mesures de gestion efficaces. En revanche, la gestion durable d'une pêche qui présente un faible risque pour la conservation peut être appuyée par des estimations de qualité inférieure.

Le deuxième principe reconnaît la nécessité de tenir compte de la rentabilité, en plus de la qualité et du risque, et offre une certaine souplesse dans la définition d'un programme de surveillance approprié. Un programme de surveillance comportant des options de surveillance moins coûteuses qui donnent lieu à des estimations de moindre qualité peut demeurer fiable, à condition que les risques pour la conservation soient également moins élevés. On peut ainsi réduire les coûts de surveillance en diminuant les risques pour la conservation (par exemple en abaissant les prélèvements autorisés ou la probabilité et l'ampleur des captures accidentelles d'espèces non visées à l'aide de techniques d'évitement ou en améliorant la sélectivité des engins de pêche).

La mise en œuvre de la politique se fera en plusieurs étapes afin d'assurer une application uniforme et d'avoir une forte probabilité d'atteinte des objectifs de conservation, de surveillance et de conformité. Voici les trois étapes clés :

- l'évaluation des risques pour la conservation et l'évaluation de la qualité des programmes de surveillance existants, composés d'un ou de plusieurs outils de surveillance;
- la détermination des objectifs de surveillance liés à la conservation, à la conformité et à d'autres facteurs en vue de cerner les lacunes dans l'évaluation et de les combler;
- la spécification des exigences en matière de surveillance, c'est-à-dire la combinaison rentable d'outils de surveillance et de niveaux d'échantillonnage (couverture) qui permettra d'obtenir des estimations fiables.

L'analyse et les avis scientifiques font partie intégrante de la mise en œuvre de ces étapes, car ils sont liés aux objectifs de conservation et aux risques pour celle-ci. L'évaluation comprend une évaluation des risques pour la conservation, une évaluation de la qualité des estimations des prises requises pour l'évaluation scientifique de l'état de la population ou de l'espèce et pour la gestion (p. ex. les prélèvements par rapport aux captures autorisées), et une analyse de la mesure dans laquelle la qualité est proportionnelle au risque (analyse des écarts).

Deux méthodologies avec les outils de mise en œuvre correspondants sont nécessaires pour l'évaluation rétrospective et, si cela semble nécessaire après l'analyse des écarts, la détermination et la définition d'exigences nouvelles ou supplémentaires en matière de surveillance. La première méthodologie, mise en œuvre dans l'outil d'évaluation de la

---

qualité (OÉQ), permet d'évaluer la qualité des estimations obtenues à partir des programmes de surveillance. Le Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) a organisé un examen national par les pairs de l'OÉQ (Allard et Benoît 2019; MPO 2019), qui a également fait l'objet de certains essais et d'une validation dans le cadre d'un atelier. La deuxième méthodologie, mise en œuvre dans l'outil d'évaluation des risques (OÉR), permet de caractériser les risques de manière semi-quantitative et précise les exigences en matière de qualité de l'estimation en fonction des niveaux de risque. Ici, OÉQ et OÉR feront référence à la méthodologie ou à l'outil, selon le contexte.

Les principaux objectifs du présent document de recherche sont de fournir la documentation de base et les avis scientifiques requis comme fondement de l'OÉR, de déterminer les modifications à apporter à l'OÉQ pour l'harmoniser avec l'OÉR et de définir la fiabilité dans le contexte de l'OÉR et de l'OÉQ.

Le présent document propose des modifications et des améliorations à la version provisoire actuelle de l'OÉR (annexe I) et, dans une moindre mesure, à l'OÉQ, qui permettront de les appliquer dans la mise en œuvre de la politique de surveillance des pêches. Tout d'abord, les éléments (descripteurs) utilisés pour caractériser les conséquences des risques pour la conservation dans l'OÉR provisoire nécessitent une certaine mise à jour et, surtout, doivent être soumis à un examen par les pairs qui en vérifiera la pertinence, l'exhaustivité et la clarté. Ensuite, il faut affiner les caractéristiques de la qualité cible dans l'OÉR provisoire et les relier spécifiquement à l'OÉQ. Enfin, il faut apporter de légères modifications à l'OÉQ pour fournir des mesures de la qualité spécialement conçues pour le contexte du risque pour la conservation.

Le Secteur de la gestion des pêches et des ports du MPO a demandé au Secteur des sciences du MPO un avis pour combler ces lacunes. Un processus consultatif national du SCCS a eu lieu du 14 au 16 mai 2019 en vue de répondre aux trois objectifs suivants :

- Examiner les descripteurs de l'OÉR actuel et ses méthodes d'évaluation et de catégorisation des risques que pose la pratique des pêches canadiennes pour les espèces ciblées et les espèces accessoires. Cette analyse des risques doit fournir des catégories de risque pour les prises ciblées et les prises accessoires (débarquées et rejetées);
- Fournir des orientations sur les seuils de qualité appropriés pour chacune des catégories de risque utilisées dans l'OÉR;
- Fournir un avis sur la façon d'utiliser l'OÉR et l'OÉQ pour étayer les décisions de modifier les programmes de surveillance des prises en vue d'obtenir le niveau de fiabilité voulu.

Ces objectifs concernent respectivement la caractérisation des risques pour la conservation, l'harmonisation de la qualité et le risque pour la conservation, et la présentation d'options visant à assurer la cohérence et la rigueur des programmes de surveillance des prises.

Le présent document de recherche fournit la documentation de base nécessaire à la réunion consultative et à l'avis scientifique qui en a résulté. Les objectifs ci-devant sont traités individuellement, à tour de rôle. Pour aborder les objectifs, nous résumons l'OÉR provisoire actuel, ainsi que l'OÉQ, qui est décrit de manière détaillée dans Allard et Benoît (2019). Comme indiqué précédemment, nous ne traitons pas des objectifs de surveillance des pêches qui ne sont pas statistiques ou pas directement associés aux risques pour la conservation. Ces objectifs comprennent la dissuasion (p. ex. le déploiement d'observateurs des pêches en mer sur les bateaux qui sont susceptibles d'enfreindre les règlements ou les conditions de permis) et les objectifs d'application de la réglementation (p. ex. les visites sur place et l'arraisonnement en mer par les agents des pêches), ainsi que les facteurs associés à l'équité et au partage des responsabilités. De plus, nous centrons notre examen sur la surveillance des prises et des caractéristiques connexes (p. ex. les limites des rapports des prises) et n'abordons pas

---

explicitement le recours à la surveillance des prises en ce qui concerne les effets de la pêche sur l'habitat et les communautés, qui relève de la politique de surveillance des pêches. Nous notons cependant que la surveillance des prises de certaines espèces benthiques formant des habitats est couverte, et donc que les impacts sur les habitats et les communautés le sont indirectement, au moins en partie.

## **2. CARACTÉRISATION DES RISQUES POUR LA CONSERVATION**

Le MPO a élaboré la version provisoire de l'OÉR afin d'harmoniser les exigences du programme de surveillance avec les objectifs de conservation (durabilité des impacts de la pêche sur les populations, les espèces, les habitats et les communautés écologiques) et les objectifs de conformité réglementaire (voir le résumé de l'actuel OÉR à l'annexe I). Dans les deux cas, l'OÉR vise à fournir une méthodologie pour évaluer le risque que posent les pêches pour la réalisation des objectifs. Le risque est évalué de façon semi-quantitative comme le produit d'une série de conséquences et de leur vraisemblance. Nous examinons ici les principaux aspects de la détermination, dans l'OÉR, des risques pour les objectifs de conservation liés aux populations et aux espèces (prises ciblées et prises accessoires) auxquels il serait bon d'apporter certaines modifications. Nous commençons par discuter des changements proposés à l'application générale de l'OÉR, puis des modifications possibles aux descripteurs des conséquences.

### **2.1 L'OBJET DE L'OÉR : UNE PÊCHE OU UNE POPULATION**

L'approche de la version provisoire de l'OÉR consiste à examiner un ensemble de risques pêche par pêche, tout en tenant compte des effets cumulatifs. L'objectif est donc la pêche. Cette approche est naturelle puisque les programmes de surveillance sont souvent établis et exploités au niveau de la pêche. Elle convient également pour les risques de conformité et d'application de la réglementation qui sont définis au niveau de la pêche. Néanmoins, des exceptions peuvent exister (par exemple, une limite sur les prélèvements totaux dans toutes les pêches, précisée par un traité international).

En ce qui concerne le risque pour un objectif de conservation, il faut évaluer l'impact cumulatif de toutes les pêches pertinentes pour cet objectif. Par exemple, pour un objectif de conservation d'une population, il faut inclure toutes les pêches qui capturent des individus de cette population, comme prises ciblées ou prises accessoires, ou qui interagissent de façon significative avec cette population. Pour évaluer correctement le risque posé par la pêche pour la durabilité des populations, il faut évaluer l'impact potentiel de tous les prélèvements. Cette approche est conforme à la pratique en matière d'évaluation des stocks, où il ne serait pas possible de répartir correctement la mortalité entre la mortalité par pêche et celle causée par d'autres sources si on évaluait chaque pêche individuellement pour ensuite combiner ces évaluations d'une manière ou d'une autre. Il serait très difficile d'évaluer la durabilité de la pêche.

L'OÉQ a été conçu pour évaluer la qualité des estimations ou la conformité aux limites du point de vue de la population, que l'impact sur la population soit produit par une seule pêche ou par plusieurs. Il permet notamment d'évaluer les contributions de plusieurs programmes de surveillance à la qualité d'un processus d'estimation ou la conformité aux limites pour une seule population et, par conséquent, de déterminer la fiabilité conjointe de plusieurs programmes de surveillance en ce qui concerne le risque pour la conservation de cette population. Cela permet d'éviter les difficultés du processus inverse, c'est-à-dire d'évaluer le risque que pose chaque pêche touchant une population, puis de cumuler ces risques pour obtenir le risque pour la population. Par exemple, quel est le risque dû à chaque pêche dans un groupe de pêches qui

---

représentent chacune 10 % des captures d'une population en péril? Mais surtout, l'OÉQ facilite l'évaluation des compromis dans la qualité du processus d'estimation entre les pêches et les outils de surveillance. On peut donc évaluer plus objectivement, par exemple, s'il est possible de prévoir un niveau de surveillance moins élevé pour une pêche capturant relativement peu d'individus d'une population.

Traiter la pêche comme le sujet des examens des programmes de surveillance des pêches est particulièrement problématique pour les prises accessoires. Les prises accidentelles dans une pêche sont souvent composées de nombreuses espèces, capturées en nombres variables. La façon d'évaluer le risque de ce point de vue n'est pas claire, car il sera naturellement impossible ou peu pratique d'évaluer le risque pour toutes les espèces capturées accidentellement dans la plupart des pêches. Est-ce que le risque est évalué par rapport aux espèces capturées accidentellement le plus souvent dans la pêche, dont la mortalité par pêche n'est pas forcément élevée en raison de cette pêche, ou par rapport aux espèces les plus vulnérables sur les plans biologique et écologique? Il sera beaucoup plus facile de déterminer l'ordre de priorité des espèces à évaluer en fonction du risque pour la conservation lorsque les espèces ou les populations sont visées par des examens des programmes de surveillance.

## **2.2 DESCRIPTEURS DES CONSÉQUENCES**

Dans l'actuel OÉR, les descripteurs des conséquences pour les facteurs de conservation liés aux prises sont fondés sur les cadres de gestion de l'approche de précaution (points de référence et règles de contrôle des prises), lorsqu'il en existe, ou sinon sur des considérations fondées sur le risque de l'impact potentiel des pêches. Ces dernières s'inspirent largement de l'avis scientifique du MPO sur les méthodes fondées sur les risques pour déterminer les niveaux de mortalité durables des espèces de prises accessoires (MPO 2012; Pardo *et al.* 2012). Les considérations décrites dans cet avis sont pertinentes non seulement pour les prises accessoires, mais aussi pour les populations dont les données et les connaissances sur la dynamique et les paramètres de la population sont incomplètes.

### **2.2.1 Productivité et sensibilité**

Le MPO (2012) estime qu'il est possible d'évaluer la vulnérabilité des populations à la surexploitation en fonction de leur productivité (la résilience étant définie comme la capacité de résister à la surexploitation ou de se rétablir en cas d'épuisement) et de leur sensibilité aux prises et à la mortalité.

L'avis décrit la mortalité naturelle ( $M$ ) comme un paramètre clé pour élaborer des points de référence pour la gestion des prises accessoires et d'autres espèces sur lesquelles on dispose de peu de données, car elle peut servir d'indicateur indirect de la productivité. Les espèces ayant une valeur plus grande de  $M$  sont susceptibles d'être plus productives et donc capables de soutenir des taux d'exploitation plus élevés. Des approximations des points de référence  $F_{RMD}$  (mortalité par pêche produisant un rendement maximal durable) ont été proposées, par exemple  $0,87 * M$  pour les poissons téléostéens et  $0,41 * M$  pour les élasmobranches, ainsi que pour le point de référence limite de la pêche,  $F_{lim} = 1,5 * F_{RMD}$  (Zhou *et al.* 2012). Ces approximations de  $F_{RMD}$  sont utilisées dans l'OÉR. Il existe de nombreuses méthodes pour estimer  $M$  (examinées dans Pardo *et al.* 2012; Zhou *et al.* 2012; Kenchington 2014). À notre connaissance, il n'existe pas d'approximations équivalentes pour les invertébrés.

L'utilisation de  $M$  pour les approximations de la pêche durable part de l'hypothèse inhérente voulant que  $M$  représente les valeurs des populations équilibrées et non épuisées. Toutefois,  $M$  peut varier dans le temps et, en particulier, peut varier de façon inverse à l'abondance, ce qui entraîne une déperdition à faible abondance, par exemple si les taux de prédation sur la

---

population augmentent lorsque l'abondance diminue (Gascoigne et Lipcius 2004; Swain et Benoît 2015; Forrest *et al.* 2018). Le maintien des taux d'exploitation lorsque  $M$  augmente, sans augmentation correspondante du recrutement, aggrave le risque de surexploitation (Legault et Palmer 2016). Pour les populations pour lesquelles on soupçonne que tel est le cas, il conviendrait d'utiliser des valeurs de référence inférieures à  $0,87 * M$  et à  $0,41 * M$  dans l'OÉR.

L'OÉR évalue actuellement la sensibilité aux prises et à la mortalité uniquement en fonction des répartitions relatives de la population et de la pêche, c'est-à-dire de la disponibilité. Il suppose que le niveau de conséquence est faible lorsqu'une partie importante de la population n'est pas exposée à la mortalité par pêche. Cependant, les conséquences peuvent être faibles même si le chevauchement spatial relatif ne l'est pas et le paramètre utilisé actuellement peut surestimer la conséquence. Tout d'abord, il faut tenir compte des distributions relatives par rapport au temps (diurnes, saisonnières, etc.) pour décrire correctement la disponibilité. De courtes périodes de chevauchement, à condition qu'elles n'interviennent pas durant un stade biologique sensible (par exemple, pendant le frai) ou une période de regroupement, ne présentent pas nécessairement une conséquence élevée, sauf si l'effort de pêche et la capturabilité sont importants. Ensuite, il faudrait tenir compte de la capturabilité et de la sélectivité. Même en cas de grande disponibilité, les prises peuvent être rares si la capturabilité de l'engin est faible. De même, les conséquences des prises peuvent être faibles, par exemple si l'engin capture sélectivement des stades biologiques précoces abondants. Enfin, même si des animaux sont capturés, la conséquence peut être faible si la mortalité après les prises est faible (c'est-à-dire que la remise à l'eau des animaux vivants a une forte probabilité de réussir). Il existe des approches fondées sur les caractères et les indicateurs pour évaluer la probabilité de mortalité après capture des espèces qui ne sont pas conservées et débarquées (Benoît *et al.* 2010, 2013).

Nonobstant la prise en compte de la disponibilité, le comportement agrégatif dans une population peut contribuer au risque de surexploitation. Même si la disponibilité est faible, de légers changements dans la répartition relative de la population et de la pêche pourraient entraîner une probabilité occasionnelle élevée de forte exploitation si la population est très agrégée. Cela est particulièrement préoccupant car la répartition de la plupart des espèces de poissons a tendance à se contracter à mesure que l'abondance diminue, ce qui accroît la capturabilité et donc la vulnérabilité à la surpêche (Paloheimo et Dickie 1964; MacCall 1990; Swain et Sinclair 1994).

D'autres cadres semi-quantitatifs fondés sur le risque sont couramment utilisés pour évaluer la vulnérabilité, notamment l'analyse de la productivité et de la sensibilité (APS) et ses variantes (Stobutzki *et al.* 2001; Hobday *et al.* 2007; Patrick *et al.* 2009; Micheli *et al.* 2014), qui comprennent un grand nombre de caractéristiques du cycle biologique (p. ex. âge et taille à la maturité, fécondité, stratégie de reproduction) et de mesures de la susceptibilité, combinées en un simple indice ordinal. Cependant, des études récentes ont montré que ces méthodes surestiment la vulnérabilité (Zhou *et al.* 2016) et sont associées à un taux d'erreur de prévision élevé concernant la vulnérabilité lorsqu'elles sont testées dans des simulations (Hordyk et Carruthers 2019). Au contraire, les prédictions de la vulnérabilité semblent être les plus précises lorsqu'on utilise peu de caractéristiques : le taux intrinsèque de croissance de la population, la disponibilité, la sélectivité et la mortalité des rejets (Hordyk et Carruthers 2019). Puisque le taux intrinsèque de croissance de la population est une fonction de la valeur  $M$  dépendante de l'âge et du calendrier de reproduction (McAllister *et al.* 2001), les caractères de la productivité et de la sensibilité de l'OÉR provisoire actuel sont probablement (largement) suffisants pour caractériser la vulnérabilité en vue de déterminer les conséquences des prises sur la durabilité à long terme.

---

## **2.2.2 Autres indicateurs ou approches**

Le MPO (2012) précise que les tendances d'abondance après le recrutement peuvent indiquer si les niveaux de prises actuels risquent de nuire à la productivité de la population. Cet indicateur est utilisé dans l'OÉR. Toutefois, il est important de noter qu'il faudrait revoir les tendances par rapport aux changements apportés à la gestion et aux objectifs des pêches, aux marchés ou à d'autres facteurs qui peuvent biaiser l'indicateur s'ils sont fondés sur des informations dépendantes de la pêche (p. ex. la capture par unité d'effort).

La vulnérabilité d'une population peut être établie au moyen de simulations génériques de la population structurée par âge, plutôt que d'approximations ou d'indicateurs. Les approches fondées sur la simulation reflètent plus exactement l'interaction des caractéristiques du cycle vital qui influent sur la productivité, ainsi que les effets des caractéristiques de la susceptibilité, comparativement aux approches fondées sur l'APS; de plus, elles sont faciles à mettre en œuvre (Hordyk et Carruthers 2018). Des méthodes fondées sur des simulations devraient donc être incluses dans la boîte à outils de l'OÉR.

## **2.2.3 Les objectifs doivent être clairement définis**

Lorsque l'on examine les descripteurs de l'impact pour les prises, il est essentiel de tenir compte de la façon dont les prises sont utilisées dans la gestion des pêches. Ce qui précède suppose une surveillance des prises pour s'assurer que les prélèvements sont durables à court et à long termes (par exemple, qu'ils sont inférieurs à une certaine limite). Des prélèvements élevés par rapport à l'abondance et à la productivité du stock indiqueraient qu'une surveillance de haute qualité des pêches est nécessaire. Toutefois, il existe des cas où l'on surveille les prises pour vérifier que des procédures de gestion qui ne sont pas nécessairement fondées sur les prises demeurent durables. Par exemple, la surveillance des prises pour les décisions de gestion tactique n'est pas requise dans les pêches gérées d'après les intrants (à partir de l'effort de pêche et non des prélèvements), mais les tendances à long terme des prises ou des propriétés des prises peuvent indiquer si les contrôles des intrants donnent des résultats durables. Dans un tel cas, les risques pour la conservation posés par des erreurs dans la surveillance des captures peuvent être plus faibles que dans les pêches où les contrôles sont fondés sur les extrants, toutes choses égales par ailleurs. Ainsi, la surveillance requise pourrait être moins rigoureuse.

## **2.2.4 Proposition de nouveaux descripteurs des conséquences des risques pour la conservation pour l'OÉR**

Compte tenu des considérations qui précèdent, nous avons révisé les descripteurs des conséquences dans l'OÉR et les présentons dans le tableau 2.1 de l'annexe II. Nous avons veillé à mettre en évidence les éléments clés qui distinguent les descripteurs entre les catégories de risque.

## **3. ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES ESTIMATIONS DU PROGRAMME DE SURVEILLANCE**

Allard et Benoît (2019) ont séparé les objectifs statistiques des programmes de surveillance des pêches en deux classes nécessitant des approches différentes pour évaluer la qualité : l'estimation et la conformité aux limites. Les objectifs de l'estimation sont liés aux activités scientifiques (p. ex. évaluation des stocks et évaluation du potentiel de rétablissement) et administratives (p. ex. rapports sur les prélèvements et la valeur économique). Les objectifs de la conformité sont pertinents lorsque le régime de gestion comporte une limite quelconque

---

(p. ex. total autorisé des captures, pourcentage autorisé de prises de juvéniles) et que l'on utilise l'estimation du paramètre pour déterminer si la limite a été respectée ou non.

