



Pêches et Océans  
Canada

Fisheries and Oceans  
Canada

Sciences des écosystèmes  
et des océans

Ecosystems and  
Oceans Science

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

---

**Document de recherche 2019/064**

**Région du Centre et de l'Arctique**

### **Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de rivière (*Percina shumardi*) au Canada**

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) L7R 4A6

---

## Avant-propos

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

### Publié par :

Pêches et Océans Canada  
Secrétariat canadien de consultation scientifique  
200, rue Kent  
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



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

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

van der Lee, A.S., et Koops, M.A.. 2020. Modélisation du potentiel de rétablissement du dard de rivière (*Percina shumardi*) au Canada. *Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech.* 2019/064. iv + 31 p.

### Also available in English :

van der Lee, A.S., and Koops, M.A. 2020. *Recovery Potential Modelling of River Darter (Percina shumardi) in Canada. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/064. iv + 25 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	iv
INTRODUCTION .....	1
MÉTHODES .....	1
SOURCES .....	1
LE MODÈLE .....	2
Estimations des paramètres .....	4
Croissance .....	4
Reproduction .....	6
Mortalité .....	7
STOCHASTICITÉ .....	9
Fécondité .....	9
Mortalité .....	9
DÉPENDANCE À LA DENSITÉ .....	10
IMPACT DES DOMMAGES .....	11
OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT .....	13
Abondance : Population minimale viable (PMV) .....	13
Habitat : superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP) .....	14
TEMPS DE RÉTABLISSEMENT .....	15
RÉSULTATS .....	15
IMPACT DES DOMMAGES .....	15
OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT .....	19
Abondance : population minimale viable (PMV) .....	19
Habitat : superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP) .....	20
TEMPS DE RÉTABLISSEMENT .....	23
ANALYSE .....	25
ÉLÉMENTS .....	25
INCERTITUDES .....	28
RÉFÉRENCES CITÉES .....	29

---

## RÉSUMÉ

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a évalué le dard de rivière (*Percina shumardi*) comme étant en voie de disparition dans la zone biogéographique des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent (UD 3) au Canada. La modélisation de la population est présentée ici pour évaluer les impacts des dommages, déterminer des objectifs de rétablissement selon la population et établir des projections à long terme du rétablissement de la population à l'appui d'une évaluation du potentiel de rétablissement (EPR). Il existe peu de données propres à l'espèce pour les populations canadiennes de dard de rivière et une grande incertitude entoure les caractéristiques du cycle biologique et les valeurs des taux vitaux. Notre analyse a démontré que c'est aux perturbations du taux de survie chez les jeunes de l'année et de la reproduction que la croissance de la population de dard de rivière était la plus sensible. Il faut éviter de nuire à ces aspects du cycle biologique du dard de rivière. Les risques associés aux différents niveaux de dommages anthropiques propres à chaque stade biologique sont étudiés. L'analyse de la viabilité des populations a permis de déterminer les objectifs de rétablissement possibles. La viabilité de la population (c.-à-d. une population autosuffisante à long terme) peut être atteinte avec une population de 27 000 à 31 000 adultes selon des critères de simulation prudents. Une population de cette taille a besoin d'entre 10,6 et 12,1 ha d'habitat convenable (en supposant des densités de 0,25 poisson/m<sup>2</sup>). Selon les projections de la population, le rétablissement pourrait se produire dans 33 à 35 ans avec une densité initiale de 10 % des objectifs d'abondance.

---

## INTRODUCTION

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a désigné les populations de dard de rivière (*Percina shumardi*) comme étant en voie de disparition dans l'unité désignable 3 (UD 3), la zone biogéographique des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent. L'aire de répartition canadienne du dard de rivière compte deux autres UD, dans la zone biogéographique de la rivière Saskatchewan et du fleuve Nelson (UD 1) et la zone biogéographique du sud de la baie d'Hudson et de la baie James (UD 2), qui ont été désignées comme étant non en péril (COSEPAC, 2016). Le COSEPAC avait auparavant évalué le dard de rivière comme étant non en péril (Dalton, 1989). Cependant, à l'époque, l'espèce était considérée comme une seule UD. Il n'existe aucune modélisation antérieure du potentiel de rétablissement du dard de rivière.

Conformément à la *Loi sur les espèces en péril* (LEP), qui prévoit l'élaboration de programmes de protection et de rétablissement des espèces menacées d'extinction ou de disparition au Canada, Pêches et Océans Canada (MPO) a préparé l'évaluation du potentiel de rétablissement (EPR; MPO, 2007a,b) comme moyen de fournir de l'information et un avis scientifique. Chaque EPR compte trois composantes – une évaluation du statut de l'espèce, la portée du rétablissement et les scénarios des mesures d'atténuation et des solutions de rechange – qui sont ensuite subdivisées en 22 éléments. Le présent rapport contribue aux composantes deux et trois, ainsi qu'aux éléments 3, 12, 13, 14, 15, 19, 20, 21 et 22 en évaluant les dommages admissibles, en établissant des objectifs de rétablissement et en projetant des délais de rétablissement avec l'incertitude associée pour les populations canadiennes de dard de rivière. Ces travaux sont fondés sur une approche démographique élaborée par Vélez-Espino et Koops (2009, 2012) et Vélez-Espino *et al.* (2010) qui détermine les objectifs de rétablissement axés sur la population en fonction des projections à long terme de la population.

## MÉTHODES

Nous avons compilé l'information sur les taux vitaux du dard de rivière pour créer des matrices de projection qui intègrent la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité. L'impact des dommages anthropiques sur les populations de dard de rivière a été quantifié au moyen d'analyses de l'élasticité et par simulation. Les estimations des objectifs de rétablissement pour l'abondance et l'habitat ont été réalisées en fonction de l'estimation de la population minimale viable (PMV) et de la superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP). Enfin, des analyses par simulation ont été utilisées pour projeter l'abondance de la population et estimer les délais de rétablissement potentiels.

## SOURCES

Peu d'études ont été menées sur le dard de rivière alors les données sur le cycle biologique propres à l'espèce étaient rares. Aucune donnée n'était disponible sur les populations de dard de rivière de l'UD 3. Toutefois, certaines données existaient pour d'autres populations canadiennes qui peuvent être considérées comme une représentation du dard de rivière de l'UD 3. Pêches et Océans Canada (MPO) a effectué des relevés ciblés du dard de rivière à 18 sites au nord de l'Ontario et du Manitoba de 2012 à 2014 (Pratt *et al.*, 2016). L'échantillonnage a été réalisé à l'aide de chaluts de fond mini-Missouri et a fourni des renseignements sur la longueur, le poids, l'âge et la répartition par sexe. Les relevés par pêche à l'électricité effectués dans la rivière Rainy (Ontario) en 2013 ont fourni des données supplémentaires tirées de captures accidentelles. Les autres renseignements requis

proviennent de la littérature primaire. Toutes les analyses et simulations ont été effectuées à partir du programme statistique R 3.5.0 (R Core Team, 2018).

## LE MODÈLE

Le cycle biologique du dard de rivière a été modélisé à l'aide d'un modèle matriciel dépendant de la densité, structuré selon l'âge et en fonction du rythme des naissances, après la reproduction, avec des intervalles de projection annuelles (Caswell, 2001). Les modèles matriciels de population se servent d'estimations des taux vitaux (croissance, survie et fécondité) pour projeter la taille de la population par âge ou stade biologique. La valeur propre dominante de la matrice représente le taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) et indique le statut à long terme de la population selon les conditions actuelles (Caswell, 2001). Une valeur  $\lambda$  supérieure à 1 indique que la population augmente de manière exponentielle, une valeur  $\lambda$  égale à 1 indique que la population est stable, et une valeur  $\lambda$  inférieure à 1 indique que la population diminue vers 0. Le vecteur propre droit dominant de la matrice représente la structure du stade stable de la population et indique la répartition proportionnelle des individus parmi les stades biologiques ou âges. On peut se servir de cette information pour estimer le nombre d'individus dans tous les autres stades biologiques ou âges si l'on connaît l'une de ces données, en supposant une situation d'équilibre.

La structure matricielle a été définie par la longévité du dard de rivière ( $t_{max}$ ) et l'âge à la maturité ( $t_{mat}$ ). Nous avons supposé que le dard de rivière vit jusqu'à un âge maximal de quatre ans et atteint la maturité à un an (COSEPAC, 2016). Le cycle biologique du dard de rivière est représenté sur la figure 1.

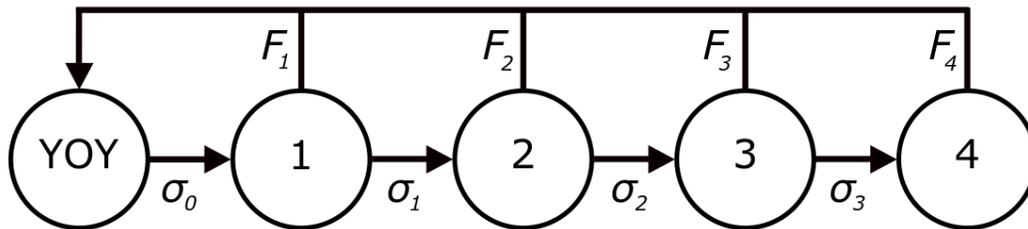


Figure 1. Cycle biologique généralisé utilisé pour modéliser la dynamique des populations de dard de rivière.  $F_t$  représente la fertilité annuelle propre à l'âge et  $\sigma_t$  représente la survie annuelle propre à l'âge.

Les éléments dans la matrice structurée en fonction de l'âge sont les taux de survie ( $\sigma_t$ ) et de fertilité ( $F_t$ ) annuels propres à l'âge. Les coefficients de fertilité ( $F_t$ ) représentent la contribution d'un adulte d'âge- $t$  au prochain recensement d'individus d'âge 0. La fertilité dépend des éléments suivants : (i) la fécondité moyenne propre à l'âge ( $f_t$ ) ou le nombre moyen d'œufs produits par saison de reproduction par individu de la classe d'âge  $t$ ; (ii) la proportion des femelles dans la progéniture ( $\varphi$ ); (iii) la proportion de la population qui est mature à l'âge- $t$  ( $\rho_t$ ); (iv) la périodicité de la fraie ( $T$ ) ou le nombre d'années entre les événements de fraie (1 an pour le dard de rivière); et, en raison de l'hypothèse d'une structure matricielle après la reproduction, (v) le coefficient de survie est inclus pour tenir compte de la mortalité entre le recensement et le prochain événement de fraie. La fertilité est calculée comme suit :

$$F_t = \frac{\varphi \rho_t f_t \sigma_t}{T} \quad (1)$$

La matrice aura cinq colonnes représentant les jeunes de l'année (JA) et les âges 1, 2, 3 et 4 du dard de rivière :

$$\mathbf{B} = \begin{bmatrix} F_1 & F_2 & F_3 & F_4 & 0 \\ \sigma_0 & 0 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & \sigma_1 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \sigma_2 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \sigma_3 & 0 \end{bmatrix} \quad (2)$$

La matrice est structurée comme une matrice après la reproduction; par conséquent, le recensement de la population a lieu juste après la reproduction. Ainsi, les individus grandissent et parviennent à maturité au cours de l'année et frayent juste avant le recensement suivant. Pour en tenir compte, les coefficients de fertilité pour l'âge  $t+1$  sont intégrés à la colonne  $t$  de la matrice de projection (p. ex. la fertilité des poissons d'âge-2 est représentée dans la colonne de l'âge-1 de la matrice). De plus, la structure de la matrice inclut une colonne de 0 pour représenter les poissons d'âge-4. Cela permet d'avoir des poissons d'âge-4, mais qui ne survivront pas jusqu'au prochain recensement (et qui ne se reproduiront pas en tant que poissons d'âge-5).

Tableau 1. Valeurs, symboles, descriptions et sources pour les paramètres utilisés pour modéliser les populations de dard de rivière. Les tableaux 2, 3 et 4 présentent d'autres paramètres propres à la rivière.

	Symbole	Description	Valeur	Source
Âge	$t_{max}$	Longévité	4	COSEPAC (2016)
	$t_{mat}$	Âge à la maturité	1	COSEPAC (2016)
	$\zeta$	Durée de génération	1,8	Estimation
Croissance	$L_0$	Longueur à l'éclosion	6,15	COSEPAC (2016)
	$bp$	Point de rupture; âge auquel le profil de croissance change	0,25	Ajusté / Pratt <i>et al.</i> (2016)
	$L_{bp}$	Longueur au point de rupture (mm)	37,1	
	$L^\infty$	Longueur asymptotique (mm)	61,9	
	$k$	Coefficient de croissance de von Bertalanffy	0,31	
Fraie	$\alpha_f$	Interception allométrique de la fécondité	197,9	Ajusté / Pratt <i>et al.</i> (2016)
	$\beta_f$	Exposant allométrique de la fécondité	1	
	$sd_f$	Log <sub>e</sub> de l'écart-type de la fécondité	0,05	
	$\varphi$	Proportion de femelles	0,5	Pratt <i>et al.</i> (2016)
	$T$	Périodicité de la fraie	1	COSEPAC (2016)
	$\rho_0$	Proportion d'individus reproducteurs à l'âge 0	0	
	$\rho_{1,...,4}$	Proportion d'individus reproducteurs de 1 à 4 ans	1	
Poids	$\alpha_w$	Interception allométrique taille-poids	$2,3 \times 10^{-6}$	Pratt <i>et al.</i> (2016)
	$\beta_w$	Exposant allométrique taille-poids	3,30	
Mortalité chez les adultes	$M$	Mortalité instantanée	0,752	Ajusté / Pratt <i>et al.</i> (2016)
	$CV_{M,0}$	Coefficient de variation de la mortalité chez les jeunes de l'année	0,1	Mertz et Myers (1995)
	$CV_{M,a}$	Coefficient de variation de la mortalité chez les adultes	0,2	

---

## Estimations des paramètres

Tous les paramètres du modèle sont présentés dans les tableaux 1, 2, 3 et 4.

