

# Rapport sur les résultats de l'échantillonnage 2016 - Bassin versant du Témiscamingue

ACQUISITION DE CONNAISSANCES SUR LA  
QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE



**OBVT**  
Organisme  
de bassin versant  
du Témiscamingue





## Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2016

### ÉQUIPE DE RÉALISATION

#### Rédaction

Camilla Arbour, M. Sc. Candidate  
Chargée de projets (OBVT)  
Thibaut Petry, biologiste, M. Sc.  
Directeur adjoint (OBVT)

#### Design graphique

Ruth Pelletier

Ce rapport peut être cité de la façon suivante : Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2017. Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2016 - Bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau de surface. 108 pages + annexes.



## Remerciements

L'Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT) tient à remercier toutes les personnes qui ont permis de mener à bien cette deuxième année d'échantillonnage.

Tout d'abord, les partenaires financiers grâce à qui les frais inhérents à cette campagne ont en partie été assumés : le gouvernement du Canada grâce au programme Emploi été Canada qui a permis d'engager un agent de terrain et la coopérative Olymel (Les Fermes Boréales) pour la prise en charge des frais aux stations situées à proximité des maternités porcines.

Nous devons aussi remercier les municipalités de Laverlochère et de Lorrainville qui contribuent également pour la prise en charge des coûts d'analyse aux stations situés à proximité du projet d'installation des maternités porcines.

Par ailleurs, le prêt d'une trousse HACH par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC) a permis d'augmenter le nombre de stations analysées à moindre coût. Nous voulons également remercier le centre Frère Moffet de Ville-Marie pour la mise à disposition d'un laboratoire qui fut essentielle à nos travaux.

Pour finir, nos remerciements vont à toutes les personnes qui ont offert leur support et leurs conseils pour encadrer la démarche, notamment Serge Hébert et Isabelle Giroux au MDDELCC.

Xavier Allard et Xavier Mantha ont été nos jambes sur le terrain, merci à eux !

## Résumé

L'Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT) a mis en œuvre, en 2015, son premier plan d'échantillonnage à grande échelle. Ces échantillonnages visaient à estimer la qualité des cours d'eau selon des objectifs précis déterminés à la suite du développement d'un outil de priorisation des analyses d'eau de surface et d'une consultation sur les objectifs à prioriser par la table de concertation de l'organisme.

La qualité de l'eau a été mesurée selon plusieurs paramètres en prélevant des échantillons d'eau à 23 endroits différents sur le territoire du bassin versant. Tout dépendant des analyses à réaliser, certains échantillons étaient envoyés aux laboratoires du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), d'autres échantillons étaient analysés sur le site à l'aide d'appareils spécialisés, tandis que d'autres échantillons ont été analysés dans les laboratoires Centre Frère Moffet de Ville-Marie. Les paramètres choisis avaient pour objectifs de mesurer la qualité de l'eau selon certains indices ou critères reconnus :

- Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) de l'eau ;
- Indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) ;
- Critères de protection des usages de l'eau du ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la lutte contre les Changements climatiques (MDDELCC) pour les paramètres mesurés ;
- Paramètres de niveau trophique destinés aux milieux lacustres ;
- Concentration de pesticides sur un sous bassin versant agricole.

Les résultats d'échantillonnage démontrent que la qualité de l'eau varie grandement sur le bassin versant du Témiscamingue. Les analyses des échantillons d'eau prélevés en aval des rejets municipaux des eaux usées non traitées indiquent une perturbation plus importante de la qualité de l'eau par des activités humaines. Une perturbation est également observée dans les cours d'eau étant soumis à autres pressions anthropiques importantes (agricole, urbaine et industrielle).

Des diatomées ont pu être récoltées dans certaines rivières ciblées. L'ensemble des sites reflète bien les conditions environnementales susceptibles de se retrouver au Témiscamingue. Cette diversité apparaît dans les résultats, puisque toutes les classes de l'indice diatomées ont été obtenues en 2015. Les résultats obtenus à l'aide de cet indice nous permettent de confirmer certains résultats obtenus avec les autres indices mesurés et peuvent apporter un éclairage supplémentaire par rapport aux paramètres explicatifs. Il est recommandé de poursuivre l'utilisation de cet indice qui semble donner un reflet

intéressant de la perturbation des cours d'eau par la pollution anthropique et leur effet potentiel sur les écosystèmes aquatiques.

Sur les 300 données résultantes de l'échantillonnage de 2016 pour les pesticides, 3 de ces concentrations ont dépassé la limite de détection. En 2015, il eut 9 dépassements de la limite de détection, par contre la fréquence d'échantillonnage était au-delà de 2 fois plus importante qu'en 2016. Les ingrédients actifs détectés en 2016 sont le chlorpropham et l'azoxystrobine, avec des concentrations respectives de 0,03 mg/L et 1,0 ng/L. Ces derniers ont tous les deux été détectés le 25 juillet 2016. Parmi ceux-ci, seul l'azoxystrobine a un critère guide établi et ce dernier n'a pas été dépassé. Bien que les résultats de 2016 soient plus prometteurs, les pesticides mesurés en 2015 nous préoccupent puisque bien que le sous bassin agricole soit le plus important sur notre bassin versant, sa superficie contributive du milieu agricole par rapport à la superficie totale est relativement faible (25,2 %), en comparaison à d'autres sous bassin que l'on peut retrouver ailleurs au Québec. De plus, l'isolement de la région et sa situation géographique rend cette région relativement protégée des insectes nuisibles.

L'OBVT devrait poursuivre l'échantillonnage en 2017 pour les stations 1, 2, 3, 16, 28 et 29 afin d'effectuer un suivi de la qualité de l'eau perturbée du ruisseau Abicca et de l'impact potentiel que peuvent avoir les maternités porcines en région. Il est également proposé de considérer l'analyse de paramètres d'intérêts dans les sédiments des lacs et cours d'eau du bassin versant afin de développer un portrait plus complet de l'état de santé des écosystèmes aquatiques en région. En effet, l'analyse des sédiments permet d'avoir de l'information supplémentaire par rapport aux dynamiques et aux apports des nutriments, métaux et matière organique sur une période de temps représentant des décennies, plutôt qu'un portrait instantané comme le fait les données d'eau de surface. L'analyse des sédiments permettra alors d'enrichir la base de données existante et ces dernières serviront d'outils de comparaison aux données récoltées à la suite des développements industriels, urbains, d'événements météorologiques importants, ainsi que des changements climatiques à venir. La continuation de campagnes d'échantillonnage est importante afin d'effectuer un bon suivi des effets sur la qualité de l'eau sur le bassin versant du Témiscamingue et de protéger cette ressource naturelle non-renouvelable.

## Table des matières

1. Introduction.....	1
2. Mise en contexte .....	3
3. Méthodologie .....	8
3.1. Méthode de sélection des sites mesurés .....	8
3.2. Méthode de sélection des paramètres.....	2
3.3. Méthode de récolte des échantillons.....	2
3.4. Méthode d'analyse des échantillons .....	8
3.5. Interprétation des résultats en fonction des usages de l'eau.....	8
4. Résultats.....	10
4.1. Observations sur le terrain.....	11
4.2. Résultats des paramètres de la multisonde .....	11
4.3. Résultats sur les nutriments et la chlorophylle $\alpha$ .....	20
4.4. Résultats sur les coliformes fécaux.....	37
4.5. Résultats sur l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique.....	41
4.6. Résultats de l'indice diatomées .....	45
4.7. Résultats des paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres .....	47
4.8. Résultats sur les pesticides .....	52
5. Discussion.....	53
5.1. Limitations liées aux instruments de mesures et d'analyses.....	57
5.2. Milieux représentant une prise d'eau potable .....	58
5.2.1. Municipalité de Témiscaming (station 5).....	58
5.2.2. Municipalité de Latulipe-et-Gaboury (station 6) .....	60
5.2.3. Municipalité de Belleterre (station 7).....	60
5.2.4. Municipalité d'Angliers (station 8) .....	61
5.3. Milieux récepteurs d'eaux usées non-traitées .....	62
5.3.1. Municipalité de Belleterre (station 9).....	62
5.3.2. Municipalité de Fugèreville (station 10).....	63
5.3.3. Municipalité de Guérin (station 11) .....	64

5.3.4.	Municipalité de Latulipe-et-Gaboury (station 12) .....	65
5.3.5.	Municipalité de Nédélec (station 13) .....	65
5.4.	Suivi des effets de la présence de maternités porcines sur la qualité de l'eau...	66
5.4.1.	Petite Rivière Blanche – Lorrainville (station 1) .....	67
5.4.2.	Rivière à la Loutre – Laverlochère (station 2).....	68
5.4.3.	Rivière à la Loutre – Saint-Bruno-de-Guigues (station 3).....	70
5.4.4.	Tributaire de la rivière à la Loutre – Béarn (station 28).....	71
5.4.5.	Cours d'eau Perreault – Béarn (station 29) .....	72
5.5.	Cours d'eau de référence et surveillance d'impacts potentiels résultants de futurs projets.....	73
5.5.1.	Rivière Marsac – Témiscaming (station 18) .....	74
5.5.2.	Rivière Kipawa – Laniel (station 19) .....	74
5.5.3.	Rivière Winneway – Winneway (station 23) .....	76
5.6.	Milieus exposés à de hautes pressions anthropiques.....	77
5.6.1.	Embranchement de la rivière Racicot – Duhamel-Ouest (station 21) .....	77
5.6.2.	Embranchement de la rivière Racicot – Ville-Marie (station 20) .....	78
5.6.3.	Ruisseau Abbica – Saint-Bruno-de-Guigues (station 16) .....	79
5.7.	Pesticides – rivière à la Loutre (station 24).....	80
5.8.	Tendances générales événements de pluies .....	84
5.9.	Recommandations.....	85
6.	Conclusion.....	86
	Bibliographie .....	88
	Annexes.....	91

## Liste des figures

Figure 1 : Profil thermique d'un lac stratifié (Haute-Savoie, 2017).....	6
Figure 2 : Emplacement des sites d'échantillonnage.....	1
Figure 3 : Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (MDDELCC, Le réseau de surveillance volontaire des lacs, 2017). .....	10
Figure 4 : L'IQBP <sub>6</sub> calculé pour chaque site échantillonné et analysé par le CEAEQ en 2015 et 2016.....	42
Figure 5 : L'IQBP <sub>6</sub> calculé pour chaque site échantillonné et analysé avec la trousse HACH en 2015 et 2016. Note importante : la station 13 avait un IQBP <sub>6</sub> de zéro en 2015 et que la station 16 n'a pas été échantillonnée en 2015. ....	44
Figure 6 : L'indice diatomées mesuré par le CEAEQ pour chaque site échantillonné en 2015 et 2016.....	46
Figure 7 : Profil vertical de la station 6 au mois de juin 2016. ....	48
Figure 8 : Profil vertical de la station 6 au mois de juillet 2016.....	49
Figure 9 : Profil vertical de la station 8 au mois de juillet 2016.....	50
Figure 10 : Profil vertical de la station 8 au mois d'août 2016.....	51
Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la petite rivière Blanche en 2015 et 2016. ....	54
Figure 13 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loutre en 2015 et 2016.....	55
Figure 14 : Stations d'échantillonnage de la rivière Racicot en 2015 et 2016.....	56
Figure 15 : moyenne des mesures d'oxygène dissous aux stations échantillonnées en 2015. ....	58



## Liste des tableaux

Tableau 1 : Paramètres et méthodes d'analyses de qualité de l'eau pour chaque station (2016). .....	3
Tableau 2 : Critères établis pour certain paramètres clés de milieux aquatiques.....	8
Tableau 3 : Classe de qualité de l'eau pour l'IQBP <sub>6</sub> .....	9
Tableau 4 : Classe de qualité de l'eau pour l'indice diatomées. ....	9
Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux (MDDELCC, La qualité de l'eau et les usages récréatifs, 2017).....	10
Tableau 6 : Valeurs médianes des paramètres de la multisonde de chaque site pour le printemps 2015 et 2016.....	12
Tableau 7 : Valeurs médianes des paramètres de la multisonde de chaque site pour l'été 2015 et 2016.....	14
Tableau 8 : Valeurs médianes des paramètres de la multisonde de chaque site pour l'automne 2015 et 2016.....	17
Tableau 9 : Mesures de la multisonde des stations 14, 16 et 18 en 2015 et 2016. ....	19
Tableau 10 : Valeurs médianes de la chlorophylle $\alpha$ active, de la phéophytine $\alpha$ et de la chlorophylle $\alpha$ totale pour le printemps 2015 et 2016. ....	20
Tableau 11 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension au printemps 2015 et 2016, telles que mesurées par le CEAEQ.....	23
Tableau 12 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension au printemps 2015 et 2016, telles que mesurées par la trousse HACH. ....	24
Tableau 13 : Valeurs médianes de la chlorophylle $\alpha$ active, de la phéophytine $\alpha$ et de la chlorophylle $\alpha$ totale de l'été 2015 et 2016.....	26
Tableau 14 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'été 2015 et 2016, telles que mesurées par le CEAEQ.....	28
Tableau 15 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'été 2015 et 2016, telles que mesurées par la trousse HACH. ....	29
Tableau 16 : Valeurs médianes mesurées de la chlorophylle $\alpha$ active, de la phéophytine $\alpha$ et de la chlorophylle $\alpha$ totale de l'automne 2015 et 2016. ....	31
Tableau 17 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'automne 2015 et 2016, telles que mesurées par le CEAEQ.....	34
Tableau 18 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'automne 2015 et 2016, telles que mesurées par la trousse HACH. ....	35
Tableau 19 : Teneur en coliformes fécaux des stations échantillonnées au printemps 2015 et 2016.....	37

Tableau 20 : Teneur en coliformes fécaux des stations échantillonnées durant l'été 2015 et 2016.....	38
Tableau 21 : Teneur en coliformes fécaux de chaque station échantillonnée à l'automne 2015 et 2016.....	40
Tableau 22 : Qualité de l'eau selon l'IQBP <sub>6</sub> pour chaque site analysé par le CEAEQ en 2016. ....	41
Tableau 23 : Qualité maximale de l'eau mesurée par un IQBP <sub>6</sub> en 2016, provenant d'analyses effectuées avec une trousse HACH. ....	43
Tableau 24 : Qualité de l'eau en fonction de l'indice diatomées mesuré par le CEAEQ en 2016. ....	45
Tableau 25 : Valeurs moyennes des paramètres mesurés pour les stations qui représentent des lacs. ....	47
Tableau 26 : Fréquence de détection et nombre de dépassement du critère de protection de la vie aquatique ou de valeur guide des ingrédients actifs de pesticides mesurés en 2015 et 2016.....	52

## 1. Introduction

Le Plan directeur de l'eau (PDE) du bassin versant du Témiscamingue fait état d'un manque de connaissances sur la qualité de l'eau de surface en région. Faisant suite à la réalisation d'un projet de priorisation des analyses d'eau de surface du bassin versant du Témiscamingue, la planification et la mise en œuvre d'un plan d'échantillonnage et d'analyses ont été réalisés dans le but d'acquérir de meilleures connaissances sur le bassin versant. Depuis ce temps, plus d'une vingtaine d'endroits ont été échantillonnés en 2015. Lors d'échantillonnages de ce type, il est recommandé de réaliser des échantillonnages aux mêmes sites pendant deux années consécutives, pour déceler une variable interannuelle éventuelle, ou au contraire si une stabilité s'observe. C'est pourquoi l'échantillonnage a été reconduit sur la quasi-totalité des sites en 2016.

Ce rapport est une synthèse des données de ces deux campagnes d'échantillonnages. Pour la campagne de 2016, les objectifs d'échantillonnage retenus ont été les suivants :

- Échantillonner en amont des prises d'eau potable des municipalités ;
- Échantillonner en aval des stations municipales d'épuration des eaux usées non traitées ;
- Échantillonner selon les préoccupations et les engagements sur des développements futurs ;
- Échantillonner afin d'obtenir des valeurs de références ;
- Échantillonner pour mesurer les pressions anthropiques où il y a peu de données ;
- Échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées ;
- Échantillonner les pesticides afin de mesurer les effets de certaines pressions anthropiques issus d'un secteur économique important (agriculture).

Le but de ce rapport est de présenter les résultats d'échantillonnage de l'OBVT pour les années 2015 et 2016 et les limites des études choisies. Dans ce rapport, nous présenterons les modifications d'échantillonnage et d'analyse des sites entre les deux années. Les résultats des deux campagnes d'échantillonnage permettent de mieux connaître la qualité de l'eau de surface du bassin versant. Ils viennent s'ajouter dans certains cas à des données existantes mais dans la plupart des cas ces résultats sont tout à fait nouveaux et serviront à l'interprétation et à l'analyse de la qualité de l'eau du bassin versant. La comparaison des données de 2015 et de 2016 permet d'ajouter une analyse très intéressante. Le rapport fourni également quelques recommandations pour la suite du projet.

Les données recueillies seront intégrées au PDE de l'OBVT et dans la base de données regroupant toutes les données qui ont été recueillies sur le bassin versant. Enfin, plusieurs

annexes permettent au lecteur d'avoir des informations supplémentaires sur les protocoles d'échantillonnages et sur les résultats recueillis.

En préambule à ce document, il est primordial de mentionner que le rapport *Organisme de bassin versant du Témiscamingue (OBVT), 2016, Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2015 sur le bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau, 102 pages*, peut être consulté en tout temps ici : <http://www.obvt.ca/activites/priorisation> (OBVT, 2016). Comme mentionné précédemment, le suivi de la qualité de l'eau de 2016 était une reproduction de l'échantillonnage réalisé en 2015, avec quelques exceptions. Pour cette raison et dans le but d'alléger le texte, les sections qui se répètent (ex. : protocoles) feront référence à ce document et ne seront pas répétées.

## 2. Mise en contexte

Quelques prédictions ont été faites par rapport aux tendances générales que nous nous attendions d'observer à la suite de l'échantillonnage et des analyses :

1. La variation interannuelle ne sera pas significative entre les données de 2015 et 2016 ;
2. Les paramètres de la qualité de l'eau sont prédits être semblables d'une station à l'autre lorsque ces derniers se retrouvent sur un même cours d'eau ou sur un cours d'eau principal et ses tributaires (par exemple, paramètres semblables entre les stations 28, 2, 3 et 24, les stations 29 et 1, ainsi que les stations 20 et 21 (Figure 11 : Stations d'échantillonnage de la petite rivière Blanche en 2015 et 2016., Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loure en 2015 et 2016. et Figure 13 : Stations d'échantillonnage de la rivière Racicot en 2015 et 2016.)) ;
3. Les stations représentants des prises d'eau potable pour certaines municipalités sont prédites d'avoir une qualité de l'eau non-perturbée (stations 5, 6, 7, 8) ;
4. Les stations étant soumises à de plus fortes pressions anthropiques (municipales, urbaines, agricoles, industrielles), auront une qualité de l'eau inférieures aux stations soumises à de faibles pressions anthropiques (par exemple, stations 1, 2, 3, 9, 10, 11, 12, 13, 20 et 24).
5. Les stations de référence sont prédites de démontrer une qualité de l'eau non-perturbée (stations 18, 19, 23, 28 et 29) en raison des faibles pressions anthropiques estimées d'après nos connaissances.

Afin de vérifier ces prédictions, certains paramètres et indices ont été mesurés afin d'attribuer une qualité de l'eau aux milieux échantillonnés. Les indicateurs et les paramètres retenus en 2015 ont été reproduits pour cette deuxième année d'échantillonnage (OBVT, 2016), à l'exception de quelques modifications qui ont été apportées et ces dernières sont expliquées dans la section de méthodologie (3.3 et 3.4). Les paramètres physico-chimiques et les indices suivants ont été sélectionnés dans le but d'assurer une meilleure interprétation des résultats et de permettre la comparaison avec d'autres régions géographiques :

- Indice de qualité bactériologique et physico-chimique avec 6 paramètres (IQBP<sub>6</sub>) (Nitrites et nitrates, chlorophylle  $\alpha$ , azote ammoniacal, phosphore total, matières en suspension, coliformes) ;
- Indice diatomées de l'Est du Canada (IDEC) ;
- Paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres (phosphore total, chlorophylle  $\alpha$ , transparence, carbone organique dissous) ;
- Conductivité spécifique, pH, température et oxygène dissous ;
- Pesticides.



Un ou plusieurs de ces indicateurs ont été appliqués aux sites échantillonnés (voir section méthodologie 3.3), dépendamment des objectifs d'échantillonnage. Voici une brève description de chacun d'eux.

L'**IQPB<sub>6</sub>** se base sur six paramètres physico-chimiques pour déterminer la qualité de l'eau (nitrites et nitrates, chlorophylle  $\alpha$  totale, azote ammoniacal, phosphore total, matières en suspension, coliformes fécaux). Dans ce document, la « chlorophylle  $\alpha$  » désignera la chlorophylle  $\alpha$  totale, qui a été utilisée dans le calcul de l'IQPB<sub>6</sub>. En effet, dans le contexte de ce rapport, la chlorophylle  $\alpha$  totale représente la somme de la phéophytine  $\alpha$  et de la chlorophylle  $\alpha$  active. Cet indice est utilisé comme système de classification des rivières par cinq groupes de qualité de A à E en fonction des usages de l'eau (Tableau 3 : Classe de qualité de l'eau pour l'IQPB<sub>6</sub>). L'IQPB<sub>6</sub> est recommandé pour calculer la qualité de l'eau selon ses usages. En effet, l'ensemble des paramètres de l'IQPB<sub>6</sub> estime différentes formes de pollution affectant la qualité de l'eau. Notons que cet indice est celui qui est utilisé par la direction du suivi de l'état de l'environnement du gouvernement du Québec.

L'**indice diatomées** de l'Est du Canada (IDEC) est un bio-indicateur qui se base sur la mesure de l'abondance relative d'espèces sensibles ou tolérantes à la pollution des cours d'eau. Les diatomées reflètent les variations temporelles de l'état de l'eau sur cinq semaines. Cet indicateur réagit à l'ensemble des polluants qui peuvent se retrouver dans les cours d'eau comme les pesticides, les nutriments, les matières en suspension, etc. Ainsi, l'indice diatomées estime la qualité de l'eau dans sa globalité. Cependant, il ne permet pas de déterminer quels paramètres distincts sont en cause lorsqu'une mauvaise qualité de l'eau est identifiée.

**Paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres** : ces paramètres sont inspirés du réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) du Ministère de développement durable, environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). Les paramètres en question incluent la chlorophylle  $\alpha$ , le phosphore total et le carbone organique dissous, auxquels nous avons ajouté les coliformes (totaux et fécaux). Ils sont destinés à définir un niveau trophique pour les lacs échantillonnés.

Les paramètres mesurés à l'aide de la **multisonde** (YSI Professional Series) ont été mesurés à tous les sites, puisqu'ils fournissent des renseignements indirects sur la pollution de l'eau et les conditions d'échantillonnage (conductivité spécifique, pH, température et oxygène dissous).

