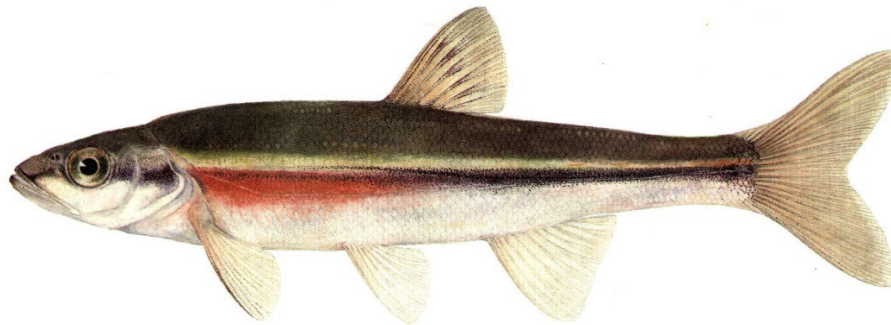




AVIS SCIENTIFIQUE SUR LA CONCEPTION D'UN PROGRAMME EXHAUSTIF À LONG TERME DE SURVEILLANCE DU MÉNÉ LONG (*CLINOSTOMUS ELONGATUS*) AFIN D'ÉCLAIRER LES DÉCISIONS EN MATIÈRE DE RÉTABLISSEMENT ET DE GESTION



Méné long (*Clinostomus elongatus*). Illustration : © Ellen Edmonson, NYSDEC.

Contexte :

Le programme de rétablissement pour le méné long (*Clinostomus elongatus*) de l'Ontario présente les mesures de surveillance qui, si elles sont mises en œuvre, permettront d'évaluer la persistance du méné long et de son habitat (Équipe de rétablissement du méné long 2010). De même, l'évaluation du potentiel de rétablissement du méné long du gouvernement fédéral (MPO 2019) indique que la surveillance à long terme visant à recueillir des informations sur l'abondance et la répartition, l'état de l'habitat et les menaces possibles serait bénéfique au rétablissement de l'espèce. Les données sur l'espèce et l'habitat obtenues grâce à la surveillance pourraient fournir des renseignements de base sur la présence ou l'abondance du méné long à plusieurs échelles spatiales, notamment dans les zones exposées aux effets de l'aménagement ou aux mesures de rétablissement, ce qui éclairerait la prise de décisions dans le cadre du Programme des espèces en péril et du Programme de protection du poisson et de son habitat du MPO. Bien que le méné long soit détecté par plusieurs organismes dans le cadre de la surveillance des communautés de poissons et d'autres échantillonnages ciblés, aucun effort global n'a été déployé pour en effectuer une surveillance normalisée dans l'ensemble de l'aire de répartition. L'un des facteurs ayant empêché la mise en œuvre d'activités de surveillance dans l'ensemble de l'aire de répartition est l'incertitude quant aux objectifs les plus appropriés du programme de surveillance et aux aspects connexes de la conception du programme. Un avis scientifique sur la conception du programme de surveillance est nécessaire pour éclairer la mise en œuvre des activités de surveillance du méné long au Canada, et ainsi contribuer aux mesures nécessaires décrites dans les programmes de rétablissement provincial et fédéral.

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 4 février 2020 sur la conception d'un programme de surveillance complet du méné long (*Clinostomus elongatus*) pour informer les décisions de rétablissement et gestion. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

SOMMAIRE

- Désigné comme espèce en voie de disparition en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*, le méné long a connu de graves déclin à l'échelle de son aire de répartition au Canada au cours des 30 dernières années. Selon les programmes de rétablissement fédéral et provincial, l'élaboration d'un programme de surveillance à long terme visant à éclairer les décisions en matière de rétablissement et de gestion constitue une mesure de rétablissement hautement prioritaire.
- Des indicateurs fondés sur la répartition et l'abondance devraient être choisis afin de pouvoir évaluer le méné long en fonction des objectifs de gestion. Un manque de précision dans les objectifs du programme de surveillance pourrait entraîner une mauvaise conception de l'étude et une incapacité à comprendre l'état de conservation de l'espèce ou l'influence des menaces et des mesures de rétablissement. La capacité à détecter les changements dans le temps dépend de l'application d'une approche de surveillance normalisée.
- Le programme de surveillance peut comprendre plusieurs échelles spatiales (ensemble du site, sous-bassin versant, population, aire de répartition canadienne). Le choix de l'échelle d'échantillonnage dépend des objectifs de gestion.
- La mesure de la répartition et de l'abondance du méné long peut être biaisée par les limites de détection, c'est-à-dire l'incapacité à détecter l'espèce malgré sa présence. Il existe un plan d'échantillonnage sur le terrain reposant sur des relevés répétés, ainsi que des approches de modélisation connexes, qui permettent de tenir compte des limites de détection. La prise en compte de ces limites améliorera les orientations précédentes en matière de surveillance du méné long.
- La capacité à détecter les changements dans la répartition (occupation) ou les tendances dans le temps dépend de l'efficacité de l'échantillonnage, de la présence de l'espèce, du nombre de sites d'échantillonnage et de la fréquence de l'échantillonnage. Il faut de nombreux sites pour détecter de petits changements dans l'occupation, et il en faut moins pour détecter de grands changements. Une plus grande efficacité d'échantillonnage réduira l'effort à fournir. Un effort d'échantillonnage accru sera nécessaire pour accroître la confiance dans les résultats de la surveillance.
- Il existe plusieurs engins pour détecter le méné long. Une évaluation plus poussée de la probabilité de détection et des dommages causés par chaque engin permettra d'améliorer les avis relatifs au plan d'échantillonnage.

INTRODUCTION

Le méné long (*Clinostomus elongatus*) est un méné coloré que l'on trouve dans les sections à faible courant des petits ruisseaux et cours d'eau constitués de fosses et de rapides. On le trouve souvent près de la végétation riveraine en surplomb et, dans les parties les plus profondes des bassins, il privilégie le milieu de la colonne d'eau (McKee et Parker 1982, Novinger et Coon 2000). Au Canada, on dénombre 17 endroits où le méné long est présent et 9 endroits où il est considéré comme disparu (COSEPAC 2007). Les populations de méné long se trouvent principalement dans les affluents du lac Ontario dans la région du Grand Toronto et de Hamilton, mais elles sont également présentes sur l'île Saint-Joseph (lac Huron) et dans les affluents des lacs Érié et Huron.

En raison des récents déclin de l'abondance et de la répartition du méné long et des menaces permanentes, l'espèce a été évaluée comme étant en voie de disparition dans la province de l'Ontario et au Canada (COSEPAC 2017), et a été inscrite comme étant en voie de disparition à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (MPO 2019). L'état de chaque population existante a été évalué par le MPO (2019) à partir d'une analyse de l'abondance relative et des trajectoires de la population lorsque des données étaient disponibles. On a déterminé que quatre populations étaient dans un état passable et que douze populations étaient dans un état médiocre; l'état d'une des populations était inconnu (ruisseau South Gully). Les déclin de l'abondance et de la répartition des populations ont été attribués aux pratiques agricoles et aux activités de développement urbain; en effet, l'élimination de la végétation riveraine, la canalisation, la pollution, l'envasement et la modification de l'hydrologie des cours d'eau sont considérés comme étant nuisibles à la persistance du méné long (McKee et Parker 1982, Reid et Parna 2017).

Une mesure essentielle pour soutenir le rétablissement du méné long est l'élaboration et la mise en œuvre d'un programme de surveillance à long terme visant à caractériser les changements spatiaux et temporels dans l'abondance et la répartition de l'espèce et de ses habitats (p. ex. Wilson et Dextrase 2008). Les programmes de surveillance à long terme peuvent éclairer les activités de gestion telles que l'examen des propositions de développement et de travaux dans les cours d'eau, les évaluations de l'état des populations, ainsi que la planification des projets de restauration. À ce jour, la surveillance du méné long a été réalisée par plusieurs organismes en Ontario dans le cadre d'échantillonnages ciblés et d'échantillonnages de la communauté de poissons à l'échelle du bassin versant. Une base de données sur la répartition a été constituée afin que les autorités de planification concernées aient accès à cette information.

Le programme de rétablissement provincial (RDRT 2010) et l'ébauche du programme de rétablissement fédéral (Amy Boyko, Programme des espèces en péril du MPO, communication personnelle) pour le méné long prévoient l'élaboration d'un programme de surveillance à deux niveaux comprenant un échantillonnage intensif et exhaustif. L'échantillonnage exhaustif vise à évaluer l'abondance ou la densité du méné long dans des sites repères prédéterminés, la fréquence de l'échantillonnage dépendant de l'état actuel de la population. Les informations tirées de l'échantillonnage intensif seront utilisées pour comprendre l'abondance ou la trajectoire du méné long dans un sous-ensemble de sites, ainsi que les liens précis entre les espèces et l'habitat. L'échantillonnage exhaustif comprendrait la collecte de données sur la présence à une échelle spatiale beaucoup plus grande, ce qui permettrait d'évaluer les changements dans la répartition du méné long à l'intérieur des bassins versants et entre eux. S'il est mis en œuvre, le programme de surveillance à deux niveaux pourrait fournir des données quantitatives sur l'état de conservation de chaque population, tout en éclairant la planification des projets de restauration et les décisions relatives à l'octroi de permis pour les propositions de développement et de travaux dans les cours d'eau. Toutefois, avant d'être mis en œuvre à grande échelle, le cadre à deux niveaux proposé pour surveiller l'abondance et la répartition du méné long doit d'abord faire l'objet d'une évaluation statistique.

De plus en plus de sources soulignent la nécessité de tenir compte des limites de détection lors du suivi des espèces rares (Dextrase *et al.* 2014, MacKenzie *et al.* 2018, Lamothe *et al.* 2019a). On parle de limites de détection lorsqu'une espèce n'est pas détectée au cours de l'échantillonnage malgré sa présence (MacKenzie *et al.* 2002, 2018). Il s'agit d'un problème courant lorsqu'on essaie d'estimer la répartition et l'abondance des espèces, en particulier pour les espèces menacées. Bien souvent, les espèces en péril ont une répartition restreinte dans le paysage ou sont présentes à des densités de population très faibles. Par conséquent, on peut

facilement passer à côté de ces espèces lors de l'échantillonnage. Pour tenir compte des limites de détection lors de l'échantillonnage du paysage, on recommande souvent un programme fondé sur des relevés répétés permettant de calculer les probabilités de détection des espèces propres au site (c.-à-d. les probabilités qu'une espèce soit détectée à un site lors d'un relevé individuel) étant donné qu'elle y est présente (p) afin de fournir des estimations de l'occupation des espèces (pourcentage de sites occupés par une espèce en fonction des limites de la détection), à l'aide de modèles d'occupation à probabilité multinomiale (Mackenzie *et al.* 2002, 2018). De plus, des extensions des modèles d'occupation (c.-à-d. des modèles à mélange de N) peuvent être utilisées pour estimer l'abondance des espèces dans l'ensemble des sites à l'aide de données de dénombrement répétées dans l'espace et dans le temps (Royle et Nichols 2003, Royle 2004).

