



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 2019/077

Région du Centre et de l'Arctique

Déplacements saisonniers du méné long (*Clinostomus elongatus*) en fonction des facteurs abiotiques et biotiques

D. Andrew R. Drake¹ et Mark S. Poesch²

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

²Department of Renewable Resources
University of Alberta
751 General Services Building
Edmonton, AB T6G 2H1 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 :

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



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

La présente publication doit être citée comme suit :

Drake, D.A.R., et Poesch, M.S. 2020. Déplacements saisonniers du méné long (*Clinostomus elongatus*) en fonction des facteurs abiotiques et biotiques. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/077. iv + 28 p.

Also Available in English:

Drake, D.A.R., and Poesch, M.S. 2020. Seasonal Movement of Redside Dace (*Clinostomus elongatus*) in Relation to Abiotic and Biotic Factors. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/077. iv + 26 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	IV
INTRODUCTION	1
MÉTHODES	2
ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN.....	2
CARACTÉRISTIQUES DU DÉBIT	6
ANALYSES STATISTIQUES.....	7
RÉSULTATS.....	10
STATISTIQUES DES DÉPLACEMENTS SAISONNIERS	10
RELATIONS ENTRE STATISTIQUES SAISONNIÈRES ET ATTRIBUTS DU DÉBIT	19
RENDEMENT DES ARBRES À RÉGRESSION STIMULÉE	20
DISCUSSION.....	25
RÉFÉRENCES CITÉES.....	27

RÉSUMÉ

La plupart des populations animales sont composées d'individus stationnaires et mobiles, ce qui peut influencer la structure de la métapopulation et la répartition spatiale de la mortalité. Nous avons étudié l'incidence de la stationnarité et de la mobilité chez deux populations relativement stables de ménés longs (*Clinostomus elongatus*) dans le bassin hydrographique de la rivière Rouge en Ontario, au Canada. Une régression linéaire multiple a été utilisée pour déterminer si la stationnarité et la mobilité étaient liées aux attributs du débit du cours d'eau (débit moyen et 90^e percentile du débit quotidien; fluidité du débit du cours d'eau). Pour la fraction mobile de la population, des modèles d'interaction spatiale ont été utilisés pour déterminer les variables abiotiques (habitat aquatique) et les variables biotiques (au niveau des espèces, captures par unité d'effort [CPUE] de l'assemblage de poissons) associées au déplacement. Les résultats ont indiqué un niveau élevé de synchronisme des déplacements entre les populations (ruisseau Berczy et tributaire Leslie), avec une stationnarité et un biais de déplacement généralement semblables selon la saison. La stationnarité allait d'un maximum de 74% et 67% (printemps 2007, Berczy et Leslie, respectivement) à un minimum de 0% et 7% (octobre à début mai et début à fin mai, Berczy; octobre à début mai, Leslie). La stationnarité n'était que faiblement liée négativement aux attributs du débit du cours d'eau (moyenne et 90^e percentile du débit quotidien), tandis que le biais de déplacement était faiblement lié positivement et négativement au débit. Au niveau du tronçon, les modèles d'interaction spatiale ont indiqué que la distance et les facteurs biotiques (CPUE du mullet à cornes [*Semotilus atromaculatus*], méné à nageoires rouges [*Luxilus cornutus*] et du meunier noir [*Catostomus commersoni*]) étaient des variables prédictives importantes de la probabilité d'atteindre un tronçon, tout comme l'étaient les variables relatives aux habitats aquatiques (écart-type du volume du tronçon [positif], moyenne et écart-type de la profondeur du ruisseau [positif], et largeur moyenne du tronçon [négatif]). Les résultats montrent que des facteurs agissant à différentes échelles spatiales et temporelles (débit du cours d'eau, CPUE des espèces, habitat au niveau du tronçon) influencent la stationnarité et la mobilité du méné long, mais qu'une grande partie de la variation des déplacements demeure inexpiquée par des facteurs environnementaux. Des travaux futurs sont nécessaires pour résoudre le rôle de la stationnarité et de la mobilité sur la mortalité individuelle et à l'échelle de la population, afin que les projections du risque d'extinction puissent être affinées.

INTRODUCTION

On en sait relativement peu sur le déplacement des poissons de rivière, y compris les petits cyprinidés comme le méné long (*Clinostomus elongatus*). Étant donné que les déplacements impliquent des compromis pour maximiser la condition physique (p. ex., obtenir des ressources alimentaires, accéder à l'habitat de reproduction, réduire au minimum le risque de prédation), les déplacements des individus devraient être déterminés par des facteurs propres à l'espèce et au site en fonction des besoins du cycle biologique et de la matrice de l'habitat disponible pour une population (Fahrig 2001). Il est de plus en plus évident que la plupart des animaux, y compris les poissons d'eau douce, présentent deux états de déplacement distincts (p. ex., Smithson et Johnston 1999; voir Radinger et Wolter 2014 pour examen). Les individus (ou populations) stationnaires font l'objet de déplacements à une échelle relativement fine, quittant rarement une parcelle d'habitat, tandis que les individus mobiles recherchent activement de nouvelles conditions environnementales, parcourant souvent de grandes distances. La justification de ces comportements n'est pas toujours claire ou n'est pas toujours associée à des indices comme les migrations de frai. Comprendre l'incidence de ces comportements et la manière dont leur influence par des facteurs abiotiques ou biotiques, le cas échéant, a des répercussions sur la compréhension de la façon dont la structure spatiale de la population est influencée par les conditions environnementales.

Il est nécessaire d'étudier les aspects liés à la stationnarité et à la mobilité des populations de ménés longs pour plusieurs raisons. Plusieurs auteurs (Poos et Jackson 2012, van der Lee *et al.* 2020) ont démontré que le risque d'extinction du méné long est influencé par la structure de métapopulation et la façon dont les sous-populations subissent la mortalité. Toutefois, il n'est pas clair si la structure spatiale de la population change de façon saisonnière et, dans l'affirmative, le rôle potentiel des conditions environnementales dans ces changements reste à déterminer. Cela a des répercussions sur la compréhension de la façon dont les catastrophes environnementales à l'échelle du tronçon ou du cours d'eau entraînent des changements dans la mortalité. Par exemple, les conditions de sécheresse estivale peuvent favoriser un degré élevé de stationnarité en raison des barrières de migration entre les bassins, laissant la sous-population exposée à la mortalité dans des parcelles isolées. Par ailleurs, des débits extrêmement élevés, fréquents dans les cours d'eau urbains à la suite de tempêtes (Reid et Parna 2017), peuvent entraîner les poissons en aval si les seuils de nage sont dépassés (p. ex., Neufeld *et al.* 2018). Les individus rejetés peuvent quitter la métapopulation s'il existe des conditions suffisamment mauvaises (habitat inadéquat ou risque accru de prédation) aux sites en aval, qui peuvent être aggravées par les faibles débits et la stationnarité (qui en résulte) et qui empêchent la recolonisation en amont après la tempête. Des débits intermédiaires et stables peuvent maximiser les possibilités de déplacement entre les tronçons de cours d'eau, mais les hypothèses entre l'incidence et l'étendue des déplacements et les conditions hydrologiques n'ont pas officiellement été mises à l'essai pour le méné long.

Nous analysons ici les déplacements saisonniers du méné long dans deux affluents de la rivière Rouge, un bassin versant moyen du bassin central du lac Ontario, en Ontario (Canada). Nos objectifs sont triples : tout d'abord, nous décrivons le déplacement du méné long, en mettant l'accent sur les composantes stationnaires et mobiles de l'activité du poisson sur huit intervalles d'échantillonnage et une période de 14 mois de marquage-recapture. Deuxièmement, nous dérivons une statistique moyenne pondérée directionnelle pour déterminer si le déplacement au sein de la population est biaisé en amont ou en aval, et si ce biais varie selon les saisons et en fonction des conditions hydrologiques. Enfin, nous explorons les facteurs à l'échelle du tronçon du cours d'eau afin de déterminer comment les caractéristiques de l'habitat et les variables

biotiques (p. ex., poissons présents en même temps dans le cours d'eau) influencent l'ampleur et la fréquence des déplacements.

MÉTHODES

L'analyse du déplacement des ménés longs dans le bassin hydrographique de la rivière Rouge a porté sur les éléments suivants :

1. capture et marquage du méné long adulte à des intervalles de 1, 2, 3 et 7 mois sur une période d'étude de 14 mois en 2007 et 2008;
2. énumération des attributs de l'habitat à chaque tronçon du cours d'eau où l'échantillonnage et le marquage du poisson ont eu lieu; et,
3. obtention des caractéristiques du débit pour la période d'étude afin de vérifier les hypothèses entre les modèles de déplacement et les conditions hydrologiques dominantes.

ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN

Entre mai 2007 et juillet 2008, des prélèvements sur le terrain ont été effectués dans le ruisseau Berczy et l'affluent Leslie, deux affluents du bassin hydrographique de la rivière Rouge. Les collectes sur le terrain comprenaient huit périodes de marquage (2007 : mai, juillet, août, septembre, octobre, 2008 : début mai, fin mai, juillet; $k_1 - k_8$) et sept périodes de déplacement (mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet; $k_{12}-k_{78}$; tableau 1). Les prélèvements ont suivi Poos et Jackson (2012), et les lieux d'échantillonnage ont été choisis en fonction de la connaissance *a priori* des populations relativement abondantes de ménés longs, en consultation avec l'équipe de rétablissement du méné long de l'Ontario. Treize tronçons du ruisseau Berczy et dix tronçons de l'affluent Leslie ont été choisis pour l'échantillonnage des poissons et de leur habitat (Figure 1). Chaque tronçon de cours d'eau a été défini comme une seule unité de passage d'un cours d'eau à l'autre selon le Protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario (Stanfield 2010) et les tronçons ont été séparés par un minimum de 15 m. La distance physique entre le point milieu de tous les tronçons de cours d'eau (c.-à-d., la distance entre le point milieu d'un cours d'eau et le point milieu d'un autre cours d'eau) a été calculée à l'aide de la fonction Matrice de coût Origine-Destination (OD) de l'analyste de réseau dans ArcGIS, ce qui donne une matrice de distance d'un cours d'eau pour chaque affluent (Tableau A1.1, A1.2).

Avant de ramasser les poissons, des filets en blocs (sennes droites de 30 pieds à mailles de 3/16 po) étaient placés à chaque tronçon de transition et maintenus en place avec de gros rochers. Les ménés longs et les poissons présents en même temps dans le cours d'eau ont été capturés au moyen de trois traits successifs en aval d'une senne droite de 30 m (mailles de 3/16 po) sur toute la longueur de chaque tronçon de cours d'eau. Les poissons capturés ont été dénombrés par trait, placés dans des bacs de récupération et retenus jusqu'à ce que l'échantillonnage soit terminé.