Allard et Benoît (2019) ont défini deux classes de caractéristiques qui influencent la qualité d'un processus d'estimation : les caractéristiques statistiques et les caractéristiques opérationnelles. Nous décrivons d'abord ces caractéristiques avant de définir des mesures de la qualité.

Allard et Benoît (2019) proposent également quelques mesures de la fiabilité indépendantes du risque pour la population. Ces mesures ne sont pas pertinentes dans le contexte actuel où la fiabilité fait référence à la relation entre la qualité du processus d'estimation des paramètres ou du processus décisionnel de conformité à la limite et le risque pour la population.

### **3.1 CARACTÉRISTIQUES STATISTIQUES**

Les caractéristiques statistiques décrivent l'impact du caractère aléatoire dans le protocole d'échantillonnage aléatoire ainsi que l'incidence des propriétés de l'estimateur statistique utilisé pour obtenir l'estimation. Dans les enquêtes par sondage, les caractéristiques statistiques ont un impact important sur la variabilité mais, dans la plupart des cas, elles n'ont qu'un impact léger ou corrigible sur le biais. Dans les recensements, elles n'ont aucun impact.

### **3.2 CARACTÉRISTIQUES OPÉRATIONNELLES**

Les caractéristiques opérationnelles sont liées à la mise en œuvre du programme de surveillance et des propriétés de l'estimateur ou des estimations tirées du modèle. Elles comprennent les différences, délibérées ou non, entre le protocole d'échantillonnage réel et le protocole d'échantillonnage supposé dans l'analyse statistique. Les caractéristiques opérationnelles incluent également des facteurs tels que les erreurs de mesure et les erreurs associées au calcul des estimations (détails ci-après). Elles peuvent avoir un impact tant sur les enquêtes par sondage que sur les recensements (Allard et Benoît 2019). L'impact sur le biais peut être très important, mais difficile à évaluer. Les impacts sur la variabilité sont souvent faibles et, dans certains cas, comme dans celui de l'erreur de mesure, sont partiellement pris en compte dans les caractéristiques statistiques. Toutefois, dans d'autres cas comportant des différences entre le plan d'échantillonnage réel et celui que l'analyste a involontairement supposé, il peut y avoir une sous-estimation ou une surestimation non négligeable de la variabilité.

Il convient de noter que toutes les tentatives passées d'établir des objectifs de qualité pour les programmes de surveillance des pêches ont été étroitement axées sur les caractéristiques statistiques, concernant généralement uniquement la variabilité ou son inverse, la précision (p. ex. Agnew *et al.* 2010; Hanke *et al.* 2012), mais dans certains cas aussi avec un biais statistique (p. ex. Amandè *et al.* 2012). Dans quelques-uns de ces cas, on a tenu compte de manière détaillée de la variabilité due à l'échantillonnage à plusieurs degrés (c.-à-d. l'échantillonnage en fonction des sorties, des calées dans les sorties, des poissons dans les calées, etc.; Voldstad *et al.* 1997; Cotter *et al.* 2002; Agnew *et al.* 2010). D'autres auteurs ont reconnu l'importance des caractéristiques opérationnelles pour l'influence sur la qualité (p. ex. Babcock *et al.* 2003; NMFS 2004), mais ils n'ont pas pu intégrer explicitement ces effets dans la définition des objectifs de qualité, car la tâche n'est pas évidente. Certains ont plutôt préconisé de tester ou de quantifier la contribution des caractéristiques opérationnelles et d'utiliser ces résultats pour planifier des mesures de suivi (p. ex. application de la loi ou modifications des programmes) et pour tempérer, de façon quelque peu ponctuelle, l'interprétation des estimations en ce qui concerne les risques pour la ressource ou la pêche, c'est-à-dire en faisant preuve de plus de prudence (NMFS 2005; Rago *et al.* 2005; Volstad et Fogarty 2006). En revanche, Babcock *et al.* (2003) ont soutenu que l'on peut atténuer l'influence de certains

---

facteurs opérationnels importants, tels que les biais (et la variabilité) résultant d'un échantillonnage non représentatif de la pêche et les effets des observateurs (une différence dans le comportement de pêche entre les navires avec et sans observateurs) en augmentant les taux d'échantillonnage (niveaux de couverture). Cette approche a été critiquée en partie parce qu'il est peu probable que la contribution des facteurs opérationnels soit directement inversement liée aux niveaux de couverture (Rago *et al.* 2005). Par ailleurs, certaines caractéristiques opérationnelles peuvent rester pertinentes même dans le cadre d'un recensement (couverture à 100 %), comme le biais de non-déclaration dans les journaux de bord et la variabilité résultant de l'estimation visuelle des prises (Allard et Benoît 2019).

En se fondant sur la méthodologie générale de l'enquête (Groves *et al.* 2009) et les considérations propres aux pêches (Babcock *et al.* 2003), Allard et Benoît (2019) ont déterminé 15 caractéristiques opérationnelles qui peuvent influencer la qualité des estimations tirées des programmes de surveillance des pêches (voir les définitions et les détails dans Allard et Benoît 2019).

Les deux premières caractéristiques, le sous-dénombrement (1) et le sur-dénombrement (2), concernent la relation entre la base d'échantillonnage utilisée pour planifier la surveillance et la population cible. Ces caractéristiques peuvent influencer le biais dans les enquêtes par sondage et les recensements, mais ne devraient pas avoir d'effet sur la variabilité.

Les trois caractéristiques suivantes s'appliquent aux enquêtes par sondage et concernent la façon dont les échantillons sont choisis par rapport à la façon dont ils sont supposés avoir été choisis dans les calculs statistiques, et elles comprennent le regroupement involontaire des échantillons (3), la stratification involontaire de l'échantillonnage (4) et d'autres probabilités de sélection irrégulière (5 ; y compris le ciblage des navires). Ces caractéristiques peuvent avoir un effet important sur la variabilité et potentiellement aussi sur le biais.

L'effet de l'observateur (6) traite un biais induit par l'acte de faire l'observation. Il ne devrait pas y avoir d'effet de l'observateur dans un recensement.

Les deux caractéristiques suivantes ont trait à l'influence des valeurs manquantes, en raison de facteurs involontaires (7), comme la non-réponse involontaire, et de facteurs intentionnels (8), y compris la non-réponse intentionnelle. Si les valeurs manquantes sont aléatoires d'un échantillon à l'autre, il ne devrait y avoir aucun effet sur le biais. Toutefois, si les valeurs manquantes sont systématiques à certains égards, par exemple en cas de sous-déclaration délibérée des prises, elles produiront un biais. La variabilité causée par les valeurs manquantes est prise en compte dans le calcul statistique de l'erreur-type (ET), mais la réduction du nombre de valeurs manquantes permet d'améliorer la qualité.

Les autres caractéristiques ont trait aux erreurs non planifiées et comprennent : les erreurs dans les données déclarées par les utilisateurs de la ressource (9 ; p. ex. les pêcheurs, les usines de transformation du poisson et les acheteurs), les erreurs déclarées par les observateurs indépendants (10), les erreurs liées à l'équipement (11 ; p. ex. le biais ou l'imprécision des outils de mesure), les erreurs de manipulation des données (12), les erreurs d'ajustement (13 ; p. ex. la conversion des débarquements entre les poids des poissons vidés en poids frais), les erreurs d'imputation (14), et les erreurs de modélisation (15). Un biais global non comptabilisé se produira si ces erreurs sont biaisées, c'est-à-dire si elles ont tendance à sous-estimer ou à surestimer systématiquement les valeurs réelles. La contribution de ces caractéristiques à la variabilité est prise en compte en tout ou en partie dans l'ET statistique (voir Allard et Benoît 2019).

---

### 3.3 MESURE DE LA QUALITÉ D'UN PROCESSUS D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES

Pour mesurer la qualité, Allard et Benoît (2019) mesurent d'abord la contribution des caractéristiques statistiques et d'une série de caractéristiques opérationnelles à chacune des deux composantes de la qualité : le biais et la variabilité. Ces calculs utilisent théoriquement des données existantes, mais peuvent également faire appel à des avis d'experts pour des valeurs types.

Les biais associés aux facteurs statistiques et opérationnels sont considérés comme additifs. Le résultat de ces calculs est le biais du processus d'estimation, dénoté par  $b_{ep}$ .

L'erreur-type (ET) est la mesure de base de la variabilité utilisée. L'ET obtenue à partir de l'analyse statistique reflète principalement la variabilité de l'estimateur due au caractère aléatoire du protocole d'échantillonnage. Les corrections multiplicatives de l'ET décrivent l'impact des écarts par rapport au protocole d'échantillonnage (caractéristiques opérationnelles) sur la variabilité n'apparaissant pas autrement dans l'ET. Par exemple, les facteurs opérationnels qui entraînent une sous-estimation de l'ET sont associés à un facteur de correction supérieur à un. Les impacts des caractéristiques opérationnelles représentant la variabilité ajoutée dans les données sont ajoutés de façon quadratique à l'erreur-type. Le résultat de ces calculs est la variabilité du processus d'estimation, dénotée par  $s_{ep}$ .

La mesure de la qualité du processus d'estimation proposée par Allard et Benoît (2019), appelée erreur du processus d'estimation ( $e_{ep}$ ), combine le biais et la variabilité à l'aide d'une formule fondée de manière heuristique sur l'erreur quadratique moyenne et est définie comme suit :

$$e_{ep} = \sqrt{b_{ep}^2 + s_{ep}^2}$$

Après la fin des travaux d'Allard et Benoît (2019) et de l'avis scientifique connexe (MPO 2019), un atelier a été organisé en décembre 2018 pour mettre l'OÉQ à l'essai et l'appliquer. Une conclusion importante de cet atelier était qu'il faut évaluer séparément la qualité en ce qui concerne la variabilité et le biais, plutôt que conjointement dans l'erreur du processus d'estimation. Cette conclusion est motivée par le fait que les erreurs du processus d'estimation causées par la variabilité et par le biais ont des conséquences différentes sur le risque pour la conservation. La variabilité comprend des erreurs aléatoires telles que des paramètres comme les prises totales sont tout aussi susceptibles d'être sous-estimés ou surestimés une année donnée. Pour le biais cependant, les erreurs sont systématiques et entraînent une surestimation ou une sous-estimation répétée. Avec le temps, les erreurs dues au biais s'aggraveront, entraînant soit une perte systématique des possibilités de pêche dans le cas d'un biais positif, soit une surpêche systématique dans le cas d'un biais négatif. Le présent document tient compte de ce changement.

Nous utiliserons la notation suivante :

- $\theta$  : valeur réelle du paramètre estimé par le processus d'estimation des paramètres – par exemple, les prises totales;
- $b_{ep}$  : biais du processus d'estimation tel qu'il est défini ci-devant;
- $s_{ep}$  : variabilité du processus d'estimation telle que définie ci-devant;
- $\hat{\theta}$  : valeur typique du paramètre, produite par le processus d'estimation;
- $\theta_{anticipé} \approx \hat{\theta} - b_{ep}$  : valeur réelle anticipée du paramètre.

---

Les deux mesures de la qualité d'une estimation sont le biais relatif du processus d'estimation et la variabilité relative du processus d'estimation :

- $rb_{ep} = b_{ep}/\theta_{anticipé}$
- $rs_{ep} = s_{ep}/\theta_{anticipé}$

Il convient de noter que :

- Lorsque  $rb_{ep} = 0$  et  $rs_{ep} = 0$ , cela indique une information parfaite.
- Des valeurs absolues élevées de  $rb_{ep}$  et de  $rs_{ep}$  correspondent à une qualité faible.
- $rb_{ep}$  est une valeur signée; une valeur négative indique que le processus d'estimation a tendance à sous-estimer la valeur, tandis qu'une valeur positive indique le contraire.
- $rs_{ep}$  est semblable au coefficient de variation.

### 3.4 MESURE DE LA QUALITÉ POUR UNE DÉCISION SUR LA CONFORMITÉ À UNE LIMITE

Dans ce qui suit, nous supposons que la limite est une limite supérieure d'une quantité (par exemple, un total autorisé des captures), ce qui est le cas le plus courant; le cas de la limite inférieure est symétrique. Le cas d'une limite basée sur une proportion est semblable si la limite est éloignée de 0 % ou de 100 %. Différentes formules sont nécessaires pour les limites sur les proportions proches de 0 % ou de 100 % ou pour les limites sur les nombres d'événements rares.

Du point de vue heuristique, cette approche repose sur un test statistique pour rejeter l'hypothèse que la limite a été atteinte ou dépassée, en supposant que l'erreur du processus d'estimation suit une distribution normale. Les concepts de tests de signification statistiques ne sont utilisés qu'à titre indicatif. Le développement dépend de la vérification seulement approximative de l'hypothèse requise pour appliquer les tests de signification (p. ex. que la distribution de l'estimateur est approximativement symétrique avec un seul mode). Des cas spéciaux pour d'autres distributions, comme celle de Poisson, peuvent être élaborés (Allard et Benoît 2019), comme nous le verrons ci-après pour les cas d'événements rares.

Nous utilisons le vocabulaire suivant basé sur la détection de la non-conformité à la limite (à ne pas confondre avec la non-conformité à la réglementation) :

- Un « faux positif » renvoie à la conclusion que la limite a été dépassée alors qu'elle ne l'était pas en réalité.
- Un « faux négatif » signifie que la limite a été respectée (pas dépassée) alors qu'en réalité, elle a été dépassée.

Les faux négatifs font l'objet de la discussion suivante, puisque leurs conclusions sont préjudiciables à la conservation des populations aquatiques, le principal enjeu abordé dans le présent rapport.

Nous utilisons la notation suivante concernant la limite :

- $L$  : la limite supérieure réelle requise pour atteindre l'objectif, p. ex. les prélèvements totaux qui respecteront l'objectif pour la population, comme permettre au stock de sortir de la zone critique dans un délai fixé et selon une probabilité donnée;

- $\hat{L}$  : l'estimation de la limite, obtenue à partir du processus scientifique, c'est-à-dire les prélèvements estimés qui sont censés respecter l'objectif avec une probabilité donnée et dans un délai fixé, sur la base des évaluations des stocks, des modèles de population, etc.;
- $b_{\hat{L}}$  : le biais de la limite obtenue à partir du processus scientifique;
- $\varepsilon_{\hat{L}} = \hat{L} - (L - b_{\hat{L}})$  : l'erreur sur la limite obtenue à partir du processus scientifique;
- $\sigma_{\hat{L}} = \sigma_{\varepsilon_{\hat{L}}}$  : l'incertitude de la limite obtenue à partir du processus scientifique.

Actuellement, l'incertitude entourant une limite est rarement incluse dans le processus décisionnel, c'est-à-dire  $b_{\hat{L}} = \sigma_{\hat{L}} = 0$ . Toutefois, il est généralement admis que cette incertitude existe et qu'il est souhaitable de l'inclure dans le processus décisionnel fondé sur le risque. Cette incertitude peut être estimée dans un seul modèle d'évaluation ainsi que par rapport à plusieurs modèles possibles concurrents pour un stock. Nous proposons d'estimer  $\sigma_{\hat{L}}$  en prenant l'écart absolu médian (ÉAM) des valeurs  $\hat{L}$  obtenues à l'aide des modèles concurrents et, éventuellement, les différents intrants de ces modèles.

L'estimation de  $b_{\hat{L}}$  peut être difficile et il faudrait donc fixer la valeur de  $b_{\hat{L}}$  à 0, à moins qu'un examen rétrospectif formel des prévisions par rapport aux résultats réels ne produise une valeur différente.

Nous développons la notation définie dans la section précédente :

- $\theta$  : valeur réelle du paramètre estimé par le processus d'estimation des paramètres – par exemple, les prises totales;
- $b_{ep}$  et  $s_{ep}$  sont respectivement le biais et la variabilité du processus d'estimation;
- $\hat{\theta}$  : valeur typique du paramètre, produite par le processus d'estimation;
- $\theta_{anticipé} \approx \hat{\theta} - b_{ep}$  : valeur réelle anticipée du paramètre;
- $b_{\hat{\theta}} \approx b_{ep}$  : le biais du processus d'estimation;
- $\varepsilon_{\hat{\theta}} = \hat{\theta} - (\theta + b_{\hat{\theta}})$  : l'erreur du processus d'estimation autour de sa valeur attendue;
- $\sigma_{\hat{\theta}} = \sigma_{\varepsilon_{\hat{\theta}}} \approx s_{ep}$  : la variabilité du processus d'estimation.

Les valeurs du biais du processus d'estimation  $b_{\hat{\theta}} \approx b_{ep}$  et de la variabilité du processus d'estimation  $\sigma_{\hat{\theta}} \approx s_{ep}$  sont obtenues en appliquant les résultats d>Allard et Benoît (2019), c'est-à-dire en calculant les valeurs qui résultent des considérations statistiques et opérationnelles décrites ci-devant.

Prenons le test d'hypothèse statistique unilatéral  $H_0: \theta \geq L$  par rapport à  $H_1: \theta < L$ . La limite sera considérée comme satisfaite si l'hypothèse nulle  $H_0$  est rejetée.

Un faux négatif tel qu'il est défini ci-dessus (c'est-à-dire conclure que la limite a été respectée alors qu'en fait elle a été dépassée) signifie rejeter  $H_0: \theta \geq L$  lorsque  $\theta \geq L$ , c'est-à-dire une erreur de type I dans le vocabulaire statistique.

Remarquez que  $\theta = \hat{\theta} - b_{\hat{\theta}} - \varepsilon_{\hat{\theta}}$  et  $L = \hat{L} - b_{\hat{L}} - \varepsilon_{\hat{L}}$ .

Prenons  $\varphi$  comme étant la fonction de distribution cumulative de la distribution normale standard.

En adaptant l'approche d>Allard et Benoît (2019) à l'objectif de conservation, nous définissons la mesure suivante de la qualité d'un processus d'estimation pour les applications de conformité.

Nous considérons de façon heuristique la probabilité que le test statistique  $H_0: \theta \geq L$  par rapport à  $H_1: \theta < L$  donne la bonne conclusion, pour  $\theta = \theta_{anticipé} = \hat{\theta} - b_{ep}$  et  $\sigma_{\hat{\theta}} = s_{ep}$  et  $L = \hat{L} - b_{\hat{L}}$  et  $\sigma_{\hat{L}}$ .

Nous définissons la mesure de la qualité du processus d'estimation des paramètres pour les applications de conformité de façon heuristique comme suit :

*La probabilité d'éviter une décision préjudiciable à la conservation*

Cette probabilité est calculée de la manière suivante :

- Si  $\theta_{anticipé} < L$ , la qualité du processus d'estimation des paramètres est égale à 1.
- Si  $\theta_{anticipé} \geq L$ , la qualité du processus d'estimation des paramètres est représentée comme suit :

$$1 - [\text{la puissance du test à } \theta = \theta_{anticipé} \text{ et } L] = 1 - \varphi\left(\frac{L + b_{\hat{L}} - (\theta + b_{\hat{\theta}})}{\sqrt{\sigma_{\hat{L}}^2 + \sigma_{\hat{\theta}}^2}}\right).$$

La définition de  $\theta_{anticipé} < L$  diffère de celle d'Allard et Benoît (2019) pour tenir compte du fait que la conservation est le seul objectif.

### 3.5 ÉVALUATION DE LA QUALITÉ BASÉE SUR PLUSIEURS PROGRAMMES DE SURVEILLANCE

Le cadre élaboré par Allard et Benoît (2019) reconnaît que l'estimation d'un paramètre d'intérêt peut faire appel à plusieurs programmes de surveillance.

Dans certains cas, on ajoute les paramètres de plusieurs processus d'estimation pour estimer un paramètre final d'intérêt tel que les prises totales d'une population donnée entre les flottilles ou les pêches. En supposant que le total est obtenu sous la forme de la somme des estimations individuelles :

- le biais du processus d'estimation global pour le total est la somme des biais des processus d'estimation individuels;
- la variabilité du processus d'estimation global pour le total est la racine carrée de la somme pondérée de la variabilité au carré de la variabilité des processus d'estimation individuels.

Il pourrait être nécessaire d'avoir recours à des pondérations pour refléter la contribution relative de chaque processus d'estimation à l'estimation du paramètre d'intérêt. Par exemple, si les prises accessoires d'une espèce dans plusieurs pêches sont estimées sous la forme du rapport aux prises totales de l'espèce ciblée dans chacune de ces pêches, il faut utiliser le poids des prises de l'espèce ciblée comme pondérations mathématiques dans l'addition des rapports.

Lorsqu'un paramètre est estimé en additionnant la contribution de plusieurs pêches, il peut être utile d'inclure la contribution des pêches qui ne sont pas visées par un programme de surveillance. Dans de telles situations, l'OÉQ peut servir à évaluer l'impact de l'absence de programme de surveillance sur la qualité du processus d'estimation des paramètres, à condition que l'on dispose d'un minimum d'informations. Par exemple, une estimation des prélèvements par une pêche non surveillée peut être obtenue à partir de programmes de surveillance antérieurs, d'une pêche similaire qui est surveillée ou de personnes qui connaissent bien la pêche. Une telle estimation peut être utilisée comme une imputation dans l'OÉQ, avec une évaluation appropriée de l'imprécision de cette imputation. En additionnant cette estimation des

---

prélèvements aux estimations des prélèvements par les pêches surveillées, on obtient une évaluation de l'impact de la non-surveillance sur la qualité de l'estimation globale.

