Groupe Hemispheres

Biodiversité des invertébrés aquatiques au lac des Piles, Shawinigan, 2020

Association des résidents du LAC DES PILES

Rapport technique

N/D : AS151-02-20

7 juin 2021

info@hemis.ca
SIÈGE SOCIAL : 1001, route de l'Église, bureau 302, Québec (Qc) G1V 3V7 418 903-9678
MONTRÉAL : 2120, rue Sherbrooke Est, bureau 204, Montréal (Qc) H2K 1C3 514 509-6572
LÉVIS : 21, rue Guenette, Lévis (Qc) G6V 5M9 418 903-9678
www.hemis.ca

ÉQUIPE DE PROJET

GROUPE HÉMISPHÈRES

Laurent Fraser	Biologiste, M.Sc., chargé de projet, terrain, tri et identification des invertébrés, rédaction
Simon Barrette	Biologiste, M.Sc., directeur de projet, révision
Christian Corbeil	Tech. Am. Faune, révision et gestion
Françis Giard	Biologiste, B.Sc., tri des invertébrés
Laura Boivin-Wisniewski	Biologiste, M.Sc. Env., terrain et compilation
Marie-Christine Laurin	Professionnelle en environnement, B.Sc., tri des invertébrés et revue de la littérature
François-Xavier Lafortune	Géomaticien, B.Sc., cartographie

ASSOCIATION DES RÉSIDENTS DU LAC DES PILES

Guy Pilon	Vice-Président, accompagnement terrain et prêt embarcation
Matthieu Beaumont	Biologiste, accompagnement terrain

ENVIRO SCIENCE ET FAUNE

Michel La Haye	Biologiste, M. Sc., accompagnement choix des stations

PARC-CANADA

Marc-André Valiquette	Écologiste chef de projet, accompagnement administratif et choix des stations

Ce rapport a été formaté pour une impression recto verso.

Révision et publication		
Numéro	**Date**	**Modification ou détail de publication**
00	2021-04-14	Rapport technique préliminaire
01	2021-06-07	Rapport technique

V:\Contrat en cours\AS151-02-20_Biodiversite_Invertebres_LacPiles\Rapport\Hemis_AS151-02-20_Rapport_210607_cc.docx

Rédigé par :

Laurent Fraser
Biologiste, M. Sc.
ABQ #3881

Révisé par :

Simon Barrette
Biologiste, M. Sc.
ABQ #3577

Christian Corbeil
Tech. Am. Faune

La citation appropriée pour ce document est :

Groupe Hémisphères (2021). *Biodiversité des invertébrés aquatiques au lac des Piles, Shawinigan 2020.* Rapport technique réalisé pour l'Association des Résidents du lac des Piles, 27 pages et 3 annexes.

PORTÉE ET LIMITATIONS

Ce document est publié conformément et sous réserve d'un accord entre le Groupe Hémisphères inc. et l'Association des Résidents du lac des Piles, ci-après « le client », pour laquelle il a été préparé. Il est limité aux questions qui ont été soulevées par le client dans les documents d'appel d'offres et préparé en utilisant les niveaux de compétence et de diligence normalement exercés par des scientifiques en environnement dans la préparation d'un tel document. Ce document est destiné à être lu comme un tout et des sections ou des parties ne doivent donc pas être lues, utilisées ou invoquées hors de leur contexte. Le document est confidentiel et la propriété du client. La reproduction de ce document en entier ou en partie est autorisée sous réserve de faire référence à Groupe Hémisphères comme en étant l'auteur.

Lors de la préparation de ce document, Groupe Hémisphères a suivi une méthodologie et des procédures et pris les précautions appropriées au degré d'exactitude visé, en se basant sur ses compétences professionnelles en la matière et avec les précautions qui s'imposent. Groupe Hémisphères est d'opinion que les recommandations issues de ce rapport doivent être considérées comme valides avec une marge d'erreur raisonnable pour ce type d'étude. À moins d'indication contraire, Groupe Hémisphères n'a pas contrevérifié les hypothèses, données et renseignements en provenance du client et autres sources sur lesquels peuvent être fondés son opinion. Groupe Hémisphères n'en assume nullement l'exactitude et décline toute responsabilité à leur égard.

Toute personne ou organisation qui s'appuie sur ou utilise ce document à des fins ou pour des raisons autres que celles convenues par Groupe Hémisphères et le client sans avoir obtenu au préalable le consentement écrit du client, le fait à ses propres risques. Groupe Hémisphères décline toute responsabilité envers le client et les tiers en ce qui a trait à l'utilisation (publication, renvoi, référence, citation ou diffusion) du présent document, ainsi que toute décision prise ou action entreprise sur la foi dudit document par quelque tiers que ce soit.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX ..... **V**

LISTE DES FIGURES ..... **V**

LISTE DES ANNEXES ..... **V**

1 INTRODUCTION **1**

2 ÉTAT DES CONNAISSANCES **1**

2.1 *LUTTE AUX MOUSTIQUES* 1

2.1.1 Fonctionnement du *Bti* 2
2.1.2 Persistance dans l'environnement 3
2.1.3 Effets indésirables 3

2.2 NAVIGATION 5

3 AIRE D'ÉTUDE **6**

3.1 LAC DES PILES 6

3.2 LAC DU CARIBOU 7

4 MÉTHODOLOGIE **8**

4.1 RÉCOLTE DES INVERTÉBRÉS BENTHIQUES 8

4.1.1 Cours d'eau 8
4.1.2 Baies et littoral 8
4.1.3 Traitement des échantillons 9

4.2 CARACTÉRISATION DE L'HABITAT 9

4.3 ANALYSE DES COMMUNAUTÉS D'INVERTÉBRÉS AQUATIQUES 9

4.3.1 Densité 10
4.3.2 Diversité 10
4.3.3 Tolérance 10

5 RÉSULTATS ET DISCUSSION **13**

5.1 HABITATS 13

5.2 PHYSICOCHIMIE 15

5.3 COMMUNAUTÉS D'INVERTÉBRÉS AQUATIQUES 15

5.3.1 Densité 16
5.3.2 Diversité 17
5.3.3 Tolérance 20

6 CONCLUSIONS **22**

7 RECOMMANDATIONS **23**

8 ASSURANCE QUALITÉ **23**

9 RÉFÉRENCES **23**

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Description morphologique du lac des Piles et du lac du Caribou 7

Tableau 2. Description physicochimique du lac des Piles et du lac du Caribou 7

Tableau 3. Caractérisation de l'habitat 9

Tableau 4. Indice FBI de Hilsenhoff 11

Tableau 5. Habitats riverains et aquatiques 13

Tableau 6. Substrat et comblement 14

Tableau 7. Paramètres physicochimiques 15

Tableau 8. Densité 17

Tableau 9. Diversité de Simpson 18

Tableau 10. Équitabilité de Simpson 19

Tableau 11. Richesse 19

Tableau 12. Indice FBI 20

Tableau 13. Indice EPT 21

Tableau 14. Densité des chironomidés 21

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Analyses des composantes principales des communautés benthiques 16

LISTE DES ANNEXES

Annexe I ..... Figures

Annexe II ..... Reportage photo

Annexe III ..... Données brutes

1 INTRODUCTION

Les activités anthropiques sont de plus en plus importantes dans le bassin versant du lac des Piles. Le développement résidentiel et de la villégiature dans la région, l'augmentation du nombre d'embarcations motorisées sur le lac, l'arrivée d'embarcations à fort sillage ou « wakeboard » et l'épandage de *Bacillus thuringiensis israelensis* (*Bti*) viennent tous avec leur lot de risques environnementaux qui inquiètent les résidents. D'autant plus que le lac des Piles est une importante source d'eau potable pour la Ville de Shawinigan.

Ainsi, l'Association des résidents du lac des Piles (ARLP) souhaite obtenir plus d'informations sur la faune aquatique du lac des Piles et de son bassin versant dans le but de documenter l'évolution du lac. Groupe Hémisphères a donc été mandaté pour documenter l'abondance et la diversité des invertébrés des cours d'eau et de la zone littorale du lac des Piles. Le projet s'accompagne également d'une revue de littérature sur les différentes perturbations pouvant affecter les invertébrés aquatiques.

Les inventaires sont effectués dans le lac des Piles et son bassin versant, ainsi que dans le lac du Caribou comme site témoin; ce dernier est situé dans le parc de la Mauricie. Ces deux lacs possèdent des superficies, une physicochimie et un niveau d'enrichissement semblable. Les lacs des Piles et du Caribou sont situés à moins de vingt kilomètres à vol d'oiseau l'un de l'autre, et font partie de bassins versants distincts. Cette proximité géographique favorise la comparaison. L'échantillonnage couvre le tributaire principal, l'exutoire, et certaines baies peu profondes des lacs. Le parc national de la Mauricie a accepté de collaborer en permettant l'opportunité d'échantillonner le lac.

2 ÉTAT DES CONNAISSANCES

Diverses perturbations anthropiques ont lieu au lac des Piles, et ce malgré la relativement faible empreinte qu'ont les résidences dans le bassin versant du lac. Cette section présente les perturbations ayant un impact potentiel sur les invertébrés aquatiques du bassin versant.

2.1 *Lutte aux moustiques*

Suivant la haute sélectivité et la faible toxicité du *Bacillus thuringiensis israelensis* (*Bti*) sur les organismes non ciblés ce pesticide est devenu l'agent de lutte aux moustiques le plus répandus sur la planète. Le *Bti* est considéré comme non-toxique pour les mammifères, oiseaux, poissons, plantes et la majorité des organismes aquatiques. Toutefois, des effets directs ont tout de même été observés sur certains insectes non ciblés qui constituent une ressource alimentaire non négligeable pour les animaux dans les petits et moyens cours d'eau. Dans le même ordre d'idée, la présence potentielle d'effets indirects amène la communauté scientifique à soulever certaines questions, notamment une baisse de disponibilité de nourriture pour certains organismes aquatiques et terrestres.

Le *Bti* est un insecticide spécifique, ciblant seulement les larves de moustiques et de mouches noires. Il est d'abord utilisé pour des intérêts sanitaires. Au Canada, il est utilisé depuis les années 1980 comme insecticide biologique afin de contrôler les insectes piqueurs où il remplace les insecticides chimiques autrefois utilisés pour leur contrôle (Boisvert et Boisvers, 2000). Ainsi, puisque l'utilisation du *Bti* est faite afin de contrôler les populations et non afin de les éradiquer, la réduction de la biomasse des espèces ciblées n'est que temporaire (G.D.G. Environnement, 2020).

Au Québec, il est utilisé depuis 2002 afin de prévenir des maladies comme le virus du Nil (Boisvert et Lacoursière, 2004). En effet, les principales espèces visées par l'épandage sont les moustiques des genres *Aedes* et *Ochlerotatus* (Cullicidae) (Lacey, 1985) et les mouches noires (Simuliidae) (Molloy, 1990). Toutefois, d'autres sous-espèces de *B. thuringiensis* sont également utilisées comme insecticide spécifique. Par exemple, le *B. thuringiensis kurstaki* est utilisé contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette

(*Choristoneura fumiferana*) et la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*), deux espèces de papillons (Lepidoptera) (ARLA, 2011).

Ainsi, en 2018, ce sont 65 municipalités qui font de l'épandage au *Bti* sur leur territoire (Boisvert, 2018). Pour la majorité d'entre elles, dont la ville de Shawinigan, c'est la compagnie G.D.G. Environnement qui a les contrats d'épandage.

Bien que les intérêts sanitaires justifient l'utilisation du *Bti*, il est pertinent de se demander si l'épandage sert davantage à augmenter le bien-être des citoyens, des riverains et des touristes en diminuant l'abondance des insectes nuisibles. C'est pourquoi une certaine levée de boucliers contre l'application massive du *Bti* est observée dans certaines régions du Québec. Quelques municipalités ont ainsi mis fin au programme d'épandage sur leur territoire. C'est notamment le cas pour la municipalité de Montebello (Sabourin, 2020) et la ville de Nicolet (Alarie, 2020). En 2019, la municipalité de Saint-Mathieu-du-Parc, municipalité voisine de Shawinigan, interdit l'épandage de tout larvicide sur son territoire. Les équipes de G.D.G. Environnement y faisaient des intrusions dans leurs limites afin de mieux protéger les citoyens de Shawinigan. En 2020, les citoyens du secteur de Saint-Gérard-des-Laurentides ont demandé d'être exclus du territoire d'épandage (Lepage, 2020).