Les analyses de **pesticides** permettent de mesurer un type de pollution par des produits chimiques. Le terme pesticide comprend généralement les substances conçues pour détruire

des organismes jugés indésirables. Un pesticide regroupe un ou plusieurs ingrédients actifs et des produits de formulation. Il est important de préciser que l'ingrédient actif forme la composante du mélange qui intervient pour détruire les organismes indésirables. Les produits de formulation améliorent les propriétés du pesticide pour que la partie active soit plus efficace dans l'élimination des espèces indésirables (MDDELCC, 2015). Il faut prendre en considération que l'échantillonnage d'eau de surface pour les pesticides cible uniquement la détection des ingrédients actifs des pesticides utilisés. Les 100 ingrédients actifs mesurés sont listés à l'Annexe 5. Au Québec, le secteur de l'agriculture représente 84,4 % du total des ventes de pesticides pour l'année 2012 (MDDELCC, 2015). Étant donné ce fait, le sous bassin versant de la rivière à la Loutre a été choisi comme sous bassin versant de niveau 2 représentatif d'une contamination possible par les pesticides en raison de l'activité agricole importante sur le bassin versant du Témiscamingue.

Une mauvaise qualité de l'eau observée sur le bassin versant du Témiscamingue est prédite de refléter ou de mener à l'enrichissement accéléré des écosystèmes aquatiques échantillonnés. En effet, une des plus importantes problématiques en milieu aquatique s'agit **d'enrichissement et de vieillissement accéléré**, menant à une dégradation importante des milieux aquatiques. Dans les lacs en particuliers, on distingue un phénomène d'**eutrophisation** lorsqu'un enrichissement important se produit.

En effet, un phénomène d'eutrophisation survient à la suite de pressions anthropiques importantes exercées sur un milieu aquatique qui déclenche un vieillissement prématuré et accéléré ; autrement un phénomène naturel à progression lente. L'eutrophisation est causée par un apport important de nutriments, tels que le phosphore et l'azote, et de matière organique. Ces substances sont essentielles à la croissance de la vie ; notamment les communautés photosynthétiques unicellulaires d'un milieu aquatique, telles que les algues. La matière organique présente dans un tel milieu se fait dégrader et le produit qui en est libéré s'agit du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>). Ce gaz est une molécule essentielle dans le métabolisme et la production d'énergie chez les algues photosynthétiques. Par conséquent, ces organismes consomment le CO<sub>2</sub> et libèrent de l'oxygène. La croissance importante d'algues se produit lorsqu'un apport excessif en nutriments ou en matière organique survient et que les températures de l'eau sont optimales. Ces organismes se retrouvent dans la partie supérieure de la colonne d'eau, c'est-à-dire dans l'épilimnion (Figure 1 : Profil thermique d'un lac stratifié .) où ils ont meilleur accès aux rayons solaires qui sont essentiels au bon fonctionnement de leur métabolisme. Les algues jouent un rôle indispensable dans le maintien de la santé des milieux aquatiques puisqu'ils sont à la base de la chaîne alimentaire et produisent de l'oxygène dissous qui est en soi essentiel à la survie des organismes aérobies.

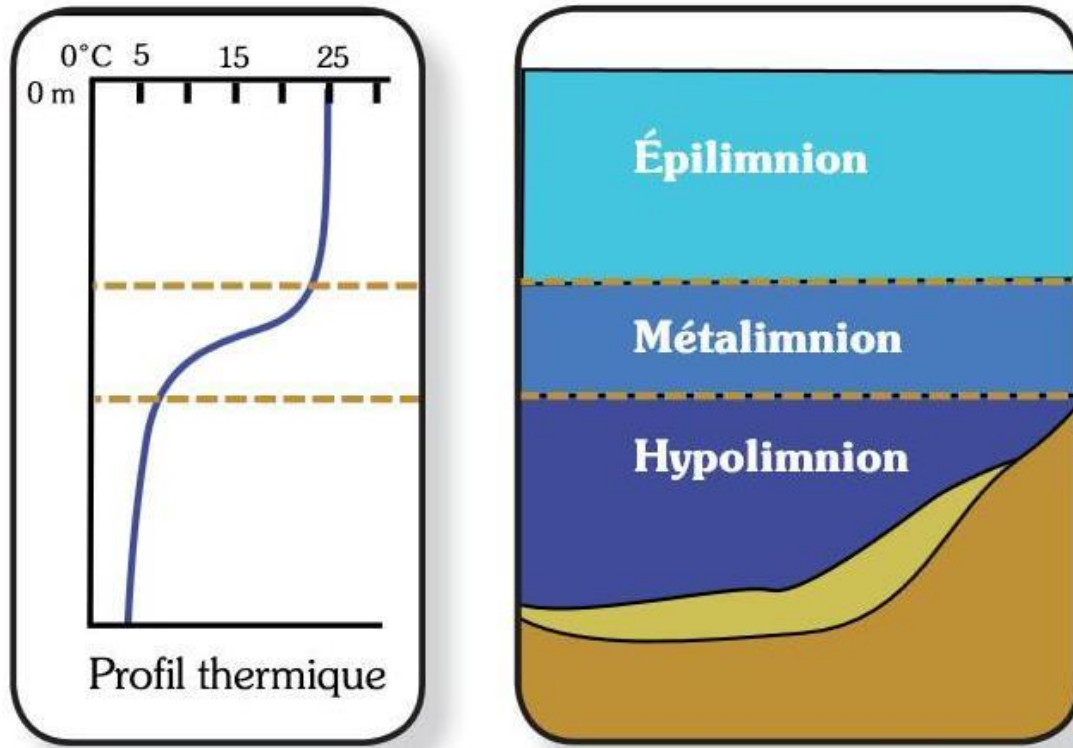


Figure 1 : Profil thermique d'un lac stratifié (Haute-Savoie, 2017).

Bien que ces organismes produisent de l'oxygène, la croissance importante de la population résulte en une augmentation de la turbidité de l'eau et ceci peut diminuer la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. En effet, la croissance des algues continue, pourvue qu'il y a un apport constant et excessif en nutriments dans le système, jusqu'à ce que la densité de la population soit telle que les rayons lumineux ne peuvent plus rejoindre les microorganismes dans la section inférieure de l'épilimnion. Ces derniers finissent par mourir et sont précipités vers les sédiments du milieu aquatique en question, où ils sont dégradés. Durant l'été, l'eau la plus froide est retrouvée dans cette section inférieure de la colonne d'eau, soit l'hypolimnion (Figure 1 : Profil thermique d'un lac stratifié.), puisqu'en général, l'eau de température froide, allant jusqu'à 4°C, a une densité plus élevée que l'eau chaude. Ici, les concentrations en oxygène dissous sont moins élevées que dans l'épilimnion, malgré le fait que la température soit plus basse. Cette différence est en effet attribuée à l'apport limité en oxygène dissous par le mélange de l'eau de surface et de l'atmosphère. Les masses d'algues mortes retrouvées en profondeur suite à la croissance importante de la population requiert des niveaux d'oxygène importants pour être consommées par les décomposeurs. Ceci peut aboutir à un éventuel épuisement de l'oxygène dissous dans le milieu aquatique affecté et mener à l'éventuelle mort des autres organismes aquatiques, y compris les poissons.

Lorsque des niveaux d'oxygène dissous près ou en-dessous des critères établis pour la protection de la vie aquatique sont détectés, le phénomène d'eutrophisation ou d'enrichissement du milieu, décrit ci-haut, est soupçonné d'être en jeu. Dans le cas des rivières, des ruisseaux et des lacs non stratifiés, une croissance de population d'algues peut survenir à la suite d'apports importants de nutriments et de matière organique. Un tel apport peut mener à un enrichissement prématuré et une diminution ou un épuisement de l'oxygène dissous dans le milieu comme dans les lacs thermiquement stratifiés.

L'enrichissement d'un milieu aquatique peut engendrer d'autres problèmes qui affectent directement ou indirectement les humains et tous les organismes qui dépendent de cette ressource hydrique :

- Effets sur la santé (blooms de cyanobactéries et relâchement conséquents de toxines nocives) ;
- Effets culturels (activités de subsidence des membres de Premières Nations et des non-autochtones) ;
- Effets sur l'ensemble des écosystèmes de la région (capacité de filtration et capacité de source ou puits de divers nutriments et métaux des milieux aquatiques).

Les indices et paramètres mentionnés dans cette section seront utiles pour déterminer si un enrichissement est survenu aux stations échantillonnées sur le territoire en 2015 et 2016.

### 3. Méthodologie

Cette section a pour but de détailler la sélection des sites d'échantillonnage, des protocoles utilisés et de la méthode d'interprétation des résultats, mais nous ne répèterons pas les informations figurant dans le rapport de 2016. Seules les différences entre les échantillonnages de 2015 et de 2016 sont retranscrites ici.

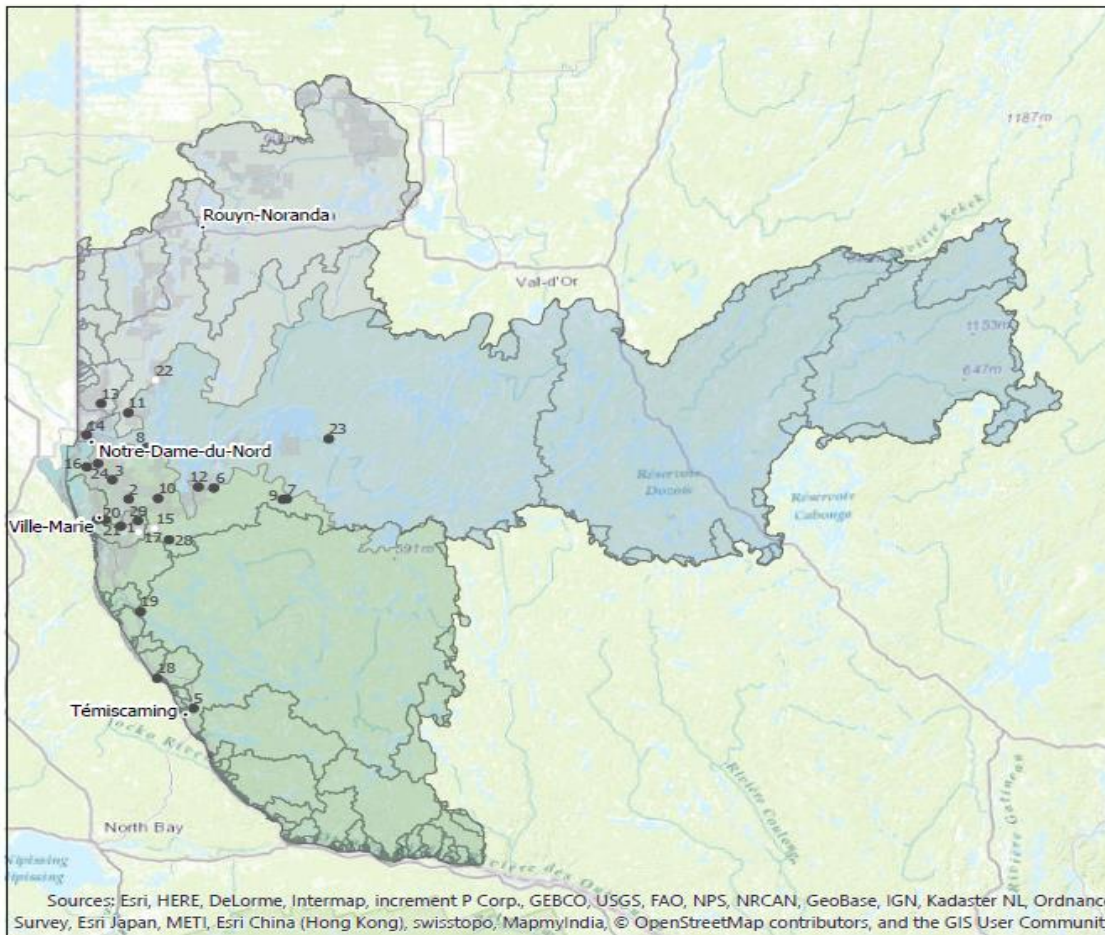
#### 3.1. Méthode de sélection des sites mesurés

Voir le rapport de 2016 (OBVT, 2016). Il est important de noter que les sites 15 et 17, représentant les milieux de références (peu affectés) dans le cadre de l'analyse des effets possibles de l'implantation de maternités porcines, ont été relocalisés. Les résultats de 2015 révélaient une forte influence des milieux humides environnants, c'est pourquoi ils ont été relocalisés aux emplacements 28 et 29.

La Figure 2 : Emplacement des sites d'échantillonnage ci-dessous indique l'emplacement des sites d'échantillonnage pour 2016.



# Campagne d'échantillonnage qualité eau de surface 2016



## Légende

### Stations

- Échantillonnées en 2015 seulement
- Échantillonnées en 2016

- Zone agricole
- Bassin versant du lac Témiscamingue
- Ensemble nord
- Ensemble centre
- Ensemble sud
- Villes

Source : OBVT

Système de coordonnées : NAD83 - UTM17N

Réalisation : Camilla Arbour, mars 2017

0 30 60 120 Kilometers



### **3.2. Méthode de sélection des paramètres**

Voir le rapport de 2016 (OBVT, 2016). En ce qui concerne la station 16 (Ruisseau Abbica, Saint-Bruno-de-Guigues), seul l'indice diatomées a été mesuré lors de l'échantillonnage de 2015. Les résultats démontraient un site fortement pollué (classe D, plus mauvais résultat IDEC de 2015), qui nous ont encouragés à réaliser un suivi de l'IQBP<sub>6</sub> également à cette station. L'échantillonnage pour les métaux du site 22 (Rivière Barrière, Rémigny) n'a pas été reconduit puisque les résultats ne le justifiaient pas (Hébert, 2016).

### **3.3. Méthode de récolte des échantillons**

Se référer au rapport de 2016 (OBVT, 2016) pour consulter les méthodes de récolte des échantillons. Le Tableau 1 présente tous les sites qui ont été échantillonnés en 2016 et les paramètres mesurés à chacun d'entre eux. Le protocole pour l'échantillonnage des pesticides a été modifié (Giroux, Commentaire personnel, 2015) à la suite de l'obtention des résultats de 2015 : seulement 3 échantillonnages ont eu lieu en juin et juillet 2016 à la suite d'événements de pluie (au moins 10 mm de pluie en 48 heures) et les ingrédients actifs suivants n'ont pas été inclus dans l'analyse : la glyphosate, l'acide aminométhylphosphonique et le glufosinate.

Tableau 1 : Paramètres et méthodes d'analyses de qualité de l'eau pour chaque station (2016).

Numéro de station	Sous Bassin-versant (lac ou cours d'eau)	Municipalité	Paramètres mesurés	Objectif d'échantillonnage	Méthode d'analyse (réalisé par)
1	Petite rivière blanche	Béarn	IQPB <sub>6</sub> , multisonde et indice diatomées	Échantillonner pour mesurer les pressions anthropiques et échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées	Paramètres IQPB <sub>6</sub> et indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	IQPB <sub>6</sub> , multisonde et indice diatomées		Paramètres IQPB <sub>6</sub> et indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	IQPB <sub>6</sub> , multisonde et indice diatomées		Paramètres IQPB <sub>6</sub> et indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	IQPB <sub>6</sub> et multisonde	Échantillonner en amont des prises d'eau potable des municipalités	Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
6	Rivière Fraser (Lac de l'Aqueduc)	Latulipe-et-Gaboury	Paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres, multisonde et coliformes fécaux		Carbone organique dissous, Phosphore, Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Transparence : Disque de Secchi

7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	IQPB <sub>6</sub> et multisonde		Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
8	Rivière des Outaouais	Angliers	Paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres, multisonde et coliformes fécaux		Carbone organique dissous, Phosphore, Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Transparence : Disque de Secchi
9	Rivière Kipawa (Lac aux Sables)	Belleterre	Paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres, multisonde et coliformes fécaux	Échantillonner en aval des stations municipales d'épuration des eaux usées non traitées	Carbone organique dissous, Phosphore, Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Transparence : Disque de Secchi
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	IQPB <sub>6</sub> et multisonde		Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	IQPB <sub>6</sub> et multisonde		Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ

					Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	IQPB <sub>6</sub> et multisonde		Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	IQPB <sub>6</sub> et multisonde		Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	Indice diatomées et multisonde	Échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées	Indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
15	Remplacé par 28 en 2016.				
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	IQPB <sub>6</sub> , multisonde et indice diatomées	Échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées, mieux expliquer les résultats de 2015 en échantillonnant à l'aide de l'IQBP <sub>6</sub>	Indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
17	Remplacé par 29 en 2016.				



18	Ruisseau Marsac	Témiscaming	Indice diatomées et multisonde	Échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées et obtenir des valeurs de références	Indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
19	Rivière Kipawa	Laniel	IQPB <sub>6</sub> et multisonde	Échantillonner selon les préoccupations et les engagements	Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	IQPB <sub>6</sub> et multisonde	Échantillonner pour mesurer les pressions anthropiques	Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	IQPB <sub>6</sub> et multisonde	Échantillonner afin d'obtenir des valeurs de références	Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)
23	Rivière Winneway	Winneway	IQPB <sub>6</sub> et multisonde	Échantillonner pour mesurer les pressions anthropiques et obtenir des valeurs de références	Chlorophylle $\alpha$ : Laboratoire externe (CEAEQ) Coliformes fécaux : ColiPlate (OBVT) Paramètres multisonde : in situ Autres mesures de nutriments : Trousse HACH (OBVT)

24 <sup>1</sup>	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Pesticides et multisonde	Échantillonner des paramètres spécifiques liés aux pesticides	Pesticides: laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	IQPB <sub>6</sub> , multisonde et indice diatomées	Échantillonner pour mesurer les pressions anthropiques et échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées	Paramètres IQPB <sub>6</sub> et indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	IQPB <sub>6</sub> , multisonde et indice diatomées	Échantillonner pour mesurer les pressions anthropiques et échantillonner des lieux variés pour mesurer l'indice diatomées	Paramètres IQPB <sub>6</sub> et indice diatomées : Laboratoire externe (CEAEQ) Paramètres multisonde : in situ

<sup>1</sup>Cette station fait également l'objet d'un suivi par le Réseau-rivières (IQPB<sub>6</sub>).

### 3.4. Méthode d'analyse des échantillons

Plusieurs échantillons ont été analysés au CEAEQ ou réalisés à l'interne par l'OBVT (voir le tableau 1 et le rapport de 2016 (OBVT, 2016)). Les analyses de chlorophylle  $\alpha$  ont été confiées au CEAEQ pour toutes les stations afin de pallier au manque de précision des analyses effectuées en 2015 avec la trousse HACH. Les analyses des paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres ont également été confiées au CEAEQ.

### 3.5. Interprétation des résultats en fonction des usages de l'eau

L'ensemble des résultats d'échantillonnage est comparé aux critères de protection des usages de l'eau reconnus par le gouvernement du Québec. En effet, il existe des critères de protection pour plus de 300 contaminants et ceux-ci permettent d'évaluer l'intégrité chimique de l'eau afin de conserver les usages réalisés par les utilisateurs du cours d'eau ou du lac étudié. Les quatre usages principaux de l'eau que l'on cherche à conserver sont :

- Prévention de la contamination de l'eau ou des organismes aquatiques ;
- Protection de la vie aquatique (effet aigu et effet chronique) ;
- Protection de la faune terrestre piscivore ;
- Protection des activités récréatives et des aspects esthétiques.

Une valeur en dessous du critère de protection pour un contaminant et un usage de l'eau spécifique précise que l'usage est préservé au lieu d'échantillonnage. Les principaux critères utilisés pour ces études sont décrits dans le Tableau 2 : Critères établis pour certains paramètres clés de milieux aquatiques. ci-dessous.

Tableau 2 : Critères établis pour certains paramètres clés de milieux aquatiques.

Paramètre	Critère établie
Azote ammoniacal (NH <sub>3</sub> )	Varie selon le pH et la température (Annexe 3)
Oxygène dissous	6,0 mg/L en eau chaude (survie des premiers stades biologiques) (CCME, 1999)
	5,5 mg/L en eau chaude (survie de tous autres stades biologiques) (CCME, 1999)
pH	Entre 6,5 et 8,5 (MDDEFP, 2013)
Phosphore total	0,03 mg/L (concentration maximale limitant la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques) (MDDEFP, 2013)
	0,1 mg/L (concentration maximale limitant la croissance excessive d'algues pouvant mener à un phénomène d'eutrophisation) (USEPA, 2000)

Les classes de l'IQBP<sub>6</sub> et de l'indice diatomées aident à évaluer la qualité de l'eau en fonction de son usage. Ces dernières sont présentées aux Tableau 3 : Classe de qualité de l'eau pour l'IQBP<sub>6</sub> et Tableau 4 respectivement.

**Tableau 3 : Classe de qualité de l'eau pour l'IQBP<sub>6</sub>**

IQBP <sub>6</sub>	Classe de qualité de l'eau
A (80-100)	Eau de bonne qualité
B (60-79)	Eau de qualité satisfaisante
C (40-59)	Eau de qualité douteuse
D (20-39)	Eau de mauvaise qualité
E (0-19)	Eau de très mauvaise qualité

**Tableau 4 : Classe de qualité de l'eau pour l'indice diatomées.**

Indice diatomées	Classe de qualité de l'eau
71-100	Référence (peu perturbé par les activités humaines)
46-70	Légèrement pollué
26-45	Pollué
0-25	Fortement pollué (fortement affecté par les activités humaines)

Les données récoltées dans le cadre de l'IQBP<sub>6</sub> ont été interprétées à l'aide d'un chiffrier provenant du MDDELCC, permettant de calculer l'indice en question à partir de la médiane. L'indice diatomées a été directement fourni par le CEAEQ.

Il existe également une classification de la qualité de l'eau pour la protection des activités récréatives basée sur la teneur en coliformes fécaux (MDDELCC, La qualité de l'eau et les usages récréatifs, 2017). Le Tableau 5 décrit cette classification.

Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux (MDDELCC, La qualité de l'eau et les usages récréatifs, 2017).

Coliformes fécaux/100 mL	Qualité de l'eau	Explication
0-20	Excellente	Tous les usages récréatifs sont permis
21-100	Bonne	Tous les usages récréatifs sont permis
101-200	Médiocre	Tous les usages récréatifs sont permis
> 200	Mauvaise	La baignade et les autres contacts directs avec l'eau sont compromis
> 1000	Très mauvaise	Tous les usages récréatifs sont compromis

Le niveau trophique des lacs peut également être interprété selon les données de phosphore total, de chlorophylle  $\alpha$  et de transparence (Figure 3 : Diagramme de classement du niveau trophique des lacs.). Ces derniers paramètres servent d'indicateurs de la santé d'un milieu aquatique analysé. Il est à noter que cette figure servira également à l'interprétation de la qualité de l'eau des cours d'eau, afin de nous permettre d'indiquer si un enrichissement du milieu aquatique est soupçonné ou non, tout en considérant le type de courant du cours d'eau en question.