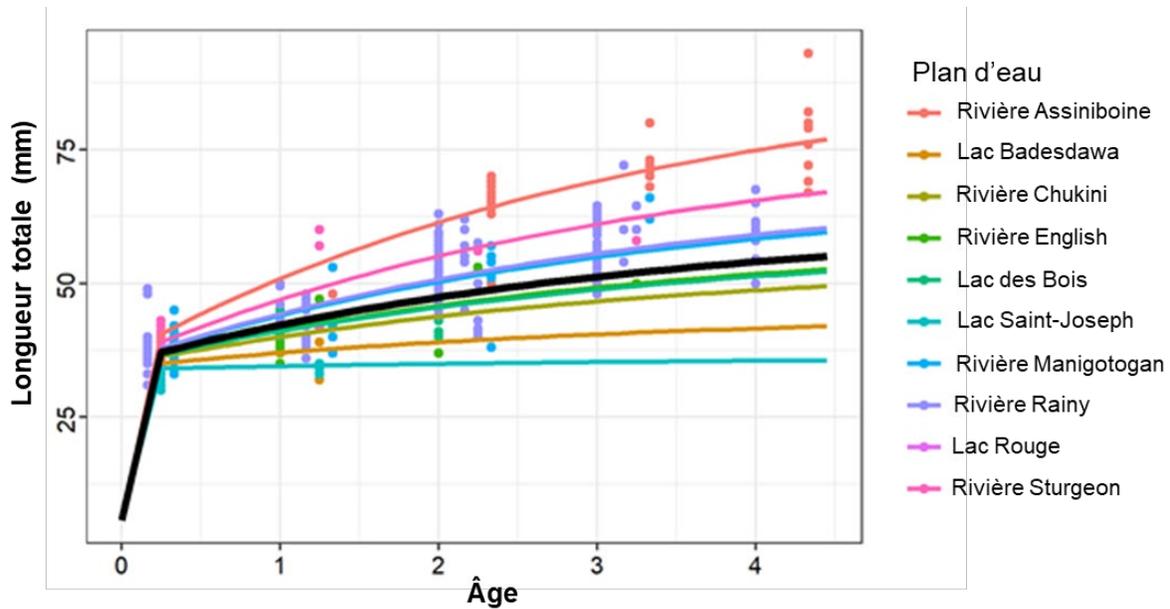
### Croissance

Des données sur la longueur selon l'âge étaient disponibles pour des dards de rivière capturés dans les populations du nord de l'Ontario et du Manitoba et dont l'âge avait été déterminé à partir des otolithes (Pratt *et al.*, 2016). La croissance du dard de rivière est très rapide au début de sa vie, puis réduite à l'âge adulte (Pratt *et al.*, 2016), comme chez les dards apparentés (Starnes, 1977). Environ les deux tiers de la croissance totale sont atteints au cours des premiers mois de la vie. Ce profil de croissance n'était pas bien adapté à une simple courbe de croissance de von Bertalanffy. La croissance du dard de rivière a plutôt été représentée à l'aide d'un modèle de croissance biphasique (Lester *et al.* 2014) comprenant une croissance linéaire au début de la vie suivie de la croissance de von Bertalanffy jusqu'à l'âge adulte (figure 2), de sorte que :

$$L_t = \begin{cases} L_0 + \frac{L_{bp} - L_0}{bp} (Age) & \text{if } Age \leq bp \\ L_\infty - (L_\infty - L_{bp})e^{-k(Age - bp)} & \text{if } Age > bp \end{cases} \quad (3)$$

Où  $L_t$  représente la longueur à l'âge  $t$ ,  $L_0$  la longueur à l'éclosion,  $bp$  le point de rupture ou l'âge auquel le profil de croissance change,  $L_{bp}$  la longueur au point de rupture,  $L_\infty$  est la longueur asymptotique et  $k$  est le coefficient de croissance de von Bertalanffy. La longueur à l'éclosion du dard de rivière varie de 5 à 6,5 mm (COSEPAC, 2016); la valeur choisie pour  $L_0$  est le point médian, 6,15 mm. La valeur du point de rupture  $bp$  a été fixée à la médiane des poissons dont l'âge déterminé était 0, soit 0,25.

Les paramètres de croissance ( $L_\infty$ ,  $k$ , and  $L_{bp}$ ) ont été ajustés comme un modèle mixte non linéaire regroupé par plan d'eau avec des effets aléatoires appliqués à  $L_\infty$  et à  $L_{bp}$ . On peut ainsi faire varier  $L_\infty$  et  $L_{bp}$  d'un plan d'eau à l'autre, tout en conservant une valeur constante de  $k$ . Les estimations des paramètres de croissance moyens étaient les suivantes :  $L_\infty = 61,9$  mm,  $k = 0,31$  et  $L_{bp} = 37,1$  mm. Comme la croissance est incertaine pour les populations de dard de rivière de l'UD 3, nous avons mené les analyses à l'aide de trois courbes de croissance distinctes tirées des populations des rivières de l'UD 1 et de l'UD 2 : les rivières Assiniboine, English et Rainy (tableau 2). Ces emplacements ont été choisis parce que leurs courbes de croissance différaient et qu'il s'agissait des emplacements pour lesquels nous disposions du plus grand nombre d'échantillons,  $n = 38, 40$  et  $172$ , respectivement.



$\varphi$

Figure 2. Données sur la longueur selon l'âge pour les dards de rivière capturés dans le nord de l'Ontario et du Manitoba. La ligne noire représente le profil de croissance moyen et les lignes colorées représentent le profil de croissance propre au plan d'eau en tant que profils de croissance biphasiques.

Tableau 2. Paramètres de croissance du dard de rivière (équation 3) pour les valeurs moyennes et propres au plan d'eau utilisées dans les simulations.

Paramètre	Moyenne	Rivière		
		Assiniboine	English	Rainy
$L_{\infty}$ (mm)	61,9	90,9	58,7	68,9
k	0,31	0,31	0,31	0,31
bp	0,25	0,25	0,25	0,25
$L_{bp}$ (mm)	37,1	40,5	36,7	37,9

Des données sur la longueur et le poids étaient également disponibles pour le dard de rivière de l'UD 1 et de l'UD 2 (figure 3). Les données provenaient de différentes populations, mais le meilleur modèle ne comprenait que des effets fixes ( $\Delta AIC > 10$ ). Nous avons adapté ces données sous forme d'un modèle linéaire ayant subi une transformation  $\log_e$  (retransformé en courbe de puissance) pour prédire le poids prévu, en grammes, pour une longueur donnée, en millimètres, ce qui donne la relation suivante :

$$W = 2,30 \times 10^{-6} L^{3,30} \quad (4)$$

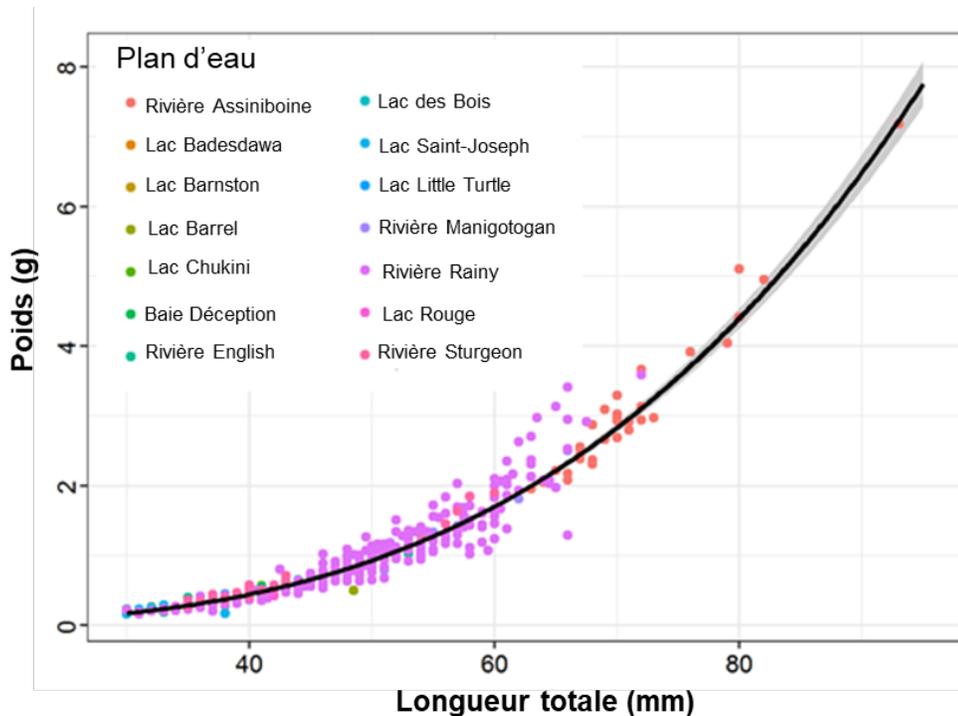


Figure 3. Données sur la longueur et le poids pour les dards de rivière capturés dans le nord de l'Ontario et du Manitoba. La ligne noire représente la relation la mieux adaptée et la zone grise représente les intervalles de confiance à 95 %.  $W = 2,30 \times 10^{-6} L^{3,30}$ .

## Reproduction

Des données limitées étaient disponibles sur la reproduction du dard de rivière. Le dard de rivière produit plusieurs pontes pendant la saison de frai, qui commence en avril dans les populations du sud des États-Unis (Hubbs, 1985), mais peut avoir lieu en juin et en juillet chez les populations canadiennes (Scott et Crossman, 1973). Nous avons simplifié la reproduction du dard de rivière en utilisant un modèle matriciel en fonction du rythme des naissances qui suppose un seul événement de reproduction annuel. Cette simplification est valable si la croissance et la mortalité des jeunes de l'année sont égales, quel que soit le moment de la fraie.

La première fraie a habituellement lieu à l'âge 1 (après le premier hiver; COSEPAC, 2016). On ne connaît pas précisément la proportion de la population qui devient mature à ce stade, mais nous avons supposé qu'elle était de 100 % ( $\rho_t = 1$  pour toutes les classes d'âge après l'âge 0).

Pratt et ses collaborateurs (2016) ont observé un sex-ratio asymétrique en faveur des femelles dans les échantillons de dard de rivière du nord de l'Ontario et du Manitoba en 2013 et 2014. On ne sait pas si cela était attribuable à la structure de la population du dard de rivière ou à une vulnérabilité différente à l'engin d'échantillonnage (Pratt *et al.*, 2016). Parmi les échantillons, le sex-ratio variait de façon significative d'une proportion légèrement asymétrique en faveur des mâles (54 %) à une proportion entièrement femelle (Pratt *et al.*, 2016). Les sex-ratios observés chez les populations d'autres espèces de dards étaient également variables. Par exemple, le sex-ratio observé chez le dard gris (*Percina copelandi*) dans la rivière Trent était à certaines périodes asymétrique en faveur des femelles (58 %; Reid, 2004) et à d'autres en faveur des mâles (55 % à 58 %; Reid *et al.*, 2016). De plus, Mathur (1973) a constaté un sex-ratio favorable aux femelles (58 %) dans une population de *Percina nigrofasciata* en Alabama.

---

Cependant, en Floride, Hughley et ses collaborateurs (2012) ont observé un sex-ratio asymétrique en faveur des mâles (63 %) dans deux populations de *Percina nigrofasciata*. Tel qu'il est intégré dans les modèles de population matriciels, le sex-ratio représente la proportion de femelles à la naissance (Caswell, 2001). En l'absence d'une explication biologique solide d'un sex-ratio différent de 1:1, il est prudent de supposer qu'il est égal.

La fécondité des espèces de dards peut être liée à la durée de la saison de fraie; les poissons des populations du Sud, qui connaissent des températures plus chaudes et des saisons de fraie plus longues, produisent davantage d'œufs par année que les populations du Nord (Hubbs, 1985). On ignore la fécondité du dard de rivière, mais elle pourrait atteindre 800 œufs/femelle/année (Frimpong et Angermeier, 2009). La reproduction du dard de rivière est probablement semblable à celle du dard gris (*Percina copelandi*; Scott et Crossman, 1973). La fécondité du dard gris varie de 350 à 700 œufs/femelle (COSEPAC, 2002). Nous supposons donc que la fécondité d'un dard de rivière femelle de 4 ans a une valeur moyenne de 700 et peut aller jusqu'à 800. Pour estimer la fécondité d'autres classes d'âge, nous avons utilisé une relation présumée avec le poids où :

$$f_t = \alpha_f W_t^{\beta_f}. \quad (5)$$

La valeur de l'exposant,  $\beta_f$ , est une indication de l'influence relative de la taille corporelle de la mère sur la production d'œufs (Le Bris *et al.*, 2015). Si  $\beta_f$  était égal à 1, le rendement reproductif augmentait de façon linéaire avec le poids corporel. Toutefois, si  $\beta_f$  était supérieur à 1, la fécondité relative de chaque femelle augmentait avec le poids corporel. Nous avons posé l'hypothèse de simplification selon laquelle la fécondité relative est constante pour toutes les tailles corporelles en établissant  $\beta_f$  à 1. La valeur de  $\alpha_f$  est alors déterminée de façon à ce que  $f_t$  soit de 700 pour le poids corporel à l'âge 4 d'un dard de rivière de la rivière Assiniboine (la plus grande taille). Nous avons ainsi obtenu une valeur de  $\alpha_f$  de 197,9 que nous avons supposée constante entre tous les plans d'eau.

## Mortalité

Nous avons estimé la mortalité des adultes à l'aide d'une analyse de la courbe des prises de la fréquence d'âge des poissons capturés dans le nord de l'Ontario et du Manitoba dont l'âge a été calculé à partir des otolithes (figure 4). L'analyse de régression de la courbe des prises pondérées a permis d'atténuer le biais possible provenant de poissons plus âgés et plus rares (Maceina et Bettoli, 1998). Elle a donné une estimation de 0,752 de la mortalité instantanée chez les adultes. Les estimations de la mortalité étaient semblables lorsqu'on les divisait par saison (printemps/début de l'été :  $M = 0,73$ ; fin de l'été/automne :  $M = 0,77$ ). Nous avons supposé que la mortalité moyenne était constante entre les classes d'âge adultes (de 1 à 3 ans) et les plans d'eau. Nous avons estimé séparément la survie des jeunes de l'année ( $\sigma_0$ ) en calculant la valeur qui donnait le taux de croissance de la population souhaité ( $\lambda$ ).