Le contrôle des insectes piqueurs se fait dans l'eau stagnante pour les moustiques et dans les cours d'eau pour les mouches noires. De manière générale, il y a de trois à quatre traitements au cours du printemps et de l'été (Boisvert et Lacoursière, 2004). Les équipes terrain traitent seulement les plans d'eau où ces insectes sont présents. La mortalité larvaire est évaluée de 24 h à 48 h suivant l'épandage afin d'évaluer l'efficacité du traitement. Pour la lutte aux moustiques, le premier traitement au *Bti* se fait à la fonte des neiges, lors de la crue printanière. Cela correspond au stade de développement larvaire 2 et 3. Les traitements suivants sont effectués dépendamment des conditions météorologiques. En ce qui a trait aux mouches noires, l'efficacité du traitement varie en fonction de l'hydrologie et des conditions physicochimiques de l'eau. En effet, les décharges de lac, les grosses rivières et les cours d'eau perturbés par un barrage de castor peuvent être traités jusqu'à dix fois (G.D.G. Environnement, 2020).

2.1.1 Fonctionnement du *Bti*

Le *Bti* est une bactérie qui, lors de la sporulation[1], produit une molécule cristalline (Charles et de Barjac, 1982). Ce cristal dévoile un fort potentiel toxique en se solubilisant dans un milieu hautement alcalin. Ceci explique en partie la sélectivité du *Bti*. Effectivement, ce milieu alcalin n'est pas très répandu dans l'environnement et est retrouvé spécifiquement dans le système digestif des larves de Nematocera, un groupe important de mouche qui inclue les moustiques, et mouches noires. De plus, il faut non seulement que la mouche ingère le cristal, il doit également posséder les mécanismes cellulaires (enzymes et récepteurs) compatibles permettant la libération et l'action des toxines (Boisvert et Boisvert, 2000).

Les mouches noires et moustiques sont parmi les groupes d'insectes susceptibles aux toxines du *Bti*. En effet, ceux-ci présentent un environnement digestif alcalin ainsi que les récepteurs adéquats (Boisvert et Lacoursière, 2004). Une fois ingérées, ces toxines perturbent les fonctions du système digestif, provoquent une cessation de l'alimentation et finalement la mort de l'insecte. L'épandage met donc directement en contact les bactéries, ou parfois même les cristaux purifiés, avec les insectes indésirables ciblés. Les larves

[1] Une étape du cycle vital des bactéries lors de laquelle il y a production d'une forme dormante de la bactérie : la spore.

ingèrent ensuite la bactérie et les cristaux et ceux-ci détruisent les parois de leur estomac. Les larves arrêtent de se nourrir et meurent en quelques jours (ARLA, 2011).

2.1.2 Persistance dans l'environnement

Le *Bti* est principalement appliqué dans deux types d'environnement : les cours d'eau et l'eau stagnante. Ainsi, l'avenir du *Bti* dépend grandement de l'environnement traité. De plus, le mélange du produit appliqué contient plus que les toxines seules, ces produits modifient grandement la persistance du *Bti* dans l'environnement et sont malheureusement inconnu du public.

Ainsi, les études portant sur la persistance du *Bti* dans les eaux stagnantes divergent grandement : une persistance de quelques jours (Luthy et coll., 1980 ; Mulla et coll., 1982 ; Hougard et coll., 1983 ; Su et Mulla, 1999) à plusieurs mois (Silapanuntakul et coll., 1983 ; Dupont et Boisvert, 1986 ; Boisvert et Boisvert, 1999). Néanmoins, la structure hautement stable des cristaux suggère une persistance considérable dans l'environnement (Bulla et coll., 1981) et la perte de toxicité est probablement due à une adsorption aux particules de sols ou à une absorption dans le périphyton et les plantes aquatiques (Back et coll., 1985 ; Bernhard et coll., 1997). Ce faisant, une réapparition de *Bti* dans l'environnement est possible (Boisvert et Boisvert, 2000).

2.1.3 Effets indésirables

L'Agence de règlementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) a comme mandat d'homologuer les produits antiparasitaires au Canada. Elle s'assure que les produits sont sans danger pour l'humain et pour l'environnement. Ayant accès à la liste complète des ingrédients qui composent le *Bti*, l'ARLA est venue à la conclusion que ce dernier est sans danger. Il est toutefois classé dans la catégorie à usage restreint puisque le produit doit être pulvérisé que sur l'eau seulement là où les larves sont présentes. Du côté des États-Unis, l'*Environmental Protection Agency* (EPA) est également arrivé à la conclusion que les risques pour les organismes non ciblés sont négligeables (ARLA, 2011).

Néanmoins, plusieurs études ont porté sur les effets indésirables du *Bti* dans l'environnement. Parmi ces études, certaines ont conclu que le *Bti* était non toxique et que le produit est inoffensif pour la santé humaine et pour la faune. De celles-ci, quelques-unes ont été réalisées à même l'institution qui promouvait l'utilisation du *Bti* ; il y a donc un possible biais dans la littérature scientifique à ce sujet. Cependant, plus récemment, des chercheurs indépendants révèlent certains effets indésirables dans l'environnement. Cette situation rend l'analyse des effets indésirables du *Bti* complexe : d'un côté il y a un potentiel biais financier dans certaines études suggérant l'absence de toxicité sur les organismes non ciblés, et de l'autre côté il y a la notion de « *cherrypicking* », c'est-à-dire le fait de choisir seulement les articles qui présente ce que l'on préfère.

2.1.3.1 *Effet sur les mollusques*

Quelques études ont porté sur la toxicité du *Bti* pour les mollusques. Aucune n'a détecté d'effet sur les bivalves et trois ont observé un effet toxique sur les patelles de la tribu des Ancylini (Gastropoda : Planorbidae), un groupe d'escargot d'eau douce (Car et de Moor, 1984 ; Dejoux et coll., 1985 ; Palmer et Palmer, 1995). Ces dernières ont été réalisées dans des cours d'eau et à des concentrations normales d'applications ou en surexposition. Seule l'étude en surexposition a révélé une certaine assurance que l'effet toxique mesuré par une diminution de la densité des gastéropodes est lié au *Bti* et non à un facteur externe (par exemple un adjuvant présent dans le mélange commercial) (Palmer et Palmer, 1995).

2.1.3.2 *Effets sur les crustacés*

Ce groupe a été considérablement plus étudié que les mollusques. Malgré tout, très peu d'études rapportant une toxicité claire liée aux toxines du *Bti* sur les crustacés ont été trouvées. En effet, seules deux études

suggèrent une mortalité en condition de surexposition en laboratoire, toutefois il n'est pas évident que cet effet soit lié au *Bti* plutôt qu'à un facteur externe (Lebrun et Vlayen, 1981 ; Weiser et Vankova, 1979). Néanmoins, la grande majorité de la littérature consultée suggère que le *Bti* ne génère pas de toxicité sur les crustacés (ex. Eder et Schönrunner, 2010 ; Duchet et coll., 2008).

Plus récemment, Olmo et coll. (2016) ont détecté une mortalité accrue de plusieurs espèces de microcrustacés en exposition prolongée au *Bti*, et ce à des concentrations normales d'application. Les espèces utilisées dans cette dernière étude ne sont pas les modèles utilisés habituellement dans les études toxicologiques, celles-ci utilisent des espèces bien connues, telle *Daphnia magna*. Ceci apporte plusieurs avantages puisque les mécanismes physionomiques sont bien documentés chez ces espèces modèles. Toutefois, lorsque l'on observe un résultat sur une telle espèce modèle, la généralisation à la famille entière est trop facile et devrait être évitée.

2.1.3.3 *Effets sur les insectes*

Les espèces de mouches nématocères (Nematocera) sont les plus sensibles au *Bti* (Boisvert et Boisvert, 2000). En plus des moustiques et des mouches noires, de nombreux autres nématocères sont également susceptibles au *Bti*, c'est le cas des chironomidés (Diptera : Chironomidae) et des cératopogonidés (Diptera : Ceratopogonidae), une famille de mouche diversifiée comprenant les brulots (Boisvert et Lacoursière, 2004). En effet, bien que les doses environnementales recommandées ne devraient pas être toxiques, des conditions de surdosage sont fréquemment observées. Dans ces conditions de surdosage, il y a suffisamment toxines dans l'environnement pour provoquer des effets toxiques mortels. Par exemple, les cératopogonidés et les Blephariceridea (Diptera) sont affectés par un surdosage du *Bti* (Garcia et coll., 1980 ; Back et coll., 1985).

Les chironomidés représentent une des plus importantes familles de diptère avec plus de 700 espèces en Amérique du Nord et ils se retrouvent généralement dans les habitats ciblés par l'épandage du *Bti*. Les larves de chironomidés sont beaucoup moins susceptibles au *Bti* que les larves de moustiques ou de mouches noires, mais elles demeurent sensibles à ce produit (Bordalo et coll., 2020). Les études révisées par Boisvert et Boisvert (2000) révèlent que 40 % de ceux-ci ont démontré un effet sur les populations de chironomidés utilisant un dosage opérationnel de *Bti*. Les sites traités au *Bti* ont montré diverses réponses de la part des populations des chironomidés :

- Un bon nombre d'études ne montraient aucun effet notable ;
- Fuite de l'habitat traité (déplacement des larves vers l'aval) ;
- Mortalité et réduction de la population (Boisvert et Boisvert, 2000).

Les effets d'un contact chronique avec le *Bti* sont plus prononcés et surviennent lors d'application répétée du produit. De plus, dans certains environnements, tels les milieux humides, le *Bti* peut être tenace et persister plusieurs semaines, dans d'autres environnements, telles les couches de périphyton, le *Bti* peut être incorporé dans les cellules algales et y demeurer longuement. Ainsi, les organismes non ciblés sont plus susceptibles d'être exposés aux effets directs ou indirects du *Bti* (Hershey et coll. 1998).

Les autres ordres d'insectes ont également été considérablement étudiés. Les coléoptères (Coleoptera), odonates (Odonata) et mégaloptères (Megaloptera) ne semblent pas être affectés par la présence de *Bti* dans leur environnement. Chez les trichoptères (Trichoptera), plécoptères (Plecoptera) et punaises (Hemiptera), des effets sont observés chez certaines espèces, mais la toxicité ne peut être attribuée aux toxines du *Bti* hors de tout doute (Boisvert et Boisvert, 2000). L'ordre des papillons présente une sensibilité claire à l'exposition au *Bti* en condition de surexposition où l'exposition mène à une mortalité importante (Ignoffo et coll., 1981) ou, en condition normale d'application, à un changement comportemental sublétal (Jackson et coll., 1994). Toutefois, les papillons sont susceptibles aux toxines du *Bt* et particulièrement au

variant *kurstaki* (*Btk*). Ce dernier est communément utilisé dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette.

2.1.3.1 *Effets sur les amphibiens*

Plusieurs études ont porté sur la toxicité du *Bti* sur les amphibiens. Des effets sublétaux ont été observés chez certaines espèces d'amphibiens sud-américaines (Lunges et coll., 2017). En effet, le *Rhinella arenarum*, un crapaud de la même famille que le crapaud d'Amérique (Bufonidae), commun au Québec, présente une diminution significative de sa locomotion lorsqu'exposé au *Bti*. Également, Lajmanovich et coll. (2015) ont identifié une mortalité de 100 % chez une grenouille sud-américaine (Leptodactylidae) en surexposition au *Bti*. Les concentrations provoquant des effets chez les amphibiens peuvent être atteintes directement au point d'application du pesticide, mais demeurent au-dessus les concentrations environnementales recherchées pour le contrôle des insectes nuisibles, qui tourne autour des 10 mg/L selon le produit (Lacey et Undeen, 1984).

2.1.3.2 *Effets sur les oiseaux*

Bien qu'aucun effet toxique n'ait été observé chez les oiseaux suivant une exposition au *Bti*, l'élimination des moustiques et mouches noires, une ressource alimentaire pour certains oiseaux insectivores, inquiète plusieurs chercheurs et citoyens. Au Canada, les effets du *Bti* sur la chaine alimentaire pourraient affecter les espèces d'hirondelles. D'autres espèces à statut telles que l'engoulevent d'Amérique (*Chordeiles minor*) et le martinet ramoneur (*Chaetura pelagica*) peuvent également être touchées par cette modification de la chaine alimentaire, surtout si le *Bti* est utilisé dans les aires de reproduction, de migration et d'hivernage de ces espèces (COSEPAC, 2018 ; Environnement Canada, 2016).

L'utilisation de *Bti* modifie le régime alimentaire de l'hirondelle de fenêtre (*Delichon urbicum*), une espèce européenne se nourrissant entre autres de nématocères. En effet, l'apport en nématocères était plus faible sur les sites traités au *Bti* que sur les sites témoins. Les insectes prédateurs des nématocères (tels les odonates) étaient également moins présents et donc moins consommés par les hirondelles. Le régime alimentaire de l'oiseau a par conséquent changé avec l'incorporation de plus petites proies, telles les fourmis, en réponse au traitement par le *Bti* (Poulin et coll., 2010).

