



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 2019/076**

**Région du Centre et de l'Arctique**

### **Disponibilité des proies invertébrées, état de l'habitat et état du méné long (*Clinostomus elongatus*) dans les cours d'eau de la région du Grand Toronto**

**Scott M. Reid, Tim Haxton et Nick E. Jones**

Section de la recherche et de la surveillance en matière de pêche  
Le ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario  
DNA Building, Trent University  
2140 East Bank Drive  
Peterborough, Ontario K9J 7B8

---

## 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, 2019  
ISSN 2292-4272

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

Reid, S.M., Haxton, T., et Jones, N.E. 2019. Disponibilité des proies invertébrées, état de l'habitat et état du méné long (*Clinostomus elongatus*) dans les cours d'eau de la région du Grand Toronto. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2019/076. iv + 21 p.

### **Also available in English :**

*Reid, S.M., Haxton, T., and Jones, N.E. 2019. Invertebrate prey availability, habitat condition and Redside Dace (Clinostomus elongatus) status in Greater Toronto Area streams. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2019/076. iv + 20 p.*

---

---

## TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	IV
INTRODUCTION .....	1
MÉTHODES .....	2
ÉCHANTILLONNAGE DES HABITATS .....	3
ÉCHANTILLONNAGE DES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES ET TERRESTRES.....	4
ANALYSE DES DONNÉES.....	5
RÉSULTATS.....	6
HABITAT FLUVIATILE ET RIVERAIN.....	6
INVERTÉBRÉS AQUATIQUES.....	8
INVERTÉBRÉS TERRESTRES.....	14
DISCUSSION.....	16
REMERCIEMENTS .....	19
RÉFÉRENCES CITÉES.....	19

---

## RÉSUMÉ

Le méné long (*Clinostomus elongatus*) est un petit cyprinidé coloré que l'on retrouve dans les fosses et les sections à faible courant des cours d'eau de l'Ontario. En raison du déclin récent des populations et des menaces pesant sur celles qui restent, l'espèce a été classée comme étant en voie de disparition au Canada. La dégradation de l'habitat causée par le développement urbain est considérée comme une menace principale. Toutefois, une meilleure compréhension des répercussions connexes est nécessaire pour éclairer les évaluations des trajectoires des populations et de l'offre d'habitat. Dans cette étude, nous avons comparé la végétation riveraine, l'habitat fluviatile et l'abondance et la diversité des invertébrés terrestres (riverains) et aquatiques dans 24 sites de la région du Grand Toronto qui représentaient trois catégories de population du méné long (disparu, en déclin ou stable). Les sites ont été échantillonnés au cours des étés 2008 et 2009. L'habitat fluviatile a été caractérisé à l'aide de la méthodologie d'évaluation rapide (MER) du protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario (PECEO). La disponibilité des proies invertébrées a été caractérisée à l'aide d'échantillonneurs à dérive et de filets droits. L'analyse multivariable des données sur la végétation riveraine et la stabilité des berges a permis de distinguer clairement les groupes de population. Cependant, des différences univariées importantes n'ont été relevées que pour la végétation riveraine, avec des quantités plus importantes de graminées dans les sites de population stable et des sols plus dénudés dans les sites de population disparue. En utilisant les données sur l'habitat dans les cours d'eau (p. ex. la quantité de rapides et de fosses), il y avait moins de séparation des groupes de population dans l'espace à plusieurs variables. Pour les ensembles de données sur les invertébrés terrestres et aquatiques, l'abondance, la biomasse et la diversité des taxons ne différaient pas de façon significative entre les groupes. Les différences à plusieurs variables dans la composition des taxons n'étaient pas non plus significatives. La petite taille des échantillons et la grande variabilité des données ont limité notre capacité de détecter des différences importantes entre les groupes en ce qui concerne l'habitat dans les cours d'eau et les invertébrés. Parmi les autres facteurs qui ont pu influencer sur les résultats de l'étude, mentionnons les fortes variations régionales dans la géologie de surface et la topographie, les méthodes d'échantillonnage des habitats et des invertébrés, ainsi que les réactions différentes du méné long et des taxons invertébrés aux facteurs de stress environnementaux.

---

## INTRODUCTION

Le méné long (*Clinostomus elongatus*) est un petit cyprinidé coloré que l'on trouve dans les fosses et les sections à écoulement lent des petits cours d'eau avec un mélange d'herbes et d'arbustes en surplomb, et des habitats de fosse et de rapides (McKee et Parker 1982; Novinger et Coon 2000). L'espèce démontre une forte préférence pour les positions semi-pélagiques dans les parties les plus profondes des fosses (Novinger et Coon 2000). Le méné long a une répartition disjointe dans toute l'Amérique du Nord, dans le bassin hydrographique supérieur du Mississippi, le bassin des Grands Lacs, la rivière Ohio et le cours supérieur de la rivière Susquehanna (Page et Burr 1991). En raison des déclin récents et des menaces qui pèsent sur les populations restantes, l'espèce a été classée en voie de disparition dans la province de l'Ontario (MRNFO 2016) et au Canada (COSEPAC 2017). On pense que le méné long a disparu de près de la moitié des bassins hydrographiques historiquement occupés du Canada, et que de nombreuses populations sont encore en déclin (COSEPAC 2007).

Près de 80 % de sa répartition canadienne est située dans les limites de la ville de Toronto et des municipalités adjacentes. Dans la région du Grand Toronto, on s'attend à ce que la population humaine augmente de 37 % d'ici au 2031 (MRIP 2013) et, par conséquent, on peut s'attendre à ce que les facteurs de stress touchant les populations restantes de méné long augmentent. La dégradation de l'habitat causée par les activités d'aménagement urbain est considérée comme l'une des principales menaces auxquelles font face les populations canadiennes de méné long (COSEPAC 2007), la taille des populations locales étant touchées négativement par l'utilisation croissante des terres urbaines en amont (Poos *et al.* 2012). L'envasement accru, l'enlèvement de la végétation riveraine, la canalisation, la pollution et la modification de l'hydrologie des cours d'eau sont jugés nuisibles au méné long (McKee et Parker 1982, Reid et Parna 2017).

Le méné long est un insectivore, un mangeur spécialisé, dont l'alimentation est dominée par des invertébrés terrestres; les diptères (mouches) constituent une grande partie des proies consommées (Schwartz et Norvell 1958, McKee et Parker 1982, Daniels et Wisniewski 1994). Les invertébrés aquatiques à la dérive représentent une plus petite composante de l'alimentation. Afin de capturer des invertébrés terrestres, le méné long saute hors de l'eau pour capturer ses proies. Il est important que l'eau soit claire pour détecter visuellement les proies qui volent (ou qui essaient) au-dessus de la surface de l'eau (Daniels et Wisniewski 1994). La végétation riveraine en surplomb fournit également d'importantes contributions d'invertébrés terrestres au régime alimentaire du méné long (McKee et Parker 1982, Andersen 2002) et à la couverture contre la prédation (Novinger et Coon 2000).

Partout en Amérique du Nord, il a été démontré que l'urbanisation a un impact négatif sur la densité, la richesse et la composition des assemblages d'invertébrés benthiques des cours d'eau (O'Driscoll *et al.* 2010). La richesse en taxons invertébrés et la prévalence des groupes sensibles à la pollution (p. ex., éphémères, perlidés et phryganes) sont grandement réduites dans les bassins hydrographiques fortement urbanisés (> 50 % de couverture terrestre) du lac Ontario, où les espèces tolérantes (p. ex., chironomidés) dominent (Stanfield et Kilgour 2006, Bazinet *et al.* 2010). Ces réponses sont interprétées en fonction de facteurs tels que l'épandage de sels de voirie en hiver (concentrations élevées de chlorure), des conditions d'écoulement très altérées et des quantités limitées de couvert forestier des hautes terres. Ces études passées indiquent que la disponibilité des proies pour les populations de méné long dans les bassins hydrographiques de l'Ontario en voie d'urbanisation pourrait avoir diminué. Dans le cas des poissons vivants dans les cours d'eau, des études expérimentales et fondées sur la modélisation ont démontré que la faible disponibilité des proies invertébrées aquatiques a un effet négatif sur la croissance et l'état corporel, et que les subventions des sources terrestres

---

sont essentielles pour répondre aux besoins énergétiques (Simpkins et Hubert 2000, Sweka et Hartman 2008, Eros *et al.* 2012, Akbaripas *et al.* 2014).