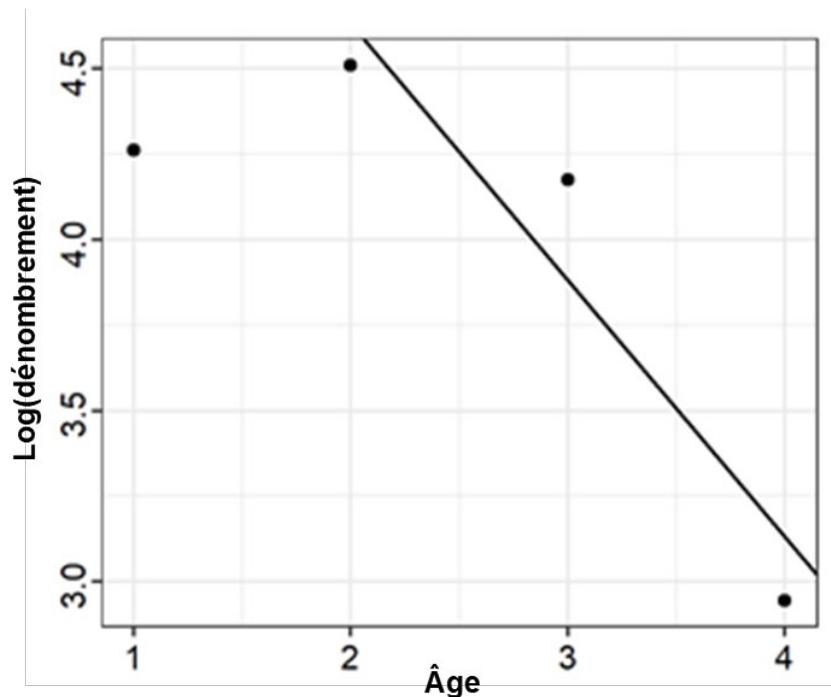


Figure 4. Analyse de la courbe des prises pondérées des données sur la fréquence d'âge du dard de rivière dans le nord de l'Ontario et du Manitoba. La mortalité instantanée chez les adultes a été estimée à 0,752.

Nous avons estimé la survie des jeunes de l'année pour obtenir différents taux de croissance de la population représentant des populations en déclin, stables, en croissance et en plein essor (tableau 3). Une population  $\lambda$  en déclin a été définie d'après le critère A2 du COSEPAC pour les espèces en voie de disparition, c'est-à-dire une réduction de 50 % de la taille de la population sur 10 ans ou trois générations, selon la plus longue de ces deux périodes. La durée de génération ( $\zeta$ ) du dard de rivière a été estimée, d'après la matrice de projection, à 1,8 an, ce qui a permis d'estimer le taux de croissance minimal de la population comme suit :  $\lambda_{min} = 0,5^{1/10}$  pour une valeur  $\lambda_{min}$  de 0,93. La population stable  $\lambda$  est égale à 1. Le taux de croissance maximal de la population (populations en plein essor) a été estimé à partir d'une relation allométrique (Randall et Minns, 2000) :

$$\lambda_{max} = e^{2,64W^{-0,35}}, \quad (6)$$

où  $W$  est la moyenne géométrique du poids des adultes (de 1 à 4 ans). Comme estimation prudente, nous avons utilisé les intervalles de prédiction inférieures de la relation ajustée et en avons calculé la moyenne entre les plans d'eau, ce qui donne une valeur  $\lambda_{max}$  de 2,49. Nous avons estimé la croissance de la population  $\lambda$  en équilibrant des estimations prudentes et optimistes de la valeur  $\lambda$  en prenant la moyenne géométrique des valeurs  $\lambda$  minimale, en équilibre et maximale (Vélez-Espino et Koops, 2007). Cela a donné un taux de croissance de la population de 1,32.

Tableau 3. Taux de survie des jeunes de l'année du dard de rivière ( $\sigma_0$ ) pour divers plans d'eau et différents états de croissance de la population.

État	$\lambda$	Rivière		
		Assiniboine	English	Rainy
En déclin	0,93	0,0028	0,0073	0,0052
Stable	1	0,0033	0,0084	0,0060
En croissance	1,32	0,0059	0,0145	0,0052
En plein essor	2,49	0,0170	0,0376	0,0287

## STOCHASTICITÉ

La variabilité aléatoire interannuelle a été intégrée aux simulations pour tenir compte de la stochasticité environnementale chez les populations de dard de rivière. La variabilité a été intégrée à la fécondité et à la mortalité selon l'âge (figure 5). Nous avons supposé que les variables propres à l'âge variaient de manière indépendante la même année et d'une année à l'autre.

### Fécondité

Les simulations stochastiques ont produit des valeurs moyennes aléatoires de la fécondité à l'échelle de la population en supposant une distribution log-normale de la fécondité. L'ampleur de la variation a été déterminée en autorisant une valeur maximale (intervalle de confiance supérieur à 99 %) de 800 œufs pour la fécondité à l'âge-4. Nous avons à cette fin supposé une distribution log-normale avec une log-moyenne de  $\log_e(700)$  et un log-écart type de 0,05 (graphique de gauche de la figure 5).

### Mortalité

La variabilité interannuelle de la mortalité du dard de rivière était inconnue. Bradford (1992) a constaté que la variance du taux de mortalité augmente proportionnellement à la valeur  $M$  chez toutes les espèces et tous les stades biologiques ( $sd(M) = 0,39M^{1,12}$  ou  $CV(M) \approx 0,4$ ). Mertz et Meyers (1995) ont déterminé qu'il était probable que l'estimation de la variance soit gonflée par des erreurs provenant des estimations sur le terrain de  $M$  et ont proposé de représenter la variabilité interannuelle de  $M$  par une distribution normale avec un coefficient de variation ( $CV_M$ ) constant de 0,2. Nous avons déterminé qu'un CV de 0,2 appliqué aux taux de mortalité des jeunes de l'année donnait une trop grande variation; le CV a donc été réduit de moitié pour les dards de rivière de l'année ( $CV_{M,0} = 0,1$ ). Les taux de mortalité instantanée stochastiques ont été établis en supposant une distribution normale avec des CV de 0,1 pour les jeunes de l'année et de 0,2 pour les poissons d'âge-1+ (graphique de droite de la figure 5).

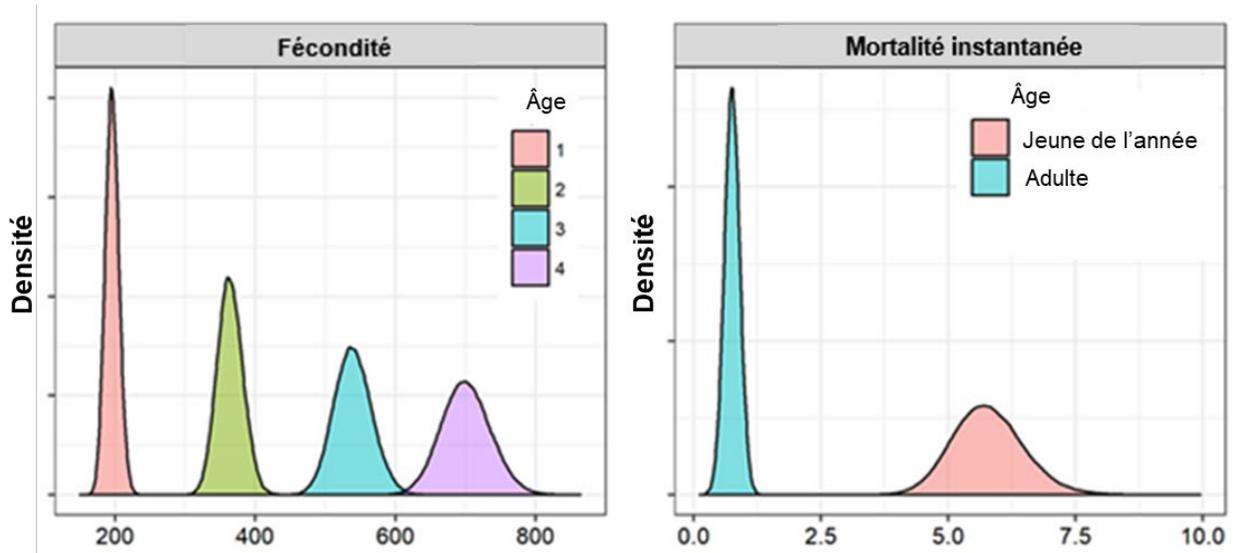


Figure 5. Graphique de densité représentant les distributions de la probabilité réalisée pour les paramètres stochastiques propres à l'âge (fécondité et mortalité instantanée) intégrés aux simulations du modèle. REMARQUE : L'âge augmente le long de l'axe des X de gauche à droite pour la fécondité, mais diminue de gauche à droite pour la mortalité.

## DÉPENDANCE À LA DENSITÉ

La dépendance à la densité a été intégrée dans les simulations stochastiques. Nous avons supposé que la dépendance à la densité a une incidence sur la survie au cours de la première année de vie (jeunes de l'année). La dépendance à la densité a été représentée comme une fonction de compensation de la densité des œufs ( $E_t$ ) à l'aide de la fonction de Beverton-Holt, de sorte que :

$$\sigma_{0,E_t} = \frac{\sigma_{0,max}}{1 + \frac{b}{K}E_t} \quad (7)$$

Où  $\sigma_{0,max}$  est le taux de survie maximal des jeunes de l'année à la densité de 0,  $K$  est la capacité de charge et  $b$  est le paramètre de dépendance à la densité.

Nous avons inclus deux niveaux de croissance maximale de la population dans les simulations, équivalents à des états  $\lambda$  en plein essor et en croissance ( $\lambda_{max} = 2,49$  ou  $1,32$ ), afin de prévoir l'incertitude de la force de la dépendance à la densité. Le paramètre de dépendance à la densité,  $b$ , a été résolu de manière à donner de la stabilité (moyenne géométrique de l'effectif de la population) à la capacité de charge désirée ( $K$ ), produisant deux courbes de dépendance à la densité uniques pour chaque plan d'eau (tableau 4, figure 6).

Tableau 4. Valeurs des paramètres de dépendance à la densité du dard de rivière,  $b$ , pour divers plans d'eau à différents niveaux de croissance maximale de la population.

État	$\lambda$	Rivière		
		Assiniboine	English	Rainy
En croissance	1,32	0,0051	0,0109	0,0084
En plein essor	2,49	0,0285	0,0579	0,0455

La dépendance à la densité a été intégrée à l'analyse de la viabilité de la population et aux simulations du rétablissement. La dépendance à la densité constitue un mécanisme pour faire

augmenter la population à partir d'une faible densité tout en limitant l'effectif de la population dans des conditions favorables (figure 7).

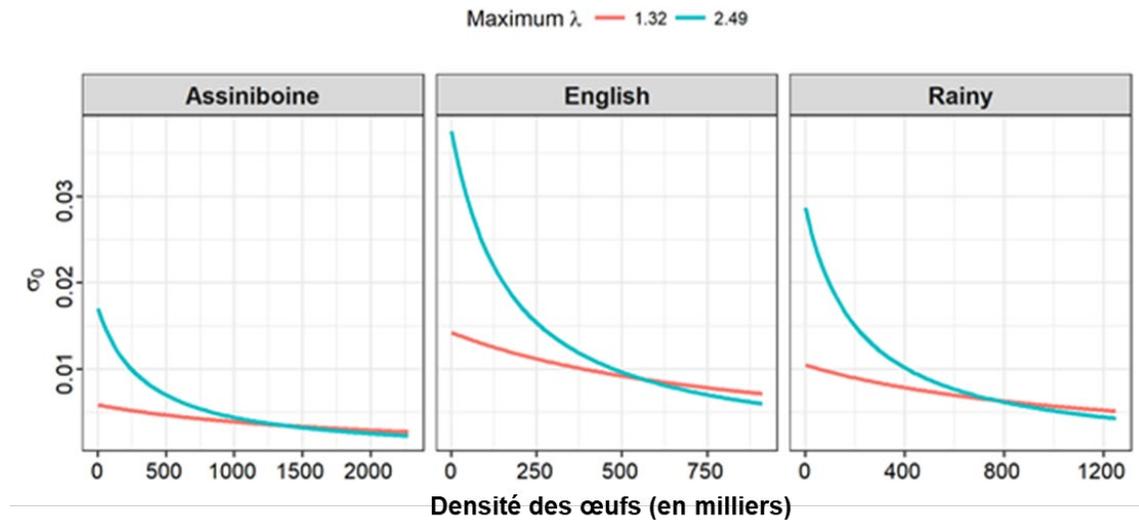


Figure 6. Représentation des fonctions de dépendance à la densité intégrées dans les simulations stochastiques pour trois plans d'eau à deux niveaux de croissance maximale de la population.

$\sigma_{0,E_t} = \sigma_{0,max} / \left(1 + \frac{b}{K} E_t\right)$ ; les valeurs des paramètres sont indiquées dans les tableaux 3 et 4.