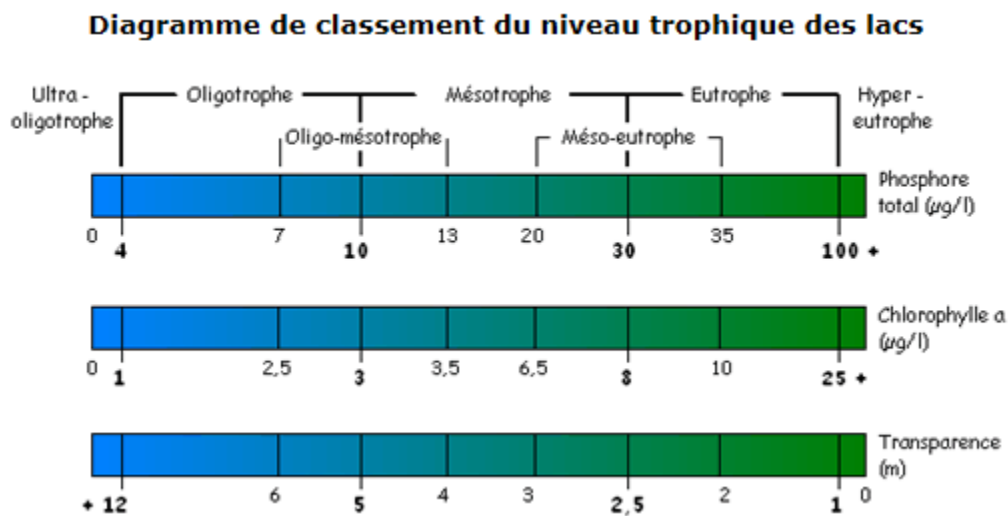


Figure 3 : Diagramme de classement du niveau trophique des lacs (MDDELCC, Le réseau de surveillance volontaire des lacs, 2017).

## 4. Résultats

La campagne d'échantillonnage de 2016 a permis de récolter plus de 2 000 données sur la qualité de l'eau de surface, aboutissant à un total près de 5000 données pour les deux



années d'échantillonnage consécutives. Les résultats sont décrits dans les sections suivantes selon les types de paramètre analysés et seront principalement présentés sous forme de médianes saisonnières pour le printemps, l'automne et l'été. Le printemps représente les mois de mai et juin, l'été représente les mois de juillet et août, et l'automne représente les mois de septembre et octobre.

#### **4.1. Observations sur le terrain**

Les observations prises sur le terrain aident à interpréter les valeurs obtenues et fournissent des indices généraux sur la qualité de l'emplacement. Une compilation de ces observations peut être consultée à l'Annexe 1.

#### **4.2. Résultats des paramètres de la multisonde**

Les Tableau 6, Tableau 7 et Tableau 8 présentent les valeurs médianes du printemps, de l'été et de l'automne, respectivement, pour les paramètres de la multisonde mesurés à chaque station ; à l'exception des stations 6, 8 et 9 puisque les résultats de ces dernières seront présentées dans la section 4.7. Les mesures de la multisonde des stations 14, 16 (2015 seulement) et 18 sont également exclues de ces tableaux et elles se retrouvent au Tableau 9 puisque ces mesures ont seulement été prises une fois au mois d'août durant les deux campagnes d'échantillonnages, à l'exception de la station 16 qui a été analysée mensuellement en 2016.

Tableau 6 : Valeurs médianes des paramètres de la multisonde de chaque site pour le printemps 2015 et 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )		Oxygène dissous ( $\text{mg}/\text{L}$ )		pH		Température ( $^{\circ}\text{C}$ )	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	233,20	167,25	9,63	11,52	7,92	7,78	15,8	7,70
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	76,10	76,70	8,81	11,39	7,63	7,50	17,40	9,25
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	131,85	90,70	8,33	11,32	7,92	7,53	17,35	10,70
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	17,05	24,40	14,36	11,70	7,06	7,14	13,20	11,80
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	25,90	25,66	8,10	8,59	6,83	6,45	16,50	13,55
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	75,10	53,20	10,26	10,79	7,22	6,84	13,00	10,60
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	53,05	34,85	8,83	10,51	6,85	6,94	13,50	10,30
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	23,95	22,20	8,52	9,83	6,73	6,65	17,65	13,70
13	Rivière Blanche (Cours d'eau	Nédélec	633,50	515,00	11,62	14,52	8,47	8,57	15,15	10,75

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
	Alfred-Bédard)									
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	19,25	-	6,56	-	7,20	-	16,95	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	498,95	-	10,27	-	7,94	-	10,85
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	35,50	-	6,56	-	7,44	-	16,05	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	19,25	19,00	11,19	12,06	6,88	6,79	12,40	7,25
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	469,05	442,65	9,95	12,45	8,02	7,99	15,70	10,10
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	124,80	84,00	9,33	10,66	7,73	7,55	15,75	10,50
23	Rivière Winneway	Winneway	13,90	13,45	9,83	10,65	6,34	5,78	15,60	11,25
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	141,80	168,40	7,79	7,69	8,13	7,91	18,9	18,5

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	-	23,60	-	10,29	-	7,10	-	8,20
29	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	-	39,75	-	11,58	-	7,65	-	8,30

Tableau 7 : Valeurs médianes des paramètres de la multisonde de chaque site pour l'été 2015 et 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	302,95	375,65	7,28	9,40	7,83	8,07	18,95	17,80
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	105,85	143,50	7,29	7,24	7,55	7,56	22,20	20,50
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	177,80	210,50	7,44	6,61	8,03	7,87	21,85	20,60
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	21,65	21,00	8,30	7,92	6,91	7,17	21,30	21,85
7	Rivière Kipawa	Belleterre	33,25	39,45	7,51	7,33	7,05	7,02	22,40	22,45

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
	(Rivière aux Sables)									
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	102,05	114,60	9,68	9,11	7,55	7,07	13,95	16,65
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	44,00	345,70	8,08	3,73	6,40	7,10	16,45	16,20
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	30,35	32,60	7,47	6,18	6,79	7,27	22,30	22,75
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	325,30	671,00	7,53	3,92	7,33	7,66	19,50	17,60
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	23,45	-	4,24	-	6,05	-	20,40	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	557,00	-	2,25	-	7,57	-	20,35
17	Petite rivière blanche	Béarn	63,80	-	3,09	-	6,65	-	19,45	-

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
	(Cours d'eau Perreault)									
19	Rivière Kipawa	Laniel	19,40	19,20	8,79	7,41	6,83	7,27	19,20	22,10
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	705,50	669,50	7,13	6,90	7,69	7,58	18,60	20,15
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	158,45	154,60	8,12	5,56	7,61	7,69	15,50	18,15
23	Rivière Winneway	Winneway	15,75	15,20	8,19	7,42	6,52	6,68	21,60	22,65
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	208,23	214,70	7,56	4,15	8,16	7,97	20,40	22,50
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	-	45,75	-	6,94	-	6,70	-	14,15
29	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	-	107,75	-	5,82	-	7,67	-	12,00

Tableau 8 : Valeurs médianes des paramètres de la multisonde de chaque site pour l'automne 2015 et 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )		Oxygène dissous ( $\text{mg}/\text{L}$ )		pH		Température ( $^{\circ}\text{C}$ )	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	353,45	358,55	7,55	7,99	7,76	7,80	12,05	11,75
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	147,90	143,55	7,34	7,86	7,37	7,56	12,45	13,90
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	206,00	224,40	7,81	8,51	7,84	7,70	13,90	13,95
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	15,02	19,15	11,87	9,01	6,96	7,44	15,20	16,05
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	41,20	52,65	6,31	8,04	7,18	7,14	13,75	15,05
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	124,20	117,25	6,81	9,82	7,49	7,16	11,50	10,65
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	59,75	67,35	7,47	10,53	6,70	7,59	12,40	8,25
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	34,45	35,65	6,23	7,46	6,81	7,07	13,70	16,15
13	Rivière Blanche (Cours d'eau	Nédélec	656,50	538,50	7,97	7,76	8,08	7,90	13,45	10,85



Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
	Alfred-Bédard)									
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	26,95	-	5,58	-	6,07	-	12,80	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	523,00	-	4,01	-	7,63	-	12,25
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	63,20	-	5,86	-	6,87	-	12,65	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	19,60	17,75	5,85	8,92	6,74	7,27	15,45	16,65
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	946,00	838,00	6,44	7,81	7,63	7,55	12,10	11,20
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	146,70	316,85	7,13	3,44	7,58	7,28	11,05	9,45
23	Rivière Winneway	Winneway	17,60	16,15	6,26	8,62	6,91	7,29	13,15	16,00
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	209,50	235,40	7,82	6,65	7,78	7,16	12,85	15,05

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	-	41,95	-	5,13	-	7,12	-	11,00
29	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	-	107,75	-	5,82	-	7,67	-	12,00

Tableau 9 : Mesures de la multisonde des stations 14, 16 et 18 en 2015 et 2016.

Note importante : le trait indique que les valeurs sont plutôt présentées dans les tableaux de médianes saisonnières.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Conductivité (µs/cm)		Oxygène dissous (mg/L)		pH		Température (°C)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	39,60	34,50	8,19	6,55	7,10	7,99	20,90	21,90
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	54,40	-	5,13	-	7,75	-	19,30	-
18	Rivière Marsac	Témiscaming	68,70	51,70	8,16	8,12	7,61	7,22	16,8	19,5

Des critères de protection de la vie aquatique existent pour l'oxygène dissous. En eau chaude, ces derniers correspondent à 6,0 mg/L pour la survie des premiers stades biologiques et 5,5 mg/L pour tous les autres stades (CCME, 1999). Des valeurs d'oxygène dissous inférieures à ces deux critères ont été observées aux stations 11, 13, 16 et 24 à l'été 2016, ainsi que les stations 16, 21 et 28 à l'automne

2016. D'autre part, le critère de 6,0 mg/L n'a pas été respecté aux stations 21 et 29 à l'été 2016, ainsi qu'aux stations 19 et 29 à l'automne 2015 et 2016 respectivement.

Il existe également une plage de valeur de pH optimale pour la survie des organismes aquatiques et les usages de l'eau ; soit un pH entre 6,5 et 8,5 (MDDEFP, 2013). Tous les médianes saisonnières de pH mesurés se retrouvent dans cette plage, à l'exception de la station 7 au printemps 2016, la station 23 au printemps 2015 et 2016, ainsi que la station 11 à l'été 2015.

### 4.3. Résultats sur les nutriments et la chlorophylle $\alpha$

Les Tableau 11 et Tableau 12 présentent les valeurs médianes des nutriments analysés au printemps par le CEAEQ et la trousse HACH respectivement. Il est à noter qu'une analyse de nutriments n'a pas été effectuée pour les stations 6, 8, 9, 14, 16, 18 et 24. Toutes les médianes présentées dans les tableaux sont basées sur deux données, à l'exception des données de l'automne 2016 qui ne représentent que les données du mois de septembre pour les stations suivantes : 5, 7, 10, 16, 19, 20, 21 et 23. En ce qui concerne la station 12, les médianes calculées de l'automne 2016 ne sont basées que sur la valeur du mois de septembre pour l'azote ammoniacal et le phosphore total (lecteur de données de la trousse HACH défectueux).

Les résultats de la chlorophylle  $\alpha$  pour la campagne d'échantillonnage de 2016 proviennent d'analyses effectuées par le CEAEQ et les résultats du printemps sont représentées au Tableau 10. Il est à noter que seules les stations 1, 2, 3, 15 et 17 ont été analysées par le CEAEQ pour la chlorophylle  $\alpha$  en 2015, donc les données de cette même année ne sont pas présentées pour les autres stations. De plus, ce paramètre n'a pas été analysé en 2016 pour les stations suivantes : 14, 17, 18 et 24.

Tableau 10 : Valeurs médianes de la chlorophylle  $\alpha$  active, de la phéophytine  $\alpha$  et de la chlorophylle  $\alpha$  totale pour le printemps 2015 et 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	3,31	3,21	2,83	5,28	6,13	8,49

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	1,14	2,05	1,03	2,49	2,17	4,54
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	2,25	2,65	1,93	2,68	4,18	5,32
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	-	1,32	-	0,69	-	2,01
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	-	1,50	-	0,96	-	3,19
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	-	0,89	-	1,35	-	2,24
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	-	2,49	-	2,17	-	4,66
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	-	3,11	-	2,25	-	5,36
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	-	6,10	-	2,73	-	8,83
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	4,80	-	5,44	-	10,23	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	42,90	-	8,40	-	51,30
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	4,53	-	5,26	-	9,79	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	-	0,91	-	0,32	-	1,22

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	-	2,50	-	1,23	-	3,72
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	-	0,81	-	0,68	-	1,49
23	Rivière Winneway	Winneway	-	2,20	-	1,12	-	3,32
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	-	1,13	-	1,29	-	2,42
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	-	2,34	-	2,31	-	4,65

Tableau 11 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension au printemps 2015 et 2016, telles que mesurées par le CEAEQ.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates et nitrites (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Azote total (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	0,15	0,30	0,05	0,11	0,45	0,65	0,07	0,05	19,00	23,00
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	0,07	0,23	0,02	0,03	0,29	0,48	0,05	0,04	39,50	26,50
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	0,07	0,47	0,02	0,05	0,30	0,63	0,05	0,05	40,00	42,00
15	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	0,02	-	0,02	-	0,33	-	0,03	-	4,00	-
17	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	0,03	-	0,02	-	0,44	-	0,024	-	3,00	-
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	-	0,09	-	0,04	-	0,18	-	0,01	-	1,50
29	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	-	0,04	-	0,03	-	0,33	-	0,03	-	7,50

Le critère de 0,03 mg/L établie pour le phosphore total représente de la concentration maximale qui permet de limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières (MDDEFP, 2013). Les valeurs médianes printanières de phosphore total dépassent toutes ce critère, à l'exception de la station 28 en 2016. Un deuxième critère qui existe pour le phosphore

total est de 0,1 mg/L, établie par le « US Environmental Protection Agency » (USEPA, 2000), qui prévient la croissance excessive d'algues pouvant mener à un phénomène d'eutrophisation ; ou l'enrichissement accéléré d'un cours d'eau (Litke, 1999). Aucune des médianes mesurées par le CEAEQ pour le printemps ne dépassent ce critère.

**Tableau 12 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension au printemps 2015 et 2016, telles que mesurées par la trousse HACH.**

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Orthophosphates (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	0,25	0,15	0,07	0,02	0,02	0,10	2,50	2,50	0,02	0,04
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	0,45	0,40	0,01	0,03	0,04	0,06	3,50	3,50	0,01	0,04
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	0,15	0,40	0,05	0,03	0,24	0,06	31,00	3,50	0,07	0,04
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	0,05	0,10	0,25	0,18	0,20	0,13	13,00	9,00	0,15	0,11
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	0,25	0,45	0,03	0,04	0,05	0,07	6,50	22,50	0,02	0,10
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	0,30	0,65	2,22	0,52	0,46	0,13	22,00	14,50	0,30	0,16



Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Orthophosphates (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	0,55	-	0,26	-	0,18	-	60	-	0,13
19	Rivière Kipawa	Laniel	0,30	0,20	0,02	0,03	0,12	0,25	1,50	4,00	0,07	0,08
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	0,00	0,16	0,06	0,09	0,08	0,10	47,50	73,00	0,05	0,16
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	0,20	0,15	0,04	0,03	0,16	0,14	13,50	12,00	0,04	0,06
23	Rivière Winneway	Winneway	0,25	0,35	0,02	0,03	0,03	0,11	2,50	5,00	0,04	0,08

Les valeurs médianes printanières du phosphore total mesurées avec la trousse HACH dépassent toutes le critère de 0,03 mg/L, à l'exception de la station 5 en 2015. Le critère de 0,1 mg/L a également été dépassé aux stations 11, 13, 19 et 21 durant les deux années d'échantillonnage, la station 10 en 2015 et la station 23 en 2016. Ce critère a aussi été dépassé lors de la première récolte d'échantillons pour la station 16, soit en 2016. Dans le cas de l'azote ammoniacal, le critère de toxicité chronique pour la vie aquatique d'eau douce varie en fonction du pH et de la température. Les valeurs correspondantes sont représentées à l'Annexe 3. Un dépassement de critère établi pour l'azote ammoniacal est observé à la station 13 au printemps 2015 et 2016.

Les Tableau 14 et Tableau 15 présentent les valeurs médianes des nutriments analysés durant les mois d'été (juillet et août) par le CEAEQ et la trousse HACH respectivement. Les résultats de la chlorophylle  $\alpha$  pour l'été 2016 proviennent également d'analyses effectuées par le CEAEQ et elles sont représentées au Tableau 13. Il est à noter que ce dernier paramètre a été analysé par le CEAEQ seulement pour les stations 1, 2, 3, 15 et 17 en 2015 et 2016, donc les données de 2015 ne sont pas présentées pour les autres stations.

Tableau 13 : Valeurs médianes de la chlorophylle  $\alpha$  active, de la phéophytine  $\alpha$  et de la chlorophylle  $\alpha$  totale de l'été 2015 et 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	3,62	1,80	5,67	2,22	9,29	4,02
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	2,00	6,94	2,52	3,26	4,52	10,19
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	3,39	1,82	2,84	1,33	6,22	3,14
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	-	2,24	-	0,80	-	3,03
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	-	1,81	-	0,85	-	2,66
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	-	0,93	-	1,50	-	2,42
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	-	4,73	-	5,54	-	10,27
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	-	8,02	-	3,27	-	11,28
13	Rivière Blanche	Nédélec	-	2,40	-	5,00	-	7,40

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
	(Cours d'eau Alfred-Bédard)							
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	4,60	-	10,40	-	15,00	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	8,41	-	3,04	-	11,44
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	5,64	-	8,57	-	14,21	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	-	5,15	-	1,43	-	6,58
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	-	3,68	-	1,99	-	5,67
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	-	1,56	-	0,56	-	2,11

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
23	Rivière Winneway	Winneway	-	2,37	-	1,57	-	3,94
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	-	9,30	-	2,78	-	12,08
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	-	11,87	-	5,97	-	17,84

Tableau 14 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'été 2015 et 2016, telles que mesurées par le CEAEQ.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates et nitrites (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Azote total (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	0,20	0,03	0,03	0,02	0,46	0,19	0,06	0,03	37,00	12,50
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	0,05	0,04	0,02	0,02	0,34	0,16	0,04	0,04	20,50	17,00
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	0,07	0,03	0,02	0,02	0,38	0,18	0,04	0,03	28,50	13,00
15	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	0,02	-	0,02	-	0,55	-	0,04	-	373,00	-
17	Tributaire de la Petite	Béarn	0,02	-	0,02	-	0,65	-	0,03	-	4,50	-

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates et nitrites (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Azote total (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
	rivière Blanche											
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	-	0,04	-	0,02	-	0,31	-	0,03	-	5,50
29	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	-	0,02	-	0,02	-	0,38	-	0,04	-	9,00

Tableau 15 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'été 2015 et 2016, telles que mesurées par la trousse HACH.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Orthophosphates (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	0,20	0,25	0,02	0,06	0,04	0,03	4,50	6,50	0,01	0,02
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	0,30	0,20	0,04	0,01	0,07	0,15	2,00	2,00	0,03	0,04
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	0,15	0,20	0,07	0,01	0,15	0,15	14,00	2,00	0,08	0,04

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Orthophosphates (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	0,00	0,15	0,18	2,80	0,23	0,47	19,50	26,50	0,18	0,42
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	0,15	0,10	0,05	0,03	0,03	0,10	6,00	6,50	0,03	0,02
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	0,20	0,15	3,50	1,50	1,22	0,60	31,50	35,50	0,87	0,58
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	0,1	-	0,02	-	0,13	-	15	-	0,13
19	Rivière Kipawa	Laniel	0,50	0,15	0,03	0,00	0,17	0,10	2,00	5,00	0,08	0,14
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	0,10	0,10	0,13	0,05	0,13	0,12	45,00	17,50	0,07	0,07
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	0,35	0,15	0,04	0,04	0,07	0,14	15,00	9,00	0,22	0,09
23	Rivière Winneway	Winneway	0,20	0,20	0,05	0,03	0,07	0,10	3,50	2,50	0,11	0,06

Il est à souligner que toutes les valeurs médianes de l'été, mesurées par le CEAEQ et la trousse HACH, sont égal à ou dépasse le critère de 0,03 mg/L établie pour le phosphore total. Un dépassement du critère de 0,1 mg/L pour la prévention d'enrichissement accéléré pour un milieu aquatique a été observé aux stations 10, 11, 13 et 20 durant les deux années d'échantillonnage. Un tel dépassement a également été observé en 2016 aux stations 7, 16 et 21, ainsi qu'à la station 19 en 2015 seulement. Un dépassement de critère a aussi été observé aux stations 11 et 13, analysées par la trousse HACH, pour l'azote ammoniacal durant l'été 2016 et durant l'été 2015 pour la station 13 seulement.

Les Tableau 17 et Tableau 18 présentent les valeurs médianes des nutriments analysés durant les mois d'automne par le CEAEQ et la trousse HACH respectivement. Les résultats de la chlorophylle  $\alpha$  pour l'automne 2016 proviennent également d'analyses effectuées par le CEAEQ et elles sont représentées au Tableau 16 Tableau 13 : Valeurs médianes de la chlorophylle  $\alpha$  active, de la phéophytine  $\alpha$  et de la chlorophylle  $\alpha$  totale de l'été 2015 et 2016.. Il est à noter que ce dernier paramètre a été analysé par le CEAEQ seulement pour les stations 1, 2 et 3 en 2015 et 2016, donc les données de 2015 ne sont pas présentées pour les autres stations.

**Tableau 16 : Valeurs médianes mesurées de la chlorophylle  $\alpha$  active, de la phéophytine  $\alpha$  et de la chlorophylle  $\alpha$  totale de l'automne 2015 et 2016.**

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	2,77	1,66	3,81	3,31	6,58	4,97
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	2,25	3,65	2,87	2,33	5,11	5,98
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	2,17	2,99	2,62	1,90	4,79	4,89
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	-	1,28	-	0,96	-	2,23
7	Rivière Kipawa	Belleterre	-	1,86	-	0,65	-	2,73



Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
	(Rivière aux Sables)							
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	-	1,50	-	1,32	-	2,82
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	-	0,90	-	0,86	-	1,76
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	-	3,76	-	3,50	-	7,26
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	-	0,38	-	0,61	-	0,99
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	11,06	-	3,99	-	15,05	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	8,60	-	2,38	-	10,98

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Chlorophylle $\alpha$ active		Phéophytine $\alpha$		Chlorophylle $\alpha$ totale	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	4,25	-	4,96	-	9,21	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	-	1,65	-	0,58	-	2,23
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	-	3,56	-	1,43	-	4,98
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	-	15,21	-	2,44	-	17,64
23	Rivière Winneway	Winneway	-	1,92	-	1,76	-	3,67
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	-	4,89	-	7,68	-	12,57
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	-	6,51	-	3,71	-	10,22

Tableau 17 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'automne 2015 et 2016, telles que mesurées par le CEAEQ.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates et nitrites (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Azote total (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016	2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	0,06	0,05	0,02	0,02	0,28	0,15	0,05	0,03	13,50	10,00
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	0,21	0,04	0,02	0,02	0,50	0,15	0,07	0,04	35,50	9,50
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	0,10	0,02	0,02	0,02	0,34	0,13	0,06	0,02	37,50	11,50
15	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	0,02	-	0,02	-	0,54	-	0,03	-	4,00	-
17	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	0,04	-	0,02	-	0,64	-	0,02	-	2,00	-
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	-	0,04	-	0,02	-	0,14	-	0,03	-	8,00
29	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	-	0,03	-	0,02	-	0,44	-	0,04	-	10,00

Les valeurs médianes du phosphore total de l'automne dépassent toutes le critère de 0,03 mg/L, à l'exception de la station 3 en 2016. Le critère de 0,1 mg/L n'a toutefois pas été dépassé à l'automne pour les deux années d'échantillonnage.