L'une des mesures prioritaires de rétablissement du méné long est d'identifier les facteurs clés (menaces) associés au développement urbain qui contribuent au déclin de la population (RDRT 2010). On s'attend à ce que ces connaissances améliorent la capacité des gestionnaires des ressources à protéger et à améliorer l'habitat du méné long grâce à la planification urbaine et à l'utilisation des pratiques de gestion exemplaires. Une meilleure compréhension des répercussions du développement urbain est également nécessaire pour éclairer les évaluations des trajectoires de la population et la mesure dans laquelle l'offre d'habitats appropriés répond aux besoins actuels et futurs du méné long. Dans cette étude, nous avons comparé la composition de la végétation riveraine, les caractéristiques de l'habitat fluvial et l'abondance et la diversité des invertébrés terrestres (riverains) et aquatiques parmi des sites de la région du Grand Toronto représentant trois catégories de population du méné long (disparu, en déclin ou stable). L'objectif général de la recherche était de déterminer si les différences dans l'état des populations entre les sites correspondent à des différences dans l'état de l'habitat et la disponibilité des proies invertébrées.

## MÉTHODES

Vingt-quatre sites de cours d'eau de la région du Grand Toronto (figure 1), huit dans chaque catégorie d'état de la population du méné long, ont été échantillonnés une fois durant l'été 2008 ou 2009. Les sites ont été classés selon que l'espèce y était disparue, en déclin ou stable. L'état de la population a été attribué d'après les données historiques et récentes sur la répartition et l'abondance du méné long fournies par Anderson (2002), le COSEPAC (2007), Reid *et al.* (2008) et Poos *et al.* (2012). Les sites étaient situés dans les bassins versants suivants : rivière Credit, rivière Don, ruisseau Fourteen Mile, rivière Humber, ruisseau Morrison, ruisseau Petticoat et rivière Rouge. La largeur du canal à chaque site était comprise entre 1,1 et 6,1 m (médiane = 3,2 m). La couverture terrestre urbaine en amont et dans les environs variait considérablement d'un site d'étude à l'autre (figure 1). Les sites de population disparue étaient situés dans des bassins hydrographiques fortement urbanisés, tandis que presque tous les sites de population stable étaient situés à l'extérieur des zones urbaines. Il est reconnu que, d'après la récente réévaluation de la situation du COSEPAC (COSEPAC 2017), l'état des populations de plusieurs sites d'étude s'est détérioré depuis 2009.



Figure 1. Répartition des habitats et des sites d'échantillonnage d'invertébrés ( $n = 24$ ) dans la région du Grand Toronto. Les sites ont été échantillonnés au cours des étés 2008 et 2009. Les points jaunes représentent le déclin, le rouge est extirpé et le vert est un statut stable pour les populations du méné long (*Clinostomus elongatus*).

## ÉCHANTILLONNAGE DES HABITATS

L'habitat fluviatile a été caractérisé à l'aide de la méthodologie d'évaluation rapide (MER) du protocole d'évaluation des cours d'eau de l'Ontario (PECEO) (Stanfield 2005). La MER est une méthode de sondage visuelle avec les transects de point, pour caractériser l'habitat dans les cours d'eau. À chaque site, l'habitat a été caractérisé en 60 points le long de 10 à 30 transects régulièrement espacés. La longueur du site était de 100 m. Selon la largeur du canal, deux à six points ont été caractérisés le long de chaque transect. Les caractéristiques de l'habitat décrites à chaque site comprennent :

1. la composition en pourcentage des fosses, des plats et des rapides par rapport à la superficie totale de l'habitat présent,
2. la quantité de couverture dans le cours d'eau (roche plate, roche ronde, bois, macrophytes, berges ou autres matériaux dans le cours d'eau),
3. les catégories de taille des substrats ponctuels (fines : < 2 mm de diamètre; gravier : 2 à 100 mm; galets : 101 à 1 000 mm, substrat rocheux : > 1 000 mm),
4. la stabilité des berges (érosion, vulnérabilité, protection ou dépôt).

La charge hydraulique (la hauteur à laquelle l'eau grimpe le long d'une règle maintenue perpendiculairement à l'écoulement) a été utilisée comme substitut de la vitesse de l'eau et comme base pour identifier les fosses (0 à 3 mm), les plats (4 à 7 mm) et les rapides (> 7 mm).

---

Les fosses et les plats ont été stratifiés en trois catégories de profondeur : faible profondeur (< 100 mm), moyenne (100 à 600 mm) et profonde (> 600 mm).

La végétation riveraine a été caractérisée de chaque côté du cours d'eau à des intervalles de 10 m répartis de façon régulière sur des transects de 100 m. Les évaluations ont été réalisées sur une parcelle de 1 m<sup>2</sup> située à 1 à 2 m de la berge du cours d'eau. Dans chaque parcelle, le pourcentage de couverture des catégories de plantes suivantes a fait l'objet d'une évaluation visuelle :

1. terre nue;
2. graminées, mauvaises herbes, carex, herbes non graminéennes;
3. arbustes;
4. arbres à feuilles caduques; et,
5. conifères.

La présence d'un couvert arboré en surplomb à chaque parcelle a également été notée.

## **ÉCHANTILLONNAGE DES INVERTÉBRÉS AQUATIQUES ET TERRESTRES**

Les études antérieures sur l'urbanisation et les répercussions de l'urbanisation dans le sud de l'Ontario ont utilisé des données sur les invertébrés benthiques recueillies par échantillonnage avec un filet troubleau du substrat du ruisseau (Stanfield et Kilgour 2006; Bazinet *et al.* 2010). Dans cette étude, la composition de la disponibilité des proies invertébrées a été caractérisée à l'aide d'échantillonneurs à dérive et de filets droits (Daniels et Wisniewski 1994).

À chaque site, cinq échantillons de dérive aquatique d'une heure (pendant des heures du jour) ont été prélevés à l'aide de filets dérivants placés dans la zone de transition entre les habitats de rapides et les habitats de fosses ou ruisselets plus profonds. Les filets dérivants ont été mis en place avec 2 à 3 cm de l'ouverture (dimensions : 46 cm de long x 31 cm de large) restant au-dessus de la surface de l'eau pour échantillonner la dérive de surface. La vitesse de l'eau a été mesurée à l'aide d'un vélocimètre SwofferTM immédiatement en amont dans la colonne centrale des filets dérivants. Des invertébrés terrestres ont également été prélevés dans la végétation riveraine à l'aide d'un filet droits normalisé. Le long de six des transects d'évaluation de la végétation riveraine de 10 m, des invertébrés ont été prélevés à l'aide d'un filet droits (verveux de 38 cm de diamètre) dans la végétation riveraine pendant 1 minute (Buffington et Redak 1998). Des échantillons d'invertébrés aquatiques ont été conservés dans des flacons étiquetés contenant de l'éthanol à 70 %. Les échantillons prélevés à l'aide de filets droits ont été stockés individuellement dans des sacs Ziploc et conservés congelés jusqu'à leur transformation.

Les invertébrés aquatiques et terrestres ont été classés dans une famille à l'aide d'un microscope Nikon SMZ 1500 (Lehmkuhl *et al.* 1979, Smith 2001, Marshall 2006). On a supposé que l'identification taxonomique de niveau supérieur (c.-à-d., au niveau du genre) n'améliorerait pas la détection des différences communautaires entre les sites (Bowman et Bailey 1997). Le stade biologique de chaque spécimen a également été déterminé (c.-à-d., larves, nymphe, adulte) et chaque spécimen a été énuméré. La biomasse de chaque échantillon prélevé à l'aide d'un filet droit ou d'un filet dérivant a été déterminée en séchant les échantillons à 60 °C pendant 24 à 48 heures et en mesurant le poids sec de chaque échantillon avec une balance numérique (au gramme près). Bien que les échantillons de chaque site aient été traités individuellement, les données ont été regroupées avant l'analyse afin de fournir des valeurs au niveau du site concernant les invertébrés aquatiques et les invertébrés terrestres.

---

## ANALYSE DES DONNÉES

Les emplacements des sites d'échantillonnage n'ont pas été choisis au hasard, mais en fonction des connaissances antérieures sur l'état de la population du méné long. Certains sites sont très proches les uns des autres et, par conséquent, les données associées pourraient faire l'objet d'une autocorrélation spatiale (Legendre 1993). Avant l'analyse, l'autocorrélation spatiale de l'état de la population entre les sites d'échantillonnage a été évaluée au moyen d'un test de Mantel pour établir l'indépendance du site. Une matrice des distances linéaires entre les sites basée sur la latitude-longitude a été établie. L'état de la population a été codé comme suit : disparue = 1, en déclin = 2, stable = 3. Une matrice des distances a ensuite été mise en place en fonction de la catégorisation du site. La corrélation entre les deux matrices a été testée en utilisant la fonction « mantel.rtest » dans l'ensemble « ade4 » de R ([R Core Team](#)) avec 9 999 permutations. L'état de la population de méné long dans les sites d'échantillonnage n'était pas autocorrélé dans l'espace (test de Mantel :  $r = 0,09$ ,  $P = 0,09$ ).

