



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

**Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)**

---

**Document de recherche 2025/041**

**Région de l'Ontario et des Prairies**

**Modélisation du potentiel de rétablissement du ptychobranche réniforme  
(*Ptychobranchus fasciolaris*) au Canada**

Simon R. Fung, Adam S. van der Lee, et Marten A. Koops

Pêches et Océans Canada  
Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques  
867 chemin Lakeshore Burlington (Ontario)  
L7S 1A1 Canada

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

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

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/  
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du  
ministère des Pêches et des Océans, 2025

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-77801-3 N° cat. Fs70-5/2025-041F-PDF

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

Fung, S.R., van der Lee, A.S., et Koops, M.A. 2025. Modélisation du potentiel de rétablissement du ptychobranche réniforme (*Ptychobranthus fasciolaris*) au Canada. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/041. v + 45 p.

### Also available in English :

Fung, S.R., van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2025. Recovery Potential Modelling of Kidneyshell (*Ptychobranthus fasciolaris*) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/041. v + 41 p.

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	v
INTRODUCTION .....	1
ANALYSE D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN .....	1
DONNÉES .....	1
ANALYSE.....	2
RÉSULTATS .....	4
MODÉLISATION DE LA POPULATION .....	14
MÉTHODES.....	14
LE MODÈLE.....	14
PARAMÉTRAGES .....	15
Âge et croissance.....	16
Mortalité .....	17
Reproduction.....	18
Dépendance à la densité.....	21
Stochasticité.....	22
IMPACT DES DOMMAGES .....	23
Élasticité de $\lambda$ .....	23
Simulation .....	23
VIABILITÉ DE LA POPULATION .....	24
Abondance : Population minimale viable (PMV).....	24
Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV).....	25
PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES.....	26
RÉSULTATS.....	26
IMPACT DES DOMMAGES .....	26
Élasticité de $\lambda$ .....	26
Simulation .....	30
VIABILITÉ DE LA POPULATION .....	31
Abondance : Population minimale viable (PMV).....	31
Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV).....	32
PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES.....	33
DISCUSSION.....	34
INCERTITUDES.....	37
ÉLÉMENTS.....	39
Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du ptychobranche réniforme.....	39
Élément 12 : Proposer des objectifs de rétablissement concernant l'abondance et la répartition .....	39
Élément 13 : Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable (minimum de 10 ans) sur le plan scientifique et des trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels, en fonction des paramètres actuels de la dynamique des populations de ptychobranches réniformes.....	39

---

Élément 14 : Présenter un avis sur la mesure dans laquelle l'habitat approprié disponible répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce proposés dans l'élément 12 sont atteints .....	40
Élément 15 : Évaluer la probabilité que les objectifs possibles de rétablissement puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées) .....	40
Élément 20 : Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'au moment d'atteindre les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité en rapport avec les mesures particulières aux fins d'examen énoncées dans l'élément 19. Inclure les objectifs qui présentent la plus forte probabilité possible de survie et de rétablissement pour des valeurs de paramètres réalistes sur le plan biologique.....	41
Élément 21 : Recommander des valeurs de paramètres sur les taux de productivité et de mortalité initiaux et, si nécessaire, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des incidences économiques, sociales et culturelles en appui au processus d'inscription .....	41
Élément 22 : Évaluer le taux maximal de mortalité et de destruction de l'habitat anthropiques que l'espèce peut soutenir sans risque pour sa survie ou son rétablissement .....	41
RÉFÉRENCES CITÉES.....	43

---

## RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné le ptychobranche réniforme (*Ptychobranchus fasciolaris*) comme étant en voie de disparition. Les données d'échantillonnage fournies par le réseau de surveillance Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO) ont été analysées pour estimer l'abondance et la croissance de la population des populations de ptychobranche réniforme dans les rivières Ausable et Sydenham. La modélisation de la population est présentée afin d'évaluer les dommages et d'estimer les besoins en matière d'abondance et d'habitat de l'espèce afin de soutenir des populations viables à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR).

Le modèle intègre l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité dans les projections démographiques. La population de la rivière Ausable dans les sites d'échantillonnage représente une abondance des adultes projetée de 1 129 adultes (IC à 95 % : 933 à 1 360) et un taux de croissance de la population estimé à 1,07 (IC à 95 % :: 1,02 à 1,13). La population de la rivière Sydenham dans les sites d'échantillonnage représente une abondance des adultes projetée de 6 949 adultes (IC à 95 % : 5 371 à 9 059) et un taux de croissance de la population estimé à 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15). Ces estimations de l'abondance sont des estimations minimales puisque le ptychobranche réniforme peut se trouver en dehors des sites d'échantillonnage. L'analyse du modèle de population a démontré que les populations de ptychobranche réniformes étaient les plus sensibles aux perturbations de la survie des adultes dans la plupart des circonstances. Les mesures du niveau maximal de dommage durable (c.-à-d. les dommages qui ne réduiraient pas le taux de croissance de la population à moins de 1) ont été estimées pour les populations des rivières Sydenham et Thames. L'analyse de la population viable a été utilisée pour déterminer les besoins en matière de population viable. La durabilité démographique (c.-à-d. une population autosuffisante à long terme) peut être atteinte avec une taille de population d'adultes d'environ 5 250 (IC : 2 250 à 9 750) à une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans. D'après les densités de population actuelles, une telle population aurait besoin d'environ 260 ha (IC : 105 à 680) dans la rivière Ausable et d'environ 50 ha (IC : 22 à 113) dans la rivière Sydenham. D'après les densités de population extrapolées à la capacité de charge, la population aurait besoin d'environ 108 ha (IC : 4,7 à 5 100) dans la rivière Ausable et d'environ 10 ha (IC : 0,62 à 109) dans la rivière Sydenham. La population de la rivière Sydenham dans les sites d'échantillonnage dépasse actuellement cette estimation de la population minimale viable (PMV). Aux taux de croissance actuels de la population, la population de la rivière Ausable dans les sites d'échantillonnage peut atteindre la PMV en 52 ans (IC : 22 à 167).

---

## INTRODUCTION

Le ptychobranche réniforme (*Ptychobranchus fasciolaris*) est une moule d'eau douce de taille moyenne à grande qui était présente auparavant dans les lacs Sainte-Claire et Érié, ainsi que dans les réseaux hydrographiques des rivières Grand, Thames, Sydenham, Ausable, Niagara et Detroit au Canada. Cependant, l'espèce a disparu de la majeure partie de son aire de répartition historique et ne se trouve actuellement que dans la rivière Ausable, la rivière East Sydenham et dans certaines parties du delta de la rivière Sainte-Claire. La moule se trouve habituellement dans les rivières et les ruisseaux de petite et moyenne taille et dans les zones peu profondes où il y a des substrats de gravier et de sable et des eaux claires et mouvantes (COSEPAC 2003).

En mai 2003, le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le ptychobranche réniforme à titre d'espèce en voie de disparition. L'espèce a été réévaluée et son statut a été confirmé en mai 2013. Un programme de rétablissement a été élaboré pour cette espèce en 2006 (Morris 2006), puis révisé en 2013 (DFO 2013). Cette évaluation du potentiel de rétablissement (EPR) est produite pour intégrer de nouveaux renseignements et de nouvelles techniques de modélisation et d'analyse à l'appui des futures mesures de gestion.

La *Loi sur les espèces en péril* (LEP) prévoit l'élaboration de stratégies de rétablissement pour la protection et le rétablissement des espèces menacées de disparition ou d'extinction du Canada. En réponse, le ministère des Pêches et des Océans (MPO) a élaboré l'EPR (DFO 2007a,b) comme moyen de fournir des renseignements et des avis scientifiques. Le présent rapport contribue à l'EPR en utilisant des analyses statistiques et une modélisation des populations pour évaluer l'état actuel de la population, l'incidence des dommages anthropiques sur les populations et la détermination des besoins en matière d'abondance et d'habitat avec les incertitudes connexes. Ce travail est fondé sur une approche démographique élaborée par Vélez-Espino et Koops (2009, 2012) et Vélez-Espino *et al.* (2010).

## ANALYSE D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN

### DONNÉES

Les données du réseau de surveillance Unionid Monitoring and Biodiversity Observation (UMBO) (Metcalf-Smith *et al.* 2007, Sheldon *et al.* 2020) pour les emplacements dans les rivières Sydenham et Ausable ont été analysées pour estimer la densité du ptychobranche réniforme, la trajectoire de la population et divers paramètres du cycle biologique.

Le réseau UMBO est un programme de surveillance collaboratif entre le MPO et les offices de protection de la nature régionaux utilisé pour suivre la situation des espèces d'unionidés dans le Sud de l'Ontario. Les sites repères ont été retenus dans chaque système à l'aide de connaissances préalables pour cibler les zones de plus grande densité de moules et l'occurrence des espèces en péril (EP). Les méthodes de relevé ont utilisé un plan d'échantillonnage systématique où les sites ont été divisés en environ 25 blocs, chacun mesurant 3 x 5 m. Trois quadrats de 1 m<sup>2</sup> choisis au hasard dans chaque bloc ont été excavés à la main jusqu'à environ 10 cm. Les espèces ont été identifiées, recensées et mesurées (longueur maximale) (Sheldon *et al.* 2020).

Dix sites dans la rivière Sydenham ont été échantillonnés au moins deux fois et se situent dans l'aire de répartition prévue du ptychobranche réniforme. Les sites ont été échantillonnés pour la première fois entre 1999 et 2003, une autre fois entre 2012 et 2015, et en 2022, quatre sites ont

---

été échantillonnés pour la troisième fois. L'échantillonnage de la rivière Sydenham a été effectué par Environnement Canada au cours de la première période d'échantillonnage, puis par le MPO.

Cinq sites dans la rivière Ausable ont été échantillonnés trois fois et se situent dans l'aire de répartition prévue du ptychobranche réniforme. Les sites ont d'abord été échantillonnés en 2006, échantillonnés une deuxième fois en 2011 et échantillonnés une troisième fois entre 2018 et 2019. L'échantillonnage de la rivière Ausable a été effectué principalement par l'Office de protection de la nature d'Ausable Bayfield.

Les coquilles vides observées lors d'une étude ciblée en 2012 et 2013 sur la rivière Ausable ont été prélevées par le MPO et utilisées pour le vieillissement.

## ANALYSE

La densité et la trajectoire de la population ont été estimées en adaptant des modèles statistiques aux données des quadrats avec des modèles distincts pour les rivières Sydenham et Ausable. Les modèles ont été construits en tant que modèles mixtes linéaires généralisés (GLMM) et ajustés à l'aide de l'approximation de Laplace imbriquée et intégrée (INLA; Rue *et al.* 2009). L'INLA est une méthode pour faire des approximations bayésiennes rapides et précises et offre une plus grande flexibilité dans la formation des modèles que de nombreuses méthodes fréquentistes et un ajustement plus rapide du modèle que les méthodes de Monte Carlo par chaînes de Markov.

Les modèles ont été ajustés avec une gamme de distributions de probabilités et de structures d'effets aléatoires, chaque modèle suivant la structure :

$$\log_e(\mu_{ij}) = \alpha + \beta_1 \cdot \text{année} + \beta_{2\dots n} \cdot \text{covariables}_{2\dots n} + z_j. \quad (1)$$

Où  $\mu_{ij}$  est la valeur moyenne attendue pour l'observation (nombre de moules vivantes)  $i$  sur le site  $j$ ,  $\alpha$  est l'ordonnée à l'origine,  $\beta$  sont des coefficients d'effets fixes et  $z_j$  sont les effets aléatoires. Les diverses distributions de probabilités explorées étaient toutes en mesure de gérer des données discrètes positives et comprenaient : Poisson, Binomial négatif (NB), Tweedie et Poisson gonflé à zéro (ZIP) (tableau 1). Les structures d'effets aléatoires explorées étaient liées aux effets du site et comprenaient : aucun effet aléatoire ( $z_j = 0$ ), le site en tant qu'ordonnée à l'origine aléatoire ( $z_j = \text{site}_j$ ) et le site en tant qu'ordonnée à l'origine aléatoire et inclinaison pour l'année ( $z_j = \text{site}_j + \gamma_j \cdot \text{année}$ ) avec les effets aléatoires d'intersection et d'année traités comme des paramètres indépendants ou corrélés. On a supposé que les erreurs aléatoires étaient indépendantes et distribuées de manière identique où  $e_j \sim N(0, \sigma_j^2)$ .

Tableau 1. Paramétrage des distributions de probabilité prospectives utilisées dans les modèles de comptage sur quadrats.

Distribution	Paramétrages	Définition
Poisson	$y_i \sim \text{Poisson}(\mu_i)$ $E(y_i) = \mu_i$ $\text{var}(y_i) = \mu_i$	$\mu_i =$ moyenne
Distribution binominale négative	$y_i \sim \text{BN}(\mu_i, k)$ $E(y_i) = \mu_i$ $\text{var}(y_i) = \mu_i + \frac{\mu_i^2}{k}$	$\mu_i =$ moyenne $k =$ taille
Tweedie	$y_i \sim \text{Tweedie}(\mu_i, p, \phi)$ $E(y_i) = \mu_i$ $\text{var}(y_i) = \phi \cdot \mu_i^p$	$\mu_i =$ moyenne $p =$ paramètre de puissance Tweedie $\phi =$ paramètre de dispersion
Poisson gonflée à zéro	$y_i \sim \text{ZIP}(\mu_i, \pi)$ $E(y_i) = (1 - \pi) \cdot \mu_i$ $\text{var}(y_i) = (1 - \pi) \cdot (\mu_i + \pi \times \mu_i^2)$	$\mu_i =$ moyenne $\pi =$ inflation zéro proportionnelle

Les effets fixes incorporés dans le modèle comprenaient l'année, qui, en raison de la fonction de liaison logarithmique (équation 1), représente le taux instantané d'augmentation de la population,  $r$ , et peut donc donner le taux de croissance de la population comme  $\lambda = e^r$ . De plus, la profondeur et le pourcentage de substrat de sable et de gravier ont été inclus comme covariables potentielles parce que ces caractéristiques peuvent influencer sur la densité du ptychobranche réniforme (COSEPAC 2003).

Le « meilleur » modèle d'ajustement a été évalué avec des valeurs  $p$  bayésiennes des statistiques de l'ajustement, des valeurs résiduelles DHARMA (Hartig 2022) et le critère d'information de Watanabe-Akaike (WAIC; Watanabe 2010).

Les valeurs  $p$  bayésiennes comparent la proportion de statistiques de l'ajustement estimées à partir de données simulées générées à partir du modèle qui dépassent la statistique de l'ajustement estimée à partir des données observées. Des valeurs proches de 0,5 indiquent un bon ajustement. Trois statistiques de l'ajustement ont été utilisées : la somme des estimations au carré (SEC), où :

$$SEC = \sum \left[ \frac{y_i - E(y_i)}{\sigma_y^2} \right]^2, \quad (2)$$

Variance résiduelle, où :

$$\text{Variance résiduelle} = \text{var}(y_i - E(y_i)), \quad (3)$$

et la proportion de zéros, où le nombre de zéros observés a été comparé à ceux générés dans les simulations.

Les valeurs résiduelles DHARMA utilisent une approche de simulation pour générer des valeurs résiduelles interprétables pour les MLGM. Les valeurs résiduelles sont mises à l'échelle entre 0 et 1 et décrivent la proportion de points de données simulés au-dessus ou au-dessous de la valeur observée. Les valeurs résiduelles doivent suivre une distribution uniforme, évaluée à l'aide d'un test de Kolmogorov-Smirnov, sans tendance évidente lorsqu'elles sont tracées par rapport aux valeurs ajustées transformées en ordre de classement, évaluées visuellement.

Une fois que le « meilleur » modèle a été sélectionné, donnant la distribution de probabilités privilégiée et la structure d'effets aléatoires, une procédure par étapes a été utilisée pour réduire

---

les effets fixes en fonction de la signification des paramètres et de  $\Delta CIWA$ , les covariables ont été supprimées lorsqu'elles avaient un paramètre non significatif et son élimination n'a pas aggravé le CIWA de plus de deux.

Des antécédents de complexité pénalisés ont été utilisés pour les hyperparamètres à effets aléatoires (Simpson *et al.* 2017), avec un  $u$  paramètre de trois fois l'écart-type par rapport à l'effet  $y$  aléatoire potentiel et  $A = 0.01$ ; indiquant qu'il y a une probabilité de 1 % que l'effet  $\sigma$  aléatoire soit supérieur à trois fois l'écart-type.

La croissance du ptychobranche réniforme a été évaluée à l'aide d'analyses appliquées aux données sur l'âge des coquilles vides recueillies dans les sites d'échantillonnage de la rivière Ausable en 2012 et en 2013. On a supposé que la croissance suivait la fonction de croissance de von Bertalanffy (VBGF) où :

$$L_t = L_\infty(1 - e^{-kT}). \quad (4)$$

Où  $L_t$  est la longueur selon l'âge  $t$ ,  $L_\infty$  représente la longueur asymptotique, et  $k$  est le coefficient de croissance.

Les distributions de la fréquence du ptychobranche réniforme dans les rivières Sydenham et Ausable ont été comparées d'une période d'échantillonnage à l'autre avec des placettes de crête (Wilke 2022). Les juvéniles putatifs ont été retenus en fonction d'une estimation de la longueur à la maturité dérivée du VBGF ajusté (équation 4) et d'une relation prédictive pour l'âge à la maturité fondée sur le coefficient  $k$  de croissance :  $T_{mat} = 0.69k^{-1.031} - 1$  (Haag 2012).

## RÉSULTATS

749 et 506 ptychobranches réniformes ont été observés dans les rivières Sydenham et Ausable, respectivement. La densité moyenne était semblable entre les deux rivières, soit 0,417 moule/m<sup>2</sup> dans la rivière Sydenham et 0,450 moule/m<sup>2</sup> dans la rivière Ausable (tableau 2). Dans la rivière Sydenham, la densité a augmenté tout au long du relevé; 0,094 moule/m<sup>2</sup> au cours de la première période d'échantillonnage (1999-2003), 0,622 moule/m<sup>2</sup> au cours de la deuxième période d'échantillonnage (2012 à 2015); et 0,72 moule/m<sup>2</sup> au cours de la troisième période d'échantillonnage partielle (2022). La densité dans la rivière Ausable était plus variable, mais elle a augmenté dans l'ensemble, soit 0,375 moule/m<sup>2</sup> au cours de la première période d'échantillonnage (2006), 0,269 moule/m<sup>2</sup> au cours de la deuxième période d'échantillonnage (2011) et 0,706 moule/m<sup>2</sup> au cours de la troisième période d'échantillonnage (2018–2019). La densité de tous les sites de la rivière Sydenham a augmenté entre le premier et le deuxième/troisième échantillon. Dans la rivière Ausable, la densité moyenne de quatre sites a augmenté entre le premier et le troisième échantillon; toutefois, la densité de l'un de ces quatre sites a diminué entre les échantillons 1 et 2, et la densité d'un site a diminué entre les échantillons 1 et 3 (tableau 2).

Les modèles les mieux adaptés pour le comptage sur quadrats ont utilisé la distribution de probabilité binomiale négative avec l'ordonnée à l'origine et l'inclinaison pour la structure d'effets aléatoires de l'année pour les deux rivières, où les effets aléatoires d'inclinaison et l'ordonnée à l'origine ont été traités comme des paramètres non corrélés (tableaux 3 et 4). Les deux modèles ont produit des statistiques de l'ajustement adéquates et il n'y avait aucune tendance dans les diagrammes des valeurs résiduelles (figure 1). Les valeurs résiduelles ont été examinées à l'aide d'un semi-variogramme pour vérifier les corrélations spatiales possibles.

Tableau 2. Résumé des données d'échantillons pour le ptychobranche réniforme (PR). ET est une erreur type; Lat. est la latitude; Long est la longitude.