Tableau 18 : Valeurs médianes des nutriments et des solides en suspension de l'automne 2015 et 2016, telles que mesurées par la trousse HACH.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Orthophosphates (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	0,55	0,20	0,01	0,01	0,02	0,15	3,00	3,00	0,10	0,06
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	0,70	0,40	0,03	0,04	0,06	0,20	2,00	0,00	0,05	0,30
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	0,40	0,40	0,06	0,04	0,11	0,20	12,00	0,00	0,15	0,30
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	0,60	0,25	0,50	0,32	0,33	0,16	7,50	7,00	0,08	0,06
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	0,40	0,01	0,05	0,04	0,19	0,07	6,50	9,00	0,05	0,04
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	0,85	0,25	3,50	0,80	0,45	0,35	13,50	18,50	0,37	0,51
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	0,10	-	0,05	-	0,16	-	12	-	0,11

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Nitrates (mg-N/L)		Azote ammoniacal (mg-N/L)		Phosphore total (mg/L)		Orthophosphates (mg/L)		Solides en suspension (mg/L)	
			2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>	2015	2016 <sup>1</sup>
19	Rivière Kipawa	Laniel	0,75	0,20	0,04	0,02	0,06	0,08	1,50	2,00	0,02	0,03
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	0,20	0,10	0,09	0,02	0,14	0,13	39,50	11,00	0,12	0,04
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	0,50	0,0	0,03	0,16	0,06	0,25	5,50	6,00	0,05	0,08
23	Rivière Winneway	Winneway	0,60	0,20	0,02	0,02	0,04	0,10	4,00	2,00	0,03	0,03

<sup>1</sup> Ces valeurs représentent la concentration de phosphore total pour le mois de septembre uniquement

Toutes les valeurs médianes de l'automne mesurées par la trousse HACH dépassent le critère de 0,03 mg/L établie pour le phosphore total, à l'exception de la station 5 en 2015. En ce qui concerne le critère de 0,1 mg/L, des dépassements en 2015 et 2016 ont été mesurés aux stations 10, 11, 13 et 20, tandis qu'en 2016, il eut des dépassements aux stations 5, 7, 16 et 21 ; ainsi qu'à la station 12 en 2015 seulement. Un dépassement de critère a été observé à la station 13 pour l'azote ammoniacal durant l'automne 2015.

#### 4.4. Résultats sur les coliformes fécaux

Les résultats de teneur en coliformes fécaux sont représentés dans les tableaux suivants en tant que médianes saisonnières. Les coliformes fécaux des stations 1, 2, 3, 28 et 29 ont été analysés par le CEAEQ en 2016, tandis que les autres stations ont été analysées pour ce même paramètre à l'aide de ColiPlates. Les Tableau 19, Tableau 20 et Tableau 21 représentent les résultats de teneur en coliformes fécaux pour le printemps, l'été et l'automne 2015 et 2016 respectivement.

Tableau 19 : Teneur en coliformes fécaux des stations échantillonnées au printemps 2015 et 2016

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Coliformes fécaux (UFC/100mL)	
			2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	57,50	110,50
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	115,00	244,00
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	60,50	166,00
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	4,00	52,50
6	Rivière Fraser (Lac de l'Aqueduc)	Latulipe-et-Gaboury	3,00	3,00
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	3,00	3,00
8	Rivière des Outaouais	Angliers	46,00	33,00
9	Rivière Kipawa (Lac aux Sables)	Belleterre	3,00	3,00
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	1521,50	1479,00
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	1897,00	552,50
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	1343,50	1467,00
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	2424,00	1306,00
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	-	-
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	175,00	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	163,50

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Coliformes fécaux (UFC/100mL)	
			2015	2016
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	129,00	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	3,00	3,00
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	292,00	84,50
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	4,00	11,00
22	Rivière Barrière	Rémigny	3,00	-
23	Rivière Winneway	Winneway	3,00	4,00
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	-	-
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	-	5,50
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	-	19,50

Lorsque les résultats du printemps sont comparés aux plages de critères du Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux, un changement de classification de l'eau d'au moins une classe peut être constaté aux stations 1, 2, 3 et 5, avec une diminution de la qualité de l'eau de 2015 à 2016. Un changement de classe est également observé pour aux stations 11 et 20, par contre avec une augmentation de la qualité de l'eau en 2016.

Tableau 20 : Teneur en coliformes fécaux des stations échantillonnées durant l'été 2015 et 2016

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	
			2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	294, 50	62,00
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	62,00	78,00
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	41,00	15,50
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	8,00	131,50
6	Rivière Fraser (Lac de l'Aqueduc)	Latulipe-et-Gaboury	3,00	1,50

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Coliformes fécaux (UFC/100 mL)	
			2015	2016
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	3,00	8,00
8	Rivière des Outaouais	Angliers	21,5	65
9	Rivière Kipawa (Lac aux Sables)	Belleterre	3,00	0
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	2424,00	273,50
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	2424,00	2060,00
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	535,00	490,00
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	2424,00	2060,00
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	-	-
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	61,50	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	93,50
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	136,50	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	4,00	4,00
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	1267,00	227,00
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	77,50	1413,50
22	Rivière Barrière	Rémigny	3,00	-
23	Rivière Winneway	Winneway	3,00	4,00
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	-	-
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	-	8,00
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	-	325,00

Durant l'été, une augmentation de la qualité de l'eau, selon la teneur en coliformes fécaux, a été observée aux stations 1, 3, 10 et 20 de 2015 à 2016 ; toutes ces stations ayant connues



un changement de classification. D'autre part, la classification de la qualité de l'eau a diminué de 2015 à 2016 pour les stations 5 et 21, puisque la teneur en coliformes d'eau a augmenté de façon importante.

**Tableau 21 : Teneur en coliformes fécaux de chaque station échantillonnée à l'automne 2015 et 2016**

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Coliformes fécaux (UFC/100mL)	
			2015	2016
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	2556,50	239,00
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	3027,00	63,00
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	432,00	16,50
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	5,00	3,00
6	Rivière Fraser (Lac de l'Aqueduc)	Latulipe-et-Gaboury	-	-
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	1,50	4,00
8	Rivière des Outaouais	Angliers	-	-
9	Rivière Kipawa (Lac aux Sables)	Belleterre	-	-
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	1472,00	129,00
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	3636,00	1367,00
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	1799,00	335,50
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	3636,00	46,00
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	-	-
15	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	62,50	-
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	-	25,00
17	Petite rivière blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	91,00	-
19	Rivière Kipawa	Laniel	3,00	3,00
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	321,00	9,50

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Coliformes fécaux (UFC/100mL)	
			2015	2016
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	55,50	12,00
22	Rivière Barrière	Rémigny	8,00	-
23	Rivière Winneway	Winneway	4,00	4,00
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	-	-
28	Tributaire de la Rivière à la Loutre	Béarn	-	5,00
29	Tributaire de la Petite rivière Blanche	Béarn	-	16,00

À l'automne, aucun site a été démontré comme ayant une qualité de l'eau qui a diminuée, selon les classes du Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux .. Une amélioration de la qualité de l'eau a toutefois été observée aux stations 1, 2, 3, 10, 12, 13, 20 et 21, selon ce même critère.

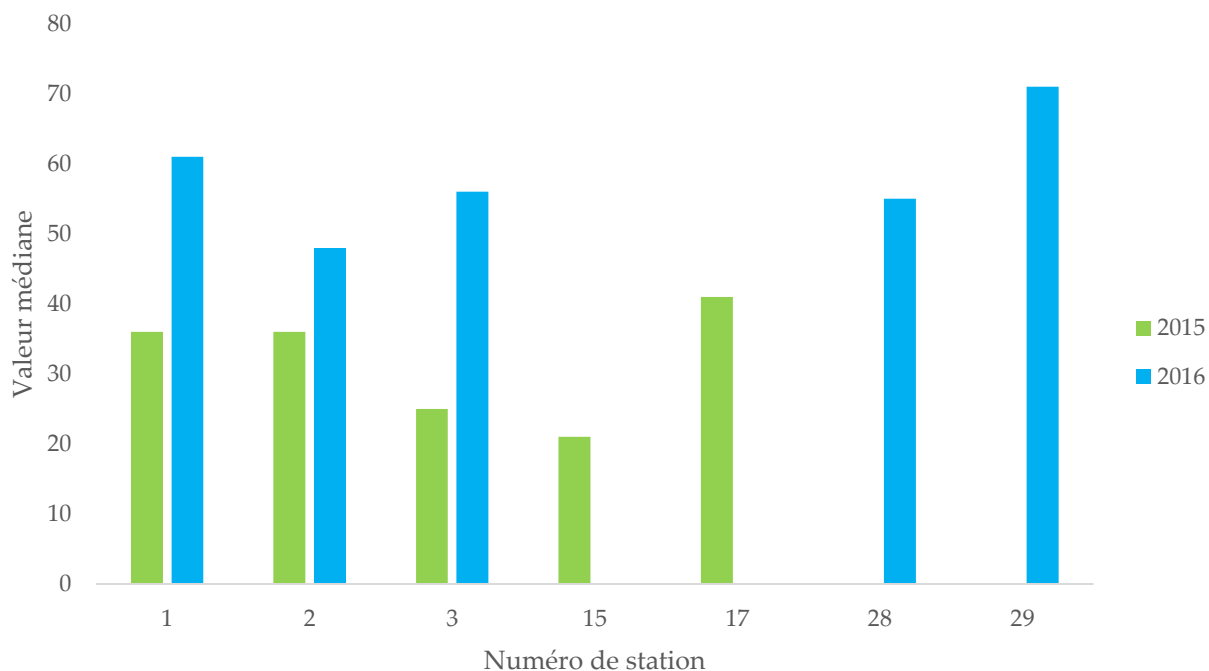
#### 4.5. Résultats sur l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

Les résultats des certificats d'analyses réalisés par les laboratoires du MDDELCC permettent de calculer un indice de qualité bactériologique et physico-chimique avec 6 paramètres (IQBP<sub>6</sub>) pour les sites 1, 2, 3, 28 et 29 (voir tableau 1) et d'attribuer une classe de qualité ainsi qu'indiquer le ou les paramètres déclassants de ces stations. Le sommaire des données est présenté dans le Tableau 22 : Qualité de l'eau selon l'IQBP<sub>6</sub> pour chaque site analysé par le CEAEQ en 2016. et les valeurs médianes des IQBP<sub>6</sub> de 2015 et 2016 sont présentées à la Figure 4 : L'IQBP<sub>6</sub> calculé pour chaque site échantillonné et analysé par le CEAEQ en 2015 et 2016..

Tableau 22 : Qualité de l'eau selon l'IQBP<sub>6</sub> pour chaque site analysé par le CEAEQ en 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	IQBP <sub>6</sub>	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s)
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	61	B	Satisfaisante	Solides en suspension
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	48	C	Douteuse	Solides en suspension
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	56	C	Douteuse	Solides en suspension

28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	55	C	Douteuse	Chlorophylle $\alpha$
29	Petite rivière Blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	71	B	Satisfaisante	Chlorophylle $\alpha$



**Figure 4 : L'IQBP<sub>6</sub> calculé pour chaque site échantillonné et analysé par le CEAEQ en 2015 et 2016.**  
**Note importante : les stations 28 et 29 n'ont pas été échantillonnées en 2015 et que les stations 15 et 17 n'ont pas été échantillonnées en 2016.**

Une augmentation de l'IQBP<sub>6</sub> a été observée aux stations 1, 2 et 3 depuis 2015. Dans le cas de la station 1, la qualité de l'eau est passée de la classe D (mauvaise qualité) à la classe B (qualité satisfaisante), tandis que la qualité de l'eau des stations 2 et 3 est passée de la classe D à la classe C (qualité douteuse).

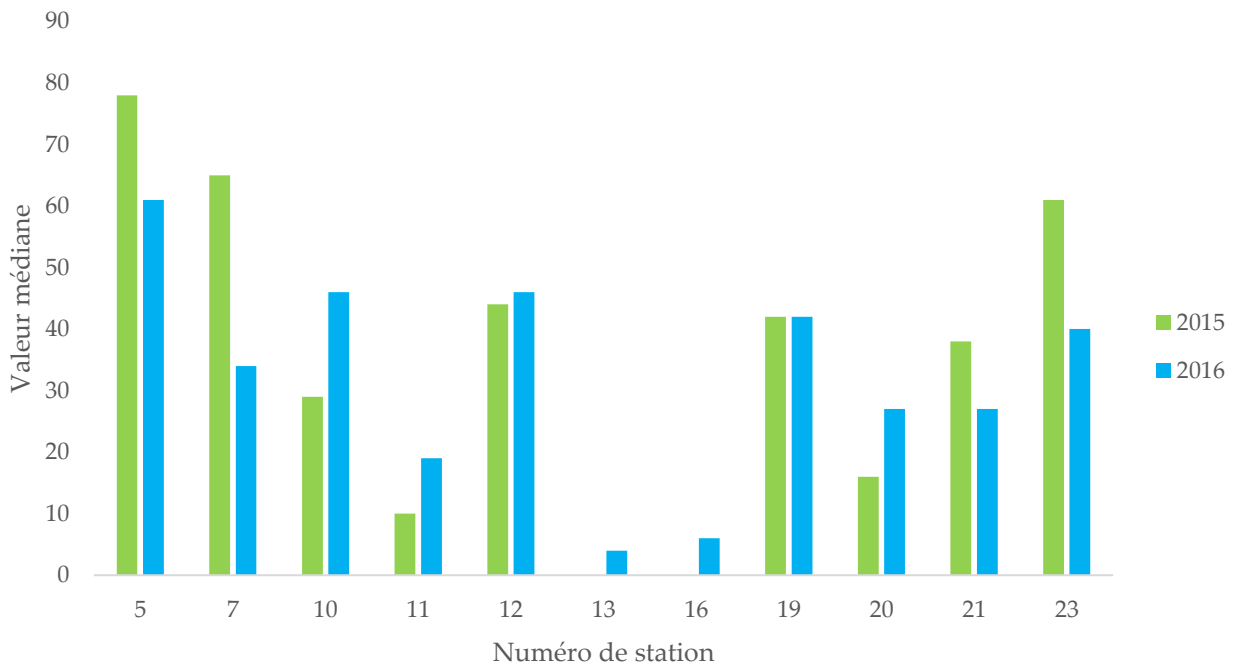
L'OBVT a également réalisé des analyses à l'aide de la trousse HACH pour les paramètres de l'IQBP<sub>6</sub>. Le sommaire des données est présenté dans le Tableau 23 : Qualité maximale de l'eau mesurée par un IQBP<sub>6</sub> en 2016, provenant d'analyses effectuées avec une trousse HACH. et les valeurs médianes des IQBP<sub>6</sub> 2015 et 2016 sont présentées à la Figure 5 : L'IQBP<sub>6</sub> calculé pour chaque site échantillonné et analysé avec la trousse HACH en 2015 et 2016. Note importante : la station 13 avait un IQBP<sub>6</sub> de zéro en 2015 et que la station 16 n'a pas été échantillonnée en 2015. Il est important de noter que les concentrations de

nitrites n'ont pas été mesurées avec la trousse HACH, c'est pourquoi les valeurs de nitrates seules ont été utilisées dans le calcul (au lieu de NO<sub>x</sub> qui est la somme des nitrites et des nitrates). Cette méthode de calcul a été validée auprès de Serge Hébert (Hébert, 2016).

**Tableau 23 : Qualité maximale de l'eau mesurée par un IQBP<sub>6</sub> en 2016, provenant d'analyses effectuées avec une trousse HACH.**

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	IQBP <sub>6</sub>	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s)
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	61	B	Satisfaisante	Phosphore total
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	34	D	Mauvaise	Phosphore total
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	46	C	Douteuse	Matières en suspension et phosphore total
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	19	E	Très mauvaise	Azote ammoniacal et phosphore total
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	46	C	Douteuse	Phosphore total
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred Bédard)	Nédélec	4	E	Très mauvaise	Phosphore total
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	6	E	Très mauvaise	Chlorophyll e $\alpha$ , matières en suspension et phosphore total
19	Rivière Kipawa	Laniel	42	C	Douteuse	Phosphore total
20	Rivière Racicot (cours d'eau 8373)	Ville-Marie	27	D	Mauvaise	Matières en suspension et phosphore total
21	Rivière Racicot (cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	27	D	Mauvaise	Phosphore total

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	IQBP <sub>6</sub>	Classe	Cote de qualité	Paramètre(s) déclassant(s)
23	Rivière Winneway	Winneway	40	C	Douteuse	Phosphore total



**Figure 5 : L'IQBP<sub>6</sub> calculé pour chaque site échantillonné et analysé avec la trousse HACH en 2015 et 2016. Note importante : la station 13 avait un IQBP<sub>6</sub> de zéro en 2015 et que la station 16 n'a pas été échantillonnée en 2015.**

Les IQBP<sub>6</sub> calculés d'après les mesures de la trousse HACH révèlent que seul le site 5 est compris dans la classe B (qualité satisfaisante), tandis que les sites 10, 12, 19 et 23 se retrouvent dans la classe C (qualité douteuse), les sites 7, 20 et 21 dans la classe D (mauvaise qualité) et les sites 11, 13 et 16 dans la classe E (très mauvaise qualité). Une diminution de l'indice chiffré est observée aux stations 5, 7, 21 et 23 depuis 2015. Pour les stations 7 et 23, la qualité de l'eau a même subi une descente de classe. Dans le cas de la station 7, la qualité de l'eau est passée de la classe B à la classe D, tandis que la qualité de l'eau de la station 23 est passée de la classe B à la classe C. Aucun site analysé par le CEAEQ et la trousse HACH n'a été catégorisé de bonne qualité (classe A).

Les graphiques et tableaux détaillés des médianes de l'IQBP<sub>6</sub> de toutes les stations peuvent être consultés à l'Annexe 4.

#### 4.6. Résultats de l'indice diatomées

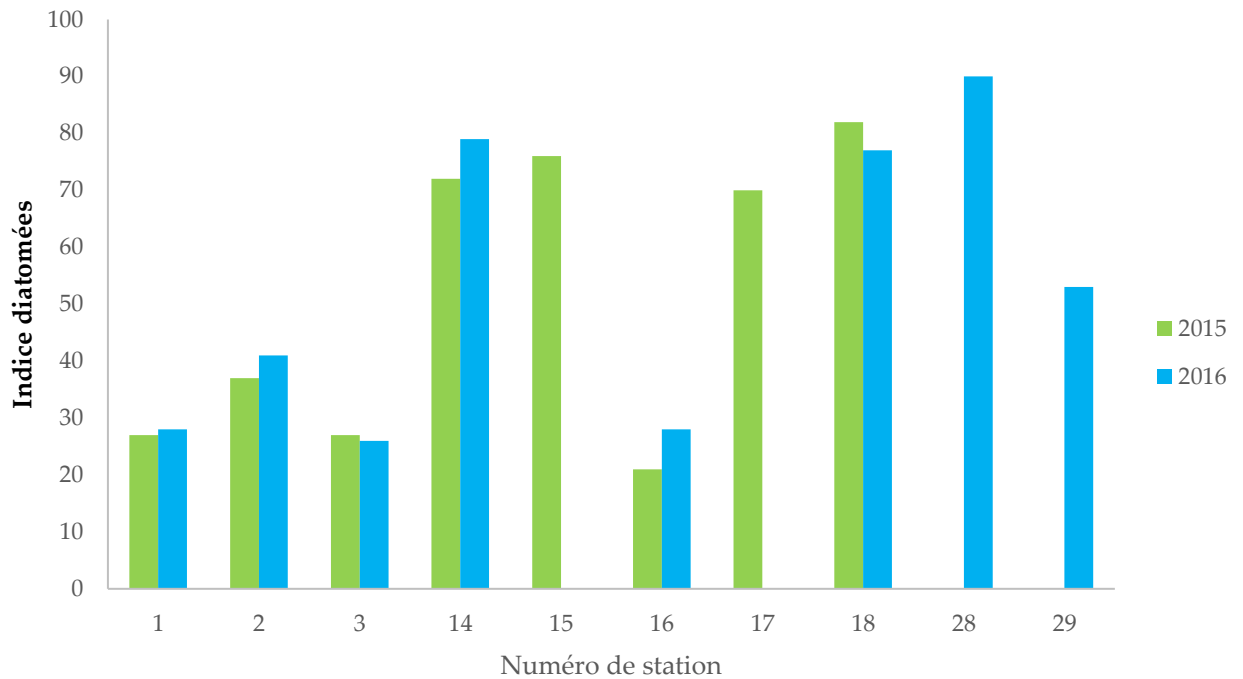
L'OBVT a prélevé des diatomées pour 8 sites (voir le tableau 1). Les résultats sont donnés dans le Tableau 24 : Qualité de l'eau en fonction de l'indice diatomées mesuré par le CEAEQ en 2016.. Les résultats obtenus sont répartis dans toutes les classes de l'indice diatomées. Les indices diatomées des sites 1, 3 et 16 se situent deux ou trois unités près de la division des classes (se référer au Tableau 4 : Classe de qualité de l'eau pour l'indice diatomées.).

Tableau 24 : Qualité de l'eau en fonction de l'indice diatomées mesuré par le CEAEQ en 2016.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Indice diatomées (unité)	Classe de l'indice	Qualité de l'eau	Indice utilisé
1	Petite rivière Blanche	Lorrainville	28	C	Pollué	Alcalin
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	41	C	Pollué	Alcalin
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	26	C	Pollué	Alcalin
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	79	A	Référence	Neutre
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	28	C	Pollué	Alcalin
18	Rivière Marsac	Témiscaming	77	A	Référence	Neutre
28	Petite rivière Blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	90	A	Référence	Neutre
29	Petite rivière Blanche (Cours d'eau Perreault)	Béarn	53	B	Légèrement pollué	Alcalin

Les indices diatomées de tous les sites échantillonnés en 2016 ont été comparés aux indices diatomées obtenus durant l'échantillonnage de 2015. Les résultats sont présentés à la Figure 6 : L'indice diatomées mesuré par le CEAEQ pour chaque site échantillonné en 2015 et 2016.

Note importante : les stations 15 et 17 n'ont pas été échantillonnées en 2016 et que les stations 28 et 29 n'ont pas été échantillonnées en 2015..



**Figure 6 : L'indice diatomées mesuré par le CEAEQ pour chaque site échantillonné en 2015 et 2016.**  
**Note importante : les stations 15 et 17 n'ont pas été échantillonnées en 2016 et que les stations 28 et 29 n'ont pas été échantillonnées en 2015.**

Les indices diatomées révèlent que les stations 1, 2 et 3 ont toujours une qualité de l'eau polluée (C) et que les stations 14 et 18 ont toujours une qualité de l'eau de référence en 2016. Dans le cas de la station 16, la qualité de l'eau est passée de fortement polluée (D) à polluée (C).

#### 4.7. Résultats des paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres

Les résultats des paramètres de niveau trophique pour les milieux lacustres (phosphore total en trace, chlorophylle  $\alpha$ , transparence, carbone organique dissous) sont résumés dans le Tableau 25 : Valeurs moyennes des paramètres mesurés pour les stations qui représentent des lacs. ci-dessous.