Dans d'autres cas, un paramètre final d'intérêt est le produit de deux ou plusieurs processus d'estimation, comme l'estimation des prises à partir de programmes de surveillance distincts qui estiment l'effort de pêche et la capture par unité d'effort. Dans ces cas, on obtient la qualité globale du processus d'estimation en appliquant, de façon heuristique, les formules de biais et de variance d'un produit de deux variables aléatoires indépendantes (voir les détails dans Allard et Benoît 2019).

### 3.6 DISTRIBUTION D'ÉCHANTILLONNAGE ASYMÉTRIQUE, ÉVÉNEMENTS RARES, PRÉSENCE-ABSENCE

Dans la discussion qui suit, nous négligeons l'incidence des caractéristiques opérationnelles sur le biais et la variabilité de l'estimateur. Dans les demandes réelles, il faut l'inclure.

Dans les cas où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur n'est pas symétrique, les exigences relatives à la variabilité doivent être énoncées en fonction de l'intervalle de confiance (i.c.) avec un niveau de confiance de 0,683 (reflétant une unité d'erreur-type pour la distribution normale), afin qu'elles soient compatibles avec l'exigence relative au cas symétrique ci-devant et avec des exigences différentes pour le côté gauche et le côté droit selon le sens pertinent de l'erreur (voir Allard et Benoît [2019] pour la justification de ce choix). Une telle situation se produira dans les cas d'événements rares. Dans certains cas, l'intervalle de confiance peut être calculé à l'aide de méthodes analytiques ou numériques, et dans d'autres, par simulation. De plus, dans les cas d'événements rares, il peut être plus approprié d'utiliser des valeurs absolues (p. ex., le nombre d'événements ou d'animaux) plutôt que des valeurs relatives pour décrire la précision et le biais.

Les exemples suivants illustrent ces concepts.

- Prenons une situation où l'objectif est d'estimer le nombre de sorties dans lesquelles un certain événement rare s'est produit. Supposons que la probabilité constante que l'événement se produise pendant une sortie donnée est  $p$ . Si  $n$  sorties sont observées,  $p$  est le paramètre de la distribution binomiale  $B(n,p)$ . On peut ensuite calculer l'intervalle de confiance à l'aide de plusieurs méthodes (toutes donnant des i.c. similaires).

Supposons qu'un événement rare se soit produit lors de deux sorties sur 1 000 sorties observées. L'estimateur non biaisé de  $p$  est  $2 / 1\,000 = 0,002$  et l'intervalle de confiance (i.c.) avec le niveau de confiance de 0,683 est de  $[0,001 ; 0,004]$ , avec des erreurs relatives de gauche et de droite de  $(0,001 - 0,002) / 0,002 = -50 \%$  et de  $(0,004 - 0,002) / 0,002 = 100 \%$ .

- Prenons une situation où l'objectif est d'estimer le nombre moyen de prises par sortie pour une espèce rarement capturée mais en péril. Supposons que le nombre moyen de prises soit de  $\lambda$ ,  $\lambda$  est donc le paramètre de la distribution de Poisson (si les données ne sont pas sous- ou sur-dispersées). Là encore, l'intervalle de confiance peut être calculé comme suit :

Supposons que deux animaux ont été capturés au cours de 1 000 sorties observées. L'estimateur non biaisé de  $\lambda$  est  $2 / 1\,000 = 0,002$  et l'intervalle de confiance avec le niveau de confiance de 0,683 est de  $[0,0007 ; 0,0046]$ , avec des erreurs relatives de gauche et de droite de  $(0,0007 - 0,002) / 0,002 = -64,6 \%$  et de  $(0,0046 - 0,002) / 0,002 = 132,0 \%$ .

- On parle de petit échantillon lorsque l'échantillon est inférieur à 20 environ et que la répartition de la population est asymétrique ou multimodale.

---

Supposons que l'on ait obtenu l'échantillon de taille 10 suivant : [0, 2, 3, 3, 4, 88, 96, 103, 104, 113]. L'échantillon est fortement bimodal, et le théorème de la limite centrale ne s'applique pas. L'estimation de la moyenne est 51,6. En utilisant une méthode bootstrap, l'i.c. de 0,683 est [37,9 ; 70,6]. Les erreurs relatives de gauche et de droite sont de -26,6 % et de 36,8 %. On peut également utiliser le bootstrap pour estimer le biais statistique, soit - 1,8 % pour cet échantillon.

- Une autre situation asymétrique se produit lorsqu'on veut seulement savoir si des individus d'une population sont capturés, les quantités précises étant moins importantes. Dans ce cas, la qualité est mieux exprimée en termes de test sur la probabilité  $p$  qu'un individu soit capturé, avec  $H_0 : p = 0$  et  $H_1 : p \geq p_1$ , où  $p_1$  est la plus petite probabilité significative pour les décisions de conservation (p. ex.  $p_1 = 0,001$ ). Le traitement dans ce cas est donc similaire à celui des applications de conformité examinées ci-après.

### 3.7 REMARQUE : RAPPORT ENTRE LA QUALITÉ ET LA COUVERTURE DE LA SURVEILLANCE PAR L'OUTIL

Les exigences en matière de surveillance des programmes comportant des enquêtes par sondage, comme les programmes d'observateur en mer, sont habituellement définies en termes de taux d'échantillonnage ou de couverture cibles, c'est-à-dire le pourcentage de sorties pour lequel un observateur sera déployé. Cependant, il est incorrect et trompeur d'évaluer la qualité à partir des seuls taux de couverture (Haigh *et al.* 2002). Même en l'absence de caractéristiques opérationnelles influençant la qualité, et en ignorant le biais, le lien entre le taux de couverture et la variabilité n'est pas linéaire. On peut l'illustrer en prenant l'équation de l'erreur-type de l'estimateur de la moyenne de la population selon un échantillonnage aléatoire simple :

$$\sqrt{1 - n/N} \sigma / \sqrt{n}$$

où  $n$  est la taille de l'échantillon (p. ex. le nombre de sorties observées),  $N$  est la taille de la population (p. ex. le nombre total de sorties pour une pêche et une année),  $\sigma$  est l'écart-type de la population et  $\sqrt{1 - n/N}$  est le facteur de correction pour population finie. Cette équation montre bien que l'ET est une fonction de  $\sigma$ , de  $n$  et du taux de couverture ( $n/N$ ). Toutefois, le facteur  $\sqrt{1 - n/N}$  est négligeable (proche de 1), à moins que le taux de couverture soit supérieur à environ 30 %. Par conséquent, dans une grande pêche comportant de nombreuses sorties ( $N$  élevé), la qualité peut être considérée comme élevée (c.-à-d. que l'ET est petit) s'il y a peu de variabilité dans les caractéristiques des prises entre les sorties (petit  $\sigma$ ) ou si la taille de l'échantillon est grande (à noter que l'estimateur de  $\sigma$  est également une fonction inverse de la taille de l'échantillon), même si le taux de couverture est bas. Inversement, un taux de couverture élevé (p. ex. 50 % de couverture donnant  $\sqrt{1 - n/N} = 0,71$ ) ne garantit pas une qualité élevée, puisque  $\sigma$  peut être élevé.

## 4. FIABILITÉ : HARMONISATION DES EXIGENCES EN MATIÈRE DE QUALITÉ ET DES RISQUES

La fiabilité d'un processus d'estimation des paramètres appuyé par un ou plusieurs programmes de surveillance dépend de sa qualité en ce qui concerne l'estimation ou la décision de conformité à une limite et des niveaux de risques acceptables pour la conservation, ainsi que des risques pour la pêche sur le plan des possibilités auxquelles on peut renoncer (Rago *et al.* 2005). En ce qui concerne le risque pour la conservation, cela équivaut au risque d'effondrement de la population si les mesures de gestion sont compromises par des

---

estimations non valides (inexactes ou imprécises) des prises. Dans les applications de l'estimation, l'évaluation de la fiabilité repose en fait sur la définition d'objectifs d'une qualité acceptable propre au risque. Pour les applications des décisions sur la conformité aux limites, l'évaluation repose sur la définition d'un minimum dépendant du risque sur la probabilité d'éviter une décision préjudiciable à la conservation (p. ex. décider qu'un TAC a été respecté alors qu'il ne l'a pas été). À son tour, la limite peut aussi être fixée de manière à tenir compte des risques pour la conservation (voir la présentation plus loin dans le document). Par exemple, le total autorisé des captures (TAC) pour une population qui se trouve dans la zone critique de l'approche de précaution sera probablement fixé de façon à prévoir une forte probabilité de rétablissement du stock à un niveau supérieur au point de référence limite dans une période définie (courte), tandis que le TAC pour un stock dans la zone saine peut être associé à une probabilité neutre (0,5) de déclin (MPO 2009).

Dans le contexte de l'OÉR et de l'OÉQ, nous définissons un processus d'estimation des paramètres comme étant fiable si sa qualité est appropriée pour le niveau de risque associé au paramètre. Par exemple, la qualité d'un programme de surveillance conçu pour vérifier la conformité à un TAC devrait être élevée si la population se trouve dans la zone critique de l'approche de précaution, mais elle peut être faible si l'abondance de la population est à un niveau historiquement élevé.

L'objectif de cette section est de proposer des exigences minimales en matière de qualité (seuils) en fonction du niveau de risque évalué par l'OÉR, la qualité étant définie par l'OÉQ. Le choix des seuils ne peut être entièrement objectif. Par conséquent, les valeurs des seuils de fiabilité sont fournies à titre indicatif plutôt que de valeurs absolues. Le choix des valeurs des seuils peut changer à mesure que de nouvelles informations sur le rendement deviennent disponibles et que les programmes de surveillance sont améliorés. Les valeurs présentées ci-après sont fondées sur un mélange de considérations liées à la détection des effets ou des signaux et à la faisabilité.

Les exigences de qualité suivantes s'appliquent non seulement à la situation pour laquelle l'OÉQ a été élaboré, mais aussi aux situations qu'il ne couvre pas, par exemple l'estimation de proportions proches de 0 ou de 1, du nombre d'événements rares, etc., ou la décision sur la conformité aux limites concernant ces quantités. Dans ces situations, les exigences de qualité proposées ci-après sont applicables, mais les mathématiques requises pour évaluer la qualité ne font pas partie du champ d'application de l'OÉQ.

## **4.1 APPLICATIONS DE L'ESTIMATION**

Pour simplifier le lien entre la qualité et le risque, nous proposons des seuils propres au risque pour  $rb_{ep}$  et  $rs_{ep}$ , le biais relatif et la variabilité relative du processus d'estimation, respectivement. Comme  $rb_{ep}$  et  $rs_{ep}$  sont des mesures relatives, un seul ensemble de seuils concernant le risque pour la conservation est suffisant.

### **4.1.1 Variabilité**

Les erreurs dues à la variabilité peuvent être détectées (par exemple en répétant une enquête) et, par définition, devraient se situer en moyenne à 0 dans le temps. Au moins à long terme, elles devraient être moins préjudiciables à la conservation que les erreurs dues au biais.

La mesure de la variabilité par l'OÉQ est heuristique et semblable au coefficient de variation.

Pour les recensements et les enquêtes par sondage où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur est à peu près symétrique et où la taille de l'échantillon est supérieure à 20 environ,

nous proposons les exigences relatives à la variabilité du processus d'estimation produite par l'OÉQ, comme l'indique le tableau 1.

Tableau 1. Seuils de variabilité du processus d'estimation des paramètres ( $rs_{ep}$ ) selon les catégories de risque pour la conservation, pour les situations où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur est à peu près symétrique.

Composante	Risque élevé pour la conservation	Risque moyen pour la conservation	Risque faible pour la conservation
Énoncé de l'OÉR	Probabilité élevée de déterminer si l'objectif est atteint	Probabilité raisonnable de déterminer si l'objectif est atteint	Adéquat pour déterminer si l'objectif est atteint
Valeurs des seuils	$rs_{ep} \leq 15\%$	$rs_{ep} \leq 30\%$	$rs_{ep} < 50\%$

Les seuils de la variabilité de l'estimation des paramètres ont été choisis de manière à correspondre aux attentes énoncées qualitativement dans l'OÉR (annexe I), à savoir que les programmes de surveillance devraient fournir des renseignements adéquats pour estimer les prises lorsque le risque est faible, une probabilité raisonnable d'estimer « correctement » les prises lorsque le risque est moyen et une probabilité élevée lorsque le risque est élevé. La variabilité de l'estimation des paramètres provient des caractéristiques opérationnelles qui créent des imprécisions de mesure et, dans les enquêtes par sondage, du caractère aléatoire de l'échantillonnage. Dans les enquêtes par sondage, on peut réduire la variabilité de l'estimation des paramètres en augmentant la taille de l'échantillon, même s'il peut être plus rentable d'utiliser d'autres approches visant à tenir compte des caractéristiques opérationnelles (p. ex. le respect rigoureux de plans d'échantillonnage préétablis, une meilleure formation des observateurs ou l'utilisation d'échelles plus précises).

Le seuil de variabilité pour un risque élevé pour la conservation ( $rs_{ep} \leq 15\%$ ) devrait être généralement réalisable dans les programmes de surveillance basés sur des recensements ou à partir d'une enquête par sondage avec un échantillon de très grande taille. Il peut également être possible de l'atteindre dans des programmes dont la taille de l'échantillon est plus petite, mais pour lesquels les caractéristiques opérationnelles risquent peu de créer une variabilité supplémentaire. Par exemple, on a obtenu des valeurs de la variabilité de l'estimation des paramètres égales ou légèrement supérieures au seuil (~20 %) dans le programme de surveillance vidéo du poisson de fond du Pacifique, avec des tailles des échantillons de plusieurs centaines (Stanley *et al.* 2009).

La valeur du seuil de variabilité pour le risque intermédiaire a été établie à la lumière de la valeur cible du coefficient de variation (CV) de 20 à 30 % utilisée pour les programmes d'observateurs en mer dans les pêches américaines, fondée sur un examen approfondi (NMFS 2004). Des valeurs du CV conformes à ces seuils sont réalisables pour de nombreuses espèces et pêches dans les programmes d'observateurs des États-Unis (Wigley *et al.* 2007) et devraient également l'être au Canada étant donné la similitude des programmes en ce qui concerne la taille des échantillons et les plans d'échantillonnage. Néanmoins, deux considérations militent en faveur d'une valeur cible qui pourrait être différente des valeurs du NMFS américain. Tout d'abord, les valeurs des seuils du NMFS des États-Unis concernent des pêches individuelles, contrairement à celles du cadre actuel qui portent sur des populations pouvant être capturées par de nombreuses pêches. Les CV réalisés dans le cadre actuel, pour la somme des captures, pourraient être plus bas. Ensuite, les valeurs des seuils du NMFS des États-Unis ne tiennent pas compte de la contribution des caractéristiques opérationnelles à la variabilité, contrairement au cadre du MPO. D'après l'étude de cas sur les rejets de raie dans le golfe du Saint-Laurent présentée dans Allard et Benoît (2019), cette contribution pourrait accroître la variabilité de 35 % ou plus, ce qui se traduirait par une variabilité globale de

l'estimation des paramètres de 33 % dans ce cas précis. Une valeur de seuil de 30 % a donc été choisie à la lumière de ces considérations.

La valeur du seuil de la variabilité pour le cas à faible risque a été retenue de manière à encadrer les estimations avec une erreur de plus ou moins 100 % (ou une fourchette de -50 % à 200 % si on utilise une échelle logarithmique). De telles valeurs devraient être réalisables pour de nombreuses populations échantillonnées même dans des programmes pilotes (p. ex. Pezzack *et al.* 2009 ; Benoît 2011) ou des programmes d'observateurs en mer à petite échelle (Rutherford *et al.* 2009).

Enfin, dans le contexte actuel pour les estimations des prélèvements et contrairement à ce qui avait été proposé par Allard et Benoît (2009), nous proposons maintenant de simplifier l'évaluation de la fiabilité pour les événements rares en ne considérant que la longueur de l'intervalle de confiance supérieur, car c'est celui qui concerne le plus le risque pour la conservation. Cela est conforme à la pratique en vigueur aux États-Unis (annexe 4 de NMFS 2004).

#### 4.1.2 Biais

Les erreurs attribuables au biais peuvent être très difficiles à détecter, et leurs répercussions s'accumulent avec le temps. Elles pourraient être beaucoup plus préjudiciables à la conservation que les erreurs dues à une variabilité. C'est pourquoi nous proposons que les exigences relatives au biais soient plus strictes que celles relatives à la variabilité.

En ce qui concerne le biais, nous proposons les valeurs relatives maximales suivantes, dans le sens pertinent (tableau 2).

Tableau 2. Seuils du biais du processus d'estimation des paramètres ( $rb_{ep}$ ) selon les catégories de risque pour la conservation, pour les situations où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur est à peu près symétrique.

Composante	Risque élevé pour la conservation	Risque moyen pour la conservation	Risque faible pour la conservation
Énoncé de l'OÉR	Théoriquement non biaisé	Le biais devrait être limité	Non précisé
<b>Sens du biais relatif au risque pour la conservation</b>			
Négatif : La sous-estimation du paramètre peut être préjudiciable aux objectifs de conservation	$0 \% \leq rb_{ep}$	$-10 \% \leq rb_{ep}$	$-25 \% \leq rb_{ep}$
Positif : La surestimation du paramètre peut être préjudiciable aux objectifs de conservation	$rb_{ep} \leq 0 \%$	$rb_{ep} \leq 10 \%$	$rb_{ep} \leq 25 \%$
Les deux : La surestimation ou la sous-estimation du paramètre peut être préjudiciable aux objectifs de conservation	$rb_{ep} = 0 \%$	$-10 \% < rb_{ep} \leq 10 \%$	$-25 \% < rb_{ep} \leq 25 \%$

Ces valeurs reflètent le biais acceptable proposé après toutes les corrections du biais appliquées pendant les procédures d'estimation des paramètres. Elles sont également conformes à l'OÉR provisoire, qui indique qu'en cas de risque élevé, un programme de surveillance devrait être conçu de manière à être théoriquement (et probablement aussi en pratique) non biaisé et que le biais en cas de risque moyen devrait être limité. Pour les estimations des prises d'un stock à risque moyen, un biais négatif de 10 % signifie que les prélèvements annuels réels seront supérieurs de 11,1 % aux estimations; en période de faible productivité, la sous-estimation des prélèvements de 11,1 % par an pendant plusieurs années peut avoir un impact cumulatif important. Pour les estimations des prises d'un stock à faible

---

risque, un biais négatif de 25 % signifie que les prélèvements annuels réels seront supérieurs de 33,3 % aux estimations. Même dans une situation à faible risque, une telle erreur peut devenir conséquente au fil du temps.

La plus grande partie du biais d'estimation des paramètres devrait provenir des caractéristiques opérationnelles des programmes de surveillance, plutôt que des caractéristiques statistiques. La plupart des biais ne peuvent être corrigés en augmentant la taille de l'échantillon, même jusqu'à 100 % (c.-à-d. à un recensement – détails dans Allard et Benoît 2019). Dans les cas où le risque pour la conservation est élevé, les estimations des paramètres qui sont non biaisées ou biaisées dans un sens qui ne nuit pas à la conservation (p. ex. un programme de surveillance qui surestime les prélèvements) devraient être généralement réalisables dans les programmes de surveillance où les sources de biais découlant de facteurs opérationnels sont minimales, comme dans de nombreux programmes de surveillance par vidéo et de programmes bien vérifiés (Beauchamp *et al.* 2019). En revanche, on s'attend à des biais dans les relevés effectués par les observateurs en mer et souvent dans les programmes qui dépendent des données fournies par l'utilisateur de la ressource (Beauchamp *et al.* 2019). Par exemple, les comparaisons des prises débarquées et observées dans les programmes d'observateurs en mer suggèrent qu'il peut y avoir des biais de l'ordre de 5 à 25 % pour les taxons pour lesquels il existe des incitatifs poussant les pêcheurs à mal déclarer ou à mal représenter les prises (Benoît et Allard 2009; Faunce et Barbeaux 2011), alors qu'il peut ne pas y avoir de biais lorsque de tels incitatifs sont absents (Benoît 2013).

#### **4.1.3 Applications de la conformité à une limite**

Dans de nombreuses situations, une limite des prises ou une limite à une caractéristique de la pêche est mise en œuvre afin d'atteindre un objectif de conservation. Cette limite peut porter sur les prises de l'espèce ciblée, sur les prises accessoires de certaines espèces, sur la proportion de certains individus (p. ex. les crabes à carapace molle dans la pêche du crabe des neiges), etc. Bien que cette section soit formulée dans ce contexte, la méthodologie s'applique aux limites liées à d'autres objectifs (comme le respect des accords de partage de la ressource ou des traités internationaux).

Dans bien des cas, un programme de surveillance est une composante d'un processus décisionnel qui comporte plusieurs éléments, dont souvent une limite sur un paramètre (p. ex. le TAC) établie à la suite d'une évaluation du stock pour estimer les paramètres et les points de référence (p. ex.  $F_{RMD}$ ), et de certaines règles (p. ex. une règle de contrôle des prises) ou d'une procédure pour obtenir la limite. Enfin, il existe une règle de décision pour gérer la pêche (p. ex. fermer la pêche si l'estimation des prises totales donnée par le programme de surveillance a atteint le TAC).