Le présent document fait état des conclusions et des avis découlant de la réunion d'examen par les pairs du Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS) tenue à Burlington, en Ontario, le 4 février 2020. Il résume les recherches de Lamothe *et al.* (2023), qui ont permis d'établir les objectifs possibles et les variables d'évaluation pour un programme de surveillance du méné long destiné à documenter l'occupation et l'abondance de l'espèce, et privilégiant l'utilisation de relevés répétés. Certaines considérations relatives à l'effort à fournir dans le cadre d'un programme de surveillance du méné long ont été présentées, notamment : (i) l'effet de l'échelle sur la définition du site et les implications subséquentes pour l'effort total de surveillance et l'efficacité statistique, (ii) l'échantillonnage ciblé par rapport à l'échantillonnage aléatoire, et (iii) la façon dont l'échantillonnage aléatoire stratifié à travers différents gradients (p. ex. l'espace, le temps et les menaces) peut renseigner sur le statut de conservation de l'espèce.

Objectifs et variables d'évaluation possibles pour un programme de surveillance du méné long au Canada

La première étape de l'élaboration d'un programme de surveillance d'une espèce consiste à définir les objectifs clés et les variables d'évaluation utilisées pour orienter ces objectifs. Lorsqu'on ne définit pas des questions ou des objectifs normatifs à la phase d'élaboration d'un programme de surveillance, on se retrouve souvent avec des plans expérimentaux inadéquats et des difficultés à tirer des conclusions pertinentes sur la question d'intérêt (Nichols et Williams 2006, Sauer et Knutson 2008). Le présent document ne vise pas à définir un objectif unique pour un programme de surveillance du méné long, mais plutôt à déterminer des objectifs possibles liés à un échantillonnage étendu (basé sur la répartition) et intensif (basé sur l'abondance). Par conséquent, les objectifs possibles d'un programme de surveillance du méné long devraient comprendre la quantification des changements :

1. dans l'occupation de l'espèce, afin de déterminer les expansions ou les contractions de la répartition du méné long dans le temps;
2. dans l'abondance de la population du méné long au fil du temps.

Ces objectifs peuvent être orientés à trois échelles spatiales ou plus, notamment l'échelle locale (le site), l'échelle de la population (la rivière ou le bassin hydrographique) et l'échelle nationale (l'Ontario), l'inférence concernant la variable d'évaluation (p. ex. l'occupation ou l'abondance) dépendant de l'échelle choisie (Figure 1). Par exemple, l'échantillonnage visant à orienter la configuration des sites occupés pour une seule population fournirait un indice de la répartition du méné long dans ce bassin hydrographique, et les changements dans les sites occupés au fil du temps indiqueraient un changement sous-jacent dans la répartition de l'espèce, qu'ils soient dus à des menaces, à des facteurs limitatifs, à des mesures de rétablissement ou à la variabilité environnementale naturelle.

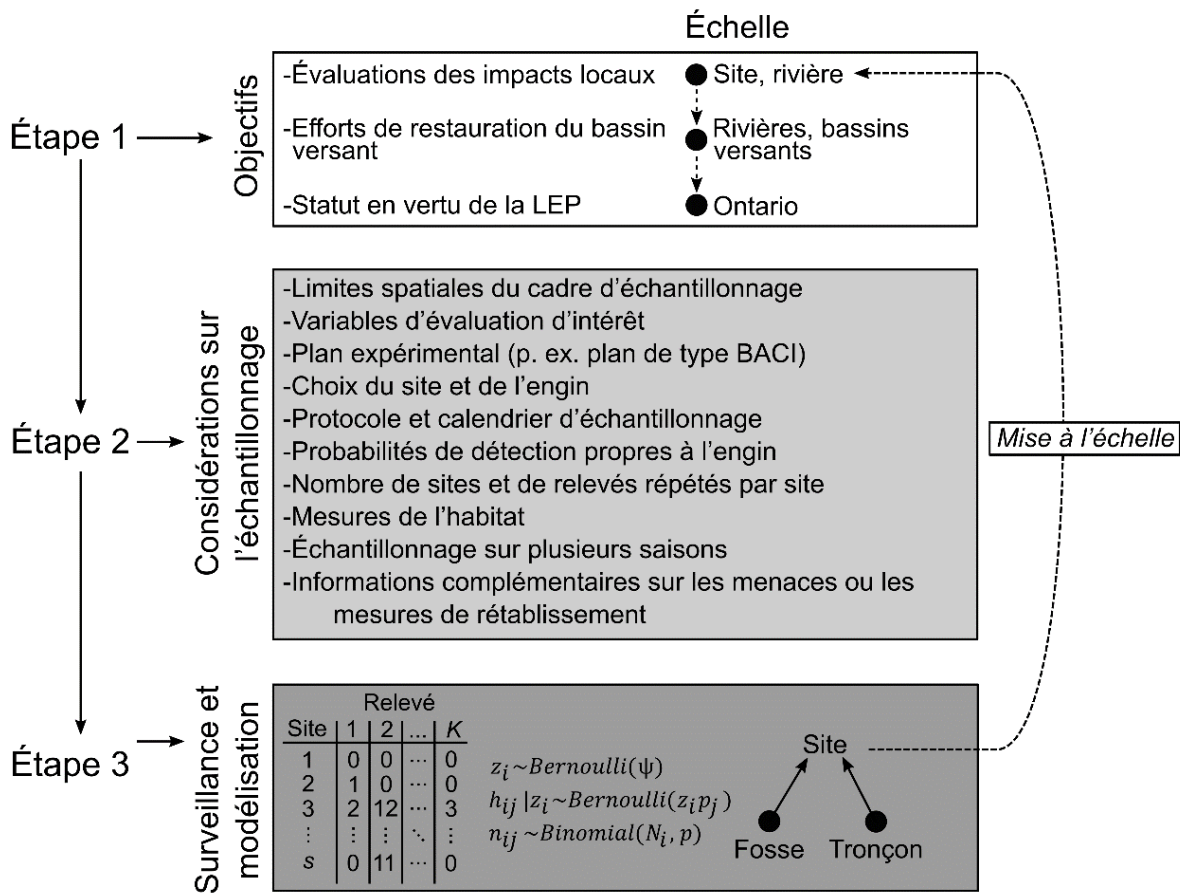


Figure 1. Considérations initiales lors de l'élaboration d'un programme de surveillance d'une espèce. L'étape 1 comprend la définition de l'objectif particulier, notamment l'échelle à laquelle celui-ci doit être abordé. Les considérations relatives à l'échantillonnage sont énoncées à l'étape 2, après la description de l'objectif initial et de l'échelle. L'étape 3 comprend la modélisation des données collectées et la mise à l'échelle des résultats afin de répondre aux objectifs définis à l'étape 1.

L'utilisation de l'occupation comme variable d'évaluation présente divers avantages (MacKenzie *et al.* 2002, 2018) qui ont été démontrés pour tous les taxons (p. ex. Chen *et al.* 2013, Miller et Grant 2015), notamment les poissons d'eau douce menacés dont l'aire de répartition est réduite (Dextrase *et al.* 2014, Lamothe *et al.* 2020). En appliquant un modèle de relevés répétés, on peut calculer et modéliser la probabilité de détecter le méné long en fonction des mesures d'habitat propres au site et au relevé. Une approche reposant sur l'occupation pour la surveillance du méné long : (i) soutient directement l'ébauche du programme fédéral de rétablissement visant à surveiller la présence et l'absence à de grandes échelles spatiales, (ii) nécessitera moins d'efforts d'échantillonnage par rapport à la surveillance fondée sur l'abondance, (iii) peut être utilisée pour déterminer les tendances dans la répartition du méné long au fil du temps en établissant un lien direct avec la zone d'occupation ou la zone d'occurrence, et (iv) peut être utilisée, en attendant une sélection adéquate des sites, pour estimer la zone totale occupée par l'espèce (qu'il s'agisse d'une seule ou de plusieurs populations). La superficie totale occupée peut être comparée aux estimations de la superficie minimale pour la viabilité de la population (SMPV) générées par des modèles de matrice de population (p. ex. van der Lee *et al.* 2020), ce qui permet de déterminer la probabilité qu'une ou plusieurs populations se situent au-dessus ou en dessous de la SMPV en tant que résultat de la

conception du programme. Il convient toutefois de noter qu'aucune variable d'évaluation n'est sans faille.

Dans de nombreuses études, les estimations de l'occupation ont été utilisées pour remplacer les changements dans l'abondance des espèces, car logiquement, les espèces risquent plus souvent de ne pas être détectées lorsqu'elles sont peu abondantes que lorsqu'elles sont très abondantes. Bien que la relation entre l'occupation et l'abondance soit généralement positive (Hartley 1998), elle est souvent non linéaire et elle diffère selon l'échelle spatiale (Gaston *et al.* 2000, He et Gaston 2000, Steenweg *et al.* 2018), car des mécanismes complexes et propres au système forment ces relations (Borregaard et Rahbek 2010). Par conséquent, si l'on suppose une relation 1:1 entre l'occupation et l'abondance, on peut en déduire des inférences erronées sur la dynamique des populations et les relations avec l'habitat (Tyre *et al.* 2003), en particulier pour les espèces dont les probabilités de détection sont inférieures à 1,0 (c.-à-d. la plupart des espèces menacées, dont le méné long), ce qui a des répercussions sur la désignation et la gestion des habitats essentiels. Le fait de se concentrer sur l'occupation ne fournira pas directement d'informations sur les changements dans l'abondance ou les processus constitutifs de l'abondance (p. ex. les indices vitaux) qui influencent la dynamique des populations locales, mais les estimations de l'occupation restent une approche prometteuse et rentable (Joseph *et al.* 2006) pour évaluer la répartition et l'état de conservation du méné long.