Les différences dans le nombre total, la biomasse totale et la diversité taxonomique des invertébrés échantillonnés dans des sites représentant différents statuts de population ont été testées au moyen de l'analyse de la variance (ANOVA). Avant l'analyse, le nombre et la biomasse d'invertébrés prélevés par échantillonnage à dérive étaient normalisés selon le volume d'eau (c.-à-d., le débit) qui passait dans le filet dérivant pendant l'échantillonnage. De plus, compte tenu de leur importance en tant que proie du méné long, on a testé les différences entre les groupes quant au nombre de diptères (mouches) et d'Empididae adultes recueillis par des filets droits. La diversité des taxons a été déterminée pour chaque site à l'aide de l'indice de Shannon ( $H = -\sum p_i \log(b) p_i$ ) où  $p_i$  est la proportion des taxons  $i$  et  $b$  est la base du logarithme. L'uniformité des taxons a été déterminée pour chaque site à l'aide de l'indice d'uniformité de Pielou ( $J = H / \ln(S)$ ), où  $S$  est le nombre total de taxons observés. L'analyse de variance de l'habitat a également été utilisée pour tester les différences d'habitat univarié entre les groupes d'état de la population. Pour répondre aux hypothèses d'une analyse de variance, les données sur l'abondance et la biomasse ont été transformées en  $\log_{10}$ , et les données sur l'habitat basées sur le pourcentage ont été transformées en arc sinus.

Des méthodes à plusieurs variables ont été utilisées pour effectuer les tests :

1. pour les différences de composition des échantillons de macro-invertébrés et aquatiques parmi les groupes de population du méné long;
2. si les caractéristiques de l'habitat peuvent prédire l'état de la population;
3. si les caractéristiques de l'habitat peuvent expliquer la variation entre les sites dans la composition des échantillons d'invertébrés.

Les détails des analyses à plusieurs variables sont présentés ci-dessous.

La MRPP (Multi-réponse procédure de permutation) a été utilisée pour vérifier si la composition des échantillons d'invertébrés terrestres et aquatiques (prélevés séparément) différait entre les groupes de statut du méné long. La mesure de la distance de Bray-Curtis a été utilisée pour mesurer la dissimilitude entre les groupes. L'importance a été évaluée à l'aide d'une permutation de Monte-Carlo avec 9 999 itérations à l'aide de la fonction « mrpp » dans l'ensemble « vegan » de R. Les différences entre les sites dans un espace à plusieurs variables ont été visualisées en utilisant une échelle dimensionnelle non paramétrique (nMDS) et la mesure de Bray-Curtis. Les analyses étaient effectuées à l'aide du logiciel PC-ORD V.5.10.

Une analyse des espèces indicatrices (AEI) a été effectuée pour identifier les taxons individuels qui peuvent être associés à différents groupes de population du méné long. L'analyse a été effectuée séparément pour les invertébrés terrestres et les invertébrés aquatiques. La fonction

---

« multipatt » de l'ensemble « indicpecies » dans R a été utilisée avec un ordre maximum de combinaisons de groupes de sites fixé à 3 (pour chaque groupe de statut) et 5 000 permutations pour estimer  $p$ . L'abondance des taxons d'invertébrés terrestres et aquatiques a été classée à l'aide de la fonction « rankabundance » dans l'ensemble « biodiversité » dans R pour identifier les espèces les plus répandues.

L'analyse discriminante a été utilisée pour vérifier dans quelle mesure les caractéristiques de l'habitat dans les cours d'eau et les données sur la végétation riveraine et la stabilité des berges ont permis de regrouper les sites en groupes selon l'état de la population de méné long et d'identifier les caractéristiques de l'habitat qui ont de l'influence. Les variables de l'habitat ont été normalisées avant l'analyse en soustrayant la valeur moyenne et en la divisant par l'écart-type (Legendre et Legendre 1998). Le succès de la classification a été évalué à l'aide de la méthode « jackknife ». L'analyse statistique a été réalisée dans R à l'aide de l'ensemble « MASS ».

L'influence relative des variables de l'habitat (dans les cours d'eau et riverain, de façon distincte) sur les invertébrés (aquatiques et terrestres, de façon distincte) a été évaluée au moyen de l'analyse canonique des corrélations. Un test de Monte Carlo a été utilisé pour vérifier la signification de chaque modèle d'analyse de canonique des corrélations. Les analyses étaient effectuées à l'aide du logiciel PC-ORD V.5.10.

## RÉSULTATS

### HABITAT FLUVIATILE ET RIVERAIN

Les différences d'habitat univarié entre les groupes de population du méné long étaient évidentes, les plus grands contrastes étant observés entre les populations stables et les populations disparues (tableaux 1 et 2). Comparativement aux populations disparues, on a mesuré de plus grandes quantités de sédiments fins, d'habitats peu profonds dans les fosses et les plats, de couverture dans les cours d'eau, d'herbes riveraines et de berges vulnérables dans des sites de population stable. À l'inverse, dans les sites de population disparue, on a mesuré de plus grandes quantités de galets et de substrat rocheux, des fosses de profondeur moyenne et profonde, des sols nus, un couvert arboré en surplomb et des berges protégées. Parmi ces variables, les différences entre les groupes n'étaient importantes que pour les sols nus (ANOVA :  $F = 7,6$ ,  $p = 0,003$ ), les graminées riveraines (ANOVA :  $F = 9,7$ ,  $p = 0,001$ ) et le couvert arboré en surplomb (ANOVA :  $F = 6,9$ ,  $p = 0,005$ ).

D'après les données sur la végétation riveraine et la stabilité des berges, l'analyse discriminante a révélé une différence importante entre les groupes de population ( $p = 0,013$ ) (figure 2a). Quatre-vingt-dix pour cent de la variation entre les groupes s'expliquait par la première fonction discriminante, et l'exactitude *a posteriori* de la classification utilisant la fonction discriminante variait de modérée à élevée pour chaque groupe (63 à 75 %). Les variables de l'habitat qui contribuent le plus au premier axe discriminant sont le pourcentage de couverture de graminées, les sols nus et le couvert arboré en surplomb (tableau 2). En utilisant les données sur l'habitat dans les cours d'eau, on a constaté un plus grand chevauchement entre les trois catégories de population (figure 2b) et les fonctions discriminantes n'étaient pas importantes ( $p = 0,32$ ).

Tableau 1. Habitat riverain et comparaison fondée sur la stabilité des berges de 24 sites abritant le méné long (regroupés selon l'état des populations). Les sites ont été échantillonnés au cours des étés 2008 et 2009. CDN = coefficient discriminant normalisé tiré de la première fonction discriminante.

Habitat	Moyenne (écart-type)			
	Disparu (n=8)	En déclin (n=8)	Stable (n=8)	CDN
<b>Végétation riveraine</b>				
Terre nue	37,6 (21,5)	21,8 (15,5)	8,5 (5,7)	-0,387
Graminées	50,8 (18,2)	71,5 (12,6)	82,5 (10,7)	0,466
Arbustes	10,3 (8,9)	4,3 (4,7)	7,5 (7,5)	-0,08
Arbres à feuilles caduques	1,3 (1,6)	1,5 (2,1)	1,3 (1,3)	-0,003
Conifères	0,0	0,16 (0,4)	0,4 (1,2)	-0,007
Couvert en surplomb	73,8 (23,9)	66,3 (19,2)	34,4 (19,5)	-0,391
<b>Stabilité des berges</b>				
Érosion	24,5 (25,2)	33,3 (22,6)	33,3 (30,3)	0,07
Vulnérable	0,5 (1,1)	27,1 (25,3)	23,0 (30,9)	0,203
Protégé	32,8 (32,7)	18,5 (21,3)	14,5 (16,6)	-0,155
Dépôt	2,0 (2,2)	1,4 (2,3)	1,9 (5,3)	-0,007

Tableau 2. Comparaisons fondées sur les habitats dans les cours d'eau de 24 sites abritant le méné long (regroupés selon l'état de la population). Les sites ont été échantillonnés au cours des étés 2008 et 2009. CDN = coefficient discriminant normalisé tiré de la première fonction discriminante.