Les ménés longs capturés ont été marqués des étiquettes Visual Implant Elastomer (Northwest Marine Technology, Inc.) en utilisant des marques propres au tronçon et à la saison, qui fournissent un index de n poissons marqués dans le tronçon du cours d'eau i et au moment k . L'emplacement des étiquettes sur les ménés longs variait selon la saison, mais comprenait les surfaces dorsale et ventrale à plusieurs points de référence (p. ex., partie antérieure au pédoncule caudal, partie antérieure à la nageoire anale; partie antérieure et postérieure à la nageoire dorsale). Seuls les ménés longs adultes ont été marqués avec un seuil de taille minimum d'environ 50 mm. Après le marquage, les ménés longs ont été placés dans des bacs de récupération et surveillés pendant environ 30 minutes, après quoi ils ont été relâchés dans le

site de capture en même temps que d'autres espèces. Le taux de mortalité par marquage était faible (< 1 %) d'après les observations des poissons marqués dans les bacs de récupération.

Après l'échantillonnage du poisson, des procédures d'évaluation rapide de l'habitat décrites dans le Protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario (Stanfield 2010) ont été appliquées. Le protocole comprend la mesure de la profondeur du cours d'eau, de la classe du substrat et de la charge hydraulique à des endroits équidistants dans des transects de cours d'eau perpendiculaires, qui également mesure la largeur du cours d'eau dans tout le tronçon (m). Les classes de substrat comprenaient les détritiques, le limon, le sable, le gravier, les galets et le roc, avec des classes de taille de particules suivant Stanfield (2010). Une évaluation du pourcentage de couverture aérienne (p. ex., végétation terrestre en surplomb) a été effectuée à chaque transect. Les mesures au niveau du transect ont été utilisées pour construire les variables globales du tronçon, y compris la superficie totale du tronçon. La moyenne et l'écart-type de la profondeur du cours d'eau, le volume, le pourcentage de couverture de surface de chaque classe de substrat, la proportion du tronçon classée comme bassin, passage ou banc, ainsi que la moyenne et l'écart-type de la taille des particules du substrat dans le tronçon ont également été calculés. Les mesures de l'habitat ont été effectuées au cours de la période d'échantillonnage de juillet 2007 et sont censées refléter l'état de l'habitat pendant les autres périodes de capture.

Tableau 1. Marquage et recapture des poissons pendant la période d'échantillonnage de 2007-2008. La longueur moyenne décrit la longueur totale moyenne (mm) des ménés longs i qui ont été recapturés à la fin de la période de déplacement.

Période de marquage	Période de recapture	Période de déplacement	Saison	Ruisseau Berczy		Affluent Leslie	
				Nombre d'individus recapturés	Longueur moyenne	Nombre d'individus recapturés	Longueur moyenne
Mai 2007 (k_1)	Juillet 2007 (k_2)	k_{12}	Printemps	210	73,4	61	73,6
Juillet 2007 (k_2)	Août 2007 (k_3)	k_{23}	Été	74	70,7	21	76,6
Août 2007 (k_3)	Septembre 2007 (k_4)	k_{34}	Été	102	75,6	58	77,1
Septembre 2007 (k_4)	Octobre 2007 (k_5)	k_{45}	Automne	102	77,0	69	77,8
Octobre 2007 (k_5)	Début mai 2008 (k_6)	k_{56}	Hivernage	11	78,6	13	72,1
Début mai 2008 (k_6)	Fin mai 2008 (k_7)	k_{67}	Printemps	13	75,33	28	76,64
Fin mai 2008 (k_7)	Juillet 2008 (k_8)	k_{78}	Printemps	28	77,03	23	82,73
-	-	Toutes	-	499	74,5	220	76,5

Tableau A1.2. Matrice de distance pour les sites de marquage de l'affluent Leslie. Les étiquettes d'origine et de destination font référence à l'identité du tronçon. Les valeurs sont en mètres.

Destination	1	0										
	2	28	0									
	3	52	24	0								
	4	66	38	14	0							
	5	86	58	34	20	0						
	6	126	98	74	60	40	0					
	7	154	126	102	88	68	28	0				
	8	174	146	122	108	88	48	20	0			
	9	195	167	143	129	109	69	41	21	0		
	10	215	187	163	149	129	89	61	41	20	0	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
	Origine											

En plus des 13 tronçons (Berczy) et des 10 tronçons (Leslie) du cours d'eau central, 10 autres tronçons de cours d'eau (cinq en amont et cinq en aval) ont été échantillonnés pendant chaque intervalle d'échantillonnage pour recenser les individus marqués qui se sont déplacés au-delà de la zone de marquage centrale. Aucune évaluation détaillée de l'habitat n'a été effectuée à ces emplacements.

CARACTÉRISTIQUES DU DÉBIT

Pour comprendre la relation entre le déplacement saisonnier du méné long et les attributs du débit du cours d'eau, des mesures du débit de la rivière Rouge à la station de décharge de Markham (station 02HCO22) ont été téléchargées sous forme de débits moyens quotidiens (m^3/s) du [site Web de Relevés hydrologiques du Canada](#). La station de décharge est située à environ 10 km en aval du ruisseau Berczy et de l'affluent Leslie, ce qui donne un seul ensemble de valeurs de débit qui reflètent les conditions de débit en amont. Les valeurs moyennes quotidiennes ont été utilisées pour créer trois statistiques saisonnières :

- 1) la moyenne générale du débit quotidien saisonnier (m^3/s) pour un intervalle donné de marquage-recapture (p. ex., le débit quotidien moyen pour la période de mai à juillet 2007);
- 2) le 90^e percentile saisonnier du débit moyen quotidien pour l'intervalle de marquage-recapture;
- 3) l'indice de fluidité Richards-Baker (Baker *et al.* 2004; voir Reid et Parna (2017) pour l'utilisation de ces statistiques de débit dans l'évaluation de l'état de la population de ménés longs).

L'indice R-B est une statistique sans unité qui décrit la variabilité relative du débit quotidien sur un intervalle d'échantillonnage défini (Baker *et al.* 2004). Des valeurs élevées de l'indice R-B indiquent une plus grande variabilité du débit moyen quotidien sur un nombre donné de jours ou de mois, tandis que des valeurs faibles indiquent une variabilité plus faible. Les attributs du débit ont été résumés pour chaque période d'échantillonnage (p. ex., mai à juillet, juillet à août) et ont été utilisés comme variables prédictives dans les analyses subséquentes (Tableau 2, Figure 2).

Tableau 2. Caractéristiques du débit de la rivière Rouge, station de Markham, pour la durée de la période d'étude. Les valeurs moyennes et du 90^e percentile sont en m³/s.

Période de déplacement	Moyenne	90 ^e percentile	Indice R-B
Mai à juillet	0,942	1,259	0,552
Juillet à août	0,529	1,12	0,543
Août à septembre	0,422	0,726	0,305
Septembre à octobre	0,395	0,5374	0,209
Octobre à début mai	2,289	4,518	0,411
Début à fin mai	1,56	2,55	0,392
Fin mai à juillet	1,785	4,184	0,476

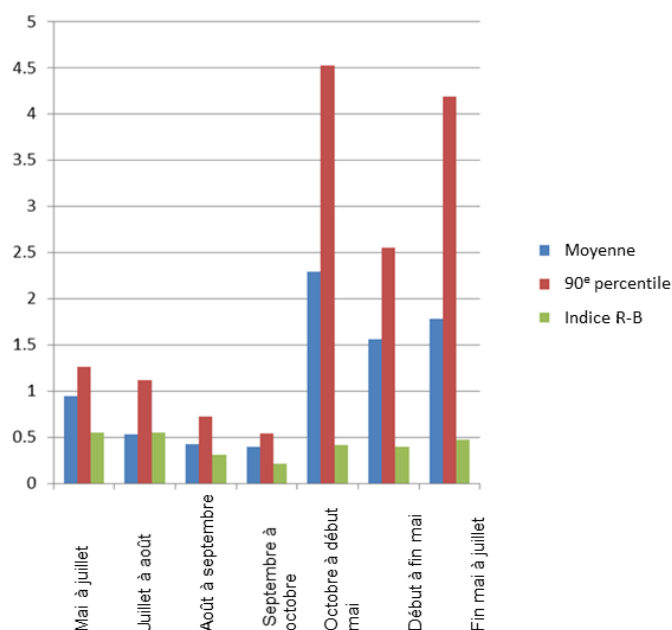


Figure 2. Caractéristiques du débit de la rivière Rouge, station de décharge de Markham 02HC022, mai 2007 à juillet 2008. Les valeurs de l'axe des Y décrivent le débit moyen quotidien (m³/s), le 90^e percentile du débit moyen quotidien et l'indice de fluidité R-B (des valeurs R-B plus élevées indiquent une plus grande variabilité du débit sur l'intervalle d'échantillonnage). [Mai à juillet, Juillet à août, Août à septembre, Septembre à octobre, Octobre à début mai, Début à fin mai, Fin mai à juillet, Moyenne, 90^e percentile, Indice R-B]

ANALYSES STATISTIQUES

Après le marquage et la recapture, des matrices d'interaction spatiale (**T**) des déplacements saisonniers du méné long ont été élaborées. Les éléments non transformés de la matrice

décrivent le nombre n de ménés longs marqués se déplaçant du tronçon du cours d'eau i au tronçon du cours d'eau j au cours de la période de déplacement k . La période de déplacement k_{12} décrit la capture et le marquage du poisson pendant la période de marquage k (p. ex., mai 2007) et la recapture de ces poissons marqués pendant la période de marquage $k+1$ (p. ex., juillet 2007). Les éléments diagonaux (p. ex., T_{11}) décrivent le nombre de poissons restant dans un tronçon pendant toute la période de marquage-recapture; par conséquent, la matrice fournit des estimations des observations d'individus stationnaires et mobiles pour n tronçons et n intervalles de déplacement. Les matrices d'interaction spatiale ont été utilisées dans l'analyse statistique subséquente pour évaluer la stationnarité et la mobilité par rapport à la matrice de distance d'un cours d'eau. Comme la matrice \mathbf{T} est directionnelle (p. ex., les tronçons de cours d'eau sont énumérés par ordre croissant et indiquent la position d'aval en amont), la direction de déplacement peut être dérivée du quadrant supérieur droit de la matrice indiquant le déplacement en amont et du quadrant inférieur gauche de la matrice indiquant le déplacement en aval.

$$\mathbf{T} = \begin{bmatrix} T_{11} & T_{12} & T_{13} & T_{14} & T_{15} \\ T_{21} & T_{22} & 0 & 0 & 0 \\ T_{31} & 0 & T_{33} & 0 & 0 \\ T_{41} & 0 & 0 & T_{44} & 0 \\ T_{51} & 0 & 0 & 0 & T_{55} \end{bmatrix}$$

L'analyse statistique du déplacement des ménés longs comporte trois éléments. Tout d'abord, des statistiques sommaires des composantes stationnaires (pstat) et mobiles (pmobile) de l'activité du poisson sont présentées (Radinger et Wolter 2014). Ici, pstat est la probabilité qu'un poisson marqué dans le tronçon du cours d'eau i au moment k sera capturé dans le tronçon i au moment $k+1$. Bien qu'il soit possible que les poissons marqués au tronçon du cours d'eau i aient quitté le tronçon à un moment donné pendant l'intervalle d'échantillonnage pour revenir au point de capture initial pendant le rééchantillonnage, l'intervalle ponctuel de marquage et de recapture n'a pas permis d'intégrer un niveau plus fin de résolution temporelle. Par conséquent, la statistique pstat décrit les résultats de deux échantillonnages indépendants au cours des intervalles de déplacement de 1 à 7 mois (Tableau 1), la stationnarité étant considérée comme la recapture des poissons marqués au point initial de marquage. La probabilité qu'un poisson marqué dans le tronçon i soit recapturé dans le tronçon $j \dots n$ au moment $k+1$ (la probabilité d'être mobile, pmob), était de $1 - \text{pstat}$.