Rivière	Site	Lat.	Long.	Année	Nombre de blocs	Nombre de quadrats	Nombre de PR prélevés	Densité moyenne (t/km <sup>2</sup> )	ET
Rivière Sydenham	RS-01	42,86	-81,79	2002	24	72	2	0,03	0,003
				2012	24	72	5	0,07	0,004
				2022	25	75	36	0,48	0,01
	RS-02	42,806	-81,847	2003	26	78	1	0,01	0,001
				2013	25	75	8	0,11	0,005
	RS-03	42,779	-81,835	1999	23	69	7	0,1	0,004
				2012	23	69	12	0,17	0,006
				2022	25	75	54	0,72	0,012
	RS-05	42,651	-82,01	2003	23	69	8	0,12	0,005
				2015	25	75	69	0,92	0,014
	RS-06	42,604	-82,072	2002	26	78	10	0,13	0,004
				2012	25	75	35	0,47	0,01
				2022	25	75	82	1,09	0,015
	RS-07	42,697	-81,99	2003	27	81	2	0,02	0,002
				2013	25	75	4	0,05	0,003
	RS-10	42,846	-81,825	2001	25	75	10	0,13	0,006
				2013	25	75	20	0,27	0,007
	RS-12	42,589	-82,126	1999	26	78	13	0,17	0,005
				2015	25	75	147	1,96	0,02
RS-17	42,679	-82,017	2001	27	81	7	0,09	0,004	
			2012	25	75	54	0,72	0,012	
			2022	25	75	45	0,6	0,012	
RS-19	42,626	-82,023	2002	25	75	11	0,15	0,005	
			2013	25	75	107	1,43	0,018	
Rivière Ausable	RA-12	-	-	2006	25	75	3	0,04	0,003
				2011	32	96	4	0,05	0,002
				2019	28	84	17	0,22	0,006
	RA-13	-	-	2006	25	75	0	0	0
				2011	27	81	0	0	0
				2018	30	90	1	0,01	0,001
	RA-24	-	-	2006	25	75	93	1,24	0,019
				2011	27	81	64	0,85	0,015
				2019	27	81	212	2,83	0,034
	RA-7	-	-	2006	23	69	36	0,52	0,012
				2011	26	78	28	0,37	0,009
				2018	30	90	13	0,17	0,005
	RA-8	-	-	2006	25	75	6	0,08	0,004
				2011	26	78	6	0,08	0,003
				2018	28	84	23	0,3	0,007

Tableau 3. Comparaison des statistiques d'ajustement du modèle d'ajustement sur quadrats de la rivière Sydenham dans diverses structures d'effets aléatoires et distributions de probabilité. Les ajustements incluent les suites complètes de covariables potentielles à effets fixes. Le modèle sélectionné est indiqué en gras. BN est binôme négatif, ZIP est Poisson gonflé à zéro. SEC est la somme des estimations au carré, KS est Kolmogorov-Smirnov, et CIWA est le critère d'information de Watanabe-Akaike.

Effets aléatoires	Distribution	Valeurs p bayésiennes				CIWA
		SEC	Écart résiduel	Nombre de zéros	Test de KS	
<b>Ordonnée à l'origine et inclinaison - indépendantes</b>	<b>BN</b>	<b>0,428</b>	<b>0,534</b>	<b>0,586</b>	<b>0,204</b>	<b>2 470,5</b>
Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes	ZIP	0,306	0,228	0,630	0,168	2 476,7
Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes	Poisson	0,206	0,040	0,842	0,183	2 477,2
Ordonnée à l'origine	BN	0,316	0,505	0,595	0,508	2 496,3
Ordonnée à l'origine	ZIP	0,364	0,214	0,973	0,108	2 505,0
Ordonnée à l'origine	Poisson	0,094	0,013	0,896	0,987	2 508,2
Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes	Tweedie	0,701	0,997	0,308	0,326	2 523,7
Ordonnée à l'origine	Tweedie	0,590	0,988	0,338	0,002	2 546,2
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	BN	0,000	0,470	0,761	0,214	2 649,2
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	ZIP	0,000	0,142	0,764	0,422	2 661,3
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	Poisson	0,000	0,002	0,978	0,290	2 667,8
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	Tweedie	0,010	0,969	0,509	0,265	2 689,9
Aucun	BN	0,381	0,657	0,510	0,307	2 749,3
Aucun	ZIP	0,453	0,172	1,000	0,000	2 788,3
Aucun	Tweedie	0,589	0,689	0,545	0,619	2 790,3
Aucun	Poisson	0,000	0,000	0,998	0,005	2 838,4

Tableau 4. Comparaison des statistiques d'ajustement du modèle d'ajustement sur quadrats de la rivière Ausable dans diverses structures d'effets aléatoires et distributions de probabilité. Les ajustements incluent les suites complètes de covariables potentielles à effets fixes. Le modèle sélectionné est indiqué en gras. BN est binôme négatif, ZIP est Poisson gonflé à zéro. SEC est la somme des estimations au carré, KS est Kolmogorov-Smirnov, et CIWA est le critère d'information de Watanabe-Akaike.

Effets aléatoires	Distribution	Valeurs p bayésiennes				
		SEC	Écart résiduel	Nombre de zéros	Test de KS	CIWA
<b>Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes</b>	<b>BN</b>	<b>0,515</b>	<b>0,484</b>	<b>0,710</b>	<b>0,671</b>	<b>1 449,0</b>
Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes	ZIP	0,388	0,008	0,664	0,433	1 483,0
Ordonnée à l'origine	BN	0,533	0,462	0,698	0,679	1 488,1
Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes	Poisson	0,138	0,000	0,994	0,006	1 510,9
Ordonnée à l'origine	ZIP	0,557	0,010	0,999	0,040	1 525,9
Ordonnée à l'origine et inclinaison – indépendantes	Tweedie	0,431	0,647	0,885	0,539	1 526,4
Ordonnée à l'origine	Tweedie	0,372	0,551	0,921	0,819	1 560,3
Ordonnée à l'origine	Poisson	0,096	0,000	1,000	0,002	1 566,8
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	BN	0,246	0,538	0,704	0,650	1 773,9
Aucun	BN	0,381	0,527	0,649	0,585	1 804,6
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	Tweedie	0,010	0,110	0,984	0,205	1 828,6
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	ZIP	0,020	0,004	0,555	0,314	1 843,5
Aucun	ZIP	0,272	0,094	1,000	0,000	1 880,1
Aucun	Tweedie	0,044	0,009	0,994	0,243	1 889,1
Ordonnée à l'origine et inclinaison – corrélées	Poisson	0,000	0,000	1,000	0,000	2 014,3
Aucun	Poisson	0,000	0,000	1,000	0,000	2 206,7

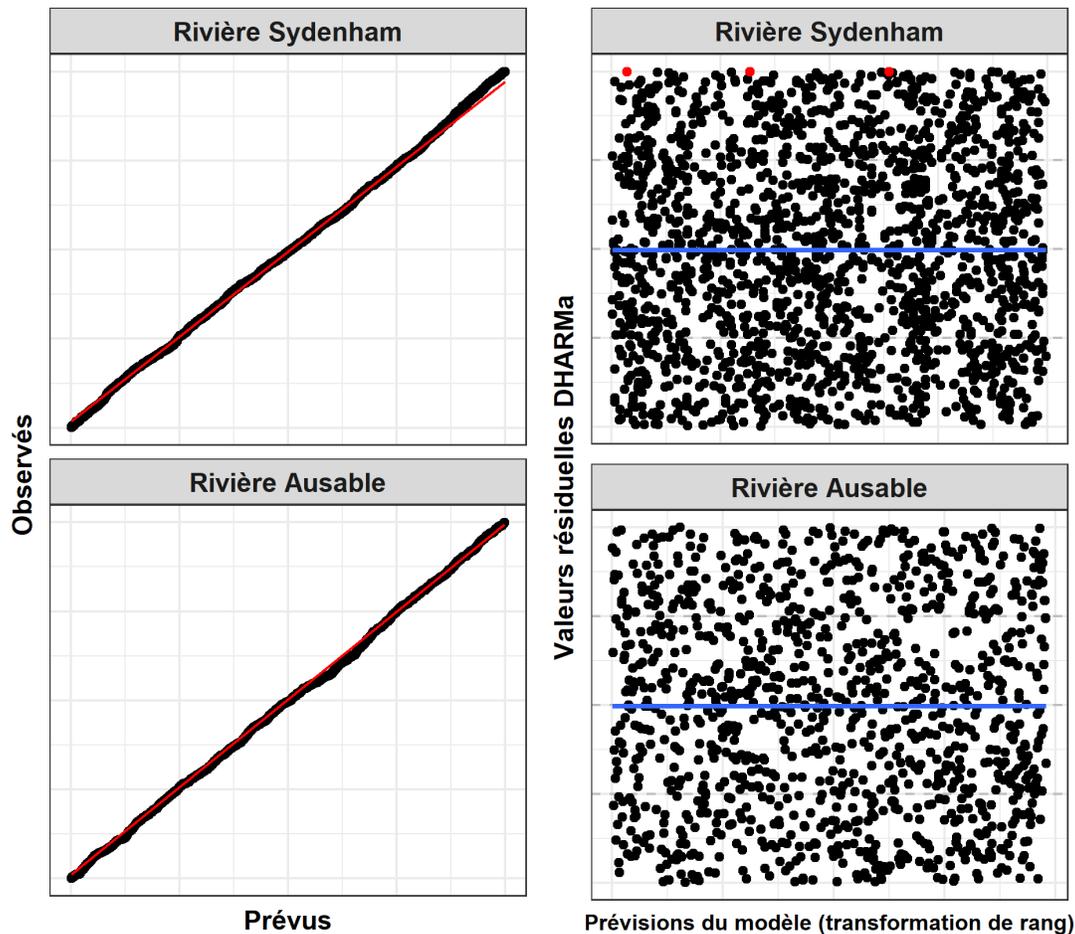


Figure 1. Diagrammes des valeurs résiduelles DHARMA pour les modèles de comptage sur quadrats. Les diagrammes de gauche sont des diagrammes quantile-quantile comparant la distribution des valeurs résiduelles DHARMA à une distribution uniforme; la ligne rouge est une ligne de référence 1:1. Le diagramme de droite représente les valeurs résiduelles DHARMA tracées par rapport aux prédictions du modèle de transformation de rang; la ligne bleue est une ligne de tendance lissée et les points rouges représentent les valeurs aberrantes potentielles.

Des augmentations significatives du nombre de quadrats ont été estimées d'une année à l'autre pour les deux rivières (tableau 5, figure 2). Dans la rivière Sydenham, le taux d'augmentation était légèrement plus faible lorsque le troisième échantillon partiel était inclus dans le modèle par rapport à lorsqu'il était exclu. Pour la rivière Sydenham, entre 1999 et 2022, le taux de croissance démographique estimé était de 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15), ce qui indique une augmentation de 1 732 % (IC à 95 % : 1 112 à 2 745) par rapport à la série chronologique de 23 ans. Toutes les estimations du taux de croissance de la population propres au site étaient > 1 (tableau 6). Pour la rivière Ausable, entre 2006 et 2019, l'estimation du taux de croissance de la population était de 1,07 (IC à 95 % : 1,02 à 1,13), ce qui indique une augmentation de 238 % (IC à 95 % : 130 à 466) par rapport à la série chronologique de 13 ans. Trois des cinq estimations du taux de croissance de la population propres au site étaient > 1, une était neutre et un site montrait une diminution significative de la densité.

Le pourcentage de substrat de sable et de gravier a été retenu dans le modèle de la rivière Sydenham, car une covariable importante et le pourcentage de substrat et de profondeur de sable et de gravier ont été retenus dans le modèle de la rivière Ausable en tant que covariables

importantes (tableau 5). Le nombre augmentait avec les covariables, mais l'ampleur de l'effet était faible. Entre 0 et 100 % de substrat de sable et de gravier, le nombre moyen de quadrats a augmenté de 2,31 fois dans la rivière Sydenham et de 3,87 fois dans la rivière Ausable. Dans l'ensemble de la gamme des profondeurs échantillonnées dans la rivière Ausable (2 à 52 cm), le nombre moyen devrait être multiplié par 4,46.

Tableau 5. Estimations des paramètres pour les modèles de comptage sur quadrats pour les rivières Sydenham et Ausable. Inclus est l'ajustement aux données de la rivière Sydenham avec l'échantillonnage de 2022 exclu (chaque site échantillonné deux fois). ICI est l'intervalle de crédibilité inférieur et ICS est l'intervalle de crédibilité supérieur,  $k$  est le paramètre de taille pour la distribution binomiale négative,  $\sigma_{site}$  est l'écart-type pour l'ordonnée à l'origine aléatoire par site et  $\sigma_{site\ année}$  est l'écart-type pour l'inclinaison aléatoire pour l'année par site.

Paramètres	Moyenne	Écart-type	ICI	ICS
<b>Rivière Sydenham</b>				
<b>Effets fixes</b>				
Ordonnée à l'origine	-1,448	0,07	-1,585	-1,313
Année	0,124	0,01	0,105	0,144
Sable et gravier	0,188	0,046	0,098	0,278
<b>Hyperparamètres</b>				
$k$	8,964	4,863	3,608	21,713
$\sigma_{site}$	1,053	0,258	0,655	1,662
$\sigma_{site\ année}$	0,046	0,015	0,024	0,082
<b>Rivière Sydenham – 2022 exclu</b>				
<b>Effets fixes</b>				
Ordonnée à l'origine	-1,45	0,076	-1,601	-1,302
Année	0,137	0,014	0,11	0,163
Sable et gravier	0,2	0,059	0,084	0,315
<b>Hyperparamètres</b>				
$k$	21,642	24,104	4,595	82,717
$\sigma_{site}$	1,107	0,269	0,686	1,736
$\sigma_{site\ année}$	0,046	0,018	0,019	0,089
<b>Rivière Ausable</b>				
<b>Effets fixes</b>				
Ordonnée à l'origine	-2,114	0,176	-2,479	-1,788
Année	0,067	0,025	0,02	0,118
Sable et gravier	0,321	0,081	0,162	0,48
Profondeur	0,174	0,069	0,039	0,308
<b>Hyperparamètres</b>				
$k$	1,841	0,414	1,187	2,799
$\sigma_{site}$	1,884	0,616	0,993	3,388
$\sigma_{site\ année}$	0,114	0,043	0,054	0,221

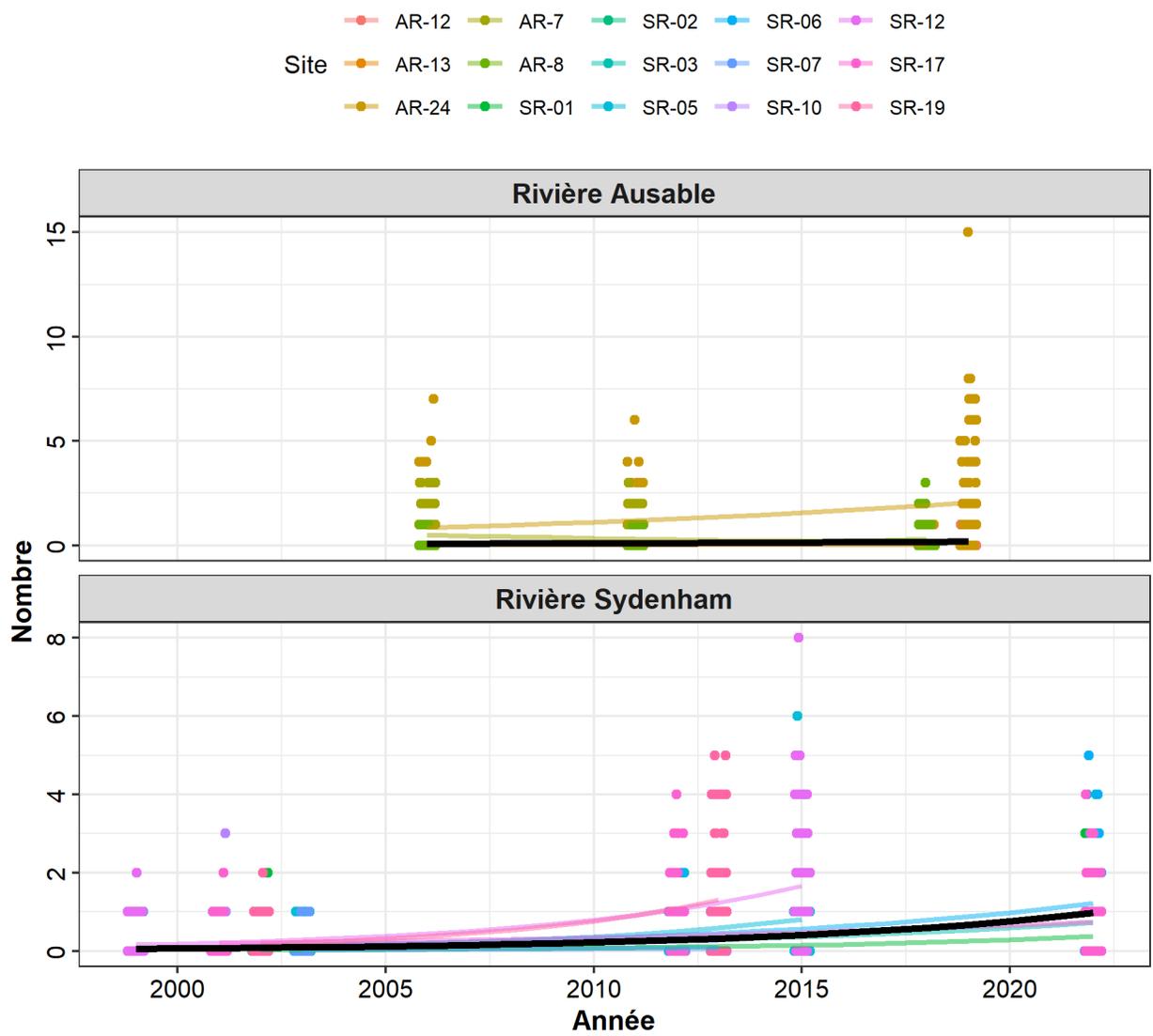


Figure 2. Les données de comptage sur quadrats (moules/m<sup>2</sup>) du ptychobranche réniforme recueillies aux sites d'échantillonnage de l'UMBO dans les rivières Ausable et Sydenham au fil du temps. Chaque point représente un point de données d'échantillon. La couleur indique le site échantillonné et les lignes représentent les tendances estimées au fil du temps (tableau 5), la ligne noire indiquant la tendance combinée au site et les lignes colorées montrant les tendances propres au site.

Tableau 6. Estimations du taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) propres aux rivières et aux sites à partir des modèles de comptage sur quadrats. ICI et ICS sont les intervalles de crédibilité inférieurs et supérieurs.

Site	Médiane	ICI	ICS
<b>Rivière Sydenham</b>			
RS-01	1,150	1,097	1,209
RS-02	1,149	1,062	1,262
RS-03	1,107	1,070	1,144
RS-05	1,173	1,118	1,239
RS-06	1,115	1,086	1,146
RS-07	1,118	1,022	1,215
RS-10	1,088	1,025	1,148
RS-12	1,160	1,123	1,201
RS-17	1,067	1,040	1,095
RS-19	1,195	1,140	1,261
Total	1,132	1,110	1,155
<b>Rivière Ausable</b>			
RA-12	1,134	1,046	1,232
RA-13	1,100	0,922	1,365
RA-24	1,071	1,043	1,099
RA-7	0,908	0,859	0,960
RA-8	1,145	1,066	1,232
Total	1,069	1,020	1,126

La densité moyenne et l'abondance dans les sites d'échantillonnage de l'UMBO ont été projetées à l'aide des modèles de comptage sur quadrats pour les rivières Sydenham et Ausable, les prévisions supposant des valeurs moyennes pour les covariables. La densité prévue dans les sites d'échantillonnage de la rivière Sydenham en 2022 était de 0,98 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,78 à 1,23) et l'abondance projetée était de 6,949 (IC à 95 % : 5,371 à 9 059). Aux sites d'échantillonnage de la rivière Ausable, la densité prévue en 2019 était de 0,19 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,12 à 0,28) et l'abondance projetée était de 1,129 (IC à 95 % : 933 à 1 360); environ 74 % de la population se trouvait au site RA-24. La figure 3 illustre l'abondance estimée propre au site et l'abondance totale du site avec des intervalles de crédibilité de 95 %. Ces estimations de l'abondance ne s'appliquent qu'aux sites d'échantillonnage. Étant donné que le ptychobranche réniforme peut être observé à d'autres endroits dans les deux rivières, l'abondance totale à l'échelle de la rivière serait plus élevée.

