



ÉVALUATION DE LA FIABILITÉ DES PROGRAMMES DE SURVEILLANCE DES PRISES DES PÊCHES



Figure 1. Régions administratives de Pêches et Océans Canada (MPO). Le trait discontinu indique les limites de la zone économique exclusive (ZEE) du Canada.

Contexte

Pêches et Océans Canada (MPO) rédige actuellement une politique nationale sur la surveillance des pêches afin de disposer de renseignements fiables, à jour et accessibles pour pouvoir gérer les pêches de façon durable. Dans le cadre de la mise en œuvre de cette politique, on évaluera dans quelle mesure les données sur les prélèvements effectués par chacune des pêches canadiennes conviennent pour déterminer si les prélèvements par la pêche assurent la durabilité des populations et stocks ciblés et capturés de façon accessoire. Le MPO (2019) a fourni une méthode et un outil (outil d'évaluation de la qualité) pour évaluer la qualité des programmes de surveillance. La prochaine étape consiste à élaborer une approche qui permettra d'établir le niveau de fiabilité requis pour les programmes de surveillance; le niveau de fiabilité devra être proportionnel au degré de préjudice potentiel à la durabilité engendré par les pêches. On procède actuellement à la création d'un outil d'évaluation des risques en vue de faciliter et de normaliser le processus d'évaluation des risques. Cet outil définit sept facteurs de risque pour la conservation, décrit les conséquences associées à chacun de ces facteurs de risque, et offre des méthodes pour attribuer un niveau de risque à chaque facteur de risque décelé durant l'évaluation. Dans l'application de la nouvelle politique, l'outil d'évaluation des risques et l'outil d'évaluation de la qualité seront utilisés conjointement pour aider à orienter les décisions sur le type et le niveau de surveillance dont une pêche a besoin pour satisfaire aux exigences de collecte de données, et ainsi favoriser la durabilité des pêches.

Le présent avis scientifique porte sur la réunion nationale tenue du 14 au 16 mai 2019 : Avis scientifique sur un outil d'évaluation des risques pour la surveillance des prises en vue d'une politique

nationale sur la surveillance des pêches. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée lorsqu'elle sera disponible sur le [calendrier des avis scientifiques du MPO](#).

SOMMAIRE

- Les caractéristiques de productivité et de sensibilité comprises dans les descripteurs de conséquences de l'outil d'évaluation des risques (OÉR) révisé sont jugées suffisantes pour caractériser la vulnérabilité des stocks ou des populations, en vue d'établir les conséquences des prélèvements par les pêches sur la viabilité à long terme. Des conseils sur la révision de certains descripteurs de conséquences liées aux prélèvements sont fournis.
- L'outil d'évaluation de la qualité (OÉQ) permet d'évaluer la qualité des activités de surveillance à l'échelle du stock ou de la population, pour une seule pêche ou pour une combinaison de pêches. Les résultats de l'OÉR et de l'OÉQ sont combinés et utilisés pour déterminer la fiabilité.
- Les résultats de l'OÉR et de l'OÉQ ne sont pas normatifs quant à la façon précise dont les programmes de surveillance des pêches devraient être exécutés; ils aident plutôt à déterminer quels changements pourraient être apportés à un programme de surveillance des pêches pour améliorer sa note de qualité liée à la réduction des biais et des incertitudes et à la création d'économies de coûts.
- Les valeurs minimales de qualité de l'OÉQ, qui représentent la fonction de risques pour la conservation de l'OÉR, sont fournies à titre de référence et ne sont pas des valeurs absolues; le choix des valeurs seuils pourrait changer à mesure que de nouveaux renseignements sur le rendement seront obtenus et que des améliorations seront apportées aux programmes de surveillance.
- Le processus de détermination, d'évaluation et de révision des programmes de surveillance des pêches met en cause l'OÉR et l'OÉQ de façon récursive afin d'harmoniser les risques pour la conservation avec la qualité des données disponibles pour les applications d'estimation ou de respect d'une limite.
- L'évaluation de l'efficacité des activités de surveillance des pêches doit tenir compte de nombreux aspects des systèmes d'évaluation et de gestion des pêches. L'évaluation des activités de surveillance des prises pourrait être intégrée au processus d'évaluation des populations, y compris aux réunions ultérieures du comité consultatif. L'examen des programmes de surveillance, une exigence de la nouvelle politique, pourrait être mené progressivement durant le cycle pluriannuel d'évaluation des stocks en cours.

INTRODUCTION

Pêches et Océans Canada (MPO) travaille à l'achèvement d'une politique nationale de surveillance des prises afin 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 qui sont capturés accidentellement. La politique vise à mettre en œuvre une approche objective et uniforme pour déterminer le type et le degré de surveillance appliqués à l'ensemble des pêches gérées à l'échelle nationale par le MPO en vertu de la *Loi sur les pêches*.

La politique de surveillance des pêches vise à harmoniser le niveau, la fréquence et le type de surveillance des pêches avec le niveau de risque associé à la pêche en question, y compris les risques pour la conservation des populations aquatiques, des espèces, des communautés biotiques et des habitats, et avec le niveau de conformité des pêcheurs aux règlements de pêche. Avec cette politique, on souhaite une approche prudente, mais pragmatique pour déterminer les besoins de surveillance tout en reconnaissant que la qualité des estimations des prélèvements devrait être proportionnelle aux risques que pose la pêche pour la conservation.

La fiabilité se rapporte à la capacité d'un processus d'estimation (p. ex. l'estimation du total des débarquements pour un stock donné) d'atteindre les objectifs pour lesquels il a été créé (p. ex. déterminer si la limite de quota a été atteinte). Il s'agit en fait d'une mesure d'adéquation d'un programme de surveillance. La politique de surveillance des pêches reconnaît également 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 adéquat. Un programme de surveillance comportant des options de surveillance moins coûteuses et donnant lieu à des estimations de moindre qualité peut demeurer fiable, à condition que les risques pour la conservation soient également faibles.

La mise en œuvre de la politique de surveillance des pêches se fera selon un certain nombre d'étapes afin d'assurer une application uniforme et de faire en sorte que les probabilités d'atteinte des objectifs de conservation, de surveillance et de conformité soient élevées. Voici les trois étapes clés :

- le dépistage 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 d'aborder les lacunes décelées dans le cadre de l'évaluation;
- la précision des exigences 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.

Deux outils de mise en œuvre des politiques ont été élaborés pour faciliter l'évaluation rétrospective et, au besoin après l'analyse des lacunes, la détermination et la précision des exigences de surveillance nouvelles ou supplémentaires. Le premier, soit l'outil d'évaluation de la qualité (OÉQ), offre une méthode unifiée pour estimer la qualité du processus d'estimation des prises, c'est-à-dire si les estimations sont de qualité suffisante pour conclure, avec un niveau de certitude prédéterminé, si les normes relatives aux limites de prises ou à la qualité des données sont respectées (MPO 2019; Allard et Benoît 2019). L'OÉQ s'applique à l'estimation d'une valeur (p. ex. les prises) et au respect d'une limite (p. ex. le total autorisé des prises), peu importe si la population ou le stock est capturé en tant que stock ciblé ou stock accessoire, s'il est capturé par une ou plusieurs pêches, et si les prises sont conservées ou rejetées. Selon cette approche, le niveau de certitude doit être proportionnel au niveau de risque potentiel pour la durabilité causé par les pêches, de sorte que les pêches plus à risque soient surveillées d'une manière permettant d'obtenir un faible niveau d'incertitude dans les estimations des prélèvements. Le deuxième outil, soit l'outil d'évaluation des risques (OÉR), offre un moyen de caractériser les risques de façon semi-quantitative, en plus de préciser les seuils de qualité minimums exigés par les programmes de surveillance pour chacune des trois catégories de risques.

Dans l'application de la politique nationale de surveillance des pêches, l'OÉR et l'OÉQ seront utilisés conjointement pour aider à orienter les décisions sur le type et le niveau de surveillance dont une pêche a besoin pour satisfaire aux exigences de collecte de données du Ministère.

Certaines lacunes décelées dans l'OÉR et l'OÉQ devaient cependant être résolues afin que les descripteurs de conséquences, qui caractérisent les répercussions des pêches sur la durabilité des ressources, et les seuils de qualité de l'OÉR soient mieux alignés sur les conclusions sur la qualité de l'OÉQ.