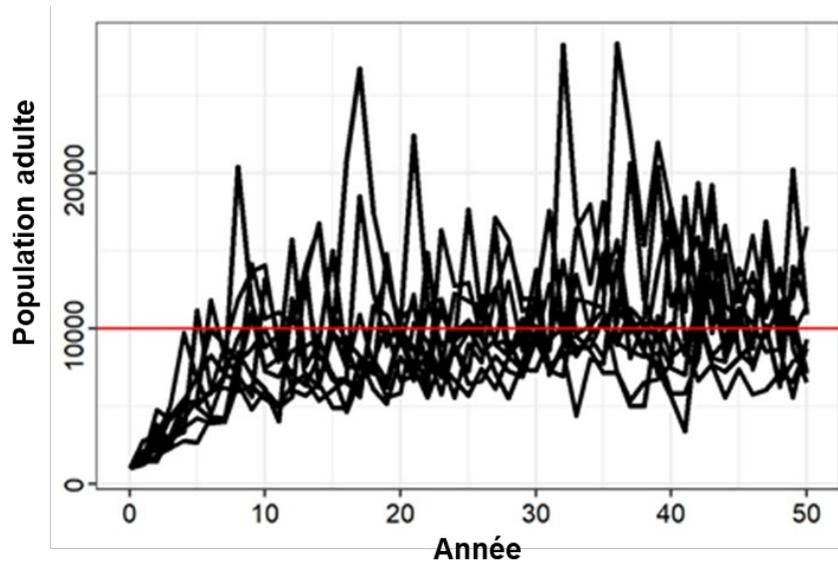


Figure 7. Dix exemples de trajectoires de la population à partir de simulations qui comprennent la dépendance à la densité. La taille initiale de la population est de 10 % de la capacité de charge ( $K = 10\ 000$ ). Les valeurs des paramètres utilisées provenaient de la population de la rivière Assiniboine, avec une valeur de  $\lambda_{max} = 2,49$ . La ligne rouge indiquait la capacité de charge.

## IMPACT DES DOMMAGES

Nous avons évalué l'impact des dommages anthropiques sur une population de dard de rivière au moyen d'une analyse déterministe de l'élasticité des matrices et de simulations stochastiques.

L'analyse de l'élasticité des éléments des matrices fournit une méthode pour quantifier l'impact des changements des taux vitaux sur une population. Plus précisément, les élasticités mesurent la variation proportionnelle du taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) qui résulte d'une variation proportionnelle d'un taux vital ( $v$ ). On calcule les élasticités ( $\varepsilon_\lambda$ ) en prenant les dérivées partielles graduées de  $\lambda$  par rapport à un taux vital (Caswell, 2001) :

$$\varepsilon_v = \frac{v}{\lambda} \sum_{i,j} \frac{\partial \lambda}{\partial a_{i,j}} \frac{\partial a_{i,j}}{\partial v} \quad (8)$$

où  $a_{ij}$  est l'élément de la matrice de projection à la ligne  $i$  et dans la colonne  $j$ .

Les estimations de l'élasticité ont été effectuées de façon déterministe (pas de stochasticité ni de dépendance à la densité). Les élasticités supposent que la variation d'un taux vital est permanente, que l'état d'une population est stable et que tous les autres taux vitaux demeurent constants. Elles sont utiles parce qu'elles fournissent une méthode pour quantifier la façon dont les dommages anthropiques, à des stades biologiques précis, peuvent influencer sur une population vulnérable et pour déterminer les stades biologiques qui peuvent avoir le plus d'impact sur une population lorsqu'ils sont touchés. Les taux vitaux dont les valeurs de l'élasticité sont plus élevées ont un effet plus important sur la variation de la population; il faut donc examiner avec soin les dommages causés à ces stades biologiques.

Les estimations de l'élasticité sont influencées par les conditions actuelles. Par conséquent, des valeurs de l'élasticité sont fournies pour quatre états de la population : en déclin, stable, en croissance et en plein essor. Lorsque l'abondance de la population augmente ( $\lambda > 1$ ), on peut estimer la quantité maximale de dommages causés à un taux vital précis qui prévient le déclin de la population (en fonction du taux moyen) comme suit (Vélez-Espino et Koops, 2007) :

$$\tau_v = \left( \frac{1}{\varepsilon_v} \right) \left( \frac{1-\lambda}{\lambda} \right) \quad (9)$$

Des analyses par simulation ont également été effectuées pour étudier les effets des dommages anthropiques, des dommages chroniques, qui représentent des variations permanentes des taux vitaux, et des dommages temporaires, qui représentent une variation ponctuelle des taux vitaux. Les simulations étaient stochastiques, mais indépendantes de la densité. Les conditions initiales sans dommages étaient celles d'une population en croissance ( $\lambda = 1,32$ ). Nous avons appliqué des dommages propres au stade biologique (jeune de l'année, adulte ou toutes les classes d'âge), exprimés en morts par 100 poissons par année, variant entre 0 et 99 poissons. La variation de l'effectif de la population ( $\lambda$ ) a été estimée sur 1 an, 10 ans et 100 ans. Les simulations ont été répétées 500 fois. Nous avons obtenu une distribution des valeurs  $\lambda$  pour chaque niveau de dommages sur chaque période de temps. La proportion de valeurs de  $\lambda$  observées qui sont inférieures à 1 représente la probabilité d'un déclin de la population, qui est utilisée comme indicateur du risque associé au niveau de dommages anthropiques (mort de poissons). Le niveau de risque acceptable pour une population est une décision de gestion. Les dommages appliqués dans les simulations s'ajoutaient aux taux de mortalité naturelle moyens d'une population indemne et ne prenaient pas en considération la dépendance à la densité. Par conséquent, les estimations représentent probablement des scénarios de la pire éventualité en l'absence de processus compensatoires. Cela pourrait s'avérer d'une importance particulière en ce qui concerne les dommages causés aux jeunes de l'année.

Cette analyse a été répétée pour évaluer l'impact des dommages temporaires. Dans ce cas, nous appliquons les dommages au cours de l'année 1, la population revenant aux conditions initiales au cours de l'année 2. Les simulations sont effectuées pour 10 ans et reproduites 1 000 fois. Nous avons calculé la variation de la taille de la population entre l'état initial

---

(année 0) et l'année 10, et quantifié la probabilité de déclin de la population ( $\lambda < 1$ ) pour les différents niveaux de dommages (mort de poissons).

## **OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT**

### **Abondance : Population minimale viable (PMV)**

Nous avons utilisé la durabilité démographique pour déterminer les objectifs de rétablissement minimaux possibles pour le dard de rivière. La durabilité démographique est liée au concept de population minimale viable (PMV) (Shaffer, 1981). Elle a été définie comme étant l'effectif minimal de la population d'adultes qui donne la probabilité souhaitée de persistance sur 100 ans (~ 55 générations dans le cas du dard de rivière). La population minimale viable a été estimée à l'aide d'une analyse par simulation qui intégrait la stochasticité environnementale et la dépendance à la densité.

Les éléments importants intégrés à l'analyse de la viabilité de la population sont le choix de la période au cours de 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 choix de la période est arbitraire et sans justification biologique; cependant, une période de 100 ans (plus de 50 générations de dard de rivière) est probablement raisonnable pour la prise des décisions de gestion.

Le taux et la gravité des événements catastrophiques dans les populations de dard de rivière sont inconnus. D'après une méta-analyse, Reed et ses collaborateurs (2003) ont déterminé que parmi les populations de vertébrés, les épisodes de mortalité catastrophiques qui ont entraîné en une année une diminution de plus de 50 % de la taille de la population se sont produits à un taux de 14 % par génération en moyenne. Ce résultat a servi de base dans nos simulations de la population minimale viable et deux niveaux de taux de catastrophe ont été appliqués pour tenir compte de l'incertitude : 10 % par génération et 15 % par génération. Ces taux correspondent à une fréquence d'un événement catastrophique tous les 18 et 12 ans, respectivement. L'impact des événements catastrophiques a été tiré au hasard d'une distribution bêta graduée entre 0,5 et 1 avec des paramètres de forme de 0,762 à 1,5 (Reed *et al.*, 2003; figure 8).

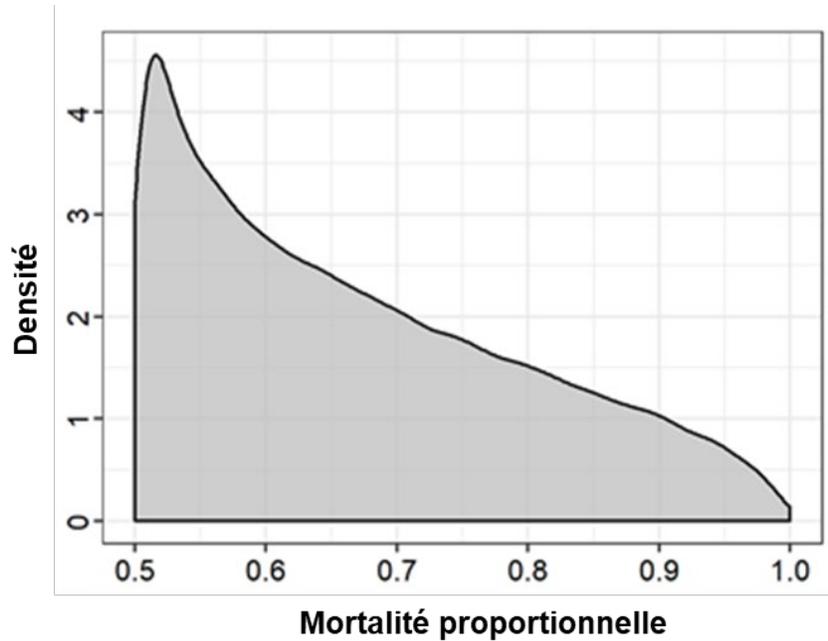


Figure 8. Distribution bêta (graduée entre 0,5 et 1) utilisée dans les tirages stochastiques des impacts des événements catastrophiques. Les paramètres de forme étaient de 0,762 et 1,5.

La quasi-extinction représente les effets cumulatifs des effets d'Allee, de la stochasticité démographique et de la dépression de consanguinité (Lande, 1988), Roberts *et al.*, 2016) conduisant une population à l'extinction une fois le seuil franchi. Il n'est pas possible de mesurer empiriquement la valeur du seuil de quasi-extinction; par conséquent, nous avons utilisé 50 adultes comme approximation raisonnable (Morris et Doak, 2002).

Nous avons réalisé des simulations stochastiques dépendantes à la densité pour des populations à diverses densités initiales (la densité initiale représentait la capacité de charge,  $K$ , avec  $\lambda = 1$ ). Les simulations portaient sur 100 ans. Des simulations indépendantes intégraient deux taux de catastrophes (0,1 et 0,15 par génération) et deux taux de croissance maximale de la population (1,32 et 2,49) pour chaque plan d'eau. Chaque simulation a été répétée 3 000 fois et le nombre de quasi-extinctions a été compté. Nous avons modélisé la probabilité d'extinction ( $P[ext.]$ ) comme une régression logistique, comme suit :

$$P[ext.] = \frac{1}{1 + e^{-(b_{PMV} \log_{10}(Na) + a_{PMV})}}, \quad (10)$$

où  $a_{PMV}$  et  $b_{PMV}$  représentent l'ordonnée et la pente ajustées de la régression logistique. On peut réorganiser l'équation 10 pour estimer l'effectif de la population adulte nécessaire pour obtenir un niveau souhaité de persistance de la population (PMV) :

$$PMV = 10^{\frac{\log(1/P[ext.]^{-1}) + a_{PMV}}{b_{PMV}}}. \quad (11)$$

Les estimations de la population minimale viable sont présentées pour les probabilités de quasi-extinction de 5 % et 1 %.

### Habitat : superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP)

La superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP) est définie comme la quantité d'habitat nécessaire pour soutenir une population dont la taille correspond à la taille de la population minimale viable (Velez-Espino *et al.*, 2010). La SMVP est estimée simplement en

---

multipliant l'abondance de la population (PMV) par la superficie requise par poisson (prise comme l'inverse de la densité) :

$$SMVP = PMV/Densité. \quad (12)$$

Des estimations de la densité des populations de dard de rivière étaient disponibles pour les rivières du nord de l'Ontario (Pratt *et al.*, 2016). De plus, les densités de poissons peuvent être estimées à partir d'une allométrie tirée de la documentation (Randall *et al.*, 1995)

$$Densité = 79\,143W^{-0,96}, \quad (13)$$

où  $W$  représente le poids moyen en grammes.

## TEMPS DE RÉTABLISSEMENT

Nous avons estimé le temps de rétablissement à l'aide d'une analyse par simulation semblable aux simulations de la population minimale viable. Les simulations commençaient avec des tailles de population fixées à 10 % de la population minimale viable. Elles intégraient la stochasticité, la dépendance à la densité et les événements catastrophiques, de la même manière que les simulations de la population minimale viable. La population est considérée comme rétablie lorsqu'elle atteint la population minimale viable (probabilité d'extinction de 1 %) (la PMV a également été utilisée comme capacité de charge). Les simulations ont été répétées 5 000 fois.

## RÉSULTATS

### IMPACT DES DOMMAGES

Nous avons évalué l'impact des dommages anthropiques sur une population de dard de rivière au moyen d'une analyse de l'élasticité déterministe des matrices et de simulations stochastiques. Les valeurs de l'élasticité étaient semblables entre les plans d'eau (figure 9). Elles étaient plus élevées pour le taux de survie des jeunes de l'année et la fertilité que pour le taux de survie des adultes, ce qui indique que les populations de dard de rivière sont probablement plus susceptibles aux dommages causés à la reproduction et à la survie au début de la vie. À mesure que le taux de croissance de la population diminuait, la sensibilité de la survie des adultes augmentait, bien qu'elle soit demeurée inférieure aux élasticités de la survie des jeunes de l'année et de la reproduction.

Nous avons utilisé ces valeurs de l'élasticité avec l'équation 9 pour estimer la variation proportionnelle maximale des taux vitaux qui permettra encore d'avoir une valeur moyenne de  $\lambda$  supérieure ou égale à 1 (tableau 5). Les estimations des dommages vont de -1 à 0 et représentent des diminutions proportionnelles d'un taux vital. Les valeurs inférieures à -1 indiquent que le taux vital devrait diminuer de plus de 100 % pour entraîner un déclin de la population. Toutefois, cela suppose que d'autres taux vitaux demeurent constants, par exemple que la reproduction se poursuit malgré 0 adulte survivant. Il s'agit clairement d'une sous-estimation de l'impact de la mortalité chez les adultes, qui peut être mieux quantifié au moyen de simulations. Ces estimations des dommages ne s'appliquent que lorsque la valeur initiale de  $\lambda$  est supérieure à 1. Lorsque la valeur de  $\lambda$  est inférieure à 1, il n'y a aucune possibilité de dommages puisque tout dommage supplémentaire compromettrait la survie de la population.