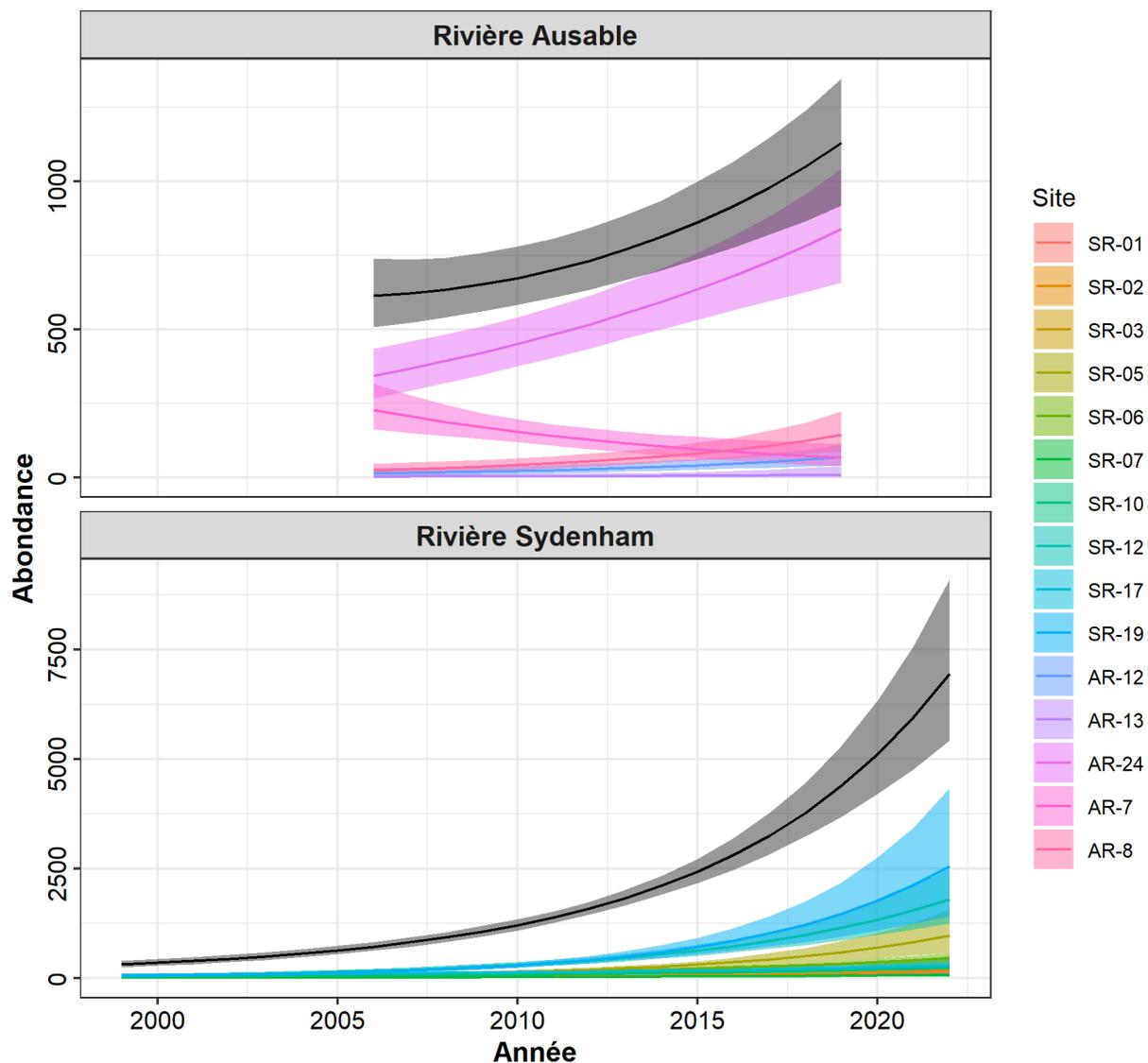


Figure 3. Estimations de l'abondance de la population de ptychobranches réniformes aux sites d'échantillonnage des rivières Ausable et Sydenham au fil du temps. Les lignes colorées représentent l'abondance moyenne estimée au fil du temps, la zone plus claire autour de la ligne représentant l'intervalle de crédibilité de 95 %. La ligne noire indique l'abondance totale du site et les lignes colorées montrent l'abondance propre au site.

Les distributions de la fréquence de longueur ont suivi des tendances assez similaires pour les deux rivières (figure 4). La taille moyenne a légèrement diminué au cours des périodes d'échantillonnage; dans la rivière Sydenham, 82,3 mm dans l'échantillon 1, 69,4 mm dans l'échantillon 2 et 74,3 mm dans l'échantillon 3 (seuls 4 des 10 sites ayant été échantillonnés); dans la rivière Ausable, 76,1 mm dans l'échantillon 1, 74,7 mm dans l'échantillon 2 et 64,6 mm dans l'échantillon 3. Les petits individus ont été catégorisés comme juvéniles putatifs en fonction de leur longueur et leur abondance proportionnelle à la population totale a été examinée. La proportion de juvéniles a diminué de façon significative dans la rivière Sydenham ( $\text{logit}(P_{juv.}) = -0.07 \text{ année} - 2.55$ ; (IC à 95 % :  $-0.11$  à  $-0.026$ )) mais est demeurée stable dans la rivière Ausable ( $\text{logit}(P_{juv.}) = -0.007 \text{ année} - 2.78$ ; (IC à 95 % :  $-0.05$  à  $0.06$ )).

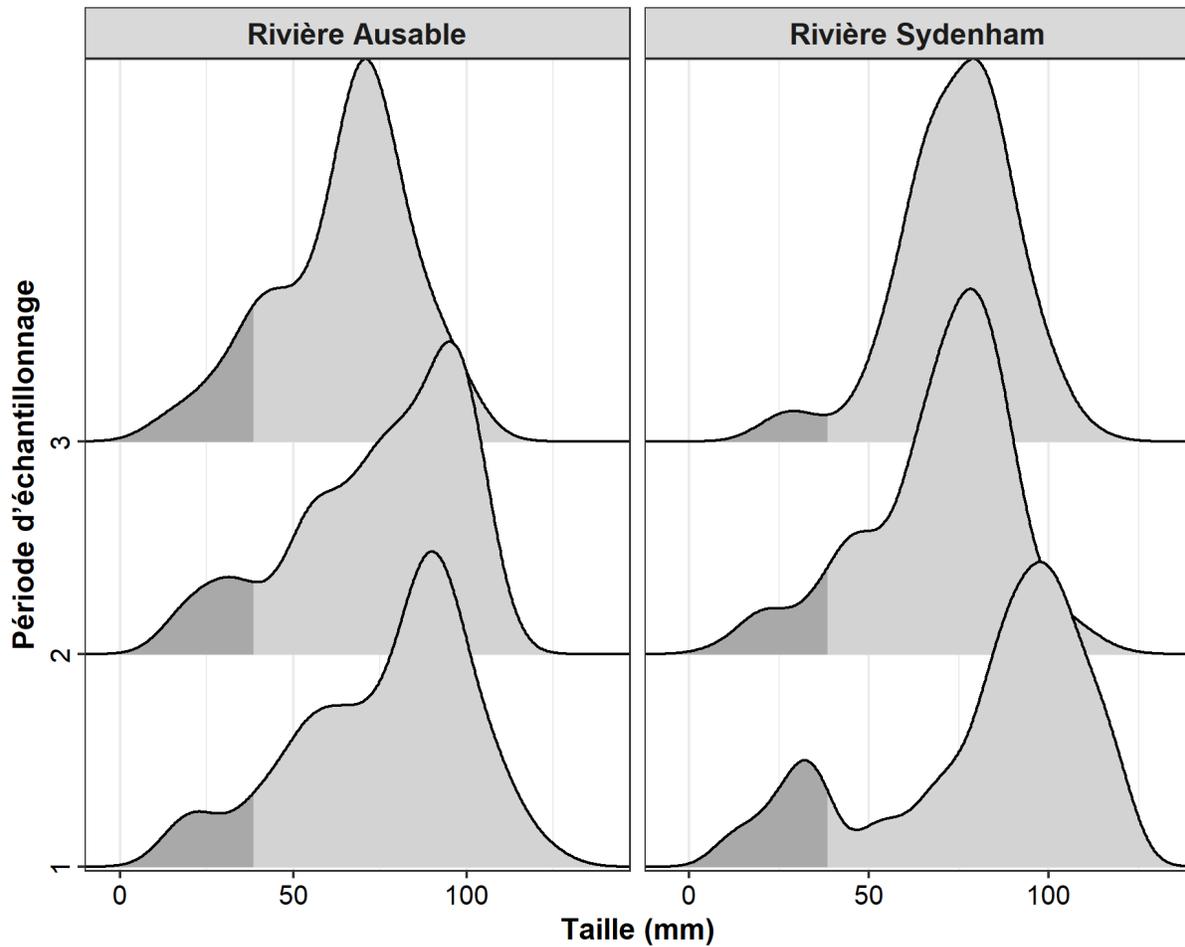


Figure 4. Diagrammes de densité de fréquence de longueur par période d'échantillonnage pour le ptychobranche réniforme dans les rivières Sydenham et Ausable. Le gris foncé indique les juvéniles putatifs. Les périodes d'échantillonnage pour la rivière Sydenham représentent les années : 1–1999 à 2003, 2–2012 à 2015, 3–2022 (échantillon partiel). Les périodes d'échantillonnage pour la rivière Ausable représentent les années suivantes : 1–2006, 2–2011, 3–2018 à 2019.

---

## MODÉLISATION DE LA POPULATION

### MÉTHODES

Nous avons compilé l'information sur les taux vitaux pour créer des matrices de projection qui ont intégré l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et la densité-dépendance. L'effet des dommages anthropiques sur les populations a été quantifié au moyen d'analyses de l'élasticité et par simulation. Des estimations des objectifs de rétablissement pour les besoins en matière d'abondance et d'habitat d'une population viable ont été réalisées en fonction de l'estimation de la population minimale viable (PMV) et de la superficie minimale pour une population viable (SMPV). Toutes les analyses et simulations ont été effectuées à partir du programme statistique R 4.2.1 (R Core Team 2022).

### LE MODÈLE

Nous avons modélisé le cycle biologique du ptychobranche réniforme à l'aide d'un modèle matriciel de la seule population femelle en fonction de la dépendance à l'égard de la densité, du rythme instantané des naissances, du modèle matriciel de population structuré par stades et pour un intervalle annuel de projection (Caswell 2001, figure 5). La matrice de projection représente une série d'équations linéaires décrivant la survie par étapes, les transitions vers les étapes suivantes et la reproduction. La matrice de projection peut être multipliée par un vecteur d'abondance (représentant l'abondance à chaque stade) pour prédire les abondances futures.

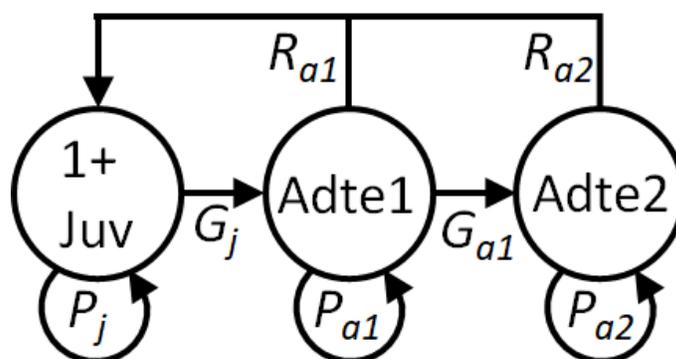


Figure 5. Cycle de vie généralisé utilisé pour modéliser la dynamique des populations de ptychobranches réniformes. 1+ Juv représente le stade biologique juvénile après l'âge de 1 an, Adt1 représente le stade de jeune adulte et Adt2 représente le stade de l'âge adulte.  $R_i$  représente le recrutement annuel propre au stade,  $P_i$  représente la probabilité de survivre et de rester à l'étape  $i$ , et  $G_i$  représente la probabilité de survivre et de passer à l'étape  $i + 1$  chaque année.

La matrice de projection comprenait trois stades (figure 5) représentant les jeunes de 1 an et plus, les jeunes adultes et les adultes. Le stade juvénile 1+ représente le ptychobranche réniforme immature, de l'âge de 1 an à l'âge de maturité ( $T_{mat}$ ). Le stade adulte a été divisé en jeunes adultes et adultes en fonction de la croissance somatique annuelle attendue. Le stade du jeune adulte représentait des individus matures qui continuaient à consacrer des ressources à la croissance somatique; l'ancien stade adulte représentait des individus qui expriment une croissance somatique minimale. La croissance, en mm, a été estimée à partir de la fonction de croissance de von Bertalanffy (VBGF, voir l'équation 4). La division a été fixée à l'âge où la croissance annuelle devient inférieure à 1 mm (âge-14). Le plus vieux ptychobranche réniforme observé à partir des données d'échantillonnage avait 33 ans. Par conséquent, le stade 1 comprend les âges 1 à  $T_{mat}$  qui représentait 2 à 4 classes d'âge selon les valeurs de  $T_{mat}$  (voir

ci-dessous); le stade 2 comprend les âges  $T_{mat}$  à 14 qui représente 10 à 12 classes d'âge; et le stade 3 comprend les âges  $> 14$  qui représente au moins 19 classes d'âge.

La matrice de projection  $\mathbf{A}$  est le produit de la matrice de transition  $\mathbf{B}$ , qui contient les paramètres du cycle biologique, et de la matrice densité-dépendance  $\mathbf{D}$  (voir l'équation 15 ci-dessous) qui représente les effets dépendants de la densité.

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} P_j & R_{a1} & R_{a2} \\ G_j & P_{a1} & 0 \\ 0 & G_{a1} & P_{a2} \end{bmatrix} \quad (5)$$

et :

$$\mathbf{A} = \mathbf{B} \circ \mathbf{D}, \quad (6)$$

où le symbole  $\circ$  représente le produit d'Hadamard ou la multiplication des matrices par élément. L'abondance par stade,  $\mathbf{n}$ , chaque année,  $y$ , est calculée à partir de :

$$\mathbf{n}_{y+1} = \mathbf{A}_y \mathbf{n}_y, \quad (7)$$

où  $\mathbf{n}$  est un vecteur d'abondance propre au stade et la matrice de projection démographique  $\mathbf{A}$  varie d'une année à l'autre en fonction des conditions environnementales et de la taille de la population ayant une incidence sur les indices vitaux.

Les modèles matriciels fondés sur les stades intègrent des estimations de  $R_i$ , du recrutement propre au stade, de  $P_i$ , de la probabilité de survie et de rester au stade  $i$ , et de  $G_i$ , de la probabilité de survivre et de passer à l'étape suivante. Le recrutement,  $R_i$ , représente le nombre de descendantes femelles de 1 an produites par femelle adulte chaque année et comprend tous les paramètres de reproduction et de survie subséquents.  $P_i$  et  $G_i$  sont à la fois fonction de la survie propre au stade ( $\sigma_i$ ) et des probabilités de transition propres au stade ( $\tau_i$ ) décrivant la probabilité de passer du stade  $i$  à  $i + 1$ , où :

$$P_i = \sigma_i(1 - \tau_i) \text{ et} \quad (8)$$

$$G_i = \sigma_i \tau_i. \quad (9)$$

La probabilité de transition par stade ( $\tau_i$ ) décrit la proportion d'individus au stade  $i$  qui passeront au stade  $i + 1$ , qui peut être estimée à partir de (Caswell 2001) :

$$\tau_i = \frac{\sigma_i^{T_i} - \sigma_i^{(T_i-1)}}{(\sigma_i^{T_i-1})}. \quad (10)$$

Où  $T_i$  représente la durée du stade en années. L'équation 10 décrit les plus vieux adultes au stade  $i$  qui passent au stade  $i + 1$  l'année suivante.

## PARAMÉTRAGES

La compréhension de nombreuses caractéristiques importantes du cycle biologique et de l'écologie des populations du ptychobranche réniforme est incomplète. Dans la mesure du possible, les paramètres du modèle ont été estimés directement à partir de données sur le terrain. Lorsque cela n'était pas possible, les paramètres ont été estimés à partir de relations génériques ou résolus pour fournir un certain état de la population (p. ex. taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) = 1). Lorsqu'un paramètre n'a pas été estimé directement à partir de la population de ptychobranche réniforme, l'incertitude des données propres a été intégrée aux essais du modèle en traçant le paramètre inconnu d'une distribution de probabilités spécifiée fournissant une gamme de valeurs plausibles. Cela permet à différents essais de modèle d'incorporer différentes combinaisons de paramètres et fournit des résultats qui couvrent toute

l'étendue de l'incertitude. Les valeurs de paramètres intégrées dans le modèle de population sont énumérées dans le tableau 7.

## Âge et croissance

La croissance et la mortalité du ptychobranche réniforme a été évaluée à l'aide d'analyses appliquées aux données sur l'âge des coquilles vides recueillies dans les sites d'échantillonnage de la rivière Ausable en 2012 et en 2013. On a supposé que la croissance suivait la fonction de croissance de von Bertalanffy (VBGF; voir l'équation 4). 120 coquilles de ptychobranche réniformes ont été prélevées pour le vieillissement, 119 dans la rivière Ausable et 1 dans la rivière Sydenham. La seule coquille de la rivière Sydenham a été retirée pour des raisons de cohérence dans l'analyse des données. Il n'a pas été possible d'atteindre un consensus sur l'âge pour 21 coquilles de la rivière Ausable avec 98 coquilles conservées pour l'analyse. La longueur des coquilles variait de 34,4 mm à 121,1 mm (moyenne : 81,2) et les âges variaient de 1 à 33 (moyenne : 11,3). La longueur des coquilles de ptychobranche réniformes vivants prélevées variait de 6 à 121 mm dans la rivière Sydenham et de 12 à 125 mm dans la rivière Ausable. La VBGF ajustée aux données sur la longueur selon l'âge montre une relation (figure 6) où :

$$L_t = 98,36(1 - e^{-0,23t}) \quad (11)$$

D'après les données de l'échantillon, l'âge maximal du ptychobranche réniforme a été estimé à 33 ans.

Tableau 7. Définitions de paramètres et valeurs utilisées dans le modèle de population décrivant le ptychobranche réniforme.

Paramètre	Définition	Valeur
<b>Paramètres fixes</b>		
$M_a$	Taux de mortalité des adultes (instantanée).	0,1242
$\sigma_a$	Taux de survie annuel des adultes ( $e^{-M_a}$ )	0,8832
$CV_M$	Coefficient de variation pour $M$ . Utilisé pour décrire la variation interannuelle de la survie.	0,15
$L_\infty$	Longueur asymptotique (mm)	98,36
$k$	Coefficient de croissance	0,23
$T_a$	Répartition selon l'âge entre les jeunes adultes et les adultes	14
$\zeta$	Durée de génération	10,7 ans (calculé)
<b>Paramètres incertains</b>		
$t_{mat}$	Âge à une maturité de 50 %	3 à 5
$\sigma_j$	Taux de survie annuel des juvéniles de 1 an et plus	0,794 (IC à 95 % : 0,49 à 0,97)
$R$	Recrutement	Résolu pour (figure 8)
$CV_R$	Coefficient de variation pour $M$ . Utilisé pour décrire la variation interannuelle du recrutement.	0,15 à 0,5
$\alpha$	Recrutement relative entre les jeunes adultes et les adultes	0,5 à 2,0
$\lambda_{max}$	Taux de croissance maximal de la population	1,1 à 1,4

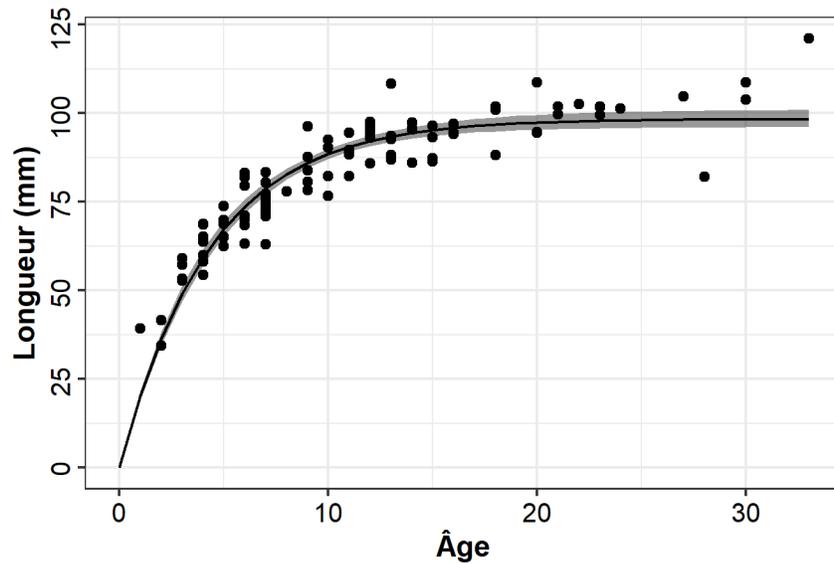


Figure 6. Données sur la longueur selon l'âge des coquilles réniformes vides recueillies dans la rivière Ausable ( $n = 98$ ). La ligne pleine représente une fonction de croissance de von Bertalanffy ajustée ( $L_t = 98,27(1 - e^{-0,23t})$ ) et la zone grise représente les intervalles de crédibilité de 95 % estimés au moyen de la méthode bootstrap.

## Mortalité

La mortalité a été estimée à l'aide d'une analyse de la courbe des prises de Chapman-Robson (Smith *et al.* 2012), où le taux de survie,  $S$ , est estimé en fonction de l'hypothèse que la durée de vie suit une distribution géométrique :

$$\hat{S} = \frac{\bar{T}}{1 + \bar{T} - \frac{1}{n}} \quad (12)$$

Où  $\bar{T}$  est l'âge moyen des moules pleinement recrutées pour l'échantillonnage et  $n$  est le nombre total de moules. L'utilisation de coquilles usées pour estimer la mortalité peut aller à l'encontre des hypothèses de l'analyse de la courbe des prises si les coquilles se décomposent à des taux significativement différents d'une taille à l'autre ou si de grandes coquilles persistent dans l'environnement pendant une période extrêmement longue. Le taux de décomposition des coquilles d'unionidés est lié à la fois à des facteurs extrinsèques, comme la chimie de l'eau et les courants, et à des facteurs intrinsèques, comme la taille et la robustesse de la coquille (Strayer et Malcom 2007, Ilarri *et al.* 2019). Les taux de décomposition dans les habitats lotiques d'une espèce à carapace solide variaient d'environ 2 à 4 % par mois (Ilarri *et al.* 2019). Si nous supposons une décomposition exponentielle, les coquilles seraient érodées à 99 % après 9,6 à 19,2 ans. Étant donné que les coquilles vides utilisées pour le vieillissement étaient relativement intactes (c.-à-d. marges complètes, périostacum intact, nacre brillante), nous supposons que moins d'une décennie s'était écoulée depuis la mort de la moule.