Habitat	Moyenne (écart-type)			
	Disparu (n=8)	En déclin (n=8)	Stable (n=8)	CDN
<b>Largeur du canal</b>				
Totale	4,2 (1,7)	3,3 (1,5)	3,0 (1,4)	-0,244
<b>Substrat</b>				
Fin	43,8 (24,9)	61,7 (10,9)	58,5 (18,5)	0,261
Gravier	28,9 (12,1)	29,4 (11,8)	24,3 (13,2)	-0,092
Galets	19,4 (22,2)	8,9 (12,3)	15,5 (17,0)	-0,096
Substrat rocheux	7,9 (17,6)	0,0	1,7 (3,4)	-0,201
Fin	43,8 (24,9)	61,7 (10,9)	58,5 (18,5)	0,261
<b>Habitat</b>				
Petite fosse	16,1 (23,4)	23,9 (18,2)	35,2 (21,8)	0,25
Petit plat	1,8 (3,0)	9,2 (6,6)	8,8 (11,7)	0,288
Fosse moyenne	51,2 (19,5)	35,6 (16,8)	36,6 (17,6)	-0,265
Plat moyenne	11,8 (12,6)	19,4 (26,8)	8,6 (8,4)	-0,016
Grande fosse	9,3 (16,1)	1,9 (4,7)	1,9 (3,3)	-0,24
Rapide	11,3 (12,8)	8,0 (9,7)	11,4 (10,4)	-0,017
Couvert	8,1 (8,2)	24,1 (20,7)	28,9 (35,9)	0,26

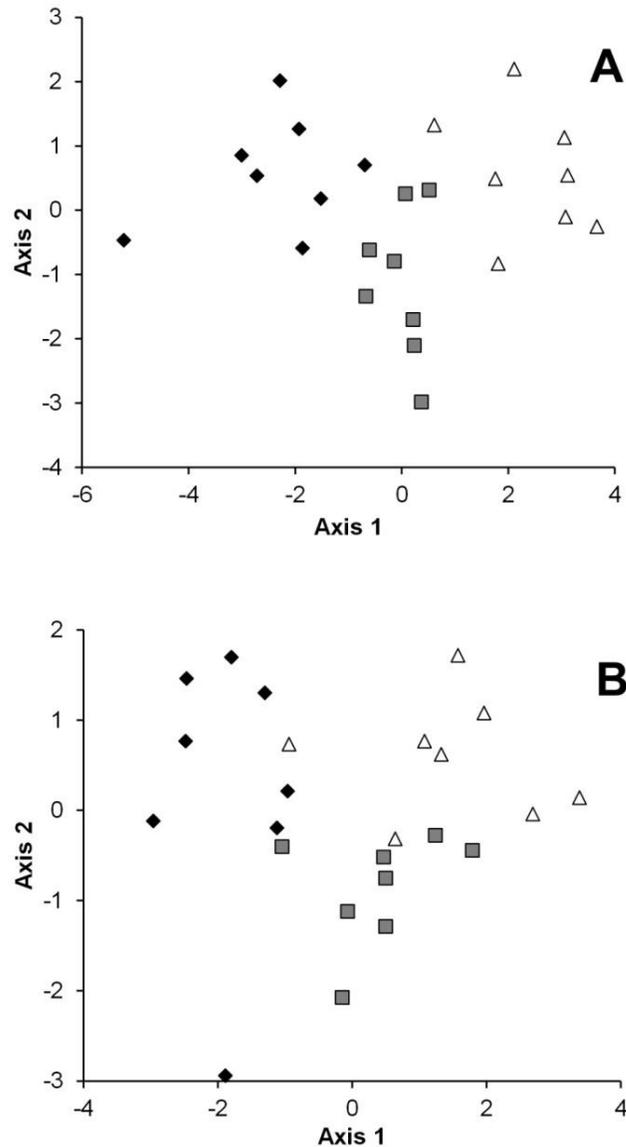


Figure 2. Diagramme de double projection des scores liés au site pour l'analyse discriminante fondée sur l'habitat ( $n = 24$ ) associés à trois groupes de population du méné long (stable  $\Delta$ ; en déclin  $\blacksquare$ ; et disparu  $\blacklozenge$ ). L'analyse a été effectuée de façon distincte pour les données sur la végétation riveraine et la stabilité des berges (A) et sur l'habitat dans les cours d'eau (B).

## INVERTÉBRÉS AQUATIQUES

Les filets dérivants ont recueilli un total de 2 968 invertébrés qui ont été classés dans 81 familles (ou ordres lorsque l'on n'en savait pas plus). Les formicidés (fourmis, 45,5 % des individus prélevés), les larves de Chironomidae (moucheons non mordants) (13,7 %) et les Chironomidae adultes (4,6 %) étaient les macro-invertébrés les plus abondants dans les filets dérivants (tableau 3, figure 3b). La différence la plus importante entre les groupes de population du méné long était la plus grande biomasse d'invertébrés aquatiques dérivants prélevés dans des sites de population stable (tableau 4). Cependant, l'abondance et la biomasse moyennes des invertébrés aquatiques ne différaient pas beaucoup entre les groupes (ANOVA : abondance,  $F = 0,001$ ,  $p = 0,98$ ; biomasse,  $F = 2,89$ ,  $p = 0,10$ ). De même, la diversité, la

richesse ou l'uniformité de Pielou ne différaient pas beaucoup entre les groupes (ANOVA :  $F = 1,57, p = 0,22$ ;  $F = 0,003, p = 0,96$ ;  $F = 0,16, p = 0,69$  respectivement).

Tableau 3. Taxons invertébrés prélevés par des filets dérivants aquatiques à 24 sites pour divers états de population du méné long.

Phylum	Classe	Ordre	Taxon	Stable	En déclin	Disparu
Annelida	Clitellata	Arhymchlodellida	Arhymchlodellida		+	
Annelida	Clitellata	Arhynchobdellida	Hirudinae		+	+
Annelida	Clitellata	Oligochaeta	Oligochaeta	+	+	+
Arthropoda	Arachnida	Araneae	Araneae(order)	+	+	+
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Hydracarina	+	+	
Arthropoda	Arachnida	Trombidiformes	Hygrobatoidae	+	+	+
Arthropoda	Chilopoda	Trombidiformes	Chilopoda	+		
Arthropoda	Diplopoda	Spirobolida	Spirobolidae	+	+	
Arthropoda	Entognatha	Collembola	Collembola			+
Arthropoda	Entognatha	Entomobryomorpha	Entomobryidae	+		+
Arthropoda	Entognatha	Entomobryomorpha	Isotamidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Cleridae			+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Coccinelidae		+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Coleoptera	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Curculionidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elateridae		+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Haliplidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Histeridae	+		
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Lymexylidae		+	+
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Noteridae		+	
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Passandridae		+	
Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Ptilodactylidae			+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chaoboridae			+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Diptera	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Dolichopodidae		+	+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae		+	+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Muscidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Nematocera		+	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Phoridae		+	
Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Scenopinidae			+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	+	+	+

Phylum	Classe	Ordre	Taxon	Stable	En déclin	Disparu
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabanidae			+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Therevidae			+
Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	+	+	
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ephemerellidae			+
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ephemeroptera		+	+
Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae		+	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Aradidae		+	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Cicadellidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	+		+
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	+	+	
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Hemiptera	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Heteroptera	+		
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Apidae		+	
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Braconidae		+	
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Crabronidae		+	
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Dryinidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Formicidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Halictidae		+	
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Hymenoptera		+	+
Arthropoda	Insecta	Hymenoptera	Vespidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Arctiidae		+	
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Lepidoptera	+		+
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Noctuidae	+		
Arthropoda	Insecta	Lepidoptera	Sphingidae			+
Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae		+	
Arthropoda	Insecta	Orthoptera	Acrididae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Plecoptera	+		+
Arthropoda	Insecta	Thysanoptera	Thripidae			+
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	+	+	+
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae		+	
Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	+	+	+
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Amphipoda	+		
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	+	+	
Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	+	+	+
Arthropoda	Malacostraca	Isopoda	Asellidae	+	+	+
Arthropoda	Ostracoda	Isopoda	Ostracoda			+
Mollusca	Gastropoda	Architaenioglossa	Viviparidae	+		+
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	+	+	+
Mollusca	Gastropoda	Hygrophila	Planorbidae	+	+	+