Tableau 25 : Valeurs moyennes des paramètres mesurés pour les stations qui représentent des lacs.

Numéro de station	Sous Bassin-versant	Municipalité	Transparence (m)	Phosphore total en trace ( $\mu\text{g/L}$ )	Carbone organique dissous (mg-C/L)	Coliformes fécaux (UFC/100mL)	Chlorophylle $\alpha$ total ( $\mu\text{g/L}$ )
6	Rivière Fraser (Lac de l'Aqueduc)	Latulipe-et-Gaboury	2,62	27,13	5,48	<3	4,48
8	Rivière des Outaouais	Angliers	1,04	11,17	8,39	54,33	2,52
9	Rivière Kipawa (Lac aux Sables)	Belleterre	2,74	7,67	7,22	<3	1,85

Les données de température de la station 6 indiquent que le lac de l'Aqueduc connaît une stratification thermique (Figure 7 : Profil vertical de la station 6 au mois de juin 2016. et Figure 8 : Profil vertical de la station 6 au mois de juillet 2016.). Un épuisement de l'oxygène dissous a également été mesuré en profondeur (10 m), avec certaines valeurs étant inférieures à 1 mg/L. Il est toutefois impossible de confirmer cette tendance pour le mois d'août 2016 puisque les mesures des paramètres de la multisonde à 10 m de profondeur n'ont pas été prises. La représentation graphique de ces données a donc été omise.



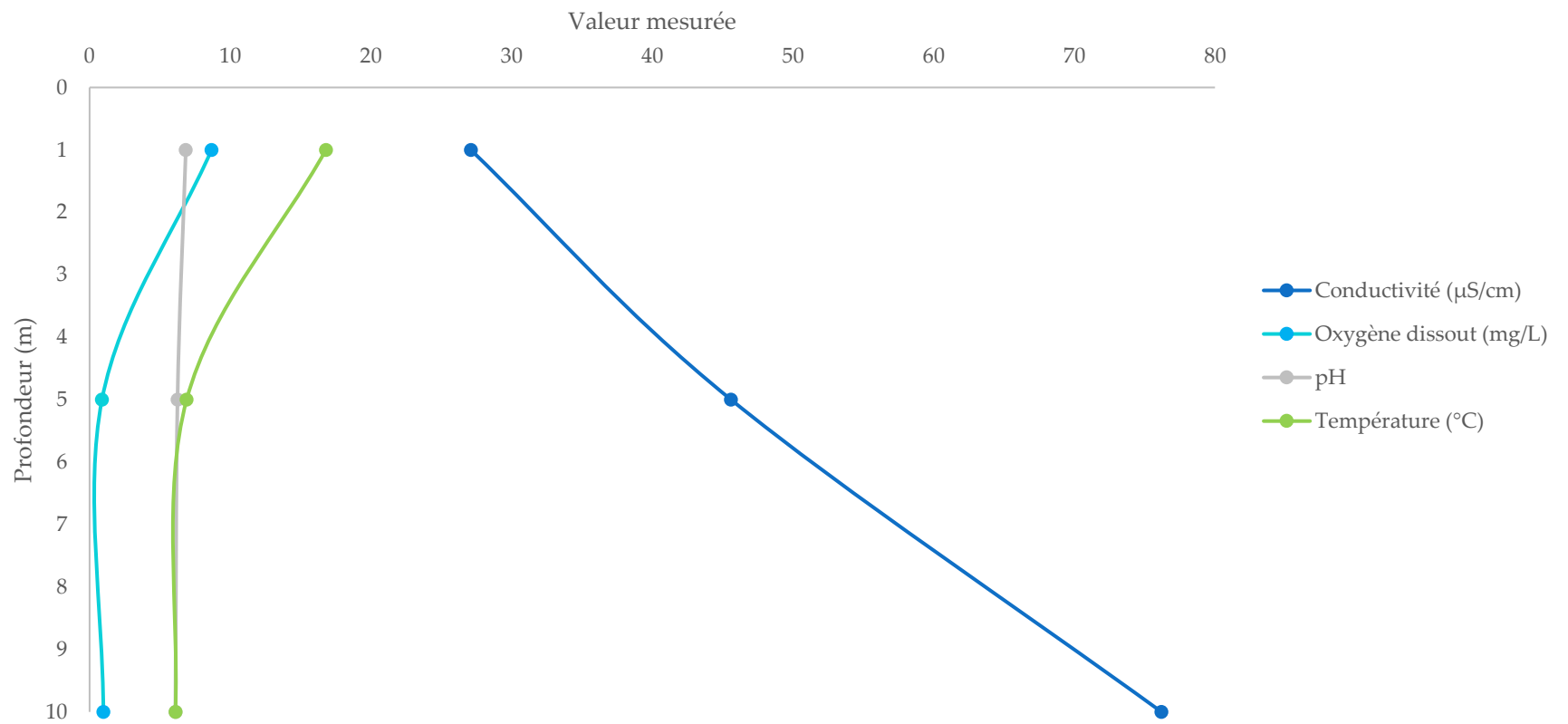


Figure 7 : Profil vertical de la station 6 au mois de juin 2016.

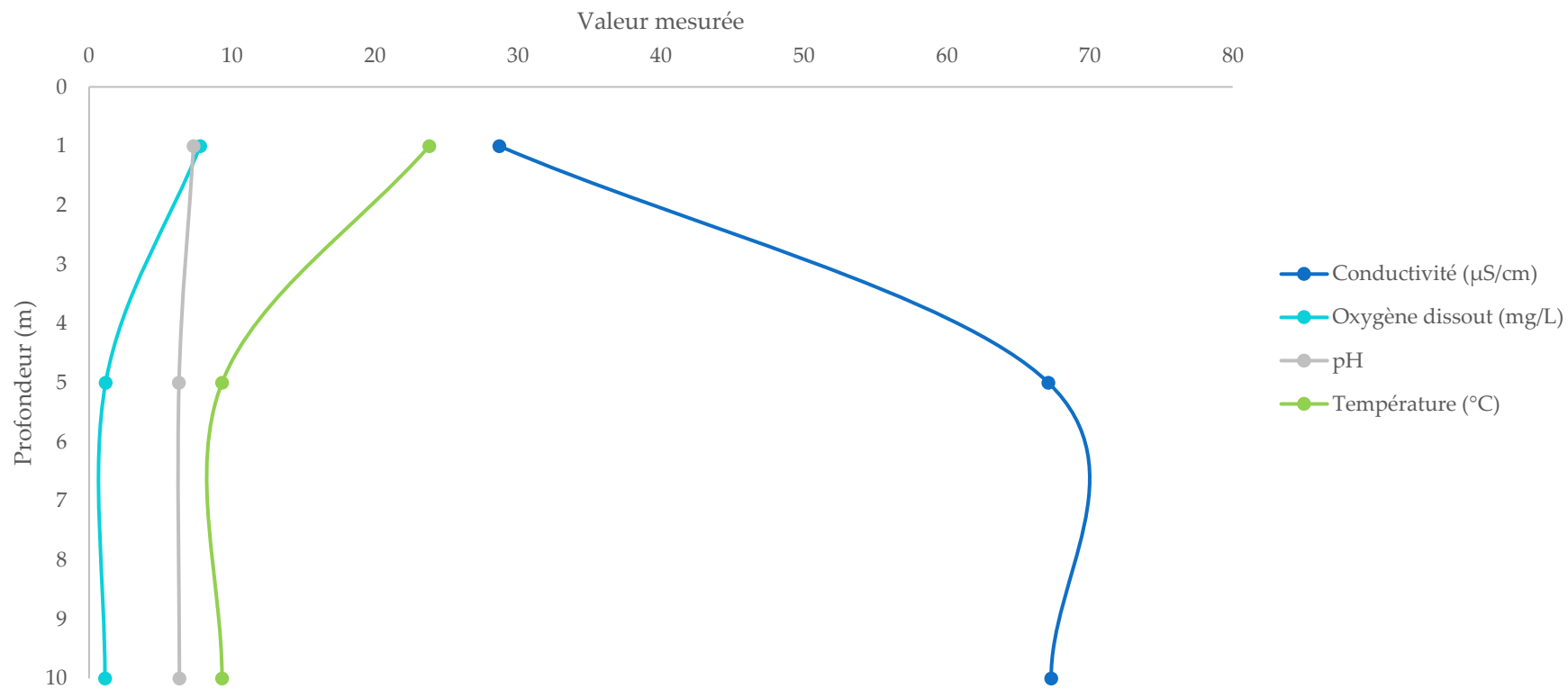


Figure 8 : Profil vertical de la station 6 au mois de juillet 2016.

Les mesures effectuées dans la rivière des Outaouais (station 8) ne démontrent pas d'évidence de stratification thermique (Figure 9 : et Figure 10 ). Une absence de données à une profondeur de 10 m au mois de juin 2016 fait en sorte qu'il est impossible de déterminer avec certitude si une stratification thermique a eu lieu à ce temps. La représentation graphique de ces données a donc été omise.

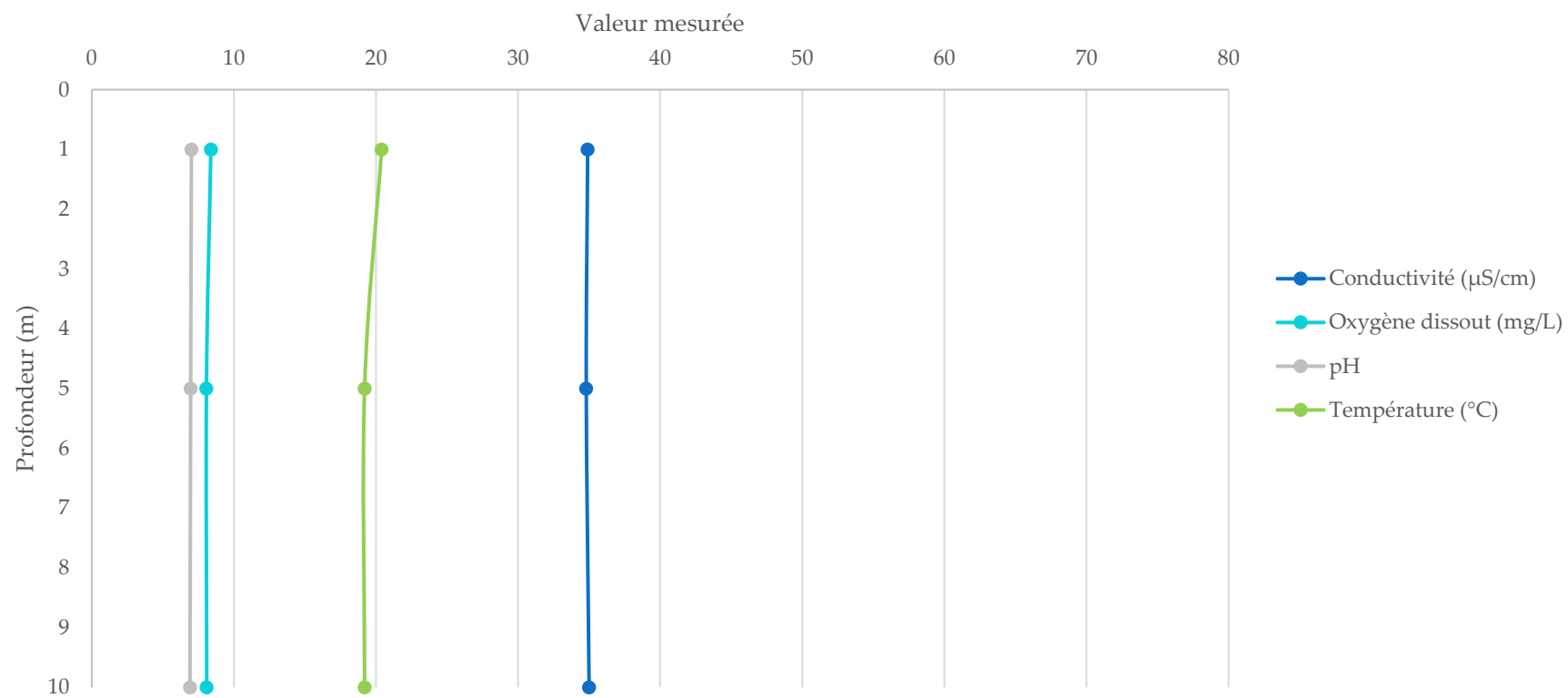


Figure 9 : Profil vertical de la station 8 au mois de juillet 2016.

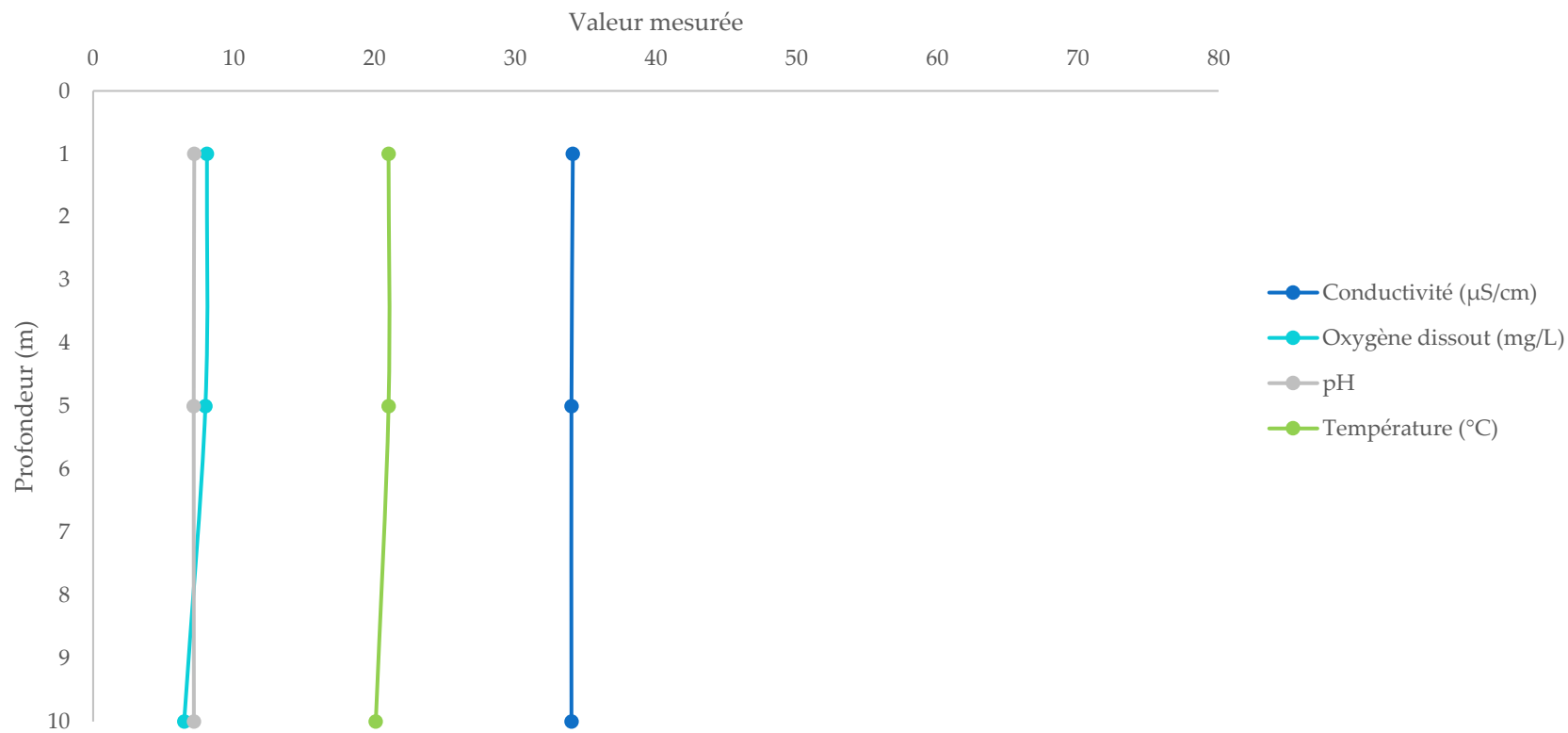


Figure 10 : Profil vertical de la station 8 au mois d'août 2016.

Les échantillonnages à la station 9 ne dépassant pas 3 mètres de profondeur, aucune analyse du profil vertical n'a été faite.

#### 4.8. Résultats sur les pesticides

Les analyses d'ingrédients actifs de pesticides ont été effectuées sur des échantillons provenant de la station 24 (Rivière à la Loutre, Saint-Bruno-de-Guigues) en 2015 et 2016. Sur les 300 données résultantes de l'échantillonnage de 2016, 3 d'entre elles dépassent la limite de détection. En 2015, il eut 9 dépassements de la limite de détection, par contre le nombre d'échantillons analysés était plus que doublé. Les ingrédients actifs détectés en 2016 sont le chlorpropham et l'azoxystrobine, avec des concentrations respectives de 0,03 mg/L et 1,0 ng/L. Ces derniers ont tous les deux été détectés le 25 juillet 2016. Parmi ceux-ci, seul l'azoxystrobine a un critère guide établi et ce dernier n'a pas été dépassé. D'autre part, deux pesticides, l'imidaclopride et le clothianidin, ont franchi une fois le critère de protection de la vie aquatique pour les effets chroniques en 2015.

Ces résultats sont résumés au Tableau 26 : Fréquence de détection et nombre de dépassement du critère de protection de la vie aquatique ou de valeur guide des ingrédients actifs de pesticides mesurés en 2015 et 2016..

**Tableau 26 : Fréquence de détection et nombre de dépassement du critère de protection de la vie aquatique ou de valeur guide des ingrédients actifs de pesticides mesurés en 2015 et 2016.**

Pesticides	Critère de protection de la vie aquatique (µg/L)	Fréquence de détection		Nombre de dépassement du critère de protection de la vie aquatique	
		2015	2016	2015	2016
Atrazine	1,8	1	-	0	-
Chlorpropham	-	-	1	-	0
Imidaclopride	0,0083	1	-	1	-
Thiamethoxam	0,0083	1	-	0	-
Fénamidone	-	1	-	0	-
Azoxystrobine	1,24 <sup>1</sup>	1	1	0	0
Clothianidin	0,0083	1	-	1	-
MPCA	2,6	1	-	0	-

<sup>1</sup>Ce critère représente une valeur guide estimée selon une approche simplifiée

Les valeurs médianes de tous les dépassements de 2015 et 2016 n'ont toutefois jamais dépassé le critère de protection de la vie aquatique. Le tableau regroupant les valeurs médianes, le critère de protection et le nombre de dépassements pour les deux années d'échantillonnage peut être consulté à l'Annexe 5.

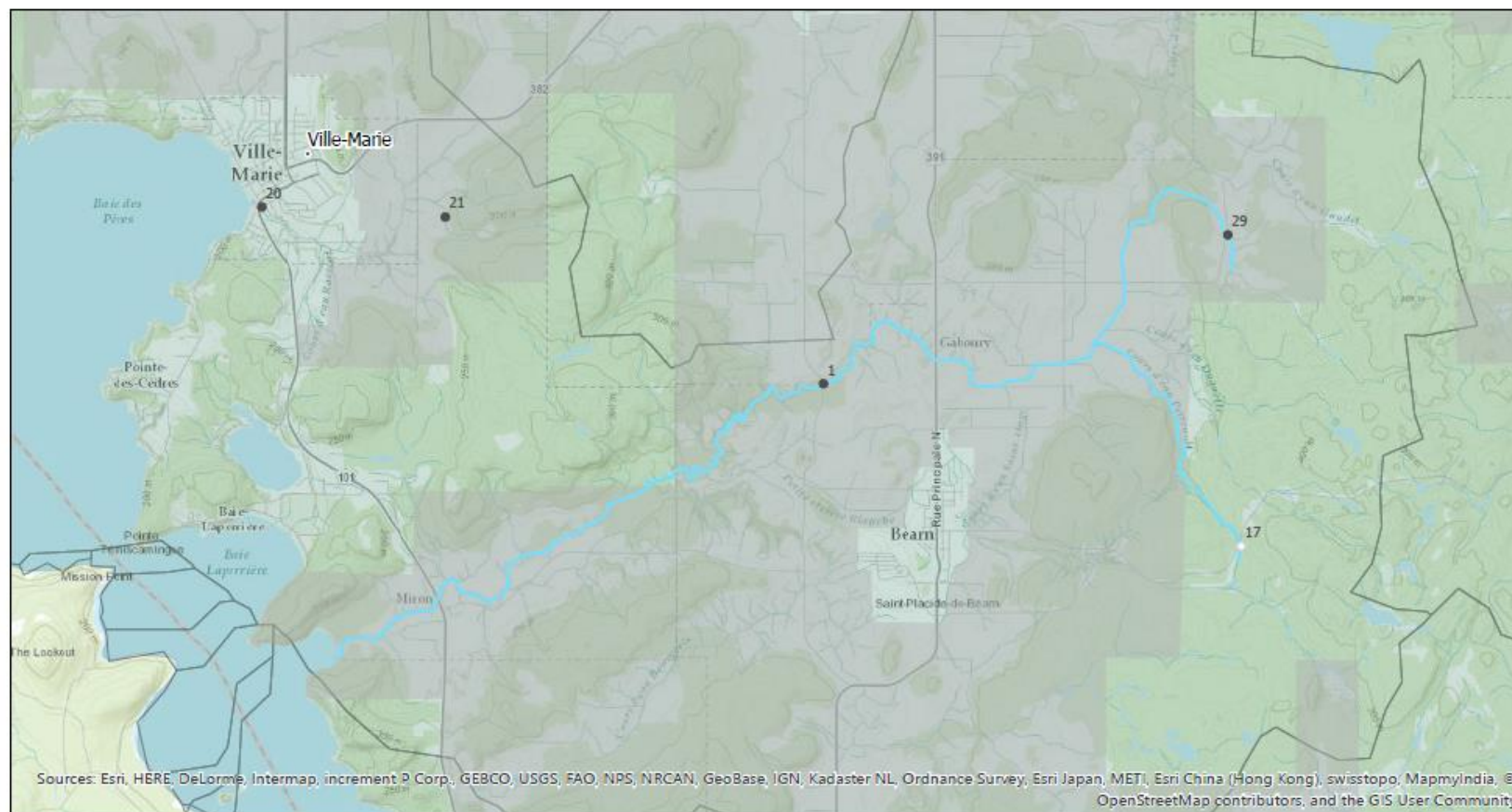
## 5. Discussion

Cette section vise à donner une interprétation des résultats obtenus sur la qualité de l'eau pour les campagnes d'échantillonnage de 2015 et 2016 en faisant des liens avec les objectifs d'échantillonnage et les usages de l'eau. Il est important de mentionner que les informations sur la qualité de l'eau d'une seule année sont insuffisantes pour établir un portrait précis de la qualité de l'eau de surface aux endroits échantillonnés, peu importe les méthodes d'échantillonnages et d'analyses. Les résultats discutés correspondent, dans la plupart des cas, aux données de deux années.