Le taux de survie a été estimé entre l'âge de 7 ans (fréquence maximale) et 33 ans. Le taux de survie moyen était de 0,883 (et : 0,0135) ou une mortalité instantanée de 0,124 (et : 0,015).

Cette estimation de la survie moyenne des adultes a été maintenue constante pour les stades jeune adulte et adulte. Toutefois, aucune donnée n'était disponible pour comprendre le taux de survie des juvéniles âgés de 1 an et plus du ptychobranche réniforme. Pour estimer la survie

des juvéniles âgés de 1 an et plus, une relation de régression bêta a été ajustée entre les taux de survie des adultes ( $\sigma_a$ ) et des juvéniles ( $\sigma_j$ ) d'après les données de 11 espèces signalées par Haag (2012). La relation ajustée était (figure 7, tableau de gauche) :

$$\text{logit}(\sigma_j) = 4.38\sigma_a - 2.52 \quad (\varphi = 8.51; p < 0.01; \text{pseudo } r^2 = 0.493). \quad (13)$$

L'équation 13 donne une estimation moyenne de la survie des juvéniles âgés de 1 an et plus pour le ptychobranche réniforme de 0,794 (écart = 0,0172). Comme il  $\sigma_j$  s'agit d'un paramètre inconnu pour le ptychobranche réniforme, il a été inclus dans le modèle de population en tant que paramètre stochastique. Par conséquent, pour chaque modèle,  $\sigma_j$  a été abaissée à partir d'une distribution de probabilité pour donner une valeur aléatoire pour cette simulation. La distribution utilisée pour générer des taux de survie stochastique des juvéniles était  $B\grave{e}ta(6.76, 1.75)$  (figure 7, tableau de droite) fondée sur la moyenne et l'écart produits par l'équation 13.

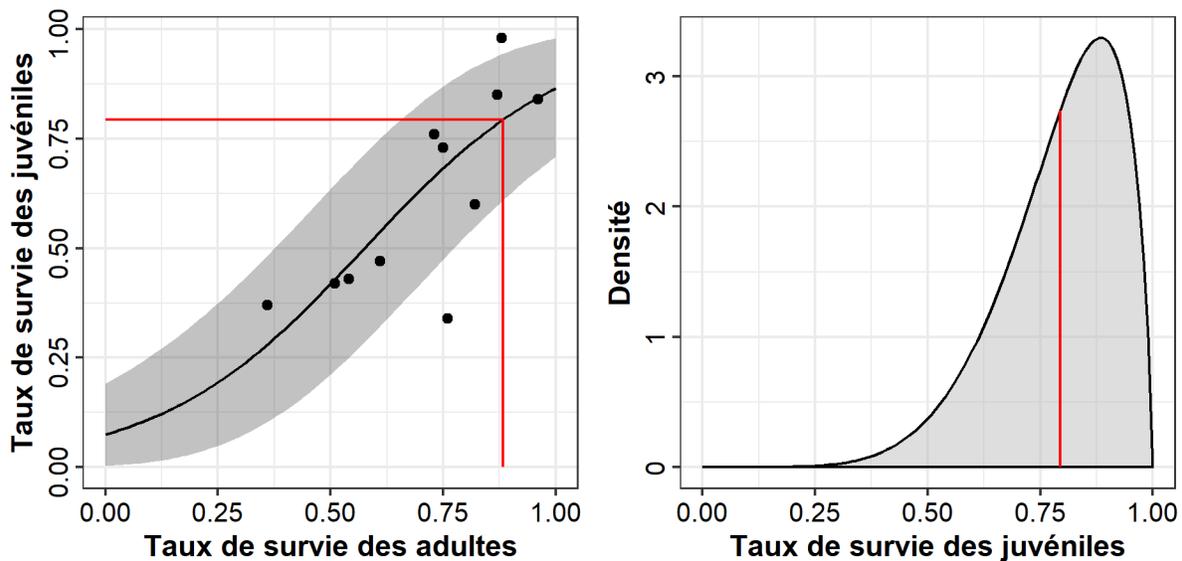


Figure 7. Estimations du taux de survie des juvéniles de 1 an et plus utilisées dans le modèle de population du ptychobranche réniforme. Le panneau de gauche est l'ajustement du modèle de régression bêta qui prédit la survie des juvéniles à partir de la survie des adultes à l'aide de données provenant de Haag (2012); la ligne noire représente la tendance moyenne et la zone grise représente les IC à 80 %. Le panneau de droite correspond à la distribution bêta utilisée pour établir de façon aléatoire des estimations de la survie des juvéniles dans les modèles ( $B\grave{e}ta(6.76, 1.75)$ ). Les lignes rouges indiquent les estimations moyennes de la survie pour le ptychobranche réniforme.

## Reproduction

Les données d'échantillonnage des petits individus immatures du ptychobranche réniforme n'étaient pas suffisantes pour générer une ogive de maturité afin de déterminer l'âge à la maturité. Haag (2012) fournit une relation pour estimer l'âge à la première maturité à partir du coefficient de croissance du VBGF ( $k$ ) fondé sur une analyse de régression de 16 espèces d'unionidés. La relation ajustée était  $T_{mat} = 0.69k^{-1.031} - 1$  ( $r^2 = 0.94$ ). Cela donne une estimation pour le ptychobranche réniforme, où  $k$  était 0,23, de 2,12 ans. Ces estimations représentent l'âge de la première maturité, tandis que le modèle exige la valeur de l'âge de 50 % de maturité. Sur la base de la maturité des autres espèces (Haag and Staton 2003) d'unionidés, il est probable qu'il faudra au moins 2 ans pour atteindre 50 % de maturité. Pour tenir compte de cette incertitude, l'âge à la maturité a été inclus dans le modèle de population

---

en tant que paramètre stochastique qui variait d'un modèle à l'autre. L'incertitude dans  $T_{mat}$  a été représentée à l'aide d'une distribution uniforme discrète avec des limites de 3 et 5 ans ( $Unif(3, 5)$ ). Cette distribution a permis à une probabilité égale que  $T_{mat}$  soit de 3, 4 ou 5 pour les modèles.

La reproduction du Ptychobranche réniforme est généralement similaire à celle des autres membres de la famille (COSEWIC 2003) des Unionidés. La saison de reproduction commence en août avec les mâles libérant du sperme dans l'eau et les femelles le filtrant hors de l'eau. Le Ptychobranche réniforme a une fécondation à long terme et libère ses glochidies (larves de moules) entre juin et août de l'année suivante. Les Ptychobranches réniformes sont des parasites obligatoires des poissons hôtes. Les glochidies doivent s'attacher à une espèce hôte en particulier pour achever leur développement. White *et al.* (1996) ont trouvé quatre espèces de dards abritant des glochidies du Ptychobranche réniforme. McNichols (2007) a découvert une métamorphose réussie des glochidies du Ptychobranche réniforme en laboratoire sur : le dard noir (*Percina maculata*), le dard barré (*Etheostoma flabellare*), le raseux-de-terre noir (*E. nigrum*), le dard à ventre jaune (*E. exile*) et l'épinoche à cinq épines (*Culaea inconstans*). Ces cinq espèces ont été observées dans la rivière Ausable, et toutes les espèces, en dehors du dard à ventre jaune, sont présentes dans la rivière Sydenham (McNichols 2007).

Le Ptychobranche réniforme produit des agglomérats qui imitent les proies pour attirer les hôtes afin d'augmenter la probabilité d'infestation de l'hôte. On s'attend à ce que la mortalité au cours de la phase parasitaire soit élevée avec la survie du stade glochidien à l'établissement pour la plupart des Unionidés de l'ordre de  $10^{-5}$  à  $10^{-6}$  (Haag 2012). Après la phase parasitaire, les moules juvéniles se libèrent de l'hôte et s'établissent au fond de la rivière.

Le modèle matriciel exige une estimation du recrutement annuel par femelle. Le recrutement représente le nombre de descendantes femelles qui survivent jusqu'à l'âge de 1 an et comprend tous les aspects de la reproduction et de la survie subséquente, y compris la fécondité, la périodicité du frai, le sex-ratio à la naissance, la probabilité que les glochidies rencontrent et infestent un hôte, l'achèvement réussi de la métamorphose et la survie après le détachement de l'hôte jusqu'à l'âge de 1 an. Le sex-ratio a été estimé à 1 femelle pour 1,5 mâle (données non publiées de MPO). Les autres aspects sont inconnus concernant le Ptychobranche réniforme. Au lieu de cela, la valeur de recrutement, dans le cadre d'une combinaison donnée de paramètres de cycle biologique, a été résolue pour produire un taux de croissance d'un effectif stable (c.-à-d.  $\lambda = 1$ ). Ce taux fournit une estimation du nombre moyen de femelles nouvellement frayées qui doivent survivre jusqu'à l'âge de 1 an pour que l'effectif soit stable (figure 8); toutefois, la valeur de chacune des composantes du recrutement demeure inconnue.

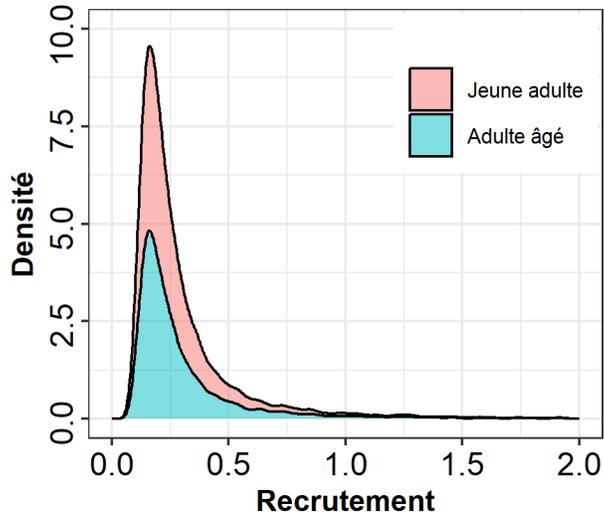


Figure 8. Distribution des valeurs estimées du recrutement (le nombre de descendantes femelles produites par femelle adulte chaque année qui survivent jusqu'à l'âge de 1 an) du jeune adulte jusqu'à l'adulte ptychobranche réniforme qui donnaient le taux de croissance de la population de 1.

Le ptychobranche réniforme, comme la plupart des moules d'eau douce, est principalement dioïque (COSEPAC 2003). La périodicité du frai n'a pas été mesurée pour le ptychobranche réniforme; cependant, les données concernant d'autres espèces d'unionidés suggèrent que le frai peut avoir lieu chaque année, car un pourcentage élevé (> 90 %) de femelles matures ont été gravides sur six espèces d'unionidés (Haag and Staton 2003). La fécondité n'a pas été mesurée pour le ptychobranche réniforme. Haag (2012) fournit une relation pour estimer la fécondité à partir de la longueur adulte où  $Fécondité = 0.213L_a^{3.146}$  ( $r^2 = 0.751$   $n = 71$ ); toutefois, cinq espèces périphériques ont été exclues de l'analyse. En utilisant une taille adulte moyenne de 61 mm estimée à partir de la moyenne géométrique de  $L_{mat}$  et  $L_{max}$ , calculée à partir du VBGF (équation 4), la relation prédit la fécondité annuelle pour le ptychobranche réniforme d'environ 88 000 œufs. McNichols (2007) a constaté que la femelle ptychobranche réniforme produit une moyenne de 88 641 ( $n = 3$ ) glochidies.

Chez les individus d'une espèce, la fécondité augmente généralement avec la longueur des moules, mais certaines données suggèrent qu'elle peut plafonner ou même diminuer à un âge plus avancé, ce qui peut indiquer une sénescence (Haag and Staton 2003) reproductive. Par conséquent, on ne sait pas exactement comment le recrutement différera entre les jeunes adultes et les adultes dans le modèle de matrice de population. Pour tenir compte des différences potentielles entre les deux stades, un paramètre supplémentaire,  $\alpha$ , a été inclus pour représenter le recrutement relative entre les jeunes adultes et les adultes. Le recrutement relative a été intégrée comme paramètre stochastique (tableau 7). Pour déterminer le recrutement relative,  $\alpha$  a d'abord été attribué au hasard pour être supérieur ou inférieur à 1 avec une probabilité égale. Si  $\alpha$  est supérieur à 1, la valeur est tirée d' $Unif(1.0 \ 2.0)$ ; si  $\alpha$  est inférieur à 1, la valeur est tirée d'une  $Unif(0.5 \ 1.0)$ . Une valeur de 1 pour  $\alpha$  signifie que le recrutement est constante tout au long du stade adulte. Une valeur de  $\alpha > 1$  signifie que le recrutement des adultes est supérieure à celle des jeunes adultes; peut-être d'une plus grande fécondité due à l'augmentation de la taille corporelle ou à une plus longue période de survie des glochidies chez les adultes. Une valeur de  $\alpha < 1$  signifie que le recrutement diminue avec l'âge en raison d'un certain degré de sénescence reproductive. L'éventail des valeurs de  $\alpha$  incluses dans les analyses fait en sorte que le recrutement des adultes varie entre la moitié de celle des

jeunes adultes ( $\alpha = 0,5$ ) et le double de celle des jeunes adultes ( $\alpha = 2$ ). Le taux de survie la première année est inconnu.

En calculant le recrutement, l'incertitude dans les différents paramètres de reproduction est réduite à une seule valeur pour chaque matrice. Dans l'ensemble des répétitions ayant différents paramètres stochastiques du cycle biologique, la valeur médiane du recrutement chez les jeunes adultes était de 0,21 (IC à 95 % : 0,12 à 1,23) et chez les adultes était de 0,23 (IC à 95 % : 0,10 à 1,36). Ces valeurs représentent le nombre de descendantes femelles produites par femelle qui ont besoin de survivre jusqu'à l'âge de 1 an pour maintenir un effectif stable. Si la fécondité est  $\sim 88\ 000$ , le sex-ratio des femelles par rapport aux mâles est de 1:1,5, et 95 % des femelles fraient chaque année, ce qui donne un taux de survie approximatif de l'œuf à l'âge de 1 an de  $66 \times 10^{-6}$ . Une espèce d'unionidés produit entre 0,1 et 1,3 juvénile par an ou 0,05 à 0,65 femelle juvénile par an (Haag 2012), ce qui est conforme à ces estimations de recrutement pour le ptychobranche réniforme.

### Dépendance à la densité

On a supposé que la dépendance à la densité agissait au cours de la première année de vie. En tant qu'espèce majoritairement sédentaire, la dépendance à la densité est moins susceptible d'avoir une incidence sur les stades ultérieurs du cycle biologique. Pour les unionidés, la dépendance à la densité a le potentiel d'agir à deux étapes au cours de la première année de vie : l'infestation de l'hôte et la fixation. Deux espèces hôtes possibles du ptychobranche réniforme (le dard vert et le raseux-de-terre) sont abondantes dans le réseau de la rivière Sydenham (COSEWIC 2003). On suppose donc que le ptychobranche réniforme n'est pas limité par la disponibilité de l'hôte dans le modèle. On suppose que la dépendance à la densité agit en raison de la disponibilité de l'habitat pendant la fixation après la phase parasitaire. La dépendance à la densité a été mise en œuvre en utilisant une fonction de Beverton-Holt avec une fonction de densité adulte pendant le recrutement :

$$d = \frac{R_{max}/R_1}{1 + bN_a/K} \quad (14)$$

Où  $N_a$  est la densité adulte,  $K$  est la capacité de charge,  $b$  est le coefficient de la dépendance à la densité,  $R_1$  est le recrutement lorsque l'effectif est stable et  $R_{max}$  est le recrutement lorsque la population est au taux de croissance maximal de la population ( $\lambda_{max}$ ). Le taux de croissance maximal de la population était inconnu et inclus comme paramètre stochastique (tableau 1).  $\lambda_{max}$  a été tiré d'une distribution uniforme avec une valeur minimale de 1,1 et une valeur maximale de 1,4 ( $Unif(1,1 \ 1,4)$ ). La valeur maximale était basée sur le plus grand rapport P/B observé signalé pour une espèce d'unionidés (Patterson 1985).  $R_{max}$  a ensuite été calculé de la même manière que le recrutement pour trouver la valeur qui se traduit par une population à sa croissance maximale. La valeur  $b$  a été calculée en modifiant l'équation 14, comme suit :  $b = R_{max}/R_1 - 1$ .

La matrice de dépendance à la densité **D**, a été structurée comme suit :

$$\mathbf{D} = \begin{bmatrix} 1 & d & d \\ 1 & 1 & 1 \\ 1 & 1 & 1 \end{bmatrix}, \quad (15)$$

Et incorporée dans l'équation 6. L'incidence globale de la taille de la population sur le taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) est illustrée à la figure 9. La taille de la population est représentée en tant que proportion de la capacité de charge ( $K$ ), allant de 1 % de  $K$  à 5 fois  $K$ .

---

La partie ombrée se compose de plusieurs courbes dont chacune représente une combinaison particulière de paramètres aléatoires.

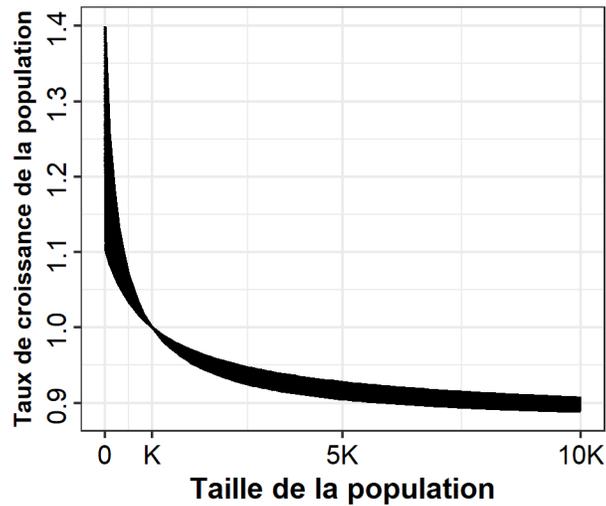


Figure 9. Distribution des taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) en fonction de la taille de la population. Si la population a atteint sa capacité de charge (K), le taux de croissance de la population est exactement 1. Lorsque la population est inférieure à K,  $\lambda$  est supérieur à 1 et lorsque la population est supérieure à K,  $\lambda$  est inférieur à 1.

## Stochasticité

La stochasticité a été incorporée aux simulations à deux niveaux : pour tenir compte de l'incertitude des paramètres entre les essais du modèle et pour tenir compte de la variabilité environnementale annuelle dans les essais du modèle. L'incertitude des paramètres a été mise en œuvre en tirant des paramètres incertains à partir de distributions de probabilité définies avant chaque modèle (tableau 7). Les paramètres incertains comprenaient : le taux de survie des juvéniles de 1 an et plus, l'âge à la maturité, le recrutement relative, le taux de croissance maximal de la population et la variance interannuelle du recrutement.

La stochasticité environnementale annuelle a été intégrée au modèle en faisant en sorte que certains paramètres varient d'une année à l'autre au sein d'une série de modèles afin de simuler les changements dans les taux vitaux qui se produisent naturellement en raison de la variation des conditions environnementales. La stochasticité environnementale a été appliquée au taux de survie annuel et au recrutement. On a fait en sorte que la mortalité juvénile et la mortalité des adultes puissent varier à la suite d'une distribution log-normale avec un CV de 0,15, ce qui correspond à la quantité approximative d'erreurs dans le taux de survie annuel estimée à partir de l'analyse de la courbe des prises de Chapman-Robson. Pour tenir compte des similitudes dans la mortalité vécue par les adultes et les juvéniles, on a supposé que la mortalité était corrélée entre les deux classes d'âge avec une valeur de corrélation de 0,8. La variabilité du recrutement était inconnue. Par conséquent, la variabilité du recrutement incorporée aux simulations a été incluse en tant que variable stochastique indépendante (tableau 7). Le recrutement a été varié à l'aide d'une distribution log-normale avec un CV tiré d'une distribution uniforme dont les limites se situaient entre 0,15 et 0,5 ( $Unif(0.15 \ 0.5)$ ). La valeur minimale, 0,15, a été choisie pour refléter la variabilité du taux de survie en tant qu'élément de survie de la première année et en tant qu'élément de recrutement. La limite supérieure a été choisie arbitrairement, mais elle devrait permettre une plus grande variation dans le succès du recrutement d'une année à l'autre. À la limite de confiance supérieure de

---

95 % du recrutement des adultes, soit 1,23, un CV de 0,5 permet une limite de confiance supérieure de 95 % pour le recrutement de 3,05, ce qui signifie que dans des conditions environnementales exceptionnelles, 3,05 femelles pourraient survivre jusqu'à l'âge de 1 an par femelle adulte.

## IMPACT DES DOMMAGES

Les répercussions des dommages anthropiques sur une population de ptichobranches réniformes ont été évaluées à l'aide d'analyses déterministes de l'élasticité de la matrice de projection et des simulations stochastiques.

L'analyse de l'élasticité des éléments de la matrice est une méthode pour quantifier l'incidence des variations des indices vitaux sur une population. L'élasticité de la valeur  $\lambda$  représente la variation proportionnelle du taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) par rapport à une variation proportionnelle d'un taux vital. Par exemple, une élasticité de la valeur  $\lambda$  de 0,1 pour le recrutement indiquerait que le taux de croissance de la population augmenterait de 1 % si le recrutement augmentait de 10 %.