La qualité d'un processus d'estimation des paramètres dans le contexte d'une décision sur la conformité à une limite est mesurée comme la probabilité (heuristique) d'éviter une décision préjudiciable à la conservation, c'est-à-dire de conclure que la limite n'a pas été dépassée alors qu'elle l'a été en réalité. Les valeurs plus proches de 1 sont donc préférables. Si les valeurs réelles typiques (c'est-à-dire après correction des biais statistiques et opérationnels) du paramètre sont bien inférieures à la limite, la qualité est considérée comme étant de 1. Cependant, la qualité aura tendance à être faible si la valeur réelle typique du paramètre est proche de la limite. Pour les pêches qui pêchent jusqu'au TAC, un cas courant, on n'atteindra une qualité élevée que si le processus d'estimation des paramètres présente un biais et une variabilité presque nuls.

Les limites sont un outil pratique et nécessaire en gestion des pêches. Toutefois, les conséquences d'une mauvaise décision sur la conformité à une limite sont influencées par la

---

qualité du processus d'estimation. Si le processus d'estimation est très exact et précis, une mauvaise décision peut signifier que la limite n'a été dépassée que d'un faible pourcentage et est sans conséquence, tandis que si elle est très inexacte ou imprécise, le dépassement peut être très conséquent.

Les seuils pour la qualité de la conformité à une limite (tableau 3) ont été fondés sur des considérations générales axées sur le risque. Nous proposons la qualité requise du processus d'estimation des paramètres pour la limite opérationnelle indiquée dans le tableau 3.

*Tableau 3. Seuils de qualité (0 à 1) pour le respect d'une limite – trois niveaux de risques pour la conservation définis dans l'OÉR.*

Risque	Risque élevé pour la conservation	Risque moyen pour la conservation	Risque faible pour la conservation
Qualité requise	$\geq 0,95$	$\geq 0,75$	$\geq 0,50$

Dans les cas présentant un faible risque pour la conservation, il est raisonnable d'accepter une probabilité de 50 % (ou neutre sur le plan du risque) de décision incorrecte. Cela est conforme à l'approche actuelle pour les pêches qui pêchent jusqu'au TAC ou à la limite de prises qui ont été établis, en supposant que le processus d'estimation des paramètres ne soit pas biaisé. En revanche, pour les cas présentant un risque élevé, une forte probabilité d'arriver à la bonne décision est appropriée, et une valeur de 0,95 est conforme à ce qui est habituellement considéré comme une probabilité élevée en statistiques et dans le processus décisionnel fondé sur le risque. Une valeur du seuil à peu près intermédiaire entre celles du risque faible et du risque élevé a été choisie pour le risque moyen.

## 4.2 FIABILITÉ AVEC PLUSIEURS PROGRAMMES DE SURVEILLANCE

Les individus d'une population ou d'un stock unique sont souvent capturés par plus d'une flottille ou dans plus d'une pêche. Pour estimer les prises totales, il faut donc calculer la somme des estimations provenant de multiples programmes de surveillance. Même les populations abondantes qui sont couramment capturées dans les pêches seront pêchées peu fréquemment ou en petites quantités dans certaines pêches parce que leur disponibilité ou leur capturabilité pour ces pêches sont faibles. Il ne serait pas rentable de définir des objectifs uniformes de variabilité et de biais de surveillance pour ces populations dans l'ensemble des pêches et des flottilles et cela présenterait peu d'avantages sur le plan de la conservation. Pour un niveau donné de variabilité souhaitée, la taille requise de l'échantillon pour les espèces rares dans les prises sera généralement beaucoup plus élevée que pour les espèces courantes (p. ex. Babcock *et al.* 2003; Gilman 2012; Wakefield *et al.* 2018). Les coûts de la surveillance seraient donc probablement aussi beaucoup plus élevés. Entre-temps, le risque supplémentaire que posent ces pêches pour la conservation peut être faible ou négligeable. Il est donc important que les objectifs de qualité de la surveillance restent proportionnels à la contribution de chaque pêche individuelle au risque pour la conservation.

## 5. LE PROCESSUS D'ÉVALUATION

Le processus de détermination, d'évaluation et de révision des programmes de surveillance des pêches prévoit l'utilisation de l'outil d'évaluation des risques (OÉR) et de l'outil d'évaluation de la qualité (OÉQ) selon un processus récursif visant à mettre en correspondance le risque pour conservation et la qualité du processus d'estimation. Dans cette section, nous décrivons ce processus comme l'illustre la figure 1.

Normalement, le processus commence par une évaluation du risque pour un objectif de conservation précis (p. ex. la biomasse d'une population qui décline en deçà d'un niveau

---

critique donné). L'OÉR sera utilisé pour évaluer les répercussions de toutes les pêches qui capturent des individus de cette population, comme prises ciblées ou prises accessoires, ou qui interagissent de façon significative avec la population (p. ex. la capture de proies, la destruction des frayères). Dans de nombreux cas, une seule pêche ou un petit nombre de pêches seront pertinentes, mais dans d'autres, de nombreuses pêches pourraient être en cause. Pour établir un risque au niveau de la population, l'OÉR tiendra compte de la contribution de chaque pêche pertinente au risque pour l'objectif de conservation précis. Si une cote de risque propre à la pêche est souhaitée, il faut calculer la contribution de la pêche au risque au niveau de la population.

Lorsqu'une seule ou quelques pêches uniquement sont en cause, le niveau de qualité requis peut être comparé directement aux résultats de l'OÉQ pour la surveillance de ces pêches. Lorsqu'un grand nombre de pêches sont en cause, il peut être nécessaire d'utiliser l'OÉQ pour évaluer la qualité d'ensemble des outils de surveillance, en utilisant la capacité de l'OÉQ d'évaluer la qualité d'un ou de plusieurs programmes de surveillance dans l'ensemble des pêches qui capturent l'espèce concernée (Allard et Benoît 2019).

Si la qualité de certains des programmes de surveillance est jugée insuffisante, les programmes de surveillance peuvent être améliorés. Cependant, dans certains cas, l'amélioration du programme de surveillance peut être impossible ou excessivement coûteuse, ou il peut y avoir d'autres sources d'incertitude trop importantes pour permettre une réduction du risque pour la conservation. Dans ces cas, il peut être nécessaire de réviser le processus décisionnel de gestion de la pêche (p. ex. réduire le TAC). Les interventions possibles sont décrites dans la prochaine section de ce document.

Pour un risque dans une application de la conformité à une limite, bien souvent, une seule pêche sera pertinente (la pêche assujettie à ce règlement). L'évaluation pour une seule pêche est fondée sur la valeur anticipée des prises et sur la limite fixée pour cette pêche, ou sur la fraction de la limite globale prévue pour cette pêche.

L'évaluation pour plusieurs pêches est semblable, mais elle nécessite également une évaluation de la qualité entre les pêches. En ce qui concerne le risque pour un objectif de conservation et le risque pour la conformité à une limite lorsque plus d'une pêche est concernée, l'avantage de considérer la fiabilité entre les pêches est qu'elle prévoit la possibilité d'échanger des exigences de qualité entre les pêches, de sorte que, par exemple, la surveillance d'une pêche qui produit des estimations à forte variabilité peut être jugée acceptable si la surveillance d'autres pêches donne des estimations précises. De tels compromis sont également possibles pour les applications de l'estimation. Le calcul consisterait à pondérer les valeurs acceptables (propres à la pêche) du biais et de la variabilité de l'estimation des paramètres, en fonction des prises anticipées (propres à la pêche), en veillant à ce que la moyenne corresponde aux exigences globales en matière de variabilité et de biais pour le niveau de risque évalué.

Lorsqu'une seule pêche est pertinente pour plusieurs objectifs de conservation ou objectifs de conformité à une limite, la qualité requise du programme de surveillance serait normalement déterminée par le plus exigeant d'entre eux dans l'évaluation des risques.

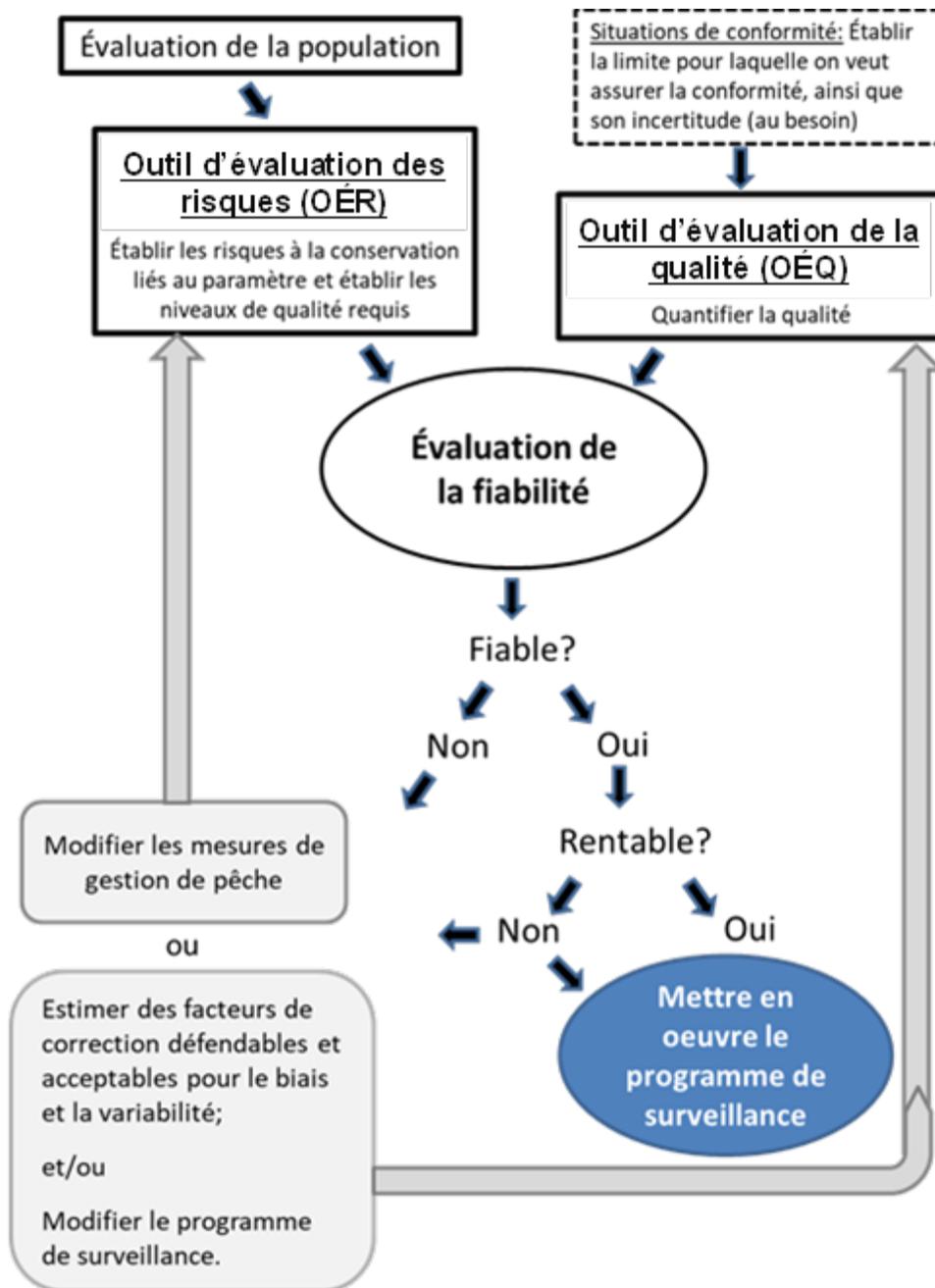


Figure 1. Schéma de la mise en œuvre de la Politique de surveillance des pêches dans le contexte des risques pour la conservation. Le schéma illustre les flux principaux, mais dans la pratique, bon nombre de ces processus seront plus intégrés. Le processus commence par l'établissement du risque pour la conservation au moyen de l'Outil d'évaluation des risques (OÉR) révisé, suivi par l'application de l'Outil d'évaluation de la qualité (OÉQ) révisé. Les résultats de l'analyse de la fiabilité peuvent inciter à modifier le plan de gestion ou le programme de surveillance de la pêche, puis à évaluer de nouveau la fiabilité, et peut-être aussi la qualité et les risques pour la conservation.

## 5.1 RÉSULTATS DE L'ÉVALUATION DE LA FIABILITÉ

L'évaluation de la fiabilité par l'OÉQ peut donner trois résultats possibles pour les programmes de surveillance : fiable et rentable, fiable mais non rentable et non fiable.

---

### 5.1.1 Fiable et rentable

Un programme de surveillance jugé fiable et rentable peut être mis en œuvre tel qu'il a été conçu. Une réévaluation future de la fiabilité n'est justifiée que si :

- un changement de l'état évalué de la population ou du plan de gestion de la pêche entraîne un changement du risque pour la conservation;
- il est souhaitable ou nécessaire de modifier le type ou l'intensité d'échantillonnage d'un ou de plusieurs programmes de surveillance;
- il existe des renseignements nouveaux pour guider l'évaluation de la qualité du processus d'estimation, par exemple pour préciser les effets des caractéristiques opérationnelles sur le biais et la variabilité.

### 5.1.2 Fiable mais non rentable

Les programmes de surveillance qui dépassent les exigences de qualité en matière de fiabilité peuvent ne pas être rentables du point de vue du risque pour la conservation. Bien entendu, les programmes de surveillance peuvent être nécessaires pour faire face aux complexités de la pêche, comme la surveillance des prises pour les quotas multispécifiques individuels transférables. En l'absence de telles contraintes, les gestionnaires des pêches et les intervenants peuvent envisager d'apporter aux programmes de surveillance des modifications qui en réduisent les coûts sans nuire aux exigences de qualité du processus d'estimation et compromettre la fiabilité. Il pourrait s'agir de réduire les taux d'échantillonnage (couverture) ou de modifier les outils de surveillance utilisés en faveur d'options moins coûteuses qui ne compromettent cependant pas indûment la qualité. Voir des examens des options des outils de surveillance en ce qui concerne la qualité et la rentabilité dans Mangi *et al.* (2015) et Beauchamp *et al.* (2019).

### 5.1.3 Non fiable

Il existe deux options principales pour la politique de surveillance des pêches lorsqu'un programme de surveillance est jugé non fiable : modifier le programme pour en améliorer la qualité (NMFS 2004); réduire le risque pour la conservation et ainsi abaisser les exigences de qualité pour le processus d'estimation. Nous examinons ces options dans la section suivante.

## 6. AMÉLIORER LA FIABILITÉ

Lorsqu'un processus d'estimation est jugé non fiable, il faut modifier soit le programme de surveillance, soit le risque pour parvenir à la fiabilité.

Dans cette section, nous présentons certaines approches qui peuvent être utilisées pour améliorer la qualité d'un programme de surveillance. Nous présentons également certaines approches de gestion des pêches pour réduire les risques puisque, dans certains cas, il peut être plus rentable de réduire les risques que d'améliorer la qualité des programmes de surveillance.

### 6.1 AMÉLIORER LA QUALITÉ DU PROCESSUS D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES

Il existe plusieurs options pour modifier un programme de surveillance afin d'en améliorer la qualité. Certaines ne sont pas propres au cas « non fiable » et peuvent également constituer

---

des options pour réduire les coûts de surveillance dans les pêches pour lesquelles la surveillance est par ailleurs jugée fiable.

L'évaluation des programmes de surveillance dans l'OÉQ permet d'obtenir un compte rendu détaillé de la contribution des facteurs statistiques et opérationnels qui influent sur la variabilité et le biais d'un processus d'estimation. Cette description constitue un outil clé pour déterminer les facteurs qui contribuent le plus à la variabilité et au biais, et qui sont les plus susceptibles de pouvoir changer de manière rentable. Les résultats de l'OÉQ peuvent donc guider la sélection des options parmi les choix et exemples non exhaustifs qui suivent.

### **6.1.1 Amélioration de la couverture**

La couverture fait ici référence à la relation entre la population cible et la base d'échantillonnage, c'est-à-dire la liste des unités disponibles pour l'échantillonnage de la population cible. Il y a sous-dénombrement lorsque la base d'échantillonnage exclut des unités d'échantillonnage qui font par ailleurs partie de la population cible, et sur-dénombrement lorsque la base d'échantillonnage inclut des unités d'une autre population. Les deux peuvent contribuer au biais.

Le sous-dénombrement, qui est probablement le plus fréquent des deux dans la surveillance des pêches, peut se produire, par exemple, si :

- une enquête est fondée sur une liste incomplète de pêcheurs;
- des unités d'échantillonnage sont exclues de la surveillance en raison de leur éloignement ou d'une incapacité de mener la surveillance (p. ex. les observateurs en mer en raison de la taille du bateau ou des normes de sécurité);
- une activité de pêche (l'unité d'échantillonnage) n'est pas reconnue comme faisant partie de la base d'échantillonnage, p. ex. les sorties pour lesquelles il n'y a pas d'appel de sortie avant le départ, ce qui les exclut du processus de sélection des sorties pour le déploiement des observateurs en mer.

Il y a un biais lorsque des unités d'échantillonnage exclues présentent des caractéristiques (p. ex. taux de prise) différentes de celles de la population. La mise en œuvre de procédures qui réduisent la probabilité d'une mauvaise couverture réduira également le potentiel de biais, par exemple :

- des procédures administratives, comme la délivrance obligatoire de permis pour les pêches récréatives, qui garantissent l'exactitude des bases d'échantillonnage;
- des procédures opérationnelles qui offrent une solution de rechange appropriée pour la surveillance des unités qui sont autrement exclues (p. ex. des caméras de détection de mouvement pour la surveillance des activités de pêche récréative dans des endroits éloignés);
- l'application de normes visant à réduire au minimum le nombre d'unités qui ne peuvent pas être surveillées (p. ex. les normes sur la sécurité des navires en ce qui concerne la sécurité des observateurs en mer);
- une technologie permettant de vérifier que la base d'échantillonnage est correctement définie (p. ex. les appels radio obligatoires) et de déterminer les unités d'échantillonnage qui ont été omises en vue de prendre des mesures de suivi et de dissuasion (p. ex. les systèmes de surveillance des navires);
- l'intensification des activités de dissuasion et d'application de la loi afin de réduire au minimum ou d'éliminer les cas d'activités de pêche non déclarées ou dissimulées.

---

### 6.1.2 Augmenter la taille des échantillons

L'augmentation de la taille des échantillons est efficace pour réduire la variabilité statistique.

Un taux d'échantillonnage (% de couverture) proche de 100 % ou égal à 100 % (c'est-à-dire les recensements) peut également atténuer une partie de la variabilité causée par les caractéristiques opérationnelles. L'influence des problèmes de sélection d'échantillons non planifiés (p. ex. mise en grappes, stratification non planifiée) s'atténuera, tout comme les erreurs d'imputation. Toutefois, certains autres types d'erreurs, qui se produisent également dans les recensements (p. ex. valeurs manquantes, erreurs de mesure et de manipulation des données), ne seront pas touchés.

L'augmentation de la taille de l'échantillon ne réduit généralement pas le biais, à l'exception de certains biais statistiques. Par exemple, des biais dans les données déclarées par les utilisateurs de la ressource sont présents dans les enquêtes par sondage et les recensements (p. ex. sous-déclaration des prises accessoires d'une espèce dans les journaux de bord obligatoires). Même si les biais associés aux effets des observateurs ou à l'échantillonnage non représentatif des unités d'observation (p. ex. les effets de la sélection des navires pour les programmes d'observateurs en mer) devraient généralement s'atténuer de façon monotone à mesure que la couverture augmente pour atteindre 100 %, la forme de cette diminution est loin d'être certaine (Rago *et al.* 2005).

### 6.1.3 Amélioration du plan d'échantillonnage et de la sélection de l'échantillon

L'utilisation de plans d'échantillonnage qui reconnaissent que la variabilité peut être générée à différentes échelles peut améliorer le rapport entre la précision et le coût; pour des coûts d'échantillonnage fixes, il est possible d'améliorer la précision d'une estimation ou, inversement, pour une précision fixe d'une estimation, on peut réduire les coûts d'échantillonnage (Cochrane 1977; Cotter *et al.* 2002; Volstad et Fogarty 2006; Cotter et Pilling 2007).

L'échantillonnage par grappes peut améliorer le rapport précision/coût, surtout lorsque les grappes sont semblables à la population entière (p. ex. même variabilité) et que la mise en grappes réduit l'effort (p. ex. pour les vérificateurs qui se déplacent d'un quai à l'autre). L'échantillonnage stratifié peut améliorer le rapport précision/coût lorsque la variabilité à l'intérieur de la strate est plus faible que la variabilité entre les strates. La stratification peut être établie par rapport à un seul objectif ou optimisée s'il y a plusieurs objectifs pour un programme de surveillance (p. ex. Miller *et al.* 2007). Dans les programmes de surveillance visant à estimer les prises rares qui sont fortement concentrées dans l'espace et le temps, la solution optimale peut être un plan d'échantillonnage adaptatif dans lequel, une fois qu'un événement est détecté, des échantillons supplémentaires sont rapidement alloués dans la région entourant l'événement.

Dans tous les cas, il est essentiel que les méthodes de conception, de mise en œuvre et d'analyse soient toutes harmonisées, faute de quoi des erreurs difficiles à estimer peuvent être générées.