Bien que l'objectif principal de la recherche consistait à évaluer l'effort d'échantillonnage nécessaire pour mesurer les changements d'occupation au fil du temps, ce qui a permis d'orienter l'échantillonnage extensif, un exemple pratique d'estimation de l'abondance des espèces locales à l'aide de modèles à mélange de N a été fourni pour orienter l'échantillonnage intensif étant donné l'importance de l'abondance comme variable d'évaluation (COSEPAC 2017). L'un des avantages à utiliser les modèles à mélange de N – qui nécessitent un modèle similaire de relevés répétés – est la possibilité de générer des estimations d'abondance propres au site et de les extrapoler à l'échelle de la population ou à l'échelle nationale, selon le plan d'échantillonnage (sélection des sites d'échantillonnage, nombre de sites d'échantillonnage; Figure 1). Les estimations extrapolées peuvent ensuite être comparées aux estimations de la population minimale viable (PMV) du méné long (van der Lee *et al.* 2020); ainsi, la probabilité d'être au-dessus ou en dessous de la PMV peut être considérée comme un résultat de la conception du programme de surveillance. Cependant, il faut noter que pour un même niveau d'effort, les modèles à mélange de N peuvent donner des résultats relativement médiocres par rapport aux modèles d'occupation (Ward *et al.* 2017). Par conséquent, les approches axées sur la présence et l'absence peuvent maximiser l'efficacité statistique par rapport aux méthodes basées sur le dénombrement (p. ex. l'abondance) pour les espèces ayant de faibles taux de détection ou une faible abondance (Pollock 2006).

ANALYSE

Analyse de l'efficacité statistique

Les analyses prospectives de l'efficacité statistique peuvent contribuer à garantir que les conceptions de programmes de surveillance sont susceptibles de détecter les changements dans les variables d'évaluation (p. ex. la probabilité d'occupation) au fil du temps. Cette approche a été utilisée pour comparer l'efficacité de différents engins d'échantillonnage (p. ex. senne bourse ou senne de plage; Reid et Dextrase 2017), stratégies d'échantillonnage (p. ex. utilisation de filets d'isolement pour contenir les unités d'échantillonnage; Reid et Hogg 2014) et niveaux d'effort d'échantillonnage (p. ex. temps consacré à la pêche à l'électricité; Reid et

Haxton 2017) dans le but de détecter les changements dans la répartition et l'abondance des poissons en péril de l'Ontario. L'analyse de l'efficacité statistique a été utilisée pour illustrer la façon dont différentes stratégies d'échantillonnage influencent la capacité des conceptions de programmes de surveillance à déceler les changements dans la répartition du méné long.

Guillera-Aroita et Lahoz-Monfort (2012) ont élaboré une méthode de maximum de vraisemblance pour évaluer l'efficacité de détection des différences dans l'occupation (ψ) entre deux points dans l'espace ou dans le temps, qui suppose une conception standard d'échantillonnage répété avec K relevés répétés (p. ex. des traits de senne) sur S sites de relevés. En utilisant cette méthode et en supposant que K et S demeurent constants dans le temps entre le premier et le deuxième point, le nombre de sites de relevés S nécessaires pour atteindre une efficacité donnée peut être dérivé en fonction du niveau de signification choisi (α), de l'efficacité statistique ($1 - \beta$), p_1 , p_2 , et ψ_1 . Les estimations de la probabilité de détection et d'occupation du méné long au Canada n'ont été calculées que récemment et reflètent un effort d'échantillonnage plutôt minime (Tableau 1), mais elles servent de fondement à des simulations visant à caractériser l'effort nécessaire pour tirer des conclusions statistiquement rigoureuses sur les changements d'occupation du méné long au fil du temps.

Tableau 1. Estimations antérieures de l'occupation (ψ) et des probabilités de détection (p) du méné long au Canada effectuées à l'aide de divers types d'engins, pour lesquelles l'échantillonnage a eu lieu pendant différentes saisons et à différents endroits avec un nombre différent de relevés (K). p^ = probabilité de capture. Min. 3 = minimum de trois traits*

Type d'engin	Param.	Estim.	ET	K	Saison	Emplacement
ADNe ¹	ψ	0,55	0,10	3	Printemps	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	ψ	0,59	0,10	4	Printemps	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	ψ	0,61	0,10	5	Printemps	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	ψ	0,47	0,10	3	Automne	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	ψ	0,47	0,10	4	Automne	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	ψ	0,52	0,09	5	Automne	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	p	0,82	0,04	3	Printemps	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	p	0,79	0,04	4	Printemps	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	p	0,73	0,04	5	Printemps	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	p	0,73	0,06	3	Automne	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	p	0,73	0,05	4	Automne	Plusieurs emplacements
ADNe ¹	p	0,64	0,04	5	Automne	Plusieurs emplacements
Senne ²	ψ	0,732	0,14	3	Été	Ruisseau Gully
Senne ²	p	0,606	0,18	3	Été	Ruisseau Gully
Pêche à l'électricité ³	ψ	0,509	0,08	3	Été	Plusieurs emplacements
Pêche à l'électricité ³	p	0,738	0,06	3	Été	Plusieurs emplacements
Senne ⁴	p^*	0,584	S. O.	Min. 3	Été	Ruisseau Gully
Senne ⁴	p^*	0,612	S. O.	Min. 3	Été	Rivière Humber
Senne ⁴	p^*	0,785	S. O.	Min. 3	Été	Rivière Don
Senne ⁴	p^*	0,751	S. O.	Min. 3	Été	Rivière Rouge – Leslie
Senne ⁴	p^*	0,718	S. O.	Min. 3	Été	Rivière Rouge – Berczy
Senne ⁴	p^*	0,608	S. O.	Min. 3	Été	Ruisseau Duffins

Région du Centre et de l'Arctique

<i>Type d'engin</i>	<i>Param.</i>	<i>Estim.</i>	<i>ET</i>	<i>K</i>	<i>Saison</i>	<i>Emplacement</i>
Pêche à l'électricité ³	p^*	0,62	S. O.	Min. 3	Été	Plusieurs emplacements
Senne ⁵	p^*	0,71	S. O.	Min. 3	Été	Rivière Rouge – Leslie
Senne ⁵	p^*	0,656	S. O.	Min. 3	Été	Rivière Rouge – Berczy
Pêche à l'électricité ⁶	p	0,45	0,02	1	Été	Plusieurs emplacements
Senne ⁶	p	0,68	0,03	1	Été	Plusieurs emplacements
Pièges photographiques ⁶	p	0,74	0,03	4	Été	Plusieurs emplacements

¹ = Serrao *et al.* 2018; ² = données du MPO pour le présent document; ³ = Reid *et al.* 2009; ⁴ = Poesch *et al.* 2012; ⁵ = Poos et Jackson 2012; ⁶ = Castañeda *et al.* 2020

L'efficacité de détection des réductions proportionnelles (30 % = lignes pleines; 50 % = lignes pointillées) de l'occupation en fonction de S , sachant que $\psi_1 = 0,4, 0,5, 0,6$ ou $0,7$, que $p = 0,4, 0,5, 0,6, 0,7, 0,8, 0,9$ ou $1,0$, que $K = 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9$ ou 10 , et que $\alpha = 0,05$, est présentée à la Figure 2. À mesure que ψ_1, p, K et les réductions proportionnelles de l'occupation sont réduites, S augmente de manière non linéaire (Figure 2). Par exemple, pour détecter une réduction proportionnelle de ψ de l'ordre de 30 % (lignes pleines) avec une efficacité statistique de 0,80, il faut échantillonner environ 142 sites sachant que p et $\psi_1 = 0,6$ et que $K = 3$; toutefois, si $\psi_1 = 0,5$ et $p = 0,6$, S s'élève à environ 200 (Figure 2). Si 50 sites sont échantillonnés en utilisant l'approche traditionnelle selon laquelle $K = 3$ relevés répétés, $p = 0,6$, $\psi_1 = 0,5$ et $\alpha = 0,05$, alors l'efficacité statistique nécessaire pour détecter une réduction de 30 % de la probabilité d'occupation est inférieure à 0,30 (Figure 2). Cela indiquerait qu'il y a moins de 30 % de probabilité de relever une réduction de 30 % de la probabilité d'occupation (donc d'éviter une erreur de type II), tout en maintenant une probabilité de 95 % d'éviter une erreur de type I. Les résultats indiquent que le nombre de sites S nécessaires pour détecter les réductions proportionnelles dans les populations de méné long ψ est réduit si α passe de 0,05 à 0,20 (Figure 3). Dans ce cas, le chercheur accepte une probabilité de 20 % de conclure qu'une réduction proportionnelle de l'occupation a eu lieu, alors qu'en réalité, il n'y a eu aucune réduction. Par exemple, pour détecter une réduction proportionnelle de ψ de l'ordre de 30 % avec une efficacité statistique de 0,80, il faut échantillonner environ 82 sites, sachant que p et $\psi_1 = 0,6$ et $K = 3$. À titre de comparaison, on doit échantillonner 142 sites lorsque $\alpha = 0,05$. En améliorant l'efficacité à 0,95 tout en conservant $\alpha = 0,05$, il faudrait 234 échantillons aux périodes 1 et 2 pour détecter une réduction proportionnelle de 30 %.