Les élasticités sont utiles, car elles permettent d'évaluer l'incidence des changements apportés aux taux vitaux et aux autres paramètres du modèle sur une population. Comme elles représentent des changements proportionnels, leurs valeurs sont directement comparables. Les analyses de l'élasticité sont préférables aux analyses par simulation, parce que la rapidité possible de leur estimation permet d'examiner beaucoup plus de perturbations que par voie de simulation. Les élasticités sont toutefois limitées, car elles représentent des variations permanentes, ne représentent avec précision que de petites perturbations (c.-à-d. des changements < 30%) et supposent que tous les autres paramètres du modèle restent inchangés. Par conséquent, l'analyse de simulation a été utilisée pour examiner les effets des dommages transitoires ou périodiques sur une population.

### Élasticité de $\lambda$

Nous calculons les valeurs d'élasticité de  $\lambda$  ( $\epsilon_\lambda$ ) en prenant à l'échelle les dérivées partielles de  $\lambda$  par rapport à un taux vital ( $v$ , Caswell 2001) :

$$\epsilon_\lambda = \frac{v}{\lambda} \sum_{i,j} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{ij}} \frac{\partial a_{ij}}{\partial v}, \quad (16)$$

où  $a_{ij}$  est un élément de la matrice de projection dans la rangée  $i$  et la colonne  $j$ .

On a estimé une gamme d'élasticités potentielles du taux vital en permettant la variation des paramètres incertains (tableau 7). De plus, le taux de croissance de la population a pu varier en intégrant l'effet de la densité sur le recrutement (équations 14 et 15). Cette variation a été réalisée en générant aléatoirement la densité adulte en tant que proportion de la capacité de charge, allant de 1 % de  $K$  jusqu'à 10 fois  $K$  (1 à 1000 %), en utilisant un tirage à partir d'une distribution uniforme sur une échelle logarithmique ( $e^{Unif(\ln(0.01), \ln(10))}$ ).  $\lambda = 1$  lorsque  $N_a = K$ ,  $\lambda < 1$  lorsque  $N_a > K$  et  $\lambda > 1$  lorsque  $N_a < K$  jusqu'à un maximum  $\lambda$  de 1,4. L'analyse d'élasticité a été reproduite 5 000 fois.

### Simulation

Des analyses par simulation ont été effectuées pour étudier l'incidence des dommages propres aux stades sur la densité de la population adulte. Les taux de survie propres au stade ont été réduits de plusieurs niveaux de dommages, allant de 0 à 99 %. Ce dommage a été appliqué à différentes fréquences (une fois tous les 1, 2, 5 et 10 ans) sur une période de simulation de 100 ans. Une fréquence de 1 indique que les dommages sont constants et appliqués chaque

---

année, alors qu'une fréquence de 10 indique que les dommages sont périodiques et appliqués une fois tous les 10 ans. En tant que modèle de dépendance à la densité, pour les simulations où les intervalles de dommages sont supérieurs à un an, la population a le potentiel de se rétablir entre les applications des dommages lorsque les conditions sont ramenées à l'état initial. Un millier de répétitions ont été simulées pour chaque combinaison de fréquence des dommages, de niveau des dommages et de stade biologique ciblé. Les simulations ont été initialisées à la capacité de charge, qui a été choisie pour être de 10 000. Pour mesurer l'incidence des dommages, la taille moyenne de la population au cours des 15 dernières années de simulation a été divisée par la capacité de charge initiale, ce qui a donné une proportion de  $K$ .

## VIABILITÉ DE LA POPULATION

### Abondance : Population minimale viable (PMV)

La notion de durabilité démographique a été utilisée pour déterminer les besoins en matière d'abondance pour la viabilité de la population de ptichobranches réniformes. La durabilité démographique est liée à la notion d'une population minimale viable (PMV, Shaffer 1981), et est ici définie comme la taille minimale de la population adulte, où « adulte » correspond aux femelles matures, ce qui se traduit par une probabilité souhaitée de persistance sur 100 ans ou ~ 10 générations de ptichobranches réniformes. La durée d'une génération ( $\zeta$ ) a été estimée à partir de matrices de projection stochastiques (Caswell 2001) avec  $\lambda = 1$  produisant  $\zeta = 10,7$  (IC : 9,3 à 12,4). La PMV a été estimée à l'aide d'une analyse de simulation intégrant la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité.

Les éléments importants intégrés à l'analyse de viabilité de la population comprennent la période sur laquelle la persistance est déterminée, la gravité et la fréquence des événements catastrophiques et le seuil de quasi-extinction en dessous duquel une population est jugée non viable. Le délai devrait être suffisant pour représenter la viabilité à long terme de la population; le choix de 100 ans équivaut à environ 10 générations de ptichobranches réniformes et est probablement raisonnable pour éclairer les décisions de gestion.

Les catastrophes sont définies comme une diminution de plus de 50 % de la taille de la population et peuvent être de causes naturelles ou anthropiques. On ignore le taux et la gravité des événements catastrophiques dans les populations de ptichobranches réniformes. D'après une méta-analyse, Reed *et al.* (2003) ont conclu que, parmi les populations de vertébrés, des mortalités catastrophiques qui ont entraîné une diminution d'un an de la taille de la population >50 % se sont produites à un taux de 14 % par génération en moyenne. Le taux de mortalité catastrophique parmi les populations d'invertébrés est inconnu et a été inclus dans les simulations en tant que paramètre stochastique en s'appuyant sur une distribution uniforme avec des limites de 0,05 et 0,2 ( $Unif(0,05, 0,2)$ ) pour permettre des taux de catastrophe de 5 % à 20 % par génération. Ces taux correspondent à des limites de probabilité annuelles de catastrophe de 0,48 % et de 2,07 %, respectivement. Une catastrophe a été incluse comme incidence sur tous les stades biologiques simultanément, tirée au hasard d'une distribution bêta mise à l'échelle entre 0,5 et 1 avec des paramètres de forme de 0,762 et 1,5 (Reed *et al.* 2003),  $Bêta(0,762, 1,5) \times (1 - 0,5) + 0,5$ , représentant la probabilité d'un déclin de 50 % à 100 % de la taille de la population.

La quasi-extinction représente les effets d'Allee conjugués à la stochasticité démographique et à la dépression consanguine (Lande 1988) menant une population à la quasi-extinction une fois le seuil franchi. Il est impossible de mesurer empiriquement la valeur du seuil de quasi-extinction et, par conséquent, nous avons pris 25 femelles adultes comme approximation raisonnable (Morris et Doak 2002).

Des simulations stochastiques dépendantes de la densité ont été effectuées pour des populations dont l'abondance initiale de diverses femelles variait de 100 à 10 000 (la densité initiale représentait la capacité de charge des femelles adultes,  $K_a$ , où  $\lambda = 1$ ). Ces valeurs  $K_a$  ont été choisies pour fournir une plage suffisamment large pour estimer une courbe de probabilité d'extinction. Les simulations ont été effectuées pendant 100 ans. Des simulations indépendantes ont incorporé des taux de catastrophe annuels tirés d'une distribution uniforme entre 0,48 % et 2,07 %. Chaque simulation a été reproduite 10 000 fois et les quasi-extinctions ont fait l'objet d'un suivi dans toutes les simulations. La probabilité d'extinction ( $P_{ext}$ ) a été modélisée comme une régression logistique qui était fonction de la densité de femelles initiale transformée  $\log_{10}(\log_{10}(K_a))$ , du taux de catastrophe par génération ( $P_{cat}$ ) et de tous les paramètres incertains du modèle de population (tableau 7) où :

$$P_{ext} = \frac{1}{1+e^{-(X\beta)}}, \quad (17)$$

ou  $X$  est une matrice de toutes les covariables et  $\beta$  un vecteur de coefficients incluant l'ordonnée à l'origine. Les estimations de la PMV sont présentées pour les probabilités de quasi-extinction de 5 % et 1 %.

### Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV)

La superficie minimale pour une population viable (SMPV) représente la quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une population dont la taille correspond à la taille de la MPV (Velez-Espino *et al.* 2010). La SMPV est estimée simplement comme MPV divisée par la densité de la population. Des estimations de la densité étaient disponibles pour les populations de ptychobranches réniformes dans les rivières Sydenham et Ausable à partir d'un modèle bayésien hiérarchique adapté aux données de relevé en quadratique. La densité médiane, estimée à partir de l'ajustement du modèle, était de 0,98 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,78 à 1,23) dans la rivière Sydenham et de 0,19 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,12 à 0,28) dans la rivière Ausable. Ces données représentent des densités de population entières, tandis que la MPV est propre aux femelles adultes. On peut supposer un sex-ratio de 1 :1,5 entre les femelles et les mâles et, d'après la distribution de la fréquence de la longueur, les moules échantillonnées étaient adultes à environ 92 % dans la rivière Sydenham et à 90 % adultes dans la rivière Ausable. Sur la base de ces hypothèses, la densité des femelles adultes peut être calculée.

De plus, ces deux populations ont une trajectoire démographique positive avec des estimations du taux de croissance de la population de 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15) dans la rivière Sydenham et de 1,069 (IC à 95 % : 1,02 à 1,126) dans la rivière Ausable. Par conséquent, les densités actuelles peuvent ne pas représenter la capacité de charge de l'habitat et pourraient donc produire des surestimations de la quantité d'habitat nécessaire pour abriter une population de la taille de la PMV; ce qui suppose la stabilité de la population. Le modèle matriciel de population peut être utilisé pour extrapoler une estimation de la densité donnant un effectif stable de la population, selon la densité actuelle et le taux de croissance de la population.

Compte tenu de ces aspects, la SMPV a été estimée à l'aide de deux approches. La première approche supposait que les densités de population actuelles sont représentatives de la densité à la stabilité de la population (c.-à-d. que la population occupera plus d'habitat à mesure que la population croît) et utilise les densités actuelles pour estimer la SMPV. La deuxième méthode consistait à supposer que la population deviendra plus dense à mesure qu'elle atteindra la stabilité de la population, et à utiliser les densités extrapolées pour calculer la SMPV.

---

## PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES

Les projections temporelles pour atteindre la SMPV ont été estimées pour les populations de ptychobranches réniformes à l'aide d'une analyse de simulation similaire aux simulations de la PMV et ont incorporé les paramètres incertains, la stochasticité environnementale, la dépendance à la densité et les catastrophes de la même manière. La taille initiale de la population a été choisie au hasard entre 1 % et 99 % de la valeur de la PMV. La durée nécessaire pour que la population dépasse la PMV pour un taux de catastrophe donné, maximum  $\lambda$  et population initiale, a été enregistrée.

Pour examiner les effets de la capacité de charge ( $K$ ) sur la durée pour atteindre la PMV, quatre valeurs de capacité de charge ont été utilisées pour les simulations : 1x, 1,5x, 2x ou 5x de la valeur de la PMV. Les simulations ont été répétées 10 000 fois à chaque capacité de charge. En fixant  $K$  à la PMV, elle peut être considérée comme la taille minimale de la population nécessaire à sa persistance. Cette hypothèse se traduirait également par les périodes projetées les plus longues pour atteindre une population viable. Un  $K$  plus élevé entraînerait des durées plus courtes pour atteindre la PMV.

## RÉSULTATS

### IMPACT DES DOMMAGES

L'incidence des dommages causés aux populations de ptychobranches réniformes a été analysée à l'aide d'une analyse déterministe de l'élasticité sur le taux de croissance de la population (figures 10 et 11) et de l'utilisation de simulations de population (figure 12).

#### Élasticité de $\lambda$

L'élasticité de  $\lambda$  aux perturbations des taux vitaux donne une indication de la façon dont la population peut réagir à de petits changements (< 30 %) des taux vitaux. Les résultats de cette analyse d'élasticité peuvent ne pas tenir pour les grands changements de taux vitaux. Les valeurs d'élasticité positives indiquent que le taux de croissance de la population augmentera si le taux vital est augmenté et les valeurs négatives indiquent que le taux de croissance de la population diminuera si ce taux vital augmente.

La figure 10 présente les estimations de l'élasticité pour le recrutement ( $R$ ), les taux de survie des juvéniles de plus de 1 an ( $\sigma_j$ ) et des adultes ( $\sigma_a$ ) et de l'âge à la maturité ( $T_{mat}$ ). Les élasticités montrent quels indices vitaux, s'ils sont modifiés, ont la plus grande incidence sur le taux de croissance de la population. Dans la plupart des cas, les populations de ptychobranches réniformes étaient les plus sensibles aux changements du taux de survie des adultes. Le taux de survie des juvéniles avait les deuxièmes plus grandes élasticités et, dans certaines conditions, avait une valeur d'élasticité plus élevée que la survie à l'âge adulte. L'âge à la maturité a produit des élasticités négatives indiquant que l'augmentation de  $T_{mat}$  entraînerait une diminution de  $\lambda$ . Le recrutement englobe tous les aspects de la reproduction, y compris la production d'œufs et le taux de survie à la première année, et la valeur d'élasticité pour le recrutement peut s'appliquer à n'importe lequel de ces aspects indépendamment. Dans la plupart des conditions, cependant, le recrutement avait de faibles élasticités par rapport à la survie des adultes. De plus, l'élasticité du recrutement chez les adultes était faible et inférieure à celle des jeunes adultes.

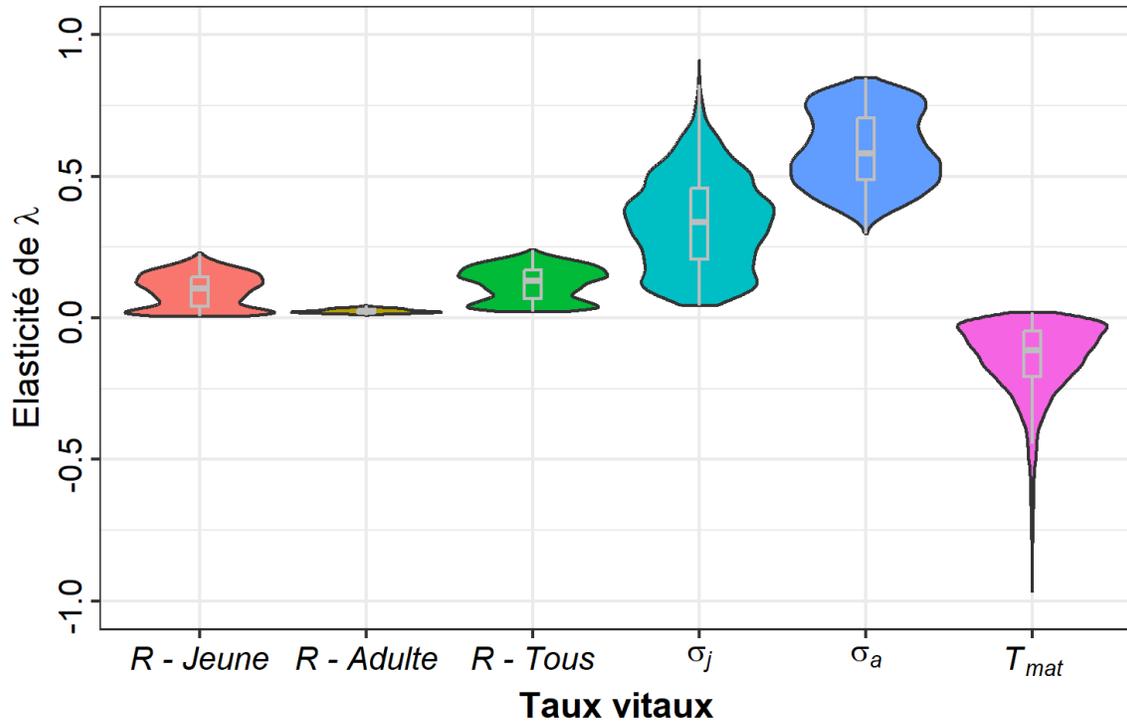


Figure 10. Résultats de l'analyse de l'élasticité de  $\lambda$  pour la population de ptychobranches réniformes représentée en utilisant des graphiques en violon ou des diagrammes en boîte. Les résultats reflètent différentes valeurs du taux de croissance de la population.  $R$  représente le recrutement total à tous les stades et  $\sigma$  représente le taux de survie pour les stades juvénile ( $j$ ) et adulte ( $j$ ) et adulte ( $a$ ) de 1 an et plus et  $T_{mat}$  représente l'âge à la maturité.

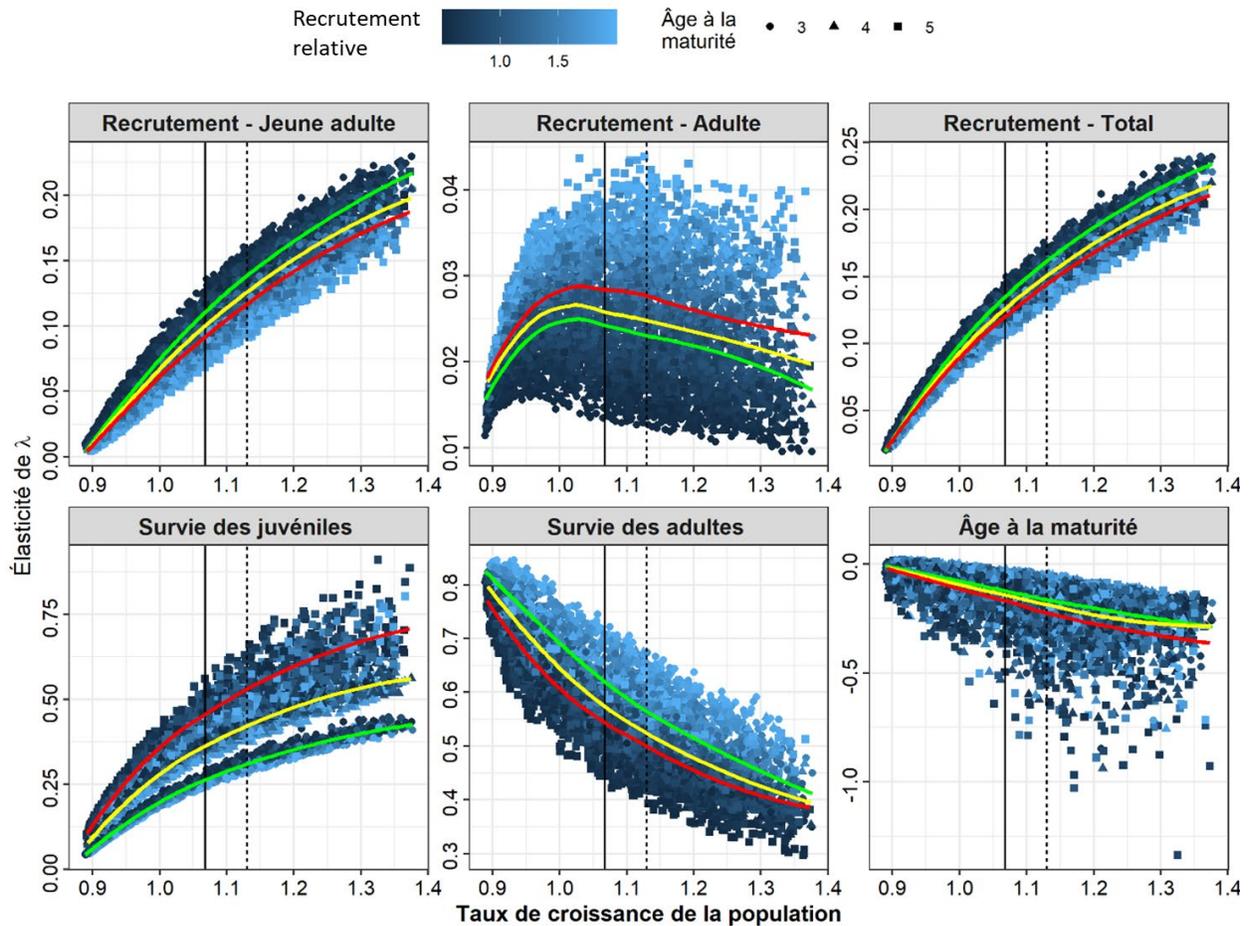


Figure 11. Résultats de l'analyse de l'élasticité de  $\lambda$  pour les populations de ptychobranches réniformes représentées par rapport au taux de croissance de la population. Les graphiques représentent les élasticités du taux vital. La couleur des points indique le paramètre de recrutement relative,  $\alpha$ , et le symbole du graphique représente l'âge à maturité. Les courbes colorées représentent la courbe de  $l_{\infty}$  lissée pour les trois âges à maturité avec le vert, le jaune et le rouge représentant  $T_{mat}$  à 3, 4 et 5 respectivement. Les lignes verticales représentent l'estimation médiane du taux de croissance de la population pour les populations de la rivière Ausable (1,07, ligne solide) et de la rivière Sydenham (1,13, ligne en pointillés). REMARQUE : différentes échelles utilisées pour l'axe des y.