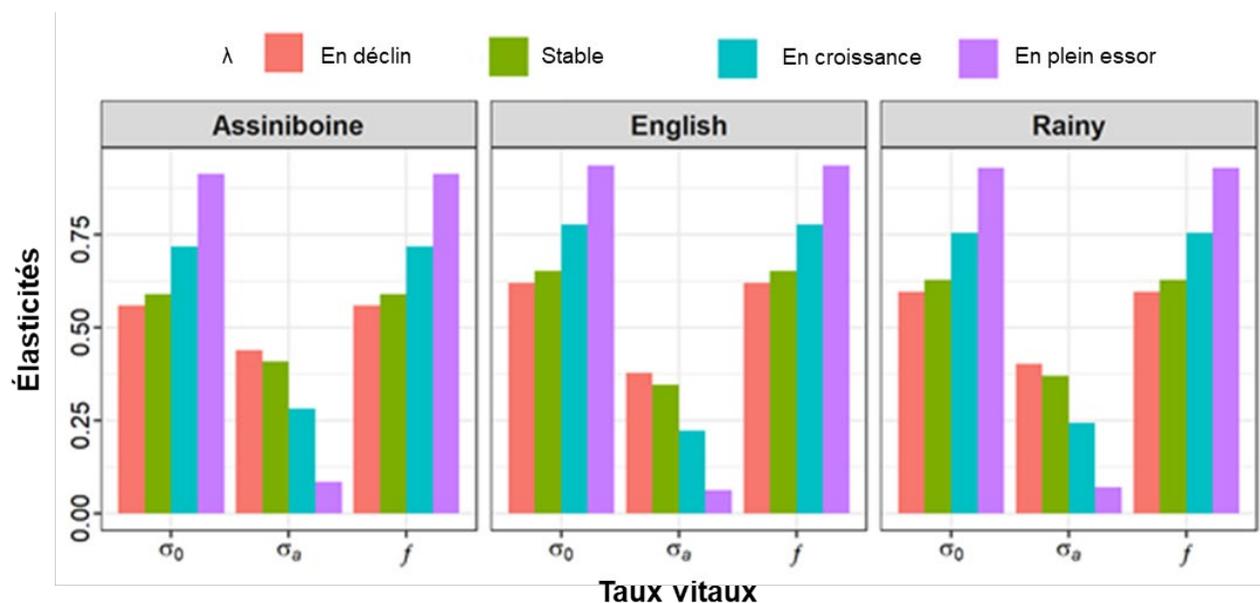


Figure 9. Résultats de l'analyse de l'élasticité pour trois populations de dard de rivière pour quatre états de la population : en déclin (orange), stable (vert), en croissance (bleu) et en plein essor (violet) (voir le tableau 3).

Tableau 5. Estimations des dommages maximaux pour les populations de dard de rivière. La plus forte variation proportionnelle des taux vitaux qui maintient une valeur moyenne de  $\lambda$  supérieure à 1. Les estimations étaient fondées sur des estimations de l'élasticité (figure 9).

Rivière	Taux de croissance de la population ( $\lambda$ )	Taux vital		
		$\sigma_y / f$	$\sigma_a$	$\sigma$
Assiniboine	1,32	-0,341	-0,867	-0,245
	2,49	-0,654	< -1	-0,598
English	1,32	-0,315	< -1	-0,245
	2,49	-0,639	< -1	-0,598
Rainy	1,32	-0,324	< -1	-0,245
	2,49	-0,644	< -1	-0,598

Les résultats de l'analyse des dommages maximaux montrent que dans des conditions de croissance ( $\lambda = 1,32$ ), les populations pourraient maintenir une valeur moyenne de  $\lambda$  supérieure à 1 avec des mortalités de 31,5 à 34,1 % au stade des jeunes de l'année (ou une diminution équivalente de la reproduction) ou une mortalité de 24,5 % à tous les stades biologiques. Ces valeurs ont augmenté pour atteindre 63,9, à 65,4 % et 59,8 %, respectivement, lorsque la population était en plein essor ( $\lambda = 2,49$ ). En général, les populations de dard de rivière n'étaient pas sensibles à la mortalité au stade adulte selon cette méthode d'évaluation, et il convient de prendre en compte les résultats des analyses de simulation.

Nous avons recouru à l'analyse par simulation pour examiner les effets des dommages chroniques et temporaires (sous forme de mortalités pour 100 individus) sur les populations de dard de rivière. Les simulations supposaient l'indépendance à la densité et une population dans des conditions de croissance; par conséquent, des populations ne subissant pas de dommages maintiendraient une valeur moyenne de  $\lambda$  de 1,32. Les dommages (sous forme de mortalités) appliqués réduisent la valeur moyenne de  $\lambda$ . Les simulations intégraient la stochasticité

environnementale menant à une distribution de la variation réalisée de la population ( $\lambda$ ) sur différentes périodes de temps (figure 10). La proportion de la valeur réalisée de  $\lambda$  inférieure à 1 donne une estimation de la probabilité d'observer un déclin de la population dans les conditions actuelles. À mesure que le niveau de dommages augmente, la distribution de la valeur réalisée de  $\lambda$  se déplace vers la gauche et la probabilité de déclin de la population augmente. Nous avons estimé les probabilités de déclin de la population sur trois périodes (1 an, 10 ans et 100 ans) pour les dommages (de 0 à 100 décès pour 100 individus) touchant les jeunes de l'année, les adultes ou toutes les classes d'âge pour trois plans d'eau (figure 11).

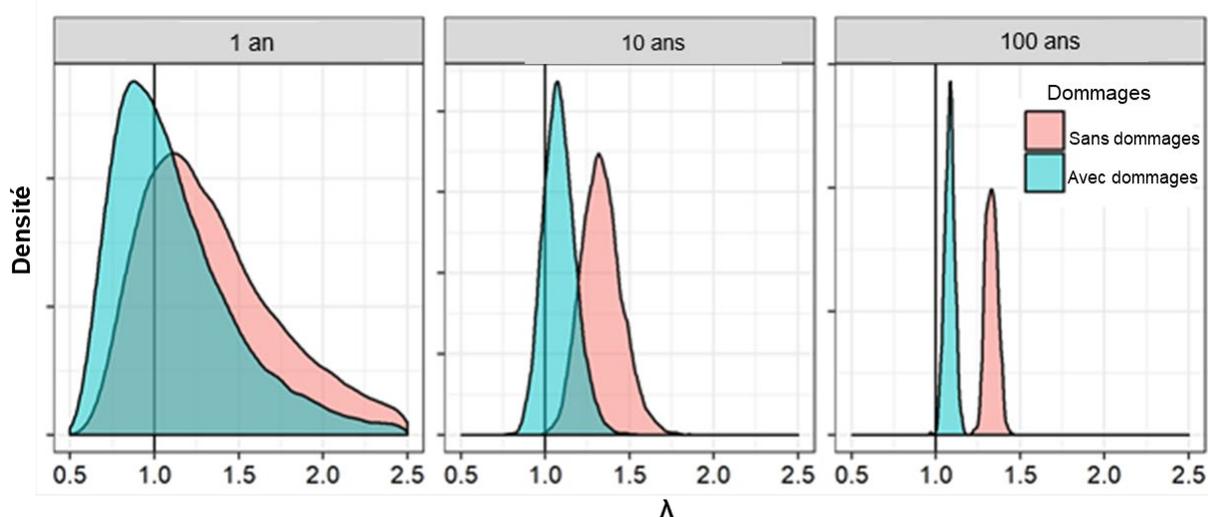


Figure 10. Exemples de distributions de taux de croissance de la population ( $\lambda$ ) obtenues à partir de simulations stochastiques des populations de dard de rivière sur 1 an, 10 ans et 100 ans lorsqu'elles ne subissent aucun dommage (valeur moyenne de  $\lambda = 1,32$ ) et lorsqu'elles subissent des dommages maximaux (tableau 5;  $\lambda \approx 1$ ).

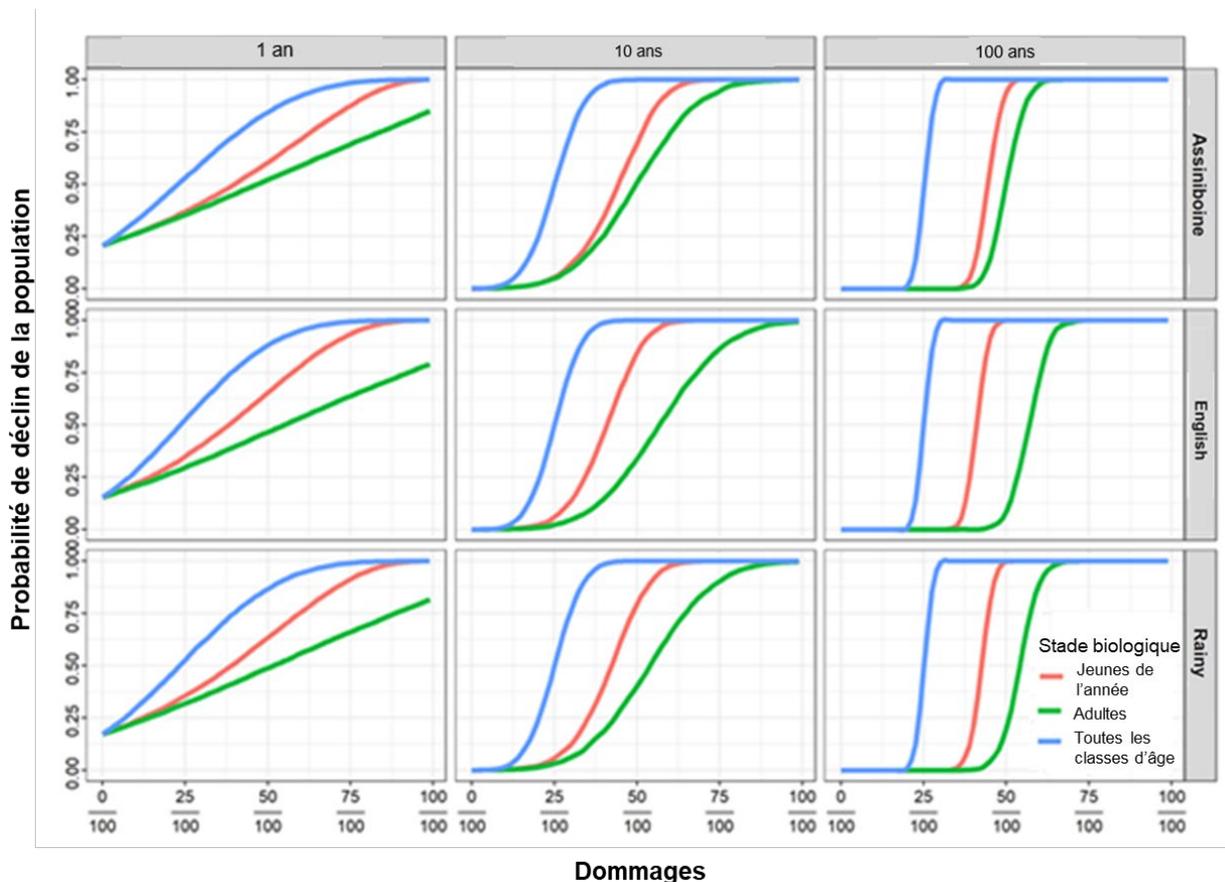


Figure 11. Probabilité de déclin de la population de dard de rivière ( $\lambda < 1$ ) pour des dommages de différents niveaux (morts par 100 poissons) subis à divers stades biologiques (jeunes de l'année, adultes ou toutes les classes d'âge) sur trois périodes de temps (1 an, 10 ans et 100 ans).

La probabilité d'observer un déclin de la population chaque année pour une population de dard de rivière sans dommages était de 15,4 à 20,7 % avec une valeur moyenne de  $\lambda = 1,32$ . Sur 10 ou 100 ans, la probabilité d'observer un déclin était de 0 %. La probabilité de déclin augmentait avec l'augmentation des dommages. Conformément à l'analyse de l'élasticité, c'est lorsque des dommages étaient causés à tous les stades biologiques que la probabilité de déclin augmentait le plus rapidement. Suivaient dans l'ordre les dommages causés aux dards de l'année, et les dommages causés aux adultes. Le risque (possibilité de déclin de la population) associé à différents niveaux de dommages peut être estimé à partir de la figure 11. Les résultats présentés (figure 11) sont propres au taux initial présumé de croissance de la population ( $\lambda = 1,32$ ). À des taux de croissance plus faibles, le risque de déclin à des niveaux équivalents de dommages sera plus grand et vice versa pour les valeurs plus élevées de  $\lambda$ .

Les dommages temporaires ont été évalués de la même façon, mais ils n'ont été appliqués qu'une fois sur une période de 10 ans (figure 12). On n'a observé des effets importants à la suite de dommages ponctuels que lorsque tous les stades biologiques étaient touchés et lorsque les dommages dépassaient 30 mortalités pour 100 individus. Ces estimations sont propres à un événement ponctuel compte tenu de la valeur initiale présumée de  $\lambda$ , et elles augmenteront à mesure que la fréquence des dommages augmente ou que la valeur de  $\lambda$  diminue.