Nous avons également évalué la distance de déplacement absolue minimale, moyenne et maximale (m) des poissons mobiles (σ_{mob}), ainsi que les déplacements directionnels en amont ou en aval, où des valeurs négatives indiquent les déplacements en aval et des valeurs positives, les déplacements en amont. La statistique directionnelle a été pondérée en fonction des dénombrements regroupés (p. ex., une moyenne directionnelle pondérée; σ_{mobdir}) pour décrire la distance moyenne par direction des poissons entre deux périodes d'échantillonnage. La statistique σ_{mobdir} suppose un biais de déplacement moyen, où une valeur négative indique qu'une collecte d'individus marqués a connu un déplacement moyen en aval de $-x$ mètres par rapport à leur position de départ, alors qu'une valeur positive indique un déplacement en amont. Les fonctions de densité du noyau de σ_{mobdir} ont été dérivées pour n'inclure que les poissons mobiles, ainsi que les fonctions de densité qui incluent à la fois les composants mobiles et stationnaires. Ces dernières décrivent la probabilité empirique que les poissons restent stationnaires, remontent le cours d'eau ou descendent le cours d'eau durant une période de déplacement donnée. Les valeurs absolues des déplacements (composantes non nulles) ont

suivi un processus binomial négatif, et les paramètres de ces distributions ont été calculés en utilisant la probabilité maximale dans le progiciel R MASS.

La deuxième composante de l'analyse consistait à évaluer dans quelle mesure les variations saisonnières de p_{stat} et σ_{mobdir} étaient influencées par les caractéristiques du débit (sensu Reid et Parna [2017]). Les caractéristiques du débit peuvent empêcher le déplacement des poissons si la disponibilité de l'eau est faible; sinon, des débits élevés peuvent forcer les poissons en aval. Les flux intermédiaires peuvent favoriser les plus grandes possibilités de déplacement. En plus des facteurs environnementaux, il existe des preuves que le déplacement du poisson est influencé par la taille du corps et la durée entre les intervalles de marquage et de recapture (Smithson et Johnston 1999, Radinger et Wolter 2014). Pour tenir compte de ces facteurs, la durée de l'intervalle d'échantillonnage a été incluse comme variable prédictive (la taille moyenne des poissons marqués était relativement constante et n'était pas incluse comme variable prédictive). La relation entre les statistiques de déplacement (p_{stat} et σ_{mobdir}) et les attributs du débit a été évaluée à l'aide d'une régression linéaire multiple de la forme $y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_n X_n$, où y est la variable-réponse (p_{stat} ou σ_{mobdir}), β sont des coefficients, $X_1 \dots X_n$ sont des variables prédictives (intersection, débit quotidien moyen, 90^e percentile du débit quotidien moyen, indice R-B du débit quotidien moyen et intervalle de marquage et de recapture [mois]). En raison de la faible taille des échantillons (7 saisons de déplacement et d'observations du débit), les variables du modèle ont été choisies de façon déterministe. L'importance du modèle a été évaluée à $\alpha = 0,05$ et la R^2 ajustée a été utilisée pour évaluer le rendement du modèle.

La dernière composante de l'analyse consistait à comprendre les facteurs associés aux déplacements d'un tronçon à l'autre de la fraction mobile de la population. Nous avons construit des modèles pour relier les déplacements des poissons marqués entre le tronçon i et le tronçon j aux caractéristiques du tronçon j qui influenceraient le méné long à choisir le tronçon j par rapport à tous les autres. Nous avons utilisé une modification du modèle gravimétrique à contrainte de production (Fotheringham et Kelly 1989, Drake et Mandrak 2010) pour prévoir le déplacement des poissons. Ici, le modèle a été dérivé en tant que modèle statistique d'interaction spatiale, qui estime T_{ij} comme le nombre de poissons se déplaçant entre les tronçons i et j (les occurrences de stationnarité ont été exclues). Grâce à cette formule, le modèle garantit que les poissons qui quittent chaque tronçon de cours d'eau seront redistribués quelque part entre les tronçons de cours d'eau.

En raison de la nature autocorrélée des modèles d'interaction spatiale (c.-à-d., que le déplacement de i à j est fonctionnellement dépendant de l'abondance de départ dans le tronçon i) et le degré potentiel de multicollinéarité entre les variables prédictives (covariables de l'habitat et des espèces), nous avons utilisé des arbres à régression stimulée (Elith *et al.* 2008). Les arbres à régression stimulée sont une technique d'apprentissage machine qui utilise un processus itératif pour apprendre la relation entre une variable-réponse, Y , et une série de variables prédictives, $X_1, X_2 \dots X_n$. Le modèle fonctionne en échantillonnant les données de façon aléatoire, en construisant des arbres de régression individuels (voir De'ath et Fabricius 2000 et De'ath 2007) sur les données rééchantillonnées, et en continuant le processus pour apprendre quelles variables sont importantes dans n arbres permutés de façon aléatoire. Les modèles d'arbres stimulés intégraient l'abondance marquée des ménés longs dans le tronçon i , la distance entre i et j , les mesures de l'habitat aquatique dérivées du protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario (PECEO) et les CPUE (la somme de trois passes) des poissons présents en même temps dans le cours d'eau dans le tronçon j comme variables prédictives dans le modèle. Des attributs du débit ont également été incorporés pour déterminer si certaines voies ij étaient plus ou moins susceptibles d'être empruntées au cours de régimes de débit particuliers. En raison des limites de la taille de l'échantillon, le modèle a été appliqué

toutes les saisons de déplacement et reflète donc les facteurs globaux responsables des déplacements au niveau du tronçon sur une période de 14 mois. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées dans R v.3.3.1 (R Core Team 2016).

RÉSULTATS

STATISTIQUES DES DÉPLACEMENTS SAISONNIERS

Un résumé de p_{stat} , σ_{mobdir} , et d'autres statistiques des déplacements est présenté au tableau 3. Les deux sites étaient caractérisés par une stationnarité relativement élevée des ménés longs pendant la période d'échantillonnage de mai à juillet 2007 (Berczy, 0,74; Leslie, 0,67), par une faible stationnarité pendant la période de juillet à août (Berczy, 0,23; Leslie, 0,19), par une stationnarité modérée pendant la période d'août à septembre (Berczy, 0,44; Leslie, 0,51; Tableau 3). Berczy a connu une stationnarité modérée à l'automne (octobre à mai, 0,41), tandis que Leslie n'avait presque pas de poissons stationnaires entre septembre et octobre. La période d'hivernage a été caractérisée par une absence de stationnarité (Berczy) et une stationnarité extrêmement faible (Leslie), bien que les deux estimations aient eu des échantillons de faible taille (Berczy, $n = 11$ individus; Leslie, $n = 13$ individus) et un long délai de marquage-recapture. La probabilité de stationnarité de mai à juillet 2008 était extrêmement faible par rapport à l'année précédente, ce qui indique une variation annuelle dans les deux populations.

Les figures 3 à 6 présentent les fonctions empiriques de la densité du noyau, incluant et excluant les poissons stationnaires. La ligne pointillée verticale des figures 3 à 6 correspond à la moyenne directionnelle pondérée (σ_{mobdir}) du tableau 3, l'écart à droite ou à gauche du zéro indiquant le biais directionnel moyen. Les fonctions de distribution sur 14 mois des périodes zéro et non zéro ressemblaient aux distributions de Laplace habituellement utilisées pour modéliser les déplacements directionnels, bien que les distributions saisonnières étaient souvent asymétriques et non centrées autour de zéro. Pour la fraction mobile des poissons recapturés, les deux affluents ont connu un biais directionnel semblable (Tableau 3), comme l'indique la statistique de déplacement σ_{mobdir} . Malgré une faible probabilité de déplacement de mai à juillet, lorsque les poissons se déplaçaient, ils présentaient un léger biais net en aval ($\sigma_{mobdir} = -10,6$ m pour les deux affluents; 35 en aval contre 20 en amont pour Berczy; 9 en aval contre 11 en amont pour Leslie). La probabilité de déplacement plus élevée de juillet à août aux deux sites était caractérisée par un déplacement net en amont ($\sigma_{mobdir} = 25,1$ m à Berczy et 67,64 m à Leslie), tandis que de septembre à octobre, il y avait un déplacement net en aval aux deux sites. La période d'octobre à mai était associée à un déplacement net en amont pour les deux sites (distance de dispersion moyenne en amont de 129,18 m à Berczy et de 221,5 m à Leslie), et les distances maximales de déplacement aux deux sites étaient observées pendant la période d'hivernage (411 m à Berczy, 680 m à Leslie, les deux en direction amont). Mesurée sur l'ensemble de la période d'échantillonnage de 14 mois, σ_{mobdir} était négative pour les deux populations.

Les noyaux de dispersion binomiale négative, qui représentent les attentes théoriques en matière de déplacement au cours d'une période d'échantillonnage donnée, reflètent bien les tendances empiriques, les deux sites étant caractérisés par des pics élevés (lignes grises, Figure 7) pour refléter la période de mai à juillet 2007, et les valeurs moyennes les plus élevées de 174,92 m (début à fin mai, Berczy, ligne jaune) et de 217,42 m (Leslie, ligne rose). Les valeurs dans les trois colonnes de droite du tableau 4 indiquent la probabilité qu'un poisson mobile se déplace d'au moins x mètres (50, 100 et 500 m). La probabilité la plus élevée de parcourir au moins 500 m a été observée pendant la période d'octobre à début mai à Berczy (0,032) et de la fin mai à juillet à Leslie (0,078).

Tableau 3. Statistiques sommaires des déplacements des ménéés longs au cours de la période d'étude de 2007-2008.