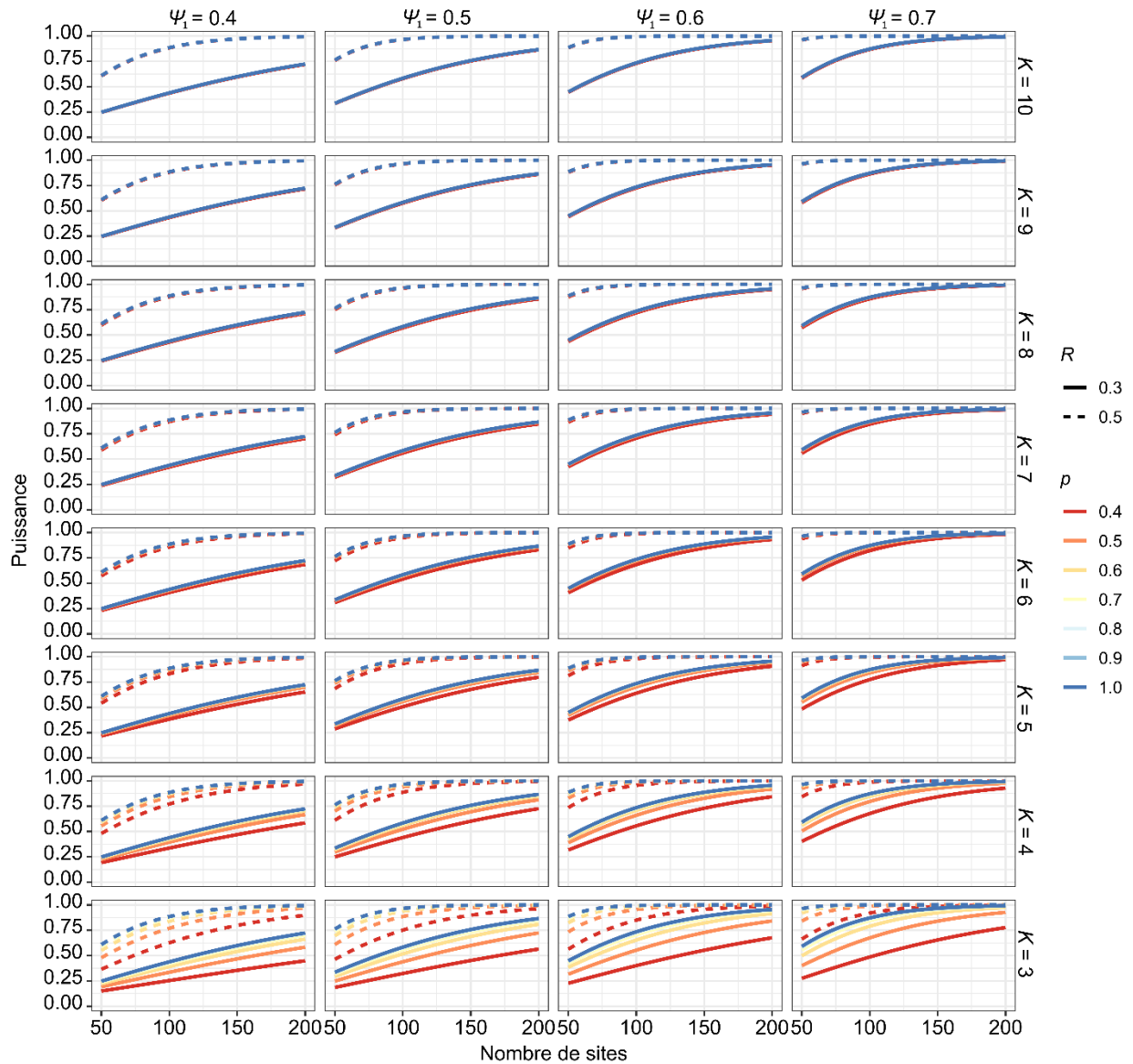


Figure 2. Capacité à détecter des réductions proportionnelles (R) dans les probabilités d'occupation du méné long de 0,5 (lignes pointillées) et de 0,3 (lignes pleines) pour divers seuils de probabilité de détection (p) (de 0,4 à 1,0; lignes de couleur), où les probabilités d'occupation initiales (ψ_i) varient entre 0,4 et 0,7, le nombre de relevés par site (K) varie de 3 à 10, et $\alpha = 0,05$.

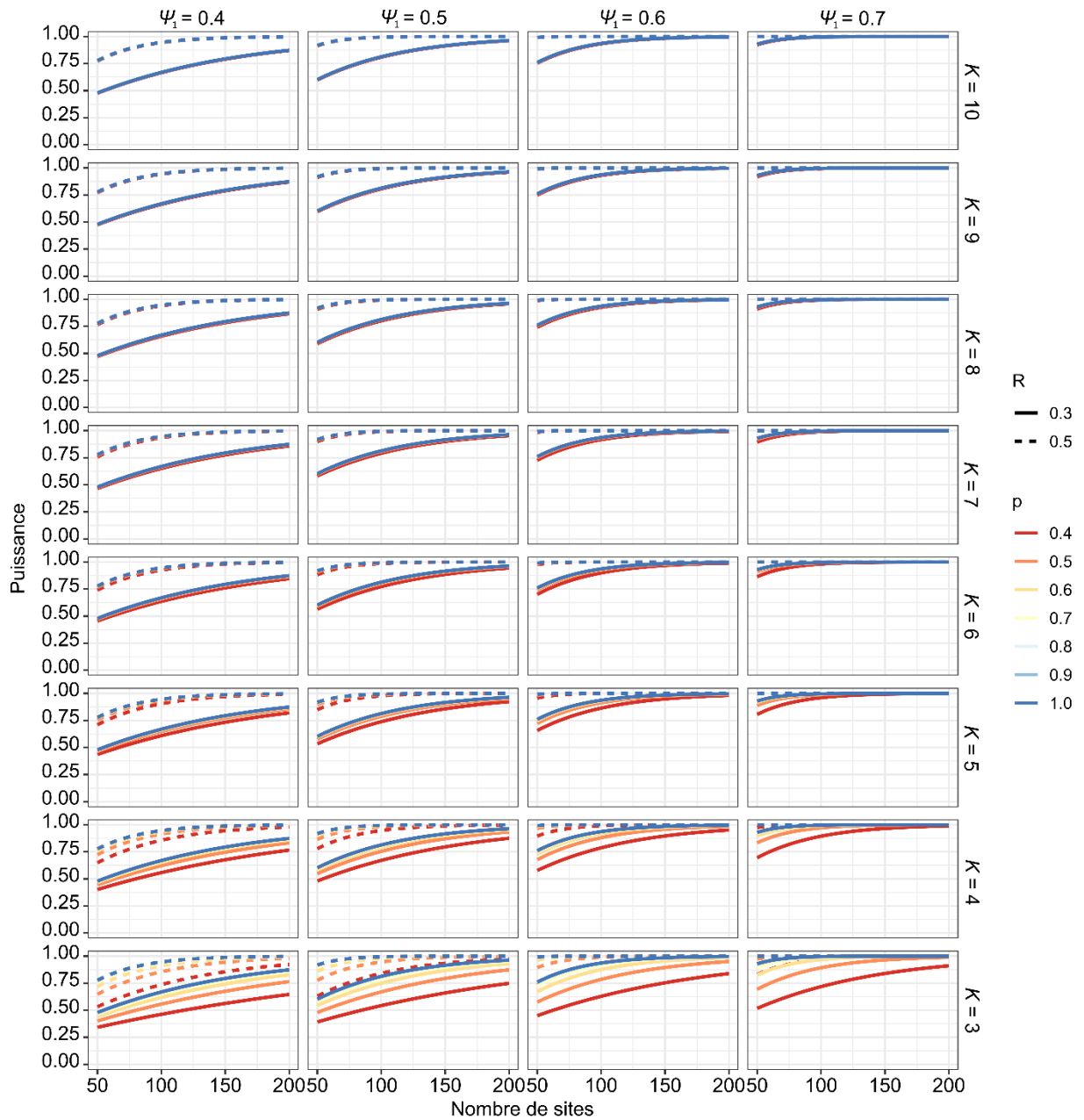


Figure 3. Capacité à détecter des réductions proportionnelles (R) dans les probabilités d'occupation du méné long de 0,5 (lignes pointillées) et de 0,3 (lignes pleines) pour divers seuils de probabilité de détection (p) (de 0,4 à 1,0; lignes de couleur), où les probabilités d'occupation initiales (ψ_i) varient entre 0,4 et 0,7, le nombre de relevés par site (K) varie de 3 à 10, et $\alpha = 0,20$.

D'après les résultats présentés à la Figure 4, de petites réductions de ψ nécessitent un grand nombre de sites d'échantillonnage, en particulier lorsque p et ψ sont réduits; cependant, ces simulations démontrent également qu'un niveau d'effort relativement faible est nécessaire pour maintenir une efficacité statistique raisonnable si l'objectif de la surveillance est de détecter de grands changements de ψ (p. ex. > 50 %), comme on pourrait s'y attendre avec des déclin radicaux de la population et des réductions de l'aire de répartition. En outre, d'après la

cohérence globale des estimations précédentes de p pour le méné long avec tous les types d'engins (Tableau 1), le choix de l'engin est un facteur moins important que S et que la réduction proportionnelle souhaitée de ψ .

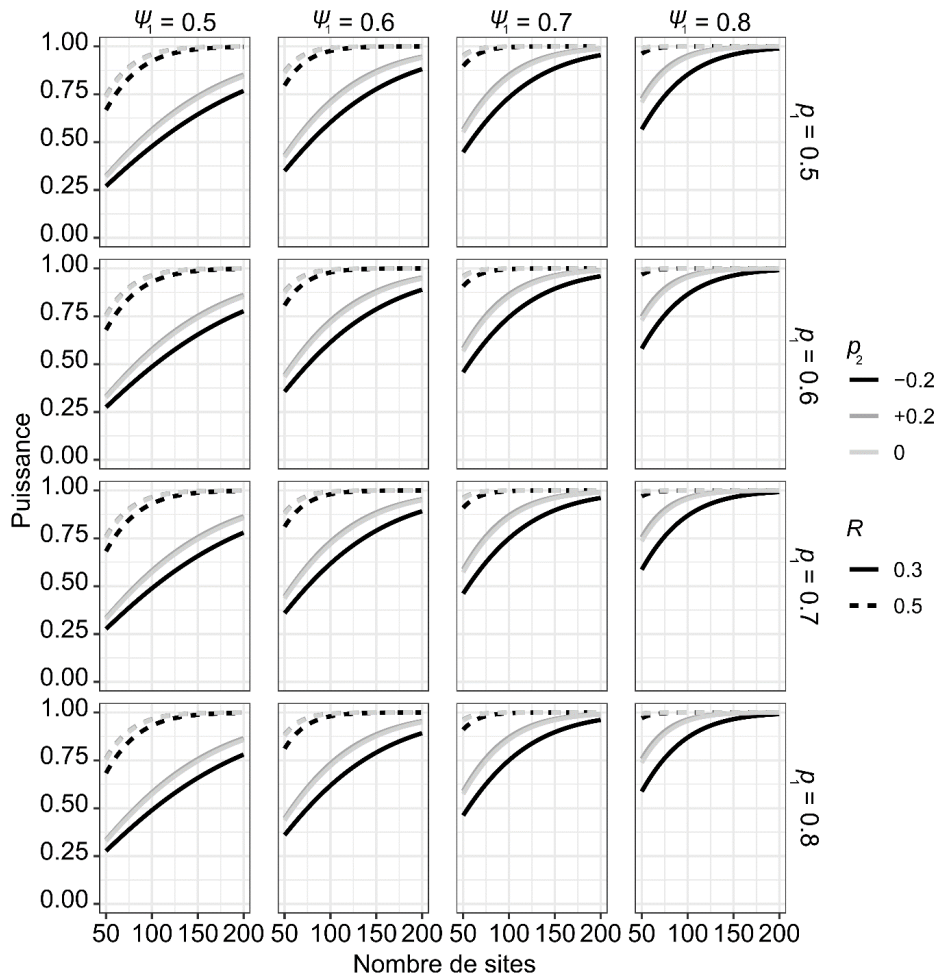


Figure 4. Capacité à détecter des réductions proportionnelles (R) dans les probabilités d'occupation du méné long de 0,5 (lignes pointillées) et 0,3 (lignes pleines) pour différents seuils de probabilité d'occupation initiale (ψ_1 ; colonnes) et de détection (p_1 ; rangées) (de 0,5 à 0,8), où $K = 5$, $\alpha = 0,05$ et les probabilités de détection sont constantes (lignes noires), augmentent de 0,2 (lignes gris foncé), ou diminuent de 0,2 (lignes gris pâle) au fil du temps (p_2).