Une étude dans les marais de Camargue en France montre très bien l'effet que peut avoir le traitement soutenu d'un secteur au *Bti* (Poulin et Lefebvre, 2018). Les parcelles étudiées ont soit subi de nombreux traitements récurrents pendant plusieurs années ou ont vu les traitements cessés subitement. Les parcelles traitées montraient une baisse significative de la disponibilité des ressources pour l'avifaune comparativement aux sites témoins. De plus, malgré l'absence d'effet cumulatif attendu avec les traitements répétés, l'arrêt soudain du *Bti* n'a pas été immédiatement accompagné d'un rétablissement des populations d'insectes, mais plutôt d'un rétablissement long et retardé (Poulin et Lefebvre, 2018).

2.2 Navigation

De nombreuses études montrent que le passage des embarcations motorisées de tous types, mais principalement des bateaux à fort sillage, ou « *wakeboats* », peut être responsable de l'érosion des berges ainsi que de remise en suspension des sédiments dans les zones peu profondes. Alors que Asplund (2000) note une resuspension des sédiments jusqu'à 3,0 m de profondeur, il semble que la navigation ait le potentiel de remettre en suspension les particules fines aussi profondément que 4,6 m selon Beachler et Hill (2003). Dans cette dernière étude, les trois types de moteurs (hors-bord, interne et jet) provoquaient un déplacement d'eau similaire près du fond.

La navigation à vitesse intermédiaire est effectivement reconnue pour produire les plus grosses vagues. Celles-ci sont maximales lorsque l'embarcation avance à la vitesse dite de coque et notamment celle atteinte juste avant le planage, dite de transition (SM-DNR, 1993).

L'étude de Raymond et Galvez (2015) a permis de préciser l'impact du passage d'embarcations sur la turbulence en profondeur dans les lacs des Laurentides. Ces derniers auteurs ont fait circuler différents types de bateaux à différentes vitesses au-dessus de capteurs de turbulence installés près du fond. Le constat le plus intéressant est que ce sont les vitesses intermédiaires qui engendrent la plus grande augmentation de la turbidité et incidemment la plus grande turbulence à la surface des sédiments. Raymond et Galvez (2015) ont observé une différence importante selon le type d'embarcation. Pour des vitesses intermédiaires (19 km/h), les bateaux à forts sillages causent des turbulences plus importantes et considérablement plus profondes.

Mercier-Blais et Prairie (2014) ont étudié les vagues de bateaux à fort sillage, spécifiquement ils ont mesuré la force des vagues et la remise en suspension des sédiments selon plusieurs régimes de distance et de vitesse. Les résultats confirment que les bateaux à fort sillage augmentent la force des vagues atteignant les rives pour des passages à des distances allant jusqu'à 300 m. Ceci rend les rives vulnérables à l'érosion et donc à la resuspension de particules et nutriments. Cette étude a également observé que les vitesses basses étaient responsables des vagues les plus fortes et turbulentes.

La composition en espèces des communautés benthiques change après des perturbations en favorisant les espèces les mieux adaptées à ce type de perturbation (Alan *et coll.* 1999). Ainsi, le brassage des sédiments peut grandement affecter la composition des communautés benthiques dans les zones où il y a régulièrement de la navigation, principalement par les bateaux à fort sillage.

3 AIRE D'ÉTUDE

Les bassins versants des lacs à l'étude se situent dans les Laurentides méridionales, à la frontière des basses terres du Saint-Laurent. Cette province naturelle est caractérisée par des collines, des plateaux et des vallées de 200 m et 450 m d'altitude par rapport au niveau de la mer. Des massifs atteignant 600 m, ou même 1000 m d'altitude y sont également observés (MELCC, 2015).

3.1 Lac des Piles

Les informations sont tirées du rapport de BVSM (2016) qui brosse un portrait très détaillé du lac et de son bassin versant. Pour plus de détails, s'y référer.

Le bassin versant du lac des Piles se caractérise par un relief typique des Laurentides méridionales. Son élévation moyenne s'élève à 250 m par rapport au niveau de la mer alors que son plus haut sommet, au sud, atteint 345 m d'altitude (Tableau 1).

De manière générale, le bassin versant du lac des Piles présente des pentes classées modérées (24 % en moyenne). On y retrouve également une quantité considérable (13 %) de pentes excessives (≥41 %) localisées en bordure des lacs et cours d'eau.

L'occupation du sol est essentiellement forestière, mais certains secteurs localisés sont plus perturbés par le développement résidentiel. De plus, la quasi-totalité des rives du lac est occupée par des résidences et résidences secondaires à l'exception des secteurs de pentes excessives. Aucune agriculture ni coupe forestière n'est présente dans le bassin versant.

Le lac est très profond, avec une profondeur moyenne de 22 m et une profondeur maximale de 90,5 m. Son volume est ainsi particulièrement important. La faible taille du bassin versant accompagné de l'imposant volume implique un temps de renouvèlement très élevé, soit de 3,5 à 6 ans (BVSM, 2016). Un temps de renouvèlement élevé s'accompagne d'une certaine sensibilité à la contamination puisque l'eau demeure longtemps dans le lac.

Tableau 1. Description morphologique du lac des Piles et du lac du Caribou

Paramètre	Lac des Piles	Lac du Caribou	
		Bassin principal	Baie des onze îles
Largeur maximale (km)	2,4	2,3	0,6
Longueur maximale (km)	3,8	3,4	2,7
Profondeur maximale (m)	83,0	53,2	30,9
Profondeur moyenne (m)	22,0	15,2	7,4
Volume ($1x10^6$ m^3)	90,5	57,1	11,5
Superficie (km^2)	4,0	3,9	1,4
Périmètre (km)	20,7	17,2	15,1
Superficie du bassin versant (km^2)	16,8	34,0	

Sources. Lac des Piles (BVSM, 2016) ; lac du Caribou (PNM, 2018) ; baie des onze îles (PNM, 2020).

L'eau du lac des Piles est peu chargée en nutriment et les indicateurs habituels de niveau trophique suggèrent un état oligotrophe. L'eau est également très transparente : le carbone organique dissout, les matières en suspensions et la chlorophylle a sont tous en faibles concentrations (Tableau 2).

La transparence élevée du lac augmente le nombre d'habitats propices aux invertébrés aquatiques associés aux plantes aquatiques. Toutefois, l'essentiel de ces habitats n'est pas accessible à gué. En effet, les fortes pentes de la rive et du littoral du lac limitent considérablement le nombre d'habitats que l'on peut échantillonner à gué.

Tableau 2. Description physicochimique du lac des Piles et du lac du Caribou

Paramètre	Lac des Piles	Lac du Caribou	
		Bassin principal	Baie des onze îles
Azote ammoniacal (mg/L)	0,06	< 0,02	< 0,02
Azote total (mg/L)	-	0,23	0,20
Chlorophylle a (mg/L)	0,001	0,001	0,001
COD (mg/L)	1,9 à 2,1	3,0	3,4
MES (mg/L)	< 1	< 1	0,3
pH	7,2	6,5	6,6
Phosphore (mg/L)	0,002	0,003	0,006
Transparence (m)	9,1	6,8	5,4
Niveau trophique	**Oligotrophe**	**Oligotrophe**	**Oligotrophe**

Sources. Lac des Piles (BVSM, 2016) ; lac du Caribou, moyenne de 2004 à 2018 (PNM, 1971-actuel) ; baie des onze îles, moyenne de 2004 à 2017 (PNM, 1979-actuel).

3.2 Lac du Caribou

Le lac du Caribou est un lac au bassin versant entièrement naturel à l'exception de la route du Parc National de la Mauricie. Il est situé dans la ville de Shawinigan, mais a une vocation de conservation et de récréotourisme.

Le bassin versant du lac du Caribou est également caractérisé par le relief typique des Laurentides méridionales. La forme allongée et la grande altitude du lac (360 m) le rendent susceptible aux fortes vagues. Le bassin versant est considérablement plus grand que celui du lac des Piles et abrite plusieurs lacs de bonnes envergures, tels les lacs Maréchal et du Buzard.

Les pentes du bassin versant du lac du Caribou sont plus douces que celles du lac des Piles, environ de 10 %. Les pentes en rive du lac sont modérées (16 – 30 %) sur la rive sud, autrement elles sont douces ou faibles. Finalement, entre le lac du Caribou et la baie des onze îles, les rives présentent des pentes nulles (<3 %).

Le lac est également profond, avec une profondeur moyenne de 15 m et une profondeur maximale de 53 m. Le taux de renouvèlement du lac n'est pas connu. Toutefois, le volume du lac et la taille du bassin versant suggèrent un temps de renouvèlement considérablement plus rapide que celui du lac des Piles (Tableau 1).

L'eau du lac du Caribou est peu chargée en nutriment et les indicateurs habituels de niveau trophique suggèrent également un état oligotrophe. L'eau demeure transparente, mais moins qu'au lac des Piles : le carbone organique dissout est légèrement plus élevé (Tableau 2).

4 MÉTHODOLOGIE

La Figure A 1 et Figure A 2 de l'Annexe I présentent l'aire d'étude et l'emplacement des stations d'échantillonnage.

4.1 Récolte des invertébrés benthiques

L'échantillonnage du lac des Piles a eu lieu les 20 et 21 septembre 2020 alors que la visite du lac du Caribou a lieu le 23 septembre 2020. L'échantillonnage a été réalisé par un biologiste expérimenté accompagné d'une aide de terrain. Le mois de septembre est idéal pour réaliser l'échantillonnage des invertébrés benthiques puisque la densité, la richesse et la maturité de ces organismes sont à son maximum.

4.1.1 Cours d'eau

Pour chaque lac, trois stations d'échantillonnages ont été positionnées dans l'exutoire ainsi que deux cours d'eau permanents. Dans chacune de ces stations, cinq sous échantillons ont été récoltés et combinés pour faire un échantillon composite.

Chaque sous-échantillon a été obtenu à l'aide d'un échantillonneur Hess (taille de maille 500 µm, superficie 0,086 m^2). La méthode employée consistait à frotter chaque pierre (cailloux, galets, blocs, roc) et débris ligneux avec ses mains ou une brosse et en mélangeant la partie superficielle du substrat fin (sable, limon, matière organique) jusqu'à 2,5 cm de profondeur dans l'enceinte de l'échantillonneur, le tout pendant 60 secondes. Le type d'habitat échantillonné est alors noté pour chaque sous-échantillon. Le matériel ainsi récolté était alors transvidé dans une chaudière à fond grillagé (taille de maille 500 µm) et grossièrement trié sur place afin d'enlever les plus gros débris. L'échantillon est ensuite transvidé dans un pot hermétique.

4.1.2 Baies et littoral

Pour chaque lac, trois stations d'échantillonnages ont été positionnées dans les baies peu profondes (<1 m) échantillonnées à gué. Dans chacune de ces stations, 15 sous échantillons ont été récoltés et combinés pour faire un échantillon composite.

Chaque sous-échantillon a été obtenu à l'aide d'un filet troubleau (taille de maille 500 µm, largeur 0,30 m^2). La méthode employée consistait à frotter le substrat et débris ligneux avec ses pieds ou ses mains sur une superficie de 1,0 m par 0,3 m en suivant avec le filet troubleau de manière à récolter l'essentiel du matériel soulevé. Le type d'habitat échantillonné est alors noté pour chaque sous-échantillon. Le matériel ainsi

récolté était alors transvidé dans une chaudière à fond grillagé (taille de maille 500 µm) et grossièrement trié sur place afin d'enlever les plus gros débris. L'échantillon est ensuite transvidé dans un pot hermétique.

4.1.3 Traitement des échantillons

Sur place, les invertébrés sont endormis au CO_2 pendant plusieurs minutes puis fixés à l'aide d'alcool 70 %. Les échantillons ainsi préservés sont ramenés au laboratoire pour une identification ultérieure.

Au laboratoire, les échantillons sont fractionnés en quarts à l'aide d'un fractionneur de type Caton (Caton, 1991). Les invertébrés sont ensuite triés des sous-échantillons à l'aide d'un stéréomicroscope (grossissement de 75X) dans un pétri jusqu'à ce qu'un minimum de 200 individus soit isolé. L'identification est alors faite jusqu'à la famille pour les insectes et à des taxons de niveaux supérieurs pour les autres invertébrés benthiques (mollusques, crustacés, annélides, acariens, etc.) à l'aide des clés d'identifications de Merritt et coll. (2008) et du MELCC (Moisan, 2010). Les individus trop petits ou trop abimés ne pouvant être identifiés à la famille ont été identifiés au plus bas niveau possible.

4.2 Caractérisation de l'habitat

À chaque station, la caractérisation de l'habitat a été réalisée conformément au protocole d'Environnement Canada (CABIN, 2012). Le Tableau 3 présente les paramètres et observations notés à chaque station.