Cours d'eau	Période de déplacement	p_{stat}	σ_{mob} (moyenne)	σ_{mob} (écart-type)	σ_{mob} (min)	σ_{mob} (max)	σ_{mob} amont (moyenne)	σ_{mob} aval (moyenne)	$freq_{amont}$	$freq_{aval}$	σ_{mobdir} Biais directionnel pondéré	Dominance directionnelle
Ruisseau Berczy	Mai à juillet	0,74	35,98	19,47	10	125	34,85	36,62	20	35	-10,6	Aval
	Juillet à août	0,23	108,92	72,81	10	290	131,72	85,32	29	28	25,1	Amont
	Août à septembre	0,44	117,15	85,16	21	357	103,6	127,75	25	32	-26,28	Aval
	Septembre à octobre	0,41	131,25	104,63	21	315	122,22	135,12	18	42	-57,91	Aval
	Octobre à mai	0	129,1	147,8	15	411	129,18	S.O.	11	0	129,18	Amont
	Début à fin mai	0	174,92	104,36	40	411	191,72	82,5	11	2	149,53	Amont
	Fin mai à juillet	0,28	114,85	102,41	22	275	90,25	121	4	16	-78,75	Aval
	Tous les échantillons	0,47	100,68	89,2	10	411	104,15	98,05	103	137	-11,275	Aval
Affluent Leslie	Mai à juillet	0,67	63,6	31,6	25	175	48,18	82,44	11	9	-10,6	Aval
	Juillet à août	0,19	112,7	55,21	27	227	127,75	76,6	12	5	67,64	Amont
	Août à septembre	0,51	147,82	126,18	25	547	153	144,94	10	18	-38,53	Aval
	Septembre à octobre	0,02	143,88	154,01	25	680	186,9	136,33	10	57	-88,08	Aval
	Octobre à mai	0,07	188,58	192,27	53	680	221,55	89,6	9	3	143,75	Amont
	Début à fin mai	0,142	212,13	179,93	27	649	161,3	262,92	12	12	-50,79	Aval
	Fin mai à juillet	0,173	217,42	189,3	52	547	84,75	313,91	8	11	-146,05	Aval
	Tous les échantillons	0,28	133,54	135,46	25	680	143,38	127,97	52	92	-29,98	Aval

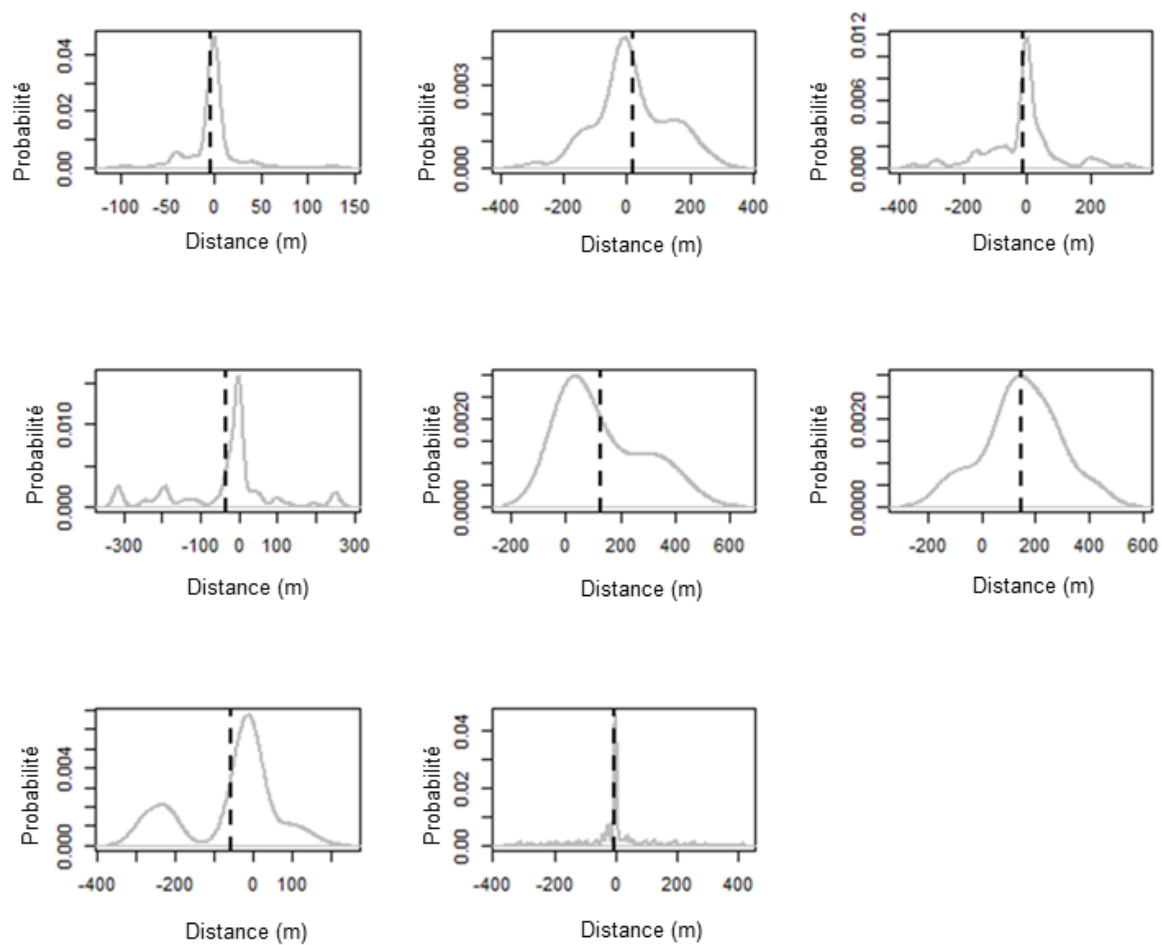


Figure 3. Fonctions de densité de noyau des déplacements des ménés longs dans le ruisseau Berczy. Les périodes d'échantillonnage, d'en haut à gauche vers le bas à droite, sont les suivantes : mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet; et toutes les périodes d'échantillonnage combinées. Les dénombrements zéro, indiquant la stationnarité des poissons au repère de distance 0, sont inclus dans les fonctions de distribution. La valeur moyenne est indiquée par la ligne verticale pointillée.

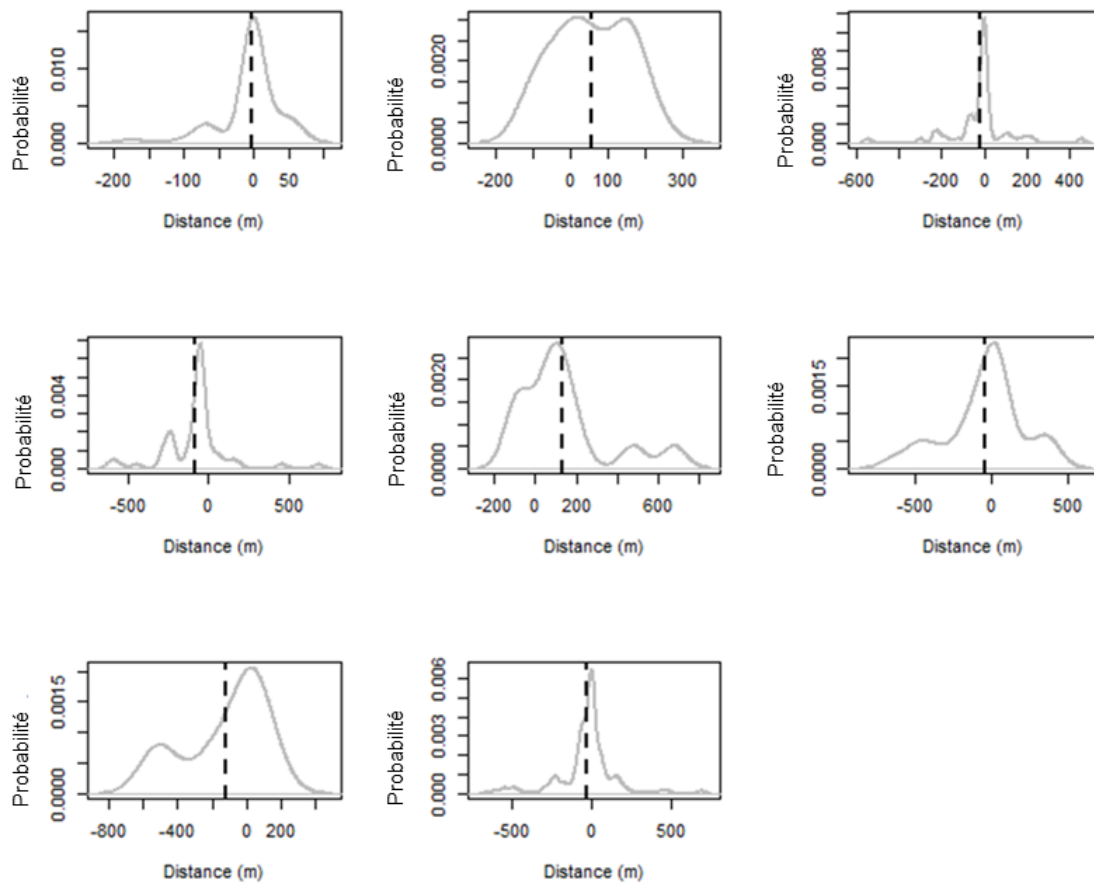


Figure 4. Fonctions de densité de noyau des déplacements directionnels des ménés longs dans l'affluent Leslie. Les périodes d'échantillonnage, d'en haut à gauche vers le bas à droite, sont les suivantes : mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet; et toutes les périodes d'échantillonnage combinées. Les dénombrements zéro, indiquant la stationnarité des poissons au repère de distance 0, sont inclus dans les fonctions de distribution. La valeur moyenne est indiquée par la ligne verticale pointillée.