Les valeurs d'élasticité pour les indices vitaux ont été influencées par l'état de la population ( $\lambda$ ) et d'autres valeurs des paramètres du cycle biologique (figure 11). Les corrélations entre les estimations de l'élasticité et les valeurs des paramètres du cycle biologique ont indiqué l'influence des valeurs des paramètres du cycle biologique sur les estimations de l'élasticité (tableau 8). Les valeurs de corrélation absolue  $> 0,1$  indiquent que l'estimation de l'élasticité était sensible à la valeur d'un paramètre de cycle biologique particulier. Les paramètres les plus influents étaient le taux de croissance de la population, l'âge à la maturité et la recrutement relative (tableau 8). Les valeurs d'élasticité du recrutement des jeunes adultes et de la survie des juvéniles de 1 an et plus ont augmenté de façon significative avec  $\lambda$ , tandis que celles de la survie des adultes et de l'âge à la maturité ont diminué; les valeurs de corrélation absolues étaient  $> 0,8$  et indiquaient une forte dépendance. Lorsque  $\lambda < \sim 1,05$ , les valeurs d'élasticité de la survie des adultes sont toujours supérieures à celles de la survie des juvéniles. Lorsque  $\lambda \geq \sim 1,05$ , l'élasticité de la survie des juvéniles peut être supérieure à la survie des adultes en

fonction des valeurs d'autres paramètres du cycle biologique (en particulier l'âge à la maturité et le recrutement relative). Il n'existe pas de valeurs  $\lambda$  où l'élasticité de survie des juvéniles est toujours supérieure à la survie des adultes. L'élasticité de la survie des juvéniles a également été influencée par l'âge à la maturité. Lorsque la maturité s'est produite plus tard, l'élasticité de la survie des juvéniles devient supérieure et, à des valeurs plus élevées de  $\lambda$ , l'importance de  $T_{mat}$  est augmentée. La valeur d'élasticité de la survie à l'âge adulte a été influencée par le recrutement relative. Avec l'augmentation de le recrutement relative, une plus grande proportion de reproduction se produit plus tard dans la vie, ce qui a entraîné une augmentation de la sensibilité de la population à la survie des adultes. Le recrutement relative a également influé sur la valeur d'élasticité du recrutement des adultes; cependant, l'ampleur de la différence était faible ( $\leq 0,04$ ). La valeur de la survie des juvéniles a également une influence sur les valeurs d'élasticité de l'âge à la maturité.

Tableau 8. Corrélations de Pearson entre les paramètres incertains du cycle biologique et les estimations de l'élasticité. Les valeurs absolues  $> 0,1$  indiquent à quel moment les estimations de l'élasticité étaient sensibles à la valeur d'un paramètre du cycle biologique.

Élasticité du taux vital	Paramètres du cycle biologique			
	Lambda	Âge à la maturité	Recrutement relative	Survie des juvéniles de 1 an et plus
Survie des juvéniles de 1 an et plus	0,84	0,45	-0,10	-0,11
Survie des adultes	-0,87	-0,20	0,39	-0,11
Recrutement – Jeune adulte	0,96	-0,13	-0,21	-0,07
Recrutement – Adulte	0,03	0,23	0,85	-0,09
Recrutement – Total	0,98	-0,10	-0,11	-0,08
Âge à la maturité	-0,64	-0,13	0,10	0,68

La fourchette des estimations de l'élasticité pour les populations de ptychobranches réniformes des rivières Ausable et Sydenham a été calculée en fonction de leurs taux de croissance actuels respectifs de la population (tableau 9). Étant donné que la population de la rivière Ausable a un taux de croissance actuel plus faible, elle est plus sensible aux perturbations de la survie des adultes et moins sensible aux perturbations de survie et de recrutement des juvéniles de 1 an et plus que la population de la rivière Sydenham.

Tableau 9. Élasticité des estimations de  $\lambda$  pour les populations de ptychobranches réniformes des rivières Ausable et Sydenham. Les valeurs positives représentent une relation positive entre le taux vital et  $\lambda$  tandis que les valeurs négatives indiquent une relation négative. ICI et ICS sont les intervalles de confiance inférieurs et supérieurs à 95 % respectivement.

Taux vital	Valeurs d'élasticité		
	Médiane	ICI	ICS
<b>Rivière Ausable</b>			
Survie des juvéniles de 1 an et plus	0,365	0,204	0,574
Survie des adultes	0,564	0,423	0,725
Recrutement – Jeune adulte	0,110	0,054	0,159
Recrutement – Adulte	0,025	0,014	0,039
Recrutement – Total	0,136	0,087	0,176
Âge à la maturité	-0,136	-0,341	-0,040
<b>Rivière Sydenham</b>			

Taux vital	Valeurs d'élasticité		
	Médiane	ICI	ICS
Survie des juvéniles de 1 an et plus	0,420	0,282	0,620
Survie des adultes	0,527	0,413	0,665
Recrutement – Jeune adulte	0,127	0,091	0,163
Recrutement – Adulte	0,024	0,014	0,040
Recrutement – Total	0,152	0,127	0,180
Âge à la maturité	-0,156	-0,558	-0,058

## Simulation

Une analyse par simulation a été utilisée pour étudier les répercussions des dommages anthropiques sur un effectif stable de la population et les perturbations périodiques survenant annuellement (aux fins de comparaison avec l'analyse de l'élasticité), tous les deux, cinq et dix ans. Les dommages ont été appliqués à intervalles réguliers à l'étape du recrutement, au stade juvénile, au stade adulte ou aux trois stades.

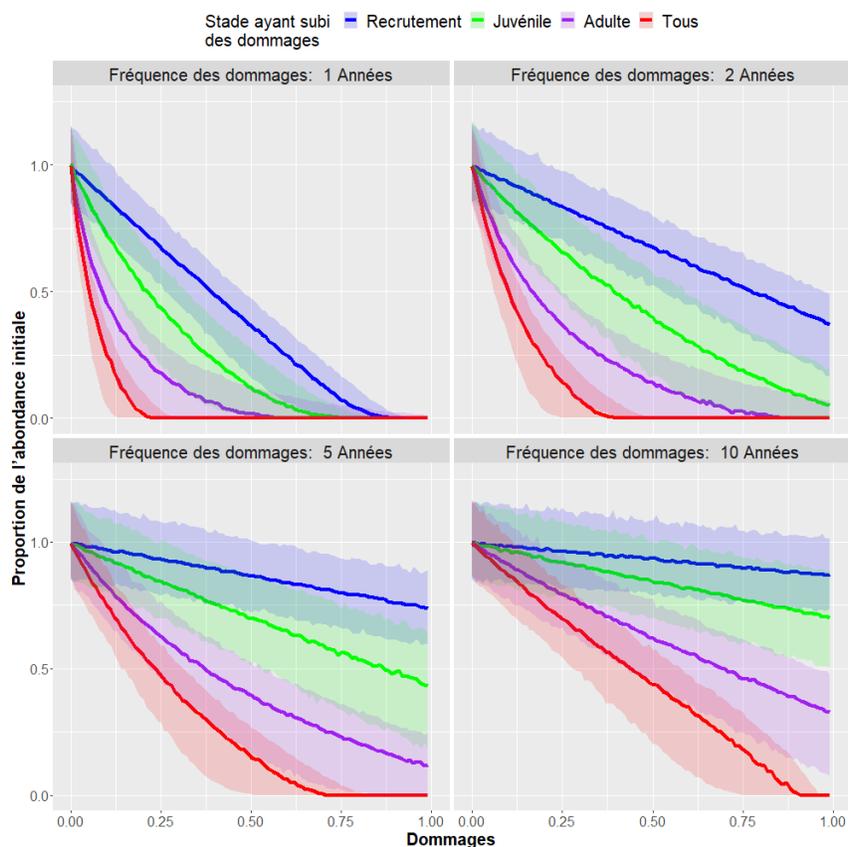


Figure 12. Résultats d'une analyse de simulation de dommages où les dommages sont appliqués à différentes fréquences à une population de ptychobranches réniformes. Les couleurs représentent les stades biologiques ayant subi des dommages : recrutement (bleu), juvénile de 1 an et plus (vert), adulte (violet), et population totale (rouge). L'axe des abscisses représente les dommages proportionnels (mortalité annuelle, par exemple) selon le stade biologique et l'axe des ordonnées, la baisse proportionnelle d'abondance des adultes dans les 15 dernières années d'une simulation sur 100 ans. Les lignes pleines représentent l'incidence médiane et les polygones qui les entourent, les intervalles de confiance à 95 %.

La figure 12 illustre l'incidence des dommages causés à une population de femelles adultes de ptychobranches réniformes. Les dommages ont l'effet le plus important lorsqu'ils sont appliqués à tous les stades biologiques. Lorsque les dommages ne sont appliqués qu'à un seul stade biologique, les perturbations au stade adulte produisent l'effet le plus important sur la densité. Des taux de mortalité annuels de seulement ~ 3 % appliqués au stade adulte ont entraîné une réduction de 25 % de la taille de la population. Avec les dommages bisannuels, ces taux sont passés à ~ 6 %, ~ 15 % avec des dommages survenant tous les 5 ans, et ~ 30 % tous les 10 ans. Les dommages appliqués au stade biologique des juvéniles de 1 an et plus ont une incidence plus faible où une réduction de la population de 25 % se produit à une mortalité annuelle d'environ 10 %. Les populations de ptychobranches réniformes ont été les moins touchées par les dommages causés au recrutement, ce qui représente des interruptions de reproduction ou des dommages aux glochidies et aux moules d'âge 0 après la fixation. Ces résultats sont cohérents avec les résultats de l'élasticité de l'analyse  $\lambda$ .

## VIABILITÉ DE LA POPULATION

### Abondance : Population minimale viable (PMV)

La durabilité démographique a été estimée à l'aide de simulations de population qui intégraient l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité. Les résultats de la simulation, les quasi-extinctions binomiales (1 : disparues, 0 : existantes), ont été ajustés à l'aide d'une régression logistique en fonction de l'abondance des femelles adultes, du taux de catastrophe par génération et de tous les paramètres incertains. Les modèles ont été comparés à l'aide de la méthode du critère d'information d'Akaike (CIA) et le meilleur modèle comprenait la taille de la population, le taux de catastrophe et le taux de croissance maximale de la population ( $\lambda_{max}$ ) comme covariables (tableau 10; figure 13).

Tableau 10. Résultats du modèle de régression logistique pour la probabilité d'extinction du ptychobranche réniforme.  $K_a$  représente la taille de la population de femelles adultes,  $P_{cat}$  représente le taux de catastrophe par génération et ( $\lambda_{max}$ ) représente le taux de croissance maximal de la population.

Paramètre	Valeur	Écart-type	Valeur de p
Ordonnée à l'origine	4,97	0,17	<0,001
$\log_{10}(K_a)$	-3,13	0,03	<0,001
$P_{cat}$	13,84	0,26	<0,001
$\lambda_{max}$	-0,86	0,12	<0,001

La taille de la population minimale viable (PMV) a été estimée à partir du modèle de régression logistique en utilisant des taux de catastrophe par génération choisis au hasard entre 5 % et 20 % et des taux de croissance maximale de la population entre 1,1 et 1,4. L'estimation moyenne de la PMV des femelles adultes, qui correspond à un risque d'extinction de 5 % sur 100 ans, était d'environ 600 (IC à 95 % : 260 à 1 150) et à un risque d'extinction de 1 % sur 100 ans était d'environ 2 100 (IC à 95 % : 900 à 3 900). Si l'on supposait un sex-ratio de 1:1,5 entre les femelles et les mâles, alors les valeurs de la PMV pour tous les ptychobranches réniformes adultes seraient d'environ 1 500 (IC à 95 % : 650 à 2 875) et d'environ 5 250 (IC à 95 % : 2 250 à 9 750) pour des risques d'extinction de 5 % et de 1 % sur 100 ans respectivement. La probabilité d'extinction sur 100 ans pour toute taille de population de femelles adultes peut être estimée à partir de la relation logistique ajustée avec un taux de catastrophe donné et une croissance maximale de la population comme suit :

$$P_{ext} = \frac{1}{1 + e^{-(4,97 \text{ à } 3,13 \log_{10}(K_a) + 13,84 P_{cat} - 0,86 \lambda_{max})}} \quad (18)$$

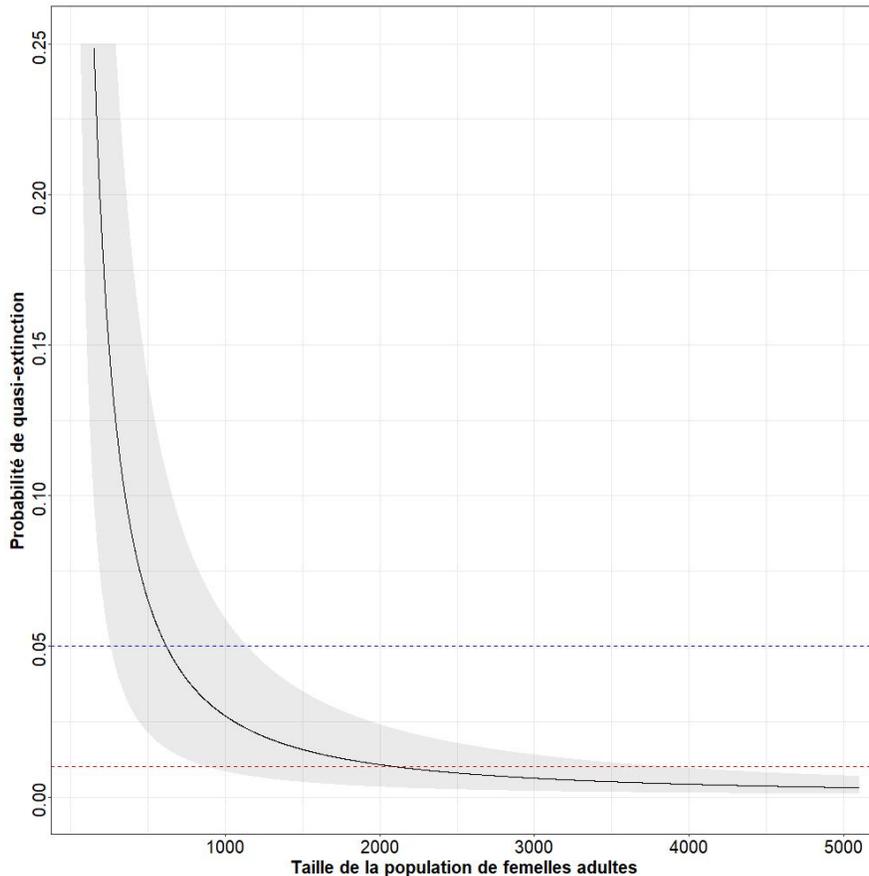


Figure 13. La probabilité de quasi-extinction en fonction de la taille de la population de femelles adultes dans les 100 ans. La ligne noire pleine représente la tendance de la régression logistique, la région grise représentant les intervalles de confiance à 95 % (pour  $P_{cat}$  variant de 5 % à 20 % par génération et  $\lambda_{max}$  allant de 1,1 à 1,4). Les lignes pointillées horizontales bleues et rouges représentent le seuil de 5 % et de 1 % pour la quasi-extinction respectivement.

### Habitat : Superficie minimale pour une population viable (SMPV)

La quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une population de ptychobranches réniformes de la taille d'une PMV a été estimée à l'aide de deux méthodes fondées sur les densités actuelles ou les densités extrapolées dans une population stable.

La densité actuelle des femelles adultes dans les sites échantillonnés de la rivière Ausable était de 0,072 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,044 à 0,099) et pour la rivière Sydenham était de 0,369 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,291 à 0,449). Ces chiffres correspondent aux estimations médianes de la SMPV d'environ 260 ha (IC à 95 % : 105 à 680) pour la rivière Ausable et d'environ 50 ha (IC à 95 % : 22 à 113) pour la rivière Sydenham (figure 14, tableau de gauche).

Les densités extrapolées de femelles adultes dans une population stable étaient fondées sur l'estimation de la densité actuelle de la population, du taux de croissance de la population et de la matrice de projection avec la relation présumée de dépendance à la densité. La densité prévue des femelles adultes dans la rivière Ausable qui a donné un  $\lambda = 1$  était de 0,17 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,004 à 3,1) et pour la rivière Sydenham était de 1,71 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,19 à 24,7). Ces chiffres correspondent aux estimations médianes de la SMPV d'environ 108 ha (IC à

95 % : 4,7 à 5 100) pour la rivière Ausable et d'environ 10 ha (IC à 95 % : 0,62 à 109) pour la rivière Sydenham (figure 14, tableau de droite).

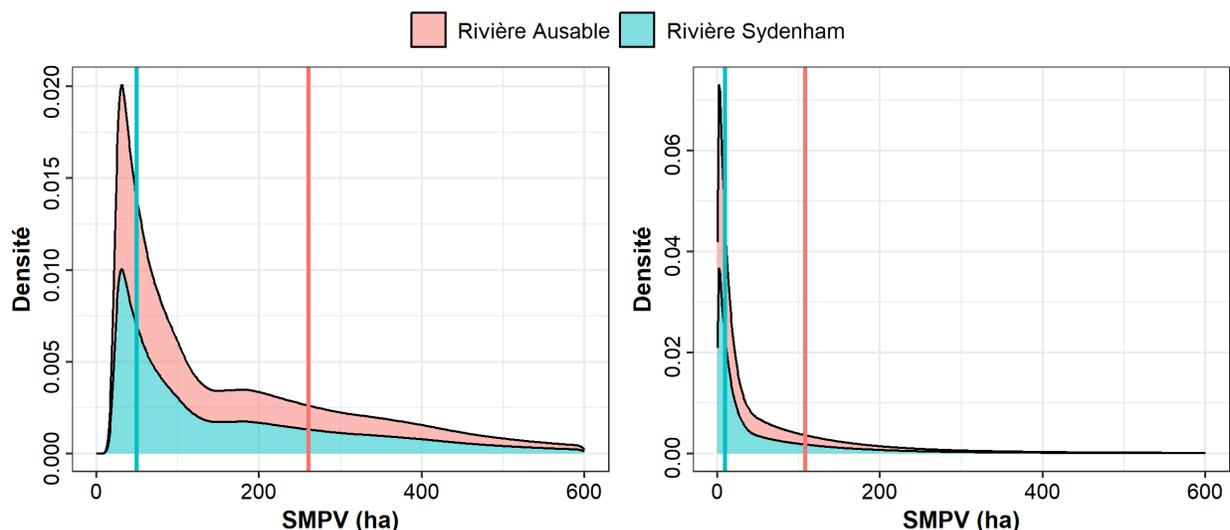


Figure 14. Diagramme de densité de la superficie minimale estimée pour une population viable (SMPV) pour les populations de ptychobranche réniformes en fonction des densités actuelles (tableau de gauche) ou des densités prévues à une population stable (tableau de droite). Les couleurs représentent la population de la rivière Ausable (rouge) et de la rivière Sydenham (bleu). Les lignes verticales indiquent les estimations médianes.

## PROJECTIONS DÉMOGRAPHIQUES

Le temps prévu pour que les populations de ptychobranches réniformes atteignent la PMV a été estimé à l'aide de simulations de modèles (figure 15). La durée pour atteindre la PMV diminue à mesure que  $K$  augmente par rapport à la PMV. Parmi les capacités de charge examinées, la plus grande réduction du temps pour atteindre la PMV s'effectue lorsque  $K$  est augmenté de 1x à 1,5x de la PMV. Les augmentations ultérieures de  $K$  ont eu moins d'incidence sur la réduction du temps pour atteindre la PMV. Cela est dû à la diminution du taux de croissance de la population lorsque les populations sont près de leur capacité de charge. Si  $K$  se situe exactement à la PMV, ce ralentissement de la croissance de la population se produit juste au moment où la population est proche de la PMV; alors que si  $K$  est même légèrement au-dessus de la PMV, ce ralentissement ne se produit pas.

Pour les populations simulées dont la taille initiale des populations se situe dans la plage crédible des abondances projetées dans la partie échantillonnée de la rivière Ausable en 2019 (1 129, IC à 95 % : 933 à 1 360), 87 % des populations simulées atteignent la PMV dans les 100 ans et la durée médiane pour atteindre la PMV était de 52 ans (IC à 95 % : 22 à 167) si  $K$  était le même que la PMV. Si  $K$  correspondait au double de la valeur de la PMV, la durée médiane est réduite à 16 ans (IC à 95 % : 11 à 42). La population de ptychobranches réniformes dans la partie échantillonnée de la rivière Sydenham dépasse actuellement la PMV estimée.

Ces projections démographiques supposent qu'il y a suffisamment d'habitat pour le ptychobranche réniforme et que les conditions environnementales et les communautés de poissons et de moules sont semblables aux conditions actuelles. Les projections démographiques supposent également que les sites de la rivière Ausable sont reliés et peuvent être traités comme une seule population.