Des probabilités de sélection irrégulière des unités d'échantillonnage peuvent générer un biais et entraîner une estimation incorrecte de la variabilité (Allard et Benoît 2019). Des procédures et des outils qui déterminent les unités à échantillonner avec un délai suffisant pour déployer un observateur permettront de respecter plus étroitement le plan d'échantillonnage et donc de réduire le risque de générer des biais et de la variabilité. Les appels de sortie avant le départ et d'entrée avant l'arrivée, les programmes automatisés de sélection des échantillons et la surveillance de l'effort de pêche sont des exemples de ces procédures et outils (Benoît et Allard 2009; Palmer *et al.* 2016; Beauchamp *et al.* 2019).

---

Le déploiement ciblé d'un observateur dans une unité d'échantillonnage à des fins d'application de la loi et de dissuasion se traduit par l'inclusion forcée de cette unité avec une probabilité de 1. L'échantillon n'est pas représentatif des autres échantillons prélevés selon le plan de surveillance et ne doit pas être traité de manière équivalente. Toutefois, les données des relevés effectués par les observateurs en mer ne permettent pas actuellement de distinguer les échantillons ciblés et non ciblés pour des raisons légitimes de protection de la vie privée et d'intégrité de l'application de la loi. L'analyste n'est donc pas en mesure de traiter les données en conséquence. Des mesures visant à corriger la situation, comme des bases de données distinctes pour l'application et la surveillance standard, amélioreraient la qualité du processus d'estimation, notamment des outils de surveillance servant à estimer un ou plusieurs paramètres ou utilisés pour l'application de la loi.

#### **6.1.4 S'attaquer aux autres principales sources de biais**

Les outils de surveillance qui dépendent de données fournies par les utilisateurs de la ressource sont susceptibles d'être faussés par des rapports biaisés et des valeurs manquantes en raison de facteurs intentionnels (Allard et Benoît 2019). De même, certains outils de surveillance indépendants, principalement les relevés effectués par les observateurs en mer, peuvent être associés à des biais causés par les « effets des observateurs » (Benoît et Allard 2009; Faunce et Barbeaux 2011). Dans les deux cas, le sens et l'ampleur des biais sont probablement une fonction des incitatifs à l'origine des fausses déclarations ou de la modification du comportement, comme les limites des prises ciblées et des prises accessoires, le stigmate associé aux prises accessoires de certaines espèces et le désir de dissimuler les activités illégales (Beauchamp *et al.* 2019).

Le biais des outils de surveillance qui reposent sur les données fournies par les utilisateurs de la ressource peut être réduit ou éliminé si l'on passe à une surveillance indépendante accréditée. Toutefois, si ces outils sont mis en œuvre sous forme d'enquêtes par sondage et que les contrôles appropriés ne sont pas en place, des biais peuvent subsister s'il y a des effets des observateurs. Tant pour les outils de surveillance qui dépendent des utilisateurs de la ressource que pour ceux qui n'en dépendent pas, on contrera probablement plus efficacement les biais en incitant un comportement conforme, peut-être en incluant des vérifications de routine. Par exemple, la surveillance vidéo a été très efficace pour créer un effet de surveillance et un moyen de réaliser les vérifications de routine (surveillance de la conformité). Ainsi, la déclaration des prises dans les pêches du poisson de fond sur la côte Ouest produit des estimations très précises et non biaisées, tirées des journaux de bord des pêcheurs (Stanley *et al.* 2011). La surveillance de la conformité (p. ex. par des survols, des systèmes de surveillance des navires, des arraisonnements aléatoires par les agents), combinée à de solides mesures de dissuasion en cas de non-conformité (p. ex. des amendes sévères), peut contribuer à réduire le biais.

La structure même des programmes de surveillance peut générer de fortes incitations à la non-conformité (déclarations erronées ou effets des observateurs). Les programmes des observateurs en mer en sont probablement l'exemple le plus notable. Au Canada, ces programmes ont trois objectifs concurrents et sans doute largement incompatibles : la surveillance à des fins d'estimation (souvent principalement pour les prises accessoires), la surveillance à des fins de conformité (limites de prises accessoires) et l'application de la loi/dissuasion. La surveillance aux fins de conformité, surtout si elle signifie la fermeture d'une pêche une fois la limite atteinte, crée un puissant incitatif à modifier le comportement pour réduire au minimum les prises accessoires qui seraient autrement capturées en l'absence d'un observateur. Il en va de même pour les objectifs d'application de la loi et de dissuasion. Tant qu'il sera rentable pour un pêcheur de modifier son comportement en présence d'un

---

observateur, les biais subsisteront. C'est pour cette raison qu'il n'est pas possible de définir un niveau optimal de présence des observateurs inférieur à 100 % car il est lié au biais (Rago *et al.* 2005).

### 6.1.5 Réduire les sources d'erreur contrôlables

Plusieurs caractéristiques opérationnelles déterminées par Allard et Benoît (2019) ont trait aux erreurs non planifiées qui contribuent à la variabilité statistique des estimations ou constituent une source supplémentaire de variabilité. La réduction de ces erreurs limitera la variabilité et améliorera la qualité, mais peut-être pas suffisamment pour rendre un programme de surveillance fiable. Le tableau 4 récapitule les solutions possibles pour améliorer la qualité de certaines des caractéristiques opérationnelles.

*Tableau 4. Mesures possibles pour améliorer la qualité de certaines caractéristiques opérationnelles associées à des erreurs non planifiées.*

Caractéristique opérationnelle	Exemples de mesures possibles pour améliorer la qualité
Erreurs communiquées par des observateurs indépendants	Améliorer les méthodes de sous-échantillonnage des captures ou augmenter les taux de sous-échantillonnage; fournir des moyens d'améliorer la précision des estimations des prises, par exemple en réduisant la dépendance à l'estimation visuelle ou en fournissant des lignes directrices plus strictes pour l'estimation visuelle.
Erreur due à l'équipement	Imposer l'utilisation d'appareils plus fiables ou mettre en place un protocole et un calendrier de normalisation des appareils.
Erreurs de manipulation des données	Supprimer les étapes intermédiaires de la manipulation des données, par exemple en utilisant des journaux de bord électroniques ou d'autres méthodes de saisie électronique des données. Améliorer l'assurance et le contrôle de la qualité en utilisant la double saisie des données des formulaires papier.
Erreurs d'ajustement	Revoir régulièrement les relations empiriques utilisées pour faire les ajustements; réduire au minimum le nombre d'ajustements requis en normalisant les exigences pour la forme des prises au débarquement.
Erreurs d'imputation	Réduire au minimum le besoin d'imputations en ajustant les plans de stratification de l'échantillonnage; entreprendre des recherches pour définir les covariables et les modèles qui peuvent améliorer l'imputation.

---

### 6.1.6 Le cas des pêches multiples

Lorsque l'OÉR établit des exigences en matière de risque et de qualité au niveau d'une population et que plusieurs pêches ont un impact sur cette population, il existe de multiples options pour améliorer la fiabilité ou la rentabilité.

Dans de telles situations, il est recommandé d'analyser soigneusement la contribution de chaque pêche. Par exemple, il peut être difficile d'améliorer la contribution d'une pêche observée par un recensement, même si elle capture une grande partie des prises, mais il peut être rentable de réduire la couverture à une enquête par sondage. Par ailleurs, des programmes de surveillance de haute qualité (et potentiellement coûteux) peuvent être nécessaires pour chacune des plusieurs petites pêches qui, ensemble, capturent une grande partie de la population.

## 6.2 MODIFIER LES RÈGLES DE GESTION DES PÊCHES

La réduction du risque pour la conservation pour ainsi abaisser les exigences de qualité est l'option la plus probable lorsque les utilisateurs de la ressource ne sont pas disposés à apporter au programme de surveillance les modifications qui entraîneraient des améliorations suffisantes de la qualité. Cela résultera le plus souvent d'un manque de volonté d'augmenter les coûts ou du caractère intrusif de la surveillance des pêches.

### 6.2.1 Réduction des risques pour la conservation

Le risque pour la conservation peut être réduit en acceptant des limites de prélèvement plus basses que celles qui seraient autrement proposées compte tenu de l'état du stock et de l'approche de précaution pour le stock ou, dans le cas des prises accessoires, en réduisant les prises en augmentant la sélectivité des engins, en évitant les lieux et les moments où les prises accessoires sont les plus probables, ou en diminuant l'effort de pêche. Le risque pour la conservation peut également être réduit dans certaines circonstances en améliorant les données scientifiques qui sous-tendent l'évaluation des stocks afin d'accroître l'exactitude (diminution du biais et de l'incertitude) des points de référence, en adoptant des points de référence pour les pêches où il n'y en a pas actuellement, en améliorant l'estimation de l'abondance et de l'état des stocks et en améliorant l'estimation du risque présenté par les différentes options de gestion. Toutefois, bien que ces changements fassent partie intégrante du système de gestion de l'évaluation des pêches, de tels changements au processus scientifique sortent du cadre de la Politique de surveillance des pêches du MPO. Après l'établissement des mesures proposées en vue de diminuer le risque pour la conservation, il faut réévaluer à la fois ce risque et la qualité de l'estimation à l'aide de l'OÉR et de l'OÉQ, respectivement (fig. 2) afin de confirmer la fiabilité.

### 6.2.2 Les limites opérationnelles : une approche du contrôle de la qualité dans une application de la conformité

Dans les situations où la fiabilité d'un processus d'estimation des paramètres est jugée insuffisante dans une application de la conformité, l'approche suivante peut être utilisée pour corriger la situation.

En suivant la notation statistique habituelle, prenons  $0 < \alpha < 1$  comme valeur présélectionnée de la probabilité d'une conclusion incorrecte préjudiciable à l'objectif de conservation (le niveau de signification dans le vocabulaire statistique) et  $z_\alpha = \varphi^{-1}(\alpha)$  (exemples :  $z_{0,50} = 0$  et  $z_{0,05} = -1,64$ ).

Compte tenu du test statistique présenté dans la section précédente, la limite de rejet requise pour obtenir une probabilité  $\alpha$  de conclusion erronée préjudiciable à l'objectif de conservation est calculée comme suit :

$$\hat{L}_{oper} = \hat{L} - b_{\hat{L}} + b_{\hat{\theta}} + z_{\alpha} \sqrt{\sigma_{\hat{L}}^2 + \sigma_{\hat{\theta}}^2}$$

où  $\hat{L}_{oper}$ , que nous appelons une limite opérationnelle, est la limite requise pour limiter à  $\alpha$  la probabilité d'une conclusion incorrecte préjudiciable à l'objectif de conservation. Si  $\hat{L}_{oper}$  est la limite utilisée pour la prise de décision tactique, on obtient la probabilité suivante d'éviter une décision préjudiciable à la conservation :

- Le niveau de signification prédéterminé du test,  $\alpha$ , est la probabilité de conclure, à tort, que la limite n'a pas été atteinte lorsqu'elle l'a été exactement. Si nous définissons  $b_{\hat{L}} = 0$ ,  $b_{\hat{\theta}} = 0$  et  $\alpha = 0,50$  (c'est-à-dire  $z_{\alpha} = 0$ ), la conclusion est basée sur la simple comparaison entre  $\hat{\theta}$  et  $\hat{L}$ , l'approche habituelle en matière de surveillance de la conformité.
- En choisissant une valeur basse pour  $\alpha$  (p. ex.  $\alpha = 0,05$  et  $z_{\alpha} = -1,64$ ), la limite opérationnelle  $\hat{L}_{oper}$  correspond à une approche de précaution ou d'aversion au risque et la probabilité d'arriver à une conclusion erronée préjudiciable à l'objectif de conservation est  $1 - \alpha$  (p. ex.  $1 - \alpha = 0,95$ )).

Ce dernier point illustre la différence entre la qualité du processus d'estimation des paramètres et la fiabilité du processus de décision. L'amélioration de la qualité du processus d'estimation des paramètres (en modifiant le programme de surveillance) ne peut avoir un impact que sur  $b_{\hat{\theta}}$  et sur  $\sigma_{\hat{\theta}}$ . Même avec un processus parfait d'estimation des paramètres (c.-à-d.  $b_{\hat{\theta}} = 0$  et  $\sigma_{\hat{\theta}} = 0$ ), l'estimation de la limite réelle,  $L$ , générera encore une incertitude. En fait, cette incertitude peut souvent être sous-estimée, car elle ne tient probablement pas compte de toutes les incertitudes liées à l'évaluation des stocks. Le paramètre  $\alpha$  peut être considéré comme un paramètre de réglage de la fiabilité; il permet de calculer une limite  $\hat{L}_{oper}$  en dessous de laquelle la probabilité d'éviter une décision préjudiciable à la conservation est  $1 - \alpha$ .

La figure 2 illustre ce concept. La règle de décision traditionnelle consiste à conclure que la limite a été dépassée lorsque la valeur observée du paramètre est supérieure à la limite déclarée ou, de manière équivalente, lorsque la différence (valeur observée du paramètre – limite déclarée) est supérieure à zéro. Chaque panneau de la figure 2 illustre la différence (valeur réelle du paramètre – limite correcte) pour différents scénarios de biais. Les limites opérationnelles de la différence sont indiquées pour les valeurs  $1 - \alpha = 0,50, 0,75, 0,90$  et  $0,95$ .

- Dans le panneau A de la figure 2, le paramètre et la limite sont estimés sans biais mais avec un faible niveau d'incertitude (ET = 5 %); la limite opérationnelle doit être légèrement abaissée pour tenir compte du risque dû à cette incertitude.
- Dans le panneau B de la figure 2, l'ET de l'estimation du paramètre est de 25 %; les limites opérationnelles doivent être abaissées beaucoup plus pour tenir compte de la plus grande incertitude.
- Dans le panneau C de la figure 2, l'estimation du paramètre est biaisée négativement (c'est-à-dire que le paramètre est probablement sous-estimé); les limites opérationnelles sont décalées vers la gauche.
- Dans le panneau D de la figure 2, l'estimation de la limite est légèrement biaisée positivement (la limite déclarée est probablement fixée un peu trop haut) et son ET est de

25 %; les limites opérationnelles sont décalées et abaissées pour tenir compte de l'incertitude de la limite déclarée.

- Dans le panneau E de la figure 2, le biais et l'incertitude sont présents à la fois dans la limite déclarée et dans l'estimation du paramètre; les limites opérationnelles doivent être décalées et abaissées davantage.

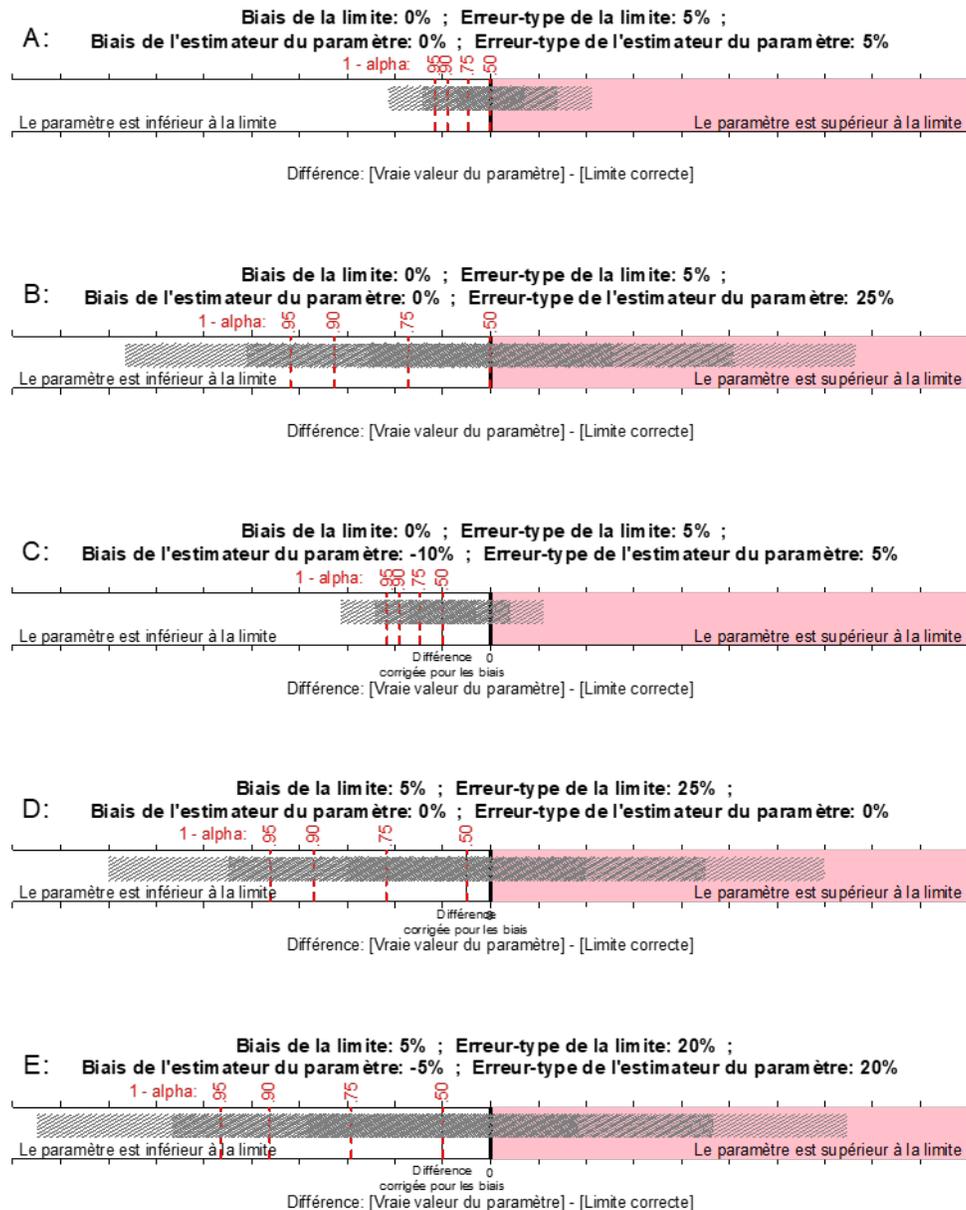


Figure 2. Illustration du concept de limite opérationnelle. La règle de décision traditionnelle consiste à conclure que la limite a été dépassée lorsque la valeur observée du paramètre est supérieure à la limite déclarée ou, de manière équivalente, lorsque la différence (valeur observée du paramètre – limite déclarée) est supérieure à zéro. Chaque panneau illustre la différence (valeur réelle du paramètre – limite correcte) avec le seuil de décision 0, indiqué par la ligne noire épaisse. Les limites opérationnelles de la différence sont indiquées par une ligne pointillée rouge pour  $1 - \alpha = 0,50, 0,75, 0,90$  et  $0,95$ . La bande grise illustre l'incertitude de la différence observée.

---

### 6.3 OPTIONS POUR LES NOUVEAUX PROGRAMMES DE SURVEILLANCE

La mise en œuvre de la politique de surveillance des pêches imposera probablement de mettre en place des programmes de surveillance dans certaines pêches où il n'y en avait pas auparavant. Bien qu'il existe des outils pour évaluer le risque pour la conservation dans ces cas et dans d'autres (section 2), on disposera probablement de peu ou pas d'information directe pour estimer la qualité et donc la fiabilité. Trois approches complémentaires peuvent être utilisées pour concevoir un nouveau programme de surveillance et pour l'évaluer afin d'en déterminer la qualité et la fiabilité. Les considérations liées à la complexité des pêches, telles que l'éloignement de certains ports et la capacité des navires à accueillir la surveillance, ainsi que d'autres facteurs clés pour l'élaboration des programmes de surveillance (voir Zollett *et al.* 2011) sont également très importants, mais sortent de la portée du présent document.

Premièrement, l'évaluation des risques pour la conservation permet de déterminer les exigences générales en ce qui a trait au biais et à la variabilité, ce qui aide ensuite à déterminer les outils de surveillance qui pourraient être appropriés. Par exemple, dans les situations présentant un risque élevé, les programmes de surveillance doivent se fonder sur des estimations non biaisées et très précises (annexe I). L'intolérance au biais éliminera probablement un grand nombre ou la totalité des outils de surveillance qui supposent la production de rapports par les utilisateurs de la ressource, ainsi que la surveillance par des tiers lorsqu'il y a un risque de biais, comme les programmes d'observateurs en mer avec une couverture partielle (p. ex. Benoît et Allard 2009; Faunce et Barbeaux 2011). L'exigence de précision peut encourager la mise en place d'un programme de surveillance aux taux d'échantillonnage élevés, voire d'un recensement. Beauchamp *et al.* (2019) et Mangi *et al.* (2015) discutent d'éléments qui peuvent donner des indications sur le biais et la variabilité possibles associés aux différents outils de surveillance.

Deuxièmement, il peut être possible d'emprunter des renseignements à des programmes de surveillance de pêches similaires et de supposer, à titre de première étape, que le profil du biais et de la variabilité pour l'ensemble des facteurs statistiques et opérationnels serait le même si un programme identique était mis en œuvre. De plus, il peut être possible d'utiliser la variabilité spatiale et temporelle des prises tirée des relevés scientifiques réalisés dans la zone pour étayer la variabilité statistique supposée dans l'évaluation initiale de la qualité potentielle et pour aider à planifier la stratification de l'échantillonnage pour la surveillance des prises (Figus et Criddle 2019).