Les objectifs du présent avis scientifique, présenté en réponse à une demande de la Direction des politiques nationales sur les pêches du MPO, sont les suivants :

- Examiner les descripteurs de l'OÉR actuel et ses méthodes d'évaluation et de catégorisation des risques pour les espèces ciblées et les espèces accessoires (débarquées et rejetées) découlant des activités de pêche au Canada.
- Fournir des conseils quant au caractère adéquat des seuils de qualité obtenus à l'aide de l'OÉQ pour chacune des catégories de risques de l'OÉR.
- Fournir des conseils sur la façon d'utiliser l'OÉR et l'OÉQ pour orienter les décisions de modification des programmes de surveillance des prises en vue d'en arriver au niveau de fiabilité des données voulu.

Respectivement, ces objectifs se rapportent à la caractérisation des risques pour la conservation, à l'harmonisation de la qualité avec les risques pour la conservation, et à la présentation d'options pour assurer une rigueur uniforme pour chacun des programmes de surveillance des prises.

Voici la définition de certains termes utilisés dans le présent rapport, selon la politique nationale de surveillance des pêches et le document MPO (2019) :

- Prises conservées : Il s'agit de la portion des prises qui est gardée. En plus des prises débarquées, elle comprend les prises non débarquées, mais utilisées d'une autre manière, comme appâts par exemple (MPO 2013).
- Prises rejetées : Il s'agit des prises qui sont manipulées, non conservées, puis remises à l'eau, qu'elles soient vivantes, blessées ou mortes. Les prises rejetées comprennent les individus remontés à bord puis rejetés à l'eau, les individus relâchés des engins de pêche avant que ceux-ci soient remontés à bord (comme les poissons relâchés d'une senne coulissante avant qu'elle ne soit complètement fermée) et les individus qui sont visiblement empêtrés dans un engin de pêche, comme les baleines, les oiseaux et les tortues de mer. Elles ne comprennent pas les individus qui se sont échappés des engins de pêche, qui ont été capturés par des prédateurs ou des nécrophages, ou qui sont ressortis morts de l'engin (MPO 2013).
- Prises accessoires : Il s'agit a) des prises conservées d'une espèce ciblée, par exemple les spécimens d'un sexe, d'une taille ou d'un état particulier que le pêcheur n'est pas autorisé à cibler, mais qu'il peut ou doit garder; b) des prises rejetées, y compris les individus pris ou empêtrés dans des engins de pêche et remis à l'eau, que ceux-ci soient vivants, blessés ou morts, et qu'il s'agisse ou non de l'espèce ciblée (MPO 2013).
- Prises ciblées : Il s'agit des prises conservées de l'espèce que le pêcheur est autorisé à capturer en vertu de son permis. Autrement dit, il s'agit de l'espèce ciblée par la pêche. Dans une pêche multispécifique, les prises ciblées désignent toutes les espèces que le

pêcheur peut cibler directement en vertu de son permis lors d'une sortie de pêche donnée, qu'il les ait pêchées ou non (MPO 2013).

- Prélèvements : Dans le contexte d'une pêche, les prélèvements comprennent toutes les pertes encourues par une population ou une espèce en raison d'activités de pêche, y compris les individus conservés des prises ciblées et des prises accessoires (c'est-à-dire les débarquements), et le nombre estimé d'individus morts dégagés des engins de pêche.
- Stock ou population : Il s'agit des regroupements d'une espèce, caractérisés dans l'espace et dans le temps, qui sont exploités par les pêches. Le niveau du stock ou de la population est généralement plus petit que celui d'un groupe d'espèces; un stock ou une population peut cependant comprendre un groupe d'espèces.
- Qualité d'un processus d'estimation : Il s'agit de la mesure dans laquelle une estimation devrait se rapprocher de la valeur réelle, en tenant compte de son exactitude (inverse du biais) et de sa précision (inverse de la variabilité).

Risques pour les espèces ciblées et les espèces prises accessoirement dans les pêches canadiennes

L'OÉR aide à déterminer les risques que pose une pêche pour chaque facteur de conservation qui lui est propre, y compris les risques pour les stocks ciblés et les stocks accessoires, les risques pour l'habitat du poisson, l'incidence du non-respect des limites, et d'autres facteurs à considérer pour déterminer les exigences en matière de surveillance. L'OÉR peut également donner un aperçu des risques globaux à l'égard des objectifs de conservation d'un stock ou d'une population qui sont causés par plusieurs pêches ciblant ou interceptant ce stock ou cette population (figure 2).

**OÉR
(par pêche)**

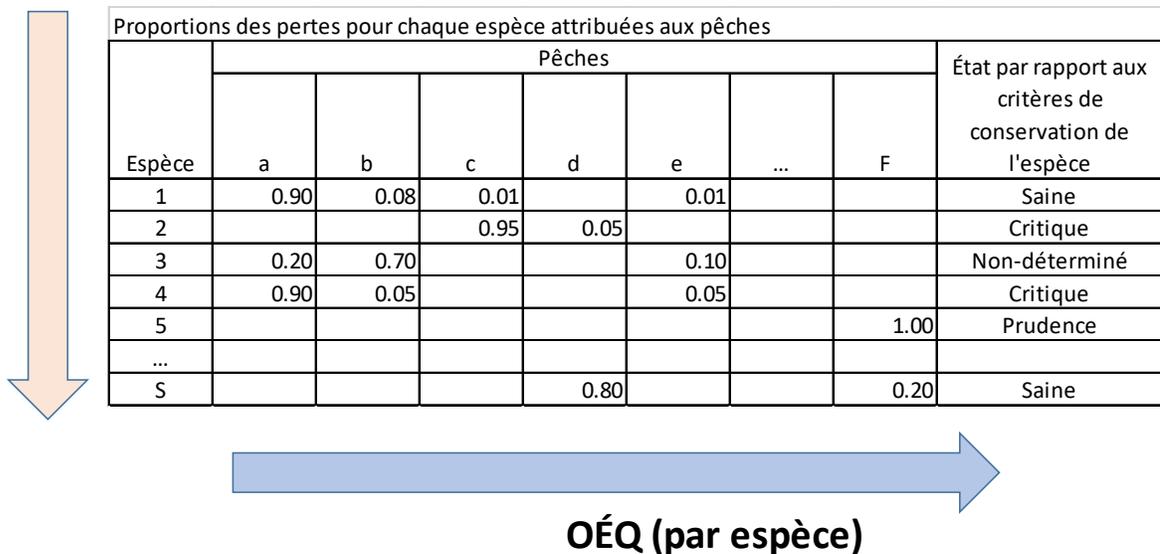


Figure 2. Direction des évaluations de la fiabilité des programmes de surveillance pour l'outil d'évaluation des risques (OÉR) et l'outil d'évaluation de la qualité (OÉQ), avec des exemples fictifs aux fins d'illustration. Il faut connaître l'état de l'espèce évaluée au moyen de l'OÉR et l'état des prélèvements par rapport aux niveaux durables, puis tenir compte des pertes de toutes les pêches. L'OÉQ évalue la qualité des programmes de surveillance des pêches qui interagissent avec une espèce. La fiabilité de chaque programme est déterminée pour tous les risques correspondants d'une espèce et pour toutes les pêches qui entraînent des pertes de l'espèce.

Pour bien caractériser le risque pour une population ou un stock ciblé par une pêche, il est essentiel de déterminer son état dans le contexte de l'approche de précaution, les considérations relatives aux espèces en péril, ainsi que les autres évaluations de l'état des espèces, le cas échéant. Dans l'ébauche actuelle de l'OÉR, les critères des descripteurs de conséquences des prises se fondent sur des cadres de gestion élaborés en vertu de l'approche de précaution (AP; points de référence et règles de contrôle des prises) ou sur des considérations fondées sur les risques pour déterminer les niveaux de mortalité durables des espèces prises accessoirement (MPO 2012). Pour les stocks ou populations non assujettis à une AP, cinq éléments doivent être pris en compte pour évaluer les risques courus par la population visée par une pêche :

- L'ampleur des prises par rapport à la biomasse exploitable estimée, au moyen d'une valeur de référence F_{proxy} définie par des points de référence basés sur la mortalité naturelle (M);
- La portion de la population exploitable distribuée dans la zone de pêche;
- Les tendances de l'abondance après-recrutement (de la biomasse exploitable);
- Pour les espèces jugées « en péril », le risque que les pressions de la pêche compromettent le rétablissement;
- Pour les espèces prises accessoirement, le risque peut être jugé faible si la valeur M inférée des espèces accessoires est plus élevée que la valeur M des espèces ciblées, pourvu que les espèces accessoires aient une capturabilité par l'engin égale ou plus faible que celle des espèces ciblées, et que les espèces ciblées ne soient pas surexploitées.