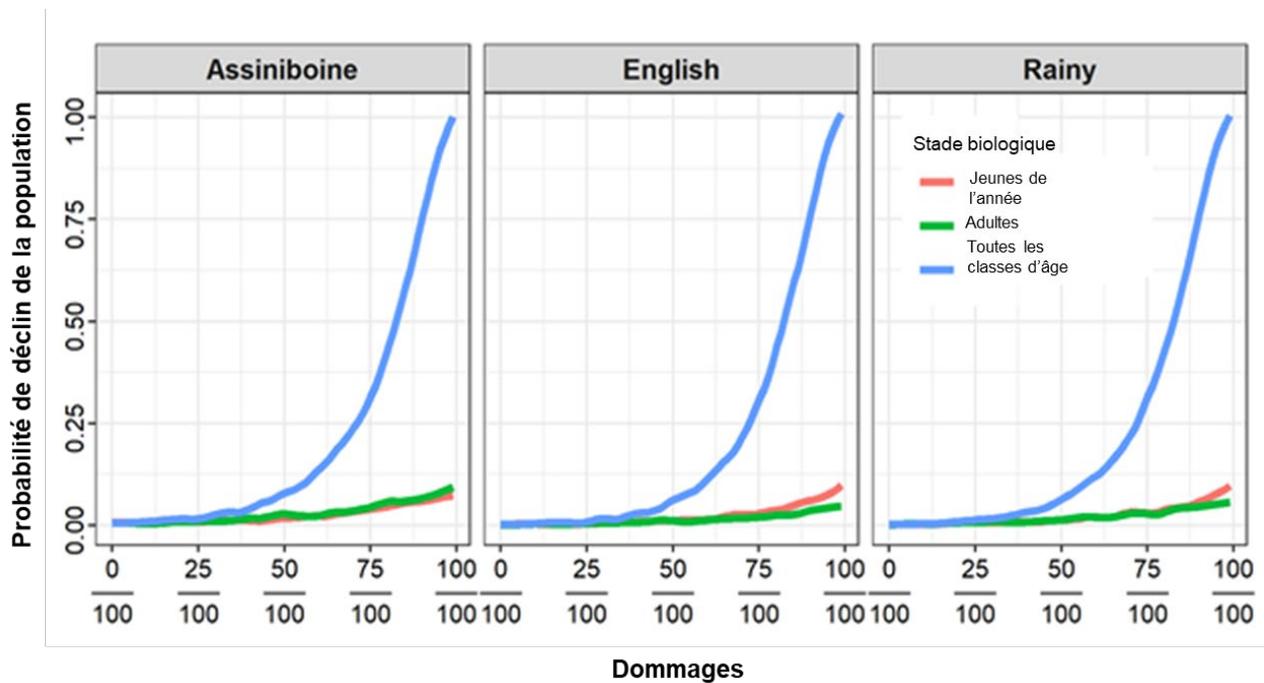


Figure 12. Effets de dommages temporaires (un seul événement de mortalité) représentés par la probabilité d'observer un déclin de la population sur une période de 10 ans, pour trois plans d'eau et trois stades touchés par les dommages.

## OBJECTIFS DE RÉTABLISSEMENT

### Abondance : population minimale viable (PMV)

La viabilité démographique a été évaluée au moyen de simulations stochastiques, dépendantes à la densité, de la population. Les résultats des simulations, des quasi-extinctions binomiales (1 : éteinte; 0 : existante), ont été ajustés à l'aide d'une régression logistique (tableau 6; figure 13).

Les objectifs de rétablissement sont présentés pour les abondances qui affichent une probabilité de quasi-extinction de 5 % et de 1 % sur 100 ans (tableau 7). D'autres objectifs, ceux qui présentent des risques d'extinction différents, peuvent être estimés à l'aide de l'équation 10. Les estimations de la PMV dépendaient fortement des taux de catastrophe présumés, du taux de croissance maximale de la population et du niveau de persistance souhaité. En supposant une probabilité d'extinction de 1 % sur 100 ans et une valeur  $\lambda_{\max}$  de 2,49, les estimations de la PMV variaient de 12 850 à 15 234 entre les rivières, avec un taux de catastrophe de 10 % par génération. Avec un taux de catastrophe de 15 % par génération, les estimations de la PMV allaient de 27 097 à 30 910. Si la valeur de  $\lambda_{\max}$  était seulement de 1,32, les estimations de la PMV pouvaient atteindre 223 698 adultes.

Tableau 6. Valeurs des paramètres pour les relations de probabilité d'extinction (équation 10) utilisées pour estimer la population minimale viable (PMV; tableau 7).

Rivière	$\lambda$	Taux de catastrophe	$A_{PMV}$	$B_{PMV}$
Assiniboine	1,32	0,10	6,818	-2,438
		0,15	6,973	-2,174
	2,49	0,10	7,483	-2,888
		0,15	8,583	-2,973
English	1,32	0,10	7,377	-2,609
		0,15	6,808	-2,136
	2,49	0,10	8,189	-3,111
		0,15	8,273	-2,883
Rainy	1,32	0,10	7,375	-2,614
		0,15	6,758	-2,122
	2,49	0,10	8,065	-3,079
		0,15	8,209	-2,852

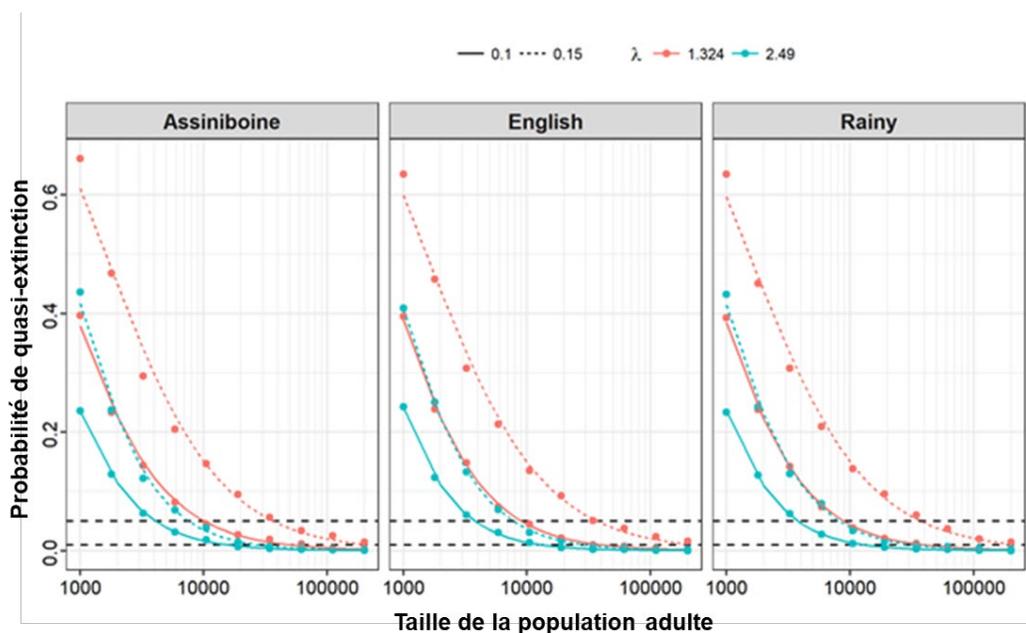


Figure 13. Probabilité de quasi-extinction de la population selon des simulations des objectifs de rétablissement. Les résultats sont présentés pour les scénarios de PMV avec une probabilité de catastrophe de 0,1 et 0,15 par génération et des taux de croissance maximaux de 1,32 et 2,49.

### Habitat : superficie minimale pour la viabilité de la population (SMVP)

Des estimations de la densité du dard de rivière étaient disponibles pour les populations du nord de l'Ontario. Les estimations de la densité de l'échantillon (poissons/m<sup>2</sup>) semblaient diminuer avec la superficie échantillonnée (figure 14). Une relation a été ajustée entre la densité et la superficie. La densité et la superficie ont été log-transformées pour normaliser les données, et la superficie a été centrée de façon à réduire les corrélations dans l'ajustement du modèle ( $\text{centré } \log(\text{superficie}) = \log(\text{superficie}) - \log(190,5)$ ). La relation est ajustée avec les moindres carrés ordinaires (MCO) et la régression quantile (au 75<sup>e</sup> quantile). Nous avons utilisé une régression quantile fondée sur l'hypothèse selon laquelle des valeurs plus élevées de la

densité reflètent davantage la capacité de charge que des valeurs basses. Il n'y a pas eu d'impact sur le plan d'eau lorsqu'elle a été incorporée comme un effet aléatoire (AIC ~ -2).

Tableau 7. Estimations de la population adulte minimale viable (PMV) pour les populations de dard de rivière et une probabilité d'extinction de 5 % et de 1 %. Nous avons effectué des simulations pour trois plans d'eau, en utilisant deux niveaux de taux de croissance maximale de la population et deux taux de catastrophe.

Rivière	$\lambda$	Taux de catastrophe	PMV	
			$P[\text{ext}] = 5 \%$	$P[\text{ext}] = 1 \%$
Assiniboine	1,32	0,10	10 095	47 992
		0,15	36 421	209 213
	2,49	0,10	4 085	15 234
		0,15	7 545	27 097
English	1,32	0,10	9 020	38 707
		0,15	36 859	218 524
	2,49	0,10	3 788	12 850
		0,15	7 781	29 085
Rainy	1,32	0,10	8 860	37 919
		0,15	37 313	223 698
	2,49	0,10	3 769	12 955
		0,15	8 152	30 910

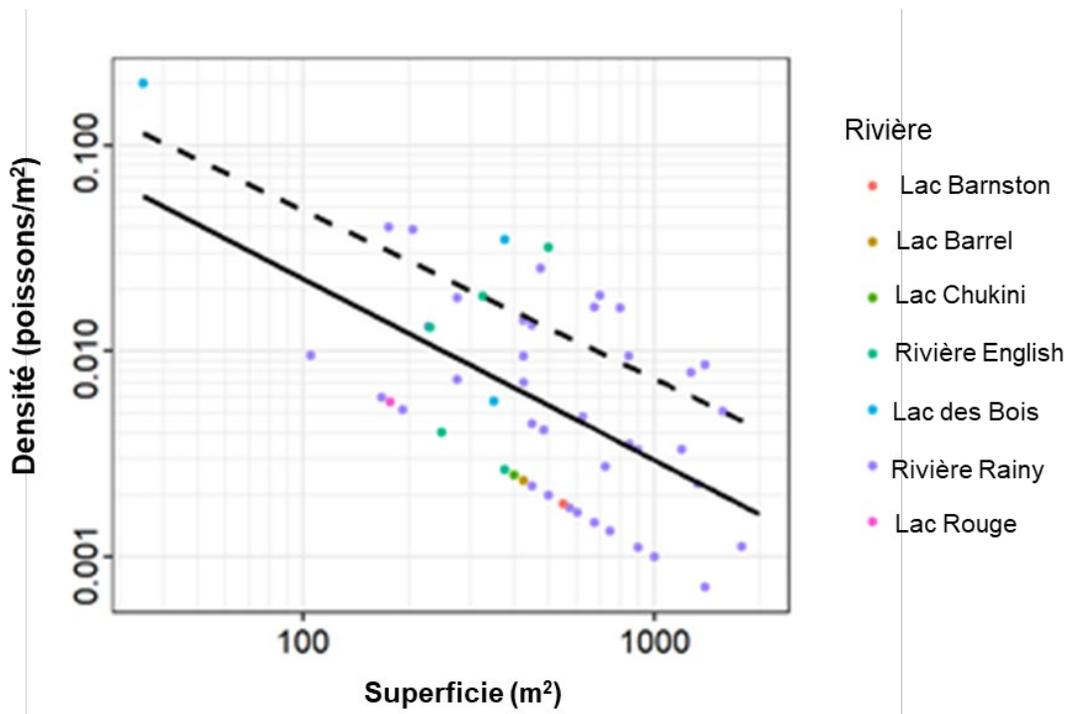


Figure 14. Relation entre la superficie échantillonnée ( $m^2$ ) et la densité du dard de rivière (poisson/ $m^2$ ) d'après les traits de chalut mini-Missouri dans le nord de l'Ontario (Pratt et al., 2016). La ligne pleine représente une régression des moindres carrés ordinaires ( $\log(Densité) = 0,89 - 0,88 \log(Superficie)$ ) et la ligne pointillée représente une régression du 75e quantile ( $\log(Densité) = 1,69 - 0,82 \log(Superficie)$ ).

Les estimations de la densité du dard de rivière pour un effort moyen étaient de 0,013 et de 0,029 poisson/ $m^2$ , respectivement, d'après la régression des MCO et du 75<sup>e</sup> quantile (figure 14). L'équation 13 permet d'estimer les densités maximales du dard de rivière en fonction du poids moyen des adultes (1,31 g, 0,56 g et 0,75 g dans les rivières Assiniboine, English et Rainy), ce qui donne des densités estimées de 6,1 poissons/ $m^2$ , 13,6 poissons/ $m^2$  et 10 poissons/ $m^2$ . Les faibles densités observées du dard de rivière dans l'habitat où il n'est pas en péril étaient probablement attribuables à une faible capturabilité. Les estimations de la SMVP pour le dard de rivière sont obtenues à l'aide de la densité observée (MCO et régression quantile) ajustée pour une faible capturabilité avec une capturabilité présumée entre 0,5 et 10 %. La SMVP est estimée simplement comme suit :  $SMPV = PMV / Densité$  et suppose que les premiers stades biologiques partagent l'habitat avec les adultes échantillonnés (figure 15).