La troisième option consiste à mettre en place un programme de surveillance pilote (NMFS 2004). Cela permettrait d'estimer la variabilité statistique du paramètre estimé et pourrait fournir des renseignements pouvant servir à optimiser l'échantillonnage, par exemple en ce qui concerne la stratification ou les procédures de sélection des échantillons. En ce qui concerne les programmes pilotes d'observation en mer aux États-Unis, le NMFS (2004) recommande des programmes pilotes comportant une couverture de 0,5 à 2 % ou 100 sorties par strate, selon la plus petite des deux.

Quelle que soit l'approche adoptée, il est clair qu'il faudra évaluer à nouveau les nouveaux programmes de surveillance quelques années après leur mise en œuvre pour s'assurer qu'ils répondent aux attentes en matière de fiabilité.

## 7. DISCUSSION

Pour évaluer la pertinence des activités de surveillance des pêches, il faut bien évidemment tenir compte de nombreux aspects des systèmes d'évaluation et de gestion des pêches, et cette évaluation fait, en elle-même, partie intégrante de ce système. En termes simples :

- 
- L'évaluation scientifique de l'état de la ressource ou de la population et la définition des prélèvements durables dépendent de la qualité (biais et variabilité) des estimations issues de la surveillance des pêches. Le fait de ne pas reconnaître les biais en particulier (p. ex. la sous-déclaration des prises) peut miner la fiabilité de l'évaluation en ce qui concerne l'établissement de taux de récolte durables.
  - Les évaluations fournissent une estimation des risques que pose la pêche pour les populations et les espèces, y compris les risques liés à des mesures de gestion particulières (p. ex. le total autorisé des captures).
  - L'efficacité de la gestion de la pêche dépend de la qualité des avis scientifiques et de la capacité à mettre en œuvre correctement les contrôles dans les pêches qui touchent la ressource.
  - La mise en œuvre correcte des contrôles dépend en partie de l'existence d'un processus fiable de surveillance de la pêche et d'estimation des captures et de la prise en compte des erreurs dans le processus d'estimation lors de la fixation des limites.
  - Pour s'assurer que la surveillance est adaptée aux besoins et que les limites opérationnelles sont établies correctement, il faut évaluer le mieux possible les facteurs statistiques et opérationnels qui influent sur la qualité des estimations et sur la décision de conformité aux limites en fonction du programme de surveillance, de l'évaluation du risque pour la conservation et de la définition de la tolérance au risque (la probabilité de prises non durables).

Il est clair, d'après ce qui précède, qu'il n'est pas possible de séparer le processus d'évaluation scientifique de celui utilisé pour établir, examiner et mettre en œuvre les objectifs et les plans de surveillance des pêches. Il est donc logique que l'évaluation de la surveillance des prises soit harmonisée avec les évaluations de la population (évaluations du stock, évaluations du potentiel de rétablissement, évaluations des dommages admissibles et des prélèvements biologiques potentiels). Les processus d'évaluation de la population à l'échelle régionale, zonale et transfrontalière offrent un cadre d'examen par les pairs au cours duquel la surveillance des prises peut être étudiée. Les Secteurs des sciences et de la Gestion des pêches du MPO et certains intervenants qui peuvent fournir de l'information au processus participent à ces processus. De plus, la plupart des processus d'évaluation font ensuite l'objet de réunions de comités consultatifs (direction) auxquelles participent aussi les Secteurs des sciences et de la Gestion des pêches du MPO, ainsi qu'un groupe élargi d'intervenants. Ensemble, les réunions consultatives des équipes de la gestion et des sciences servent de tribune pour évaluer la qualité des programmes de surveillance, en assurant que les évaluations des populations reflètent le mieux possible la qualité, en évaluant les risques pour la conservation et en établissant la fiabilité par rapport aux risques. Les réunions consultatives de l'équipe de la gestion sont appropriées pour élaborer des plans de surveillance des pêches qui font correspondre la qualité au risque, dans le contexte des coûts de surveillance. Pour les pêches commerciales, il est donc logique d'introduire progressivement l'examen des programmes de surveillance en vertu de la nouvelle politique, dans le cadre de l'actuel cycle pluriannuel d'évaluation des stocks. L'examen périodique des programmes de surveillance pourrait également suivre ce cycle, mais il ne serait probablement pas nécessaire de l'effectuer à chaque évaluation afin d'éviter un fardeau indu. Les changements importants réels, prévus ou envisagés dans la pêche, le régime de gestion, la surveillance ou l'état du stock, qui pourraient avoir une incidence sur la fiabilité de la surveillance constitueraient des motifs pour déclencher une réévaluation.

L'examen de la fiabilité des programmes de surveillance selon les cycles d'évaluation, y compris les évaluations du potentiel de rétablissement des espèces préoccupantes, portera sur

---

la surveillance des pêches touchant de nombreuses espèces ciblées et certaines espèces de prises accessoires. Cependant, le processus sera probablement incomplet pour beaucoup d'espèces qui sont capturées accidentellement dans de nombreuses pêches et pour lesquelles la pêche pourrait être une source importante de dommages. Pour assurer la durabilité, il pourrait donc être nécessaire de procéder à des examens ciblés de certains programmes de surveillance des prises pour des espèces importantes ou des espèces vulnérables de prises accessoires.

Dans le présent document et dans Allard et Benoît (2019), l'évaluation de la fiabilité est entreprise comme un processus distinct qui fait appel aux évaluations de la population et à des renseignements provenant des programmes de surveillance existants et des études connexes, et dont les résultats ont une incidence sur la surveillance et peut-être sur les plans de gestion des pêches. Une solution de rechange à cette approche segmentée consiste à évaluer la fiabilité dans le contexte de la dynamique des populations et des systèmes d'évaluation et de gestion des pêches, en recourant à l'évaluation des stratégies de gestion (ÉSG). L'ÉSG comprend la simulation de la dynamique des stocks sous observation simulée, l'évaluation scientifique et les systèmes de gestion des pêches (Smith *et al.* 1999; Rademeyer *et al.* 2007; Punt *et al.* 2014). En général, l'ÉSG nécessite d'évaluer différentes procédures de gestion qui peuvent répondre à un ensemble priorisé d'objectifs de gestion des pêches, tout en tenant compte des imperfections dans les données utilisées pour évaluer et gérer la population. Les données comprennent des observations simulées de relevés et de surveillance de la pêche. Punt (1999) a utilisé l'ÉSG pour évaluer les conséquences sur la gestion et la viabilité des stocks de divers niveaux de présence des observateurs dans la pêche australienne du hoki. L'ÉSG pourrait être utilisée de façon plus générale pour guider la conception des programmes de surveillance des pêches et en évaluer la fiabilité. Il est facile de simuler les conséquences des caractéristiques statistiques et opérationnelles du programme de surveillance des pêches qui influent sur la qualité du processus d'estimation à l'aide des données d'entrée de l'OÉQ. La fiabilité n'est pas établie à l'aide d'une évaluation statistique comme dans l'OÉQ, mais plutôt en fonction des conséquences qu'elle a sur la durabilité simulée de la population à moyen et long termes. Cependant, la réalisation d'une ÉSG peut être un processus long et complexe et ne sera pas possible pour un grand nombre de pêches ou de populations relevant du MPO, du moins pas dans un avenir prévisible. Toutefois, pour certains cas prioritaires, l'ÉSG peut être un moyen utile et viable d'assurer la fiabilité de la surveillance des pêches. Cela est particulièrement vrai pour les pêches ou les populations pour lesquelles on procède à une ÉSG pour répondre à d'autres objectifs et l'ajout d'une évaluation de la fiabilité est possible à un coût différentiel modique.

Pour effectuer une évaluation de la qualité à l'aide de l'OÉQ, il faut préciser les valeurs ou les plages de valeurs anticipées pour la variabilité et le biais résultant de 15 caractéristiques opérationnelles. Ce processus implique une certaine subjectivité et peut prendre un certain temps. Il est clairement nécessaire d'élaborer de nouvelles méthodes et approches pour simplifier le processus et assurer une application uniforme à l'échelle nationale, compte tenu du grand nombre de pêches canadiennes et de populations d'intérêt dont il faudra évaluer la fiabilité en vertu de la politique de surveillance des pêches. Il devrait être possible de déterminer une valeur ou une fourchette de valeurs pour la variabilité et le biais résultant de certaines caractéristiques opérationnelles qui sont communes à toutes les pêches, comme les erreurs d'ajustement, les erreurs de manipulation des données et les erreurs de mesure pour différentes classes d'outils de mesure. De même, pour certains outils de surveillance déployés de façon standard ou semblable, la variabilité et le biais résultant des caractéristiques opérationnelles devraient être similaires ou identiques, notamment la vérification à quai obligatoire et les journaux de bord. Il peut être possible de déterminer la fiabilité globale pour

---

ces classes d'outils lorsqu'il n'y a pas de variabilité ou de biais statistique, ou du moins la contribution de la plupart ou de toutes les caractéristiques opérationnelles à la qualité.

## 8. REMERCIEMENTS

Le présent document a bénéficié de discussions avec plusieurs personnes pendant plusieurs années, notamment les participants aux processus nationaux d'avis scientifiques de juin 2017 et de mai 2019. Nous tenons à remercier en particulier Brittany Beauchamp, Marc Clemens, Nick Duprey, Craig Faunce, Tom Fowler et Rob Houtman.

## 9. RÉFÉRENCES CITÉES

- Agnew, D.J., Grove, P., Peatman, T., Burn, R., et Edwards, C.T.T. 2010. Estimating optimal observer coverage in the Antarctic krill fishery. *CCAMLR Science* 17: 139–154.
- Allard, J, et Benoît, H.P. 2019. [Cadre unifié pour l'évaluation statistique des programmes de surveillance des pêches](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/013. vi + 67 p.
- Allen, M., Kilpatrick, D., Armstrong, M., Briggs, R., Course, G., et Pérez, N. 2002. Multistage cluster sampling design and optimal sample sizes for estimation of fish discards from commercial trawlers. *Fish. Res.* 55: 11-24.
- Amandè, M.J., Chassot, E., Chavance, P., Murua, H., Delgado de Molina, A., et Bez, N. 2012. Precision in bycatch estimates: the case of tuna purse-seine fisheries in the Indian Ocean. *ICES J. Mar. Sci.* 69: 1501-1510.
- Babcock, E.A., Pikitch, E.K., et Hudson, C.G. 2003. [How much observer coverage is enough to adequately estimate bycatch?](#) Oceana, Washington, D.C. (accessed December 31, 2019).
- Beauchamp, B., Benoît, H., et Duprey, N. 2019. Examen des outils de surveillance des prises utilisés dans les pêches canadiennes. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/010. vi + 55 p.
- Benoît, H.P. 2013. Twenty years of annual landed and discarded catches of three southern Gulf of St. Lawrence skate species estimated under multiple sources of uncertainty. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 554-563.
- Benoît, H.P. 2011. Estimated amounts, species composition and pre-discard condition of marine taxa captured incidentally in the southern Gulf of St. Lawrence scallop fishery. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2011/031. iv + 20 p.
- Benoît, H.P., et Allard, J. 2009. Can the data from at-sea observer surveys be used to make general inferences about catch composition and discards? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 2025-2039.
- Benoît, H.P., Hurlbut, T., et Chassé, J. 2010. Assessing the factors influencing discard mortality of demersal fishes in four fisheries using a semi-quantitative indicator of survival potential. *Fish. Res.* 106: 436-447.
- Benoît, H.P., Plante, S., Kroiz, M., et Hurlbut, T. 2013. A comparative analysis of marine fish species susceptibilities to discard mortality: effects of environmental factors, individual traits, and phylogeny. *ICES J. Mar. Sci.* 70: 99-113.
- Cochran, W.G. 1977. *Sampling Techniques*. 3rd ed. Wiley & Sons. New York, NY.

- 
- Cotter, A.J.R., Course, G., Buckland, S.T., et Garrod, C. 2002. A PPS sample survey of English fishing vessels to estimate discarding and retention of North Sea cod, haddock, and whiting. *Fish. Res.* 55: 25-35.
- Cotter, A.J.R., et Pilling, G.M. 2007. Landings, logbooks and observer surveys: improving the protocols for sampling commercial fisheries. *Fish Fish.* 8: 123–152.
- Faunce, C.H., et Barbeaux, S.J. 2011. The frequency and quantity of Alaskan groundfish catcher-vessel landings made with and without an observer. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 1757-1763.
- Figus, E., et Criddle, K.R. 2019. Comparing self-reported incidental catch among fishermen targeting Pacific halibut and a fishery independent survey. *Mar. Policy* 100: 371-381.
- Forrest, R.E., Holt, K.R., et Kronlund, A.R. 2018. Performance of alternative harvest control rules for two Pacific groundfish stocks with uncertain natural mortality: Bias, robustness and trade-offs. *Fish. Res.* 206: 259-286.
- Gascoigne, J.C., et Lipcius, R.N. 2004. Allee effects driven by predation. *J. Appl. Ecol.* 41: 801–810.
- Gilman, E., Passfield, K., et Nakamura, K. 2012. Performance Assessment of Bycatch and Discards Governance by Regional Fisheries Management Organizations. IUCN, Gland, Switzerland, ix +484 pp.
- Groves, R.M., Fowler, F.J., Jr., Couper, M.P., Lepkowski, J.M., Singer, E., et Tourangeau, R. 2009. *Survey Methodology* 2<sup>nd</sup> ed. Wiley. ISBN-13: 978-0470465462.
- Haigh, R., Schnute, J., Lacko, L., Eros, C., Workman, G., et Ackerman, B. 2002. At-sea observer coverage for catch monitoring of the British Columbia hook and line fishery. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2002/108. iv + 55 p.
- Hanke, A.R., Andrushchenko, I., et Croft G. 2012. Observer Coverage of the Atlantic Canadian Swordfish and Other Tuna Longline Fishery: An Assessment of Current Practices and Alternative Methods. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/049. iii + 84 p.
- Hordyk, A.R., et Carruthers, T.R. 2018. A quantitative evaluation of a qualitative risk assessment framework: Examining the assumptions and predictions of the Productivity Susceptibility Analysis (PSA). *PLoS One* 13(6): e0198298.
- Kenchington, T.J. 2014. Natural mortality estimators for information-limited fisheries. *Fish Fish.* 15: 533-562.
- Kronlund, A.R., Forrest, R.E., Cleary, J.S., et Grinnell, M.H. 2018. The Selection and Role of Limit Reference Points for Pacific Herring (*Clupea pallasii*) in British Columbia, Canada. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2018/009. ix +125 p.
- Legault, C.M., et Palmer, M.C. 2016. In what direction should the fishing mortality target change when natural mortality increases within an assessment? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73: 349-357.
- MacCall, A.D. 1990. *Dynamic geography of marine fish populations*. University of Washington Press, Seattle, Washington. 153 p.
- Mangi, S.C., Dolder, P.J., Catchpole, T.L., Rodmell, D., et de Rozarieux, N. 2015. Approaches to fully documented fisheries: practical issues and stakeholder perspectives. *Fish. Fish.* 16: 426-452.

- 
- Martin, S.L., Stohs, S.M., et Moore, J.E. 2015. Bayesian inference and assessment for rare-event bycatch in marine fisheries: a drift gillnet fishery case study. *Ecol. Applic.* 25: 416-429.
- McAllister, M.K., Pikitch, E.K., et Babcock, E.A. 2001. Using demographic methods to construct Bayesian priors for the intrinsic rate of increase in the Schaefer model and implications for stock rebuilding. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1871-1890.
- Micheli, F., De Leo, G., Butner, C., Martone, R.G., et Shester, G. 2014. A risk-based framework for assessing the cumulative impact of multiple fisheries. *Biol. Conserv.* 176: 224-235.
- MPO. 2009. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) (Date de modification : 2009-03-23).
- MPO. 2012. [Orientations sur les prises accessoires et les rejets en mer des pêches commerciales canadiennes](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/022.
- MPO. 2019. [Cadre d'évaluation qualitative de la fiabilité des données sur les prises dérivées des outils actuels de surveillance des pêches](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/004.
- National Marine Fisheries Service (NMFS). 2004. Evaluating bycatch: a national approach to standardized bycatch monitoring programs. U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFSF/ SPO-66, 108 p.
- Miller, T.J., Skalski, J.R., et Ianelli, J.N. 2007. Optimizing a stratified sampling design when faced with multiple objectives. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 97-109.
- Palmer, M.C., Hersey, P., Marotta, H., Shield, G.R., et Cierpich, S.B. 2016. The design and performance of an automated observer deployment system for the Northeastern United States groundfish fishery. *Fish. Res.* 179 :33-46.
- Paloheimo, J.E., et Dickie, L.M. 1964. Abundance and fishing success. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Int. Explor. Mer.* 155: 152-163.
- Pardo, S.A., Dulvy, N.K., et Cooper, A.B. 2012. Critical review and analysis of existing risk-based techniques for determining sustainable mortality levels of bycatch species. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2012/014. v + 30 p.
- Pezzack, D.S., Denton, C.M., et Tremblay, M.J. 2014. Overview of By-catch and Discards in the Maritimes Region Lobster Fishing Areas (LFAs) 27-33 based on Species at Risk Act (SARA) At-sea Sampling 2009-2010. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2014/040. v + 27 p.
- Punt, A.E. 1999. Evaluating the costs and benefits of alternative monitoring programmes for fisheries management. pp 209-222. In C.P. Nolan (ed.), *Proceedings of the International Conference on Integrated Fisheries Monitoring*. Sydney, Australia, 1-5 February 1999.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Olivera, J.A.A., et Haddon, M. 2014. Management strategy evaluation: best practices. *Fish Fish.* 17: 303-334.
- Rademeyer, R.A., Plaganyi, E.E., et Butterworth, D.S. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. *ICES J. Mar. Sci.* 64: 618-625.
- Rago, P.J., Wigley, S.E., et Fogarty, M.J. 2005. NEFSC bycatch estimation methodology: allocation, precision and accuracy. *Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc.* No. 05-09.
- Rutherford, D.T., Fong, K., et Nguyen, H. 2010. Rockfish bycatch in the British Columbia commercial prawn trap fishery. *DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc.* 2009/109. iii + 25 p.

- 
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J., et Stevens, R.A. 1999. Implementing effective fisheries-management systems – management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES J. Mar. Sci.* 56: 967-979.
- Stanley, R.D., Olsen, N., et Fedoruk, A. 2009. Independent validation of the accuracy of yelloweye rockfish catch estimates from the Canadian groundfish integration pilot project. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 1: 354-362.
- Stanley, R.D., McElderry, H., Mawani, T., et Koolman, J. 2011. The advantages of an audit over a census approach to the review of video imagery in fishery monitoring. *ICES J. Mar. Sci.* 68: 1621-1627.
- Swain, D.P., et Sinclair, A.F. 1994. Fish distribution and catchability: what is the appropriate measure of distribution? *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 51: 1046-1054.
- Vølstad, J.H., Richkus, W.R., Gaurin, S., and Easton, R. 1997. Analytical and Statistical Review of Procedures for Collection and Analysis of Commercial Data Used for Management and Assessment of Groundfish Stocks in the U.S. Exclusive Economic Zone Off Alaska. Prepared for the U.S. Department of Commerce, National Marine Fisheries Service, Alaska Fisheries Science Center, Seattle, Washington. 172 pp. 10.13140/RG.2.1.4901.9040.
- Vølstad, J.H., et Fogarty, M. 2006. Report on the national observer program vessel selection bias workshop. Woods Hole, May 17-19, 2006. NOAA Fisheries, NFSC, Woods Hole, MA.
- Wakefield, C.B., Hesp, S.A., Blight, S., Molony, B.W., Newman, S.J., et Hall, N.G. 2018. Uncertainty associated with total bycatch estimates for rarely-encountered species varies substantially with observer coverage levels: Informing minimum requirements for statutory logbook validation. *Mar. Policy* 95: 273-282.
- Wigley, S.E., Rago, P.J., Sosebee, K.A., et Palka, D.L. 2007. The analytic component to the Standardized Bycatch Reporting Methodology Omnibus Amendment: sampling design and estimation of precision and accuracy (2nd edition). U.S. Dep. Commer., Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 07-09; 156 p.
- Zhou, S., Yin, S., Thorson, J.T., Smith, A.D.M., et Fuller, M. 2012. Linking fishing mortality reference points to life history traits: an empirical study. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1292-1301.
- Zhou, S., Hobday, A.J., Dichmont, C.M., et Smith, A.D.M. 2016. Ecological risk assessments for the effects of fishing: A comparison and validation of PSA and SAFE. *Fish. Res.* 183: 518-529.
- Zollett, E. *et al.* 2011. [Guiding Principles for Development of Effective Monitoring Programs](#). Report prepared for Environmental Defense Fund. MRAG Americas, Essex, MA. 59 pp.

---

## 10. ANNEXES

### 10.1 ANNEXE I : SOMMAIRE DE L'OUTIL PROVISOIRE D'ÉVALUATION DES RISQUES

#### 10.1.1 Contexte et définitions

L'outil actuel d'évaluation des risques (OÉR) est une méthode qualitative pour examiner une pêche en fonction d'un ensemble de facteurs de risque génériques liés à la conservation et à la conformité. Il fait partie intégrante de l'examen des programmes de surveillance des pêches dans le cadre de l'application de la Politique de surveillance des pêches. Les deux autres intrants du processus d'examen sont l'évaluation de la qualité des données et la prise en compte de la complexité du régime de gestion de la pêche. Ces trois parties de l'examen du programme de surveillance fournissent une analyse des lacunes qui, à son tour, guide l'établissement des objectifs de surveillance et d'un plan de surveillance.