Productivité et sensibilité

Selon le MPO (2012), la vulnérabilité des populations à la surexploitation peut être évaluée en fonction de leur productivité (en lien avec la résilience, qui est 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. Il semble que la vulnérabilité puisse être prédite le plus exactement grâce à quelques caractéristiques, dont le taux intrinsèque de l'augmentation de la population, la disponibilité et la sélectivité pour les activités de pêche, et la mortalité par rejet (Hordyk et Carruthers 2018).

Historiquement, la mortalité naturelle (M) a été utilisée comme indicateur d'approximation de la productivité; les espèces ayant une valeur M plus élevée sont susceptibles d'être plus productives et, par conséquent, de pouvoir endurer des taux d'exploitation plus élevés. Ainsi, la valeur M est un paramètre clé qui est utilisé pour élaborer des points de référence pour la gestion des prises accessoires et d'autres espèces pour lesquelles les données sont insuffisantes. L'utilisation de la valeur M pour les approximations de pêche durable part de l'hypothèse voulant que M représente des valeurs de populations équilibrées et non épuisées. La valeur M peut toutefois varier dans le temps, particulièrement de façon inverse à l'abondance, entraînant ainsi un effet dépensatoire (déclin de la productivité par habitant) lorsque l'abondance est faible; cela peut se produire par exemple lorsque les taux de prédation

sur la population augmentent à mesure que l'abondance diminue. Si l'on soupçonne que c'est le cas pour une population donnée, des valeurs de référence moins élevées doivent être utilisées dans l'OÉR.

L'ébauche actuelle de l'OÉR évalue 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. On suppose que le niveau de conséquence est faible lorsqu'une partie importante de la population n'est pas exposée à de la mortalité par pêche.

- D'un côté, cette mesure peut entraîner une surestimation des conséquences, puisqu'il faut tenir compte des répartitions relatives dans le contexte du temps (diurne, saisonnier, etc.) pour décrire correctement la disponibilité. Il faut également tenir compte de la capturabilité et de la sélectivité, puisque même en cas de disponibilité élevée, il peut y avoir peu de prises si la capturabilité par l'engin est faible. Enfin, même si des individus sont capturés, les conséquences peuvent être faibles si la probabilité de survie après la remise à l'eau est élevée.
- D'un autre côté, cette mesure peut entraîner une sous-estimation des conséquences, comme dans le cas d'un comportement de regroupement d'une population; ce comportement peut contribuer au risque de surexploitation de la population par les pêches qui ciblent ces regroupements. Cette situation est particulièrement préoccupante, car l'aire de répartition de la plupart des espèces de poissons a tendance à se contracter à mesure que l'abondance diminue, ce qui augmente leur capturabilité et, par conséquent, leur vulnérabilité à la surpêche.

Puisque le taux intrinsèque de l'augmentation de la population est déterminé par la valeur M définie en fonction de l'âge et le calendrier de reproduction, les caractéristiques de productivité et de sensibilité de l'OÉR actuel sont jugées suffisantes pour caractériser la vulnérabilité aux fins d'établissement des conséquences des prises sur la viabilité à long terme.

Le MPO (2012) indique que les tendances d'abondance des individus adultes peuvent indiquer si les niveaux de prises actuels pourraient nuire à la productivité du stock ou de la population. Cet indicateur est utilisé dans l'OÉR. La prudence est cependant de mise si ces tendances sont fondées sur des renseignements dépendants de la pêche, car des changements à la gestion, aux objectifs de la pêche et aux marchés, ou d'autres facteurs, peuvent fausser cet indicateur. La vulnérabilité d'un stock ou d'une population peut être établie au moyen de simulations des populations structurées par âge, plutôt qu'au moyen d'approximations ou d'indicateurs. Les approches fondées sur des simulations reflètent plus exactement l'interaction entre les caractéristiques du cycle biologique ayant une incidence sur la productivité et les effets des caractéristiques de sensibilité. Des méthodes fondées sur des simulations devraient donc être incluses dans la boîte à outils de l'OÉR.

L'OÉR comprend des tableaux qui fournissent des descripteurs et des critères associés à chaque niveau de conséquence pour les sept facteurs liés aux prises (espèces ciblées conservées, espèces ciblées rejetées, prises accessoires d'espèces non ciblées conservées ou rejetées), à la communauté et à l'habitat, ainsi qu'à la conformité. Les descripteurs des facteurs de conservation pour toutes les catégories de prises, désormais appelées prélèvements, ont été examinés et révisés (annexe 1).

EVALUATION

Harmonisation de la qualité et des risques pour la conservation

L'OÉQ est conçu pour évaluer la qualité. À titre de rappel, la qualité désigne la mesure dans laquelle l'estimation se rapproche de la valeur réelle. Dans l'OÉQ, les évaluations des objectifs de mesure et de respect d'une limite sont fondées sur une évaluation typique de la qualité. L'OÉQ peut évaluer simultanément les contributions d'un ou de plusieurs programmes de surveillance à un processus d'estimation des prélèvements. De plus, il facilite l'évaluation des compromis faits à l'égard de la qualité du processus d'estimation, à l'échelle des pêches et des outils de surveillance.

Dans Allard et Benoît (2019), les objectifs statistiques des programmes de surveillance des pêches ont été séparés en deux catégories, soit la mesure et le respect d'une limite, chacune nécessitant une approche différente pour évaluer la fiabilité. Les objectifs de mesure 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 respect d'une limite sont pertinents lorsque le régime de gestion comporte une limite quelconque (p. ex. total autorisé des captures, pourcentage autorisé de prises juvéniles) et que l'estimation du paramètre est utilisée pour déterminer si la limite a été respectée ou non.

L'OÉR fournit des valeurs de qualité seuils à titre indicatif plutôt que des valeurs absolues, et le choix des valeurs seuils peut changer à mesure que de nouveaux renseignements réduisant l'incertitude et le biais à l'égard des caractéristiques opérationnelles sont obtenus. Les valeurs précises ont été choisies en fonction de considérations liées aux effets ou à la détection des signaux et à la faisabilité (détails dans Benoît et Allard 2020).

Qualité pour les objectifs de mesure

Les objectifs de mesure sont évalués en comparant la qualité statistique d'une estimation aux exigences scientifiques ou administratives préétablies. À la suite d'autres travaux, l'évaluation de la qualité définie dans MPO (2019) a été modifiée pour tenir compte séparément du biais et de la variabilité (Benoît et Allard 2020). Ce changement est motivé 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. Pour la variabilité, les erreurs sont aléatoires et se traduisent par des paramètres, comme les prises totales, qui peuvent tout autant être sous-estimés que surestimés au cours d'une année donnée. Pour le biais cependant, les erreurs sont systématiques et entraînent une surestimation ou une sous-estimation répétée. Au fil du temps, les erreurs causées par le biais s'aggravent et entraînent soit une perte systématique des possibilités de pêche, soit des préoccupations excessives en matière de conservation (associées à une surestimation du rôle de la mortalité par pêche dans les tendances ou l'état de l'abondance, en excluant les autres facteurs) dans le cas d'un biais positif ou une surpêche systématique dans le cas d'un biais négatif.

La notation suivante est utilisée :

θ : La valeur réelle du paramètre estimé dans le cadre du processus d'estimation du paramètre – par exemple, les prises totales.

$\theta_{anticipé}$: La valeur réelle typique ou anticipée du paramètre.

b_{ep} et s_{ep} : Respectivement, le biais du processus d'estimation et la variabilité du processus d'estimation, comme ils sont définis dans Benoît et Allard (2020).

$\hat{\theta} = \theta_{anticipé} + b_{ep}$: L'estimation typique du paramètre obtenue dans le cadre du processus d'estimation.

Dans l'OÉQ, 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 :

$$rb_{ep} = b_{ep}/\theta_{anticipé}$$

$$rs_{ep} = s_{ep}/\theta_{anticipé}$$

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 a tendance à indiquer le contraire.

rs_{ep} est semblable au coefficient de variation et n'a pas de signe.

Pour la variabilité (rs_{ep}), les valeurs dérivées sont évaluées par rapport aux valeurs seuils de référence qui correspondent aux trois catégories de risques associées aux objectifs définis dans l'OÉR. Selon l'OÉR, les programmes de surveillance devraient fournir des renseignements adéquats pour estimer les prises lorsque le risque est faible, puis présenter une probabilité d'estimation « correcte » des prises qui est raisonnable lorsque le risque est moyen, et qui est élevée lorsque le risque est élevé (tableau 1). Dans le tableau 1, les valeurs seuils proposées pour rs_{ep} reflètent des considérations pragmatiques fondées sur les analyses disponibles, appariées aux descripteurs de l'OÉR.