Tableau 3. Caractérisation de l'habitat

Hydrologie	Habitat des invertébrés	Morphologie	physicochimie
▪ Largeur du cours d'eau en débit plein bord (LDPB) ▪ Profondeur moyenne ▪ Vitesse ▪ Type d'écoulement	▪ Végétation aquatique ▪ Végétation riveraine ▪ Périphyton ▪ Fermeture de la canopée ▪ Type de substrat ▪ Comblement	▪ Faciès d'écoulement ▪ Signes de perturbations ▪ Pente	▪ Température ▪ pH ▪ conductivité ▪ oxygène dissout

4.3 Analyse des communautés d'invertébrés aquatiques

En plus de la présence et de l'abondance de chaque taxon, une série d'indices est calculée et permet d'étudier certains aspects des communautés. L'utilisation de ce genre d'indice ne permet toutefois pas d'identifier la source d'une éventuelle perturbation, mais de démontrer un lien de cause à effet.

L'ANOVA est l'analyse utilisée dans le cadre de cette étude. Le seuil (a) établi pour déterminer si une différence est significative (p) est établi à 0,05. Finalement, pour déterminer si un résultat non significatif est dû à un trop petit échantillonnage, une analyse de la puissance à l'aide de la taille d'effet de Cohen (d) tel que présenté à l'Équation 1 est effectuée où µ est la moyenne et σ est l'écart-type (Cohen, 1988). Afin de respecter le critère de normalité des données nécessaire aux analyses statistiques, les densités ont été transformées à l'aide de la logarithmique naturelle (Legendre et Gallagher, 2001).

Équation 1

$$d = \frac{|\mu_{PILES} - \mu_{CARIBOU}|}{\sigma_{CARIBOU}}$$

Une analyse des composantes principales (PCA) est réalisée afin de représenter les différences entre les stations. Les ordinations sont des outils utiles pour représenter des données complexes (Legendre et Legendre, 2012). La PCA convertit la trame de données multidimensionnelle (*p*), dans ce cas la communauté multifamiliale, en une représentation plus simple à *n* dimensions, soit les composantes principales (CP), où *n* <*p*. Dans ce cas, une approche à deux dimensions (n = 2) a été choisie.

4.3.1 Densité

La densité totale (*n*) est la somme de tous les macro-invertébrés récoltés au site d'échantillonnage divisée par la surface d'échantillonnage. Les surfaces d'échantillonnages sont de 0,4 m pour les cours d'eau et de 4,5 m pour les baies et le littoral.

4.3.2 Diversité

4.3.2.1 *Indice de Simpson*

L'indice de diversité Simpson (*D*) représente à la fois la proportion d'espèces (*p*) dans une communauté et le nombre d'espèces (*S*) dans celle-ci (Krebs, 1985). Comme pour les autres critères, la moyenne de l'aire, la médiane, l'écart-type, l'erreur type, le minimum et le maximum ont été calculés. Le *D* est calculé en utilisant l'Équation 2.

Équation 2

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{S} p_i^2$$

4.3.2.2 *Richesse*

La richesse (*S*) est le nombre total de taxons identifiés dans la communauté d'un site.

4.3.2.3 *Équitabilité de Simpson*

L'indice d'équitabilité Simpson (*E*) est le ratio de l'indice de diversité Simpson (*D*) sur le maximum mathématique *D* d'un site donnée (D_{max}), comme le montre Équation 3. Pour calculer *D*, les proportions (*p*) des espèces (*i*) dans une communauté de richesse *S* sont mises au carré, additionnées puis divisées de 1 (Simpson, 1949).

Équation 3

$$E = \frac{D}{D_{max}} = \left(\sum_{i=1}^{S} p_i^2\right)^{-1} \times S^{-1}$$

4.3.3 Tolérance

4.3.3.1 *Indice EPT*

Les EPT sont des ordres d'invertébrés communs dans les cours d'eau et présentant un grand nombre d'espèces sensibles aux perturbations et à la contamination. Ainsi, une grande richesse de EPT indique une bonne qualité de l'habitat aquatique.

L'indice EPT est la somme de la richesse en éphémères, plécoptères et trichoptères. La comparaison avec des classes prédéterminées permet généralement de catégoriser les communautés d'invertébrés benthiques. Toutefois, cette comparaison nécessite une identification des invertébrés à l'espèce, soit plus

poussée que ce qui est disponible pour l'étude du lac des Piles. Néanmoins, la comparaison de la richesse en famille d'EPT entre les stations est possible.

4.3.3.2 *Indice FBI*

L'indice FBI, ou *Family biotic-index*, est proposé par Hilsenhoff (1988) afin de rapidement déterminer si une communauté d'invertébrés benthique est tolérante ou non à la pollution organique. Pour ce faire, chaque famille se voit attribuer un score de 0 à 10 selon sa tolérance où 0 représente une forte intolérance à la pollution et 10 une grande tolérance. Ces scores sont tirés de Mandaville (2002).

La moyenne des scores pondérée par la densité de chaque famille est ensuite calculée pour chaque site tel qu'illustré à l'Équation 4 où *S* est le nombre de famille, *n* la densité et *t* le score de tolérance.

Équation 4

$$FBI = \frac{\sum_{i=1}^{S} n_i t_i}{n}$$

Ainsi, plus une communauté présente un FBI élevé, plus elle est dominée par des organismes tolérants : un signe d'une mauvaise qualité de l'habitat. La Tableau 4 présente l'interprétation de ces résultats.

Tableau 4. Indice FBI de Hilsenhoff

FBI	Qualité de l'eau	Degré de la pollution organique
0,0 - 3,5	Excellente	Sans pollution organique apparente
3,5 – 4,5	Très bonne	Faible pollution organique possible
4,5 – 5,5	Bonne	Peu de pollution organique
5,5 – 6,5	Passable	Pollution organique significative, mais passable
6,5 – 7,5	Passable-faible	Pollution organique significative
7,5 – 8,5	Faible	Forte pollution organique
8,5 – 10,0	Très faible	Pollution organique sévère

4.3.3.3 *Densité des chironomidés*

Les chironomidés est une famille variée d'insectes benthique très commune présentant un grand nombre d'espèces tolérantes aux pollutions. Ainsi, une grande proportion de chironomidés dans une communauté indique souvent la présence de perturbations liée à une mauvaise qualité de l'eau. Toutefois, dans les cours d'eau et baies étudiés l'absence de chironomidés peut également être liée à l'action du *Bti*. Ainsi, la densité des chironomidés est utilisée comme indice.

5 RÉSULTATS ET DISCUSSION

L'Annexe II présente le reportage photographique et l'Annexe III présente les données brutes.

5.1 Habitats

Le lac des Piles présente un nombre très restreint d'habitats pouvant être échantillonné à gué. Les pentes fortes et le petit bassin versant limitent le nombre de cours d'eau permanent et ceux-ci sont de faible envergure, si bien que très peu d'habitats présentaient un débit et une envergure permettant l'échantillonnage avec les équipements standards. Les ressources locales semblent également y être plus éparses : les macrophytes, le périphyton (Tableau 5) et la matière organique (Tableau 6) sont rarement rencontrés. Les habitats riverains sont toutefois bien présents avec des canopées importantes pour l'ensemble des tributaires. Ces informations suggèrent que les apports énergétiques aux communautés benthiques sont presque exclusivement allochtones[2]. Ce phénomène s'accompagne probablement d'une sélection vers les organismes filtreurs, prédateurs et collecteurs adaptés à cette réalité.

Tableau 5. Habitats riverains et aquatiques

Lac	Habitat	Station	Habitats riverains					Habitats aquatiques							Profondeur représentative (cm)
			Canopée	Herbacées	Arbustif	Conifères	Feuillus	Macrophytes	Périphyton	Fosses	Seuils	Droits	Rapides	Littoral	
Caribou	**Cours d'eau**	Exutoire	25	✓	✓	✓	✓	25	1	✓	✓		✓		25
		Trib_C	50	✓	✓	✓	✓	0	2	✓			✓		8
		Trib_1	100	✓	✓	✓	✓	25	2	✓	✓	✓			12
		Trib_2	75	✓	✓	✓	✓	25	2	✓		✓			40
	Baies	Baie_E	0	✓	✓	✓	✓	25	1					✓	40
		Baie_1	25	✓	✓	✓		50	2					✓	25
		Baie_F	25	✓	✓	✓	✓	25	0					✓	12
Piles	**Cours d'eau**	Exutoire	75	✓	✓	✓	✓	0	1	✓			✓		25
		Trib_1	75	✓	✓	✓	✓	0	0	✓	✓				20
		Trib_3A	100	✓	✓	✓	✓	0	0	✓			✓		4
		Trib_3B	100	✓	✓	✓	✓	25	0	✓			✓		30
	Baies	Baie_4	25	✓	✓	✓	✓	25	0					✓	50
		Baie_C	25	✓	✓	✓	✓	25	0					✓	65
		Baie_3	25	✓	✓	✓	✓	25	1					✓	40

[2] Se dit de quelque chose qui provient de l'extérieur du système ; qui n'est pas produit sur place ; le contraire d'autochtone.

La vitesse de l'écoulement n'a pu être mesurée dans les cours d'eau du lac des Piles puisqu'elle était très variable d'un endroit à l'autre : presque nulle dans les bassins (seuls habitats présentant suffisamment d'eau pour être échantillonnés) et relativement rapide entre les bassins.

Le lac du Caribou présente une situation bien différente. Les pentes y sont plus douces et le nombre de cours d'eau et de baies peu profondes est bien plus important. Un effort considérable a donc été déployé pour échantillonner des habitats similaires à ceux trouvés au lac des Piles afin de réduire au maximum les différences liées aux habitats (végétation riveraine, profondeur, débits et habitats aquatiques). Néanmoins, les cours d'eau y étaient considérablement moins escarpés et la végétation basse plus dense. Les macrophytes, le périphyton et la matière organique sont également fort présents dans l'ensemble des cours d'eau observés. Cette accumulation de ressources alimentaire dans les cours d'eau devrait s'accompagner d'une plus grande abondance d'invertébrés, particulièrement les collecteurs, racleurs et cueilleurs qui s'en nourrissent.

Le portrait est similaire dans les baies, mais moins flagrant. De manière générale, les pentes douces du littoral du lac du Caribou permettent l'accumulation de matière organique ce qui stimule une croissance des plantes et du périphyton. Les pierres y sont également beaucoup plus ensevelies de matériaux fins.

Tableau 6. Substrat et comblement

Lac	Habitat	Station	Substrat (%)										Comblement (%)				
			Matière organique	Sable fin et limon	Sable grossier	Gravier	Caillou petit	Caillou grossier	Galet petit	Galet grossier	Bloc	Roc	Complètement	Trois quarts	Moitié	Quart	Aucunement
Caribou	**Cours d'eau**	Exutoire	5			10	10	10	15	20	25	10		50	25	20	5
		Trib_C	5	5	5	25	25	15	5	15	5			60	25	15	
		Trib_1	20		1	1			10	70	20		95			5	
		Trib_2	50	3	10	30	2	45			10		50			50	
	Baies	Baie_E	100		5				30	30	30	5	90	10			
		Baie_1	90	25	5	5	5	5	10	15	30		15	30	30	15	10
		Baie_F	70	75	5	5	5	5	2	1	1	1			100		
Piles	**Cours d'eau**	Exutoire	1			5	5	5	5	10	30	40				10	90
		Trib_1	5		10	25	20	10	20	10	5					10	90
		Trib_3A	5		5	15	5	5	10	30	30					25	75
		Trib_3B	5		5	15	5	4	10	30	30	1				25	75
	Baies	Baie_4	80	75	10	10					5					90	10
		Baie_C	0	50	4	10	5	5	10	10	5	1				100	
		Baie_3	25	60	10	10	10	5	5								100

Classe de substrat présente (<10 %)
Classe de substrat présente (<20 %)
Classe de substrat sous dominante (>20 %)
Classe de substrat dominante (>20 %)

Ainsi de manière générale, les cours d'eau et baies présentent des différences importantes au niveau de la disponibilité des ressources alimentaires ainsi que du comblement des pierres.

5.2 Physicochimie

Au niveau de la physicochimie, les cours d'eau dans le bassin du lac du Caribou sont légèrement acides, probablement dû aux milieux humides et à la présence de résineux. Ce pH bas pourrait nuire aux espèces de mollusques dont la coquille est sensible au pH. Les données historiques du lac du Caribou montrent également un pH légèrement acide, entre 6,0 et 6,5 alors que celles du lac des Piles sont entre 6,5 et 8,0 (comm. pers., Valiquette). Bien que les cours d'eau dans le bassin versant du lac du Caribou soient bien oxygénés, ceux du lac des Piles le sont considérablement plus (Tableau 7). Ces derniers points suggèrent des habitats d'une meilleure qualité pour les cours d'eau du lac des Piles. En effet, les besoins en oxygènes de nombreux invertébrés sensibles (EPT et mégaloptères, par exemple) sont grands.