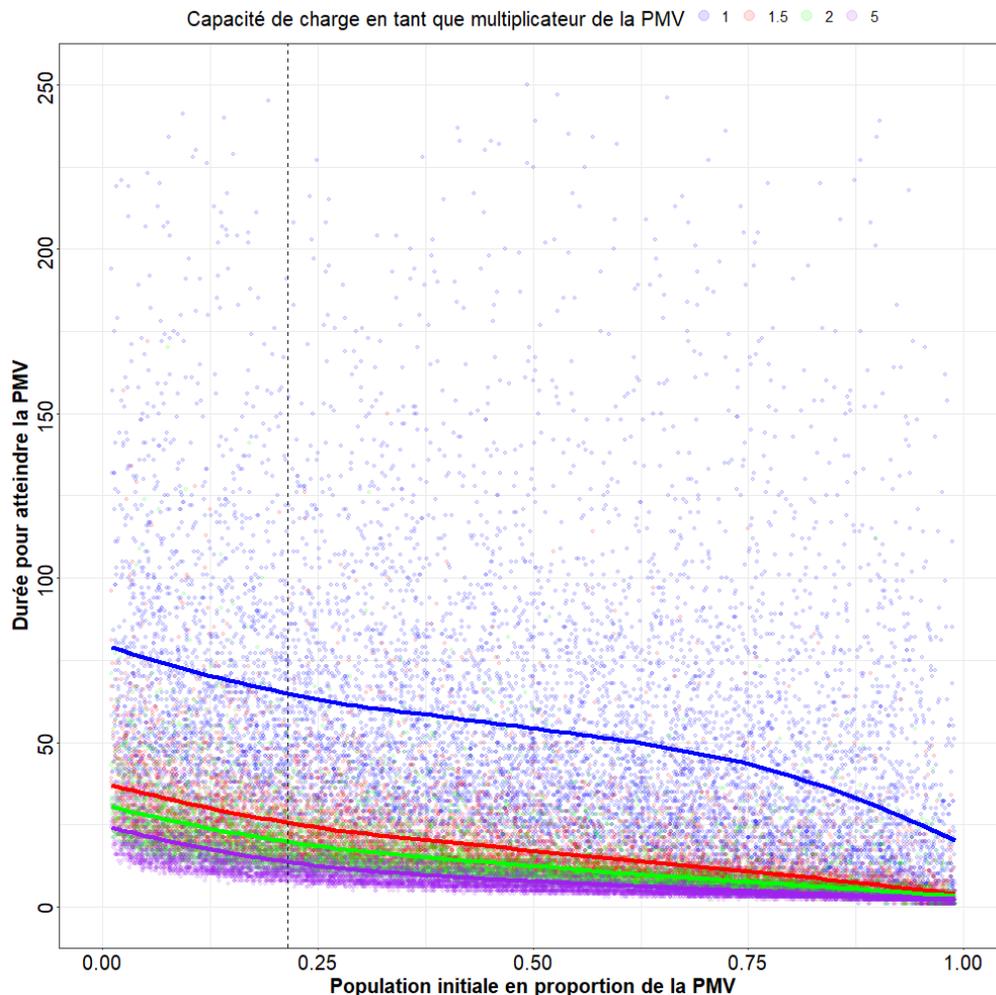


Figure 15. Nuage de points des durées projetées pour les populations simulées de ptychobranche réniforme afin d'atteindre une population minimale viable (PMV) en fonction de leur population initiale en tant que proportion de la PMV. Les couleurs représentent la capacité de charge comme un multiple de la PMV : 1x, 1.5x, 2x et 5x. Les courbes représentent la courbe de loess lissée pour chacune des quatre capacités de charge. La ligne pointillée verticale représente l'abondance médiane estimée (en tant que proportion de la PMV) dans les sites d'échantillonnage de la rivière Ausable en 2019.

## DISCUSSION

Les données sur le ptychobranche réniforme recueillies à partir du réseau UMBO dans les rivières Sydenham et Ausable ont été analysées pour estimer la densité, la trajectoire de la population et divers paramètres du cycle biologique. D'après ces estimations, les valeurs théoriques comblant les lacunes en matière de données, un modèle de population pour le ptychobranche réniforme a été élaboré afin de faire des prévisions sur la façon dont la population pourrait réagir aux dommages anthropiques, d'estimer l'abondance et les besoins en matière d'habitat pour la viabilité de la population, et de prévoir le temps nécessaire pour que les populations atteignent une abondance minimale pour la viabilité de la population (c.-à-d. La PMV). Le modèle pris en compte pour l'incertitude des paramètres, la stochasticité environnementale et les effets de la dépendance à la densité. Les résultats de ces analyses de modèles peuvent être utilisés pour éclairer les décisions de gestion sur l'état de la population, les dommages admissibles, les objectifs de rétablissement et la durée avant le rétablissement.

---

Bien que le ptychobranche réniforme puisse se retrouver à l'extérieur des sites d'échantillonnage de l'UMBO dans les deux rivières, les projections de l'abondance et de la trajectoire de la population étaient fondées uniquement sur les sites échantillonnés. Cette méthode fournit des estimations prudentes et minimales de la population de ptychobranches réniformes dans les deux rivières, mais évite les incertitudes associées à la tentative d'extrapolation à l'extérieur des sites d'échantillonnage. Les populations de ptychobranches réniformes dans les sites d'échantillonnage des rivières Ausable et Sydenham ont affiché une croissance démographique positive au cours de la période de relevé, mais les deux populations diffèrent lorsqu'on les examine en détail. La population de la rivière Ausable a affiché une croissance positive dans 3 de ses 5 sites avec une médiane globale  $\lambda$  de 1,07 (IC à 95 % : 1,02 à 1,126). L'abondance prévue des sites d'échantillonnage dans la rivière Ausable en 2019 était de 1 129 (IC à 95 % : 933 à 1 360), mais ~ 74 % de la population se trouvait dans le site AR-24. Ces résultats indiquent une population où la croissance est principalement limitée à un site, tandis que d'autres sites ont maintenu une population stable ou ont connu un déclin. En revanche, la population de la rivière Sydenham a affiché une croissance dans ses 10 sites d'échantillonnage avec une médiane globale  $\lambda$  de 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15). L'abondance projetée des sites d'échantillonnage de Sydenham en 2022 était de 6 949 (IC à 95 % : 5 371 à 9 059) et la population est répartie plus uniformément entre ses sites. Le site abritant la population la plus nombreuse (SR-19) contenait environ 37 % de l'abondance totale projetée. Ces résultats indiqueraient une population de ptychobranches réniformes en meilleure santé qui connaît une croissance à plusieurs endroits. L'estimation de  $\lambda$  pour les deux rivières est conforme aux taux de croissance de la population d'autres espèces d'unionidés à grande longévité et à croissance lente, qui ont tendance à être proches de 1, même pour les populations en croissance (Villega *et al.* 2004, Haag 2012).

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour évaluer les répercussions des dommages sur une population de ptychobranches réniformes. La plupart des résultats indiquent que le ptychobranche réniforme est le plus sensible aux changements dans la survie des adultes. Les simulations des dommages montrent que les répercussions les plus importantes sur un effectif stable de la population ont été la survie des adultes, suivie de la survie des juvéniles, et le recrutement a eu le moins de répercussions. Une mortalité annuelle d'environ 3 % appliquée aux adultes du ptychobranche réniforme a réduit la population de 25 %. Une réduction aussi importante résultant d'un niveau mineur de mortalité appliquée indique une sensibilité élevée aux dommages potentiels pour les adultes.

Selon l'élasticité de l'analyse  $\lambda$ , la sensibilité de la population aux taux de survie pour divers stades biologiques présente la même tendance (c.-à-d. la survie des adultes > la survie des juvéniles > le recrutement). C'est généralement le cas lorsque la population diminue ou est stable (c.-à-d. lorsque  $\lambda \leq \sim 1,05$ ); cependant, à mesure que la population augmente, elle devient moins sensible à la survie des adultes et plus sensible à la survie des juvéniles et lorsque  $\lambda > \sim 1,05$ , la valeur d'élasticité pour la survie des juvéniles peut chevaucher ou dépasser celle de la survie des adultes en fonction d'autres paramètres du cycle biologique. La croissance de la population de ptychobranches réniformes dans la rivière Sydenham était de 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15), par conséquent, les dommages appliqués aux juvéniles peuvent avoir un effet égal ou supérieur sur la population par rapport aux dommages appliqués aux adultes. La situation est plus variable pour la population de la rivière Ausable, qui a une médiane  $\lambda$  de 1,07 (IC à 95 % : 1,02 à 1,126). Les estimations médianes et inférieures de  $\lambda$  se situeraient dans la fourchette où la survie des adultes est plus importante, mais les estimations de  $\lambda$  plus élevées se situeraient dans la plage où les élasticités de la survie des adultes et des juvéniles se chevauchent. Enfin, les changements dans le recrutement n'ont pas eu de répercussions aussi importantes sur le taux de croissance de la population ou l'abondance stable des adultes que les changements dans la survie des juvéniles ou des adultes. Le modèle

---

de sensibilité accrue au stade adulte et de faible sensibilité au recrutement a été déterminé chez d'autres unionidés (Haag 2012) à grande longévité.

Les estimations de l'élasticité ont été influencées par les paramètres incertains du cycle biologique. Par exemple, l'âge à la maturité a influencé l'estimation de l'élasticité pour la survie des juvéniles. À mesure que  $T_{mat}$  augmentait, la population devenait généralement plus sensible au stade juvénile. Lorsque  $T_{mat} = 3$ , l'estimation de l'élasticité moyenne pour la survie des juvéniles dans l'ensemble des taux de croissance de la population était d'environ 0,25 tandis que lorsque  $T_{mat} = 5$ , elle était d'environ 0,43. En outre, l'élasticité pour la survie de l'adulte augmentait généralement avec le recrutement relative ( $\alpha$ ). Comme une plus grande proportion de la reproduction s'est produite plus tard dans la vie, le stade de vie adulte est devenu plus important pour la croissance de la population.

Pour estimer les besoins en matière de viabilité des populations, nous avons établi dans une analyse par simulation les tailles de population nécessaires à la durabilité démographique dans une estimation de population minimale viable (PMV). La probabilité de persistance dépend de la taille de la population, du taux de catastrophe et de la croissance maximale de la population. Pour une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans, le ptychobranche réniforme a besoin d'environ 2 100 (IC à 95 % : 900 à 3 900) femelles adultes, ce qui se traduit par ~ 5 250 (IC à 95 % : 2 250 à 9 750) adultes des deux sexes en supposant un sex-ratio de 1:1,5 entre les femelles et les mâles. L'intervalle de confiance supérieur est associé à des taux de catastrophe plus élevés et à une croissance maximale plus faible de la population, tandis que l'intervalle de confiance inférieur est associé à des taux de catastrophe plus faibles et à une croissance maximale de la population plus élevée.

La PMV a été comparée aux abondances actuelles projetées de la population de ptychobranche réniformes dans les sites d'échantillonnage des deux rivières. L'abondance du ptychobranche réniforme dans les sites d'échantillonnage de la rivière Sydenham est supérieure à celle de la PMV, tandis que l'abondance dans les sites d'échantillonnage de la rivière Ausable est d'environ 20 % de la PMV. Le ptychobranche réniforme peut se retrouver en dehors des sites d'échantillonnage de l'UMBO dans la rivière Ausable, par conséquent, la population totale à l'échelle de la rivière devrait être plus proche ou peut-être supérieure à la PMV; toutefois, une projection de la population a été effectuée pour examiner combien de temps il faudrait à la population de la rivière Ausable pour atteindre la PMV en supposant que les sites de l'UMBO contenaient la totalité de la population de ptychobranche réniformes. Cette projection a été effectuée pour fournir un calendrier prudent pour la gestion du rétablissement de la population dans la rivière Ausable. Selon cette hypothèse, la durée médiane prévue pour que la population Ausable atteigne la PMV est de 52 ans (IC à 95 % : 22 à 167) si la PMV a été fixée comme étant la capacité de charge ( $K$ ). La durée pour atteindre la PMV serait réduite si la population initiale est plus élevée ou si  $K$  est supérieur à la PMV. Si  $K$  était le double de la valeur de la PMV, la durée médiane pour atteindre la PMV serait réduite à 16 ans (IC à 95 % : 11 à 42).

Les estimations de la PMV ont été converties en besoins en matière d'habitat en divisant la PMV par les estimations actuelles de la densité de population ou par les estimations extrapolées de la densité de population stable pour les deux réseaux hydrographiques. Les besoins en matière d'habitat fondés sur les densités actuelles correspondent à environ 260 ha (IC à 95 % : 105 à 680) pour la rivière Ausable et à environ 50 ha (IC à 95 % : 22 à 113) pour la rivière Sydenham. La méthode d'extrapolation donne des estimations de la SMPV d'environ 108 ha (IC à 95 % : 4,7 à 5 100) pour la rivière Ausable et d'environ 10 ha (IC à 95 % : 0,62 à 109) pour la rivière Sydenham. Les estimations de l'intervalle de confiance supérieur correspondent à des estimations plus faibles de la densité actuelle, à un taux de croissance de la population plus faible et à des taux de catastrophe plus élevés. Les estimations de la SMPV calculées

---

avec les densités actuelles ont une valeur médiane plus élevée, mais une plage d'intervalles de confiance plus étroite par rapport aux estimations faites avec des densités de population stables extrapolées. Les estimations de la SMPV sont très sensibles à la densité de population utilisée dans son calcul. Le processus d'estimation de la densité de population stable est sensible à l'abondance actuelle et au taux de croissance de la population ( $\lambda$ ), qui ont été tirés au hasard à partir d'une gamme de valeurs, et à la fonction de dépendance à la densité. La relation entre la densité de population stable et l'actuelle  $\lambda$  est non linéaire. De petites différences dans  $\lambda$ , en particulier près de la plage supérieure de valeurs, peuvent conduire à des estimations de densité très différentes.

Les projections de la viabilité et de la trajectoire de la population supposent que l'habitat et la communauté biologique dans les rivières Ausable et Sydenham sont maintenus dans les conditions actuelles. La détérioration des conditions entraînerait probablement des exigences plus élevées pour la viabilité de la population (à la fois l'abondance et l'habitat) et plus de temps nécessaire pour que les populations de ptychobranche réniformes atteignent la PMV.

## INCERTITUDES

Il existe de nombreuses incertitudes dans le paramétrage du modèle de population pour le ptychobranche réniforme. Les paramètres incertains comprenaient : presque tous les aspects du recrutement, la survie des juvéniles, l'âge à la maturité et le taux de croissance maximal de la population. Par exemple, l'âge à la maturité n'a pas pu être déterminé à partir des données sur le terrain en raison d'un manque d'individus immatures de petite taille et une relation allométrique a été utilisée pour combler la lacune dans les données. Pour résoudre ce problème, une plage de valeurs potentielles a été utilisée pour ces paramètres, en fonction des distributions de probabilité. Cela permet de représenter la dynamique potentielle du cycle biologique dans les simulations et de donner un éventail de résultats. L'inclusion de l'incertitude paramétrique est importante et peut avoir une influence significative sur les conclusions tirées de l'analyse de la viabilité de la population (McGowan *et al.* 2011).

Les estimations actuelles de la population sont fondées uniquement sur les sites d'échantillonnage dans les deux rivières. Les données étaient insuffisantes pour extrapoler l'abondance en dehors de ces sites. Étant donné que le ptychobranche réniforme peut se retrouver en dehors des sites d'échantillonnage, ces estimations sont des sous-estimations de l'abondance réelle de la population. Cela contribue aux incertitudes quant à l'état de la population de la rivière Ausable par rapport à la question de savoir si elle est inférieure à la PMV et, si elle est inférieure, combien de temps il faudrait à la population pour atteindre la PMV.

La fréquence des événements catastrophiques pour le ptychobranche réniforme était inconnue, mais elle avait une incidence importante sur les estimations de la PMV. On ignore si l'intervalle de probabilité de catastrophe choisi entre 5 % et 20 % par génération reflète fidèlement des conditions réalistes. Cependant, comme le ptychobranche réniforme est une espèce à grande longévité qui s'enfouit dans les sédiments, la probabilité de catastrophe peut avoir tendance à être plus faible. La gravité de ces événements a été modélisée à l'aide d'une distribution bêta en utilisant des données de la méta-analyse de Reed *et al.* (2003), mais ces résultats étaient fondés sur les populations de vertébrés; son applicabilité peut être limitée lorsqu'elle est utilisée pour décrire les populations de moules sessiles qui sont moins capables de se déplacer pour atténuer les répercussions des événements catastrophiques.

Les interactions entre le ptychobranche réniforme et son espèce hôte n'ont pas été explicitement incluses dans le modèle de population, même si la santé des populations hôtes aura une incidence importante sur les populations de ptychobranche réniformes. L'espèce hôte du ptychobranche réniforme n'a pas été déterminée empiriquement au Canada, bien que

---

les hôtes probables déduits des résultats des États-Unis soient également indigènes au Canada. Par conséquent, on ignore si les populations de ptychobranches réniformes sont limitées par la disponibilité de l'hôte. L'abondance des espèces d'unionidés dans un système fluvial a tendance à être corrélée avec l'abondance de leurs espèces hôtes (Haag 2012). De plus, une analyse de simulation antérieure des populations d'obovarie (*Obovaria olivaria*) a démontré que l'abondance et la trajectoire de l'hôte étaient une forte détermination de l'abondance des moules (Young and Koops 2013). Pour ce modèle, on a supposé que la population hôte était maintenue aux niveaux actuels et suffisamment abondante pour qu'elle n'ait aucune incidence sur la reproduction du ptychobranche réniforme. L'infraction à cette hypothèse peut suggérer que l'abondance du ptychobranche réniforme est liée à la dynamique des populations de ces espèces hôtes dans les rivières Ausable et Sydenham. Par exemple, si la population de ces espèces hôtes a été soumise à des événements catastrophiques, la population de ptychobranches réniformes pourrait être indirectement touchée même si les événements n'ont pas entraîné de mortalité directe sur les espèces de moules. Ces prises en compte pourraient se traduire par des exigences plus grandes en matière de viabilité de la population. Si les populations hôtes viennent à disparaître des deux rivières, il est probable que le ptychobranche réniforme disparaisse également du pays.

Les effets des interactions dans la communauté sur le ptychobranche réniforme sont également mal connus. La prédation sur les moules ou leurs espèces hôtes pourrait poser un risque pour la population de ptychobranches réniformes. Les faibles niveaux d'eau, exacerbés par les changements climatiques, pourraient exposer le ptychobranche réniforme à une prédation accrue par des prédateurs terrestres opportunistes, bien qu'Owen *et al.* (2011) aient constaté que le ptychobranche réniforme présente généralement un risque de prédation plus faible par les rats musqués que les espèces de moules dont la coquille est plus mince. Les espèces envahissantes (p. ex. le gobie à taches noires, la moule zébrée) peuvent avoir un effet direct sur le ptychobranche réniforme dû à la prédation ou la compétition ou indirectement par des effets négatifs sur leurs poissons hôtes.

Les répercussions des facteurs environnementaux sur les taux vitaux du ptychobranche réniforme ne sont pas bien comprises. Les moules unionidées sont sensibles à la qualité de l'eau, ce qui peut avoir un effet important sur leur croissance et leur survie. L'utilisation des terres autour des rivières Ausable et Sydenham peut avoir une influence majeure sur les ruissellements qui y pénètrent. Il a été démontré dans des études en laboratoire que des contaminants comme l'ammoniac et les métaux augmentent la mortalité des unionidés, en particulier chez les individus aux premiers stades de leur cycle biologique (Augspurger *et al.* 2004, Wang *et al.* 2007, Gillis *et al.* 2008), et des différences importantes ont été observées dans l'abondance des moules entre la zone en amont et en aval d'une usine de traitement de l'eau (Gillis *et al.* 2017). Les effets cumulatifs de contaminants multiples ou de contaminants avec d'autres facteurs de stress environnementaux peuvent également être importants. Cependant, les études détaillant la relation quantitative entre les taux vitaux du ptychobranche réniforme et les contaminants environnementaux ne sont toujours pas disponibles. Dans des conditions où les facteurs environnementaux réduisent les taux de survie du ptychobranche réniforme, les exigences en matière de viabilité de la population (c.-à-d. PMV et SMPV) devront être plus élevées pour compenser la réduction du taux de croissance de la population. L'analyse de l'élasticité et les simulations des dommages peuvent également servir de guide pour estimer les effets négatifs de ces facteurs environnementaux sur la population de ptychobranches réniformes. L'incorporation complète des effets environnementaux dans le modèle de population afin d'analyser les incidences environnementales négatives ou les mesures d'atténuation potentielles nécessitera de plus amples renseignements sur la relation entre ces facteurs et les taux vitaux du ptychobranche réniforme.

---

Le ptychobranche réniforme dans chacune des rivières Ausable et Sydenham a été traité comme une seule population indépendante, la reproduction et la survie étant soumises aux mêmes conditions environnementales. Une structure de la population plus complexe est possible, ce qui peut avoir une incidence sur la façon dont l'abondance est estimée et sur la probabilité de persistance de la population dans son ensemble. La structure de la métapopulation, avec la migration ou les croisements entre les sous-populations, peut augmenter considérablement la persistance de la population, mais cela diminue lorsque les conditions environnementales stochastiques parmi les sous-populations sont corrélées (Palmqvist and Lundberg 1998, Reed 2004). S'il existe un degré d'indépendance parmi les sous-populations de ptychobranches réniformes dans les rivières Ausable ou Sydenham, la probabilité de persistance peut être supérieure à celle qui est estimée ici.