Tableau 1. Seuils de variabilité (rs_{ep}) du processus d'estimation des paramètres qui correspondent aux catégories de risques de l'OÉR. Les valeurs présentées correspondent à des situations où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur est plus ou moins symétrique et où la taille de l'échantillon est supérieure à 20, environ. Les valeurs seuils sont fournies à titre indicatif et ne sont pas des valeurs absolues.

| Composante | Risque élevé pour la conservation | Risque moyen pour la conservation | Risque faible pour la conservation |
|----------------------|--|---|---|
| Attentes selon 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 seuils | $rs_{ep} \leq 15 \%$ | $rs_{ep} \leq 30 \%$ | $rs_{ep} < 50 \%$ |

Les erreurs attribuables au biais peuvent être très difficiles à détecter, et leurs répercussions s'accroissent avec le temps. Puisque cela peut nuire encore plus à la conservation, les seuils de qualité du biais (rb_{ep}) sont plus stricts que ceux de la variabilité. Les conséquences du sens du biais varient également en fonction des risques pour la conservation causés par les activités de pêche (tableau 2). Par exemple, dans une situation de risque élevé, un biais négatif qui sous-estime les prises peut avoir des conséquences plus importantes sur la conservation qu'un biais positif. Le sens d'un biais doit donc être pris en compte, de concert avec l'évaluation des risques. Les valeurs seuils sont conformes à l'OÉR, ce qui indique qu'en situation de risque élevé, un programme de surveillance devrait être conçu de façon à être théoriquement, et vraisemblablement aussi en pratique, non biaisé dans le sens qui nuit à la conservation; en situation de risque moyen, tout biais devrait être limité.

Tableau 2. Seuils de biais (rb_{ep}) du processus d'estimation des paramètres qui correspondent aux catégories de risques de l'OÉR. Les valeurs présentées correspondent à des situations où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur est plus ou moins symétrique et où la taille de l'échantillon est supérieure à 20, environ. Les valeurs seuils sont fournies à titre indicatif et ne sont pas des valeurs absolues. Dans une situation de risque élevé pour la conservation, une valeur de 0 % est souhaitable, et en théorie, elle devrait être non biaisée pour l'estimation du paramètre dans le sens qui nuit à la conservation.

| Risque | Risque élevé pour la conservation | Risque moyen pour la conservation | Risque faible pour la conservation |
|--|-----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| Attentes selon l'OÉR | Théoriquement non biaisé | Biais devrait être limité | Non précisé |
| Sens du biais relatif aux risques pour la conservation | | | |
| Négatif (plus fréquent) | $0 \% \leq rb_{ep}$ | $-10 \% \leq rb_{ep}$ | $-25 \% \leq rb_{ep}$ |
| Positif (plus rare) | $rb_{ep} \leq 0 \%$ | $rb_{ep} \leq 10 \%$ | $rb_{ep} \leq 25 \%$ |

Distribution d'échantillonnage asymétrique, événements rares, présence-absence

Il existe des situations où la distribution d'échantillonnage de l'estimateur n'est pas symétrique, par exemple dans le cas d'événements rares. 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. Dans de telles situations, l'évaluation de la qualité serait effectuée en utilisant des valeurs d'intervalle de confiance (intervalle de confiance de 68,3 %, soit environ une erreur-type comme dans le cas symétrique ci-dessus), et en choisissant la plage de variabilité maximale des intervalles de gauche et de droite (Allard et Benoît 2019). Dans certains cas, l'intervalle de confiance peut être calculé à l'aide de méthodes analytiques ou numériques, et dans d'autres, par simulation.

Qualité pour le respect d'une limite

Un programme de surveillance est une composante d'un processus décisionnel qui peut comporter plusieurs éléments, notamment une limite à l'égard d'une composante de la pêche visée, ainsi qu'une procédure pour la gestion de la pêche. La limite peut s'appliquer aux prises de l'espèce ciblée, aux prises accessoires d'espèces particulières, à une partie des composantes précises des prises (p. ex. les individus de trop petite taille), ou en fonction d'accords de partage des ressources ou de traités internationaux. Dans de nombreuses situations, une limite est mise en place à l'égard des prises ou de certaines caractéristiques de la pêche afin de réaliser un objectif de conservation. Pour ce faire, un processus décisionnel est établi; il peut s'agir par exemple d'une fermeture de pêche si l'estimation des prises totales fournie par le programme de surveillance a atteint sa limite (c.-à-d. le total autorisé des captures). La fiabilité du processus décisionnel dépend en partie de la qualité du processus d'estimation des paramètres.

Objectifs de qualité pour le respect d'une limite

Il est proposé que l'évaluation de la qualité pour le respect d'une limite soit fondée sur un cadre de vérification des hypothèses, dans le but premier de contrôler les risques pour la conservation des stocks et des populations de poissons (Allard et Benoît 2019). Pour les limites supérieures, la pêche est jugée conforme à l'objectif de conservation si la limite n'est pas dépassée (le contraire pour les limites inférieures, si de tels cas existent). Puisque la conservation des populations aquatiques est la principale préoccupation, les efforts de gestion devraient porter principalement sur la réduction des chances d'en arriver à un faux négatif, c'est-à-dire de conclure à tort que les prises ne dépassent pas la limite alors que dans les faits.

En ce qui concerne le respect d'une limite, la qualité est déterminée en fonction de la probabilité d'en arriver à un faux négatif; une conclusion de faux négatif signifie qu'on a estimé à tort que la limite n'a pas été dépassée. Une probabilité neutre sur le plan du risque, p. ex. $p = 0,50$, correspond au fait de permettre aux pêcheurs de pêcher jusqu'à leur limite, en fonction des prélèvements estimés; à l'heure actuelle, il s'agit de l'approche utilisée implicitement par le MPO. Il s'agit également de la valeur par défaut utilisée dans l'OÉQ. On peut envisager une probabilité plus faible et avec aversion au risque, p. ex. $p = 0,05$, lorsque les risques pour la conservation sont élevés et qu'une faible probabilité de faux négatif est souhaitée.

La qualité du processus d'estimation des paramètres, dans le contexte d'une décision relative au respect d'une limite, est définie de façon heuristique comme suit :

- la probabilité d'éviter une décision nuisant à la conservation, où 1 = probabilité d'un faux négatif.

Tenir compte des notations précédentes (θ , $\theta_{anticipé}$, b_{ep} , s_{ep} et $\hat{\theta}$) et des suivantes :

- L : Limite supérieure réelle requise pour atteindre l'objectif; par exemple, les prélèvements totaux qui correspondent à l'objectif de gestion pour la population;
- $\varphi(\)$: Fonction de distribution cumulative de la distribution normale standard.

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 :

$$1 - \varphi\left(\frac{L - (\theta_{anticipé} + b_{ep})}{s_{ep}}\right)$$

Lorsque $\theta_{anticipé} \geq L$, la qualité du processus d'estimation des paramètres peut être élevée si soit la variabilité (c.-à-d. l'imprécision) du processus d'estimation s_{ep} est suffisamment faible, soit le biais du processus d'estimation b_{ep} est suffisamment important dans le sens négatif. La qualité d'un processus d'estimation des paramètres est jugée faible lorsque la limite a été dépassée; il est cependant difficile d'en arriver à telle détermination, compte tenu du biais et de la variabilité du processus d'estimation.

Le processus d'estimation est évalué comme étant soit fiable, soit non fiable, en fonction de sa qualité et du niveau de risque prescrit par l'OÉR. Des seuils de qualité sont définis pour chaque niveau de risques pour la conservation, et la mesure de la qualité se situe entre 0 et 1 (tableau 3). Une définition plus générale prenant en compte l'incertitude de la limite est présentée dans Benoît et Allard (2020).

Tableau 3. Seuils de qualité (0 à 1) pour le respect d'une limite pour 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 | $\geq 0,95$ | $\geq 0,75$ | $\geq 0,50$ |

Options de fiabilité des programmes de surveillance

L'évaluation de la fiabilité consiste à établir un lien entre l'évaluation de la qualité du programme de surveillance et les risques que posent les activités de pêche pour les stocks et les populations. En termes pratiques, l'évaluation de la qualité peut être utilisée à l'échelle de la pêche pour assurer que la qualité du programme de surveillance est suffisante pour satisfaire aux objectifs de la pêche. La fiabilité peut seulement être déterminée à l'égard du risque pour les stocks et les populations, et elle met souvent en cause les répercussions cumulatives de plusieurs pêches.