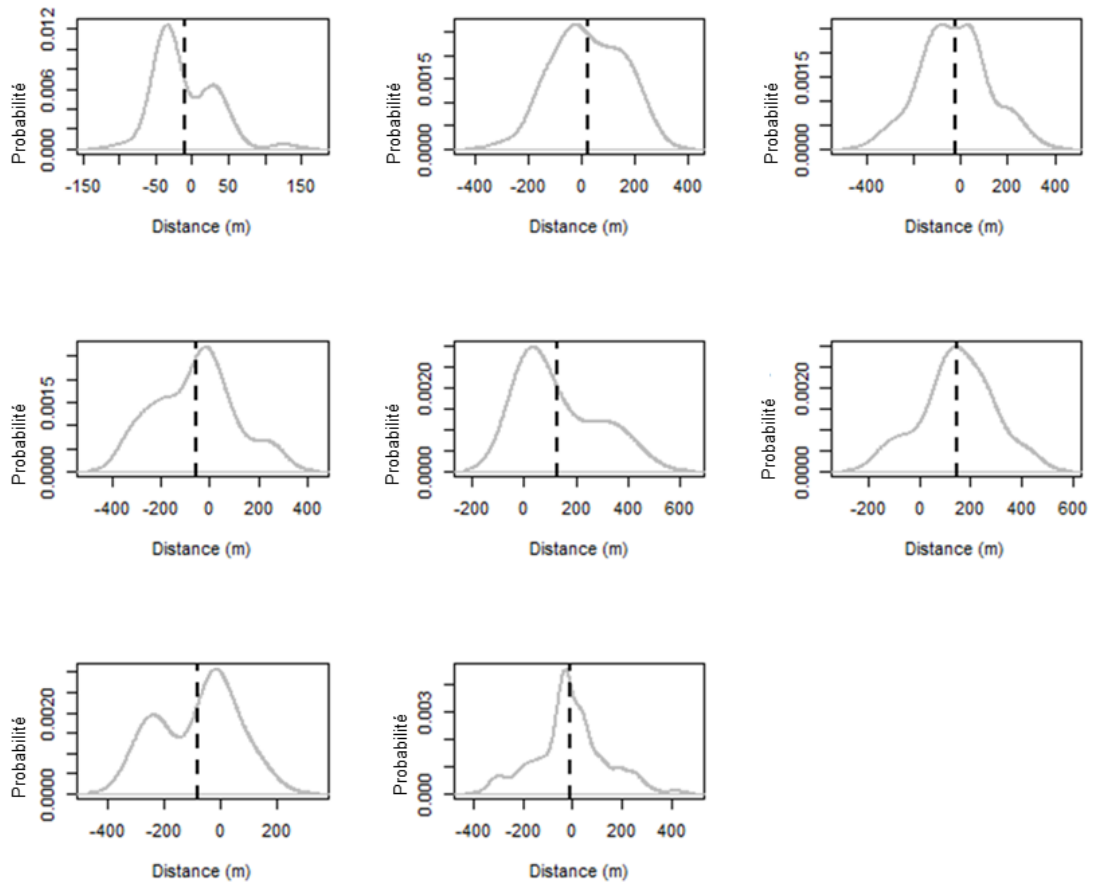


Figure 5. Fonctions de densité de noyau des déplacements des ménés longs dans le ruisseau Berczy avec élimination des dénombrements zéro. Les périodes d'échantillonnage, d'en haut à gauche vers le bas à droite, sont les suivantes : mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet; et toutes les périodes d'échantillonnage combinées. La valeur moyenne est indiquée par la ligne verticale pointillée.

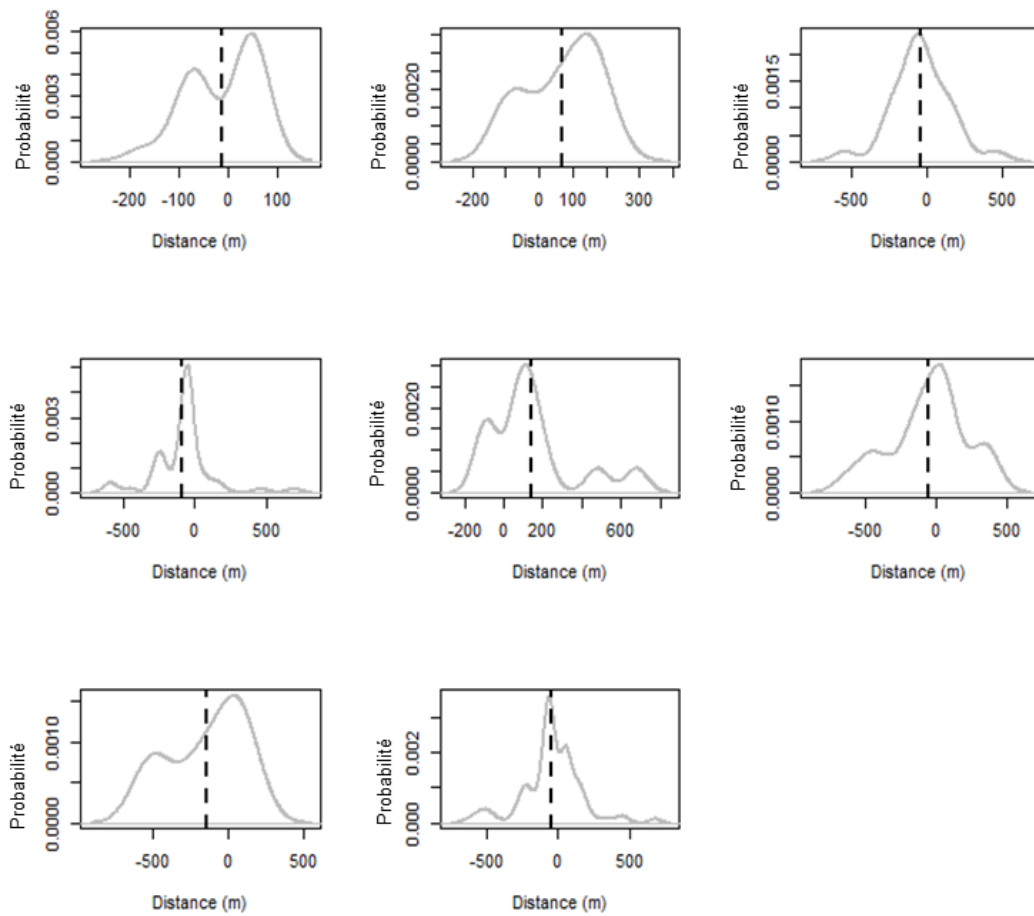


Figure 6. Fonctions de densité de noyau des déplacements des ménés longs dans l'affluent Leslie avec élimination des dénombrements zéro. Les périodes d'échantillonnage, d'en haut à gauche vers le bas à droite, sont les suivantes : mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet; et toutes les périodes d'échantillonnage combinées. La valeur moyenne est indiquée par la ligne verticale pointillée.

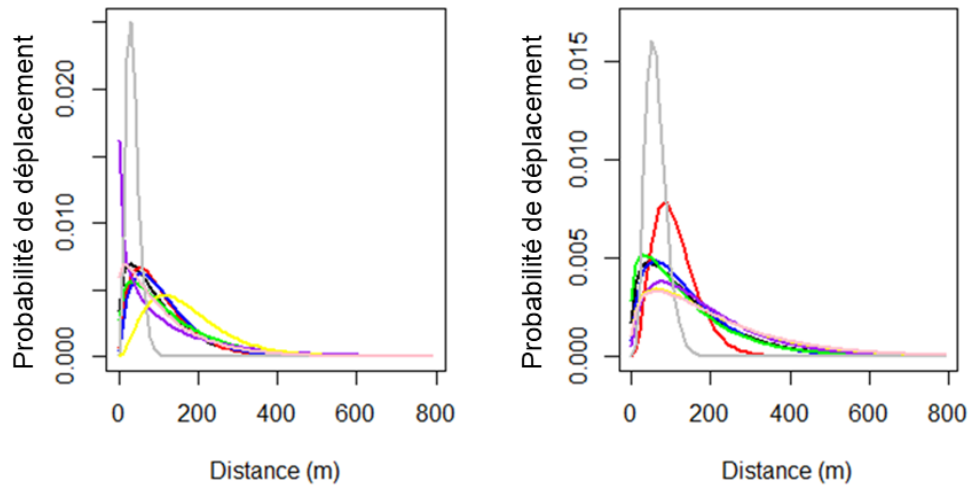


Figure 7. Fonctions de distribution de probabilités binomiales négatives pour les déplacements des ménés longs à partir du ruisseau Berczy (panneau de gauche) et de l'affluent Leslie (panneau de droite) pendant la période d'échantillonnage. Les couleurs sont (2007) : mai à juillet (gris), juillet à août (rouge), août à septembre (bleu), septembre à octobre (vert), octobre à début mai (violet), (2008) : début mai à fin mai (jaune), fin mai à juillet (rose). Les paramètres des fonctions de distribution sont indiqués dans le tableau 4.

Tableau 4. Paramètres des fonctions de distribution de probabilités binomiales négatives fixées. Les entêtes des colonnes $Pr > 50$, $Pr > 100$ et $Pr > 500$ indiquent la probabilité cumulative de déplacement supérieur à chaque distance (m) dans n'importe quelle direction (amont ou aval) pendant la période d'échantillonnage.

Cours d'eau	Période d'échantillonnage	Distribution binominale négative u	Distribution binominale négative k	$Pr > 50$	$Pr > 100$	$Pr > 500$
Ruisseau Berczy	Mai à juillet	35,98	4,96	0,184	0,0029	4,38 e-23
	Juillet à août	108,92	1,95	0,754	0,447	0,0012
	Août à septembre	117,15	2,01	0,783	0,488	0,0019
	Septembre à octobre	131,25	1,34	0,738	0,499	0,0127
	Octobre à début mai	129,18	0,738	0,611	0,423	0,032
	Début à fin mai	174,92	2,99	0,939	0,747	0,0090
	Fin mai à juillet	114,85	1,13	0,667	0,427	0,0099
	Toutes	105,25	1,37	0,677	0,407	0,003
Affluent Leslie	Mai à juillet	63,6	6,33	0,65	0,092	3,42 e-12
	Juillet à août	112,70	4,02	0,88	0,52	2,51 e-05
	Août à septembre	147,82	1,69	0,81	0,58	0,013
	Septembre à octobre	143,88	1,29	0,75	0,53	0,020
	Octobre à début mai	188,58	1,70	0,87	0,68	0,04
	Début à fin mai	212,13	1,43	0,859	0,690	0,073
	Fin mai à juillet	217,42	1,43	0,863	0,698	0,078
	Toutes	152,15	1,43	0,79	0,569	0,022

Tableau 5. Résultats de la régression entre-saison entre p_{stat} , σ_{mobdir} et les attributs du débit dans la rivière Rouge.

Cours d'eau	Réponse	β_0	β_1	x1	β_2	x2	P global	R ² ajustée
Ruisseau Berczy	p_{stat}	0,483	-0,105	90 ^e percentile	0,014	Intervalle d'échantillonnage	0,391	0,061
	p_{stat}	0,526	-0,237	Moyenne	0,014	Intervalle d'échantillonnage	0,404	0,046
	p_{stat}	0,285	0,260	Indice R-B	-0,034	Intervalle d'échantillonnage	0,854	-0,386
Affluent Leslie	p_{stat}	0,358	-0,065	90 ^e percentile	0,012	Intervalle d'échantillonnage	0,705	-0,260
	p_{stat}	0,367	-0,119	Moyenne	-0,006	Intervalle d'échantillonnage	0,795	-0,337
	p_{stat}	0,003	0,748	Indice R-B	-0,022	Intervalle d'échantillonnage	0,693	-0,249
Ruisseau Berczy	σ_{mobdir}	-38,13	12,41	90 ^e percentile	11,20	Intervalle d'échantillonnage	0,679	-0,236
	σ_{mobdir}	-58,246	54,075	Moyenne	6,103	Intervalle d'échantillonnage	0,527	-0,088
	σ_{mobdir}	-50,75	60,42	Indice R-B	16,36	Intervalle d'échantillonnage	0,73	-0,281
Affluent Leslie	σ_{mobdir}	-97,13	-17,29	90 ^e percentile	44,50	Intervalle d'échantillonnage	0,140	0,440
	σ_{mobdir}	-93,23	-33,73	Moyenne	42,40	Intervalle d'échantillonnage	0,152	0,414
	σ_{mobdir}	-182,52	176,57	Indice R-B	34,58	Intervalle d'échantillonnage	0,147	0,428

RELATIONS ENTRE STATISTIQUES SAISONNIÈRES ET ATTRIBUTS DU DÉBIT

Les relations entre p_{stat} , σ_{mobdir} , et les conditions du débit (débit quotidien moyen, 90^e percentile du débit quotidien ou indice R-B) n'étaient importantes pour aucune des variables mises à l'essai (voir le tableau 5 pour les résultats de régression). En général, p_{stat} avait une relation négative et non importante avec le débit quotidien moyen et le 90^e percentile du débit quotidien à Berczy, tandis que σ_{mobdir} avait une faible relation positive ou négative et non importante avec le débit quotidien moyen et le 90^e percentile du débit quotidien (Figure 8). Ni p_{stat} ni σ_{mobdir} n'avait de relations avec les valeurs R-B (toutes non importantes). Des tendances similaires entre les mouvements saisonniers et les conditions du débit ont été observées à Leslie (figure 9), avec une faible relation négative entre p_{stat} et le débit quotidien moyen et le 90^e percentile du débit quotidien, et une très faible relation positive entre σ_{mobdir} et ces variables. Comme dans le cas de Berczy, l'indice R-B a fourni peu de corrélation avec les statistiques sur les déplacements saisonniers.