## **ÉLÉMENTS**

### **Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du ptychobranche réniforme**

Les paramètres du cycle biologique du ptychobranche réniforme ont été estimés pour les populations des rivières Ausable et Sydenham. La valeur de chaque paramètre du cycle biologique utilisée dans la modélisation est présentée au tableau 7. De nombreuses caractéristiques du cycle biologique du ptychobranche réniforme demeurent inconnues. Les incertitudes ont été représentées par des distributions de probabilité pour capturer la plage de valeurs possibles pour l'espèce (tableau 7). La section Méthodes fournit une explication des sélections de paramètres.

### **Élément 12 : Proposer des objectifs de rétablissement concernant l'abondance et la répartition**

Les objectifs d'abondance ont été estimés à l'aide d'une analyse de viabilité des populations et d'estimations de la population minimale viable (PMV). Les simulations intégraient la dépendance à la densité, la stochasticité de l'environnement, l'incertitude des paramètres et les catastrophes aléatoires. La probabilité de persistance est influencée par la taille de la population, la croissance maximale de la population et les taux de catastrophe. Avec une probabilité de persistance de 99 % sur 100 ans, la PMV est d'environ 5 250 (IC à 95 % : 2 250 à 9 750) adultes des deux sexes. Avec une probabilité de 95 % de persistance sur 100 ans, la PMV est d'environ 1 500 (IC à 95 % : 650 à 2 875) adultes des deux sexes. L'intervalle de confiance supérieur des estimations de la PMV correspond à des simulations avec des catastrophes plus fréquentes et une croissance maximale de la population plus faible.

### **Élément 13 : Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable (minimum de 10 ans) sur le plan scientifique et des trajectoires au fil du temps jusqu'à l'atteinte des objectifs de rétablissement potentiels, en fonction des paramètres actuels de la dynamique des populations de ptychobranches réniformes**

Les taux de croissance des populations de ptychobranches réniformes dans les rivières Ausable et Sydenham ont été estimés à partir des données de relevés en quadratique recueillies entre 2006 et 2019 et 1999 et 2022 respectivement. Les taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) ont été estimés à 1,07 (IC à 95 % : 1,02 à 1,13) dans la rivière Ausable et à 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15) dans la rivière Sydenham.

---

**Élément 14 : Présenter un avis sur la mesure dans laquelle l'habitat approprié disponible répond aux besoins de l'espèce, tant actuellement que lorsque les objectifs de rétablissement de l'espèce proposés dans l'élément 12 sont atteints**

La quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une population de ptychobranches réniformes de la taille d'une PMV a été estimée en déterminant la densité d'une population stable compte tenu de la densité actuelle de la population, du taux de croissance et de la forme modélisée de dépendance à la densité. Les densités estimées de femelles adultes d'une population stable étaient les suivantes : 0,17 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,004 à 3,1) dans la rivière Ausable et 1,71 moule/m<sup>2</sup> (IC à 95 % : 0,19 à 24,7) dans la rivière Sydenham. Ces chiffres correspondent aux estimations médianes de la SMPV d'environ 108 ha (IC à 95 % : 4,7 à 5 100) et d'environ 10 ha (IC à 95 % : 0,62 à 109) pour les rivières Ausable et Sydenham respectivement. Les estimations de l'intervalle de confiance supérieur correspondent à des estimations plus faibles de la densité actuelle, à un taux de croissance de la population plus faible et à des taux de catastrophe plus importants.

Si la dépendance à la densité modélisée était retirée du calcul de la SMPV et que les densités actuelles de femelles adultes étaient utilisées, les estimations médianes de la SMPV pour la rivière Ausable seraient d'environ 260 ha (IC à 95 % : 105 à 680) et les estimations pour la rivière Sydenham seraient d'environ 50 ha (IC à 95 % : 22 à 113).

L'estimation de la SMPV ne détermine que la quantité d'habitat nécessaire pour abriter une population de la taille d'une PMV et ne tient pas compte d'autres aspects tels que l'habitat pour soutenir les populations hôtes ou la configuration spatiale des populations. Par exemple, les moules unionidées se reproduisent par « sperm-casting » où les mâles libèrent des spermatozoïdes qui sont siphonnés de l'eau par les femelles pendant l'alimentation par filtration (Haag 2012). Dans un environnement lotique, une fertilisation réussie ne peut être obtenue que lorsque des mâles existent en amont des femelles et seul l'habitat où une fertilisation réussie est possible peut contribuer à la SMPV.

D'après les estimations de l'aire de répartition géographique actuelle occupée par le ptychobranche réniforme dans les rivières Ausable et Sydenham (Colm et Morris 2025) et selon les estimations de 91,3 % de cette aire de répartition géographique étant un habitat convenable pour le ptychobranche réniforme (Daniel *et al.* 2018), la quantité d'habitat convenable disponible est d'environ 100 ha et d'environ 220 ha dans les rivières Ausable et Sydenham, respectivement. Ces résultats suggèrent que la rivière Sydenham a suffisamment d'habitat pour soutenir une population à la PMV, mais que la rivière Ausable pourrait ne pas avoir suffisamment d'habitat.

**Élément 15 : Évaluer la probabilité que les objectifs possibles de rétablissement puissent être atteints selon les paramètres actuels de la dynamique des populations et comment cette probabilité pourrait varier selon différents paramètres de mortalité (en particulier selon des valeurs plus faibles) et de productivité (en particulier selon des valeurs plus élevées)**

Le dénombrement de la population a été estimé à partir du modèle de données des quadrats pour les rivières Ausable et Sydenham, mais il a été limité à la zone de relevé. Le nombre estimé de ptychobranches réniformes dans la région échantillonnée de la rivière Ausable était de 1,129 (IC à 95 % : 933 à 1 360) en 2019 et dans la rivière Sydenham était de 6 949 (IC à 95 % : 5 371 à 9 059) pour 2022.

L'estimation pour la rivière Sydenham était supérieure à celle de la PMV. L'estimation pour la rivière Ausable était inférieure à la PMV. Des simulations ont été effectuées pour déterminer

---

combien de temps il faudrait à la population de la rivière Ausable (sites d'échantillonnages seulement) pour atteindre la taille d'une PMV compte tenu de sa trajectoire actuelle. Dans des conditions idéales, la population de la rivière Ausable devrait atteindre la PMV ~ 87 % du temps en 100 ans ou moins.

Élément 19 : Estimer la diminution attendue du taux de mortalité découlant de chaque mesure d'atténuation et activité de rechange énumérée dans l'élément 16, ainsi que l'augmentation de la productivité ou de la survie associée à chaque mesure de l'élément 17.

Aucun lien évident n'a été relevé entre les mesures d'atténuation et les taux de mortalité ou de productivité du ptychobranche réniforme. Il est donc difficile de fournir des conseils au sujet de l'effet des mesures d'atténuation sur les taux de mortalité ou de productivité.

**Élément 20 : Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'au moment d'atteindre les objectifs de rétablissement, en fonction des taux de mortalité et des taux de productivité en rapport avec les mesures particulières aux fins d'examen énoncées dans l'élément 19. Inclure les objectifs qui présentent la plus forte probabilité possible de survie et de rétablissement pour des valeurs de paramètres réalistes sur le plan biologique**

Les taux de croissance des populations de ptychobranches réniformes dans les rivières Ausable et Sydenham ont été estimés à partir des données de relevés en quadratique recueillies entre 2006 et 2019 et 1999 et 2022 respectivement. Les taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) ont été estimés à 1,07 (IC à 95 % : 1,02 à 1,126) dans la rivière Ausable et à 1,13 (IC à 95 % : 1,11 à 1,15) dans la rivière Sydenham.

L'estimation de l'abondance aux sites d'échantillonnage de la rivière Sydenham était supérieure à celle de la PMV. L'estimation de l'abondance aux sites d'échantillonnage de la rivière Ausable était inférieure à celle de la PMV. Les résultats de la simulation ont indiqué que la population de la rivière Ausable aurait besoin de 52 ans (IC à 95 % : 22 à 167) pour atteindre une PMV dans les sites de relevé.

**Élément 21 : Recommander des valeurs de paramètres sur les taux de productivité et de mortalité initiaux et, si nécessaire, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui pourraient être requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des incidences économiques, sociales et culturelles en appui au processus d'inscription**

Les valeurs de paramètre présentées au tableau 7 reposent sur les meilleures données disponibles pour ces populations et devraient être utilisées pour une modélisation de la population future jusqu'à ce que des données plus fiables soient disponibles. Les détails concernant la manière dont les paramètres ont été estimés et les données sources utilisées sont présentés à la section Méthodes du présent rapport.

**Élément 22 : Évaluer le taux maximal de mortalité et de destruction de l'habitat anthropiques que l'espèce peut soutenir sans risque pour sa survie ou son rétablissement**

Les dommages admissibles maximaux peuvent être estimés à partir des élasticités (tableau 9) en calculant la variation d'un taux vital qui maintient un taux de croissance de la population  $\geq 1$ . Comme il existe un degré élevé d'incertitude dans le modèle, il est prudent d'utiliser l'intervalle

de confiance supérieur de l'élasticité dans l'évaluation des dommages (représenté par l'intervalle de confiance inférieur si les estimations du dommage maximal admissible sont présentées dans le tableau 11). Les dommages admissibles s'appliquent lorsqu'une population a une valeur  $\lambda$  initiale  $> 1$ . Les dommages admissibles maximaux sont estimés comme suit (Vélez-Espino and Koops 2009) :

$$\text{Dommages admissibles maximaux} = \left(\frac{1}{\varepsilon_\lambda}\right) \left(\frac{1-\lambda}{\lambda}\right). \quad (19)$$

Où  $\lambda$  est le taux de croissance démographique actuel et  $\varepsilon_\lambda$ , est l'estimation de l'élasticité pour le taux vital perturbé. Les dommages admissibles sont estimés pour les rivières Sydenham et Ausable en fonction de la gamme complète des estimations de leur taux de croissance de la population; rivière Sydenham : 1,11 à 1,15, rivière Ausable : 1,02 à 1,126.

La quantité maximale de dommages correspondant à l'objectif de maintenir des populations stables ou en croissance (c'est-à-dire un taux de croissance de la population égal ou supérieur à 1) a été estimée pour les rivières Ausable et Sydenham selon leurs états actuels (tableau 11). Les populations de ptychobranches réniformes dans les deux rivières diffèrent dans leurs taux actuels de croissance de la population et, par conséquent, les estimations des dommages admissibles maximaux diffèrent. La tendance des dommages admissibles maximaux propres au stade est similaire entre les deux rivières, la survie des adultes ayant les estimations des dommages admissibles les plus faibles, suivie de la survie des juvéniles et du recrutement ayant la plus élevée. La population de la rivière Ausable a systématiquement des estimations de dommages admissibles maximaux pour chaque taux vital plus faibles ainsi qu'un intervalle de confiance plus large pour ces estimations par rapport à la population de la rivière Sydenham. Ces estimations reflètent une plus grande fourchette et un minimum plus faible pour l'estimation du taux de croissance de la population de la rivière Ausable. Les dommages admissibles maximaux si les stades juvénile et adulte étaient touchés ont également été estimés (tableau 11).

*Tableau 11. Estimations des dommages admissibles maximaux pour les populations de ptychobranches réniformes des rivières Ausable et Sydenham. Les valeurs représentent la diminution maximale en proportion des taux vitaux qui permettra à la population de maintenir un taux de croissance démographique  $\geq 1$ . Les estimations des dommages admissibles sont faites en fonction des taux de croissance démographique estimés pour chaque rivière; rivière Ausable : 1,02 à 1,126, rivière Sydenham : 1,11 à 1,15. ICI et ICS sont les intervalles de confiance inférieurs et supérieurs à 95 % respectivement.*

Taux vital	Dommages admissibles maximaux		
	Médiane	ICI	ICS
<b>Rivière Ausable</b>			
Survie des juvéniles	0,21	0,03	0,42
Survie des adultes	0,15	0,01	0,31
Survie des jeunes et des adultes	0,09	0,009	0,16
Recrutement	0,62	0,09	0,92
<b>Rivière Sydenham</b>			
Survie des juvéniles	0,28	0,18	0,43
Survie des adultes	0,22	0,14	0,33
Survie des jeunes et des adultes	0,12	0,09	0,17
Recrutement	0,76	0,60	0,93

---

Les estimations des dommages admissibles maximaux pour la population de Ptychobranches réniformes dans les rivières Ausable et Sydenham étaient fondées sur des estimations du taux de croissance démographique actuel dans les deux rivières et sur l'élasticité de l'analyse  $\lambda$ , tout en tenant compte de l'incertitude des paramètres du cycle biologique. Ces estimations des dommages admissibles représentent le niveau de mortalité qui entraînerait une baisse du taux de croissance de la population à 1. En raison de l'incertitude dans les estimations des paramètres du cycle biologique et du taux de croissance de la population, il serait plus prudent d'utiliser l'estimation à l'intervalle de confiance inférieur comme point de référence pour les dommages admissibles maximaux au lieu de la médiane. Selon ces critères, la population de la rivière Ausable n'est pas à risque de dommages, tandis que la population de la rivière Sydenham peut tolérer des augmentations mineures de la mortalité (jusqu'à ~ 10 %). L'imposition de dommages admissibles maximaux mettrait fin à toute croissance démographique et empêcherait une population d'atteindre sa cible de rétablissement si la population est inférieure à ce seuil.

### RÉFÉRENCES CITÉES

- Augspurger, T., Keller, A.E., Black, M.C., Cope, G., and Dwyer F.J. 2003. Derivation of water quality guidance for protection of freshwater mussels (Unionidae) from ammonia exposure. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(11): 2569–2575.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 722 p.
- Colm, J.E., et Morris, T.J. 2025. [Information à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement du Ptychobranchie réniforme \(\*Ptychobranche fasciolaris\*\)](#). Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/040. v + 74 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2003. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le Ptychobranchie réniforme \(\*Ptychobranche fasciolaris\*\) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada](#). Ottawa, ON. vii + 37 p.
- Daniel, W.M., Cooper, A.R., Badra, P.J., and Infante, D.M. 2018. Predicting habitat suitability for eleven imperiled fluvial freshwater mussels. *Hydrobiologia* 809: 265–283.
- DFO. 2013. [Recovery Strategy for the Round Hickorynut \(\*Obovaria subrotunda\*\) and the Kidneyshell \(\*Ptychobranche fasciolaris\*\) in Canada](#). Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada. Ottawa, ON. vi + 70 p.
- Gillis, P.L., Mitchell, R.J., Schwalb, A.N., McNichols, K.A., Mackie, G.L., Wood, C.M., and Ackerman, J.D. 2008. Sensitivity of the glochidia (larvae) of freshwater mussels to copper: Assessing the effect of water hardness and dissolved organic carbon on the sensitivity of endangered species. *Aquat. Toxicol.* 88(2): 137–145.
- Gillis, P.L., McInnis, R., Salerno, J., de Solla, S.R., Servos, M.R., and Leonard, E.M. 2017. Municipal wastewater treatment plant effluent-induced effects on freshwater mussel populations and the role of mussel refugia in recolonizing an extirpated reach. *Environ. Pollut.* 225: 460–468.
- Haag, W.R. 2012. *North American Freshwater Mussels: Natural History, Ecology, and Conservation*. Cambridge University Press, New York, NY. 538 p.
- Haag, W.R., and Staton, J.L. 2003. Variation in fecundity and other reproductive traits in freshwater mussels. *Freshw. Biol.* 48(12): 2118–2130.

- 
- Hartig, F. 2022. DHARMA: [Residual diagnostics for hierarchical \(multi-level/mixed\) regression models](#). R package version 0.4.6.
- Ilarri, M.I., Souza, A.T., Amorim, L., and Sousa, R. 2019. Decay and persistence of empty bivalve shells in a temperate riverine system. *Sci. Total Environ.* 683: 185–192.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241: 1455–1460.
- McGowan, C.P., Runge, M.C., and Larson, M.A. 2011. Incorporating parametric uncertainty into population viability analysis models. *Biol. Conserv.* 144(5): 1400–1408.
- McNichols, K.A. 2007. Implementing recovery strategies for mussel species at risk in Ontario. Thesis (M.Sc.) University of Guelph, Guelph, ON. 193 p.
- Metcalfe-Smith, J.L., McGoldrick, D.J., Zanatta, D.T. and Grapentine, L.C. 2007. [Development of a monitoring program for tracking the recovery of endangered freshwater mussels in the Sydenham River, Ontario](#). WSTD Contribution No. 07-510. Water Science and Technology Directorate, Environment Canada, Burlington, ON. 63 p.
- Morris, T.J. 2006. Recovery Strategy for the Round Hickorynut (*Obovaria subrotunda*) and Kidneyshell (*Ptychobranhus fasciolaris*) in Canada. Species at Risk Act Recovery Strategy Series. Fisheries and Oceans Canada, Ottawa, ON. 47 p.
- Morris, W.F., and Doak, D.F. 2002. Quantitative conservation biology: theory and practice of population viability analysis. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 480 p.
- MPO. 2007a. [Documentation de l'utilisation de l'habitat par les espèces en péril et quantification de la qualité de l'habitat](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2007/038.
- MPO. 2007b. [Protocole révisé pour l'exécution des évaluations du potentiel de rétablissement](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Avis sci. 2007/039.
- Owen, C.T., McGregor, M.A., Cobbs, G.A., and Alexander, J.E. 2011. Muskrat predation on a diverse unionid mussel community: impacts of prey species composition, size and shape. *Freshw. Biol.* 56(3): 554–564.
- Palmqvist, E., and Lundberg, P. 1998. Population extinctions in correlated environments. *Oikos* 83(2): 359–367.
- Patterson, C.G. 1985. Biomass and production of the Unionid, *Elliptio complanata* (Lightfoot) in an old reservoir in New Brunswick. *Freshw. Invertebr. Biol.* 4(4): 201–207.
- R Core Team, 2022. [R: A language and environment for statistical computing](#). R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reed, D.H. 2004. Extinction risk in fragmented habitats. *Anim. Conserv.* 7(2): 181–191.
- Reed, D.H., O'Grady, J.J., Ballou, J.D., and Frankham, R. 2003. The frequency and severity of catastrophic die-offs in vertebrates. *Anim. Cons.* 6: 109–114.
- Rue, H., Martino, S., and Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models by using integrated nested Laplace approximations. *J. R. Stat. Soc. Ser. B Stat. Methodol.* 71(2): 319–392.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.

- 
- Sheldon, M.N., McNichols-O'Rourke, K.A., and Morris, T.J. 2020. [Summary of initial surveys at index stations for long-term monitoring of freshwater mussels in southwestern Ontario between 2007 and 2018](#). Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 3203: vii + 85 p.
- Simpson, D. Rue, H. Riebler, A. Martins, T.G., and Sorbye, S.H. 2017. Penalising model component complexity: A principled, practical approach to constructing priors. Stat. Sci. 32: 1–28.
- Smith, M.W., Then, A.Y., Wor, C., Ralph, G., Pollock, K.H., and Hoenig, J.M. 2012. Recommendations for catch-curve analysis. North American Journal of Fisheries Management 32: 956–967.
- Strayer, D.L., and Malcom, H.M. 2007. Shell decay rates of native and alien freshwater bivalves and implications for habitat engineering. Freshw. Biol. 52: 1611–1617.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2009. Quantifying allowable harm in species at risk: application to the Laurentian Black Redhorse (*Moxostoma duquesnei*). Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 19: 676–688.
- Vélez-Espino, L.A., and Koops, M.A. 2012. Capacity for increase, compensatory reserve, and catastrophes as determinants of minimum viable population in freshwater fishes. Ecol. Model. 247: 319–326.
- Vélez-Espino, L.A., Randall, R.G., and Koops, M.A. 2010. [Quantifying habitat requirements of four freshwater species at risk in Canada: Northern Madtom, Spotted Gar, Lake Chubsucker, and Pugnose Shiner](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Res. Doc. 2009/115.
- Wang, N., Ingersoll, C.G., Hardesty, D.K., Ivey, C.D., Kunz, J.L., May, T.W., Dwyer, F.J., Roberts, A.D., Augspurger, T., Kane, C.M., Neves, R.J., and Barnhart, M.C. 2007. Acute toxicity of copper, ammonia, and chlorine to glochidia and juveniles of freshwater mussels (Unionidae). Environ. Toxicol. Chem. 26(10): 2036–2047.
- Watanabe, S. 2010. Asymptotic equivalence of Bayes cross validation and widely applicable information criterion in singular learning theory. J. Mach. Learn. 33: 3571–3594.
- White, L.R., McPheron, B.A., and Stauffer, J.R., Jr. 1996. Molecular genetic identification tools for the unionids of French Creek, Pennsylvania. Malacologia 38(1–2):181–202.
- Wilke, C. 2022. [ggridges: Ridgeline Plots in 'ggplot2'](#). R package version 0.5.4.
- Young, J.A.M, et Koops, M.A. 2013. [Modélisation du potentiel de rétablissement de l'obovarie olivâtre \(\*Obovaria olivaria\*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2013/022. iv + 14 p.