Au moment d'évaluer les risques collectifs pour un objectif de conservation et les risques posés par plusieurs pêches à l'égard du respect d'une limite, il peut être avantageux de tenir compte de la fiabilité dans l'ensemble des pêches; cela peut donner lieu à une compensation des exigences de qualité d'une pêche à l'autre (figure 2). 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). Il faut alors veiller à ce que la variabilité et le biais de la pondération répondent aux exigences du niveau de risque évalué.

Lorsqu'une même pêche est en cause pour plusieurs objectifs de conservation ou objectifs de respect d'une limite, la qualité des programmes de surveillance doit satisfaire aux exigences de tous les objectifs.

Le processus de détermination, d'évaluation et de révision des programmes de surveillance des pêches met en cause l'OÉR et l'OÉQ de façon récursive afin d'harmoniser les risques pour la conservation avec les processus d'estimation et la fiabilité du respect d'une limite (figure 3).

Normalement, un processus de mise en œuvre typique commence par une évaluation des risques à l'égard d'un objectif de conservation particulier (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 chacune des pêches qui capturent des individus de la population visée, comme prises ciblées ou prises accessoires, ou qui interagissent de façon significative avec la population (p. ex. la capture de proies et la destruction des frayères). L'OÉR servira à calculer la contribution de chaque pêche concernée aux risques pour l'objectif de conservation particulier, c'est-à-dire la cote de risque de chaque pêche à l'égard du facteur de risque de conservation particulier. Par la suite, la cote de risque de chaque pêche aidera à déterminer le niveau de qualité que doit avoir l'outil de surveillance de la pêche en cause.

Lorsque seulement une ou quelques pêches 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 de plusieurs programmes de surveillance dans l'ensemble des pêches qui capturent l'espèce concernée.

Dans certains cas, les évaluateurs peuvent commencer par une évaluation du programme de surveillance, puis poursuivre plus tard avec une évaluation des risques afin de déterminer si la qualité des données évaluées est suffisante. Cela pourrait être le cas lorsqu'un programme de surveillance est bien compris, mais que les principaux intrants pour la détermination des risques liés aux activités de pêche, comme les rapports sur l'état des stocks et la recherche sur la mortalité par rejet, ne sont pas disponibles. Les deux outils d'évaluation sont indépendants l'un de l'autre; l'OÉQ n'a pas besoin d'intrants de l'OÉR pour évaluer la qualité d'un programme de surveillance.

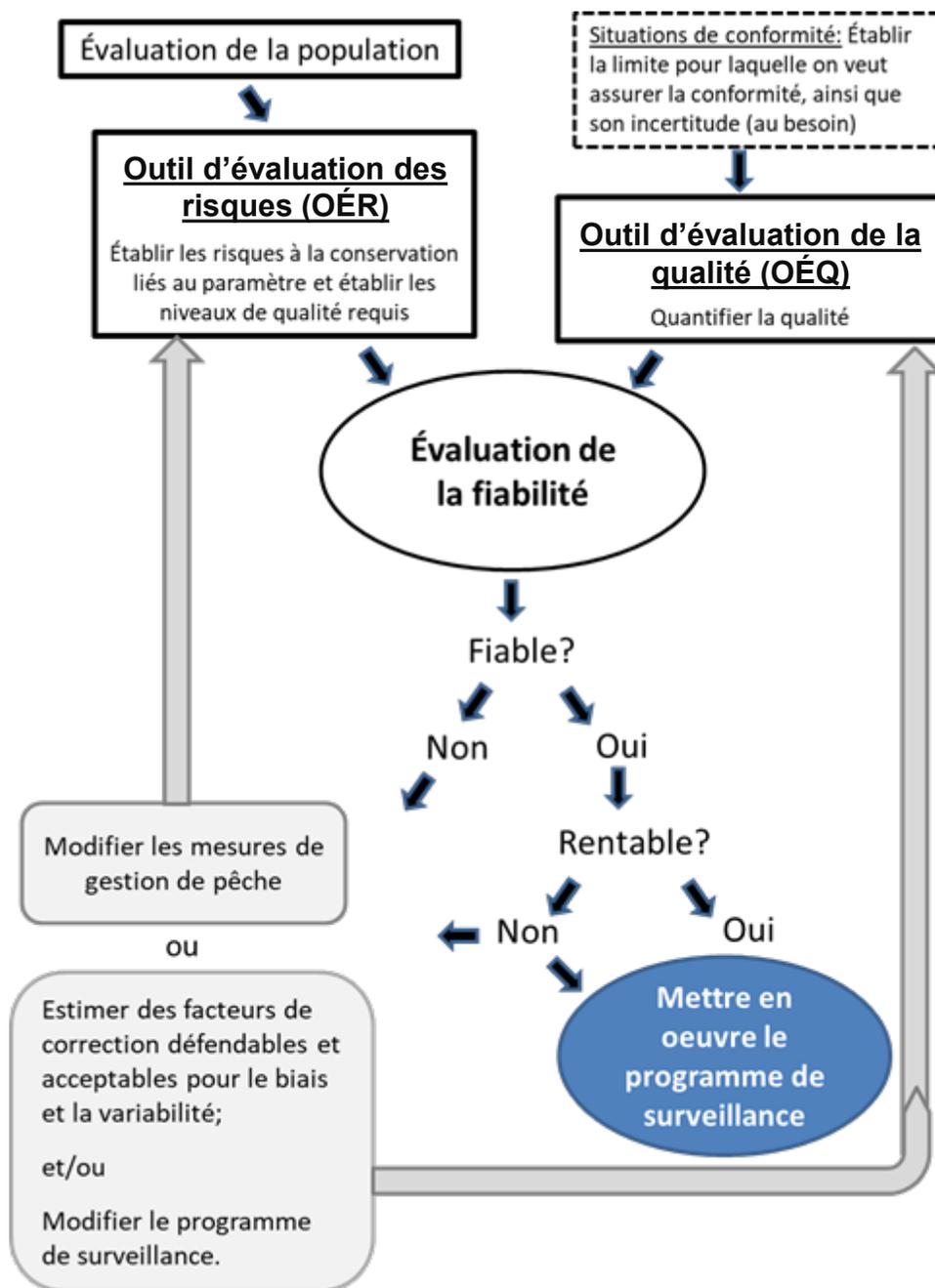


Figure 3. Schéma de la mise en œuvre de la Politique de surveillance des pêches dans le contexte des risques pour la conservation. Le schéma illustre les flux principaux, mais dans la pratique, bon nombre de ces processus sont plus intégrés. Le processus commence par l'établissement du risque pour la conservation au moyen de l'outil d'évaluation des risques (OÉR), suivi par l'application de l'outil d'évaluation de la qualité (OÉQ). Les résultats de l'évaluation de la fiabilité peuvent inciter à faire des changements au plan de gestion ou au programme de surveillance de la pêche, puis à évaluer de nouveau la fiabilité par la suite, et peut-être aussi la qualité et les risques pour la conservation.

Résultats de l'évaluation de la fiabilité

Il existe deux déterminations possibles pour les programmes de surveillance après une évaluation de la fiabilité au moyen de l'OÉQ et de l'OÉR; soit fiable, soit non fiable (figure 3).

Fiable

Un programme de surveillance jugé fiable peut être mis en œuvre tel qu'il a été conçu. Une réévaluation de la fiabilité à une date ultérieure devrait être envisagée si :

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

Les programmes de surveillance dont la qualité dépasse les exigences de qualité de l'OÉR peuvent s'avérer peu rentables du point de vue du risque pour la conservation de la population évaluée seulement. Les gestionnaires des pêches et les intervenants peuvent envisager de modifier les programmes de surveillance afin de réduire les coûts associés à l'objectif de la population en question, sans déroger aux exigences de qualité du processus d'estimation pour les autres paramètres surveillés par le programme. 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 Beauchamp *et al.* 2019).

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 de surveillance pour en améliorer la qualité; ou réduire le risque pour la conservation et ainsi réduire les exigences de qualité pour le processus d'estimation (figure 3). Ces options ne s'excluent pas mutuellement.

Les options visant l'amélioration de la qualité et donc de la fiabilité comprennent ce qui suit :

- réduire le biais du processus d'estimation du paramètre;
- réduire la variabilité du processus d'estimation du paramètre;
- réduire le biais du processus de sélection des limites pour la conservation;
- réduire l'incertitude du processus de sélection des limites pour la conservation.

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. Les résultats de l'OÉQ peuvent ainsi orienter la sélection des options de surveillance. Celles-ci sont abordées dans Beauchamp *et al.* (2019), MPO (2019), et Benoît et Allard (2020).