Les baies quant à elles présentent une physicochimie comparable entre les deux lacs à l'exception de la conductivité qui est légèrement supérieure au lac des Piles. Néanmoins, cette différence n'est pas biologiquement significative. En effet, les eaux douces présentent naturellement des conductivités pouvant monter jusqu'à 200 µS/cm (Hade, 2002). En bref, la qualité de l'eau des deux bassins versants est bonne et est propice à abriter des communautés d'invertébrés benthiques diversifiées.

Tableau 7. Paramètres physicochimiques

			Physicochimie				
Lac	Habitat	Station	Température (°C)	pH	Conductivité (µS/cm)	Oxygène dissout (mg/L)	Turbidité
Caribou	**Cours d'eau**	Exutoire	15	7,6	5	9,7	Faible
		Trib_C	10	5,8	21	6,8	Faible
		Trib_1	14	5,2	16	8,7	Faible
		Trib_2	11	5,2	16	9,1	Faible
	Baies	Baie_E	15	6,8	13	9,8	Faible
		Baie_1	14	6,9	13	9,9	Faible
		Baie_F	15	7,1	14	9,7	Faible
Piles	**Cours d'eau**	Exutoire	15	7,3	38	9,7	Faible
		Trib_1	9	7,7	38	11,0	Faible
		Trib_3A	11	8,7	39	11,0	Faible
		Trib_3B	11	8,7	39	11,0	Faible
	Baies	Baie_4	16	7,3	37	9,7	Faible
		Baie_C	16	7,3	35	9,8	Faible
		Baie_3	15	8,0	37	9,7	Faible

5.3 Communautés d'invertébrés aquatiques

De manière générale les communautés benthiques sont fort diversifiées dans les deux bassins versants à l'étude. Ceci reflète la grande qualité des habitats rencontrés dans les deux bassins versants. Aucune différence significative n'a été observée entre les tributaires et les baies des deux bassins versants au niveau des indices étudiés. Malgré tout, les communautés sont toutes bien différentes. Au total, 3361 invertébrés de 58 familles ont été identifiés. Ces 45 familles au lac des Piles et 47 au lac du Caribou dévoile une importante diversité dans les deux aires d'études. Cette grande diversité est représentée à la

Figure 1 et est sans doute la raison de l'absence de différence statistique entre les bassins versants. Un trop faible échantillonnage comparativement à la complexité des communautés peut expliquer ce résultat.

La Figure 1 présente deux PCA et permet de représenter un jeu de donnée complexe en deux dimensions. C'est une simplification importante qui vient avec une perte considérable d'informations, comme si l'on représentait un cube par un carré. Dans le cas de la Figure 1, la simplification préserve 48 % de l'information pour les tributaires (gauche) et 61 % pour les baies (droite). Lorsqu'une station, en noir, se trouve dans la même direction qu'une famille, en rouge, c'est que l'on retrouve une grande densité de cette famille. À l'inverse, lorsqu'un site se trouve à l'opposé d'une famille c'est qu'ils ne sont pas associés. Ces analyses peuvent également être faites entre familles ou entre stations.

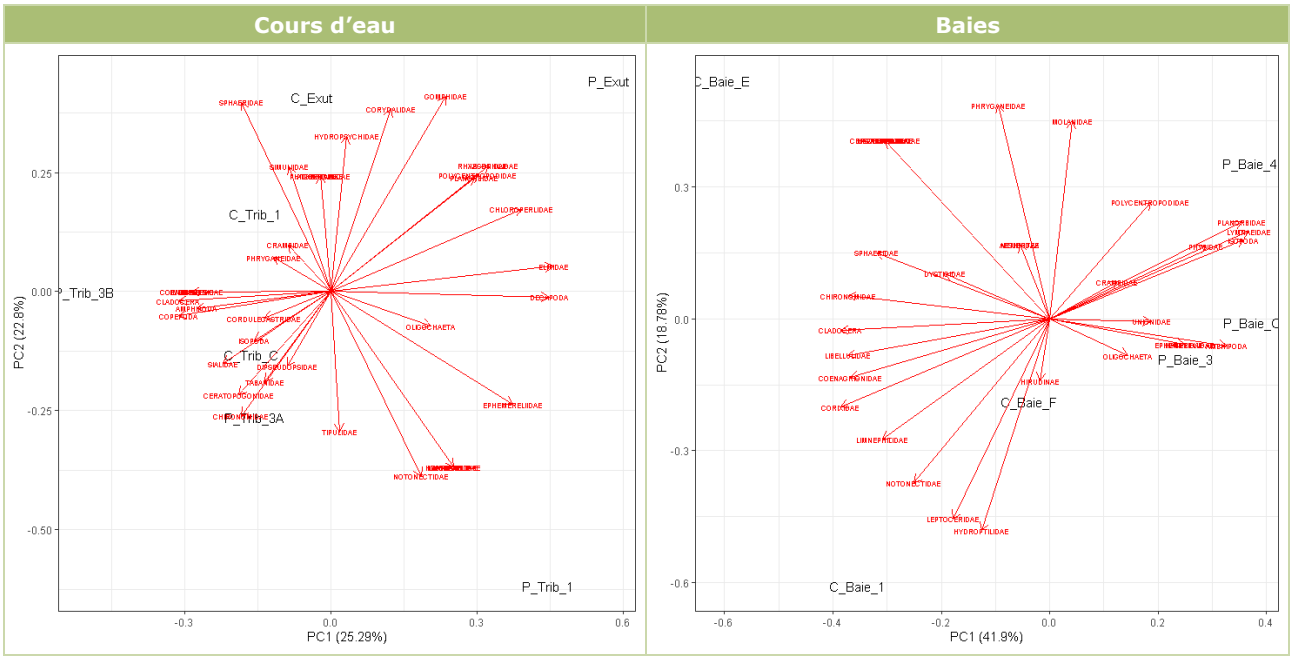


Figure 1. Analyses des composantes principales des communautés benthiques

Ainsi, on voit que les trois baies du lac des Piles sont similaires et que les trois baies du lac du Caribou sont différentes. Les mollusques (Planorbidae, Physidae, Lymnaeidae et Unionidae) sont principalement associés aux baies du lac des Piles. Le pH basique du lac explique probablement la présence de ces espèces. Les punaises (Notonectidae et Corixiae) et les chironomidés sont quant à eux associées aux baies du lac du Caribou, mais pas aussi étroitement (Figure 1).

Pour ce qui est des cours d'eau, il ne semble pas y avoir d'associations claires distinguant les cours d'eau du lac des Piles à ceux du lac du Caribou. Chaque station a sa place bien distincte dans cette représentation graphique. Même le tributaire 3, échantillonné à deux reprises le long de son tracé, présente deux communautés considérablement différentes (Figure 1).

Certaines familles hautement sensibles aux perturbations anthropiques et à la pollution organique (Corydalidae, Perlidae, Chloroperlidae et Rhyacophilidae) sont observées dans les tributaires des deux bassins versants, mais sont particulièrement présentes dans l'exutoire du lac des Piles.

5.3.1 Densité

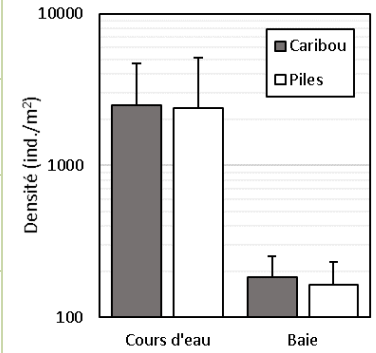
Les cours d'eau des deux lacs présentent une densité d'invertébrés benthiques similaires avec 2 500 individus par mètre carré pour le lac du Caribou et 2 400 pour le lac des Piles (Tableau 8). Bien que toutes les statistiques des deux lacs soient similaires suggérant des communautés de densité similaires, le

grand écart-type ne permet pas de déterminer si c'est bel et bien le cas par le biais de l'analyse statistique. Un design expérimental différent avec un plus grand nombre d'échantillons de petite taille aurait pu pallier ce problème. Toutefois, ces données suggèrent qu'un nombre très élevé de stations seraient nécessaires pour augmenter la puissance des analyses.

La situation est similaire avec les baies, les deux lacs présentent des densités comparables d'invertébrés avec 183 individus par mètre carré pour le lac du Caribou et 163 pour le lac des Piles (Tableau 8).

La grande densité observée dans les tributaires concorde avec la description de l'habitat qui présentait des habitats de qualité pour les deux lacs. Toutefois, les cours d'eau du lac du Caribou présentaient des ressources alimentaires considérablement plus abondantes et généralement associés à des densités abondantes d'invertébrés benthiques.

Tableau 8. Densité

	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	**Caribou**	2512	1665	2211	1277	847	5023
		Piles	2403	1279	2743	1371	609	6443
	Baies	**Caribou**	183	197	71	41	106	247
		Piles	163	173	70	40	89	228
ANOVAs	**Cours d'eau**	***p***	0,96					
		Puissance de l'analyse	Faible					
	Baies	***p***	0,75					
		Puissance de l'analyse	Faible					

5.3.2 Diversité

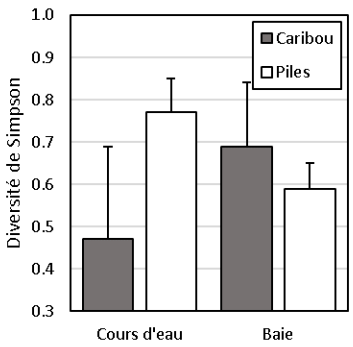
L'indice de diversité de Simpson intègre deux aspects d'une communauté : la richesse et l'équitabilité. Ainsi, plus une communauté est riche et plus ces espèces sont également réparties dans la communauté, c'est-à-dire qu'ils présentent des densités similaires, plus l'indice de Simpson est élevé. Il existe de nombreux indices de biodiversité, Shannon et Hill en sont des exemples. Comparativement à ceux-ci, l'indice de Simpson donne un plus grand poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares et s'apprête mieux aux communautés d'invertébrés benthiques, de plus il est conscrit entre 0 et 1 ce qui permet de mieux comparer des communautés entre elles.

L'équitabilité de Simpson quant à lui représente la manière que sont répartis les invertébrés dans la communauté. Une équitabilité de 1 indique que toutes les familles présentent une densité identique, alors qu'une équitabilité tendant vers 0 désigne une communauté dominée par un faible nombre de familles. Par exemple, cet indice est important puisqu'un site perturbé peut contenir un grand nombre d'espèces étant donné la proximité d'habitat riche, mais être dominé par quelques espèces plus tolérantes.

Les cours d'eau du lac des Piles sont considérablement plus diversifiés que les cours d'eau du lac du Caribou (Tableau 9). Ce résultat est presque significatif (p=0,051) et la puissance de l'analyse est élevée. Ce résultat suggère que l'habitat présent dans ces cours d'eau est propice à un grand nombre d'espèces de manière relativement homogène. L'analyse de l'équitabilité (Tableau 10) et de la richesse (Tableau 11) abondent dans le même sens. Les communautés des cours d'eau du lac des Piles sont nettement plus diversifiées, car les familles présentent des abondances similaires. Cette dernière relation est également presque significative (p=0,06) (Tableau 10).

Tableau 9. Diversité de Simpson

	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	**Caribou**	0,47	0,50	0,22	0,13	0,23	0,68
		Piles	0,77	0,78	0,08	0,04	0,67	0,85
	Baies	**Caribou**	0,69	0,75	0,15	0,08	0,53	0,80
		Piles	0,59	0,61	0,06	0,04	0,53	0,65
ANOVAs	**Cours d'eau**	***p***	0,05					
		Puissance de l'analyse	Forte					
	Baies	***p***	0,37					
		Puissance de l'analyse	Moyen					



Pour les baies, les deux lacs présentent des communautés non statistiquement différentes. Néanmoins, le lac du Caribou présente une diversité moyenne plus élevée en que les baies du lac des Piles et cette diversité élevée est dû au plus grand nombre de famille identifiée. L'habitat des baies échantillonnées était relativement comparable d'un point de vue de la végétation riveraine, des macrophytes et du périphyton. De plus, bien que le lac du Caribou présentât des substrats plus variés les blocs, cailloux et galets étaient considérablement comblés, réduisant le nombre de microhabitats disponibles. Ces éléments expliquent certainement l'absence de différence significative. Toutefois, la puissance insuffisante due au nombre de stations peut encore une fois expliquer ces résultats.