Le nombre minimum de relevés répétés nécessaires pour détecter l'espèce de manière fiable peut être calculé rétrospectivement en fonction de la probabilité que le site soit occupé même si l'espèce n'a pas été détectée, et repose sur les estimations d'occupation et de détection propres au site (Wintle *et al.* 2012). Compte tenu des estimations précédentes de p entre 0,6 et 0,7, de un à neuf relevés répétés sont nécessaires pour être sûrs à 95 % que le méné long est absent d'un site, selon ψ (Figure 5). À mesure que ψ augmente, un plus grand nombre d'échantillons répétés est nécessaire pour avoir la certitude que le méné long est absent (Figure 5). Il convient toutefois de noter que l'absence du méné long pendant l'échantillonnage ne signifie pas que le méné long n'utilise pas l'habitat, mais plutôt qu'il n'était pas présent au moment de l'échantillonnage. Un échantillonnage sur plusieurs saisons devrait être effectué pour confirmer l'absence d'utilisation de l'habitat.

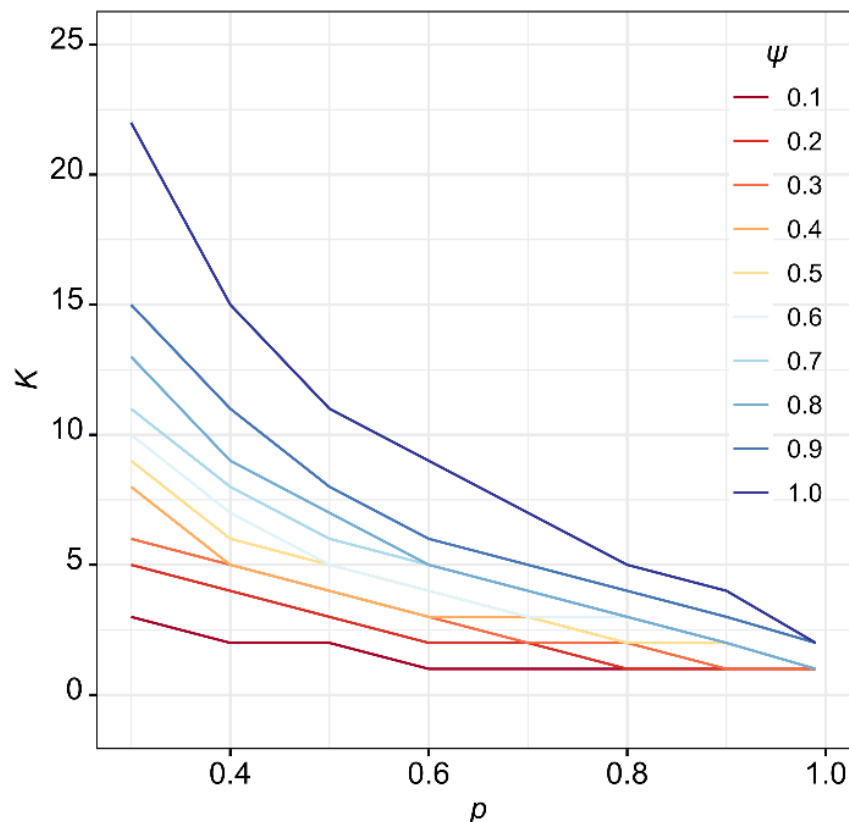


Figure 5. Le nombre minimum de relevés répétés (K) nécessaires pour détecter le méné long à $\alpha = 0,05$ est déterminé en fonction de la probabilité que le site soit occupé même si l'espèce n'a pas été détectée, et repose sur des estimations d'occupation propres au site (ψ ; lignes de couleur) pour différentes probabilités de détection ($p = 0,3$ à $0,7$).

Considérations relatives à l'effort à fournir dans le cadre d'un programme de surveillance du méné long

Selon les connaissances actuelles sur le méné long au Canada, l'attribution de l'effort et l'unité d'échantillonnage ont été examinées dans le but d'éclairer un programme de surveillance statistiquement rigoureux axé sur l'occupation, plus précisément : (i) la façon dont la définition du site (p. ex. bassin, tronçon de cours d'eau ou unités multiples) peut modifier les exigences en matière d'effort pour assurer l'efficacité statistique lors de l'évaluation des changements dans la répartition du méné long, (ii) les considérations relatives à l'échantillonnage ciblé par rapport à l'échantillonnage aléatoire du méné long, et (iii) la façon dont la stratification de l'effort d'échantillonnage dans l'espace et dans le temps peut être utilisée pour évaluer les changements dans l'occupation locale et totale de l'espèce.

Échantillonnage propre aux fosses

Une fois la période de fraie terminée, le méné long occupe des fosses relativement profondes, qui constituent la plus petite unité d'échantillonnage pertinente sur le plan biologique. En définissant la fosse comme unité d'échantillonnage, on concentre l'effort d'échantillonnage dans le microhabitat dominant pour le méné long, ce qui pourrait améliorer la probabilité d'occupation et de détection du méné long, tout en limitant la superficie d'habitat (m^2) nécessaire à l'échantillonnage. Toutefois, en définissant la fosse comme unité d'échantillonnage, on néglige

d'autres microhabitats où le méné long peut être présent (p. ex. les rapides ou les radiers). On s'est servi avec succès de l'échantillonnage axé sur les fosses pour estimer les densités de populations locales et régionales (Poos *et al.* 2012) du méné long dans les cours d'eau du sud de l'Ontario et pour étudier les profils de dispersion et la dynamique des métapopulations (Poos et Jackson 2012).

En 2019, Pêches et Océans Canada a effectué un échantillonnage propre aux fosses dans le cours principal du ruisseau Gully, un affluent du lac Huron, en vue de confirmer la présence d'une population de ménés longs déjà documentée et d'évaluer l'habitat du méné long (Gáspárdy et Drake 2021). Le cadre d'échantillonnage était constitué d'un seul segment de cours d'eau de la classification des écosystèmes aquatiques (CEA; Melles *et al.* 2013), qui contenait des données sur l'historique du méné long. L'équipe d'échantillonnage a effectué l'échantillonnage de manière non aléatoire dans le but d'augmenter la zone géographique échantillonnée dans le segment, tout en ciblant les habitats de la fosse qui contiennent relativement peu de débris ligneux (Gáspárdy et Drake 2021). Au total, on a échantillonné des poissons dans 16 fosses ($S = 16$), et on a pris les mesures de la longueur (m), de la largeur (m) et de la profondeur (m) des fosses.

On a calculé des estimations préliminaires de la probabilité de détection et d'occupation dans le cours principal du ruisseau Gully en fonction des données de 2019. Sur les 16 fosses échantillonnées, le méné long a été capturé dans 11 fosses, ce qui indique une probabilité d'occupation naïve qui ignore la détection imparfaite de 0,688 (c'est-à-dire $11/16 = 0,688$). En se basant sur un modèle avec ordonnée à l'origine seulement (c.-à-d. sans inclure de covariables), on a estimé que p pour le méné long était de 0,606 (erreur type de $\pm 0,18$). Par conséquent, ψ dans le cours principal du ruisseau Gully a été estimé à 0,732 (erreur type de $\pm 0,14$). Cela laisse entendre que, selon un échantillon relativement petit en importance et en supposant un échantillon entièrement aléatoire (ce qui n'est pas le cas), le méné long occupe environ 73 % de l'habitat des fosses dans le segment de la CEA du ruisseau Gully.

Sur la base d'une probabilité de détection constante de $p = 0,606$, $\psi_1 = 0,732$, $K = 3$, $S = 16$, et $\alpha = 0,05$, la puissance pour observer une réduction de 30 % de ψ serait de 0,28. Cela indique une probabilité de 28 % d'observer une réduction de 30 % de ψ qui existe réellement, ou inversement, une probabilité de 72 % de ne pas observer une réduction de 30 % de ψ . Ces résultats indiquent que davantage de sites (et donc d'efforts) seraient requis pour obtenir une réduction de 30 % de ψ . Le fait d'améliorer p à 1,00 et d'augmenter K à 10 relevés répétés au deuxième pas de temps n'améliorerait la puissance de détermination d'une réduction de 30 % de ψ qu'à 0,35. Si on retenait une approche de $K = 3$ relevés, il faudrait environ 65 sites pendant l'échantillonnage initial et après pour atteindre une puissance de 0,80. Inversement, si on augmentait K à 5, il faudrait échantillonner 42 fosses au départ et après pour atteindre une puissance statistique raisonnable (c.-à-d. de 0,80) pour observer une réduction de 30 % de ψ . Cependant, ce plan d'échantillonnage fournit une puissance raisonnable pour observer une réduction de 50 % et (ou) de 70 % de ψ , estimée à 0,82 et 1,00 respectivement, ce qui indique que l'on peut observer des changements importants ($> 50\%$) dans l'occupation avec une puissance statistique suffisante et un nombre relativement peu élevé de sites.

Il est raisonnable de supposer que la taille des fosses (p. ex. la longueur, la largeur, la superficie ou le volume) peut avoir une incidence sur les estimations de p et (ou) ψ . Les fosses plus grandes sont plus difficiles à échantillonner en raison des limites de profondeur et des obstructions dans le cours d'eau, ce qui peut avoir une incidence sur p . Inversement, les fosses plus grandes peuvent être plus attrayantes pour le méné long et, par conséquent, on peut s'attendre à une association positive entre ψ et la taille de la fosse. On a intégré des covariables spécifiques aux fosses dans les modèles d'occupation monospécifiques, mais la

sélection des modèles à l'aide du critère d'information d'Akaike (AIC) a indiqué que le meilleur modèle pour les données était un modèle avec ordonnée à l'origine seulement (c.-à-d. sans covariables d'habitat).

À l'aide des données recueillies sur l'habitat, on a estimé le nombre total de fosses disponibles pour le méné long dans le segment de la CEA du ruisseau Gully et, par la suite, le nombre de fosses occupées par le méné long. Toutefois, ces données ne sont tirées que de quelques sites d'échantillonnage et elles n'ont pas été recueillies pour refléter l'ensemble du ruisseau Gully et ne reflètent donc pas l'ensemble du système. Les résultats de l'extrapolation ci-dessous ne peuvent pas être liés à des mesures absolues de la zone d'occupation, de la zone d'occurrence, et (ou) de la SMPV, et il faut uniquement les interpréter comme une approche pour l'extrapolation du segment de la CEA du ruisseau Gully.