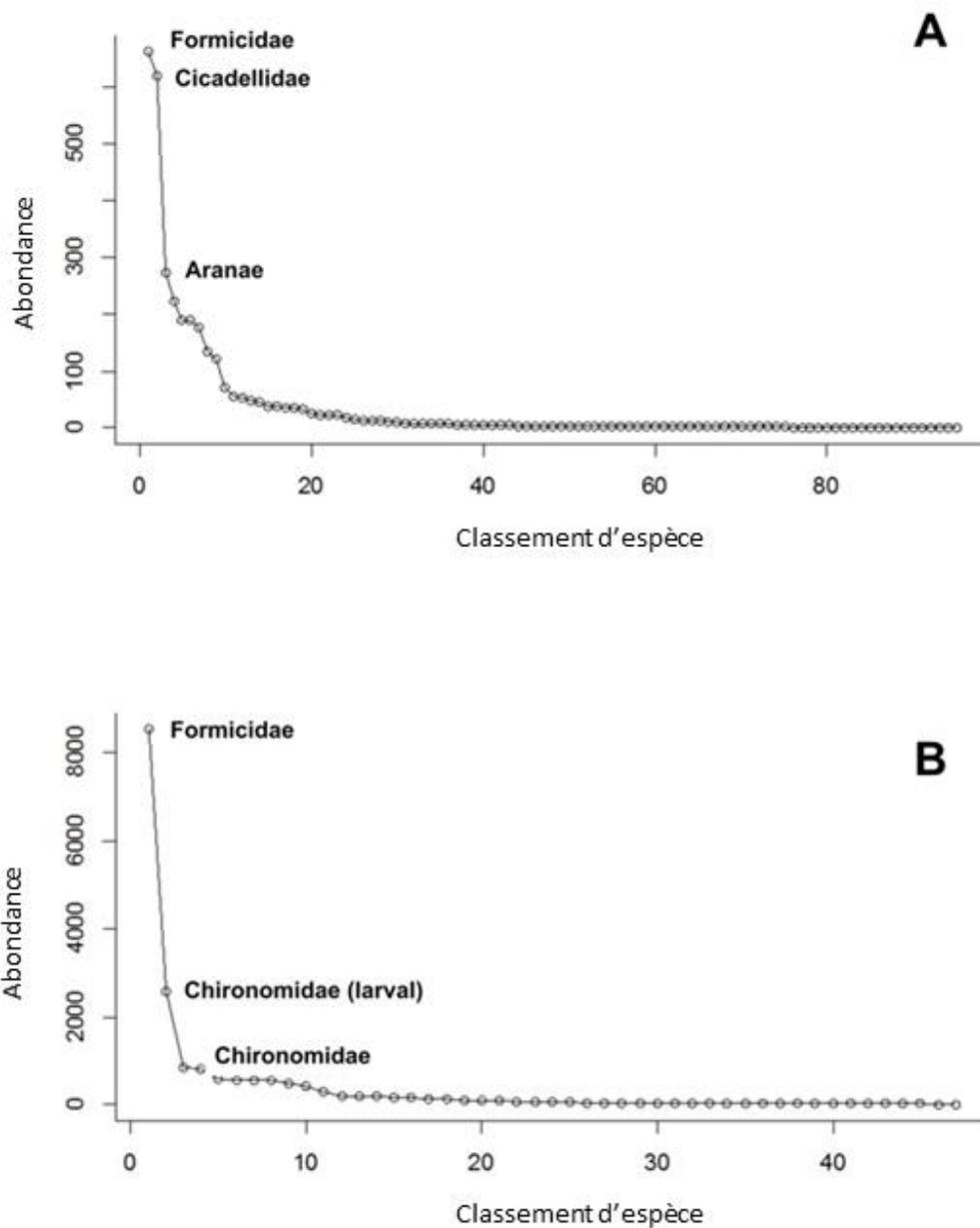


Figure 3. Diagramme de répartition en fonction de l'abondance pour (A) les invertébrés terrestres et (B) les invertébrés aquatiques prélevés dans 24 sites d'échantillonnage du méné long. Les données sur les invertébrés aquatiques ont été normalisées en fonction du débit des cours d'eau.

Tableau 4. Comparaisons fondées sur les invertébrés provenant de 24 sites abritant le méné long (regroupés selon l'état de la population). Les invertébrés aquatiques ont été échantillonnés à l'aide de filets dérivants et les invertébrés terrestres ont été échantillonnés à l'aide de filets droits. Les sites ont été échantillonnés au cours des étés 2008 et 2009.

	Moyenne (écart-type)		
	Disparu (n=8)	En déclin (n=8)	Stable (n=8)
<b>Abondance (individus)</b>			
Échantillonnage avec filet dérivant, aquatique <sup>1</sup>	723,9 (616,7)	872,6 (1359,6)	788,7 (859,7)
Échantillonnage avec filet droit, riverain	113,4 (60,6)	115,5 (71,6)	205,0 (116,7)
<b>Biomasse (g)</b>			
Échantillonnage avec filet dérivant, aquatique <sup>1</sup>	0,4 (0,3)	0,8 (0,8)	1,3 (1,7)
Échantillonnage avec filet droit, riverain	0,3 (0,3)	0,2 (0,1)	0,3 (0,2)
<b>Richesse des taxons</b>			
Échantillonnage avec filet dérivant, aquatique	15,5 (5,5)	14,1 (3,4)	15,6 (4,0)
Échantillonnage avec filet droit, riverain	19,5 (3,4)	18,3 (5,8)	18,5 (5,6)
<b>Diversité</b>			
Échantillonnage avec filet dérivant, aquatique	2,1 (0,3)	1,8 (0,6)	1,7 (0,7)
Échantillonnage avec filet droit, riverain	2,2 (0,3)	2,2 (0,5)	2,3 (0,3)
<b>Uniformité</b>			
Échantillonnage avec filet dérivant, aquatique	0,79 (0,11)	0,70 (0,24)	0,64 (0,23)
Échantillonnage avec filet droit, riverain	0,75 (0,08)	0,76 (0,16)	0,79 (0,07)

1 : Comptages normalisés en fonction du volume du débit à travers les filets dérivants

D'après la mesure de dissimilitude de Bray-Curtis, il n'y avait pas de différences importantes dans la composition des prélèvements par filet dérivant d'invertébrés aquatiques parmi les groupes d'état du méné long (delta observé par MRPP = 0,70,  $p = 0,43$ ). Le diagramme de double projection des scores liés au site à une échelle dimensionnelle non paramétrique (nMDS) (figure 4b) indique un degré élevé de chevauchement entre les groupes dans un espace à plusieurs variables (valeur critique pour une solution bidimensionnelle = 0,14). Aucun taxon n'a été considéré comme un indicateur de l'état de la population (analyse des espèces indicatrices;  $p > 0,05$ ).

L'analyse de correspondance canonique a permis d'extraire trois axes qui expliquent 40,5 % de la variation dans les collectes d'invertébrés aquatiques entre les sites. Cependant, ni le modèle ( $p = 0,16$ ) ni les corrélations entre les taxons et les variables de l'habitat dans les cours d'eau ( $p = 0,13$ ) ne sont importants.

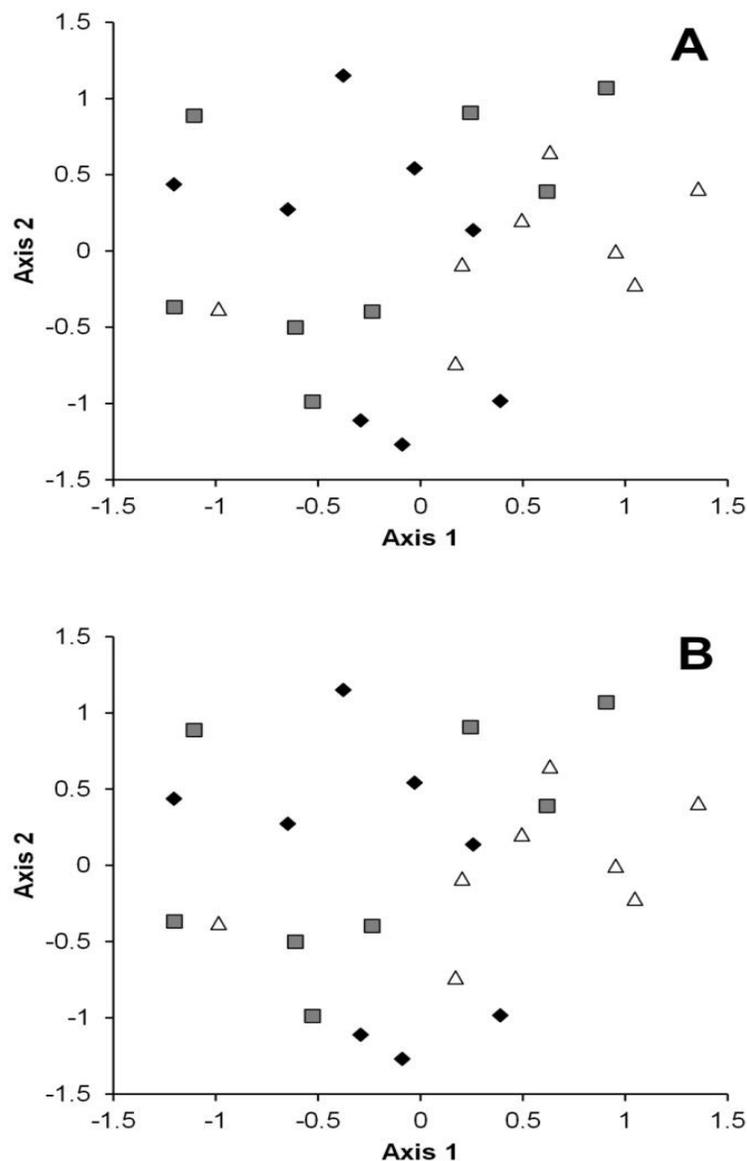


Figure 4. Diagramme de double projection des scores liés au site à une échelle dimensionnelle non paramétrique (nMDS) ( $n = 24$ ) associés à trois groupes d'état de la population du méné long (stable  $\Delta$ ; en déclin  $\blacksquare$ ; et disparu  $\blacklozenge$ ). Une analyse a été effectuée pour (A) les invertébrés terrestres et (B) les invertébrés aquatiques.