L'examen des programmes de surveillance des pêches porte sur les risques pour la conservation de la ressource et sur les risques pour la conformité aux lois et règlements. Le présent document de recherche traite uniquement des considérations liées aux risques pour la conservation dans l'OÉR.

La politique exige la prise en compte d'un ensemble constant de composantes biologiques pour toutes les unités de pêche, constituant une approche structurée pour évaluer les programmes de surveillance. Les trois composantes sont les espèces ciblées, les espèces de prises accessoires et la communauté et l'habitat.

Les espèces ciblées de la pêche sont celles qui sont visées par le permis ou que le pêcheur est autrement autorisé à cibler. Dans une pêche multispécifique, il s'agit de toutes les espèces sur lesquelles porte le permis ou que le pêcheur est autorisé à cibler pendant une sortie de pêche donnée, qu'il le fasse ou non. Les facteurs de risque examinés pour les espèces ciblées sont l'état du stock et l'impact de la pêche sur les prises accidentelles rejetées.

Les espèces de prises accessoires sont les espèces ou spécimens qui n'étaient pas visés par le permis ou que le pêcheur n'était pas autrement autorisé à cibler, mais qu'il est tenu de conserver ou autorisé à le faire, ainsi que toutes les prises non conservées, y compris les prises libérées des engins et des empêtements, que les poissons soient vivants, blessés ou morts et qu'il s'agisse ou non des espèces ciblées. Les espèces évaluées comme étant en péril en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) qui sont capturées dans le cadre des activités de pêche relèvent généralement de la catégorie des prises accessoires. Les facteurs de risque à examiner sont les risques que pose la pêche pour les espèces de prises accessoires retenues et les espèces de prises accessoires non conservées.

La composante « communauté et habitat » cherche à refléter les changements (directs ou indirects) apportés à l'écosystème, y compris à d'autres espèces clés, et les impacts sur l'habitat. Elle englobe les zones sensibles, notamment les habitats benthiques sensibles tels que définis dans la *Politique sur la gestion des impacts de la pêche sur les zones benthiques vulnérables* (MPO 2009a) et en particulier les zones benthiques importantes telles que décrites dans le *Cadre d'évaluation du risque écologique (CERE) pour les communautés à prédominance de coraux et d'éponges d'eau froide* (MPO 2019a), ainsi que d'autres écosystèmes marins vulnérables tels que définis par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) et l'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO). Les facteurs de risque examinés pour la communauté et l'habitat sont le risque que pose la pêche pour d'autres espèces clés, les impacts directs sur la structure ou la composition de l'habitat et les impacts indirects sur la structure ou la composition de l'habitat.

Les objectifs généraux de conservation pour chaque composante biologique sont les suivants :

- **Espèces ciblées** : Veiller à ce que la pêche soit gérée de manière à soutenir l'exploitation durable des espèces aquatiques et à réduire au minimum le risque que les pêches causent des dommages graves ou irréversibles aux espèces ciblées (selon la définition tirée de l'esprit et de l'intention du document intitulé *Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution* [MPO 2009b] et de la *Politique sur la gestion des prises accessoires* [MPO 2019b]).
- **Espèces de prises accessoires** : Veiller à ce que la pêche soit gérée de manière à soutenir l'exploitation durable des espèces aquatiques et à réduire au minimum le risque que les pêches causent des dommages graves ou irréversibles aux espèces de prises accessoires (selon la définition de la *Politique sur la gestion des prises accessoires* [MPO 2019b]). Pour les espèces de prises accessoires inscrites en vertu de la LEP, un objectif supplémentaire consiste à prévenir leur disparition ou leur extinction, à permettre le rétablissement de celles qui, par suite de l'activité humaine, sont devenues des espèces disparues du pays, en voie de disparition ou menacées, à gérer les espèces préoccupantes pour éviter qu'elles ne deviennent des espèces en voie de disparition ou menacées (selon la définition de la LEP) et à respecter les interdictions prévues par la loi contre les dommages causés aux espèces inscrites, sauf s'ils sont autorisés en vertu de permis de dommages accidentels.
- **Communauté et habitat** : Atténuer les impacts de la pêche sur les zones vulnérables ou éviter les impacts de la pêche qui causeront probablement des dommages graves ou irréversibles à l'habitat marin, aux communautés et aux espèces marines vulnérables (selon la définition de la *Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables* [MPO 2009a]).

### 10.1.2 Procédure d'évaluation des risques

#### Procédure générale

Le risque est une fonction à la fois de la conséquence et de la vraisemblance et est évalué en termes d'impacts immédiats et à court terme (horizon de deux à trois ans). Dans l'OÉR, la conséquence désigne le degré d'impact sur un facteur de risque résultant d'une activité de pêche et est fondée sur une classification ordinaire à quatre catégories (tableau 1.1 de l'annexe).

Tableau 1.1 de l'annexe. Catégories ordinales pour la conséquence, définie comme le degré d'impact sur le facteur de risque résultant d'une activité de pêche.

Ordinal	Conséquence	Remarques et exemples
1	Ces actions dans la pêche ont un impact négligeable sur les facteurs de risque d'intérêt.	Ces actions ont des interactions négligeables avec ce facteur de risque dans la pêche. Par conséquent, cette occurrence représente une préoccupation minimale pour la pêche.
2	Ces actions dans la pêche ont un impact mineur sur les facteurs de risque d'intérêt.	Ces actions ont des interactions mineures avec ce facteur de risque dans la pêche. Par conséquent, cette occurrence représente une certaine préoccupation pour la pêche.
3	Ces actions dans la pêche ont un impact modéré sur les facteurs de risque d'intérêt.	Ces actions ont des interactions modérées avec ce facteur de risque dans la pêche. Par conséquent, cette occurrence représente une préoccupation notable pour la pêche.

Ordinal	Conséquence	Remarques et exemples
4	Ces actions dans la pêche ont un impact important sur les facteurs de risque d'intérêt.	Ces actions ont des interactions importantes avec ce facteur de risque dans la pêche. Par conséquent, cette occurrence représente une préoccupation majeure pour la pêche.

Dans l'OÉR, la vraisemblance est la probabilité que chaque conséquence se produise, également fondée sur une classification ordinale à quatre catégories (tableau 1.2 de l'annexe).

Pour attribuer une note de vraisemblance à chaque catégorie de conséquences, l'évaluateur doit s'assurer que la somme des probabilités sous-jacentes ou implicites est de 100 % pour toutes les catégories de conséquences.

Tableau 1.2 de l'annexe. Catégories ordinales pour la vraisemblance que chaque conséquence se produise.

Ordinal	Vraisemblance	Descripteur
1	Rarement	On n'a jamais entendu parler de la conséquence dans ces circonstances, mais elle n'est pas impossible dans l'horizon considéré. Probabilité inférieure à 5 %.
2	Peu probable	La conséquence ne devrait pas se produire dans l'horizon considéré, mais on sait qu'elle s'est produite ailleurs dans des circonstances particulières. Probabilité comprise entre 5 % et moins de 20 %.
3	Possible	Il existe des données probantes permettant de penser que ce niveau de conséquence est possible et peut survenir dans certaines circonstances dans l'horizon considéré. Probabilité comprise entre 20 % et moins de 50 %.
4	Probable	Un niveau de conséquence particulier devrait survenir dans l'horizon considéré. Probabilité comprise entre 50 % et 100 %.

On calcule une cote de risque pour chaque facteur de risque pour la conservation en sélectionnant la plus grande valeur parmi celles obtenues à partir du produit de chaque cote de niveau de conséquence et de sa cote de vraisemblance correspondante. On attribue ensuite cette cote de risque à un niveau de risque selon le système suivant :

- niveau de risque = Faible pour une cote de risque égale à 1, 2, 3, ou 4 ;
- niveau de risque = Modéré pour une cote de risque égale à 6, 8, ou 9 ;
- niveau de risque = Élevé pour une cote de risque égale à 12 ou 16.

Les cotes de risque pour chaque facteur de risque ne sont pas combinées pour obtenir une cote de risque global pour les pêches. En déterminant des cotes de risque distinctes pour chaque facteur de risque, on peut concevoir spécialement les mesures de surveillance des pêches pour résoudre les problèmes de risque plus élevé.

### 10.1.3 Descripteurs des conséquences pour les facteurs de conservation liés aux prises

L'OÉR provisoire comprend des tableaux qui fournissent des descripteurs associés à chaque niveau de conséquence pour les facteurs liés aux prises, à la communauté et à l'habitat, ainsi qu'à la conformité. Compte tenu du contexte du présent rapport, nous décrivons ci-après les descripteurs des facteurs de conservation liés aux prises. L'un des objectifs du rapport est d'assurer l'exhaustivité et la validité de ces descripteurs.

Tableau 1.3 de l'annexe. Impacte sur le statut de population des espèces ciblées.

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
1	La pêche entraîne des répercussions négligeables sur la taille de la population, le recrutement, la portée, la dynamique ou les perturbations du comportement (y compris les relations trophiques) des espèces cibles.	<p>Le cadre de gestion (p. ex. les règles de décision) est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{\text{cible}}</math>) est bien comprise dans le seuil de mortalité par pêche (<math>F_{\text{lim}}</math>) et le taux de mortalité par pêche (<math>F</math>) est bien supérieur au point de référence limite du stock. L'état du stock est sain.</p> <p>En l'absence d'un seuil de mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient faibles en ce qui concerne la taille du stock et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les faibles prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés; 2) la pêche réalisée dans une petite partie marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance à la hausse de l'abondance post-recrue.</p>
2	La pêche a des répercussions mineures sur la taille de la population, le recrutement, la portée, la dynamique (y compris les relations trophiques) ou les perturbations du comportement des espèces cibles. La capacité des espèces à se remettre d'un état épuisé est négligeable.	<p>Le cadre de gestion (p. ex., les règles de décision) est tel que, lorsque les points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{\text{cible}}</math>) est bien inférieure au seuil de référence de la mortalité par pêche (<math>F_{\text{lim}}</math>), lorsque le stock est dans la zone saine, ou la fraction de <math>F_{\text{lim}}</math> censée être durable, lorsque le stock est dans la zone prudente. En outre, il existe un faible risque que le <math>F_{\text{cible}}</math> puisse être dépassé d'une quantité relativement importante en raison des dépassements, de quotas, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence d'un seuil de mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient faibles en ce qui concerne la taille du stock et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les faibles prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés; 2) la pêche réalisée dans une petite partie marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance à la hausse de l'abondance post-recrue.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression de pêche constitue un obstacle improbable au rétablissement.</p>
3	La pêche entraîne des impacts modérés sur la taille de la population, le recrutement, l'aire de répartition, les perturbations du comportement ou de la dynamique, de sorte que les épuisements/extinctions de stocks ou les contractions de portée des espèces cibles ne sont pas prévus. La capacité d'une espèce à augmenter d'un état épuisé peut être affectée négativement, en particulier si la surveillance est insuffisante.	<p>Le cadre de gestion est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution ou des procurations appropriées sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{\text{cible}}</math>) ou les prélèvements sont proches ou inférieurs au point de référence des prélèvements lorsque le stock se trouve dans la zone saine ou la fraction de la référence des prélèvements est considérée comme durable lorsque le stock est dans la zone prudente. En outre, il existe un risque modéré que le <math>F_{\text{cible}}</math> ou les prélèvements puissent être dépassés d'une quantité relativement importante en raison des dépassements de quotas, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence d'un seuil de mortalité par pêche ou de prélèvement, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient modérés en ce qui concerne la taille du stock permanent et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés qui suggèrent une mortalité par pêche (<math>F</math>) proche ou inférieure à 0,4 (élasmobranches) ou 0,8 (téléostéens) fois la mortalité naturelle des espèces (<math>M</math>); 2) la pêche ne se produit pas seulement dans les zones représentant une portion marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance stable de l'abondance post-recrue.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression de pêche constitue un obstacle possible au rétablissement.</p>

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
4	La pêche entraîne des répercussions importantes sur la taille de la population, le recrutement, l'aire de répartition, les perturbations du comportement ou de la dynamique, de sorte que les épuisements/extinctions de stocks ou les contractions sévères des espèces cibles se produisent. La capacité d'une espèce à augmenter d'un état épuisé est affectée négativement.	<p>Le cadre de gestion est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution ou des procurations appropriées sont disponibles, il est très probable que la mortalité par pêche réalisée pourrait dépasser les niveaux jugés durables au cours des années, par conception ou en raison d'un risque modéré à élevé que le <math>F_{cible}</math> ou les prélèvements peuvent être dépassés d'une quantité relativement importante en raison des dépassements de quota, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence d'un seuil de mortalité par pêche ou de prélèvement, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements puissent être importants en ce qui concerne la taille du stock et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés qui suggèrent une mortalité par pêche (F) proche ou au-delà de 0,4 (élastombranches) ou de 0,8 (téléostéens) fois la mortalité naturelle (M); 2) la pêche réalisée dans la zone de stock ou concentrée dans des zones de concentration de stock; et 3) une tendance à la baisse de l'abondance post-recrue.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression exercée par la pêche contribue probablement au déclin continu de la population.</p>

Tableau 1.4 de l'annexe. Impacte sur le statut de population des rejets des espèces ciblées.

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
1	La pêche entraîne des effets négligeables sur les prises accidentelles rejetées des espèces cibles, car aucune espèce cible n'est rejetée.	Le cadre de gestion (p. ex. les règles de décision) est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible ( $F_{\text{cible}}$ ) est bien comprise dans le seuil de mortalité par pêche ( $F_{\text{lim}}$ ) et le taux de mortalité par pêche ( $F$ ) est bien supérieur au point de référence limite du stock. L'état du stock est sain.
2	La pêche a des répercussions mineures sur les prises accidentelles rejetées des espèces cibles avec une faible probabilité de décès pour les prises accidentelles rejetées des espèces cibles.	<p>Le cadre de gestion (p. ex., les règles de décision) est tel que, lorsque les points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{\text{cible}}</math>) est bien inférieure au seuil de référence de la mortalité par pêche (<math>F_{\text{lim}}</math>), lorsque le stock est dans la zone saine, ou la fraction de <math>F_{\text{lim}}</math> censée être durable, lorsque le stock est dans la zone prudente. En outre, il existe un faible risque que le <math>F_{\text{cible}}</math> puisse être dépassé d'une quantité relativement importante en raison des dépassements, de quotas, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence d'un seuil de mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient faibles en ce qui concerne la taille du stock et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les faibles prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés; 2) la pêche réalisée dans une petite partie marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance à la hausse de l'abondance post-recrue. En ce qui concerne les espèces de prises accessoires (y compris les espèces en péril), on déduit des espèces accessoires qui sont plus élevées que la <math>M</math> de l'espèce cible, à moins que l'espèce de prise accessoire soit soupçonnée d'avoir une capturabilité plus élevée.</p> <p>Les espèces (y compris les espèces en péril) qui sont la cible d'une ou plusieurs autres pêcheries, les prélèvements sont faibles par rapport aux prélèvements dans les pêches ciblées et sont donc très peu susceptibles d'entraîner en elles-mêmes une mortalité de pêche non durable.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression de pêche constitue un obstacle improbable au rétablissement.</p>

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
3	La pêche entraîne des répercussions modérées sur les prises accidentelles rejetées des espèces cibles avec une probabilité modérée de décès par rapport aux prises accidentelles rejetées des espèces cibles.	<p>Le cadre de gestion est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{\text{cible}}</math>) est proche ou en deçà du point de référence de la mortalité par pêche (<math>F_{\text{lim}}</math>), lorsque le stock se trouve dans la zone saine, ou de la fraction de <math>F_{\text{lim}}</math> jugée durable, lorsque le stock se trouve dans la zone de prudence. Par ailleurs, il existe un risque modéré que <math>F_{\text{cible}}</math> puisse être dépassée par une valeur assez élevée en raison des dépassements de quotas, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence d'un seuil de mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient modérés en ce qui concerne la taille du stock permanent et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés qui suggèrent une valeur <math>F</math> proche ou en deçà de 0,4 (élasmobranches) ou de 0,8 (téléostéens) fois la valeur <math>M</math>; 2) la pêche réalisée pas uniquement dans les zones représentant une partie marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance stable de l'abondance post-recrue. En ce qui concerne les espèces de prises accessoires (y compris les espèces en péril), des preuves supplémentaires sont une mortalité naturelle inférée de l'espèce accessoire qui est semblable à la <math>M</math> de la cible, à moins que l'espèce de prise accessoire soit soupçonnée d'avoir une capturabilité plus élevée.</p> <p>Les espèces (y compris les espèces en péril) qui sont la cible d'une ou de plusieurs autres pêcheries, les prélèvements sont modérés par rapport aux prélèvements dans les pêches ciblées et peuvent, en eux-mêmes, produire une mortalité de pêche non durable à l'occasion.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression de pêche constitue un obstacle possible au rétablissement.</p>

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
4	La pêche entraîne des répercussions importantes sur les prises accidentelles rejetées d'espèces cibles ayant une forte probabilité de décès pour les prises accidentelles rejetées d'espèces cibles.	<p>Le cadre de gestion est tel qu'il est très probable que la mortalité par pêche réalisée pourrait dépasser les niveaux jugés durables au cours des années, par conception ou en raison d'un risque modéré à élevé que le Fcible puisse être dépassé d'une quantité relativement importante en raison des dépassements de quota, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence d'un point de référence de mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements puissent être importants en ce qui concerne la taille du stock et sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés qui suggèrent une F proche ou au-delà de 0,4 (élasmobranches) ou de 0,8 (téléostéens) fois la mortalité naturelle (M); 2) la pêche réalisée dans la zone de stock ou concentrée dans des zones de concentration de stock; et 3) une tendance à la baisse de l'abondance post-recrue. En ce qui concerne les espèces de prises accessoires (y compris les espèces en péril), des preuves supplémentaires sont une mortalité naturelle inférée de la prise accessoire qui est inférieure à la mortalité naturelle de la cible.</p> <p>Les espèces (y compris les espèces en péril) qui sont l'objectif d'une ou de plusieurs autres pêches, la pêche sera considérée comme une conséquence importante si (1) la pêche ciblée est considérée comme une conséquence importante et que les prises accessoires sont plus que négligeables, ou (2) la pêche visée est considérée comme une conséquence modérée, mais les niveaux de prises accessoires peuvent, en eux-mêmes, produire une mortalité de pêche non durable.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression exercée par la pêche contribue probablement au déclin continu de la population.</p>

Tableau 1.5 de l'annexe. Impacte sur le statut de population des prises accessoires conservées ou rejetées.