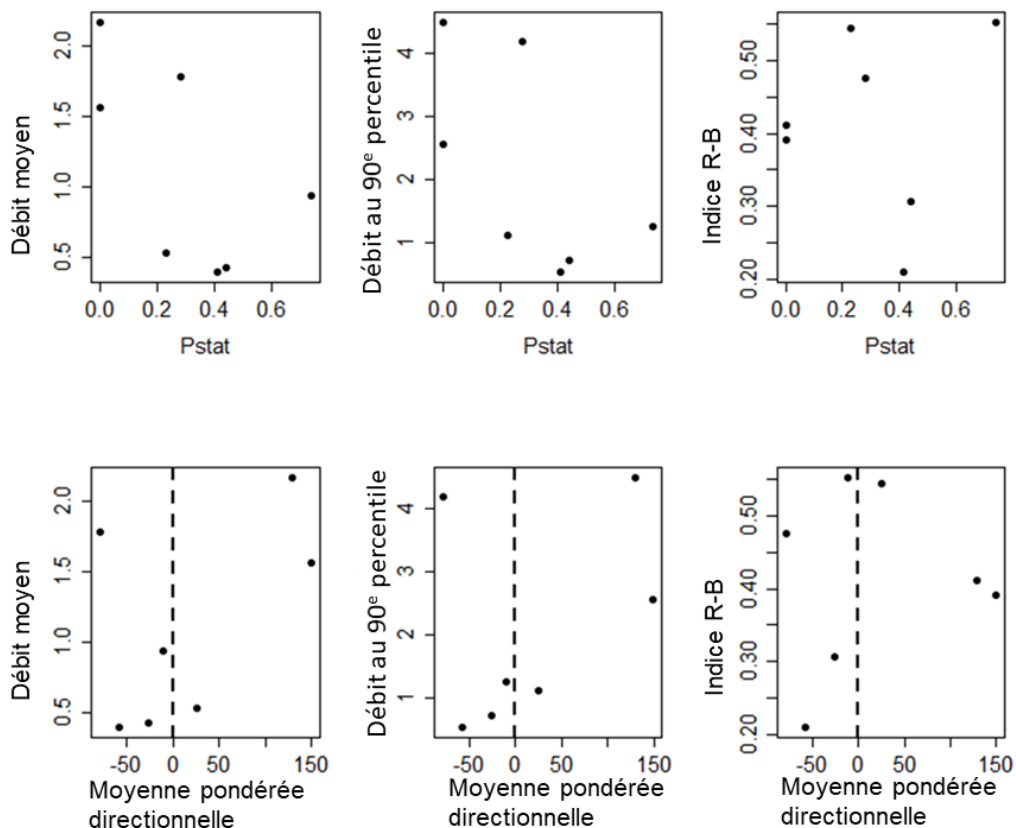


Figure 8. Relation entre p_{stat} (panneau du haut) et la moyenne pondérée directionnelle (σ_{mobdir} ; panneau du bas) pour le ruisseau Berczy au cours de la période d'étude. Chaque point représente une statistique de déplacement et une statistique de débit correspondante pour une période donnée (mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet).

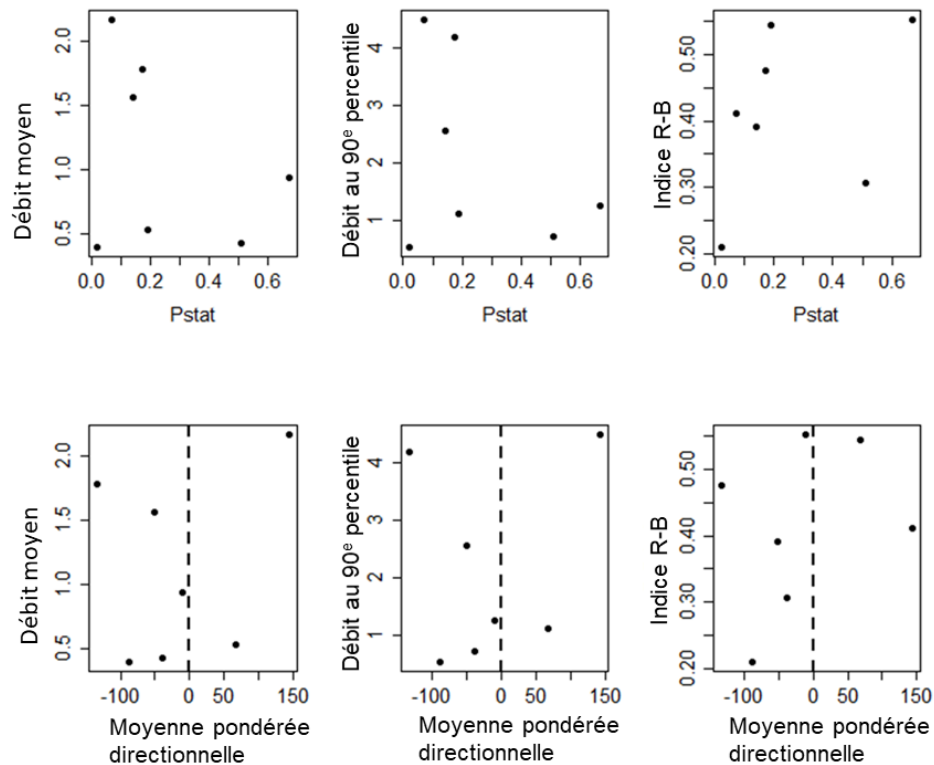


Figure 9. Relation entre p_{stat} (panneau supérieur) et moyenne pondérée directionnelle (σ_{mobdir} ; panneau inférieur) pour l'affluent Leslie au cours de la période d'étude. Chaque point représente une statistique de déplacement et une statistique de débit correspondante pour une période donnée (mai à juillet, juillet à août, août à septembre, septembre à octobre, octobre à début mai, début mai à fin mai, fin mai à juillet).

RENDEMENT DES ARBRES À RÉGRESSION STIMULÉE

Les résultats des arbres à régression stimulée pour Berczy avaient une forte corrélation avec les données d'entraînement (0,939), et une corrélation validée croisée de 0,549, ce qui indique que la structure arborescente stimulée expliquait à peu près 50 % de l'écart en T_{ij} selon un jeu de données indépendant de validation (Tableau 6). L'influence relative des variables prédictives sélectionnées par arbres stimulés est illustrée à la figure 10 et au tableau 7. Les cinq premières covariables expliquent 74,9 % de l'écart du modèle (les sommes d'importance variable à 100 %), et incluaient : ORedside (42,8 %), une variable décrivant l'abondance marquée de poissons disponibles pour quitter le cours d'eau afin d'atteindre le tronçon i au temps k , la distance ij (m; 12,7 %), l'écart-type du volume du tronçon (m^3) dans j (8,2 %), les CPUE des mulets à cornes (*Semotilus atromaculatus*) en j (8 %) et les CPUE des ménés à nageoires rouges (*Luxilus cornutus*) en j (3,9 %). Les courbes de dépendance partielle de la figure 6 peuvent être interprétées comme l'effet d'une variable individuelle sur T_{ij} (le nombre de déplacements des poissons entre les tronçons i et j) lorsque toutes les autres variables sont tenues à leur moyenne. Par exemple, en moyenne, il y a une relation négative entre T_{ij} et la distance, et une relation positive entre T_{ij} et les CPUE de mulets à cornes dans le tronçon j . Notamment, une variable factice a été incluse pour indiquer la direction du déplacement (en amont et en aval, « UpDown »), la durée de la période de marquage-recapture (« TagDuration »), les variables saisonnières du débit telles que le débit quotidien moyen (« MeanFlow ») ou le 90^e percentile du débit quotidien (« X90Flow ») et d'autres facteurs jugés importants, tels que les CPUE de la truite de rivière (*Salmo trutta*) (« DBrownTrout ») ou de la

truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (« DRainbowTrout »), avaient une importance faible dans le modèle global.

Les résultats des arbres à régression stimulée pour Leslie avaient également une corrélation légèrement inférieure avec les données de formation (0,687), mais une corrélation relativement élevée par validation croisée (0,537; Tableau 6). Les cinq premières covariables expliquent 86 % de l'écart du modèle et incluent : ORedside (40,1 %), CPUE du meunier noir (*Catostomus commersonii*) dans le tronçon *j* (30,3 %), distance *ij* (m; 5,9 %), CPUE du ventre-pourri (*Pimephales notatus*) (4,1 %) dans le tronçon *j*, et profondeur du tronçon *j* (3,2 %, Figure 11; Tableau 7). Comme dans le cas de Berczy, les variables liées à la direction du déplacement, aux attributs du débit et aux espèces prédatrices (truite brune, truite arc-en-ciel) ont eu peu ou pas d'influence sur le modèle.

Tableau 6. Le rendement des modèles d'arbres à régression stimulée pour l'interaction spatiale du méné long dans le ruisseau Berczy et l'affluent Leslie, 2007 à 2008.