## INVERTÉBRÉS TERRESTRES

L'échantillonnage riverain avec filets fauchoirs a permis d'identifier un total de 3 471 invertébrés appartenant à 91 familles (ou ordres). Les Formicidae (19,4 % des individus prélevés), Cicadellidae (cicadelles, 18,2 %) et Aranae (araignées, 8 %) étaient les invertébrés terrestres les plus abondants dans les échantillons riverains prélevés au filet droits (tableau 5, figure 3a). La différence la plus importante entre les groupes de population du méné long était le plus grand nombre d'individus capturés au filet dans la végétation riveraine dans des sites de population stable (tableau 4). Cependant, l'abondance et la biomasse moyennes des invertébrés terrestres ne différaient pas beaucoup entre les groupes (ANOVA : abondance,  $F = 0,66$ ,  $p = 0,43$ ; biomasse,  $F = 0,06$ ,  $p = 0,81$ ). De même, la diversité, la richesse ou l'uniformité de Pielou ne différaient pas beaucoup entre les groupes (ANOVA :  $F = 0,11$ ,  $p = 0,75$ ;  $F = 0,16$ ,  $p = 0,69$ ;  $F = 0,63$ ,  $p = 0,44$  respectivement). Le nombre de diptères adultes (proies importantes du méné long) capturés au filet dans la végétation riveraine à des sites de population stable (moyenne = 30,8, écart-type [ET] = 48,4), en déclin (moyenne = 34,9, ET = 25,6) et disparue (moyenne = 34,3, ET = 48,4) était très semblable. Étonnamment, les Empididae (*Rhamphomyia longicauda*) étaient plus répandues (détectées à deux fois plus de sites) et recueillies en beaucoup plus grand nombre dans les sites de population disparue (moyenne = 18,1, ET = 39,2) et en déclin (moyenne = 4,9, ET = 9,8) que dans les sites de population stable (moyenne = 0,75, ET = 1,0). Cependant, ces différences n'étaient pas importantes (ANOVA :  $F = 1,9$ ,  $p = 0,17$ ).

D'après la mesure de dissimilitude de Bray-Curtis, il n'y avait pas de différences importantes dans la composition des prélèvements d'invertébrés terrestres parmi les groupes d'état du méné long (delta observé par MRPP = 0,65,  $p = 0,20$ ). Le diagramme de double projection des scores liés au site à une échelle dimensionnelle non paramétrique (nMDS) (figure 4a) indique un degré élevé de chevauchement entre les groupes dans un espace à plusieurs variables (valeur critique pour une solution bidimensionnelle = 0,17). Les analyses des espèces indicatrices ont révélé que les Acrididae (sauterelles) étaient associés à des sites de population stables de méné long (stat. = 0,697,  $p = 0,03$ ).

L'analyse de correspondance canonique a permis d'extraire trois axes qui expliquent 25,5 % de la variation dans les collectes d'invertébrés terrestres entre les sites. Ni le modèle ( $p = 0,13$ ) ni les corrélations entre les taxons et les variables de la végétation riveraine et la stabilité des berges ( $p = 0,11$ ) ne sont significatifs.

Tableau 5. Taxons invertébrés prélevés dans la végétation riveraine à 24 sites pour divers états de population du méné long.

Classe	Ordre	Taxon	Stable	En déclin	Disparu
Clitellata	Arhynchobdellida	Hirudinae		+	+
Arachnida	Aranae	Aranae	+	+	+
	Trombidiformes	Hygrobatoidae	+		
Diplopoda	Spirobolida	Spirobolidae			+
Collembola	Entognatha	Collembola			+
Insecta	Blattodea	Blatellidae	+		
Insecta	Coleoptera	Cantharidae		+	+
Insecta	Coleoptera	Cerambycidae	+		
Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	+	+	+
Insecta	Coleoptera	Coccinellidae	+	+	+
Insecta	Coleoptera	Coleoptera		+	+

Classe	Ordre	Taxon	Stable	En déclin	Disparu
Insecta	Coleoptera	Colydiidae	+		+
Insecta	Coleoptera	Curculionidae	+	+	+
Insecta	Coleoptera	Elateridae	+	+	+
Insecta	Coleoptera	Lampyridae	+	+	
Insecta	Coleoptera	Mycetophagidae		+	
Insecta	Coleoptera	Rhysodidae		+	
Insecta	Dermaptera	Forficulidae	+	+	+
Insecta	Diptera	Acartophthalmidae	+		
Insecta	Diptera	Anthomyiidae	+	+	
Insecta	Diptera	Asilidae		+	+
Insecta	Diptera	Asteiidae		+	
Insecta	Diptera	Brachycera	+		
Insecta	Diptera	Chironomidae	+	+	+
Insecta	Diptera	Chloropidae	+	+	+
Insecta	Diptera	Culicidae	+	+	+
Insecta	Diptera	Curtonotidae	+		
Insecta	Diptera	Diptera	+	+	+
Insecta	Diptera	Dolichopodidae	+	+	+
Insecta	Diptera	Drosophilidae	+	+	
Insecta	Diptera	Dryomyzidae		+	
Insecta	Diptera	Empididae	+	+	+
Insecta	Diptera	Ephydriidae	+	+	
Insecta	Diptera	Heleomyzidae		+	+
Insecta	Diptera	Micropezidae	+	+	
Insecta	Diptera	Muscidae		+	+
Insecta	Diptera	Pallopteridae	+	+	+
Insecta	Diptera	Rhagionidae	+		
Insecta	Diptera	Scathophagidae	+	+	+
Insecta	Diptera	Sciomyzidae	+		
Insecta	Diptera	Simuliidae		+	+
Insecta	Diptera	Sphaeroceridae		+	
Insecta	Diptera	Syrphidae		+	+
Insecta	Diptera	Tachinidae	+		
Insecta	Diptera	Tephritidae	+		+
Insecta	Diptera	Therevidae		+	+
Insecta	Diptera	Tipulidae	+		+
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae		+	
Insecta	Hemiptera	Cicadellidae	+	+	+
Insecta	Hemiptera	Cixiidae			+
Insecta	Hemiptera	Coreidae			+
Insecta	Hemiptera	Delphacidae			+
Insecta	Hemiptera	Hemiptera	+	+	+
Insecta	Hemiptera	Membracidae	+	+	+
Insecta	Hemiptera	Miridae	+	+	+
Insecta	Hemiptera	Nabidae	+		
Insecta	Hemiptera	Pentatomidae	+	+	
Insecta	Hemiptera	Reduviidae			+

Classe	Ordre	Taxon	Stable	En déclin	Disparu
Insecta	Hemiptera	Rhyparochromidae		+	
Insecta	Hemiptera	Saldidae	+	+	
Insecta	Hymenoptera	Cimbicidae	+		+
Insecta	Hymenoptera	Crabronidae		+	+
Insecta	Hymenoptera	Dryinidae	+	+	
Insecta	Hymenoptera	Formicidae	+	+	+
Insecta	Hymenoptera	Hymenoptera			+
Insecta	Hymenoptera	Ichneumonidae	+	+	+
Insecta	Hymenoptera	Pelecinidae	+		
Insecta	Hymenoptera	Sphecidae		+	
Insecta	Hymenoptera	Symphta(sub-order)		+	
Insecta	Hymenoptera	Vespidae		+	
Insecta	Lepidoptera	Lepidoptera	+	+	+
Insecta	Lepidoptera	Papilionidae		+	
Insecta	Mantodea	Mantidae			+
Insecta	Neuroptera	Neuroptera			+
Insecta	Odonata	Calopterygidae		+	+
Insecta	Odonata	Coenagrionidae	+		
Insecta	Odonata	Lestidae			+
Insecta	Orthoptera	Acrididae	+	+	
Insecta	Orthoptera	Orthoptera	+		
Insecta	Orthoptera	Tetrigidae	+	+	
Insecta	Plecoptera	Capniidae	+		
Insecta	Plecoptera	Perlodidae		+	
Insecta	Plecoptera	Pteronarcyidae	+		
Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	+	+	
Malacostraca	Isopoda	Oniscidae	+	+	+
Gastropoda	Basommatophora	Physidae	+	+	+
Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	+	+	+
Gastropoda	Heterostopha	Valvatidae			+
Gastropoda	Heterostopha	Gastropoda(class)			+

## DISCUSSION

Dans les bassins hydrographiques du sud de l'Ontario, des associations négatives entre la présence du méné long et la taille de la population et l'urbanisation (c.-à-d., densité routière ou couverture terrestre imperméable) ont été relevées (Poos *et al.* 2012, Wallace *et al.* 2013). Toutefois, peu de recherches ont été entreprises pour documenter les changements apportés à l'habitat du méné long en réponse à l'urbanisation. Parmi les réactions courantes des cours d'eau d'ordre inférieur, mentionnons l'augmentation des dimensions du chenal et la diminution de la complexité des habitats dans les cours d'eau (Miltner *et al.* 2004, O'Driscoll *et al.* 2010). On s'attend à ce que ces modifications réduisent la quantité et la qualité des habitats de fosses et de rapides, deux éléments importants pour le méné long. Parrish (2004) a constaté que les sites de cours d'eau de la région du Grand Toronto où se trouve le méné long présentent des pentes plus abruptes, des chenaux moins larges et des rapports entre la largeur et la profondeur mouillées plus faibles que les sites sans méné long. Toutefois, Reid *et al.* (2008)

---

n'ont pas réussi à déterminer les différences prévues dans la quantité d'habitats de fosses profondes et de sédiments fins entre les sites de cours d'eau historiques et actuellement occupés dans la région du Grand Toronto. Par ailleurs, les différences se limitaient à la quantité de couverture, aux rapides et aux fosses peu profondes.