Les outils de surveillance qui dépendent de données fournies par les utilisateurs des ressources sont susceptibles d'être faussés par des rapports biaisés et des valeurs manquantes en raison de facteurs intentionnels (Allard et Benoît 2019). Le biais relatif aux outils de surveillance qui dépendent de données fournies par les utilisateurs des ressources peut être réduit ou éliminé par l'ajout d'outils de vérification (p. ex. surveillance vidéo en tout temps) ou en optant pour une surveillance indépendante accréditée.

De même, certains outils de surveillance indépendants, principalement ceux qui effectuent des relevés d'observation en mer, peuvent être associés à des biais causés par les « effets de l'observation » (Benoît et Allard 2009). Pour les outils de surveillance dépendants et indépendants des utilisateurs des ressources, il est probable que les biais soient plus efficacement abordés en offrant des incitatifs pour les comportements conformes, évalués dans le cadre des vérifications de routine.

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 de tels cas, le processus décisionnel de gestion des pêches peut devoir être révisé.

La réduction du risque pour la conservation pour ainsi réduire les exigences de qualité est l'option la plus probable lorsque les utilisateurs des ressources ne sont pas prêts à apporter les modifications au programme de surveillance qui entraîneraient des améliorations suffisantes de la qualité. Le risque pour la conservation peut être réduit en acceptant des limites de prélèvement plus basses que celles qui seraient autrement proposées en fonction 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 par l'augmentation de la sélectivité des engins, en évitant les lieux et les moments où les prises accessoires sont plus probables, ou en diminuant les efforts 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 dans le but d'améliorer la précision (diminution du biais et de la variabilité) des points de référence, la détermination de l'état des stocks et l'estimation des risques associés aux différentes options de gestion. Toutefois, les changements au processus scientifique ne relèvent pas de la politique de surveillance des pêches du MPO.

Options pour les nouveaux programmes de surveillance

La mise en œuvre de la politique de surveillance des pêches entraînera probablement l'obligation d'établir des programmes de surveillance là où il n'y en avait pas auparavant. Il existe trois approches complémentaires qui peuvent être utilisées pour concevoir un nouveau programme de surveillance et pour l'évaluer afin de déterminer sa fiabilité.

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 de risque élevé, de nombreux programmes de surveillance des prises doivent se fonder sur des estimations non biaisées et très précises. L'intolérance au biais pour la détermination du taux de prélèvement risque de rendre inadéquats de nombreux outils de surveillance qui ne peuvent pas raisonnablement être considérés comme non biaisés (Benoît et Allard 2009; Faunce et Barbeaux 2011). L'exigence de précision peut encourager la mise en place d'un programme de surveillance ayant un échantillon de grande taille élevée, et possiblement la réalisation d'un recensement. Beauchamp *et al.* (2019) et Mangi *et al.* (2015) discutent d'éléments qui peuvent éclairer le biais et la variabilité possibles associés aux différents outils de surveillance.

Deuxièmement, il peut être possible d'emprunter des renseignements 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 selon les relevés scientifiques réalisés dans la zone, afin d'éclairer la variabilité statistique supposée dans l'évaluation initiale de la fiabilité potentielle, ainsi que d'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. Celui-ci permettrait d'estimer la variabilité statistique du paramètre évalué et pourrait offrir des renseignements à utiliser pour optimiser l'échantillonnage.

Quelle que soit l'approche adoptée, les nouveaux programmes de surveillance devraient être évalués de nouveau quelques années après leur mise en œuvre pour s'assurer qu'ils répondent aux attentes en matière de fiabilité.

Sources d'incertitude

Puisqu'aucune valeur d'approximation F_{RMD} liée à la valeur M n'est disponible pour de nombreuses espèces d'invertébrés, des solutions de rechange doivent être envisagées pour caractériser l'état de la population au moment de l'évaluation des risques pour la conservation dans l'OÉR.

Il est possible que les renseignements sur lesquels se fondent les considérations de risque liées à l'aire de répartition de l'espèce et à l'étendue de son chevauchement dans diverses pêches se limitent à de l'information saisonnière, ce qui peut accroître les risques posés par les activités de pêche.

Il est difficile de bien répartir les prélèvements totaux d'un ensemble de pêches lorsque ces dernières utilisent des pratiques et des engins de pêche différents et qu'elles mènent leurs opérations à des endroits et à des moments différents. Les pertes associées aux rejets sont celles qui sont les plus incertaines. Pour de nombreuses pêches, les renseignements sur la quantité des prises accessoires et sur les rejets sont limités, et souvent, les renseignements sur les taux de mortalité du poisson remis à l'eau sont encore plus limités.

Il est généralement reconnu qu'il existe une incertitude relative aux valeurs de référence utilisées pour gérer les pêches, notamment pour établir les règles de décision sur les prises. Bien que l'OÉQ puisse théoriquement tenir compte de cette incertitude, cette dernière est rarement incluse dans le processus décisionnel.

Les objectifs de mesure des programmes de surveillance mettent généralement en cause une estimation à des fins scientifiques ou de production de rapports. Toutefois, les objectifs de gestion des pêches peuvent comprendre un désir de modifier l'ampleur d'un ou de plusieurs paramètres; on peut par exemple vouloir réduire les prises totales ou l'ensemble des efforts déployés à l'égard d'une espèce ou d'une zone en particulier dans un court délai. Les mesures obtenues grâce aux programmes de surveillance peuvent être utilisées pour évaluer la probabilité que les objectifs de gestion soient atteints, à l'aide d'un cadre de vérification des hypothèses semblable à celui qui est utilisé pour évaluer la qualité en lien avec le respect d'une limite. Cela n'a pas encore été intégré à l'OÉQ.

Pour effectuer une évaluation de la qualité à l'aide de l'OÉQ, il faut préciser les valeurs ou les gammes de valeurs anticipées pour la variabilité et le biais suscités par 15 caractéristiques

opérationnelles (MPO 2019). Dans de nombreux cas, ce processus doit s'appuyer sur des opinions éclairées. 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 qui devront faire l'objet d'une évaluation de la qualité en vertu de politique de surveillance des pêches.

CONCLUSIONS ET AVIS

D'autres travaux sont nécessaires pour intégrer l'OÉR et l'OÉQ en vue de catégoriser les risques pour la conservation posés par les activités de pêche, dans le contexte de l'état des stocks ou des populations et de l'évaluation de la fiabilité des programmes de surveillance.

- L'OÉQ peut évaluer la qualité des activités de surveillance d'un stock ou d'une population soit pour une pêche, soit pour un groupe de pêches, ce qui permet d'orienter les objectifs propres aux pêches et les objectifs propres aux stocks ou aux populations.
- Pour caractériser les risques auxquels font face les populations en raison des activités de pêche, pour plusieurs catégories d'espèces et de prises (espèces cibles, prises accessoires), il faut tenir compte des prélèvements totaux du stock ou de la population attribuables aux activités de plusieurs pêches.
- Pour réaliser une évaluation des activités de surveillance des prises, il faut quantifier les prélèvements propres aux pêches, ce qui peut exiger des renseignements de toutes les pêches qui interagissent avec le stock ou la population.
- Il peut être difficile de respecter l'exigence voulant que les risques soient évalués à l'échelle de la population, puisque cela peut exiger une certaine coordination entre le calendrier des évaluations du stock et les intrants de nombreuses flottilles de pêche, ainsi qu'au sein du MPO. Les espèces particulièrement préoccupantes ou pour lesquelles des renseignements sont disponibles peuvent devoir être prioritaires dans l'application de l'OÉR et l'OÉQ.

Il serait plus facile de déterminer les risques globaux pour la conservation d'un stock ou d'une population posés par les activités de pêche si chaque population ou stocks était évalué individuellement; ces renseignements seraient utilisés pour caractériser les risques au moyen des composantes de l'OÉR (conséquences et probabilité) liées aux prélèvements par la pêche. Pour les stocks et populations qui ne sont jamais ou que rarement évalués, un processus différent pourrait être requis pour quantifier les effets cumulatifs des pêches.

L'évaluation de la qualité, tant pour les objectifs d'estimation que pour les objectifs de respect d'une limite dans l'OÉQ, est fondée sur une évaluation typique de la variabilité et du biais. Pour estimer un paramètre d'intérêt, comme les prélèvements totaux d'une ou de plusieurs pêches, la variabilité et le biais du processus d'estimation sont calculés séparément dans l'OÉQ.

Des valeurs seuils de qualité pour l'évaluation de la fiabilité, associées à trois catégories de risques pour la conservation, sont fournies à titre de référence; il ne s'agit pas de valeurs fermes absolues.