Évaluation du modèle	Ruisseau Berczy	Affluent Leslie
Écart total moyen	0,901	1,246
Écart résiduel moyen	0,159	0,646
Écart estimé par validation	0,465	0,83
Corrélation des données	0,939	0,687
Corrélation à validation croisée	0,549	0,537

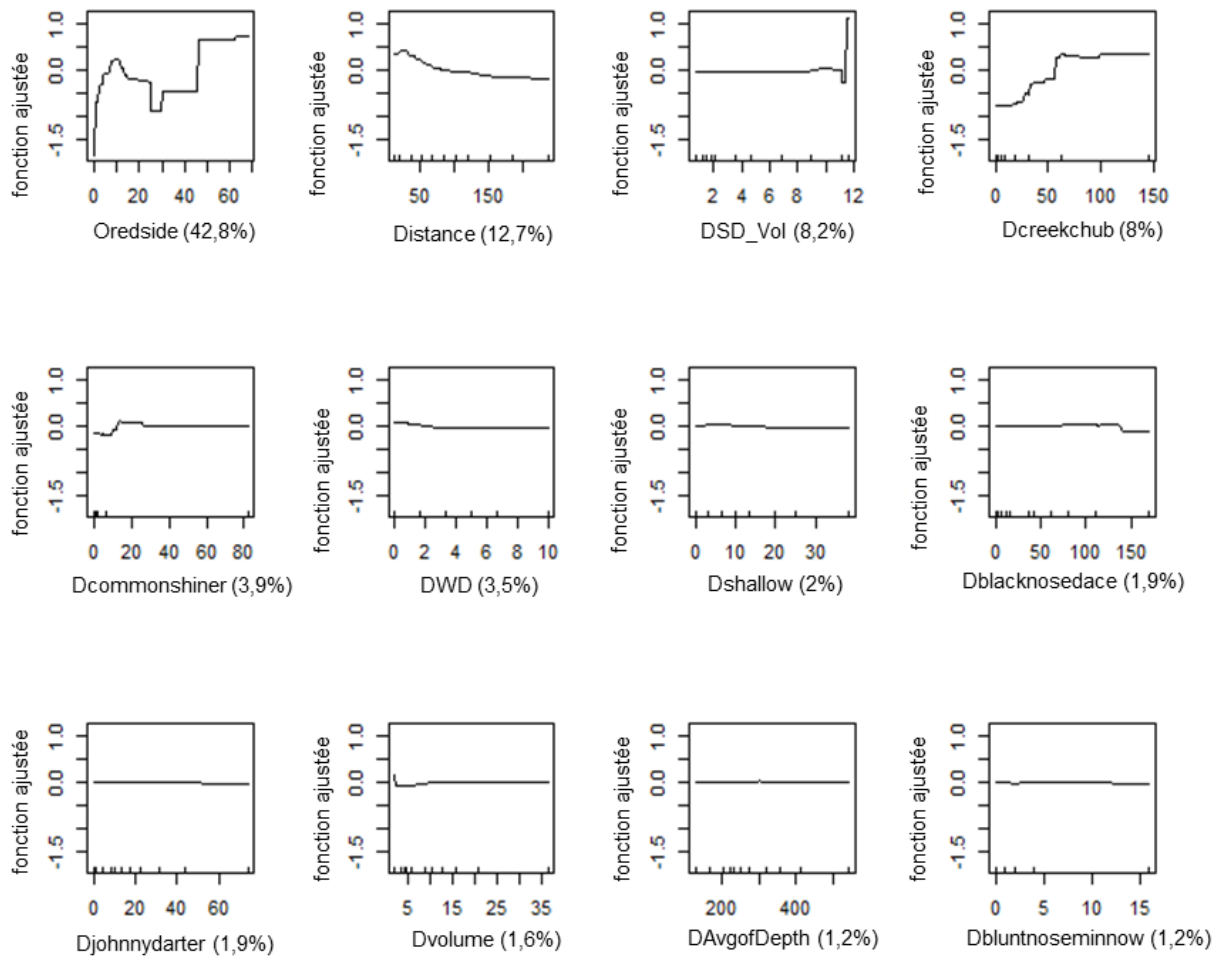


Figure 10. Courbes de dépendance partielle du modèle d'arbre à régression stimulée pour prédire l'interaction spatiale des ménés longs dans le ruisseau Berczy pendant toutes les périodes de déplacement. Les cinq premières variables expliquent 75,6 % de l'écart modélisé.

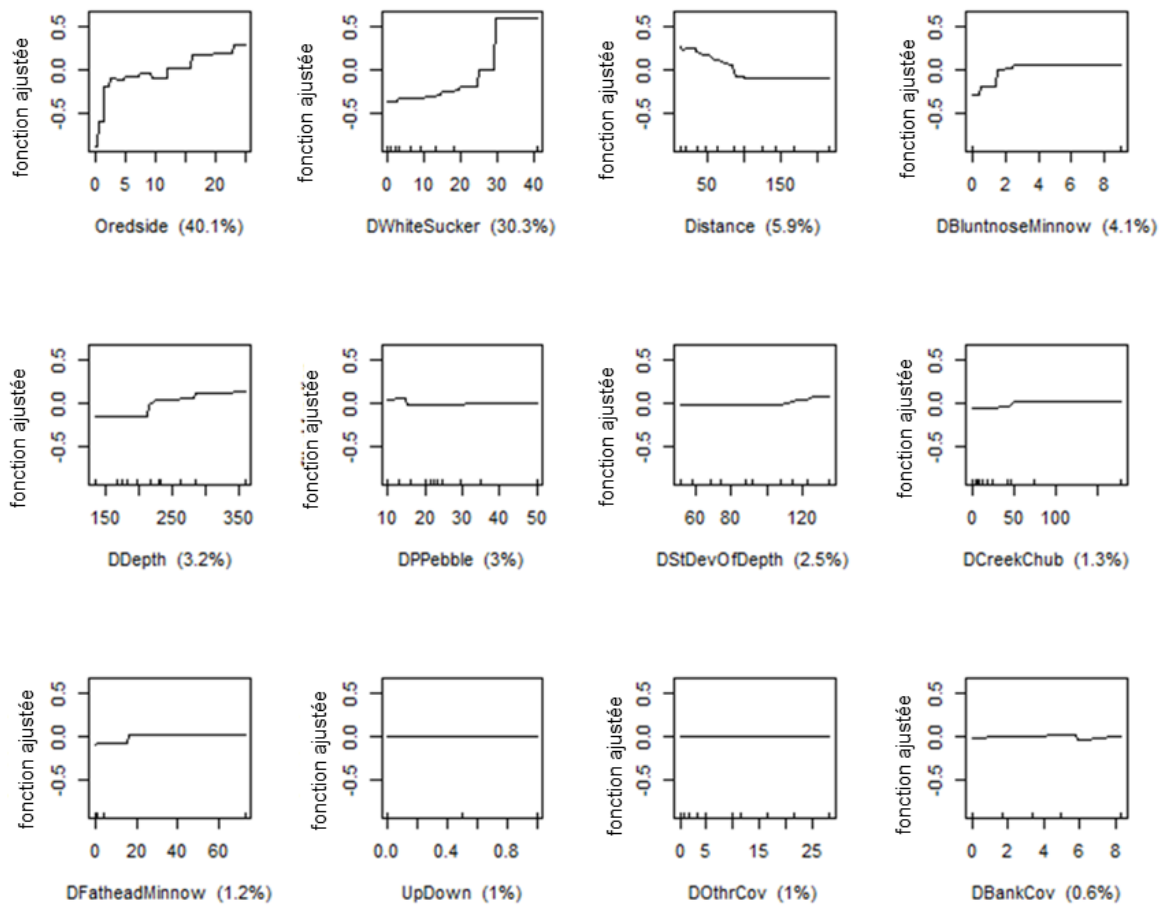


Figure 11. Courbes de dépendance partielle du modèle d'arbre à régression stimulée pour prédire l'interaction spatiale des ménés longs dans l'affluent Leslie pendant toutes les périodes de déplacement. Les cinq premières variables expliquent 83,6 % de l'écart modélisé.

Tableau 7. Résultats des arbres à régression stimulée pour prédire l'interaction spatiale (T_{ij}) du méné long dans le ruisseau Berczy et l'affluent Leslie. Les valeurs d'influence relative totalisent 100 % et montrent la fraction de l'écart total du modèle expliqué. Le préfixe « D » indique que les variables ont été mesurées dans le tronçon de destination.

Ruisseau Berczy		Affluent Leslie	
Variable	Influence relative (%)	Variable	Influence relative (%)
Méné long dans le bassin d'origine	42,1	Méné long dans le bassin d'origine	40,1
Distance	12,7	DWhiteSucker	30,3
DSD Vol	8,6	Distance	5,9
DCreekChub	7,8	DBluntnoseMinnow	4,1
DCommonShiner	3,7	DDepth	3,2
DWD	3,1	DPPebble	2,9
Dshallow	2,4	DStDevOfDepth	2,4
Dvolume	1,7	DCreekChub	1,3
DBlacknoseDace	1,6	DFatheadMinnow	1,2
DJohnnyDarter	1,5	UpDown	1,0
DBluntnoseMinnow	1,3	DOthrCov	0,9
Darea	1,2	DBankCov	0,6
DWhiteSucker	1,1	DIntermediate	0,6
DAvgOfDepth	1,1	DBrookStickleback	0,5
DRainbowDarter	1,0	DLargemouthBass	0,4
DCreekChubJub	1,0	DPSand	0,4
DBrookStickleback	0,9	DVolume	0,3
DFlatRock	0,8	DRndRock	0,3
DStDevOfDepth	0,6	DJohnnyDarter	0,3
DPGravel	0,6	DAvgOfMaximum.Particle.Size	0,3
DStDevOfMaximumParticleSize	0,5	DBlacknoseDace	0,3
DPCobble	0,5	DSD Volume	0,2
DStDevOfParticleSize	0,4	DCov	0,2
DModerate	0,3	DShallow	0,2
DBankCov	0,3	DAvgOfParticle.Size	0,2
MeanFlow	0,3	DArea	0,2
UpDown	0,2	DPGravel	0,1
Dredsidedacejuv	0,2	DStDevOfHydraulic.Head	0,1
DPSand	0,2	DRainbowDarter	0,1
DPPebble	0,2	DModerate	0,1
RBIndex	0,2	DCommonShiner	0,09
DIntermediate	0,2	DFlatRock	0,08
DRndRock	0,1	DPClay	0,06
DPClay	0,1	DAvgOfHydraulic.Head	0,05