Dans cette étude, les différences concernant les habitats dans les cours d'eau entre les groupes d'état de la population du méné long n'étaient pas importantes sur le plan statistique. Bien que la couverture urbaine locale et la couverture urbaine en amont contrastent entre les groupes de sites échantillonnés, l'influence de la couverture terrestre sur l'état de l'habitat fluvial (et sur les invertébrés des cours d'eau) peut être faussée par la géologie de surface et la topographie dans une région (Van Sickle 2003, Stanfield et Kilgour 2006, Stanfield et Kilgour 2012). Dans l'ensemble de la zone d'étude, la géologie de surface varie et était composée d'une couche rocheuse du Paléozoïque, des dépôts glaciolacustres à texture fine et grossière ou du till (caillouteux ou pauvre en pierres) représentés aux lieux d'échantillonnage (Ontario Geological Survey 2012). On ne sait pas dans quelle mesure les variations de l'état de l'habitat d'un site à l'autre peuvent s'expliquer par la géologie de surface locale, la couverture terrestre urbaine locale et en amont, ou l'utilisation historique des terres agricoles. Pour certaines mesures de l'habitat liées au méné long, la méthode d'évaluation rapide du PECEO peut ne pas convenir pour détecter les différences entre les sites (Reid *et al.* 2008). La catégorie de substrat « fin » comprend toutes les particules de moins de 2 mm de diamètre. Il n'est donc pas possible de distinguer le sable propre et grossier des dépôts de limon et d'argile. Les fosses entre 101 et 600 mm sont classées comme profondes. Cette plage est probablement trop large pour les petits cours d'eau où les fosses ont rarement une profondeur supérieure à 600 mm. La classification de l'habitat s'appuie également sur les mesures de la charge hydraulique. Comme les évaluations de l'habitat ont été effectuées au niveau du débit de base, l'absence d'estimations avec un courant a probablement gonflé les estimations concernant l'habitat de fosse, car les habitats de plat ou de ruisseau uniformes sont mal classifiés. Enfin, l'efficacité statistique de la conception de cette étude pour détecter les différences entre les habitats était probablement faible. La taille des échantillons au sein de chaque groupe de population (c.-à-d.,  $n = 8$ ) était relativement petite et la variation autour des valeurs moyennes était importante. La faible capacité a aussi probablement influé sur l'interprétation des différences pour d'autres mesures, comme les invertébrés aquatiques et terrestres.

Les zones riveraines sont un élément important de l'habitat essentiel des poissons en péril vivant dans les cours d'eau (Richardson *et al.* 2010). Pour le méné long, la végétation en surplomb stabilise les berges des cours d'eau, favorise la production d'insectes terrestres (un élément essentiel du régime alimentaire), fournit un abri et maintient la température de l'eau plus fraîche en été (Daniels et Wisniewski 1994; Novinger et Coon 2000). Dans cette étude, les sites de population stable de méné long dans la région du Grand Toronto ont été caractérisés comme ayant une couverture herbeuse riveraine abondante et un couvert forestier ouvert. En comparaison, des quantités plus importantes de sol nu et de couvert arboré étaient présentes à des sites où les populations sont en déclin ou ont été perdues. Ce résultat est en accord avec Andersen (2002), qui a observé des changements dans la répartition du méné long dans le bassin hydrographique du ruisseau Lynde (Whitby, Ontario) pour coïncider avec des changements dans la couverture riveraine (c.-à-d., le passage des graminées et arbustes à la forêt de cèdres *Thuja occidentalis*). Les objectifs de protection et de remise en état des populations de méné long de l'Ontario comprennent la remise en état des habitats dégradés dans les zones adjacentes aux tronçons occupés (RDRT 2010). Les résultats de cette étude indiquent l'importance de rétablir une couverture herbeuse riveraine abondante dans les sites dégradés identifiés.

---

Le méné long est une espèce qui se nourrit en surface et au-dessus de la surface et dont l'alimentation est dominée par des invertébrés terrestres. Les diptères adultes représentent souvent une grande partie des proies consommées, tandis que les invertébrés aquatiques dérivants sont beaucoup moins fréquemment consommés (Schwartz et Norvell 1958, McKee et Parker 1982, Daniels et Wisniewski 1994). Les diptères étaient omniprésents dans les sites d'étude de la région du Grand Toronto, non identifiés comme taxons indicateurs, et aussi abondants dans les catégories liées à l'état de la population du méné long. Les diptères sont un groupe hétérogène qui a montré des relations conflictuelles avec des facteurs environnementaux à de multiples échelles qui pourraient masquer toute différence importante (Malmqvist et Hoffsten 2000). Les Empididae (*Rhamphomyia longicauda*) ont été décrits comme un élément important du régime alimentaire pendant l'été (Schwartz et Norvell 1958, Daniels et Wisniewski 1994). Étonnamment, les *Rhamphomyia longicauda* ont rarement été prélevées sur la végétation riveraine dans les sites de population stable du méné long. La rareté des *Rhamphomyia longicauda* pourrait indiquer que les filets droits n'étaient pas efficaces pour recueillir les *Rhamphomyia longicauda* adultes sur ces sites. Les pièges d'émergence sont une méthode plus courante pour recueillir les *Rhamphomyia longicauda* (Harper 1980, Ivković *et al.* 2012, Cadmus *et al.* 2016) et devraient être considérés comme une méthode de rechange pour la recherche future sur les proies du méné long. Par ailleurs, les réactions du méné long et des *Rhamphomyia longicauda* aux facteurs de stress environnementaux et aux variations de l'habitat dans les cours d'eau de la région du Grand Toronto peuvent simplement différer (Johnson et Ringler 2014). Par exemple, un faible nombre d'Empididae pourrait refléter les effets non ciblés de l'application d'insecticides dans les zones agricoles (Naranjo *et al.* 2004, El-Wakeil et Volkmer 2013).

Bien que la couverture terrestre urbaine environnante et en amont ait varié considérablement d'un site à l'autre, aucune différence à plusieurs variables dans la composition des assemblages d'invertébrés aquatiques ou terrestres n'a été détectée dans cette étude. Un seul taxon (Acrididae, sauterelle) a été identifié (analyse des espèces indicatrices) comme étant fortement associé à tout groupe de sites du méné long. Étant donné la couverture relativement élevée de graminées riveraines dans les sites de population stable, cette association n'est pas surprenante. Les autres taxons n'étaient associés ni à des groupes de sites, ni à des variables d'habitat. Ces résultats peuvent refléter la similitude de l'habitat dans les cours d'eau parmi les sites échantillonnés ou les réactions différentes du méné long et des invertébrés aquatiques et terrestres aux conditions environnementales (Johnson et Ringler 2014). Contrairement à la présente étude, d'autres évaluations récentes des répercussions de l'urbanisation sur les invertébrés des affluents du lac Ontario ont révélé des différences dans la diversité et la composition des assemblages (Stanfield et Kilgour 2006, Wallace *et al.* 2013). Les résultats contrastés peuvent refléter des différences dans la conception de l'étude. Les études antérieures ont utilisé des données qualitativement différentes sur les invertébrés (invertébrés benthiques recueillis par des méthodes de retournement et balayage) et ont analysé des ensembles de données beaucoup plus vastes (> 100 sites).

La cartographie et la surveillance de l'habitat du méné long sont des mesures de rétablissement prioritaires (RDRT 2010). Ces mesures éclairent les activités de gestion comme l'examen des propositions d'aménagement et de travaux dans les cours d'eau, l'évaluation de l'état des populations et la planification des projets de remise en état. Les méthodes d'échantillonnage de l'habitat utilisées dans le cadre de cette étude ont permis de distinguer les sites en fonction de la végétation riveraine et, par conséquent, elles pourraient convenir à de futures évaluations de la santé riveraine. Toutefois, les éléments de la méthode d'évaluation rapide de l'habitat du PECEO qui caractérisent les matériaux du lit du cours d'eau et la disponibilité de différents types d'habitats dans le cours d'eau (c.-à-d., les rapides ou les fosses) n'étaient pas aussi efficaces (Reid *et al.* 2008). Étant donné l'importance des fosses pour le méné long, il est

---

recommandé d'évaluer la pertinence des méthodes de terrain pour quantifier le volume et la profondeur des fosses et l'accumulation de sédiments fins (voir Hilton et Lisle 1993).