Les indices analysés à certaines stations ont des utilités précises dans la détermination de la qualité de l'eau. Par exemple, l'IQBP<sub>6</sub> a comme objectif d'interpréter l'état de l'eau pour la conservation des usages de cette dernière en se servant de six variables. Cette analyse nous permet alors de déterminer les usages qui sont permis en fonction des variables. Par contre, dans le cas de l'indice diatomées, cet indice ne fournit aucune relation directe entre la qualité de l'eau et les usages permis. Selon Campeau et al., il est toutefois possible d'estimer qu'un indice diatomées entre 75 et 100 est peu problématique pour la qualité de l'eau (Campeau, Lavoie, & Grenier, 2013). De ce fait, il est parfois peu utile de procéder à des mesures physico-chimiques, telle les paramètres utilisés pour calculer l'IQBP<sub>6</sub>, aux lieux atteignant cette plage de valeurs.

Comme mentionné dans la section Mise en contexte, certaines stations se retrouvent en aval l'une de l'autre. Les Figure 11 : Stations d'échantillonnage de la petite rivière Blanche en 2015 et 2016., Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loutre en 2015 et 2016. et Figure 13 : Stations d'échantillonnage de la rivière Racicot en 2015 et 2016. ci-bas démontrent justement la connectivité qui existe entre les stations en question. Ceci signifie alors que certaines tendances générales sont prédites aux stations situées sur un même cours d'eau. Ces tendances seront justement discutées dans les sections suivantes.

# Stations de la petite rivière Blanche 2015 et 2016



## Légende

- Villes
- Stations
  - Échantillonnées en 2015 seulement
  - Échantillonnées en 2016
- Petite rivière Blanche
- Zone agricole
- Ensemble centre
- Ensemble nord
- Ensemble sud
- Bassin versant du lac Témiscamingue

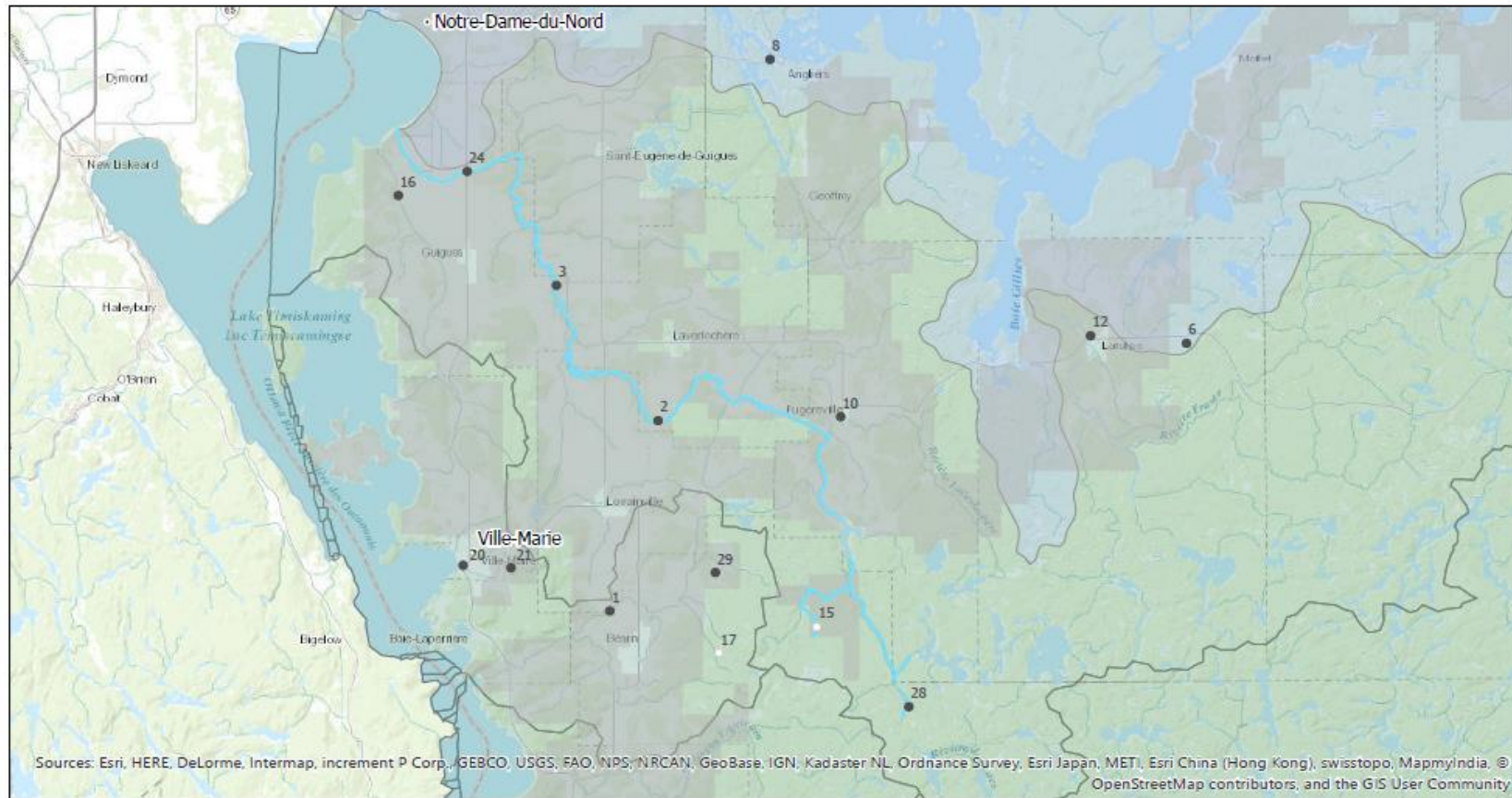
0 20 40 80 Kilometers



Source : OBVT  
 Système de coordonnées : NAD83 - UTM17N  
 Réalisation : Camilla Arbour, avril 2017



# Stations de la rivière à la Loutre 2015 et 2016



## Légende

- Villes
- Stations
  - Échantillonnées en 2015 seulement
  - Échantillonnées en 2016
- Rivière à la Loutre
- Zone agricole
- Ensemble centre
- Ensemble nord
- Ensemble sud
- Bassin versant du lac Témiscamingue

0 20 40 80 Kilometers

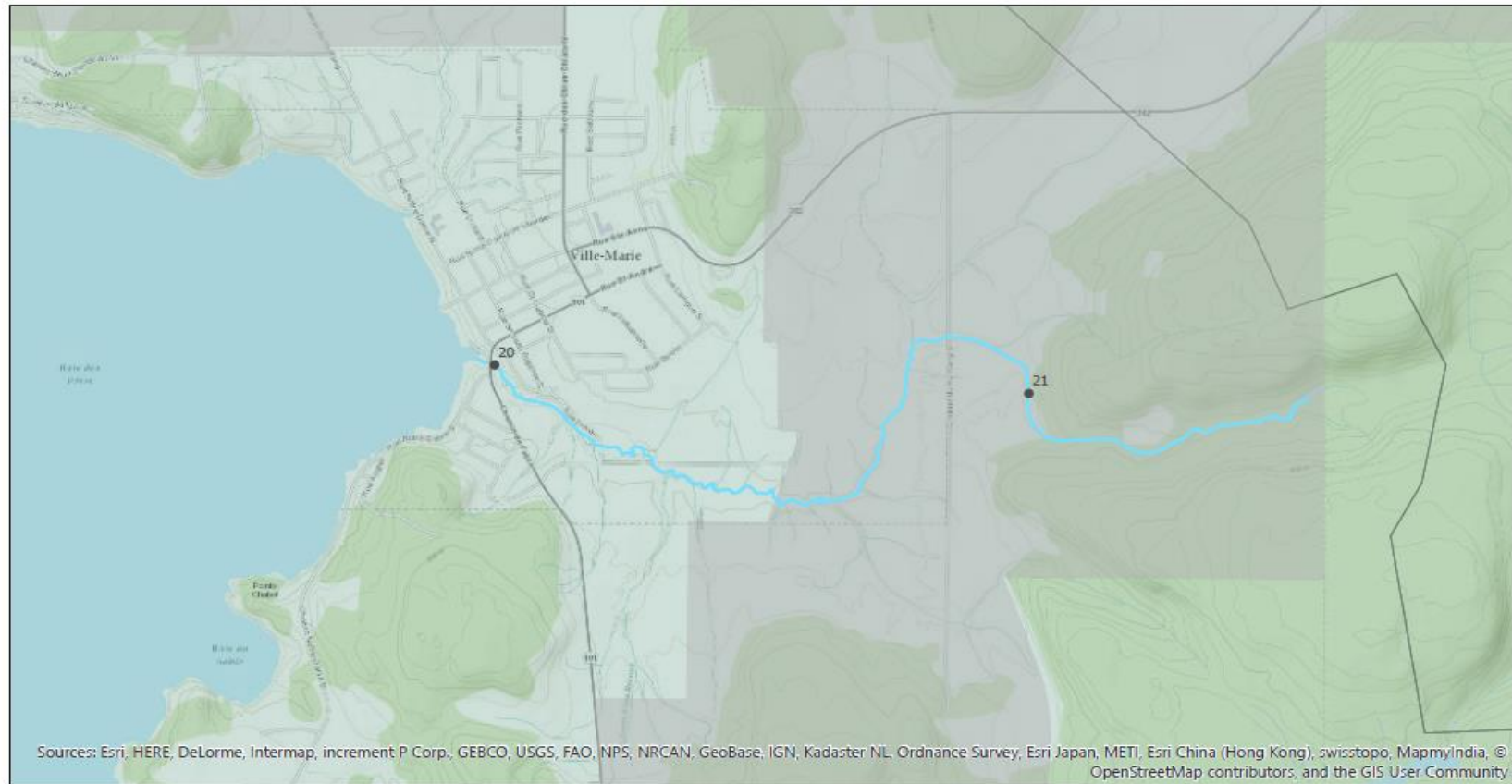


Source : OBVT  
 Système de coordonnées : NAD83 - UTM17N  
 Réalisation : Camilla Arbour, avril 2017





# Stations de la rivière Racicot 2015 et 2016



## Légende

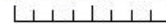
### Stations

- Échantillonnées en 2015 seulement
- Échantillonnées en 2016

- Ensemble centre
- Ensemble nord
- Ensemble sud
- Bassin versant du lac Témiscamingue

- Rivière Racicot
- Zone agricole

0 20 40 80 Kilometers



N



Source : OBVT  
Système de coordonnées : NAD83 - UTM17N  
Réalisation : Camilla Arbour, avril 2017

## 5.1. Limitations liées aux instruments de mesures et d'analyses

Il est important de reconnaître que certains moyens d'analyse et de mesure de paramètres peuvent produire des résultats qui ne représentent pas toujours les conditions réelles du milieu échantillonné. Les limitations possibles que présentent les méthodes d'analyses sont discutées prochainement.

Le ColiPlate est utilisé pour effectuer des essais quantitatifs pour les coliformes et les coliformes fécaux (*Escherichia coli*) afin de déterminer la densité des colonies formées dans un échantillon d'eau. Bien que cet instrument ne soit pas aussi précis que les analyses effectuées en laboratoire, il est toutefois un outil qui permet d'estimer la concentration de coliformes fécaux dans un milieu aquatique échantillonné. Les résultats qu'offre le ColiPlate nous informe sur la qualité de l'eau et nous permet d'y attribuer une cote selon la présence de ces bactéries (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). Il est important de considérer les limitations de cette méthode d'analyse lors de l'interprétation des résultats.

La trousse HACH est un spectrophotomètre et a comme utilité de donner la concentration de certains paramètres analysés dans une solution. Elle présente l'avantage de produire des données rapides de façon efficace. Bien que cet instrument soit utile et d'interface conviviale, sa précision est toutefois limitée et les détections de limites sont parfois élevées. Il est donc préférable d'effectuer les analyses en laboratoire certifié si un certain degré de précision est recherché.

La multisonde peut également générer de faux résultats. Par exemple, une calibration inadéquate peut mener à une production de fausses données. Puisque les sondes de cet instrument sont fragiles et qu'elles expirent après un certain temps, il est nécessaire de considérer qu'une perturbation mineure peut rendre une sonde défectueuse. Il est important de toujours calibrer la multisonde à la température ambiante de l'endroit échantillonné. Puisque la concentration d'oxygène dissous est inversement proportionnelle à la température (elle diminue lorsque la température augmente), il est évident que la température à laquelle la calibration de la multisonde est effectuée aura un effet direct sur les mesures prises dans les milieux aquatiques. Une description détaillée de tous les paramètres mesurés par la multisonde peut être consultée à l'Annexe 2 (conductivité, oxygène dissous, pH et température).

Il est à souligner que les concentrations d'oxygène dissous mesurées le 22 septembre 2015 aux sites 5, 7, 10, 12, 19, 20, 21 et 23 étaient toutes relativement basses lorsque comparées aux mesures prises à d'autres dates. La Figure 14 démontre cette tendance en illustrant la

moyenne d'oxygène dissous calculée pour les stations mentionnées précédemment. Il est évident que les données du 22 septembre 2015 diffèrent des autres données, ce qui laisse croire que la multisonde a pu être défectueuse à ce temps et que les mesures d'oxygène dissous ne sont pas représentatives des milieux analysés. De ce fait, nous concluons que les valeurs d'oxygène dissous du 22 septembre 2015 pour les stations mentionnées ci-haut ne représentent pas les valeurs réelles de l'oxygène dissous de l'eau à ce moment. Elles ne seront donc pas discutées davantage.

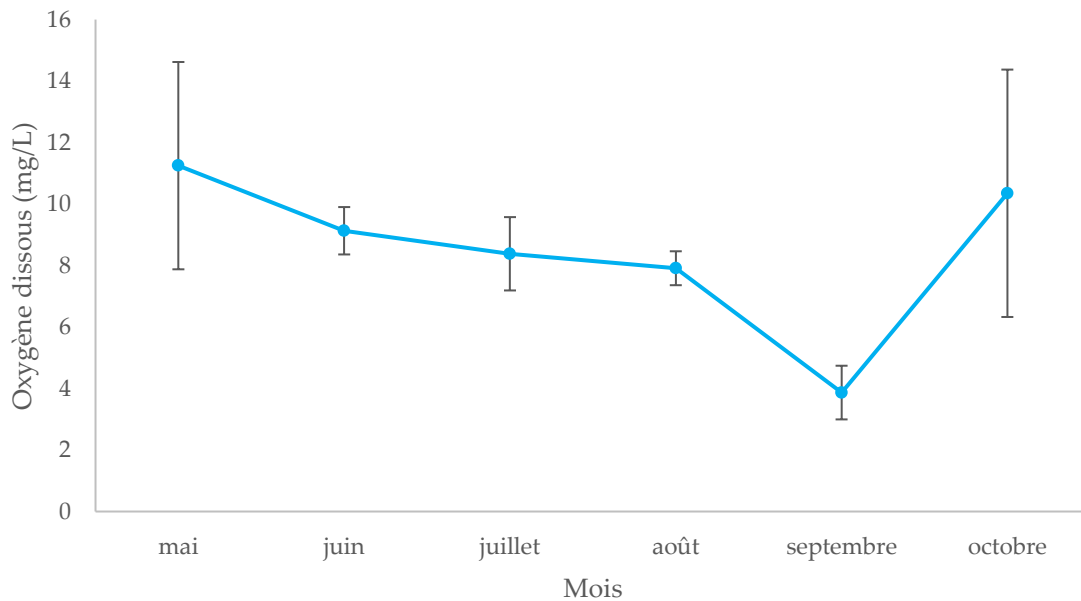


Figure 14 : moyenne des mesures d'oxygène dissous aux stations échantillonnées en 2015.

## 5.2. Milieux représentant une prise d'eau potable

Parmi les stations échantillonnées durant les deux dernières années, les stations 5, 6, 7 et 8 représentent des lieux de prise d'eau potable de certaines municipalités. La qualité de l'eau à ces stations, en général, ne présente pas de problématiques en ce qui concerne l'approvisionnement en eau potable. Chaque station est discutée davantage ci-bas.

### 5.2.1. Municipalité de Témiscaming (station 5)

L'eau potable de la municipalité de Témiscaming est prise au ruisseau Gordon en aval de la communauté de Tee Lake et en amont du pont de la route 101 qui traverse ce cours d'eau sur le chemin de la Montée Letang. La qualité de cette eau a été classée comme satisfaisante (classe B) par l'IQBP<sub>6</sub> pendant les deux campagnes d'échantillonnage ; les

paramètres déclassants étant les nitrates en 2015 et le phosphore total en 2016. Il est à souligner que l'indice chiffré a toutefois diminué d'une valeur de 78 en 2015 à une valeur de 61 en 2016. Des concentrations de phosphore élevées mesurées aux mois de mai et de septembre 2016 sont à l'origine de ce déclassement, excédant le seuil de 0,1 mg/L qui déclenche une croissance d'algues accélérée (USEPA, 2000). Bien que les données de juin-août étaient sous le critère de 0,1 mg/L, les valeurs de phosphore total mesurées dépassaient le critère de 0,03 mg/L pour la prévention de croissance excessive des algues (CCME, 1999) pour 2016. L'absence de données de nutriments au mois d'octobre est toutefois problématique, surtout dans le cas de la médiane déclassante du phosphore total. Il aurait été intéressant de voir si une variation de la concentration des paramètres mesurés se serait reproduite si les analyses avaient été effectuées par le CEAEQ à la place de la trousse HACH sur les échantillons provenant de cette station.

Les données de la multisonde révèlent un pH généralement neutre de 2015 à 2016 ainsi qu'une température représentative des variations saisonnières pour ces deux années d'échantillonnage. Dans le cas de l'oxygène dissous, les concentrations demeurent toujours au-dessus de la valeur critique qui assure la survie des premiers stades biologiques en eau chaude (6,0 mg/L). Les concentrations d'oxygène dissous, couplées avec les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  qui sont caractéristiques d'un milieu peu productif, indique qu'un enrichissement du milieu aquatique n'est pas probable suite aux concentrations élevées en phosphore pour les mois de mai et de septembre 2016. Il est toutefois possible que des surverses des égouts sanitaires et pluviaux et/ou des installations septiques se produisent occasionnellement en amont de la prise d'eau potable de la ville de Témiscaming, puisque les concentrations de coliformes fécaux ont connu une augmentation importante durant les mois de juin et juillet 2016 ; indiquant une qualité de l'eau « médiocre » et « mauvaise » respectivement (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux .). Dans le cas de la conductivité, les valeurs faibles mesurées sont représentatives de ce milieu qui connaît peu de pressions anthropiques et qui repose sur un socle rocheux gneissique.

Toutes les tendances décrites ci-haut mènent à la conclusion que la qualité de l'eau du ruisseau Gordon est soumise aux pressions anthropiques environnantes, bien qu'elles semblent être généralement de faible influence. La qualité de l'eau ne semble pas poser d'inquiétudes importantes, par contre cette qualité devrait être, au minimum, préservée par des actions visant à prévenir des surverses lors d'événements de pluie et par l'amélioration de la gestion des systèmes de traitement des eaux usées des résidences isolées.

### 5.2.2. Municipalité de Latulipe-et-Gaboury (station 6)

L'eau potable de la municipalité de Latulipe-et-Gaboury est prélevée dans le lac de l'Aqueduc ; un lac qui, selon les données de 2016, démontre une tendance de stratification thermique (Figure 7 : Profil vertical de la station 6 au mois de juin 2016. et Figure 8 : Profil vertical de la station 6 au mois de juillet 2016.). Bien que l'IQBP<sub>6</sub> n'a pas été calculé pour cette station, les paramètres de transparence, de phosphore total en trace, de carbone organique dissous, de coliformes fécaux et de chlorophylle  $\alpha$  mesurés permettent de déduire une classe trophique pour le lac en question. Dans le cas du lac de l'Aqueduc, la transparence et la concentration moyenne de phosphore total mesurée (Figure 3 : Diagramme de classement du niveau trophique des lacs .) démontre une tendance mésoeutrophe, tandis que la concentration moyenne de chlorophylle  $\alpha$  tend plutôt vers une classification mésotrophe. En 2015, les paramètres de la station indiquaient plutôt une tendance eutrophe pour ce même lac.

Un quasi-épuisement de l'oxygène dissous est observé en profondeur dans l'hypolimnion à l'endroit échantillonné durant les mois de juin et de juillet 2016, ainsi que des concentrations en phosphore total très près ou au-delà du critère de 0,03 mg/L mais toujours en dessous du critère de 0,1 mg/L. D'après ces observations, nous pourrions penser qu'un phénomène d'eutrophisation se produit dans ce lac. Le manque de mesures des paramètres de la multisonde à 10 m au mois d'août 2016 font en sorte qu'il est impossible de confirmer qu'une stratification thermique existe et qu'un développement de conditions anoxiques se produit également durant ce mois. Il serait intéressant de mesurer les concentrations de soufre aux mêmes profondeurs de 1, 5 et 10 mètres afin de voir s'il y a une production importante de ce dernier lorsque les conditions anoxiques se développent. Les valeurs de conductivité du milieu représentent bien la présence de socle gneissique au sous-sol du lac en question.

Il est évident que la qualité de l'eau est perturbée à cet endroit, par contre les coliformes fécaux mesurés ne présentent pas d'inquiétudes en ce qui concerne l'approvisionnement en eau potable. La poursuite de l'échantillonnage de ce milieu sera importante afin de bien suivre l'évolution du vieillissement prématuré du lac de l'Aqueduc et de prendre des mesures qui seront efficaces dans la préservation de la qualité de l'eau de ce dernier.

### 5.2.3. Municipalité de Belleterre (station 7)

La municipalité de Belleterre prend son eau potable de la rivière aux Sables. L'IQBP<sub>6</sub> de cette rivière a passé d'un classement de qualité d'eau « satisfaisante » (B) à une qualité d'eau « mauvaise » (D) de 2015 à 2016 (Tableau 3 : Classe de qualité de l'eau pour l'IQBP<sub>6</sub>). Ce changement indique une réduction de l'indice chiffré de près de moitié ; passant de 65

à 34. Le phosphore total a été le paramètre déclassant pour ces deux années d'échantillonnage. Les médianes saisonnières de 2016 pour le phosphore total étaient toutes plus élevées que les médianes saisonnières de 2015, avec des concentrations bien plus élevées aux mois de juin, juillet et septembre 2016. Il est à souligner que toutes les médianes saisonnières de phosphore total étaient au-dessus du critère de 0,03 mg/L et au-dessus du critère de 0,1 mg/L pour l'été et l'automne 2016. Une augmentation importante des orthophosphates a également été observée en septembre 2016, ainsi qu'une augmentation de nitrates, de coliformes et de coliformes fécaux. Les concentrations d'oxygène dissous ne franchissent toutefois pas les critères de protection de la vie aquatique (premiers stades biologiques et autres) et les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  sont représentatives d'un milieu peu productif. Un phénomène d'enrichissement n'est donc pas soupçonné.

Un manque de données sur les nutriments pour le mois d'octobre limite toutefois l'interprétation des résultats. Dans le cas où les mesures de nitrates et d'orthophosphates seraient toujours élevés au mois d'octobre 2016, un apport en nutriments de la décomposition végétale et le relargage de nutriments dans les sols pourraient être soupçonnés en tant qu'origine de ces hausses de concentrations. Il aurait été intéressant de voir si une variation de la concentration des nutriments se serait reproduite si les analyses avaient été effectuées par le CEAEQ à la place de la trousse HACH sur les échantillons provenant de cette station.