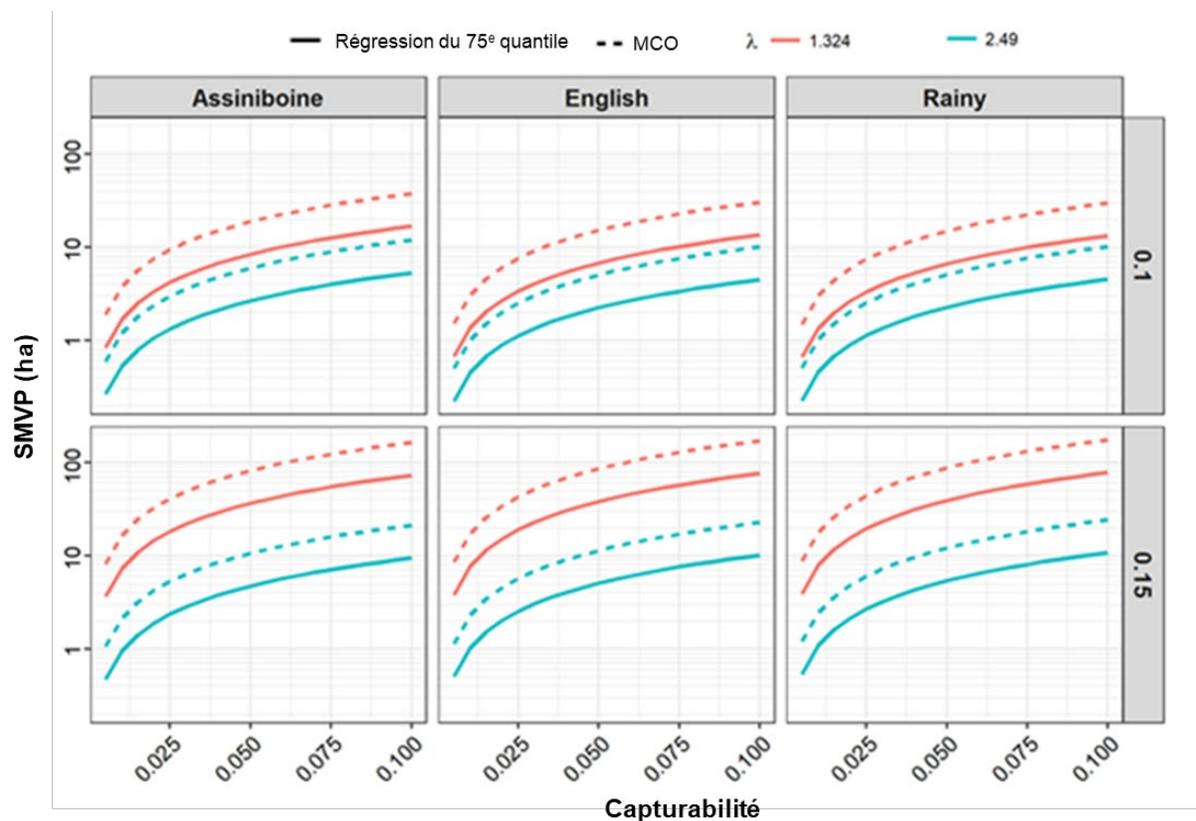


Figure 15. Les estimations de la SMVP pour les populations de dard de rivière sont fondées sur des estimations normalisées de la densité (à partir de la régression des MCO et du 75e quantile) ajustées selon divers taux de capturabilité. Les résultats sont présentés pour trois plans d'eau, deux taux de catastrophe (0,1 et 0,15 par génération) et deux niveaux du taux de croissance maximale de la population.

L'hypothèse d'une capturabilité de 5 % donne des estimations de la densité de 0,25 et de 0,57 dard de rivière adulte par m<sup>2</sup> avec les régressions MCO et quantile, respectivement. Une population dont la valeur  $\lambda_{\max}$  est de 2,49 et qui subit un taux de catastrophe de 15 % par génération avec une probabilité d'extinction de 1 % aurait besoin d'entre 10,6 et 12,1 ha (1 ha = 10 000 m<sup>2</sup>) avec une densité de 0,25 poisson/m<sup>2</sup> ou d'entre 4,7 et 5,4 ha avec une densité de 0,57 poisson/m<sup>2</sup>. Dans la rivière Thames, le dard de rivière est présent entre le chemin Little John et Kent Bridge, en Ontario (Jason Barnucz, MPO, comm. pers.), ce qui représente une longueur d'environ 28,7 km de rivière et 109 ha de surface mouillée. Si ce tronçon de rivière convient également comme habitat du dard de rivière, il pourrait soutenir 272 500 ou 621 300 adultes, en supposant des densités maximales de 0,25 et 0,57, respectivement. Bien que ce résultat surestime probablement la capacité de charge de cet habitat, il démontre qu'il est possible d'atteindre une PMV dans des parties habitables de la rivière Thames. La densité moyenne requise pour atteindre les objectifs de rétablissement de 31 000 dards de rivière adultes dans ce tronçon de la rivière Thames était de 0,028 poisson/m<sup>2</sup>, une densité proche de la densité moyenne normalisée avec la régression du 75<sup>e</sup> quantile.

## TEMPS DE RÉTABLISSEMENT

Le temps de rétablissement a été estimé à l'aide d'une analyse par simulation. La taille initiale de la population a été fixée à 10 % de la population minimale viable. Nous avons réalisé des simulations pour déterminer le temps nécessaire pour atteindre la taille de population

correspondant à la PMV (la PMV a également servi de capacité de charge). Ces simulations reflètent une augmentation de l'habitat disponible ou une réduction des menaces de sorte que les taux vitaux reviennent à un état antérieur à la menace, ce qui permet à la taille de la population d'augmenter pour se rapprocher de la capacité de charge.

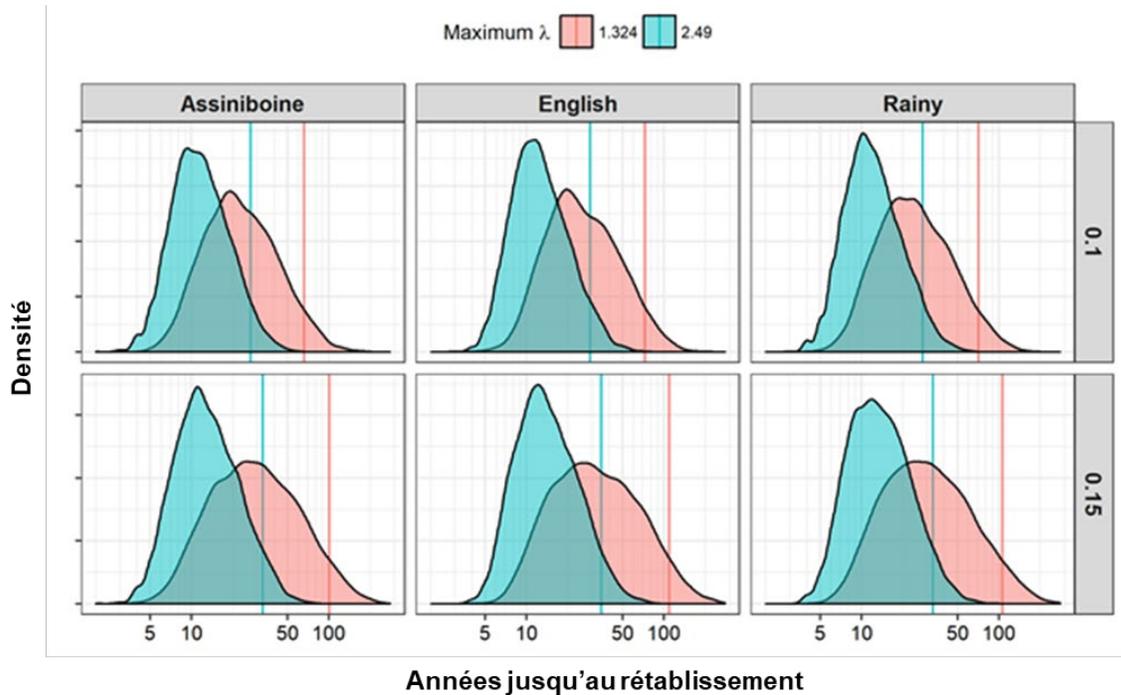


Figure 16. Distribution des délais de rétablissement pour les populations de dard de rivière pour un objectif de rétablissement à la population minimale viable (1 %  $P_{[ext.]}$ ) et une abondance initiale de 10 % de la population minimale viable. Les résultats sont présentés pour trois plans d'eau, deux taux de catastrophe (0,1 et 0,15 par génération) et deux niveaux du taux de croissance maximale de la population. Les lignes de référence représentent le 95<sup>e</sup> centile du rétablissement.

Les répétitions des simulations ont donné une distribution des temps de rétablissement (figure 16). Les estimations du temps de rétablissement en tant que 95<sup>e</sup> centile des simulations sont présentées. Ainsi, 95 % des simulations produisent un rétablissement selon l'estimation du temps de rétablissement (tableau 8). Le rétablissement était plus rapide avec des taux de croissance maximale plus élevés et des catastrophes moins fréquentes, entre 27 et 29 ans. Les populations dont la croissance est plus lente et qui subissent des catastrophes plus fréquentes ont toutefois mis entre 101 et 109 ans à atteindre les objectifs de rétablissement.

Tableau 8. Temps requis (en années) pour qu'une population ait une probabilité de 95 % d'atteindre les objectifs de rétablissement (PMV; tableau 7) pour un objectif de rétablissement à la PMV (1 %  $P_{[ext.]}$ ) à une abondance initiale de 10 % de la PMV.

Taux de croissance de la population	Taux de catastrophe	Années jusqu'au rétablissement		
		Assiniboine	English	Rainy
1,32	0,1	66	73	71
	0,15	101	109	106
2,49	0,1	27	29	28
	0,15	33	35	33

---

## ANALYSE

### ÉLÉMENTS

#### **Élément 3 : Estimer les paramètres actuels ou récents du cycle biologique du dard de rivière.**

Les meilleures données disponibles ont été rassemblées pour fournir les paramètres du cycle biologique du dard de rivière. La valeur de chaque paramètre du cycle biologique utilisée dans la modélisation est présentée dans les tableaux 1, 2, 3 et 4. Les détails concernant la manière dont les paramètres ont été estimés et les données de base utilisées sont présentés à la section Méthodes du présent rapport.

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

Les objectifs d'abondance ont été estimés à l'aide d'une analyse de viabilité de la population et d'estimations de la population minimale viable (PMV). Les simulations intégraient la dépendance à la densité, la stochasticité environnementale et les événements catastrophiques aléatoires. Les objectifs variaient selon la probabilité de persistance souhaitée, le taux de catastrophe et le taux de croissance maximale de la population (tableau 7).

Les estimations prudentes de la PMV utilisent une probabilité de quasi-extinction de 1 % et un taux de catastrophe de 0,15 % par génération. Le taux de croissance maximale des populations à faible densité est inconnu. La valeur de 2,49 a été tirée d'une allométrie (Randall et Minns, 2000) d'après l'intervalle de prédiction le plus faible; elle est donc potentiellement prudente. Une valeur de 1,32 pourrait être trop pessimiste. Des estimations de la PMV comprises entre 27 000 et 31 000 sont donc recommandées.

Il convient d'insister sur le fait que les objectifs de rétablissement basés sur la PVM peuvent être facilement mal interprétés comme un point de référence pour l'exploitation ou les dommages admissibles. Un objectif de rétablissement n'est ni l'une ni l'autre de ces choses, car il se rapporte exclusivement à un niveau d'abondance minimal pour lequel la probabilité de persistance à long terme dans le cadre d'un programme de rétablissement est élevée. Par conséquent, les objectifs de rétablissement fondés sur l'abondance sont particulièrement pertinents pour les populations qui se situent en deçà de ce seuil, et sont utiles pour optimiser les efforts et les ressources en sélectionnant les populations qui ont le plus besoin d'efforts de rétablissement. Il faut souligner que ces objectifs de PMV font référence au nombre d'adultes seulement. Si les juvéniles sont inclus dans les estimations de l'abondance, la PMV doit alors également inclure ces classes d'âge.

En outre, les estimations de la PMV pour le dard de rivière ont été calculées à partir d'un modèle matriciel après la reproduction. Cela signifie que les estimations de l'abondance ont été faites directement après la fraie et avant la mortalité propre à l'âge. Les estimations de l'abondance tirées de l'analyse de la PMV représentent donc l'abondance annuelle maximale pour une population donnée. Pour les comparaisons avec les observations sur le terrain de l'abondance, il convient de prendre en compte la date d'échantillonnage par rapport à la date de la fraie, ainsi que le taux de mortalité prévu au cours de cette période.

#### **Élément 13 : Projeter les trajectoires attendues des populations sur une période raisonnable sur le plan scientifique (minimum de 10 ans) 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 dard de rivière**

Les abondances et les trajectoires des populations actuelles ne sont pas connues pour le dard de rivière de l'UD 3. Des simulations ont été effectuées pour des populations de dard de rivière dont l'abondance initiale était de 10 % de la PMV et un temps de rétablissement prévu dans lequel le rétablissement équivaut à la PMV (la PMV a également été fixée comme capacité de charge). En supposant un taux de croissance maximale de 2,49 et un taux de catastrophe de 15 % par génération, le dard de rivière avait 95 % de chances d'atteindre ces objectifs de rétablissement après 33-35 ans.

**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**

Nous avons utilisé un logiciel du SIG (ESRI ArcMap 10.6.1) pour quantifier l'habitat disponible (en tant que surface mouillée) dans la rivière Thames, délimité par les endroits où des spécimens de dard de rivière ont été prélevés. L'habitat potentiel atteignait une longueur totale de 28,7 km de rivière et une superficie de 109 ha. En supposant que tout cet habitat est utilisable, on peut obtenir des abondances correspondant à la PMV (31 000 adultes) avec des densités de 0,028 poisson/m<sup>2</sup>. Il est peu probable que la totalité de ce tronçon de rivière soit un habitat convenable pour le dard de rivière, mais des densités supérieures à 0,028 poisson/m<sup>2</sup> sont probablement réalisables. En supposant que la capturabilité du dard de rivière était de 5 %, les densités moyennes normalisées du dard de rivière dans les populations du nord non en péril ont été estimées à 0,25 ou 0,57 poisson/m<sup>2</sup>. En utilisant ces densités, des abondances correspondant à la PMV nécessitaient entre 10,6 et 12,1 ha ou entre 4,7 et 5,4 ha d'habitat convenable. Par conséquent, il y a probablement suffisamment d'habitats dans la rivière Thames pour répondre aux besoins d'une population durable de dard de rivière. La quantité d'habitat dans d'autres zones habitées de l'UD 3 (p. ex. la rivière Sydenham) n'a pas été calculée.

**Élément 15 : Évaluer la probabilité que les objectifs de rétablissement potentiels 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)**

Voir l'élément 13.

**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 dard de rivière.

**Élément 20 : Projeter la trajectoire attendue des populations (et les incertitudes) sur une période raisonnable du point de vue scientifique et jusqu'à l'atteinte des 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 celles qui présentent la plus forte probabilité de survie et de**

---

## **rétablissement possible pour des valeurs de paramètres réalistes sur le plan biologique**

Sans un lien direct entre les mesures d'atténuation et les taux de mortalité ou la productivité du dard de rivière, il n'est pas possible de fournir cette information.