## REMERCIEMENTS

Matt Sweeting, Stacey Zwiens et d'autres membres du personnel du MRNF ont participé au prélèvement d'échantillons d'invertébrés et au traitement en laboratoire.

## RÉFÉRENCES CITÉES

- Akbaripasand, A., Ramezani, J., Lokman, P.M., and Closs, G.P. 2014. Can drifting invertebrates meet the energy requirements of drift-feeding fish? A case study on *Galaxias fasciatus*. *Freshw. Sci.* 33: 904–914.
- Andersen, J.J. 2002. Status of Redside Dace, *Clinostomus elongatus*, in the Lynde and Pringle creek watersheds of Lake Ontario. *Can. Field-Nat.* 116: 76–80.
- Bazinet, N.L., Gilbert, B.M., and Wallace, A.M. 2010. A comparison of urbanization effects on stream benthic invertebrates and water chemistry in an urban and an urbanizing basin in southern Ontario, Canada. *Can. Water Qual. Res. J. Can* 45: 327–341.
- Bowman, M.F., and Bailey, R.C. 1997. Does taxonomic resolution affect the multivariate description of the structure of freshwater benthic macroinvertebrate communities? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 1802–1807.
- Buffington, M.L., and Redak, R.A. 1998. A comparison of vacuum sampling versus sweep-netting for arthropod biodiversity measurements in California coastal sage scrub. *J. Insect. Conserv.* 2: 99–106.
- Cadmus, P., Pomeranz, J.P.F., and Kraus, J.M. 2016 Low-cost floating emergence net and bottle trap: comparison of two designs. *J. Freshw. Ecol.* 31: 653–658.
- COSEPAC. 2017. COSEPAC Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné long (*Clinostomus elongatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. xii + 63 pp.
- COSEPAC. 2007. COSEPAC Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le méné long (*Clinostomus elongatus*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, ON. vii + 54 p.
- Daniels, R.A., and Wisniewski, S.J. 1994. Feeding ecology of Redside Dace *Clinostomus elongatus*. *Ecol. Freshw. Fish* 3: 176–183.
- EI-Wakeil, N., and Volkmer, C. 2013. Monitoring of wheat insects and their natural enemies using sticky traps in wheat. *Archives of Phytopathology and Plant Protection* 13: 1523–1532.
- Eros, T, Gustafsson, P., Greenberg, L.A., and Bergman, E. 2012. Forest-stream linkages: Effects of terrestrial invertebrate input and light on diet and growth of Brown Trout (*Salmo trutta*) in a boreal forest stream. *PLoS ONE* 7(5): e36462.
- Harper, P. 1980. Phenology and distribution of aquatic dance flies (Diptera: Empididae) in a Laurentian watershed. *Am. Midl. Nat.* 104: 110–117.
- Hilton, S., and Lisle, T.E. 1993. Measuring the fraction of pool volume filled with fine sediment. Res. Note PSW-RN-414. Albany, CA: Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 11 p.

- 
- Ivković, M., Mičetić Stanković, V., and Mihaljević, Z. 2012. Emergence patterns and microhabitat preference of aquatic dance flies (Empididae; Clinocerinae and Hemerodromiinae) on a longitudinal gradient of barrage lake system. *Limnologica* 42: 43–49.
- Johnson, S.L., and Ringler, N.H. 2014. The response of fish and macroinvertebrate assemblages to multiple stressors: A comparative analysis of aquatic communities in a perturbed watershed (Onondaga Lake, NY). *Ecol. Indic.* 41: 198–208.
- Legendre, P. and Legendre, L. 1998. *Numerical ecology*, 2nd ed. Elsevier Science, Amsterdam. 853 p.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673.
- Lehmkuhl, D.M., Bamrick, J., Cawley, E., and Jaques, W. 1979. *How to know aquatic insects*. Wm. C. Brown Company Publishers, Dubuque, Iowa. 180 p.
- Malmqvist, B., and Hoffsten, P.-O. 2000. Macroinvertebrate taxonomic richness, community structure and nestedness in Swedish streams. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 29–54.
- Marshall, S.A. 2006. *Insects: Their natural history and diversity*. Firefly Books, Buffalo, New York. 736 p.
- McKee, P.M., and Parker, B.J. 1982. The distribution, biology, and status of the fishes *Campostoma anomalum*, *Clinostomus elongatus*, *Notropis photogenis* (Cyprinidae), and *Fundulus notatus* (Cyprinodontidae) in Canada. *Can. J. Zool.* 60: 1347–1358.
- Miltner, R.J., White, D., and Yoder, C. 2004. The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69: 87–100.
- MPIR (Ministry of Public Infrastructure Renewal). 2004. *Places to grow: better choices, brighter future*. Queen's Printer for Ontario, Toronto, ON. 55 p.
- Naranjo, S.E., Ellsworth, P.C., and Hagler, J.R. 2004. Conservation of natural enemies in cotton: role of insect growth regulators in management of *Bemisia tabaci*. *Biological Control* 30: 52–72.
- Novinger, D. C., and Coon, T.G. 2000. Behavior and physiology of the Redside Dace, *Clinostomus elongatus*, a threatened species in Michigan. *Env. Biol. Fishes* 57: 315–326.
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., and McMillan, S. 2010. Urbanization effects on watershed hydrology and in-stream processes in the southern United States. *Water* 2: 605–648.
- Ontario Geological Survey. 2012. MRD128 Surficial geology of southern Ontario. Ministère de l'Énergie du Développement du Nord et des Mines, [GeologyOntario](#). Sudbury, ON.
- MRNFO (Ministère des Richesses naturelles et des Forêts de l'Ontario). 2016. *La liste officielle des espèces en péril en Ontario*.
- Page, L.M., and Burr, B.M. 1991. *A field guide to freshwater fishes of North America north of Mexico*. The Peterson Guide Series, vol. 42. Houghton Mifflin Company, Boston, MA. xii + 432 p.
- Parish, J. 2004. *Redside Dace Recovery Strategy fluvial geomorphology study*. Report prepared for the Redside Dace Recovery Team by Parish Geomorph. 22 pp.
- Poos, M., Lawrie, D., Tu, A., Jackson, D.A., and Mandrak, N.E. 2012. Estimating local and regional population sizes for an endangered minnow, Redside Dace (*Clinostomus elongatus*), in Canada. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.* 22: 47–57.

- 
- RDRT (Redside Dace Recovery Team). 2010. Recovery Strategy for Redside Dace (*Clinostomus elongatus*) in Ontario. Ontario Recovery Strategy Series. Prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON. vi + 29 pp.
- 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 + 20 p.
- Reid, S.M., Jones, N.E., and Yunker, G. 2008. Evaluation of single-pass electrofishing and rapid habitat assessment for monitoring Redside Dace. *N. Am. J. Fish. Manag.* 28: 50–56.
- Richardson, J.S., Taylor, E., Schluter, D., Pearson, M., and Hatfield, T. 2010. Do riparian zones qualify as critical habitat for endangered freshwater fishes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 1197–1204.
- Schwartz, F.J., and Norvell, J. 1958. Food, growth and sexual dimorphism of the Redside Dace *Clinostomus elongatus* (Kirtland) in Linesville Creek, Crawford County, Pennsylvania. *The Ohio Journal of Science* 58: 311–316.
- Simpkins, D.G., and Hubert, W.A. 2000. Drifting invertebrates, stomach contents, and body conditions of juvenile Rainbow Trout from fall through winter in a Wyoming tailwater. *Trans. Am. Fish. Soc.* 129: 1187–1195.
- Smith, D.G. 2001. Pennak's freshwater invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean, 4<sup>th</sup> Edition. John Wiley and Sons., New York, NY. 648 p.
- Stanfield, L. W. 2005. Ontario stream assessment protocol Version 7. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough, ON. 256 p.
- Stanfield, L.W., and Kilgour, B.W. 2006. Effects of percent impervious cover on fish and benthos assemblages and instream habitats in Lake Ontario tributaries. *Am. Fish. Soc. Symp.* 48: 577–599.
- Stanfield, L.W., and Kilgour, B.W. 2012. How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Res. Appl.* 29: 891–905.
- Sweka, J.A., and Hartman, K.J. 2008. Contribution of terrestrial invertebrates to yearly Brook Trout prey consumption and growth. *Trans. Am. Fish. Soc.* 137: 224–235.
- Van Sickle, J. 2003. Analyzing correlations between stream and watershed attributes. *J. Am. Water Res. Assoc.* 39: 717–726.
- Wallace, A.M., Croft-White, M.V., and Moryk, J. 2013. Are Toronto's streams sick? A look at the fish and benthic invertebrate communities in the Toronto region in relation to the urban stream syndrome. *Environ. Monit. Assess.* 185: 7857–7875.