La largeur moyenne des fosses de $S = 16$ était de 4,58 m (erreur type de $\pm 0,08$), la longueur moyenne des fosses était de 15,61 m (erreur type de $\pm 0,44$), et la longueur moyenne des tronçons échantillonnés ($S = 4$) était de 33,54 m (erreur type de $\pm 2,76$). Le cours principal du ruisseau Gully a une longueur d'environ 5 km. Si environ 47 % du cours principal du ruisseau Gully est composé d'habitats de fosse (15,61 m / 33,54 m = 0,47), alors 2 350 m du ruisseau seraient composés de fosses et, selon la taille moyenne des fosses, il y aurait environ 151 fosses au total (2 350 m / 15,61 m = 150,51). D'après la largeur moyenne des bassins échantillonnés, 151 fosses équivalraient à environ 10 763 m² d'habitat de fosse (2350 m * 4,58 m = 10 763 m²). Inversement, si le sous-ensemble de fosses échantillonnées lors de l'échantillonnage de 2019 était considéré comme trop grand, et que l'on utilisait des estimations sur la longueur moyenne des fosses moins 1 ET (c'est-à-dire, $\bar{x} - 1 \text{ ET} = 15,61 - 7,00 = 8,61$), il y aurait alors environ 273 fosses au total (2350 m / 8,61 m = 272,94) dans le bras principal du ruisseau Gully. Si l'on se base sur le modèle d'occupation avec ordonnée à l'origine seulement, on s'attend à ce que le méné long occupe environ 110 fosses si un total de 151 fosses devaient exister (151 * 0,73 = 110,23) ou 199 fosses si 273 fosses devaient exister (273 * 0,73 = 199,29). D'après l'estimation de la superficie totale des fosses dans le cours principal du ruisseau Gully, la superficie totale de l'habitat est inférieure à la SMPV publiée dans l'Évaluation du potentiel de rétablissement du méné long au Canada (van der Lee *et al.* 2020). Cette comparaison avec la SMPV n'est pas rigoureuse et n'est présentée qu'à titre d'approche d'extrapolation si les futures données de terrain sont recueillies d'une manière compatible avec cet objectif.

Échantillonnage propre aux tronçons

Dans certaines situations, il peut s'avérer avantageux d'intégrer des tronçons de cours d'eau comme unité d'échantillonnage, en particulier si l'on soupçonne le méné long d'occuper plusieurs types d'habitats (c.-à-d. des rapides, des radiers et des fosses). De plus, l'échantillonnage propre aux tronçons cadre avec le PECEO (Protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario; Stanfield 2017), que l'on utilise pour surveiller les communautés de poissons des cours d'eau du sud de l'Ontario et qui a fourni une quantité importante de renseignements sur la présence du méné long. Le fait de définir un tronçon comme unité d'échantillonnage permet d'échantillonner plusieurs types d'habitats, ce qui s'avère particulièrement pratique lorsque les rapides ou les radiers sont occupés par des individus de passage (Drake et Poesch 2020) ou en raison du manque d'accès à un habitat de fosse de haute qualité.

Comparativement à la surveillance propre aux fosses, l'échantillonnage des tronçons de cours d'eau nécessite plus de temps dans chaque unité d'échantillonnage, ce qui a pour effet de réduire le nombre total de sites pouvant être échantillonnés au cours d'une année.

On dispose en général d'une quantité insuffisante de données de relevés répétés propres aux tronçons sur le méné long. Cependant, en 2005 et 2006, le MRNFO a échantillonné sept cours

d'eau où le méné long était présent à l'aide de relevés répétés de pêche à l'électricité. À chaque site, on a suivi la méthode standard du PECEO - on a échantillonné les poissons en amont le long de tronçons de plus de 40 m au moyen d'un appareil portatif de pêche à l'électricité. L'effort moyen de pêche à l'électricité était de $7,7 \text{ s} \cdot \text{m}^{-2}$. Trois ($n = 35$) ou quatre ($n = 5$) passages répétés ont été effectués à chaque site. On a capturé des ménés longs dans 20 sites, ce qui indique une probabilité d'occupation naïve de $0,50$ ($20 / 40 = 0,50$). Si l'on se base sur la séquence des détections, la valeur de p pour le méné long était de $0,822$ (écart type [ET] de $\pm 0,09$) et la moyenne de ψ a été estimée à $0,503$ (ET de $\pm 0,08$). Sur la base d'une valeur constante de $p = 0,822$, $\psi_1 = 0,503$, $K = 3$, $S = 40$, et $\alpha = 0,05$, la puissance pour observer une réduction de 30 % de ψ avec ces données est de $0,28$. Pour conserver une approche de passage répété de $K = 3$, il aurait fallu échantillonner environ 54 sites au départ pour atteindre une puissance de $0,80$ et observer une diminution de 50 % de l'occupation.

Échantillonnage ciblé et échantillonnage aléatoire

Lorsqu'on a recours à des relevés répétés pour estimer la probabilité de détection et l'occupation des espèces, il est important de déterminer si les sites où est présent le méné long feront l'objet d'un échantillonnage ciblé ou aléatoire. L'échantillonnage ciblé décrit la sélection non aléatoire de sites de relevé pour confirmer la présence ou l'abondance du méné long dans des sites précis, et on effectue habituellement ce type d'échantillonnage à titre de mesure de suivi pour les détections antérieures d'une espèce. Dans certains cas extrêmes, la zone de l'habitat du cours d'eau occupée par les sous-populations de méné long est si petite qu'elle empêche une sélection aléatoire des sites. Le fait de cibler des sites pour échantillonner le méné long limite la capacité d'extrapoler à d'autres populations et permet plutôt de se concentrer sur la quantification des changements dans l'occupation ou l'abondance du méné long dans les sites choisis (p. ex. fosses et tronçons). De plus, l'échantillonnage ciblé brise les hypothèses de la modélisation de l'occupation, à savoir que la probabilité d'occupation est égale dans toutes les unités d'échantillonnage et que la probabilité de détecter le méné long dans un relevé, en supposant qu'il est bien présent, est égale dans toutes les unités d'échantillonnage (MacKenzie *et al.* 2018). Par conséquent, l'élaboration de modèles d'occupation avec un échantillonnage non aléatoire peut conduire à des estimations inexactes de la détection et de l'occupation.

Le processus de sélection des sites (c'est-à-dire aléatoire ou ciblé) doit refléter l'ampleur de la question et de l'objectif, ainsi que les ressources disponibles. Lorsqu'il est nécessaire de comprendre si le méné long est présent pour informer les évaluations d'impact de projets ayant une faible empreinte spatiale, l'échantillonnage ciblé est approprié. Toutefois, pour obtenir des résultats impartiaux, comparables et interprétables, il est recommandé d'utiliser un plan d'échantillonnage aléatoire stratifié pour surveiller les changements au sein des populations de ménés longs.

Stratification de l'effort d'échantillonnage dans l'espace et dans le temps

La stratification de l'effort d'échantillonnage entre les populations et au fil du temps est nécessaire pour des raisons logistiques (p. ex. la taille de l'équipage, la distance entre les populations et les ressources disponibles) aux fins de la surveillance des populations de ménés longs au Canada. De plus, la stratification des populations de méné long dans le temps : i) permet de quantifier les changements dans l'occupation du méné long à différentes échelles spatiales avec des objectifs sensibles au temps (c.-à-d. les populations qui risquent le plus de disparaître); ii) permet aux chercheurs d'extrapoler les résultats des recherches à des populations représentatives si les sites d'échantillonnage sont bien choisis; iii) permet d'étudier

comment deux grandes menaces à l'échelle régionale (p. ex. les pratiques agricoles et l'urbanisation) peuvent influencer différemment la persistance des populations de méné long au Canada.

Si l'objectif principal est de quantifier les changements dans la probabilité d'occupation au fil du temps, il est recommandé de privilégier une approche aléatoire, dans laquelle les sites sont sélectionnés au hasard à chaque pas de temps de l'échelle d'intérêt. En d'autres termes, la désignation générale de l'habitat et la sélection aléatoire des sites devraient avoir lieu pour les étapes 1 et 2 et il faudrait les utiliser pour évaluer les changements dans la probabilité de détection et d'occupation au cours de ces deux périodes, le nombre de sites d'échantillonnage étant maintenu relativement constant à chaque étape. Le nombre de fosses ou de tronçons à échantillonner dans le cadre de la surveillance des populations de ménés longs doit être choisi en fonction des estimations locales de la probabilité de détection et d'occupation (p. ex. Tableau 1), de la disponibilité des fosses à l'intérieur et à l'extérieur de l'aire de répartition présumée de l'espèce, et du niveau de puissance accepté pour détecter les changements au fil du temps. Avec cette approche, les estimations d'occupation pourraient constituer le point final de la surveillance et, selon la façon dont les sites ont été choisis, on pourrait également les utiliser pour informer les aspects de la zone d'occurrence et (ou) de la zone d'occupation.

Si, inversement, on a privilégié un échantillonnage ciblé pour évaluer les changements sur des sites précis (p. ex. des sites historiques, des sites qui subissent des pressions liées à l'aménagement ou des sites faisant l'objet d'activités de restauration), alors il faut poursuivre l'échantillonnage ciblé au deuxième pas de temps et l'utiliser pour évaluer les changements d'occupation et (ou) d'abondance pour ces sites précis. Il faut éviter de modifier le plan des efforts d'échantillonnage entre le premier et le deuxième pas de temps afin d'empêcher toute inférence importante entre les deux périodes.