<i>Ruisseau Berczy</i>		<i>Affluent Leslie</i>	
<i>Variable</i>	<i>Influence relative (%)</i>	<i>Variable</i>	<i>Influence relative (%)</i>
<i>DAvgOfParticle.Size</i>	<i>0,1</i>	<i>DPCobble</i>	<i>0,04</i>
<i>DMacCov</i>	<i>0,1</i>	<i>DGlide</i>	<i>0,04</i>
<i>Dfatheadminnow</i>	<i>0,09</i>	<i>MeanFlow</i>	<i>0,03</i>
<i>Drainbowtrout</i>	<i>0,09</i>	<i>DLongnoseDace</i>	<i>0,03</i>
<i>Dcommonshinerjuv</i>	<i>0,05</i>	<i>DPool</i>	<i>0,03</i>
<i>DOthrCov</i>	<i>0,04</i>	<i>DStDevOfParticle.Size</i>	<i>0,02</i>
<i>TaqDuration</i>	<i>0,04</i>	<i>RBIndex</i>	<i>0,02</i>
<i>DCov</i>	<i>0,03</i>	<i>DNorthernRedbellyDace</i>	<i>0,02</i>
<i>DAvgOfMaximum.Particle.Size</i>	<i>0,02</i>	<i>DAmericanBrookLamprey</i>	<i>0,009</i>
<i>DPBoulder</i>	<i>0,01</i>	<i>DStDevOfMaximum.Particle.Size</i>	<i>0,006</i>
<i>Dpumpkinseed</i>	<i>0,008</i>	<i>TaqDuration</i>	<i>0,005</i>
<i>DPool</i>	<i>0,007</i>	<i>DPBoulder</i>	<i>0,003</i>
<i>DAvgOfHydraulic.Head</i>	<i>0,002</i>	<i>DFastRif</i>	<i>0,003</i>
<i>DNorthernRedbellyDace</i>	<i>0,0008</i>	<i>DMacCov</i>	<i>0,003</i>
<i>X90Flow</i>	<i>0</i>	<i>DBrookTrout</i>	<i>0,0008</i>
<i>DStDevOfHydraulic.Head</i>	<i>0</i>	<i>X90 Flow</i>	<i>0</i>
<i>DGlide</i>	<i>0</i>	<i>DSlowRif</i>	<i>0</i>
<i>DSlowRif</i>	<i>0</i>	<i>DWD</i>	<i>0</i>
<i>Dbrownbullhead</i>	<i>0</i>	<i>DBrownTrout</i>	<i>0</i>
<i>Dbrowntrout</i>	<i>0</i>	<i>DPumpkinseed</i>	<i>0</i>
<i>Dlongnosedace</i>	<i>0</i>	<i>DRainbowTrout</i>	<i>0</i>

DISCUSSION

Cette étude fournit des renseignements pertinents pour la conservation et le rétablissement du méné long au Canada. Les résultats fournissent des estimations des déplacements dans deux populations relativement stables de ménés longs. On ne sait pas dans quelle mesure ces résultats sont applicables à d'autres populations, mais plusieurs conclusions peuvent être tirées. Premièrement, il semble y avoir synchronisation des déplacements saisonniers entre les populations. Les deux populations ont connu une stationnarité élevée et un biais en aval de mai à juillet 2007, une stationnarité modérée de juillet à août et d'août à septembre, avec un biais en amont – puis en aval – dans les deux populations. La période d'hivernage a été caractérisée par une faible stationnarité et un fort biais en amont dans les deux populations, avec des déplacements variables au printemps suivant. La synchronisation entre les populations peut souvent s'expliquer par des facteurs environnementaux de plus haut niveau (p. ex., température, débit, migration de frai), mais les attributs du débit n'étaient que faiblement corrélés négativement à l'état de stationnarité et faiblement corrélés positivement ou négativement au biais directionnel. Il est possible que les faibles relations soient le résultat d'attributs du débit mesurés bien en aval des sites à l'étude, ce qui peut avoir fourni une mauvaise approximation des conditions de débit que connaissent les deux populations.

Les faibles relations montrent que la décision de demeurer dans un tronçon de cours d'eau est influencée par les attributs du débit (probabilité plus élevée de demeurer à un débit moyen inférieur; Figures 8 et 9), mais même dans les débits quotidiens moyens les plus élevés (>1,5 m³/s), une partie des poissons est demeurée dans les tronçons pendant de longues périodes (1 à 3 mois). Ces résultats indiquent que les comportements de déplacement des individus peuvent confondre la relation déplacement-débit, dans la mesure où une certaine fraction de la population peut toujours rester stationnaire malgré les conditions de débit. Pendant les débits les plus faibles (août à septembre et septembre à octobre 2007), la stationnarité était modérée dans les deux tronçons, sauf à Leslie, où la probabilité de déplacement était élevée. Le biais en aval durant ces périodes était élevé, bien que les deux populations aient connu des déplacements en amont (Berczy, 43% et 30 % des déplacements étaient en amont, avec des distances moyennes de déplacement en amont de 103m et 135 m; Leslie, 35% et 14 % des déplacements étaient en amont, avec des distances moyennes de déplacement en amont de 153m et 186 m). Pendant les débits les plus élevés de la période d'étude (octobre à début mai 2008; fin mai à juillet 2008), la stationnarité était faible, avec un biais en amont élevé pendant l'hiver et un biais en aval pendant l'échantillon fin mai à juillet. Ces résultats indiquent que les périodes de basses eaux de l'été et du début de l'automne 2007 n'ont pas été suffisamment sévères pour empêcher le déplacement du poisson. Un échantillonnage supplémentaire par marquage-recapture dans un gradient plus large de conditions d'écoulement, combiné à un intervalle plus fin de marquage-recapture, aiderait à résoudre le problème de la force et de l'ubiquité des relations entre le déplacement et le débit. Peu d'auteurs ont exploré l'asymétrie dans le déplacement des poissons de cours d'eau (mais voir Neufeld *et al.* 2018), qui devrait être importante pour le méné long à mesure que la variabilité du débit devient extrême.

La moyenne pondérée directionnelle globale sur 14 mois indique un biais possible à long terme en aval (figures 5 et 6; des résultats similaires existent lorsque la période d'étude est réduite à 12 mois, mai 2007 à mai 2008), mais ces résultats doivent être considérés avec prudence. Les intervalles de marquage-recapture dans cette étude représentent une vue statique d'un processus continu, et il est possible que tout biais potentiel en aval soit surmonté dans un délai relativement court et ne soit pas capturé dans l'ensemble de données de marquage. Le potentiel d'un déplacement massif en amont sur une courte période de temps a été observé à Berczy en mai 2008, où tous les individus se sont déplacés en amont en moyenne sur 190 m, jusqu'à un total de 411 m. Les résultats laissent croire que les poissons réagissent de façon dynamique aux indices environnementaux, dont seulement une partie peut être attribuée aux attributs du débit.

Les résultats du modèle d'interaction spatiale pour prédire T_{ij} fournissent une certaine résolution sur les facteurs de déplacement entre les tronçons de cours d'eau entre les intervalles de marquage-recapture. Les modèles au niveau du tronçon indiquent que 1) les deux populations sont limitées par la distance (Berczy; 12,7 % de la variance du modèle; Leslie; 5,9 % de la variance du modèle, où le T_{ij} diminue lorsque la distance augmente), 2) les deux populations ont des associations entre le T_{ij} et les CPUE des cyprinidés et des catostomidés dans les tronçons de destination (Berczy, mulot à cornes et méné des ruisseaux; Leslie, meunier noir); 3) les variables relatives aux habitats aquatiques exercent une influence relative différente (relations positives entre l'écart-type du volume du tronçon de Berczy, 8,2 %; relation positive entre la profondeur des tronçons de Leslie, 3,2 %, relation négative entre la largeur des tronçons de Berczy; 3,5 %). Les attributs du débit, la direction du déplacement et les CPUE des prédateurs n'étaient pas des variables importantes dans les modèles de tronçon. Le fort effet de la distance est étayé par les observations des déplacements dans les intervalles de marquage-recapture (figures 5 et 6). Les associations biotiques ne sont pas non plus surprenantes : le méné long a connu des associations de nids avec les cyprinidés

(COSEPAC 2017), mais les relations observées dans le modèle à l'échelle du tronçon étaient apparentes à de nombreux points au cours de la saison d'échantillonnage. La relation sous-jacente entre T_{ij} et les espèces présentes en même temps peut être causale, en ce sens que le méné long réagit directement aux effets en bancs fournis par le mulot à cornes, le méné des ruisseaux et le meunier noir; ou corrélative, en ce sens que le méné long et les espèces présentes en même temps réagissent aux caractéristiques de l'habitat aquatique non facilement mesurés avec les outils relativement grossiers du protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario. Pris ensemble, ces résultats indiquent que le méné long peut surmonter des distances de déplacement potentiellement importantes lorsque les CPUE de certaines espèces présentes en même temps dans la zone de destination sont élevées.

Les résumés et les modèles des déplacements fournissent le contexte de l'ampleur des déplacements et de l'influence possible des déterminants à l'échelle du cours d'eau (débit du cours d'eau) et du tronçon (espèces présentes en même temps) sur le déplacement du méné long. Les résultats appuient fortement la structure spatiale saisonnière de la population et modérément l'influence relative des variables abiotiques et biotiques. Cependant, ce qui demeure inconnu, c'est l'importance des déplacements saisonniers et des déplacements à l'échelle du tronçon en ce qui a trait aux taux vitaux ou aux catastrophes environnementales, qui ont tous deux des répercussions sur la viabilité des populations de ménés longs (van der Lee *et al.* 2020).

RÉFÉRENCES CITÉES

- Baker, D.B., Richards, R.P., Loftus, T.T., and Kramer, J.W. 2004. A new flashiness index: characteristics and applications to Midwestern rivers and streams. *J. Am. Water Res. Assoc.* (40)2: 503–522.
- COSEPAC. 2017. Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur méné long (*Clinostomus elongatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. xii + 68 pp
- De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology* 88: 243–251.
- De'ath, G., and Fabricius, K.E. 2000. Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178–3192.
- Drake, D.A.R., and Mandrak, N.E. 2010. Least-cost transportation networks predict spatial interaction of invasion vectors. *Ecol. Appl.* 20(8): 2286–2299.
- Elith, J., Leathwick, J.R., and Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. *J. Anim. Ecol.* 77: 802–813.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biol. Conserv.* 100(1): 65–74.
- Fotheringham, A.S., O'Kelly, M.E. 1989. *Spatial Interaction Models: Formulations and Applications*. Kluwer Academic Publishers, Boston, MA. 224 p.
- Neufeld, K., Watkinson, D.A., Tierney, K., and Poesch, M.S. 2018. Incorporating asymmetric movement costs into measures of habitat connectivity to assess impacts of hydrologic alteration to stream fishes. *Divers. Distrib.* 24: 593–604. doi 10.1111/ddi.12713
- Poos, M.S., and Jackson, D.A. 2012. Impact of species-specific dispersal and regional stochasticity on estimates of population viability in stream metapopulations. *Landscape Ecology* 27: 405–416.
- R Core Team. 2016. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

-
- Radinger, J., and Wolter, C. 2014. Patterns and predictors of fish dispersal in rivers. *Fish Fish.* 15(3): 456–473.
- Reid, S.M., and Parna, S. 2017. Urbanization, long-term stream flow variability, and Redside Dace status in Greater Toronto Area streams. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 3118: iv + 20p.
- Smithson, E.B., and Johnston, C.E. 1999. Movement patterns of stream fishes in an Ouachita Highlands stream: an examination of the restricted movement paradigm. *Trans. Am. Fish. Soc.* 128: 847–853.
- Stanfield, L. (editor). 2010 Ontario Stream Assessment Protocol. Version 8.0 Fisheries Policy Section. Ontario Ministry of Natural Resources. Peterborough, Ontario. 376 p.
- van de Lee, A.S., Poesch, M.S., Drake, D.A.R., et Koops M.A. 2020. [Modélisation du potentiel de rétablissement du méné long \(*Clinostomus elongatus*\) au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/034. v + 44 p.