**Élément 21 : Recommander des valeurs des paramètres pour la productivité et les taux de mortalité initiaux de la population et, au besoin, des caractéristiques particulières concernant les modèles de population qui seraient requises pour permettre l'exploration d'autres scénarios dans le cadre de l'évaluation des impacts économiques, sociaux et culturels en appui au processus d'inscription**

Les valeurs des paramètres présentées dans les tableaux 1, 2, 3 et 4 reposent sur les meilleures données disponibles pour cette population et devraient être utilisées pour toute future modélisation de la population.

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

Nous avons estimé les dommages anthropiques maximaux pouvant être causés à une population de dard de rivière sans causer un déclin de cette population (tableau 5). Ces valeurs représentent les variations proportionnelles maximales des taux vitaux, en l'absence de tout autre dommage, qui empêchent le taux moyen de croissance de la population ( $\lambda$ ) d'être inférieur à 1. Les estimations ont été tirées de l'analyse de l'élasticité, selon l'hypothèse de l'indépendance à la densité, et sont propres aux taux présumés de croissance de la population (1,32 et 2,49). L'analyse de l'élasticité a révélé que c'est aux perturbations des taux de survie des jeunes de l'année et de la fertilité que les populations de dard de rivière sont les plus sensibles. Il faut éviter de nuire à ces aspects du cycle biologique. Une réduction de la survie des jeunes de l'année ou du succès de la reproduction supérieure à 31 à 34 % pourrait entraîner un déclin de la population. Les perturbations de plus de 24,5 % touchant toutes les classes d'âge peuvent également provoquer un déclin de la population. Les relations entre les activités anthropiques et les variations des taux vitaux n'ont pas encore été établies et devront faire l'objet de recherches futures.

Une analyse par simulation a également été utilisée pour étudier l'impact des dommages (figures 10 et 11). Encore une fois, ces simulations ont été effectuées en supposant l'indépendance à la densité et étaient spécifiques à une moyenne initiale (sans dommages) de  $\lambda$  égale à 1,32. Ces résultats démontrent les risques associés à divers niveaux de dommages pour les populations de dard de rivière. Nous avons quantifié le risque comme la probabilité d'un déclin de la population ( $\lambda < 1$ ) pour des dommages causés à différents stades biologiques sur trois périodes : 1 an, 10 ans et 100 ans (c.-à-d. la probabilité d'avoir moins de dards de rivière qu'au début si l'on devait revenir après 1 an, 10 ans ou 100 ans). Au départ, en raison de la stochasticité environnementale, le risque d'observer un déclin annuel de la population était d'environ 21 %, mais il était de 0 % sur 10 ans et sur 100 ans. À mesure que les dommages augmentaient, le risque de déclin de la population augmentait également. Pour notre estimation des dommages maximaux (24 % pour toutes les classes d'âge), la probabilité de déclin de la population était d'environ 51 %, 44 % et 32 % sur 1 an, 10 ans et 100 ans, respectivement. Il faudra déterminer la période d'intérêt et le niveau de risque acceptable.

De même, on a estimé l'impact des dommages temporaires (figure 12). Cette estimation permet d'établir le risque de déclin de la population sur 10 ans après un événement unique de mortalité de poissons. Les effets propres au stade biologique étaient faibles, mais lorsque toutes les classes d'âge étaient touchées, les effets étaient importants à des taux élevés (plus de 75 %)

---

de dommage. Ces résultats sont spécifiques à une valeur de  $\lambda$  indépendante de la densité de 1,32 et à des dommages ne se produisant pas plus d'une fois tous les 10 ans. À mesure que la fréquence des dommages augmente, les résultats commencent à se rapprocher de ceux obtenus avec des dommages chroniques (figure 11).

## INCERTITUDES

Des données limitées étaient disponibles pour paramétrer le modèle de population du dard de rivière. Des données étaient disponibles pour les UD 1 et 2, que le COSEPAC a jugées non en péril lors de sa plus récente évaluation. On ne connaît pas les différences pouvant exister entre les dards de rivière des UD 1 et 2 et ceux de l'UD 3. De plus, l'information sur la trajectoire de la population et l'abondance n'était pas disponible. Au besoin, des hypothèses ont été formulées au sujet du taux de croissance et de la densité de la population. Il serait utile d'avoir davantage d'information sur les trajectoires de la population à partir de plusieurs sites, ce qui nécessiterait de longues séries chronologiques sur l'abondance, pour affiner les estimations de  $\lambda$  et mieux éclairer l'estimation des dommages et du rétablissement.

Il y avait également peu de données empiriques concernant des taux vitaux importants, comme la survie et la fécondité. Une seule estimation de la mortalité chez les adultes était disponible et il est possible qu'elle aille à l'encontre des hypothèses de l'analyse de la courbe des prises (p. ex. force constante des classes d'âge et vulnérabilité égale à l'engin d'échantillonnage). En outre, aucune donnée n'était disponible sur la survie des classes d'âge plus jeunes. Nous avons plutôt estimé la survie des jeunes de l'année à l'aide d'une procédure d'optimisation et d'un taux présumé de croissance de la population, qui ne reflète peut-être pas la croissance de la population réalisée. On ne sait pas si les taux de survie intégrés dans le modèle de simulation reflètent les tendances moyennes observées chez le dard de rivière de l'UD 3. Il y avait moins d'information disponible pour déterminer les valeurs des paramètres liés à la fécondité. Les estimations de la fécondité étaient fondées sur un certain nombre d'hypothèses. Premièrement, nous avons supposé que la reproduction et la fécondité du dard de rivière étaient semblables à celles du dard gris au Canada (Scott et Crossman, 1973). Nous avons appliqué cette hypothèse pour définir la plage de valeurs de la fécondité pour le dard de rivière de 4 ans, mais elle n'est pas validée. Deuxièmement, nous avons supposé que l'influence relative de la taille corporelle de la mère était constante dans toutes les classes d'âge ( $\beta_f = 1$ ). On ne connaît pas l'effet de la taille corporelle de la mère sur la fécondité chez les populations de dard de rivière de l'UD 3 ou les autres populations de dard de rivière. Toutefois, comme la croissance du dard de rivière adulte est limitée, il est peu probable que cette hypothèse ait un impact important sur les résultats du modèle.

La variabilité interannuelle des taux vitaux est également en grande partie inconnue. La variation de la fécondité intégrée aux simulations stochastiques était fondée sur une valeur maximale présumée (Fringpong et Angermeier, 2009). On ne sait pas exactement de quelle population de dard de rivière cette estimation provient. Les populations de dard des régions du Sud ont des saisons de fraie plus longues et, par conséquent, peuvent produire plus d'œufs par année (Hubbs, 1985). Il est donc possible qu'il s'agisse d'une surestimation de la fécondité maximale pour le dard de rivière de l'UD 3, entraînant une surestimation de la variabilité et une sous-estimation de la PMV. Les augmentations de la variation de la fécondité incluses dans les simulations stochastiques tendent à se traduire par des estimations plus faibles de la PMV (Vélez-Espino et Koops, 2012). De plus, la variabilité du taux de survie était complètement inconnue. Nous avons supposé un coefficient de variation constant de 0,2 et l'avons appliqué à la mortalité chez les adultes (Bradford, 1992; Mertz et Meyers, 1995). Un coefficient de variation de 0,1 a été appliqué à la mortalité chez les jeunes de l'année. Nous ne savons pas dans quelle mesure ces hypothèses se rapprochent de la variation de la mortalité du dard de rivière. Les

---

résultats de la simulation ont montré une augmentation exponentielle de la PMV avec un écart-type accru du taux de survie chez les jeunes de l'année (Vélez-Espino et Koops, 2012). Il convient de tenir compte de cette hypothèse pour appliquer des objectifs d'abondance basés sur des valeurs de la PMV dont les estimations futures sont ajustées à mesure que l'on dispose de plus d'information sur la variabilité du taux vital.

Pratt *et al.* (2016) ont signalé un sex-ratio asymétrique favorable aux femelles chez les populations de dard de rivière du nord de l'Ontario et du Manitoba; toutefois, aucun mécanisme expliquant ce résultat n'a été présenté et le ratio était variable entre les sites d'échantillonnage. Il est possible que ce résultat soit dû à la sélectivité de l'engin. Il peut s'expliquer aussi par une survie différente entre les sexes ou un nombre inégal de descendants mâles et femelles produits; toutefois, aucune preuve à l'appui n'était disponible. Tel qu'il est intégré dans les modèles matriciels, le sex-ratio représente la proportion de femelles à la naissance. Les simulations ont été effectuées en supposant un sex-ratio égal. L'analyse préliminaire avec un sex-ratio asymétrique a produit des résultats qualitativement semblables. Comme aucune donnée n'était disponible pour définir les taux de survie par sexe, ce scénario n'a pas été exploré dans les simulations et on ne sait pas quelle incidence cela peut avoir sur les extrants du modèle. Il faut davantage de données sur la composition par sexe des populations de dard de rivière au Canada pour déterminer de façon définitive le sex-ratio naturel. Si on constate que le sex-ratio est asymétrique, il faudra établir un mécanisme pour expliquer ce résultat.

Enfin, on ignore la fréquence et les impacts des événements catastrophiques pour le dard de rivière. Selon Reed et ses collaborateurs (2003), des événements catastrophiques (un déclin ponctuel de l'abondance d'au moins 50 %) surviennent à une probabilité moyenne de 0,14 fois par génération chez les vertébrés. On ne sait pas à quelle fréquence des événements catastrophiques touchent les populations de dard de rivière. Nous avons donc inclus la modélisation des objectifs de rétablissement en supposant une population stable avec le scénario de catastrophe le plus prudent, de 15 %, d'après les travaux de Reed et ses collaborateurs (2003). Le choix de la fréquence des catastrophes a une incidence importante sur les estimations de la PMV. Dans l'intérêt de la conservation du dard de rivière, il est recommandé de mener des recherches visant à déterminer l'ampleur et la fréquence des événements catastrophiques au niveau de la population, qui permettraient de réduire considérablement l'incertitude dans les estimations de la taille de la PMV.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Bradford, M.J. 1992. Precision of recruitment prediction from early life stages of marine fishes. *Fish Bull.* 90: 439–453.
- Caswell, H. 2001. *Matrix population models: construction, analysis, and interpretation*. Sinauer Associates, Sunderland, MA. 722 p.
- COSEPAC (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada). 2002. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC du fouille-roche gris \(\*Percina copelandi\*\) au Canada – Mise à jour](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. vii + 21 p.
- COSEPAC. 2016. [Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le dard de rivière \(\*Percina shumardi\*\), populations des rivières Saskatchewan et Nelson, populations du sud de la baie d'Hudson et de la baie James et populations des Grands Lacs et du haut Saint-Laurent, au Canada](#). Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa, ON. xix + 56 p.
- Dalton, K.W. 1989. COSEWIC status report on the River Darter *Percina shumardi* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, ON. 12 p.

- 
- Frimpong, E.A., and Angermeier, P.L. 2009. Fish traits: a database of ecological and life-history traits of freshwater fishes of the United States. *Fisheries* 34: 487–495.
- Hubbs, C. 1985. Darter reproductive seasons. *Copeia* 1985: 56–68.
- Hughley, M.C., Heins, D.C., Jelks, H.L., Ory, B.A., and Jordan, F. 2012. Variations in reproductive life history traits between two population of blackbanded darters (*Percina nigrofasciata*). *Copeia* 2012: 714–721.
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* 241:1455–1460.
- Le Bris, A., Pershing, A.J., Hernandez, C.M., Mills, K.E., and Sherwood, G.D. 2015. Modelling the effects of variation in reproductive traits on fish population resilience. *ICES J. Mar. Sci.* 72: 2590–2599.
- Lester, N.P., Shuter, B.J., Venturelli, P, and Nadeau, D. 2014. Life-history plasticity and sustainability exploitation: a theory of growth compensation applied to walleye management. *Ecol. Appl.* 24: 38–54.
- Maceina, M.J., and Bettoli, P.W. 1998. Variation in largemouth bass recruitment in four mainstream impoundments of the Tennessee River. *N. Am. J. Fish. Manag.* 18: 998–1003.
- Mathur, D. 1973. Some aspects of life history of the blackbanded darter, *Percina nigrofasciata* (Agassiz), in Halawakee Creek, Alabama. *Am. Midl. Nat.* 89: 381–393.
- Mertz, G. and Myers, R.A. 1995. Estimating the predictability of recruitment. *Fish. Bull.* 93: 657–665.
- 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.
- Pratt, T.C., Gardner, W.M., Watkinson, D.A., and Bouvier, L.D. 2016. Ecology of the River Darter in Canadian waters: distribution, relative abundance, life-history traits, diet and habitat characteristics. *Divers.* 8(4): 22.
- R Core Team. 2016. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Randall, R.G., and Minns, C.K. 2000. Use of fish production per unit biomass ratios for measuring the productive capacity of fish habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1657–1667.
- Randall, R.G., Minns, C.K., and Kelso, J.R.M. 1995. Fish production in freshwaters: are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 631–643.
- 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.
- Reid, S.M. 2004. Age-estimates and length distributions of Ontario channel darter (*Percina copelandi*) populations. *J. Freshw. Ecol.* 19: 441–444.

- 
- Reid, S.M., Brown, S., Haxton, T., Luce, J., and Metcalfe, B. 2016. [Habitat Modelling in Support of the Recovery of Channel Darter \(\*Percina copelandi\*\) Populations along the Trent River, Ontario](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2016/043. v + 28 p.
- Roberts, J.H., Angermeier, P.L., and Anderson, G.B. 2016. Population viability analysis of endangered Roanoke logperch. *J. Fish Wildl. Manage.* 7: 46–64.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bull. Fish. Res. Board Can.* No. 184: 966 p.
- Shaffer, M.L. 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience* 31: 131–134.
- Starnes, W.C. 1977. The ecology and life history of the endangered snail darter, *Percina (Imostoma) tanasi* etnier. Thesis (Ph.D.), University of Tennessee, Knoxville, TENN. 143 p.
- Vélez-Espino, L.A. and Koops, M.A. 2007. [A quantitative approach to assessing allowable harm in species at risk: application to the Laurentian black redhorse \(\*Moxostoma duquesnei\*\)](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/051.
- 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. iv + 21 p.