Extensions des modèles d'occupation axées sur une seule espèce pour une seule saison

Bien que la modélisation de l'occupation constitue une approche puissante pour évaluer les objectifs de surveillance fondés sur la répartition, comme la zone d'occupation, la zone d'occurrence et la SMPV, l'estimation de l'abondance de l'espèce (N) et la caractérisation des changements de N au fil du temps peuvent contribuer directement à déterminer la probabilité que les populations de ménés longs demeurent au-dessus de la population minimale viable (PMV). Les approches fondées sur l'abondance conviennent également à l'échantillonnage intensif, comme le soulignent les stratégies de rétablissement provinciale (RDRT 2010) et fédérale provisoire (Amy Boyko, Programme des espèces en péril du MPO, communication personnelle). On a décrit plusieurs approches en ce qui concerne l'estimation du N de poissons, notamment les méthodes de marquage-recapture et les méthodes de déplétion (Carle et Strub 1978, Pollock *et al.* 1990, Ogle 2016). Malheureusement, les méthodes classiques d'estimation de l'abondance des espèces, y compris les méthodes de marquage-recapture et de déplétion, ont donné de mauvais résultats pour les petits poissons en péril en Ontario en raison des faibles taux de déplétion et de recapture. On a élaboré des extensions aux modèles d'occupation axées sur une seule espèce pour une seule saison, connues sous le nom de modèles de mélange de N pour estimer N sur les sites à l'aide de données de comptage répétées dans l'espace et dans le temps (Royle et Nichols 2003, Royle 2004, Royle et Dorazio 2008), données que l'on peut enregistrer si on utilise un plan de relevé répété pour échantillonner le méné long. Comparativement aux approches conventionnelles d'estimation de l'abondance, les modèles de mélange de N peuvent être particulièrement bien adaptés à l'estimation de l'abondance du méné long compte tenu de : i) l'intégration implicite des

différences de probabilité de détection entre les sites dans le modèle; ii) de la réduction de l'effort requis par rapport aux approches traditionnelles, comme le marquage-recapture; iii) la réduction du risque d'échec (et de dommage physique) étant donné qu'il n'est pas nécessaire de marquer et de recapturer les individus.

Abondance propre aux fosses dans le ruisseau Gully

En se servant du modèle de mélange de N de Royle (2004), il est possible d'estimer le nombre de ménés longs dans le segment échantillonné de la CEA du ruisseau Gully tout en intégrant p . Comme pour les modèles d'occupation d'une seule saison, on a tenu compte des effets de la longueur, de la largeur, de la superficie et du volume des fosses ainsi que des effets cumulatifs de la longueur et de la largeur sur p et λ . À la suite de tests initiaux d'ajustement du modèle, on a choisi une distribution binomiale négative pour la distribution d'abondance latente (c.-à-d. θ), et on a utilisé 75 individus comme indice supérieur d'intégration.

Le meilleur modèle de mélange de N comprenait la largeur des fosses comme covariable de p , et un modèle avec ordonnée à l'origine pour θ , pour une moyenne de 9,30 (ET de $\pm 3,69$) ménés longs par site. Par conséquent, on a estimé que 1 404 individus occupaient le cours principal du ruisseau Gully si celui-ci contenait 151 fosses (151 fosses au total * 9,30). Par ailleurs, si le sous-ensemble de fosses échantillonnées était trop grand et que les estimations de l'abondance de la population étaient fondées sur la longueur moyenne des fosses moins 1 écart type, alors l'abondance du méné long dans le cours principal serait estimée à environ 2 539 individus (273 * 9,30). On pourrait ensuite comparer la valeur de l'abondance de la population à la PMV estimée pour le méné long de 18 000 à 75 000 individus (van der Lee *et al.* 2020). Ces calculs donnent un exemple concret d'approches qui permettent d'estimer l'abondance totale et que l'on ne doit pas interpréter comme une évaluation directe de la population du ruisseau Gully, étant donné qu'il est constitué d'un habitat de ruisseau supplémentaire d'environ 10 km en amont du cours principal qui diverge dans le cours supérieur et où des ménés longs ont été capturés (ABCA 2010).

Sources d'incertitude

Dans les dernières années, on a utilisé la surveillance de l'occupation comme substitut à la surveillance de l'abondance en écologie (Steenweg *et al.* 2018). Toutefois, une grande partie de la littérature a fait état des relations positives entre l'abondance et l'occupation, mais principalement pour les espèces terrestres. Souvent, cette relation est non linéaire et diffère selon les échelles spatiales (Gaston *et al.* 2000, He et Gaston 2000, Steenweg *et al.* 2018). Des études antérieures n'avaient montré aucune corrélation entre l'abondance et l'occupation pour les poissons d'eau douce (Gaston et Lawton 1990, Pyron 1999). Plus récemment, il a été démontré que l'occupation chez les poissons de cours d'eau douce est positivement liée à l'abondance (Faulks *et al.* 2015, Miranda et Killgore 2019). Cependant, pour les espèces à faible taux d'occupation comme le méné long, les facteurs qui affectent la taille de la population peuvent être propres au site et pourraient varier d'un endroit à l'autre (Miranda et Killgore 2019).

Une grande partie de l'incertitude de cette recherche est liée à la manière non aléatoire dont on a recueilli les données sur le terrain. Par exemple, les estimations des probabilités de détection dans cette étude représentent probablement les meilleurs scénarios pour le méné long, car les échantillons n'ont pas été recueillis au hasard sur le terrain. Les diminutions futures de l'abondance de l'espèce ou l'échantillonnage de l'espèce dans un habitat marginal entraîneront des valeurs de probabilité de détection inférieures à celles présentées dans le Tableau 1, ce qui reflète à nouveau l'importance de tenir compte de la détection imparfaite dans la conception du programme. De plus, on a utilisé une estimation du nombre de fosses dans le segment

échantillonné de la CEA du ruisseau Gully pour extrapoler le nombre de fosses dans le cours principal du ruisseau Gully. Ces données n'ont pas été recueillies pour refléter l'intégralité du ruisseau Gully et il ne faut donc pas les interpréter uniquement comme une approche pour l'extrapolation du segment de la CEA du ruisseau Gully.

CONCLUSION

L'avantage d'utiliser un plan de relevé répété aux fins de la surveillance du méné long est qu'on peut le modifier pour répondre à des questions particulières de gestion et de recherche à diverses échelles (c.-à-d. au niveau local, de la population et national), grâce à différents engins ou une combinaison d'engins, et dans toutes les strates pour informer l'état de conservation de l'espèce. Si on se sert du ruisseau Gully comme étude de cas, les résultats confirment qu'il est important de tenir compte des limites de détection aux fins de l'estimation de l'occupation et de l'abondance du méné long et, par conséquent, celle-ci sera tout aussi importante pour l'évaluation des changements futurs dans la répartition et l'abondance au fil du temps.

Bien que cette étude ne décrive pas les considérations relatives à la mise en œuvre d'un programme de surveillance du méné long à grande échelle (p. ex. l'allocation des ressources d'échantillonnage en fonction des contraintes logistiques de l'échantillonnage), on a présenté les besoins en matière de données et plusieurs points à considérer relativement à l'échantillonnage aux fins de l'élaboration d'un programme de surveillance basé sur l'occupation (c.-à-d. des relevés répétés dans l'espace et dans le temps avec des mesures correspondantes de l'habitat). Avant de procéder à la mise en œuvre, le lancement d'un programme de surveillance du méné long nécessitera une détermination claire des objectifs du programme de surveillance afin que l'on s'assure d'une efficacité statistique suffisante du plan d'échantillonnage (Guillera-Arroita *et al.* 2010) Il nécessitera aussi l'intégration des coûts de la collecte de données qui tient compte des limites sur le plan pratique, comme le nombre de sites pouvant être échantillonnés au cours d'une saison. Les avis sur la conception des programmes de surveillance présentés ici sont basés sur l'objectif principal de surveillance des changements d'occupation (répartition), que l'on peut étendre à d'autres variables d'évaluation basées sur la répartition, comme la zone d'occupation, la zone d'occurrence et la SMPV. On peut intégrer d'autres paramètres, comme les changements dans l'abondance de l'espèce, pour déterminer la probabilité qu'une population soit au-dessus de PMV ou d'un autre seuil pertinent. À des échelles spatiales plus petites (c.-à-d. des fosses ou des tronçons), on peut utiliser les approches basées sur la répartition et l'abondance pour évaluer l'effet des mesures de rétablissement ou des activités d'aménagement. La compréhension des dommages physiques directs sur le méné long (et les dommages connexes à l'échelle de la population) découlant des différentes techniques d'échantillonnage scientifique n'a pas encore été entièrement quantifiée, mais elle demeure un point supplémentaire dont il faudra tenir compte avant de procéder à la mise en œuvre.

Dans l'ensemble, on offrira des avis pour la conception d'un programme de surveillance à long terme du méné long qui fournira des renseignements de base et continus sur l'occupation de l'ensemble de l'aire de répartition tout en offrant la possibilité de suivre la trajectoire de certaines populations. En outre, l'étude confirme à nouveau l'importance d'utiliser un plan de relevé répété pour tenir compte de la probabilité de détection des espèces lorsque l'on estime l'abondance ou la répartition de l'espèce (Lamothe *et al.* 2019a, b, Lamothe et Drake 2020), notamment en raison de la faible abondance et de la répartition inégale du méné long. Le fait de ne pas mettre en œuvre un programme de surveillance à long terme qui tient compte de la détection imparfaite peut mener à des conclusions erronées sur l'état de conservation des populations de ménés longs au Canada.

LISTE DES PARTICIPANTS DE LA RÉUNION

Nom	Organisme / Affiliation
Adam van der Lee	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Andrew Drake	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Dave Andrews (Président/Rapporteur)	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Karl Lamothe	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Marten Koops	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Rowshyra Castañeda	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Tessa Brinklow	MPO – Région de l'Ontario et des Prairies
Rick Kiriluk	MPO – Programme de protection du poisson, Région de l'Ontario et des Prairies
Amy Boyko	MPO – Gestion des espèces en péril, Région de l'Ontario et des Prairies
Andrea Dunn	Halton Conservation Authority
Chris Wilson	Ministère des Richesses naturelles et des Forêts
Cindy Chu	Ministère des Richesses naturelles et des Forêts
Nick Jones	Ministère des Richesses naturelles et des Forêts
Scott Reid	Ministère des Richesses naturelles et des Forêts
Alan Dextrase	Aucune affiliation
Mark Heaton	Aucune affiliation
Dave Lawrie	Toronto and Region Conservation Authority
Don Jackson	University of Toronto

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de l'examen régional par les pairs du 4 février 2020 sur l'avis scientifique sur la conception d'un programme de surveillance complet du méné long (*Clinostomus elongatus*) pour informer les décisions de rétablissement et gestion. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le [calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada \(MPO\)](#).

Ausable Bayfield Conservation Authority (ABCA). 2010. Habitat assessment for Redside Dace in Gully Creek. Ausable Bayfield Conservation Authority. Exeter, ON. 15 p.

Borregaard, M.K., and Rahbek, C. 2010. Causality of the relationship between geographic distribution and species abundance. *Quart. Rev. Biol.* 85(1): 3–25.

Carle, F., and Strub, M. 1978. A new method for estimating population size from removal data. *Biometrics* 34(4): 621–630.

Castañeda, R.A., Weyl, O.L.F., and Mandrak, N.E. 2020. Using occupancy models to assess the effectiveness of underwater cameras to detect rare stream fishes. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 30(3): 565–576.