- Pour qu'un programme de surveillance soit, dans l'ensemble, jugé fiable pour l'estimation d'un paramètre, la variabilité et le biais ne doivent pas dépasser les valeurs seuils qui correspondent au risque pour la conservation évalué par l'OÉR. Si les seuils sont dépassés pour l'une ou l'autre de ces composantes, le programme est jugé non fiable, ce qui exige la prise en compte d'options dans les plans de gestion (pour modifier le risque pour la

conservation posé par les activités de pêche en question) ou l'apport de modifications aux plans de surveillance afin de réduire l'incertitude ou le biais en fonction des besoins.

- Pour un plan de surveillance élaboré dans le but d'évaluer le respect d'une limite, la note de qualité est comparée aux valeurs seuils qui correspondent au risque pour la conservation établi par l'OÉR.
- Lorsqu'un programme de surveillance s'applique à plusieurs objectifs de conservation ou de respect d'une limite (p. ex. plusieurs populations exploitées dans une ou plusieurs pêches), le programme de surveillance devrait satisfaire aux exigences de qualité de tous les objectifs.
- Le choix des valeurs seuils de qualité devrait changer et s'améliorer à mesure que de nouveaux renseignements sont obtenus au sujet des gains (réduction du biais et qualité de la variabilité) réalisés grâce à l'apport de modifications dirigées et évaluées aux pratiques, afin d'aborder l'ensemble de caractéristiques opérationnelles des programmes de surveillance.

Le processus de détermination, d'évaluation et de révision des programmes de surveillance des pêches met en cause l'OÉR et l'OÉQ de façon récursive afin d'harmoniser les risques pour la conservation avec la qualité des applications d'estimation ou de respect d'une limite.

- Lorsque seulement une ou quelques pêches sont en cause, les seuils de qualité requis peuvent être comparés directement aux résultats de l'OÉQ pour la surveillance de ces pêches (tableaux 1 à 3).
- Lorsque la population en cause est visée par plusieurs pêches, il peut être nécessaire d'utiliser l'OÉQ pour évaluer la qualité d'ensemble des outils de surveillance, en utilisant sa fonction d'évaluation de la qualité de plusieurs programmes de surveillance dans l'ensemble des pêches qui capturent le stock ou la population en cause.

Les résultats combinés de l'OÉR et de l'OÉQ ne sont pas normatifs quant à la façon dont les programmes de surveillance propres aux pêches pourraient être modifiés pour atteindre le niveau global de fiabilité souhaité pour la surveillance des prises. L'OÉQ peut déterminer quels changements on pourrait envisager d'apporter au programme de surveillance des pêches pour améliorer la cote de qualité associée à la réduction du biais ou de l'incertitude, et pour évaluer les économies de coûts possibles.

S'il est conclu que le programme de surveillance n'est pas fiable, ce dernier peut être amélioré, et plusieurs options peuvent être envisagées pour ce faire (MPO 2019). Dans les situations où l'amélioration du programme de surveillance peut être impossible ou excessivement coûteuse, ou dans les cas où d'autres sources d'incertitude sont trop importantes pour satisfaire aux exigences de qualité, les mesures de gestion des pêches peuvent devoir être modifiées pour réduire le risque de conservation et ainsi fixer un niveau de qualité réalisable.

La mise en œuvre de la politique de surveillance des pêches entraînera probablement l'obligation, dans certaines pêches, de modifier les programmes de surveillance en place et, dans d'autres, d'établir de nouveaux programmes là où il n'y en avait pas auparavant. L'avis précédent et ses documents à l'appui fournissent diverses approches à suivre pour ce faire. En ce qui concerne les programmes révisés et les nouveaux programmes, il faudrait envisager leur réévaluation quelques années après leur mise en œuvre afin d'assurer qu'ils satisfont aux seuils de qualité correspondant aux catégories de risques pour la conservation de l'OÉR.

Pour évaluer la pertinence des activités de surveillance des pêches, il faut tenir compte de nombreux aspects des systèmes d'évaluation et de gestion des pêches, et la surveillance des prises fait, en soi, partie intégrante de ce système. Il semble donc approprié d'intégrer l'évaluation des activités de surveillance des prises aux processus d'évaluation de la population (évaluations du stock, évaluations du potentiel de rétablissement, évaluation des niveaux admissibles de dommages et de prélèvements biologiques potentiels). De plus, la plupart des processus d'évaluation font ensuite l'objet de réunions de comités consultatifs (direction) auxquelles participent aussi l'équipe de gestion des pêches et l'équipe scientifique 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 établissant la qualité par rapport aux risques. Les réunions consultatives de l'équipe de gestion pourraient être un moment approprié pour élaborer des plans de surveillance des pêches qui correspondent à la qualité et aux risques, dans le contexte des coûts de surveillance. L'exigence d'examen des programmes de surveillance de la nouvelle politique pourrait être abordée progressivement durant le cycle pluriannuel d'évaluation des stocks en cours.

À l'heure actuelle, l'évaluation de la fiabilité est entreprise à titre de processus distinct qui nécessite des données des évaluations des populations, ainsi que des renseignements des programmes de surveillance existants et de leurs études connexes. De plus, à l'égard de ce processus, les extrants ont une incidence sur la surveillance et possiblement sur les plans de gestion des pêches. Une solution de rechange à cette approche consiste à évaluer la fiabilité dans le contexte de la dynamique de la population, de l'évaluation et des systèmes de gestion des pêches, selon ce qui est établi dans l'évaluation de la stratégie de gestion (ÉSG; Punt *et al.* 2014). Le processus d'ÉSG peut être long et complexe, et peut même être irréalisable pour un grand nombre de pêches ou de populations dont le MPO est responsable. Puisque les intrants requis pour l'évaluation de la qualité à l'aide de l'OÉQ seraient également utilisés dans le cadre du processus de l'ÉSG, les efforts liés à l'application de l'OÉR et de l'OÉQ seraient profitables à toute initiative d'ÉSG entreprise ultérieurement.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

| Nom | Affiliation |
|---------------------------|--|
| Jacques Allard (auteur) | Atlantic Statistical Analysis Inc. |
| Hugues Benoît (auteur) | MPO Sciences, Région du Québec |
| Elaine Bouchard | MPO Gestion des Pêches, Région du Québec |
| Heather Bowlby | MPO Sciences, Région des Maritimes |
| Gérald Chaput (président) | MPO Sciences, Région du Golfe |
| Marc Clemens | MPO Gestion des écosystèmes et des pêches, Région de la capitale nationale |
| Alex Dalton | MPO Sciences, Région des Maritimes |
| Mathieu Desgagnés | MPO Sciences, Région du Québec |
| Verna Docherty | MPO Gestion des Pêches, Région des Maritimes |
| Nicholas Duprey | MPO Sciences, Région de la capitale nationale |
| Tom Fowler | MPO Gestion des écosystèmes et des pêches, Région de la capitale nationale |
| Vanessa Grandmaison | MPO Gestion des Pêches, Région du Centre et de l'Arctique |
| Rob Houtman | MPO Sciences, Région du Pacifique |
| James Kristmanson | MPO Sciences, Région de la capitale nationale |
| Jenni McDermid | MPO Sciences, Région du Golfe |
| Robyn Morris | MPO Gestion des Pêches, Région de Terre-Neuve-et-Labrador |
| David Patterson | MPO Sciences, Région du Pacifique |
| Nicolas Rolland | MPO Sciences, Région du Golfe |
| Glen Rowe | MPO Gestion des Pêches, Région de Terre-Neuve-et-Labrador |
| Mark Simpson | MPO Sciences, Région de Terre-Neuve-et-Labrador |
| Robert Tadey | MPO Gestion des Pêches, Région du Pacifique |
| Margaret Treble | MPO Sciences, Région du Centre et de l'Arctique |
| Caroline Wells | MPO Gestion des Pêches, Région du Pacifique |

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion nationale de revue par les pairs du 14 au 16 mai, 2019 de l'étude de l'outil d'évaluation des risques mis au point pour évaluer et catégoriser le risque de cibler les prises, les prises accessoires et les rejets découlant des activités de pêche au Canada. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada](#).

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.

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., 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., 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.* 2020/15. v + 54 p.
- 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. *Marine Policy* 100: 371-381.
- 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.
- 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. Fisher.* 16: 426-452.
- 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. 2019a. [Document d'orientation sur la mise en oeuvre de la politique sur la gestion des prises accessoires](#) (date de modification : 2019-10-01).
- MPO. 2019b. 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.
- 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. Fisher.* 17: 303-334.