L'IQBP<sub>6</sub> à cet endroit demeure troublante, par contre le paramètre déclassant ne semble pas être d'origine inquiétante pour l'approvisionnement en eau potable. Une concentration élevée en nutriments pourraient toutefois induire un bloom de cyanobactérie et dans ce cas, les toxines libérées par ces organismes ne pourraient pas être traitées par un système de traitement de l'eau, ni par l'ébullition de l'eau. Une poursuite de la tendance de concentrations élevées en nutriments pourrait donc mener à des problématiques sérieuses.

#### **5.2.4. Municipalité d'Angliers (station 8)**

La prise d'eau potable de la municipalité d'Angliers se fait dans le lac des Quinze. La station 8 a été choisie comme endroit représentatif de la qualité de l'eau qui approvisionne cette municipalité. D'après les données incomplètes du profil vertical prises en 2016, une tendance de stratification thermique semble présente pour le lac des Quinze (Figure 9 : Profil vertical de la station 8 au mois de juillet 2016. et Figure 10 : Profil vertical de la station 8 au mois d'août 2016.). Il est toutefois impossible de confirmer ce phénomène en raison d'un manque de données. Les moyennes des données de la transparence, du

phosphore total et de la chlorophylle  $\alpha$  indiquent un niveau de productivité eutrophe, mésotrophe et oligo-mésotrophe respectivement. La faible transparence de l'eau peut être attribuée à la nature du sous-sol argileux dans cette partie du bassin versant. Le couplage de la nature argileuse, des faibles concentrations de phosphore et de chlorophylle  $\alpha$ , ainsi que les concentrations en oxygène dissous au-dessus des critères établis pour la protection de la vie aquatique indiquent que le milieu est peu productif et semblent à l'encontre d'un niveau de productivité eutrophe. Il est toutefois important de souligner que les concentrations de coliformes fécaux étaient en moyenne plus prononcées à cette station qu'à toutes les autres stations de prise d'eau potable en 2015 et 2016. Les concentrations de coliformes fécaux demeurent toutefois dans la classe de bonne qualité de l'eau (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux .).

La qualité de l'eau de la station 8 ne présente pas de problématiques en lien avec son usage, bien qu'elle soit influencée par des pressions anthropiques environnantes. Il serait utile de suivre de près les concentrations de coliformes fécaux afin de prévenir toute contamination potentielle de l'eau potable.

### **5.3. Milieux récepteurs d'eaux usées non-traitées**

Les municipalités de Belleterre, Fugèreville, Guérin, Latulipe-et-Gaboury, et Nédélec ne possèdent pas l'infrastructure nécessaire pour traiter les eaux usées municipales. De ce fait, celles-ci sont rejetées dans des milieux récepteurs aquatiques. Le rejet d'eaux usées non-traitées présente une problématique importante puisque la qualité de l'eau peut être sévèrement compromise. En effet, de tels effluents sont caractérisés par leur haute teneur en nutriments (azote et phosphore), en matière organique, solides en suspension, coliformes et coliformes fécaux et en métaux (Henze & Comeau, 2008) en plus de contaminants émergents plus difficiles à mesurer (hormones, microplastiques, etc.). De façon général, ces eaux possèdent également une conductivité élevée et peuvent souffrir d'une pénurie d'oxygène dissous (Henze & Comeau, 2008). Nous nous attendions à observer des mesures élevées pour tous les paramètres mentionnés ci-haut, à l'exception des métaux puisqu'ils n'ont pas été analysés aux stations qui représentent des milieux récepteurs d'eaux usées non-traitées, ce qui ne fut pas toujours le cas. Nous ne tentons cependant pas de dire qu'un traitement des eaux usées n'est pas nécessaire.

#### **5.3.1. Municipalité de Belleterre (station 9)**

Les eaux usées non-traitées de la municipalité de Belleterre, comptant une population de 313 habitants en 2016 (Canada, 2017) sont rejetées dans un milieu humide avant d'être acheminées dans le lac aux Sables. Les moyennes des mesures de la transparence et du phosphore total indiquent un niveau de productivité méso-eutrophe, tandis que la



moyenne de la chlorophylle  $\alpha$  indique un niveau de productivité oligotrophe. Les concentrations de phosphore total prises dans l'épilimnion sont toutes en-dessous du critère de 0,1 mg/L et les mesures de coliformes fécaux démontrent une « excellente » qualité de l'eau à cet endroit (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). En ce qui concerne les paramètres de la multisonde, les valeurs de conductivité demeurent constantes à la surface de l'eau (1m) et sont caractéristiques d'un milieu aquatique reposant sur un socle rocheux gneissique. Les concentrations en oxygène dissous demeurent au-delà du critère de 6,0 mg/L en eau chaude et les valeurs de pH mesurées sont près de la neutralité.

Bien que la station 9 représente un milieu récepteur d'eaux usées non-traitées, la qualité de l'eau à cet endroit est supérieure à ce qui est attendu pour un tel milieu, comme discuté dans la section précédente (5.2). Le lac aux Sables ne semble pas subir un phénomène d'eutrophisation et une perturbation importante n'est pas soupçonnée. Nous croyons que le milieu humide dans lequel les eaux usées sont rejetées purifie l'eau en la décontaminant. En effet, les milieux humides jouent un rôle important dans la filtration de l'eau, comme le font les reins chez les mammifères, et peuvent décontaminer l'eau en absorbant les métaux lourds, les nutriments et autres polluants (Debusk, 1999). Ceci pourrait expliquer l'état de la qualité de l'eau peu perturbée dans le lac aux Sables.

Il serait intéressant de faire une analyse de la qualité de l'eau avant son cheminement dans ce milieu humide afin de confirmer le rôle de purification que ce dernier est soupçonné de jouer. Une analyse des nutriments dans le lac, comme effectuée pour les cours d'eau, pourrait également être davantage révélatrice de la qualité de l'eau dans le lac aux Sables.

### **5.3.2. Municipalité de Fugèreville (station 10)**

Les eaux usées des 326 résidents de Fugèreville (Canada, 2017) sont rejetées dans la rivière Laverlochère. Les paramètres analysés durant les sessions d'échantillonnage de 2015 et 2016 indiquent qu'un phénomène d'enrichissement ne se produit pas dans ce cours d'eau. Bien que les concentrations en phosphore total excèdent toutes le critère de 0,1 mg/L, à l'exception du printemps 2016, l'oxygène dissous à cet endroit demeure toujours supérieur au seuil de 6,0 mg/L requis pour le développement des stades biologiques avancés. Les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  indiquent toutes un niveau de productivité faible pour le cours d'eau en question. En ce qui concerne le pH, une augmentation a été observée en 2016, mais les valeurs demeurent toutefois près de la neutralité pour les trois saisons. D'autre part, les concentrations d'ammoniac et de solides en suspension ont diminué en 2016. Pour la part des coliformes fécaux, les valeurs sont demeurées constantes pour le printemps 2015 et 2016, avec une qualité de l'eau classée « très



mauvaise » d'après ce même paramètre, tandis qu'une augmentation de la qualité de l'eau a été observée durant l'été et l'automne 2016, passant d'une qualité de l'eau « mauvaise » à « médiocre » respectivement (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux ).

Il serait intéressant de connaître le débit de la rivière Laverlochère afin d'aboutir à une explication plus complète de la faible productivité du milieu en question d'après les mesures de la chlorophylle  $\alpha$  et des mesures élevées de phosphore total et de coliformes fécaux. Par exemple, un débit important pourrait expliquer pourquoi une prolifération d'algues ne semble pas se produire à cet endroit malgré les apports importants en nutriments et en matière organiques. Il est toutefois important de souligner que les observations sur le terrain indiquent que le courant de la rivière Laverlochère est de type « lent-laminaire » (Annexe 1), et donc un débit faible est en effet soupçonné.

### **5.3.3. Municipalité de Guérin (station 11)**

La municipalité de Guérin compte environ 320 personnes (Canada, 2017) et les eaux usées non-traitées de ces résidents sont relâchées dans le cours d'eau Bouthillette. À cet endroit, un enrichissement important du milieu aquatique a été observé durant les mois d'été 2016. L'évidence de haute productivité primaire dans ce cours d'eau induit l'enrichissement accéléré de ce cours d'eau. Les concentrations plus élevées de solides en suspension, d'azote ammoniacal, d'orthophosphates et de phosphore total, ainsi que les concentrations d'oxygène dissous durant les mois d'été 2016 indiquent toutes qu'une dégradation du cours d'eau recevant les eaux usées se produit. En effet, toutes les médianes de concentrations en phosphore total étaient au-delà du critère de 0,1 mg/L, tandis que les valeurs d'oxygène dissous pour les mois de juillet et d'août 2016 étaient 2,94 et 4,51 mg/L respectivement ; valeurs étant sous le critère de 5,5 mg/L. Dans le cas de l'azote ammoniacal, un dépassement de critère de toxicité chronique de la vie aquatique a été observé durant l'été 2016 (Annexe 3). Les coliformes fécaux étaient moins élevés durant la deuxième année d'échantillonnage (2016). Les mesures de coliformes fécaux indiquent toutefois une qualité de l'eau mauvaise pour le printemps 2016 et très mauvaise pour l'été et l'automne de cette même année.

Des mesures de débit pour le cours d'eau Bouthillette seraient utiles afin d'aboutir à des conclusions plus complètes en ce qui concerne l'état de santé de ce milieu aquatique. Un débit faible, qui est en effet soupçonné (courant lent-laminaire ; voir Annexe 1), pourrait expliquer les paramètres élevés, tandis qu'un débit important pourrait mener à plus de préoccupations car il serait attendu que la dispersion des contaminants se produise plus efficacement dans de telles conditions.

#### 5.3.4. Municipalité de Latulipe-et-Gaboury (station 12)

Les eaux usées des 295 résidents de Latulipe-et-Gaboury (Canada, 2017) sont rejetées dans la rivière Fraser, sans traitement préalable. D'après les données sur la qualité de l'eau, il semble être difficile de déterminer si le milieu récepteur de ces eaux usées connaît un enrichissement. Bien que les concentrations en chlorophylle  $\alpha$  indiquent que la productivité du milieu aquatique est moyenne au printemps et plutôt élevée durant l'été et l'automne, aucune mesure d'oxygène dissous n'est inférieure au seuil de 6,0 mg/L. En ce qui concerne le pH, les valeurs demeurent stables et près de la neutralité. Dans le cas des nutriments, les résultats sont relativement constants de 2015 à 2016, à l'exception d'augmentations mesurées au printemps 2016 pour l'azote ammoniacal, les orthophosphates et les solides en suspension. Les valeurs de phosphore total étaient en-dessous du critère de 0,1 mg/L, par contre ce critère a été franchi aux mois d'octobre 2015 et août 2016. La qualité de l'eau, selon la présence des coliformes fécaux, est passée de « très mauvaise » au printemps 2015 et 2016 à « mauvaise » durant l'été (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). Cette qualité de l'eau a persisté durant l'automne 2016, par contre à l'automne 2015 elle a été reclassée comme « très mauvaise » en raison d'une augmentation importante de coliformes fécaux.

Nous concluons que les paramètres mesurés dans la rivière Fraser sont variables, sûrement en raison de l'imprévisibilité des rejets en eaux usées de la municipalité. Le courant lent-laminaire (Annexe 1) de cette rivière réduit le taux auquel les contaminants sont dispersés et contribue à la réduction de la qualité de l'eau de ce milieu aquatique.

#### 5.3.5. Municipalité de Nédélec (station 13)

Nos observations indiquent que le cours d'eau Alfred-Bédard a été enrichi durant les mois d'été 2016. Ce cours d'eau reçoit les eaux usées non-traitées des 356 habitants de Nédélec (Canada, 2017). Le cours d'eau Alfred-Bédard a une haute conductivité, avec des valeurs variant de 500 à 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . En ce qui concerne le pH et l'oxygène dissous, les mesures de 2015 et de 2016 se ressemblent, à l'exception d'une diminution importante de ce deuxième paramètre au-delà du seuil de 5,5 mg/L pour les mois d'été 2016. En plus de l'oxygène dissous faible durant l'été, les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  du printemps et de l'été 2016 indiquent une productivité méso-eutrophe du milieu aquatique et un niveau de productivité oligotrophe durant l'automne. En ce qui concerne les nutriments, les concentrations de phosphore total et d'orthophosphates étaient plus élevées durant l'été que les autres saisons, par contre les données de 2015 étaient supérieures aux données de 2016. Les concentrations de nitrates et de solides en suspension étaient également plus élevées en 2015 qu'en 2016. Dans le cas de l'azote ammoniacal, un dépassement de critère

de toxicité chronique de la vie aquatique a été observé durant le printemps et l'été 2015 et 2016, ainsi qu'à l'automne 2015 (Annexe 3). Nos résultats sur ce cours d'eau nous ont permis d'observer une variation des mesures entre les saisons, ainsi qu'entre 2015 et 2016, sans tendances discernables. Les données sur les coliformes fécaux indiquent que la qualité de l'eau du cours d'eau Alfred-Bédard est « très mauvaise », à l'exception de l'automne 2016 où la qualité de l'eau était considérée comme « bonne » lorsqu'analysée pour ce seul critère (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux .).

Il se peut que le courant caractérisé de lent-laminaire (Annexe 1) de la station 13 joue un rôle dans la dégradation de la qualité de l'eau de ce cours d'eau. Il ne peut toutefois pas être nié que les rejets d'eaux usées ont un impact important sur ce milieu aquatique et que la variation des paramètres mesurés est à l'origine de l'imprévisibilité de ces rejets.

#### *Analyse générale pour les milieux récepteurs d'eaux usées non-traitées*

Notre analyse des données sur la qualité de l'eau des milieux aquatiques récepteurs d'eaux usées non-traitées indiquent qu'une perturbation importante de la santé de ces milieux aquatiques prend place. Dans la plupart des cas, les paramètres mesurés reflètent les attentes mentionnées pour un milieu récepteur d'eaux usées non-traitées (Milieux récepteurs d'eaux usées non-traitées). Nous soupçonnons qu'une continuation de tels rejets aboutira en une diminution continue de la qualité de l'eau de ces milieux, ainsi qu'une diminution de la qualité de l'eau des milieux aquatiques en aval. Il est à noter que les rejets d'eaux usées non-traités de Belleterre affectent la qualité de l'eau de surface du lac aux Sables de façon moins importante que ce à quoi nous nous attendions. Nous soupçonnons que la qualité de l'eau s'améliore significativement entre le point de rejet et le point d'échantillonnage, fort probablement en raison des services écologiques qu'offre le milieu humide dans lequel les eaux usées passent avant d'atteindre le lac. Ces stations devraient toutes être suivies de près afin de surveiller l'état de santé des milieux aquatiques récepteurs qui sont soumis à de fortes pressions anthropiques.

#### **5.4. Suivi des effets de la présence de maternités porcines sur la qualité de l'eau**

Les stations 1, 2, 3, 15, 17, 28 et 29 ont été choisies afin de suivre l'évolution de la qualité de l'eau par rapport à l'implantation de maternités porcines au Témiscamingue. L'échantillonnage effectué en 2015 et 2016 représentent l'état de la qualité de l'eau de référence, soit avant le début d'opération. En raison de l'influence des terres humides

observée aux stations 15 et 17 en 2015, ces dernières ont changé d'emplacement et ont été renommées 28 et 29 respectivement pour la campagne de 2016.

#### **5.4.1. Petite Rivière Blanche – Lorrainville (station 1)**

La station 1 est située en aval d'une maternité porcine à Béarn. Elle est située en aval de l'ancienne station 17 et de la présente station 29 (Figure 11 : Stations d'échantillonnage de la petite rivière Blanche en 2015 et 2016.). Il est donc soupçonné que les tendances de la qualité de l'eau soient semblables à ces deux stations, avec la station 1 ayant des paramètres qui reflètent la présence plus importante de pressions anthropiques puisque la rivière traverse de terres agricoles et de milieux urbanisés.

À cet endroit, les mesures de conductivité sont élevées, variant d'environ 230 à 350  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ces valeurs élevées peuvent être attribuées à la nature argileuse du sous-sol de la rivière, ce qui coïncide avec les concentrations de solides en suspensions particulièrement élevés à cet endroit. Le pH demeure relativement stable durant les changements de saisons et d'année en année, avec une valeur chiffrée près de 8. Ce pH faiblement alcalin est également typique d'un milieu riche en argile et en carbonates. Il est à souligner qu'une augmentation de solides en suspensions, de nitrites et nitrates, de chlorophylle  $\alpha$  et de coliformes fécaux a été observée au mois de juillet 2015. Des augmentations de concentrations de nitrites et nitrates, d'azote ammoniacal et de phosphore total, de chlorophylle  $\alpha$  et de coliformes fécaux ont également été observées au mois de juin 2016. Ces données indiquent qu'un enrichissement du milieu aquatique s'est produit au mois de juillet 2015 et au mois de juin 2016. Il est à noter que la petite rivière Blanche reçoit les vidanges périodiques des eaux usées traitées de la municipalité de Béarn. À notre connaissance, les deux vidanges annuelles se produisent typiquement sur une durée de quelques semaines, soit une au printemps et une à l'automne. Les dates de vidanges ne sont pas connues pour l'an 2015 et la vidange effectuée au printemps 2016 (mi-mai à la mi-juin) correspond aux changements de paramètres de la qualité de l'eau à la station 1 observés en juin. Étant donné le changement de paramètres de qualité de l'eau au mois de juillet 2015, nous soupçonnons que ces derniers ont été causés par une vidange effectuée peu avant la récolte des échantillons. Il y a toutefois une augmentation remarquable au mois de septembre 2015 et 2016 des concentrations de 5100 et de 440 UFC/100 mL pour ces deux années respectivement. Ces deux mesures sont indicatrices d'une qualité de l'eau « mauvaise » et « très mauvaises » (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). En excluant ces deux données, les concentrations moyennes en coliformes fécaux à cette station sont 143,4 et 76,7 UFC/100mL pour 2015 et 2016 respectivement. L'origine de ces augmentations n'est pas connue, et aucune autre

augmentation significative n'a été notée au mois de septembre (2015 et 2016) pour les autres paramètres mesurés de la qualité de l'eau.

En général, les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  indiquent un niveau de productivité variant de moyen à moyennement faible durant les deux campagnes d'échantillonnage, sans tendance évidente. Malgré les concentrations de chlorophylle  $\alpha$ , les valeurs de phosphore total étant toutes égales ou au-delà du critère de 0,03 mg/L, sans toutefois atteindre le critère de 0,1 mg/L, et toutes les valeurs d'oxygène dissous étant au-dessus du critère de 6,0 mg/L affirment que l'enrichissement du milieu est faible. L'IQBP<sub>6</sub> indique une qualité de l'eau « mauvaise » et « satisfaisante » pour 2015 et 2016 respectivement, tandis que l'indice diatomées indiquent un cours d'eau « pollué » en 2015 et 2016 (Tableau 4 : Classe de qualité de l'eau pour l'indice diatomées.).

Les résultats d'échantillonnage des deux années consécutives indiquent que la qualité de l'eau de la petite rivière Blanche est influencée par les pressions anthropiques environnantes, telles que le relargage d'eaux usées traitées. Il est toutefois important de noter que la nature argileuse des sédiments de cette rivière influence également la qualité de l'eau ; démontré par l'IQBP<sub>6</sub> avec les solides en suspension comme paramètre déclassant. Plus d'analyses seraient nécessaires afin de déterminer avec certitude si les solides en suspension sont principalement d'origine naturelle ou anthropique. Il est important d'assurer la restauration de la qualité de l'eau à cet endroit et de limiter les pressions anthropiques afin d'assurer la préservation de ce milieu aquatique.

#### **5.4.2. Rivière à la Loutre – Laverlochère (station 2)**

La station 2 est située en aval de projets de maternité porcine à Fugèreville et Laverlochère. Il est à noter qu'un premier épandage de lisier a été effectué à l'automne 2016. Cette station est en effet en aval de la station 28 (ancienne station 15) et en amont des stations 3 et 24 (Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loutre en 2015 et 2016.). La qualité de l'eau devrait suivre une tendance logique entre ces stations, avec une meilleure qualité de l'eau à la station 28 et une qualité de l'eau qui se dégrade à mesure que la rivière devient de plus en plus exposée aux milieux agricoles et urbanisés.

La conductivité mesurée à cette station demeure stable d'année en année, avec une augmentation continue du printemps jusqu'à l'automne. Les valeurs moyennement élevées sont indicatrices du substrat argileux sur lequel repose la rivière à la Loutre. Le pH de cette rivière demeure près de la neutralité, avec une faible tendance alcaline ; également caractéristique de ce même substrat. Dans le cas des autres paramètres mesurés, une augmentation importante a été observée pour toutes les espèces d'azotes

mesurées, le phosphore total, les solides en suspensions et les coliformes fécaux en septembre 2015. En effet, une concentration de 6000 UFC/100mL a été mesurée pour les coliformes fécaux au mois de septembre 2015, indiquant une qualité de l'eau « très mauvaise » (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). Cette valeur est plus de 70 fois la moyenne annuelle, lorsque la valeur du mois de septembre est exclue. La chlorophylle  $\alpha$  indique toutefois un milieu moyennement enrichi et les concentrations en oxygène dissous ne sont pas inférieures au critère de 6,0 mg/L. Toutes les valeurs de phosphore total sont supérieures au critère de 0,03 mg/L, par contre aucune d'entre elles ne dépasse le critère de 0,1 mg/L. Un enrichissement important n'est donc pas soupçonné.

En 2016, une augmentation importante de nitrites et nitrates, d'azote total, d'azote ammoniacal et de coliformes fécaux a également été observée à cette station au mois de juin 2016. Dans ce cas, la concentration des coliformes fécaux est au-delà de 5 fois plus importante pour le mois de juin que la moyenne des autres mois échantillonnés durant cette même année. Cette concentration indique une qualité de l'eau « mauvaise » (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). Il est important de souligner que la chlorophylle  $\alpha$  connaît une augmentation plus prononcée durant l'été 2016 que les autres saisons, indiquant un niveau de productivité élevé au mois d'août en particulier, et donc un enrichissement important du cours d'eau. Toutes les valeurs de phosphore total sont supérieures au critère de 0,03 mg/L, par contre aucune d'entre elles ne dépasse le critère de 0,1 mg/L. De plus, l'oxygène dissous demeure au-delà du critère de 6,0 mg/L en eau chaude. La nature rapide-turbulente du courant peut expliquer pourquoi une diminution importante en oxygène dissous n'est pas observée lorsqu'il y a une augmentation importante de la chlorophylle  $\alpha$ . Les IQBP<sub>6</sub> mesurés indiquent une qualité de l'eau « mauvaise » et « douteuse » en 2015 et 2016 respectivement (Tableau 3 : Classe de qualité de l'eau pour l'IQBP<sub>6</sub>), avec les solides en suspension comme paramètre déclassant. Quant à l'indice diatomées, la classification du cours d'eau est de la classe C (pollué) en 2015 et 2016 (Tableau 4 : Classe de qualité de l'eau pour l'indice diatomées.).

Il est à souligner qu'il y a des surverses d'eaux usées de la municipalité de Laverlochère dans cette rivière lorsque de fortes pluies surviennent. L'augmentation de certains paramètres de la qualité de l'eau de la rivière à la Loutre est soupçonnée d'être le résultat de telles surverses. Il est donc évident que ce cours d'eau est influencé par des pressions anthropiques et que sa qualité est conséquemment compromise. La nature argileuse des sédiments pourrait toutefois être à l'origine de certains paramètres élevés.