- Chen, G., Kéry, M., Plattner, M., Ma, K., and Gardner, B. 2013. Imperfect detection is the rule rather than the exception in plant distribution studies. *J. Ecology* 101(1): 183–191.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada) 2007. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vii + 68 p.
- COSEPAC. 2017. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xiii + 70 p.
- Dextrase, A.J., Mandrak, N.E., and Schaefer, J.A. 2014. Modelling occupancy of an imperilled stream fish at multiple scales while accounting for imperfect detection: implications for conservation. *Freshwater Biol.* 59(9): 1799–1815.
- Drake, D.A.R., et Poesch, M.S. 2020. [Déplacements saisonniers du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) en fonction des facteurs abiotiques et biotiques](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/077. iv + 28 p.
- Faulks, L., Svanbäck, R., Ragnarsson-Stabo, H., Eklöv, P., and Östman, Ö. 2015. Intraspecific niche variation drives abundance–occupancy relationships in freshwater fish communities. *Am. Nat.* 186(2): 272–283.
- Gáspárdy, R., and Drake, D.A.R. 2021. [Targeted surveys for Redside Dace \(*Clinostomus elongatus*\) in Gully Creek, Ontario, 2019](#). Can. Dat. Rep. Fish. Aquat. Sci. 1315: vii + 48 p.
- Gaston, K.J., and Lawton, J.H. 1990. The population ecology of rare species. *J. Fish Biol.* 37: 97–104.
- Gaston, K.J., Blackburn, T.M., Greenwood, J.J.D., Gregory, R.D., Quinn, R.M., and Lawton, J.H. 2000. Abundance-occupancy relationships. *J. Appl. Ecol.* 37(Suppl. 1): 39–59.
- Guillera-Arroita, G., and Lahoz-Monfort, J.J. 2012. Designing studies to detect differences in species occupancy: power analysis under imperfect detection. *Meth. Ecol. Evol.* 3(5): 860–869.
- Guillera-Arroita, G., Ridout, M.S., and Morgan, B.J.T. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection. *Meth. Ecol. Evol.* 1(2): 131–139.
- Hartley, S. 1998. A positive relationship between local abundance and regional occupancy is almost inevitable (but not all positive relationships are the same). *J. Anim. Ecol.* 67(6): 992–994.
- He, F., and Gaston, K.J. 2000. Occupancy-abundance relationships and sampling scales. *Ecography* 23(4): 503–511
- Joseph, L.N., Field, S.A., Wilcox, C., and Possingham, H.P. 2006. Presence-absence versus abundance data for monitoring threatened species. *Conserv. Biol.* 20(6): 1679–1687.
- Lamothe, K.A., and Drake, D.A.R. 2020. Habitat associations of the Threatened pugnose minnow (*Opsopoeodus emiliae*) at the northern edge of the species range. *Ecol. Freshwater Fish.* 29(2): 289–298.
- Lamothe, K.A., Dextrase, A.J., and Drake, D.A.R. 2019a. Aggregation of two imperfectly detected imperilled freshwater fishes: Understanding community structure and co-occurrence for multispecies conservation. *Endang. Spec. Res.* 40: 123–132.

- Lamothe, K.A., Dextrase, A.J., and Drake, D.A.R. 2019b. Characterizing species co-occurrence patterns of imperfectly detected stream fishes for informing species reintroduction efforts. *Conserv. Biol.* 33(6): 1392–1403.
- Lamothe, K.A., Ziegler, J.P., Gáspárdy, R., Barnucz, J., and Drake, D.A.R. 2020. Ecological associations between the invasive round goby *Neogobius melanostomus* and endangered northern madtom *Noturus stigmosus*. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 30(4): 691–700.
- Lamothe, K.A., Reid, S.M., et Drake, D.A.R. 2023. [Considérations relatives à l'effort et à l'efficacité nécessaires pour un programme de surveillance du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) fondé sur l'occupation pour différentes échelles spatiales et temporelles](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2023/034. iv + 42 p.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, J.A., and Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248–2255.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., and Hines, J.E. 2018. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. 2nd ed. Academic Press. Cambridge, MA. 648 p.
- McKee, P.M., and Parker, B.J. 1982. The distribution, biology, and status of the fishes *Campostoma anomalum*, *Clinostomus elongatus*, *Notropis photogenis* (Cyprinidae), and *Fundulus notatus* (Cyprinodontidae) in Canada. *Can. J. Zool.* 60(6): 1347–1358.
- Melles, S., Jones, N., and Schmidt, B. 2013. Aquatic Research Series 2013-05: Aquatic ecosystem classification for Ontario: a technical proposal. Ontario Ministry of Natural Resources. 52 p.
- Miller, D.A., and Grant, E.H.C. 2015. Estimating occupancy dynamics for large-scale monitoring networks: amphibian breeding occupancy across protected areas in the northeast United States. *Ecol. Evol.* 5(21): 4735–4746.
- Miranda, L.E., and Killgore, K.J. 2019. Abundance–occupancy patterns in a riverine fish assemblage. *Freshw. Biol.* 64(12): 2221–2233.
- MPO. 2019. [Évaluation du potentiel de rétablissement du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2019/012.
- Nichols, J.D., and Williams, B.K. 2006. Monitoring for conservation. *Trends Ecol. Evol.* 21(12): 668–673.
- Novinger, D.C., and Coon, T.H. 2000. Behaviour and physiology of the redbside dace, *Clinostomus elongatus*, a threatened species in Michigan. *Environ. Biol. Fishes* 57: 315–326.
- Ogle, D.H. 2016. Introductory fisheries analyses with R. CRC Press: Taylor & Francis Group. New York, NY. 317 p.
- Pollock, J.F. 2006. Detecting population declines over large areas with presence-absence, time-to-encounter, and count survey methods. *Conserv. Biol.* 20(3): 882–892.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C., and Hines, J.E. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildl. Mono.* 107(1): 3–97.

- Poos, M.S., and Jackson, D.A. 2012. Impact of species-specific dispersal and regional stochasticity on estimates population viability on stream metapopulations. *Landscape Ecol.* 27: 405–416.
- Poos, M., Lawrie, D., Tu, C., Jackson, D.A., and Mandrak, N.E. 2012. Estimating local and regional population sizes for an endangered minnow, redbreast dace (*Clinostomus elongatus*), in Canada. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 22(1): 47–57.
- Pyron, M. 1999. Relationships between geographical range size, body size, local abundance, and habitat breadth in North American suckers and sunfishes. *J. Biogeogr.* 26(3): 549–558.
- Redbreast Dace Recovery Team (RDRT). 2010. Recovery Strategy for Redbreast Dace (*Clinostomus elongatus*) in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON. vi + 29 p.
- Reid, S.M., and Dextrase, A.J. 2017. Monitoring lake populations of Eastern Sand Darter (*Ammocrypta pellucida*): a comparison of two seines. *J. Freshwater Ecol.* 32(1): 499–511.
- Reid, S.M., and Haxton, T. 2017. Backpack electrofishing effort and imperfect detection: Influence on riverine fish inventories and monitoring. *J. Appl. Ichthyol.* 33(6): 1083–1094.
- Reid, S.M., and Hogg, S. 2014. An evaluation of multiple-pass seining to monitor Blackstripe Topminnow populations in the Sydenham River (Ontario, Canada). *J. Appl. Ichthyol.* 30(5): 962–969.
- Reid, S.M., and Parna, S. 2017. [Urbanization, long-term stream flow variability, and Redbreast Dace status in Greater Toronto Area streams](#). *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3118: iv + 20 p.
- Reid, S.M., Yunker, G., and Jones, N.E. 2009. Evaluation of single-pass backpack electric fishing for stream fish community monitoring. *Fish. Manage. Ecol.* 16(1): 1–9.
- Royle, J.A. 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics* 60(1): 108–115.
- Royle, J.A., and Dorazio, R.M. 2008. Hierarchical Modeling and Inference in Ecology: The Analysis of Data from Populations, Metapopulations, and Communities. Academic Press, London, UK. 464 p.
- Royle, J.A., and Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84(3): 777–790.
- Sauer, J.R., and Knutson, M.G. 2008. Objectives and metrics for wildlife monitoring. *J. Wildl. Manage.* 72(8): 1663–1664.
- Serrao, N.R., Reid, S.M., and Wilson, C.C. 2018. Establishing detection thresholds for environmental DNA using receiver operator characteristic (ROC) curves. *Conserv Genet Res* 10: 555–562.
- Stanfield, L. 2017. Ontario Stream Assessment Protocol. Version 10. Ontario Ministry of Natural Resources. 550 p.
- Steenweg, R., Hebblewhite, M., Whittington, J., Lukacs, P., and McKelvey, K. 2018. Sampling scales define occupancy and underlying occupancy-abundance relationships in animals. *Ecol.* 99(1): 172–183.

- Tyre, A.J., Tenhumberg, B., Field, S.A., Niejalke, D., Parris, K., and Possingham, H.P. 2003. Improving precision and reducing bias in biological surveys: estimating false-negative error rates. *Ecol. Appl.* 13(6): 1790–1801.
- van der Lee, A.S., Poesch, M.S., Drake, D.A.R., et Koops, M.A. 2020. [Modélisation du potentiel de rétablissement du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/034. v + 44 p.
- Ward, R.J., Griffiths, R.A., Wilkinson, J.W., and Cornish, N. 2017. Optimising monitoring efforts for secretive snakes: a comparison of occupancy and N-mixture models for assessment of population status. *Scient. Rep.* 7: 18074.
- Wilson, C., and Dextrase, A.J. 2008. Draft Sampling protocols for Redside Dace. Ontario Ministry of Natural Resources. 4 p.
- Wintle, B.A., Walshe, T.V., Parris, K.M., and McCarthy, M.A. 2012. Designing occupancy surveys and interpreting non-detection when observations are imperfect. *Divers. Distrib.* 18(4): 417–424.

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Centre et de l'Arctique
Pêches et Océans Canada
501 University Crescent, Winnipeg (Manitoba), R3T 2N6

Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117

ISBN 978-0-660-48532-4 N° cat. Fs70-6/2023-021F-PDF
© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2023



La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2023. Avis Scientifique sur la conception d'un programme exhaustif à long terme de surveillance du méné long (*Clinostomus elongatus*) afin d'éclairer les décisions en matière de rétablissement et de gestion. Secr. can. des avis sci. du MPO. Avis sci. 2023/021.

Also available in English:

DFO. 2023. Scientific advice on the design of a comprehensive long-term monitoring program for Redside Dace (Clinostomus elongatus) to inform recovery and management decisions. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2023/021.