ANNEXES

Annexe 1. Descripteurs à jour associés à chaque niveau de conséquence pour les facteurs liés aux prélèvements (toutes les catégories de prises) pour l'outil d'évaluation des risques (OÉR).

| 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>Une approche de précaution est en place Le cadre de gestion (p. ex. les règles de décision) est tel que les niveaux réels et ciblés de mortalité par pêche (F_{cible}) sont bien inférieurs au point de référence pour la mortalité par pêche (F_{lim}) lorsque le stock est dans la zone saine, ou à la fraction de F_{lim} jugée durable lorsque le stock est dans la zone de précaution. De plus, il est très peu probable que la valeur F_{cible} 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. 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.</p> <hr/> <p>Aucune approche de précaution n'est en place i) L'approximation F_{lim} peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est bien inférieur à la valeur approximative F_{lim} – la valeur approximative $F_{lim} = 1,5$ x la valeur approximative F_{RMD}, et</p> <ul style="list-style-type: none"> la valeur approximative $F_{RMD} = 0,87$ x la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou la valeur approximative $F_{RMD} = 0,41$ x la mortalité naturelle des élasmobranches. <p>ii) Une approximation F_{lim} 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 négligeables 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"> les prises sont négligeables, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés; les preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit très faible sont convaincantes; les preuves voulant que la pêche ne sélectionne que les stades juvéniles très abondants associés à une mortalité naturelle élevée sont convaincantes; 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; 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. <hr/> <p>Autres considérations i) En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires :</p> <ul style="list-style-type: none"> une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est beaucoup plus élevé 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. <p>ii) En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées :</p> <ul style="list-style-type: none"> le taux de survie après la remise à l'eau devrait être très élevé. <p>iii) En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC :</p> <ul style="list-style-type: none"> l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril ne fait aucune mention de pressions de pêche qui pourraient compromettre le rétablissement. |

| Valeur nominale | Conséquence | Descripteurs |
|-----------------|--|--|
| 2 | <p>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> | <p>Une approche de précaution est en place Comme ci-dessus, les taux réels et ciblés de mortalité par pêche (F_{cible}) sont bien inférieurs à la valeur F_{lim} pour les stocks situés dans la zone saine, ou à une fraction de la F_{lim} pour les stocks situés dans la zone de précaution. De plus, il est peu probable que la valeur F_{cible} 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.</p> <p>Aucune approche de précaution n'est en place i) L'approximation F_{lim} peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est bien inférieur à la valeur approximative F_{lim} – la valeur approximative $F_{lim} = 1,5$ x la valeur approximative F_{RMD}, et</p> <ul style="list-style-type: none"> • la valeur approximative $F_{RMD} = 0,87$ x la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou • la valeur approximative $F_{RMD} = 0,41$ x la mortalité naturelle des élasmobranches. <p>ii) Une approximation F_{lim} 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 faibles 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"> • les prises sont faibles, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés; • les preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit faible sont convaincantes; • les preuves voulant que la pêche sélectionne principalement les stades juvéniles très abondants associés à une mortalité naturelle élevée sont convaincantes; • la pêche a lieu dans une petite partie de l'aire de répartition de la population et en dehors de toute période biologiquement sensible pour la population; • la population ne présente généralement pas de comportements de regroupement qui pourraient accidentellement entraîner une surpêche au cours d'une année donnée; • on observe une tendance à la hausse 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. <p>Autres considérations i) En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires :</p> <ul style="list-style-type: none"> • une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est plus élevé 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. <p>ii) En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées :</p> <ul style="list-style-type: none"> • le taux de survie après la remise à l'eau devrait être élevé. <p>iii) En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC :</p> <ul style="list-style-type: none"> • l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique qu'il est peu probable que les pressions de la pêche compromettent le rétablissement. |

| Valeur nominale | Conséquence | Descripteurs |
|-----------------|---|--|
| 3 | <p>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> | <p>Une approche de précaution est en place Comme ci-dessus, les taux réels et ciblés de mortalité par pêche (F_{cible}) sont semblables ou inférieurs à la valeur F_{lim} pour les stocks situés dans la zone saine, ou à une fraction de la valeur F_{lim} pour les stocks situés dans la zone de précaution. De plus, la valeur F_{cible} pourrait être dépassée 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 dépasse les niveaux non durables.</p> <hr/> <p>Aucune approche de précaution n'est en place i) L'approximation F_{lim} peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est semblable, mais inférieur à la valeur approximative F_{lim} – la valeur approximative $F_{lim} = 1,5 \times$ la valeur approximative F_{RMD}, et</p> <ul style="list-style-type: none"> • la valeur approximative $F_{RMD} = 0,87 \times$ la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou • la valeur approximative $F_{RMD} = 0,41 \times$ la mortalité naturelle des élasmobranches. <p>ii) Une approximation F_{lim} 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 modérés 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"> • les prises sont modérées, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés; • il existe des preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit modérée; • la pêche sélectionne principalement des stades du cycle biologique dont la perte peut nuire à la productivité (p. ex. les individus matures); • la pêche a lieu dans une partie de taille modérée de l'aire de répartition de la population, ou pendant une période qui peut chevaucher une période biologiquement sensible pour la population; • la population présente un comportement de regroupement qui peut entraîner une surpêche accidentelle au cours de certaines années; • on observe une tendance stable de l'abondance après le recrutement lorsque l'indice d'abondance est fiable et offre un suivi adéquat de l'abondance. <hr/> <p>Autres considérations i) En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires : <ul style="list-style-type: none"> • une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est semblable à celui de l'espèce ciblée. ii) En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées : <ul style="list-style-type: none"> • le taux de survie après la remise à l'eau devrait être modéré. iii) En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC : <ul style="list-style-type: none"> • l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique qu'il est possible que les pressions de la pêche compromettent le rétablissement. </p> |

| Valeur nominale | Conséquence | Descripteurs |
|-----------------|---|--|
| 4 | <p>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> | <p>Une approche de précaution est en place 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. $F_{cible} \approx F_{lim}$); ou la valeur F_{cible} sera probablement dépassée 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 dépasse les niveaux durables.</p> <hr/> <p>Aucune approche de précaution n'est en place i) L'approximation F_{lim} peut être définie comme suit : Le taux de mortalité par pêche inféré est égal ou supérieur à la valeur approximative F_{lim} – la valeur approximative $F_{lim} = 1,5$ x la valeur approximative F_{RMD}, et</p> <ul style="list-style-type: none"> • la valeur approximative $F_{RMD} = 0,87$ x la mortalité naturelle des poissons téléostéens, ou • la valeur approximative $F_{RMD} = 0,41$ x la mortalité naturelle des élaémobranches. <p>ii) Une approximation F_{lim} 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 élevés 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"> • les prises sont élevées, comparativement aux estimations de la biomasse exploitable tirées des relevés; • il existe des preuves voulant que la capturabilité de la population au sein de la pêche soit modérée à élevée; • la pêche sélectionne des stades du cycle biologique dont la perte peut nuire à la productivité (p. ex. les individus matures); • la pêche a lieu dans une partie de taille importante de l'aire de répartition de la population, ou pendant une période qui peut chevaucher de beaucoup une période biologiquement sensible pour la population; • la population présente un comportement de regroupement qui entraînera probablement une surpêche accidentelle au cours de certaines années; • on observe une tendance à la baisse de l'abondance après le recrutement lorsque l'indice d'abondance est fiable et offre un suivi adéquat de l'abondance. <hr/> <p>Autres considérations i) En ce qui concerne les populations capturées uniquement en tant que prises accessoires : <ul style="list-style-type: none"> • une preuve supplémentaire est un taux de mortalité naturelle inféré de l'espèce accessoire qui est inférieur à celui de l'espèce ciblée. ii) En ce qui concerne les espèces habituellement rejetées : <ul style="list-style-type: none"> • le taux de survie après la remise à l'eau devrait être faible. iii) En ce qui concerne les espèces désignées comme étant « en péril » par le COSEPAC : <ul style="list-style-type: none"> • l'évaluation du potentiel de rétablissement des espèces en péril indique qu'il est probable que les pressions de la pêche contribuent au déclin continu de la population. </p> |

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région de la capitale nationale
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6
Téléphone : 613-990-0293
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2020. Évaluation de la fiabilité des programmes de surveillance des prises des pêches.
Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2020/022.

Also available in English:

DFO. 2020. *Assessment of the dependability of fishery catch monitoring programs.* DFO Can.
Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2020/022.