Tableau 10. Équitabilité de Simpson

	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	Caribou	0,17	0,19	0,08	0,05	0,08	0,24
		Piles	0,28	0,28	0,03	0,01	0,25	0,31
	Baies	Caribou	0,24	0,24	0,05	0,03	0,19	0,30
		Piles	0,23	0,23	0,01	0,01	0,21	0,24
ANOVAs	Cours d'eau	*p*	0,06					
		Puissance de l'analyse	Forte					
	Baies	*p*	0,66					
		Puissance de l'analyse	Faible					

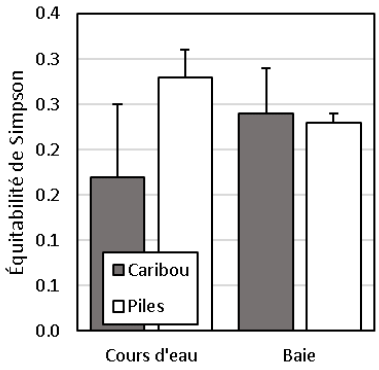
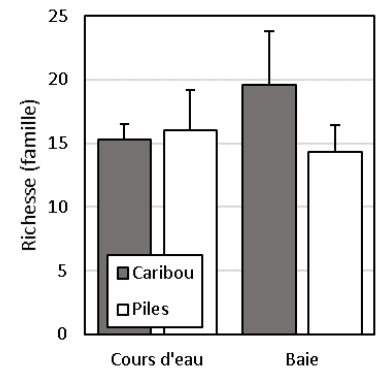


Tableau 11. Richesse

	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	Caribou	15,3	16,0	1,2	0,7	14	16
		Piles	16,0	15,5	3,2	1,6	13	20
	Baies	Caribou	19,6	21,0	4,2	2,4	15	23
		Piles	14,3	15,0	2,1	1,2	12	16
ANOVAs	Cours d'eau	*p*	0,75					
		Puissance de l'analyse	Faible					
	Baies	*p*	0,12					
		Puissance de l'analyse	Forte					

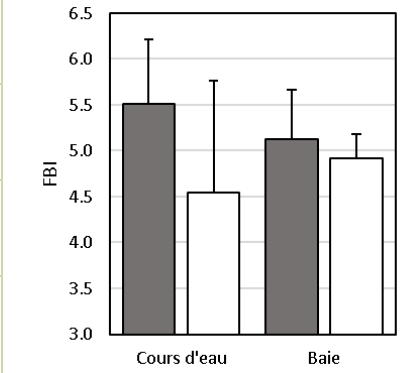


5.3.3 Tolérance

Les indices de tolérances servent à évaluer si une communauté est constituée d'organismes tolérant certaines perturbations. L'indice FBI par exemple se concentre sur la pollution organique (agriculture, eaux usées, eutrophisation) en donnant un score à chaque famille d'invertébrés selon leur abondance dans divers cours d'eau dont la pollution organique est bien documentée. Un score de 0 indique une communauté intolérante à la pollution organique, donc l'absence de pollution, alors qu'un score de 10 indique une communauté très tolérante.

Les résultats suggèrent que les cours d'eau et les baies du lac des Piles abritent des communautés moins tolérantes à la pollution organique, donc moins de pollution. Ces résultats sont toutefois non significatifs, mais ils sont logiques en considérant l'abondance de nourriture locale dans les cours d'eau du lac du Caribou. Les organismes tolérant la pollution organique sont souvent adaptés aux substrats meubles et colmatés tels que présents dans les cours du Caribou. Néanmoins, l'analyse du FBI dévoile que tous les habitats étudiés sont en moyenne de bonne qualité (4,5 – 5,5). L'exutoire du lac des Piles quant à lui est d'excellente qualité avec un indice de 3,0 attribuable à la grande densité de Perlidae.

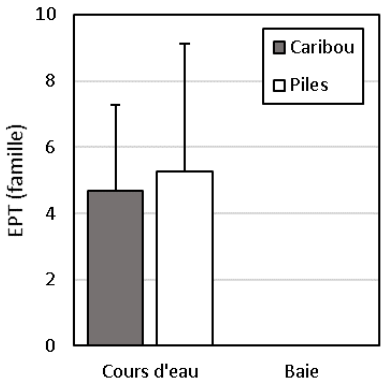
Tableau 12. Indice FBI

	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	**Caribou**	5,5	5,8	0,7	0,4	4,7	6,0
		Piles	4,5	4,7	1,2	0,6	3,0	5,7
	Baies	**Caribou**	5,1	5,2	0,6	0,3	4,5	5,6
		Piles	4,9	5,0	0,3	0,2	4,6	5,2
ANOVAs	**Cours d'eau**	***p***	0,28					
		Puissance de l'analyse	Moyen					
	Baies	***p***	0,60					
		Puissance de l'analyse	Moyen					

L'indice EPT quant à lui se base sur la prémisse que plus un cours d'eau est de qualité, plus il abritera d'espèce. Ainsi, cet indice ne s'applique qu'aux cours d'eau. C'est un indice holistique illustrant l'état de l'habitat en général. Comparativement à la simple richesse, l'EPT se concentre sur trois ordres bien connus pour avoir des espèces présentant un large spectre de tolérance. Par exemple, les Rhyacophilidae (Trichoptera) sont très peu tolérants alors que les Polycentropodidae (Trichoptera) sont bien plus communs et tolèrent la contamination. Encore une fois les résultats sont non significatifs et les moyennes sont très similaires. Pour chaque site, le nombre de famille maximal est de 9. Toutefois un site au lac des Piles (en aval du lac Canard) présente une absence de taxons des ordres EPT.

Tableau 13. Indice EPT

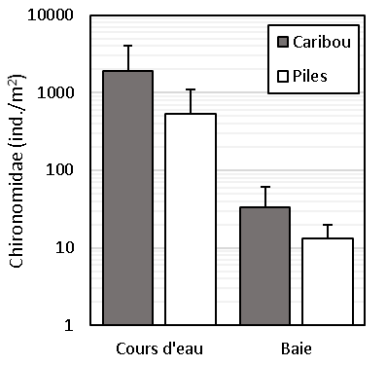
	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	Caribou	4,7	5,0	2,6	1,5	4,0	9,0
		Piles	5,3	5,0	3,9	1,9	0,0	9,0
ANOVAs	Cours d'eau	*p*	0,83					
		Puissance de l'analyse	Faible					



Finalement, le dernier indice étudié est la densité des chironomidés. Encore ici, la significativité de la différence n'est pas statistiquement atteinte, mais cette fois-ci l'effort d'échantillonnage semble suffisant pour que la puissance de l'analyse soit moyenne. Malgré tout, le lac du Caribou présente des densités de chironomidés apparemment plus élevées qu'au lac des Piles. Cette différence notable ne peut toutefois pas s'expliquer que par la présence de *Bti* dans le bassin versant du lac des Piles. En effet, ces organismes sont, pour la plupart, des omnivores opportunistes de type collecteur-cueilleur, bien que plusieurs espèces se spécialisent. Ainsi, dans les environnements riches en ressources, comme ceux présents dans les cours d'eau du lac du Caribou, il est normal que de telles espèces soient densément peuplées.

Tableau 14. Densité des chironomidés

	Habitat	Lac	Moyenne	Médiane	Écart-type	Erreur type	Minimum	Maximum
	Cours d'eau	Caribou	1910	1153	2184	1261	205	4372
		Piles	541	422	558	279	19	1302
	Baies	Caribou	34	18	28	16	17	66
		Piles	13	13	7	4	6	20
ANOVAs	Cours d'eau	*p*	0,27					
		Puissance de l'analyse	Moyen					
	Baies	*p*	0,28					
		Puissance de l'analyse	Élevé					



Les réponses numériques et comportementales des chironomidés sont fortement affectées par les variables environnementales pouvant masquer l'effet potentiel de perturbateurs d'intérêts (Epp, 2021). Ceci complique considérablement les études sur le terrain et rend difficile la détection significative d'effets.

6 CONCLUSIONS

L'Association des résidents du lac des Piles (ARLP) a mandaté Groupe Hémisphères pour documenter l'abondance et la diversité des invertébrés des cours d'eau et de la zone littorale du lac des Piles. Le projet s'est également accompagné d'une revue de littérature sur les différentes perturbations pouvant affecter les invertébrés aquatiques. En septembre 2020, les inventaires sont effectués dans le lac des Piles et son bassin versant, ainsi que dans le lac du Caribou, du parc de la Mauricie, comme site témoin. Ces deux lacs sont géographiquement près l'un de l'autre et possèdent de nombreuses similarités favorisant la comparaison : la taille du lac, le niveau trophique et les communautés de poissons. L'échantillonnage a couvert les tributaires principaux, l'exutoire et certaines baies peu profondes des lacs.

Malgré les similitudes des lacs et l'effort d'uniformisation des habitats échantillonnés, les cours d'eau et baies présentent des différences au niveau de la disponibilité des ressources alimentaires ainsi que du comblement des pierres. Ces différences sont principalement dues au nombre restreint d'habitats pouvant être échantillonné par les méthodes conventionnelles au lac des Piles et dans son bassin versant. Pour ce qui est de la qualité de l'eau, l'analyse des données récoltées en 2020 et des données historiques suggère qu'elle est bonne et propice à abriter des communautés d'invertébrés benthiques diversifiées pour les deux bassins versants à l'étude.

Dans le but de faire ressortir certaines composantes des communautés et de les comparer, une série d'indices a été calculée : la densité, l'indice de Simpson, la richesse et l'équitabilité détaillent la diversité des communautés alors que l'indice EPT, l'indice FBI et la densité des chironomidés représentent la tolérance générale des communautés aux perturbations.

De manière générale, les communautés benthiques sont fort denses et diversifiées dans les deux bassins versants. Ceci reflète la grande qualité des habitats rencontrés. Aucune différence significative n'a été observée entre les tributaires et les baies des deux bassins versants au niveau des indices étudiés. Malgré tout, les communautés sont toutes bien différentes en ce qui a trait à leur composition en espèces. Un total de 3 361 invertébrés de 58 familles a été identifié. Ces 45 familles au lac des Piles et 47 au lac du Caribou dévoilent une importante diversité dans les deux aires d'études.

La présence de taxons hautement sensibles dans l'exutoire du lac des Piles renforce l'idée d'une grande qualité de l'eau et des habitats benthiques. La présence de mollusques dans les baies du lac des Piles suggère une eau propice à la croissance d'espèces à forts besoins en calcium, néanmoins les familles trouvées sont fort tolérantes et l'échantillonnage n'était pas approprié pour l'inventaire des mollusques plus sensibles telles les mulettes (Unionidae).

L'absence marquée de chironomidés dans les tributaires du lac des Piles pourrait être expliquée par l'application de *Bti*, puisque la littérature scientifique abonde en ce sens. Toutefois, les habitats observés dans les tributaires semblent également dépourvus de ressources alimentaires locales. Une analyse plus poussée du contenu en matière organique des sédiments permettrait de vérifier cette hypothèse.

L'effort d'échantillonnage appliqué en 2020 a permis d'illustrer la grande diversité des invertébrés du lac des Piles. Celle-ci est sans doute la raison de l'absence de différence statistique entre les bassins versants. En effet, la détection de différences significatives en présence de communautés aussi complexes aurait nécessité plus d'échantillons à chaque site pour augmenter le potentiel statistique. Il est possible que des différences de densité, de diversité ou des tolérances bien réelles existent entre les deux systèmes, mais plus d'échantillons seraient nécessaires pour le déterminer.

Finalement, l'absence de différences significatives entre les baies des deux lacs ne permet pas de suggérer un effet de la navigation sur les communautés benthiques présentes. Cependant, l'étude ne mettant pas l'emphase sur cette problématique en particulier, les sites échantillonnés dans le lac des Piles ne sont pas les plus exposés aux vagues de bateaux à fort sillage. Pour vérifier un effet de la navigation, il faudrait

plutôt comparer des baies exposées et non exposées du même lac, ce faisant, éliminant la plupart des facteurs confondants liés aux différences entre les lacs du Caribou et des Piles.

7 RECOMMANDATIONS

Selon ces constats, il est recommandé de poursuivre la caractérisation une seconde année afin d'augmenter le nombre de stations. En effet, un trop faible effort d'échantillonnage dû aux contraintes budgétaires est la principale lacune de l'étude. Ceci limite l'analyse quant à l'effet de l'application de *Bti* ou du passage d'embarcations à fort sillage sur les invertébrés aquatiques. Un éventuel design expérimental comportant plus de stations permettrait de compléter le jeu de données, d'augmenter la puissance des analyses sur l'effet du Bti et de permettre une comparaison entre des baies exposées aux vagues engendrées par le passage de bateaux et par les vents ou entièrement à l'abri de ces turbulences.