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
1	La pêche entraîne des effets négligeables sur la taille de la population, la portée du recrutement ou la dynamique (y compris les relations trophiques) des espèces de prises accessoires rejetées au-delà de la variabilité naturelle.	Le cadre de gestion (p. ex. les règles de décision) est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible ( $F_{\text{cible}}$ ) est bien comprise dans le seuil de mortalité par pêche ( $F_{\text{lim}}$ ) et le taux de mortalité par pêche ( $F$ ) est bien supérieur au point de référence limite du stock. L'état du stock est sain.
2	La pêche a des répercussions mineures sur la taille de la population, le recrutement, la portée ou la dynamique (y compris les relations trophiques) des espèces de prises accessoires au-delà de la variabilité naturelle. La capacité des espèces à augmenter d'un état épuisé est négligeable.	<p>Le cadre de gestion (p. ex., les règles de décision) est tel que, lorsque les points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{\text{cible}}</math>) est bien inférieure au seuil de référence de la mortalité par pêche (<math>F_{\text{lim}}</math>), lorsque le stock est dans la zone saine, ou la fraction de <math>F_{\text{lim}}</math> censée être durable, lorsque le stock est dans la zone prudente. En outre, il existe un faible risque que le <math>F_{\text{cible}}</math> puisse être dépassé d'une quantité relativement importante en raison des dépassements, de quotas, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence de point de référence <math>F</math>, il est raisonnable de s'attendre à ce que les prélèvements soient faibles en ce qui a trait à la taille du stock et à sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les faibles prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés; 2) la pêche réalisée dans une petite partie marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance à la hausse de l'abondance post-recrue. En ce qui concerne les espèces de prises accessoires (y compris les espèces en péril), on déduit des espèces accessoires qui sont plus élevées que la <math>M</math> de l'espèce cible, à moins que l'espèce de prise accessoire soit soupçonnée d'avoir une capturabilité plus élevée.</p> <p>Les espèces (y compris les espèces en péril) qui sont la cible d'une ou plusieurs autres pêcheries, les prélèvements sont faibles par rapport aux prélèvements dans les pêches ciblées et sont donc très peu susceptibles d'entraîner en elles-mêmes une mortalité de pêche non durable.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression de pêche constitue un obstacle improbable au rétablissement.</p>

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
3	<p>La pêche a des répercussions modérées sur la taille de la population, le recrutement, la portée ou la dynamique (y compris les relations trophiques) des espèces de prises accessoires, mais les épuisements/extinctions de stocks ou les contractions de portée des espèces cibles ne sont pas prévus. La capacité de l'espèce à augmenter d'un état épuisé peut être affectée négativement, en particulier si la surveillance est insuffisante.</p>	<p>Le cadre de gestion est tel que, lorsque des points de référence de l'approche de précaution sont disponibles, la mortalité par pêche cible (<math>F_{cible}</math>) est proche ou en deçà du point de référence de la mortalité par pêche (<math>F_{lim}</math>), lorsque le stock se trouve dans la zone saine, ou de la fraction de <math>F_{lim}</math> jugée durable, lorsque le stock se trouve dans la zone de prudence. Par ailleurs, il existe un risque modéré que <math>F_{cible}</math> puisse être dépassée par une valeur assez élevée en raison des dépassements de quotas, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence de point de référence <math>F</math>, il est raisonnable de s'attendre à ce que les prélèvements soient modérés en ce qui a trait à la taille du stock actuel et à sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés qui suggèrent une valeur <math>F</math> proche ou en deçà de 0,4 (élastombranchés) ou de 0,8 (téléostéens) fois la valeur <math>M</math>; 2) la pêche réalisée pas uniquement dans les zones représentant une partie marginale de la distribution des stocks; et 3) une tendance stable de l'abondance post-recrue. En ce qui concerne les espèces de prises accessoires (y compris les espèces en péril), des preuves supplémentaires sont une mortalité naturelle inférée de l'espèce accessoire qui est semblable à la <math>M</math> de la cible, à moins que l'espèce de prise accessoire soit soupçonnée d'avoir une capturabilité plus élevée.</p> <p>Les espèces (y compris les espèces en péril) qui sont la cible d'une ou de plusieurs autres pêcheries, les prélèvements sont modérés par rapport aux prélèvements dans les pêches ciblées et peuvent, en eux-mêmes, produire une mortalité de pêche non durable à l'occasion.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression de pêche constitue un obstacle possible au rétablissement.</p>

Valeur nominale	Conséquence	Notes et exemples
4	La pêche a des répercussions importantes sur la taille de la population, le recrutement, la portée ou la dynamique (y compris les relations trophiques) des espèces de prises accessoires, de sorte que l'épuisement/extinction des stocks ou la contraction importante de l'aire de répartition se produit. La capacité des espèces à augmenter d'un état épuisé est affectée négativement.	<p>Le cadre de gestion est tel qu'il est très probable que la mortalité par pêche réalisée pourrait dépasser les niveaux jugés durables au cours des années, par conception ou en raison d'un risque modéré à élevé que le <math>F_{cible}</math> puisse être dépassé d'une quantité relativement importante en raison des dépassements de quota, de la pêche non déclarée ou de la pêche illégale.</p> <p>En l'absence de point de référence <math>F_r</math>, il est raisonnable de s'attendre à ce que les prélèvements puissent être élevés en ce qui a trait à la taille du stock et à sa productivité. Les données probantes à l'appui comprennent 1) les prises par rapport aux estimations de la biomasse exploitable issues des relevés qui suggèrent une <math>F</math> proche ou au-delà de 0,4 (élastranchés) ou de 0,8 (téléostéens) fois la mortalité naturelle (<math>M</math>); 2) la pêche réalisée dans la zone de stock ou concentrée dans des zones de concentration de stock; et 3) une tendance à la baisse de l'abondance post-recrue. En ce qui concerne les espèces de prises accessoires (y compris les espèces en péril), des preuves supplémentaires sont une mortalité naturelle inférieure de la prise accessoire qui est inférieure à la mortalité naturelle de la cible.</p> <p>Les espèces (y compris les espèces en péril) qui sont l'objectif d'une ou de plusieurs autres pêches, la pêche sera considérée comme une conséquence importante si (1) la pêche ciblée est considérée comme une conséquence importante et que les prises accessoires sont plus que négligeables, ou (2) la pêche visée est considérée comme une conséquence modérée, mais les niveaux de prises accessoires peuvent, en eux-mêmes, produire une mortalité de pêche non durable.</p> <p>Pour les espèces évaluées comme « en péril » par le COSEPAC, l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique que la pression exercée par la pêche contribue probablement au déclin continu de la population.</p>

### 10.1.4 Description de la qualité requise en fonction du niveau de risque

L'OÉR provisoire comprend le tableau suivant, qui relie les exigences de qualité du processus d'estimation aux niveaux de risque pour les facteurs de risque liés aux prises (espèces ciblées et prises accessoires). Nous avons apporté des révisions à certaines parties du texte qui sont probablement incorrectes par rapport à l'intention de l'OÉR provisoire.

*Tableau 1.6 de l'annexe. Lien entre les exigences de qualité du processus d'estimation et les niveaux de risque pour les espèces ciblées, les prises accessoires, les espèces en péril et la communauté pour les facteurs de risque liés aux prises (espèces ciblées et prises accessoires).*

Composantes	Risque faible	Risque modéré	Risque élevé
Risque pour	les espèces ciblées/de prises accessoires/en péril/la communauté	les espèces ciblées/de prises accessoires/en péril/la communauté	les espèces ciblées/de prises accessoires/en péril/la communauté
Exigences de qualité	<p>Aucune exigence particulière en ce qui concerne la qualité (précision et exactitude) des données sur les prises.</p> <p>Bien qu'il existe un faible risque de ne pas atteindre l'objectif, les déclarations dépendantes de la pêche doivent fournir des renseignements adéquats* pour estimer les prises dans le but d'atteindre l'objectif de la composante.</p>	<p>Le programme de surveillance doit permettre de produire une estimation des prises et des prises rejetées d'une précision suffisante pour offrir une vraisemblance raisonnable* de pouvoir déterminer si l'objectif de la composante est atteint.</p>	<p>Le programme de surveillance adopté doit permettre de produire une estimation des prises et des prises non ciblées d'une précision suffisante pour offrir une vraisemblance élevée* de pouvoir déterminer si l'objectif de la composante est atteint.</p>
Renseignements requis	Aucune exigence particulière en ce qui concerne la qualité (précision et exactitude) des données sur les prises.	Le plan d'échantillonnage est tel que l'exactitude est la plus grande possible et que le biais est limité.	Le programme de surveillance doit comprendre un recensement le plus complet possible des prises et des prises rejetées, et le plan d'échantillonnage doit être reconnu comme étant d'une grande précision et théoriquement non biaisé.
Texte révisé	Aucun proposé.	<p>Puisque l'exigence de qualité porte sur la précision, les renseignements requis ne devraient viser que le biais afin d'éviter une certaine redondance.</p> <p>Révision des renseignements requis : Le plan d'échantillonnage est tel que le biais est limité.</p>	<p>Puisque l'exigence de qualité porte sur la précision, les renseignements requis ne devraient viser que le biais afin d'éviter une certaine redondance.</p> <p>Révision des renseignements requis : Le programme de surveillance doit comprendre un recensement le plus complet possible des prises et des prises rejetées, et le plan d'échantillonnage doit être reconnu comme étant théoriquement non biaisé.</p>

---

\* Les mots « adéquat », « raisonnable » et « élevé » dans le tableau de l'OÉR provisoire doivent être définis et qualifiés en ce qui concerne la détermination de la fiabilité. Cette tâche fait partie des objectifs du présent document de recherche.

#### **10.1.5 Références citées à l'annexe I**

DFO. 2009a. [Politique de gestion de l'impact de la pêche sur les zones benthiques vulnérables](#) (Date de modification : 2009-03-23).

MPO. 2009b. [Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution](#) (Date de modification : 2009-03-23).

MPO. 2019a. [Évaluation du risque écologique pour les communautés à prédominance de coraux d'eau froide et d'éponges](#) (Date de modification : 2019-09-27).

MPO. 2019b. [Document d'orientation sur la mise en oeuvre de la politique sur la gestion des prises accessoires](#) (Date de modification : 2019-10-01).

## 10.2 ANNEXE II : DESCRIPTEURS RÉVISÉS DES CONSÉQUENCES DES RISQUES POUR LA CONSERVATION DANS L'OÉR

Tableau 2.1 de l'annexe. Proposition de descripteurs révisés des conséquences pour l'impact de toutes les pêches sur la population et pour toutes les catégories de prélèvements (prélèvements conservés et rejetés tant pour les prises ciblées que pour les prises accessoires).

Valeur nominale	Conséquence	Descripteurs
1	Les pêches entraînent des effets négligeables sur la taille, le recrutement, l'aire de répartition ou la dynamique de la population (y compris les relations trophiques), généralement dans les limites de la variation attribuable à la variabilité naturelle.	<p><b>Une approche de précaution est en place</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>Le cadre de gestion (p. ex. les règles de décision) est tel que les niveaux réels et ciblés de mortalité par pêche (<math>F_{cible}</math>) sont <b>bien inférieurs</b> au point de référence pour la mortalité par pêche (<math>F_{lim}</math>) lorsque le stock est dans la zone saine, ou à la fraction de <math>F_{lim}</math> jugée durable lorsque le stock est dans la zone de précaution.</li> <li>De plus, il est <b>très peu probable</b> que la valeur <math>F_{cible}</math> soit dépassée de beaucoup en raison de dépassements de quotas ou de prises non déclarées qui rapprocheraient la mortalité par pêche de niveaux non durables.</li> <li>Il est fort probable que le stock se situe dans la zone saine, mais il pourrait tout de même se situer dans la zone de précaution en raison de la variabilité naturelle.</li> </ul> <hr/> <p><b>Aucune approche de précaution n'est en place</b></p> <p>i) L'approximation <math>F_{lim}</math> peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est <b>bien inférieur</b> à la valeur approximative <math>F_{lim}</math></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>la valeur approximative <math>F_{lim} = 1,5</math> x la valeur approximative <math>F_{RMD}</math>, et</li> <li>la valeur approximative <math>F_{RMD} = 0,87</math> x la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou</li> <li>la valeur approximative <math>F_{RMD} = 0,41</math> x la mortalité naturelle des élasmobranches.</li> </ul> <p>ii) Une approximation <math>F_{lim}</math> ne peut pas être définie.</p> <p>En l'absence d'un point de référence approximatif pour la mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient <b>négligeables</b> par rapport à la taille du stock et à sa productivité. Les preuves à l'appui comprennent plusieurs des éléments suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>les prises sont négligeables, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés;</li> <li>les preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit très faible sont convaincantes;</li> <li>les preuves voulant que la pêche ne sélectionne que les stades juvéniles très abondants associés à une mortalité naturelle élevée sont convaincantes;</li> <li>la pêche a lieu dans une partie marginale de l'aire de répartition de la population et en dehors de toute période biologiquement sensible pour la population; la population ne présente pas de comportements de regroupement qui pourraient accidentellement entraîner une surpêche au cours d'une année donnée;</li> <li>on observe une tendance d'augmentation de l'abondance après le recrutement lorsque le stock n'est pas gravement épuisé, et que l'indice d'abondance est fiable et offre un suivi adéquat de l'abondance.</li> </ul> <hr/> <p><b>Autres considérations</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est <b>beaucoup plus élevé</b> que celui de l'espèce ciblée (ce qui indique une productivité plus élevée dans des conditions naturelles), à moins qu'il soit soupçonné que l'espèce accessoire a une plus grande capturabilité par l'engin.</li> <li>En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées le taux de survie après la remise à l'eau devrait être <b>très élevé</b>.</li> <li>En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril <b>ne fait aucune mention</b> de pressions de pêche qui pourraient compromettre le rétablissement.</li> </ul>

Tableau 2.1 de l'annexe (suite). Proposition de descripteurs révisés des conséquences pour l'impact de toutes les pêches sur la population et pour toutes les catégories de prélèvements (prélèvements conservés et rejetés tant pour les prises ciblées que pour les prises accessoires).

Valeur nominale	Conséquence	Descripteurs
2	Les pêches entraînent des effets mineurs sur la taille, le recrutement, l'aire de répartition ou la dynamique de la population (y compris les relations trophiques), au-delà de la variation attribuable à la variabilité naturelle. La capacité de la population à se rétablir après son épuisement n'est pas affectée.	<p><b>Une approche de précaution est en place</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Comme ci-dessus, les taux réels et ciblés de mortalité par pêche (<math>F_{cible}</math>) sont <b>bien inférieurs</b> à la valeur <math>F_{lim}</math> pour les stocks situés dans la zone saine, ou à une fraction de la <math>F_{lim}</math> pour les stocks situés dans la zone de précaution.</li> <li>• De plus, il est <b>peu probable</b> que la valeur <math>F_{cible}</math> soit dépassée de beaucoup en raison de dépassements de quotas ou de prises non déclarées qui rapprocheraient la mortalité par pêche de niveaux non durables.</li> </ul> <p><b>Aucune approche de précaution n'est en place</b></p> <p>i) L'approximation <math>F_{lim}</math> peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est <b>bien inférieur</b> à la valeur approximative <math>F_{lim}</math> – la valeur approximative <math>F_{lim} = 1,5</math> x la valeur approximative <math>F_{RMD}</math>, et</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ la valeur approximative <math>F_{RMD} = 0,87</math> x la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou</li> <li>○ la valeur approximative <math>F_{RMD} = 0,41</math> x la mortalité naturelle des élasmobranches.</li> </ul> <p>ii) Une approximation <math>F_{lim}</math> ne peut pas être définie. En l'absence d'un point de référence approximatif pour la mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient <b>faibles</b> par rapport à la taille du stock et à sa productivité. Les preuves à l'appui comprennent plusieurs des éléments suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ les prises sont <b>faibles</b>, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés;</li> <li>○ les preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit <b>faible</b> sont convaincantes;</li> <li>○ les preuves voulant que la pêche sélectionne <b>principalement</b> les <b>stades juvéniles très abondants</b> associés à une mortalité naturelle élevée sont convaincantes;</li> <li>○ la pêche a lieu dans une <b>petite</b> partie de l'aire de répartition de la population et en <b>dehors</b> de toute période biologiquement sensible pour la population;</li> <li>○ la population <b>ne présente généralement pas</b> de comportements de regroupement qui pourraient accidentellement entraîner une surpêche au cours d'une année donnée;</li> <li>○ on observe une <b>tendance à la hausse</b> de l'abondance après le recrutement lorsque le stock n'est pas gravement épuisé, et que l'indice d'abondance est fiable et offre un suivi adéquat de l'abondance.</li> </ul> <p><b>Autres considérations</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est <b>plus élevé</b> que celui de l'espèce ciblée (ce qui indique une productivité plus élevée dans des conditions naturelles), à moins qu'il soit soupçonné que l'espèce accessoire a une plus grande capturabilité par l'engin.</li> <li>• En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées le taux de survie après la remise à l'eau devrait être <b>élevé</b>.</li> <li>• En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique qu'<b>il est peu probable</b> que les pressions de la pêche compromettent le rétablissement.</li> </ul>

Tableau 2.1 de l'annexe (suite). Proposition de descripteurs révisés des conséquences pour l'impact de toutes les pêches sur la population et pour toutes les catégories de prélèvements (prélèvements conservés et rejetés tant pour les prises ciblées que pour les prises accessoires).

Valeur nominale	Conséquence	Descripteurs
3	Les pêches entraînent des effets modérés sur la taille, le recrutement, l'aire de répartition ou la dynamique de la population (y compris les relations trophiques), au-delà de la variation attribuable à la variabilité naturelle. La capacité de la population à se rétablir après son épuisement peut être affectée négativement.	<p><b>Une approche de précaution est en place</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Comme ci-dessus, les taux réels et ciblés de mortalité par pêche (<math>F_{\text{cible}}</math>) sont <b>semblables ou inférieurs</b> à la valeur <math>F_{\text{lim}}</math> pour les stocks situés dans la zone saine, ou à une fraction de la valeur <math>F_{\text{lim}}</math> pour les stocks situés dans la zone de précaution.</li> <li>• De plus, la valeur <math>F_{\text{cible}}</math> <b>pourrait être dépassée</b> de beaucoup au cours de certaines années, en raison de dépassements de quotas ou de prises non déclarées, faisant en sorte que la mortalité par pêche <b>dépasse</b> les niveaux non durables.</li> </ul> <p><b>Aucune approche de précaution n'est en place</b></p> <p>i) L'approximation <math>F_{\text{lim}}</math> peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est <b>semblable, mais inférieur</b> à la valeur approximative <math>F_{\text{lim}}</math> – la valeur approximative <math>F_{\text{lim}} = 1,5 \times</math> la valeur approximative <math>F_{\text{RMD}}</math>, et</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ la valeur approximative <math>F_{\text{RMD}} = 0,87 \times</math> la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou</li> <li>○ la valeur approximative <math>F_{\text{RMD}} = 0,41 \times</math> la mortalité naturelle des élasmobranches.</li> </ul> <p>ii) Une approximation <math>F_{\text{lim}}</math> ne peut pas être définie. En l'absence d'un point de référence approximatif pour la mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient <b>modérés</b> par rapport à la taille du stock et à sa productivité. Les preuves à l'appui comprennent plusieurs des éléments suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ les prises sont <b>modérées</b>, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés;</li> <li>○ il existe des preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit <b>modérée</b>;</li> <li>○ la pêche sélectionne <b>principalement</b> des stades du cycle biologique <b>dont la perte peut nuire à la productivité</b> (p. ex. les individus matures);</li> <li>○ la pêche a lieu dans une partie de taille <b>modérée</b> de l'aire de répartition de la population, ou pendant une période qui <b>peut chevaucher</b> une période biologiquement sensible pour la population;</li> <li>○ la population <b>présente un comportement de regroupement</b> qui <b>peut entraîner</b> une surpêche accidentelle au cours de certaines années;</li> <li>○ on observe une <b>tendance stable</b> de l'abondance après le recrutement lorsque l'indice d'abondance est fiable et offre un suivi adéquat de l'abondance.</li> </ul> <p><b>Autres considérations</b></p> <p>En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est <b>semblable</b> à celui de l'espèce ciblée. En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées le taux de survie après la remise à l'eau devrait être <b>modéré</b>. En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique qu'<b>il est possible</b> que les pressions de la pêche compromettent le rétablissement.</p>

Tableau 2.1 de l'annexe (suite). Proposition de descripteurs révisés des conséquences pour l'impact de toutes les pêches sur la population et pour toutes les catégories de prélèvements (prélèvements conservés et rejetés tant pour les prises ciblées que pour les prises accessoires).

Valeur nominale	Conséquence	Descripteurs
4	Les pêches entraînent des effets importants sur la taille, le recrutement, l'aire de répartition ou la dynamique de la population (y compris les relations trophiques), entraînant éventuellement une diminution de la population ou une contraction de son aire de répartition, et possiblement un risque accru de disparition locale. La capacité de l'espèce à se rétablir après son épuisement est affectée négativement.	<p><b>Une approche de précaution est en place</b> Le cadre de gestion est tel qu'il est très probable que le taux de mortalité par pêche réel dépasse les niveaux jugés durables au cours de certaines années, par conception (p. ex. <math>F_{cible} \approx F_{lim}</math>); ou la valeur <math>F_{cible}</math> sera <b>probablement dépassée</b> de beaucoup au cours de certaines années en raison de dépassements de quotas ou de prises non déclarées faisant en sorte que le taux de mortalité <b>dépasse</b> les niveaux durables.</p> <hr/> <p><b>Aucune approche de précaution n'est en place</b> i) L'approximation <math>F_{lim}</math> peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est <b>égal ou supérieur</b> à la valeur approximative <math>F_{lim}</math> – la valeur approximative <math>F_{lim} = 1,5</math> x la valeur approximative <math>F_{RMD}</math>, et</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ la valeur approximative <math>F_{RMD} = 0,87</math> x la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou</li> <li>○ la valeur approximative <math>F_{RMD} = 0,41</math> x la mortalité naturelle des élasmobranches.</li> </ul> <p>ii) Une approximation <math>F_{lim}</math> ne peut pas être définie. En l'absence d'un point de référence approximatif pour la mortalité par pêche, on peut raisonnablement s'attendre à ce que les prélèvements soient <b>élevés</b> par rapport à la taille du stock et à sa productivité. Les preuves à l'appui comprennent plusieurs éléments suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>○ les prises sont <b>élevées</b>, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés;</li> <li>○ il existe des preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit <b>modérée à élevée</b>;</li> <li>○ la pêche <b>sélectionne des stades du cycle biologique dont la perte peut nuire à la productivité</b> (p. ex. les individus matures);</li> <li>○ la pêche a lieu dans une partie de taille <b>importante</b> de l'aire de répartition de la population, ou pendant une période qui <b>peut chevaucher de beaucoup</b> une période biologiquement sensible pour la population;</li> <li>○ la population <b>présente un comportement de regroupement</b> qui <b>entraînera probablement</b> une surpêche accidentelle au cours de certaines années;</li> <li>○ on observe une <b>tendance à la baisse</b> de l'abondance après le recrutement lorsque l'indice d'abondance est fiable et offre un suivi adéquat de l'abondance.</li> </ul> <hr/> <p><b>Autres considérations</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est <b>inférieur</b> à celui de l'espèce ciblée.</li> <li>• En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées le taux de survie après la remise à l'eau devrait être <b>faible</b>.</li> <li>• En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique qu'<b>il est probable</b> que les pressions de la pêche contribuent au déclin continu de la population.</li> </ul>