De plus, la méthode utilisée ne permet pas d'étudier tous les invertébrés benthiques. Certains groupes plus larges tels les écrevisses (Decapoda) et mulettes présentent souvent des densités plus faibles et peuvent être sous représentés par la méthode choisie. Des inventaires spécifiques, considérablement plus simple que l'étude actuelle peuvent être déployés afin d'étudier ces groupes. Le zooplancton est un autre groupe d'invertébrés aquatiques qui n'a pu être étudié par l'étude. Toutefois, ces organismes sont très sensibles aux conditions environnementales et présentent des cycles vitaux particulier rendant leur étude fastidieuse.

8 ASSURANCE QUALITÉ

Groupe Hémisphères dispose d'un système interne de contrôle de la qualité basé sur la vérification et l'approbation de tout concept et production de documents par un professionnel sénior. Il tient notamment compte de la responsabilité du management, du contrôle de la documentation et des données, de la formation continue du personnel, ainsi que de l'assurance qualité pour les produits livrables. Ce système inclut également un contrôle assidu des travaux de terrain et des mesures de prévention et de sécurité spécifiques au projet.

9 RÉFÉRENCES

Alarie, M.-È.B. (2020). Contrôle des insectes piqueurs : statuquo pour l'utilisation du *Bti* à Trois-Rivières. *L'Hebdo Journal*, consulté [en ligne] au https://www.lhebdojournal.com/controle-des-insectes-piqueurs-statu-quo-pour-lutilisation-du-*Bti*-a-trois-rivieres/.

ARLA [Agence de Règlementation de la Lutte Antiparasitaire] (2011). *Fiche technique sur le Bti — Bacillus thuringiensis variété israelensis*. Santé Canada, 6 pages.

Asplund, T.R. (2000). *The effects of motorized watercraft on aquatic ecosystems*. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, WI, 21 pages.

Back, C., Boisvert, J., Lacoursière, J.O., et Charpentier, G. (1985). High-dosage treatment of a Québec stream with *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis*: Efficacy against black fly larvae (Diptera: Simuliidae) and impact on non-target insects. *Canadian Entomologist, 117*, 1523-1534.

Beachler, M.M., et Hill, D.F. (2003). Stirring up trouble? Resuspension of bottom sediments by recreational watercraft. *Lake and Reservoir Management, 19*, 15-25.

Bernhard, K., Jarrett, P., Meadows, M., Butt, J., Ellis, D.J., Roberts, G.M., Pauli, S., Rodgers, P., et Burges, H.D. (1997). Natural isolates of *Bacillus thuringiensis*: worldwide distribution, characterization, and activity against insect pests. *Journal of Invertebrate Pathology, 70*, 59-68.

Boisvert, J. (2018). Chasse aux moustiques : l'épandage de la bactérie *Bti* ne nuit pas à l'environnement. *Les Éclaireurs*, consulté [en ligne] au https://ici.radio-canada.ca/premiere/emissions/les-eclaireurs/segments/chronique/84282/moustique-bacterie-faune-flore-craintes-inquietudes-*Bti*-environnement.

Boisvert, J., et Lacoursière, J. (2004). *Le Bacillus thuringiensis israelensis et le contrôle des insectes piqueurs au Québec*. Document préparé par l'Université du Québec à Trois-Rivières pour le ministère de l'Environnement du Québec, 101 pages.

Boisvert, M., et Boisvert, J. (1999). Persistence of toxic activity and recycling of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* in cold water: Field experiments using dillusion chambers in a pond. *Biocontrol Science and Technology, 9*, 507-522.

Boisvert, M., et Boisvert, J. (2000). Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on target and nontarget organisms : A review of laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology, 10*(5), 517-561.

Bordalo, M.D., Gravato, C., Beleza, S., Campos, D., Lopes, I., et Pestana, J.L.T. (2020). Lethal and sublethal toxicity assessment of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* and *Beauveria bassiana* based bioinsecticides to the aquatic insect *Chironomus riparius*. *Science of the total environment, 698*, 1-13.

Bray, J.R., et Curtis, J.T. (1957). An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monograph, 27,* 325–349.

Bulla, L.A., Kramer, K.J., Cox, D.J., Jones, B.L., Davidson, L.I., et Lookhart, G.L. (1981). Purification and characterization of the entomocidal protoxin of *Bacillus thuringiensis*. *Journal of Biological Chemistry, 256*, 3000-3004.

BVSM [Basin Versant Saint-Maurice] (2016). *Portrait-diagnostic du bassin versant du lac des Piles*. Shawinigan, 148 pages et annexes.

CABIN [Réseau Canadien de biosurveillance aquatique] (2012). *Manuel de terrain cours d'eau accessibles à gué*. Environnement Canada, 54 pages et annexes.

Car, M., et de Moor, F.C. (1984). The response of Vaal River drift and benthos to Simulium (Diptera: Nematocera) control using *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* (H-14). *Onderstepoort Journal of Veterinary Research, 51*, 155-160.

Caton, L.W. (1991). Improving subsampling methods for the EPA "rapid bioassesment" benthic protocols. *Bulletin of the North American benthological Society, 8*, 317–319.

Charles, J.-F., et de Barjac, H. (1982). Sporulation et cristallogénèse de Bacillus thuringiensi s var. israelensis en microscopie électronique. *Annales Microbiologiques (Institut Pasteur), 133*, 425-442.

COSEPAC [Comité sur la situation des espèces en péril au Canada] (2018). *Évaluation et rapport de situation du COSEPAC sur le Martinet ramoneur (Chaetura pelagica) au Canada*. Ottawa, consulté [en lige] au https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/services/registre-public-especes-peril/evaluations-rapports-situations-cosepac/martinet-ramoneur-2018.html.

Covich, A.P., Palmer, M.A., et Crowl, T.A. (1999). The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems: Zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. *BioScience, 49*(2), 119–127.

Dejoux, C., Gibon, F.M., et Yameogo, L. (1985). Toxicité pour la faune non-cible de quelques insecticides nouveaux utilisés en milieu aquatique tropical. Partie 4, Le *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* H-14. *Revue d'hydrobiologie tropicale, 18*, 31-49.

Duchet, C., Coutellec, M.— A., Franquet, E., Lagneau, C., et Lagadic, L. (2010). Population-level effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* in *Daphnia pulex* and *Daphnia magna*:

comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions. *Ecotoxicology, 19*, 1224-1237.

Duchet, C., Laroque, M., Caquet, T., Franquet, E., Lagneau, C., et Lagadic, L. (2008). Effects of spinosad and *Bacillus thuringiensis israelensis* on a natural population of *Daphnia pulex* in field microcosms. *Chemosphere, 74*, 70-77.

Dupont, C., et Boisvert, J. (1986). Persistence of *Bacillus thuringiensis* serovar. *israelensis* toxic activity in the environment and interaction with natural substrates. *Water, Air, and Soil Pollution, 29*, 425-438.

Eder, E., et Schönbrunner, I. (2010). Toxicity of *Bacillus thuringiensis israelensis* on the nontarget Organisms *Triops cancriformis*, *Branchipus schaefferi*, *Leptestheria dahalacensis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca, Anostraca, Spinicaudata). *The open environmental pollution & toxicology journal, 2*, 16-20.

Environnement Canada (2016). *Programme de rétablissement de l'Engoulevent d'Amérique (Chordeiles minor) au Canada*. Série de Programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa, 54 pages.

Epp, L.J. (2021). *Assessing the effect of Bacillus thuringiensis var. israelensis on nontarget Chironomidae emergence*. Thèse de maîtrise soumise à l'Université d'Ottawa, 125 pages et annexes.

G.D.G. Environnement (2020). *Mise à jour Bti 2020*. 20 pages.

Garcia, R., Desrochers, B., et Tozer, W. (1980). Studies on the toxicity of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* against organisms found in association with mosquito larvae. *Proceedings & papers of the California mosquito and vector control association, 48*, 33-36.

Hade, A. (2002). *Nos lacs — les connaitre pour mieux les protéger*. Éditions Fides, 360 pages.

Hershey, A.E., Shannon, L., Axler, R., Ernst, C., et Mickelson, P. (1995). Effects of methoprene and *Bti* (*Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*) on non-target insects. *Hydrobiologia, 308*, 219-227

Hilsenhoff, W.L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American benthological society,7*(1), 65-68.

Hougard, J.M., Darriet, F., et Bakayoko, S. (1983). Évaluation en milieu naturel de l'activité larvicide de *Bacillus thuringiensis* sérotype H-14 sur *Culex quinquefasciatus* Say, 1823 et *Anopheles gambiae* Giles, 1902 s.l. (Diptera: Culicidae) en Afrique de l'Ouest. *Cahiers ORSTOM, série Entomologie Médicale et Parasitologie, 21*, 111-117.

Ignoffo, C.M., Couch, T.L., Garcia, C., et Kroha, M.J. (1981). Relative activity of *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* and *B. thuringiensis* var. *israelensis* against larvae of *Aedes aegypti*, *Culex quinquefasciatus*, *Trichoplusia ni*, *Heliothis zea* and *Heliothis virescens*. *Journal of Economic Entomology, 74*, 218-222.

Junges, C.M., Maglianese, M.I., Lajmanovich, R.C., Peltzer, P.M., et Attademo, A.M. (2017). Acute toxicity and etho-toxicity of three insecticides used for mosquito control on amphibian tadpoles. *Water, air and soil pollution, 228*(143), 1-10.

Krebs, C.J. (1985). *Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance. 3e édition.* New York : Harper and Row, 800 pages.

Lacey, L.A. (1985). *Bacillus thuringiensis* serotype H-14. Dans Chapman, H.C. (Éd.) *Biological control of mosquitoes, American Mosquito Control Association Bulletin 6*, 132-158.

Lacey, L.A., et Undeen, A.H. (1984). Effect of formulation, concentration, and application time on the efficacy of *Bacillus thuringiensis* (H-14) against black fly (Diptera: Simuliidae) larvae under natural conditions. *Journal of Economic Entomology, 77*(2), 412-418.

Lebrun, P., et Vlayen, P. (1981). Étude de la bioactivité comparée et des effets secondaires de *Bacillus thuringiensis* H-14. *Zeitschrift fur Angewandte Entomologie*, *91*, 15-25.

Legendre, P., et Gallagher, E.D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia, 129,* 271–280.

Legendre, P., et Legendre, L.F.J. (2012). *Numerical Ecology: third edition*. Elsevier : Amsterdam, 990 pages.

Lepage, B. (2020). *Bti* : 12 % du territoire de Shawinigan exclus de l'épandage. *L'Hebdo du St-Maurice*, consulté [en ligne] au https://www.lhebdodustmaurice.com/*Bti*-12-du-territoire-de-shawinigan-exclus-de-lepandage/.

Luthy, P., Raboud, G., Delucchi, V., et Kenzi, M. (1980). Field efficacy of *Bacillus thuringiensis var. israelensis*. *Bulletin de la Société Entomologique Suisse, 53*, 3-9.

Mandaville, S.M. (2002). *Benthic macroinvertebrates in freshwaters – Taxa tolerance values, metrics, and protocols.* Soil & water conservation society of metro Halifax, 48 pages et annexes.

MELCC [Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques] (2021). *Aires protégées au Québec ; Les provinces naturelles*. Consulté [en ligne] au http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/partie4c.htm

Mercier-Blais, S., et Prairie, Y. (2014). *Projet d'évaluation de l'impact des vagues créées par les bateaux de type wakeboat sur la rive des lacs Memphrémagog et Lovering*. Rapport réalisé pour le Service aux collectivités de l'UQAM, la Société de Conservation du lac Lovering et Memphrémagog Conservation Inc., 41 pages.

Merritt, R.W., Cummins, K.W., et Berg, M.B. (2008). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt : Dubuque, IA (É.-U. A), 1158 pages.

Moisan, J. (2010). *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec*. Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 82 pages.

Molloy, D.P. (1990). Progress in the biological control of black flies with *Bacillus thuringiensis israelensis*, with emphasis on temperate climates. Dans de Barjac, H., et Sutherlanc, D.J. (Éds.) *Bacterial Control of Mosquitoes and Black Flies: Biochemistry, Genetics and Applications of Bacillus thuringiensis israelensis and Bacillus sphaericus*. Rutgers University Press, New Brunswick, NJ, USA, 161-186.

Mulla, M.S., Federici, B.A., Darwazeh, H.A., et Ede, L. (1982 b) Field evaluation of the microbial insecticide *Bacillus thuringiensis* ser. H-14 against floodwater mosquitoes. *Applied and Environmental Microbiology, 43*, 1288-1293.

Olmo, C., Marco, A., Armengol, X., et Ortelis, R. (2016). Effects of *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* on nonstandard microcrustacean species isolated from field zooplankton communities. *Ecotoxicology, 25*, 1730-1738.

Palmer, R.W., et Palmer, A.R. (1995). Impacts of repeated applications of *Bacillus thuringiensis* de Barjac and temephos, used in black fly (Diptera: Simuliidae) control, on macroinvertebrates in the Middle Orange River, South Africa. *South Africa Journal of Aquatic Sciences, 21*, 35-55.

Pêches et Océans Canada (2014). *Programme de rétablissement du dard de sable (Ammocrypta pellucida), populations du Québec au Canada*. Série des programmes de rétablissement de la Loi sur les espèces en péril, Pêches et Océans Canada, Ottawa, 50 pages.

PNM [Parc National de la Mauricie] (1971—). *Base de données eau*. [Base de données] fournie par Parc Canada.

PNM [Parc National de la Mauricie] (2018). *Lac du Caribou — Carte bathymétrique*. Carte couleur de format tabloïd à l'échelle 1:12500.

PNM [Parc National de la Mauricie] (2020). *Baie des Onze Îles — Carte bathymétrique*. Carte couleur de format tabloïd à l'échelle 1:12500.

Poulin, B., et Lefebvre, G. (2018). Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with *Bacillus thuringiensis israelensis*. *Insect science, 25,* 542-548.

Poulin, B., Lefebvre, G., et Paz, L. (2010). Red flag for green spray : adverse trophic effects of *Bti* on breeding birds. *Journal of Applied Ecology, 47*, 884-889.

Raymond, S., et Galvez, R. (2015). *Impact de la navigation en milieu lacustre — Étude sur la remise en suspension des sédiments : Cas du Lac Masson et du Lac des Sables*. Université Laval, 30 pages.

Sabourin, B. (2020). Pas d'insecticide *Bti* à Montebello cet été. *Le Droit Numérique,* consulté [en ligne] au https://www.ledroit.com/actualites/petite-nation/pas-dinsecticide-*Bti*-a-montebello-cet-ete-440e473a8ce0c1dafd1661cc276ef37a.

Silapanuntakul, S., Pantuwatana, S., Bhumiratana, A., et Charoensiri, K. (1983). The comparative persistence of toxicity of *Bacillus sphaericus* strain 1593 and *Bacillus thuringiensis* serotype H-14 against mosquito larvae in different kinds of environments. *Journal of Invertebrate Pathology, 42*, 387-392.

Simpson, E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature, 163* (4148), 688.

SM-DNR [State of Minnesota, Department of Natural Resources] (1993). *Mississippi, River Bank Erosion and Boating - Facts and Solutions*.

Su, T., et Mulla, M.S. (1999). Microbial agents *Bacillus thuringiensis* ssp. *israelensis* and *Bacillus sphaericus* suppress eutrophication, enhance water quality, and control mosquito in microcosms. *Environmental Entomology, 28*, 761-767.

Weiser, J., et Vankova, J. (1979). Toxicity of *Bacillus thuringiensis israelensis* for black flies and other freshwater invertebrates. Dans Weiser, J. (Éd.), *Proceedings of the International Colloquium on Invertebrate Pathology*, Prague, pages 243-244.

ANNEXES

Annexe I

Figures

Figure A 1. Aire d'étude – lac des Piles

Figure A 2. Aire d'étude — lac du Caribou

W:_CartoContrats\Associations\AS151_Asso_Residents_LacDesPiles\AS151-02-20_Biodiversite_Invertebres_LacPiles\Workspaces\GH-1352_AS151-02-20_Fig1et2_AiresEtudes_LacsPilesEtCaribou.mxd

- Limite municipale
- Terrain agricole localisé dans les secteurs à vocation forestière
- Milieu faiblement perturbé par l'activité humaine (boisé)
- Réseau routier
- Courbe topographique (10 m)

Hydrographie

- Cours d'eau permanent
- Cours d'eau intermittent
- Étendue d'eau
- Courbe bathymétrique

Points d'échantillonnage

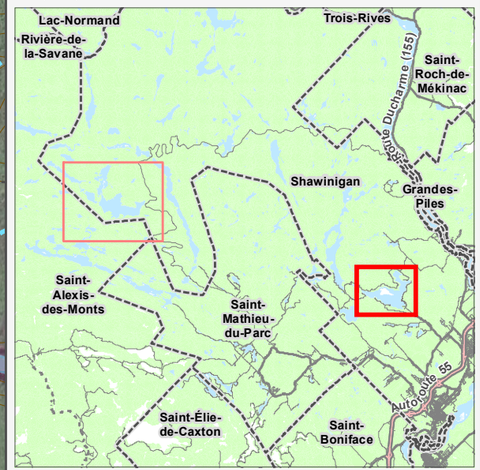
- Baie
- Exutoire
- Tributaire

N

Échelle : 1/15 000

Projection : NAD 1983 MTM 8

0 150 300 450 600 m



BIODIVERSITÉ DES INVERTÉBRÉS — 2020
LAC DES PILES ET LAC TÉMOIN

Association des résidents du Lac-des-Piles

Sources :
Fond de carte :
MERN et MELCC, Géobase du réseau hydrographique du Québec, 2019
MERN, Adresses Québec, AQréseau+, 2018
MERN, Découpages administratifs, 2019
Image satellite :
Google Satellite, 2016-06-15 (Lac-des-Piles) et 2014-05-12 (Lac du Caribou)

Aire d'étude du lac des Piles

Groupe Hemispheres

FICHIER, PROJET, DATE, AUTEUR :
GH-1352 , AS151-02-20, 2021-04-13, fxlafortune

Figure A1

W:_CartoContrats\Associations\AS151_Asso_Residents_LacDesPiles\AS151-02-20_Biodiversite_Invertebres_LacPiles\Workspaces\GH-1352_AS151-02-20_Fig1et2_AiresEtudes_LacsPilesEtCaribou.mxd

- Limite municipale
- Réseau routier
- Courbe topographique (10 m)

Hydrographie

- Cours d'eau permanent
- Cours d'eau intermittent
- Étendue d'eau

Points d'échantillonnage

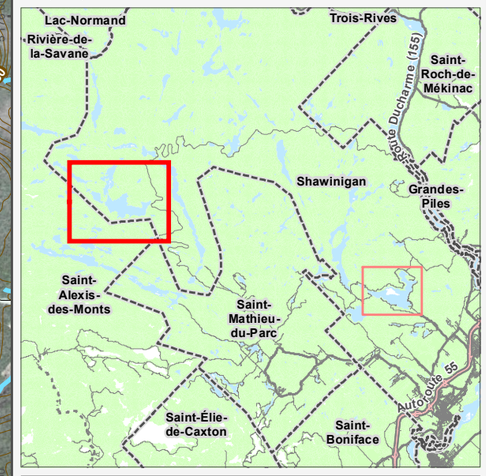
- Baie
- Exutoire
- Tributaire

N

Échelle : 1/25 000

Projection : NAD 1983 MTM 8

0 250 500 750 1 000 m



BIODIVERSITÉ DES INVERTÉBRÉS — 2020
LAC DES PILES ET LAC TÉMOIN

Association des résidents du Lac-des-Piles

Sources :
Fond de carte :
MERN et MELCC, Géobase du réseau hydrographique du Québec, 2019
MERN, Adresses Québec, AQréseau+, 2018
MERN, Découpages administratifs, 2019
Image satellite :
Google Satellite, 2016-06-15 (Lac-des-Piles) et 2014-05-12 (Lac du Caribou)

Aire d'étude du lac du Caribou

Groupe Hemispheres

Figure A2

FICHIER, PROJET, DATE, AUTEUR :
GH-1352 , AS151-02-20, 2021-04-13, fxlafortune

Annexe II

Reportage photo

1 Lac des Piles

Station P-Baie-3		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station P-Baie-4		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station P-Baie-B		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station P-Baie-C		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station P-Trib-1		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station P-Trib-3A		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station P-Trib-3B		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station P-Trib-4		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station P-Exut		
Aval	**Amont**	**Substrat**

2 Lac du Caribou

Station C-Baie-1		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station C-Baie-E		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station C-Baie-G		
Macrophytes	**Lac**	**Substrat**

Station C-Trib-1		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station C-Trib-2		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station C-Trib-C		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Station C-Exut		
Aval	**Amont**	**Substrat**

Annexe III

Données brutes

	C_Exut	C_Trib_C	C_Trib_1	C_Baie_E	C_Baie_1	C_Baie_F	P_Exut	P_Trib_1	P_Trib_3B	P_Trib_3A	P_Baie_4	P_Baie_C	P_Baie_3
Nombre de sous échantillon	5	5	5	15	15	15	5	5	5	5	15	15	15
Proportion identifiée (%)	0.50	0.25	0.25	0.25	0.75	0.25	0.50	0.75	0.10	0.25	0.25	0.25	0.50
NEMERTEA				3	1				12				7
NEMATODA								1					
ANNELIDA													
OLIGOCHAETA	2	4	8	2	2	4	9	8	3	18	4	1	6
HIRUDINAE					1	1							
MOLLUSCA													
GASTROPODA													
Planorbidae		1					2				11	3	2
Physidae											2	3	
Lymnaeidae					1				6		21	9	7
BIVALVIA													
Sphaeridae	16	1	19	8	3	3	6		29	2	1	1	
Unionidae												1	
CRUSTACEA													
AMPHIPODA	1	1	1	112	136	150		3	152		144	131	127
DECAPODA							1	1					
COPEPODA		1							1				
ISOPODA							1		14	32	35	10	21
CLADOCERA		1		38	33	3			9		1		7
ARACHNIDA													
ARANEAE		1				1					1		1
ACARIFORMES		1							2		1		
INSECTA													
DIPTERA													
Chironomidae	44	470	124	74	60	19	4	83	56	63	15	22	13
Ceratopogonidae		47	7	2				2	2	2			
Tipulidae			3					3		5			
Tabanidae		3		1						2			
Simuliidae	2		2										
Athericidae	1												
Diptère non identifiée A								1					
HEMIPTERA													
Corixidae				3	8	1							
Notonectidae		1		3	29	21		1					
Macroveliidae				1									
Nepidae				1	1								
Homoptera				2	5	1	1	1					
ODONATA													
Coenagrionidae				13	14	3			2				5
Gomphidae	1		2				3						
Aeshnidae				1			9						3
Libellulidae				2	3								
Cordulegastridae			3							3			1
Corduliidae								1					
Odonate non identifiée A			1										
TRICHOPTERA													
Limnephilidae				1	8			3					
Hydroptilidae					19			3					2
Polycentropodidae		2					6				6		
Hydropsychidae	92	2	2				3						
Rhyacophilidae							1						
Dipseudopsidae										1			
Philopotamidae	7												
Phryganeidae		1	3	4	1	1					4		1
Molanidae				1							4		
Leptoceridae					2								
Trichoptère non identifié A	1				3	1		1		2	1		
Trichoptère non identifié B					2	1		1					
Trichoptère non identifié C					1								

	C_Exut	C_Trib_C	C_Trib_1	C_Baie_E	C_Baie_1	C_Baie_F	P_Exut	P_Trib_1	P_Trib_3B	P_Trib_3A	P_Baie_4	P_Baie_C	P_Baie_3
INSECTA (cont.)													
PLECOPTERA													
Chloroperlidae							38	4					
Perlidae	3												
Plecoptère non identifié A	1	2					11	6		6			
COLEOPTERA													
Gyrinidae					1								
Elmidae	3						18	17					
Dysticidae				1		2							
Haliplidae												4	5
EPHEMEROPTERA													
Ephemereliidae	3				1		11	50		14		5	4
Heptaganiidae				1				1					
Ephemère non identifié A	4	1		2	31	7	43	8		39	2	3	
MEGALOPTERA													
Corydalidae	1		3				1						
Sialidae									1	2			
LEPIDOPTERA													
Crambidae			1			1					1		
HYMENOPTERA				2									
AUTRES													
Case Vide	2	1	2	11	22	3	13		2	17	9	2	
Salamandre		1					1						
Insecte non identifié A								1					
Insecte non identifié B					3								
INDICES													
DENSITÉ	849	5021	1665	247	106	197	779	609	6443	1779	228	173	89
DIVERSITÉ													
Diversité de Simpson	0.68	0.23	0.50	0.74	0.80	0.51	0.85	0.75	0.67	0.80	0.64	0.52	0.62
Équitabilité de Simpson	0.24	0.08	0.19	0.24	0.30	0.19	0.30	0.25	0.26	0.31	0.23	0.21	0.24
Richesse	16	17	14	22	23	15	17	20	13	14	16	12	15
TOLÉRANCE													
FBI de Hilsenhoff	4.7	6.0	5.8	5.6	5.2	4.5	3.0	4.1	5.4	5.7	5.1	4.6	5.0
EPT	7	5	2	5	9	4	7	9	0	5	5	2	3
Densité de chironomidés	205	4372	1153	59	16	15	19	257	1302	586	12	18	5