### 5.4.3. Rivière à la Loutre – Saint-Bruno-de-Guigues (station 3)

La station 3 est en aval de la station 2 et en amont de la station 24 sur la rivière à la Loutre (Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loutre en 2015 et 2016.). Son emplacement est situé en aval d'un projet de maternité porcine à Lorrainville. Des tendances semblables aux tendances de la station 2 sont observées à cet endroit pour les deux années d'échantillonnage. En premier lieu, les valeurs de conductivité moyennement élevées reflètent bien la nature opaque de ce cours d'eau qui est fortement influencé par son sous-sol argileux. D'autre part, le pH demeure relativement stable ; neutre avec une tendance alcaline faible en 2015 et 2016. Toutes les données d'oxygène dissous sont supérieures au critère de 6,0 mg/L, comme à la station 2, par contre la nature stagnante du courant à cet endroit n'explique pas cette tendance. Il y a toutefois une augmentation de la chlorophylle  $\alpha$  aux mois de juillet, août et septembre 2016 qui correspond bien à une diminution en oxygène dissous observée durant ces mêmes mois. Dans ce cas, le niveau de productivité de la rivière a une tendance plutôt moyennement élevé, tandis qu'une tendance plutôt moyennement faible est observée durant les autres mois où l'oxygène dissous ne diminue pas.

Au mois de septembre 2015, une augmentation de phosphore total, d'azote total, de nitrites et nitrates, de solides en suspension et de coliformes fécaux a été observé, comme à la station 2. Il est toutefois évident qu'une dilution des paramètres s'est produite entre les deux stations échantillonnées. Par exemple, 800 UFC/100mL de coliformes a été mesuré à la station 3, tandis que 6000 UFC/100mL a été mesuré en amont à la station 2 au mois de septembre 2015.

En ce qui concerne le mois de juin 2016, une augmentation de nitrites et nitrates, d'azote ammoniacal, d'azote total et de coliformes fécaux a été observé. Cette tendance est identique à celle observée pour ce même mois à la station 2. Une augmentation prononcée de la chlorophylle  $\alpha$  a également été observée à la station 3. Il est toutefois évident, comme est le cas pour le mois de septembre 2015, qu'une dilution s'est produite entre les deux endroits échantillonnés. Il est important de noter que les concentrations de nitrites et nitrates, ainsi que d'azote ammoniacal ont augmenté légèrement depuis les concentrations mesurées à la station 2. Dans le cas des nitrites et nitrates, il est probable qu'une partie de l'azote total ait été oxydée dans la rivière entre les deux stations. Vu que le pH est légèrement plus élevé à la station 3 qu'à la station 2, il se peut que certains ions d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dans l'eau ait également été oxydé en ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) entre les deux stations.



Les IQBP<sub>6</sub> mesurés en 2015 et 2016 indiquent une eau de « mauvaise qualité » (D) et de qualité « douteuse » (C) respectivement. Les résultats indiquent que l'indice chiffré de l'IQBP<sub>6</sub> a plus que doublé en 2016, mais que les solides en suspension sont toujours le paramètre déclassant. L'indice diatomées indique un classement « pollué » (C) pour les deux années d'échantillonnage, avec des indices chiffrés de 27 et 26 en 2015 et 2016 respectivement. Il est important de souligner que la classe « fortement polluée » est marquée d'un indice chiffré allant jusqu'à 25. Il est alors évident que d'après l'indice diatomée, la qualité de l'eau est fortement influencée par des pressions anthropiques à cet endroit.

Cette station, étant en aval de la station 2, est alors également sujette aux surverses des eaux usées de la municipalité de Laverlochère. Nous soupçonnons que les augmentations de paramètres observées en septembre 2015 et juin 2016 soient à l'origine de surverses d'eaux usées, suite à une forte pluie, ou bien à l'origine d'épandage de fumier/engrais, ce qui semble plutôt être vrai au mois de juin 2016. Il est évident que la rivière à la Loutre connaît d'importantes pressions anthropiques et qu'elles sont fortement reflétées dans les paramètres de qualité de l'eau de toutes ses stations d'échantillonnage.

#### **5.4.4. Tributaire de la rivière à la Loutre – Béarn (station 28)**

En un premier temps, il est important de souligner que la station 28 correspond à l'ancienne station 15. Ce changement de station a été effectué en raison d'influences importantes des milieux humides et de barrage à castor sur les résultats d'échantillonnage de 2015. Pour cette raison, seules les données de 2016 seront discutées puisqu'une comparaison entre la station 15 et 28 n'est pas possible.

La station 28 est actuellement en amont des stations 2, 3 et 24 respectivement; toutes retrouvées sur la rivière à la Loutre ou sur ses tributaires (Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loutre en 2015 et 2016.). Il a été prédit que cette station connaît moins de pressions anthropiques que les stations situées en aval, puisqu'elle représente un milieu en amont des maternités porcines et autres activités humaines. D'après l'indice diatomée, il est évident que l'eau échantillonnée tout à fait en amont représente un cours d'eau de référence (indice chiffré de 90) ; dans un milieu boisé et plutôt isolé. En effet, la faible conductivité de l'eau, le pH près de la neutralité et les coliformes fécaux mesurés représentant une « excellente » qualité de l'eau viennent appuyer le résultat de cet indice. L'IQBP<sub>6</sub> indique toutefois une qualité de l'eau « douteuse », avec un indice chiffré de 55. En effet, les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  constituent le paramètre déclassant. Bien que le niveau de production primaire de ce cours d'eau soit faible au printemps d'après les concentrations de ce pigment, il change toutefois à un



niveau de production eutrophe pour les mois d'été et d'automne de cette même année. La diminution de l'oxygène dissous à des valeurs près ou inférieures au critère le plus sévère de 5,5 mg/L aux mois de septembre et d'octobre 2016 reflète bien la prolifération d'algues durant l'été et l'automne. De plus, l'augmentation de concentration de phosphore total durant l'été et l'automne au-delà 0,03 mg/L encourage également la prolifération d'algues dans ce cours d'eau. Il est à souligner qu'aucune concentration de ce nutriment n'a franchi le critère de 0,1 mg/L. Une augmentation constante de solides en suspension a également été observée de mai à septembre, passant de 1 mg/L à 9 mg/L respectivement. Dans le cas de l'azote, les concentrations des espèces mesurées sont variables durant la totalité de la campagne d'échantillonnage, sans tendance évidente. La variabilité des paramètres mesurés et la prolifération d'algues durant l'été et l'automne sont soupçonnées d'être à l'origine du caractère stagnant du cours d'eau échantillonné, surtout puisqu'aucune influence anthropique immédiate évidente, autre que la route en proximité, n'est soupçonnée d'entrer en jeu.

Pour conclure, il est évident qu'une prolifération d'algues en fin d'été et à l'automne s'est produite à la station 28. Un enrichissement du milieu aquatique n'est toutefois pas soupçonné puisque les concentrations de nutriments ne représentent pas de telles conditions. Il est toutefois fort probable que la nature stagnante du cours d'eau en question crée des conditions optimales à la prolifération d'algues, d'où en est l'origine de l'IQBP<sub>6</sub> faible.

#### **5.4.5. Cours d'eau Perreault – Béarn (station 29)**

Cette station correspond à l'ancienne station 17, qui a changé d'emplacement depuis l'échantillonnage de 2015 en raison d'influence de terres humides et de barrages à castor sur la qualité de l'eau. La station 29 correspond également à un site en amont de la station 1 (Figure 11 : Stations d'échantillonnage de la petite rivière Blanche en 2015 et 2016.) et de la maternité porcine qui y est attribuée. Bien que la conductivité soit moyennement élevée à la station 29, les mesures sont toutefois inférieures aux mesures de la station 1 ; atteignant un niveau maximum vers la fin de l'été/début automne. Le pH, pour lui, varie légèrement mais demeure près de la neutralité ( $\geq 7$ ).

L'IQBP<sub>6</sub> calculé abouti à une qualité de l'eau classée « satisfaisante » avec un indice chiffré de 71. En effet, la chlorophylle  $\alpha$  constitue le paramètre déclassant pour cet indice. Les mesures de chlorophylle  $\alpha$  de la campagne d'échantillonnage 2016 révèle un niveau de production primaire moyen au printemps et élevé à l'été et à l'automne pour le cours d'eau en question. Cette tendance est observable pour le phosphore total et les solides en suspension : des valeurs plus élevées durant l'été et l'automne qu'au printemps. De plus,

la concentration d'oxygène dissous est inférieure au critère de 5,5 mg/L en eau chaude durant l'été (3,60 mg/L) et inférieure au critère de 6,0 mg/L en eau chaude durant l'automne (5,82 mg/L). Il y a également eu une augmentation de coliformes fécaux dans le cours d'eau durant l'été, classifiant ainsi la qualité de l'eau de « mauvaise », tandis que la qualité de l'eau était classée d' « excellente » durant les autres saisons selon ce même critère (Tableau 5 : Classification de la qualité de l'eau pour la teneur en coliformes fécaux.). Ces tendances démontrent qu'un phénomène d'enrichissement du milieu se produit à la fin de l'été et au début de l'automne. Le classement de ce cours d'eau comme « légèrement pollué » par l'indice diatomées appuie l'enrichissement qui est soupçonné d'avoir lieu. Dans le cas des espèces d'azote, aucune tendance évidente n'est discernable, avec des concentrations variables mesurées durant les trois saisons d'échantillonnage.

Vue que le type de courant à cet endroit est lent-laminaire, il est fort probable que l'enrichissement du milieu serait moindre si le débit était plus important. De plus, le cours d'eau borde des terres agricoles à l'endroit échantillonné, sans bande riveraine évidente, et donc l'apport en nutriment dans ce dernier est soupçonné d'être amplifié. Pour ces raisons, l'attente que la station 29 représente un endroit de référence n'est pas adéquatement reflétée dans les résultats de l'échantillonnage puisque les pressions anthropiques semblent avoir un effet sur la qualité de l'eau.

Les résultats démontrent que tous les cours d'eau échantillonnés choisis pour surveiller l'effet potentiel des maternités porcines sur la qualité de l'eau sont présentement influencés par des pressions anthropiques. Il est toutefois important de reconnaître que la nature des courants joue un rôle important dans la dilution des nutriments et des coliformes fécaux et que, surtout dans le cas de la station 28, il se peut que le type de courant soit la cause d'une qualité de l'eau inférieure à ce qui était prédit. Bien que du lisier ait été épandu à l'automne 2016 à Laverlochère, la station 2 ne démontre pas de changement important pour les paramètres de qualité de l'eau mesurés. Les résultats d'échantillonnage de l'eau de surface des années à suivre seront révélateurs par rapport à l'impact que l'introduction de maternités porcines aura sur les écosystèmes aquatiques du bassin versant.

## **5.5. Cours d'eau de référence et surveillance d'impacts potentiels résultants de futurs projets**

Les stations 18, 19 et 23 représentent des milieux qui sont soupçonnés d'être peu perturbés. Dans le cas des stations 18 et 19, ces dernières représentent toutefois des milieux qui pourraient devenir perturbés à la suite de développement industriels proposés au Témiscamingue. Les résultats sont discutés ci-bas.

### **5.5.1. Rivière Marsac – Témiscaming (station 18)**

La rivière Marsac est située dans le parc national d'Opémican. Elle s'écoule sur le socle rocheux précambrien et elle est entourée de forêt dense. Ce milieu est considéré comme étant très faiblement perturbé, à l'exception d'activité humaine de récréation dans les environs. Bien que les résultats de cette station ne soient limités qu'aux mesures de la multisonde pour les mois d'août 2015 et 2016 et aux mesures annuelles d'indice diatomées, les résultats appuient bel et bien la nature isolée et non perturbée de cette rivière.

La faible conductivité de l'eau mesurée durant les deux campagnes d'échantillonnage affirme la présence de la nature du sous-sol de cette rivière; pareillement pour le pH qui demeure près de la neutralité. Les concentrations d'oxygène dissous sont faiblement supérieure à 8,0 mg/L, ce qui représente bien l'absence de perturbations importantes lorsque la nature lent-laminaire du courant est considérée.

Il aurait été utile d'effectuer une analyse des nutriments à cet endroit avec la trousse HACH afin de connaître les concentrations des paramètres de la qualité de l'eau. Une acquisition de telles connaissances est importante pour envisager les développements futurs potentiels de projets hydro-électrique et miniers en amont de cette rivière. Sans de telles connaissances de base, il sera impossible de déterminer l'ensemble de l'impact que de tels projets auront sur ce milieu autrement non-perturbé. La préservation de la bonne qualité de cette eau est importante pour tous les organismes vivants qui en sont directement ou indirectement dépendants.

### **5.5.2. Rivière Kipawa – Laniel (station 19)**

La rivière Kipawa a été échantillonnée dans le but d'obtenir des données de référence avant le développement proposé d'une mine de terres rares en amont, plus près des communautés de Kebaowek et de Kipawa. La mine de terres rares en question a été proposée par Matamec, une société juniore d'exploration minière, avec une prévision de début d'opération en 2020-2021 (Gauthier, 2016). Peu est connu au sujet de l'impact environnemental que pourrait avoir ce type d'industrie sur les écosystèmes aquatiques et terrestres du Bouclier canadien, vue que cette mine sera potentiellement la première de son genre au Canada. Il est toutefois incontestable que l'extraction et le traitement de minerais ont le potentiel de résulter en de nombreux risques environnementaux pour les humains et surtout pour la faune et la flore des milieux aquatiques influencés (EPA, 2012). Les résultats de ces campagnes d'échantillonnage sont donc importants en ce qui concerne l'acquisition de connaissances de base sur la qualité de l'eau avant que cette industrie ne débute ses activités. Il est à noter que le développement hydro-électrique en amont de la

rivière Marsac est également soupçonné d'influencer la qualité de l'eau au site 19 dans les années à venir, si le projet va de l'avant.

La conductivité de l'eau à cet endroit est faible, ce qui est bien représentatif du socle rocheux précambrien sur lequel la rivière Kipawa s'écoule. Les faibles concentrations de solides en suspension reflètent également cette faible conductivité, qui indique une faible activité ionique dans l'eau. En ce qui concerne le pH de l'eau, bien que les valeurs des deux années demeurent près de la neutralité, toutes les valeurs de 2015 étaient inférieures à 7, tandis que les valeurs de l'été et l'automne 2016 étaient supérieures à 7. Dans le cas de l'oxygène dissous à cet endroit, toutes les mesures étaient au-delà du critère établi de 6,0 mg/L en eau chaude. Ceci peut être expliqué par la nature rapide-turbulente du courant.

Dans le cas des nitrates, une augmentation près ou plus que doublée des autres mesures a été observées aux mois d'août à octobre 2015, tandis que les concentrations d'azote ammoniacal demeurent faibles et parfois non-détectées. Dans le cas du phosphore total, les concentrations sont élevées à cet endroit, les valeurs étant toutes supérieures au critère de 0,1 mg/L, à l'exception des mois d'octobre 2015 et 2016. Les mesures de chlorophylle  $\alpha$ , seulement disponibles pour la deuxième année d'échantillonnage, indiquent un milieu de productivité faible, à l'exception de l'été où la productivité est élevée. En effet, la concentration de phosphore total la plus élevée a été mesurée au mois de juin 2016 avec une valeur 4 fois plus grande que le critère de 0,1 mg/L établie. La prolifération d'algues s'est donc produite dans les semaines suivantes. La cessation de cette prolifération coïncide avec la plus faible mesure d'oxygène dissous enregistrée des deux campagnes d'échantillonnage à cette station, soit au mois d'août 2016. La qualité de l'eau, selon la présence de coliformes fécaux, demeure toujours excellente, par contre l'IQBP<sub>6</sub> indique une qualité de l'eau douteuse, avec un indice chiffré de 42 et un paramètre déclassant de phosphore total en 2015 et 2016.

Pour conclure, bien que cette station serve de référence pour de futurs développements proposés, il est évident que la qualité de l'eau est présentement influencée par des pressions anthropiques. Notamment, l'enrichissement du milieu observé durant l'été 2016, ainsi que les hautes concentrations de phosphore total et l'augmentation de nitrates en 2016, sont soupçonnées d'être influencées par la présence de nombreuses habitations en bordure du lac Kipawa à cet endroit. En effet, aucun système de traitement des eaux usées existe à Laniel et donc il est fort probable que les fosses septiques des habitations environnantes aient un effet sur la qualité de l'eau. Il serait intéressant de voir si une analyse effectuée par le CEAEQ aboutirait à de résultats semblables aux résultats de la trousse HACH pour les nutriments analysés. Il sera important de faire un suivi de la

qualité de l'eau à cet endroit après le début d'opération de la mine de terres rares en amont, ainsi qu'à la suite du développement hydro-électrique proposé, dans le cas où ces projets iraient de l'avant.

### 5.5.3. Rivière Winneway – Winneway (station 23)

La station 23 représente un milieu boisé qui connaît très peu de pressions anthropiques, à notre connaissance. Le milieu demeure non-développé et en amont de la communauté de Winneway.

À cet endroit, la conductivité mesurée durant les deux années d'échantillonnage a demeuré faible, de même que les concentrations de solides en suspension. Le pH de cette eau demeure constant et dans la gamme de la neutralité. Ces résultats appuient très bien la présence du Bouclier canadien au sous-sol de cette rivière. L'oxygène dissous varie légèrement entre saisons mais demeure au-delà du critère de 6,0 mg/L. Ce paramètre reflète alors la présence moyennement faible d'algues, signalée par les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  qui représentent un niveau de production moyennement faible pour la rivière Winneway durant toutes les saisons échantillonnées en 2016. Il est toutefois surprenant de constater que toutes les valeurs de phosphore total en 2015 sont au-delà du critère de 0,3 mg/L et au-delà ou égales au critère de 0,01 mg/L en 2016. En effet, les concentrations de phosphore total sont à l'origine du déclassement des IQBP<sub>6</sub> mesurés en 2015 et 2016 ; donnant un indice chiffré de 61 et 40 respectivement. Ces indices représentent une qualité de l'eau « satisfaisante » en 2015 et « douteuse » en 2016. D'autre part, les nitrates sont également moyennement élevés à cet endroit, lorsque comparé aux autres stations échantillonnées durant les deux campagnes. Les coliformes fécaux, pour eux, demeurent toujours en-dessous du 100 UFC/100mL, ce qui indique une « bonne » qualité de l'eau pour ce paramètre seul.

Vue la nature autrement considérée comme non-perturbée de ce site, il est surprenant de voir une qualité de l'eau classée comme telle. Il est important de souligner que lors de l'échantillonnage de cette station, quelques déchets de poissons nettoyés ont été observés sur les rives de cette même rivière. Il sera donc à déterminer si des activités humaines nuisent à l'état de santé de ce cours d'eau et si celles-ci sont en effet la cause de cet IQBP<sub>6</sub> faible.

Bien que la station 18 représente adéquatement un milieu de référence, il est surprenant de constater une qualité de l'eau moindre à la station 23, en raison de la nature non perturbée de ces deux stations. Dans le cas de la station 19, la présence de maisons et de camps à proximité de l'endroit échantillonné peut expliquer la qualité de l'eau légèrement

perturbée. Il sera important de faire des suivis afin d'adresser les sources potentielles de contamination aux stations 19 et 23.

## **5.6. Milieux exposés à de hautes pressions anthropiques**

Les stations 16, 20 et 21 ont été sélectionnés en raison de fortes influences anthropiques à ces endroits. En effet, les stations 20 et 21 correspondent à des embranchements de la rivière Racicot et cette dernière fait partie d'un bassin versant exposé à d'importantes pressions anthropiques, notamment le milieu urbanisé de Ville-Marie, et est sujet à de contaminations issues de milieux agricole, industriel et urbain. D'autre part, la station 16 se retrouve dans le ruisseau Abbica et ce dernier subit de nombreuses pressions anthropiques : il est dans un milieu agricole mixte (maraîcher, grande culture et production animale) et il est très chargé de matières en suspension (organiques ou minérales).

### **5.6.1. Embranchement de la rivière Racicot – Duhamel-Ouest (station 21)**

La station 21 se retrouve en amont de la station 20 (Figure 13 : Stations d'échantillonnage de la rivière Racicot en 2015 et 2016.). Il était attendu que cette station ait une meilleure qualité de l'eau qu'en aval, par contre ceci n'est pas le cas. Les influences anthropiques sur ce milieu aquatique sont évidentes ici, avec une qualité de l'eau classé de « très mauvaise » en 2015 (indice chiffré de 16) et de « mauvaise » en 2016 (indice chiffré de 27), selon l'IQBP<sup>6</sup>. Dans ces deux cas, le phosphore total était le paramètre déclassant. En effet, les mesures de phosphore total en 2016 étaient supérieures aux mesures de 2015, avec toutes les valeurs étant au-delà du critère de 0,1 mg/L. Seule la médiane du printemps a atteint ce critère en 2015, par contre toutes les valeurs étaient supérieures au critère de 0,03 mg/L. Avec ces concentrations importantes de phosphore total, une diminution constante de l'oxygène dissous a été observée entre les mois de mai et de septembre en 2015 et 2016 ; bien que toutes les médianes saisonnières étaient supérieures au critère de 6,0 mg/L. En 2016, par contre, des concentrations sous le critère de 5,5 mg/L ont été mesurées, avec un quasi-épuisement au mois d'octobre (1,95 mg/L). D'autre part, des mesures de chlorophylle  $\alpha$  par le CEAEQ ont seulement été effectuées en 2016 et les résultats indiquent un niveau de productivité faible au printemps pour le cours d'eau en question, et un niveau de productivité élevée durant l'été et l'automne. Les concentrations de phosphore total pour cette même année indique un niveau de productivité élevée durant les trois saisons. D'après ces indicateurs, il est évident que le milieu est enrichi. Il est important de souligner que les mesures de nitrites et nitrates, d'azote ammoniacal, de solides en suspension et d'orthophosphates sont toutefois variables de mois en mois et

d'année en année ; fort probable en raison des diverses pressions anthropiques présentes et parfois imprévisibles. Le pH, pour lui, est également variable mais demeure près de la neutralité en 2015 et 2016. La conductivité est élevée, sûrement en raison du sous-sol argileux de la rivière Racicot et également en raison des apports de contaminants provenant des milieux urbains, industriels et agricoles. Il est à noter que la conductivité a toutefois connu une augmentation importante durant l'automne 2016, avec des valeurs qui double celles de 2015 pour cette même saison. L'origine de cette variation importante n'est pas connue. Quant aux coliformes fécaux, la qualité de l'eau peut être classée de « bonne » selon ce paramètre pour la totalité de la campagne d'échantillonnage en 2015. En 2016, ce même paramètre donne une pareille classification à la qualité de l'eau, à l'exception d'une qualité « mauvaise » et « très mauvaise » aux mois de juillet et d'août respectivement.

Il est donc conclu que des pressions anthropiques importantes influencent la qualité de l'eau de la rivière Racicot à la station 21 et ces pressions sont soupçonnées d'être en cause de la grande variabilité et imprévisibilité de certains paramètres. Un enrichissement du milieu aquatique s'est produit en 2016 durant les mois d'été et s'est prolongé jusqu'à l'automne. La nature stagnante du cours d'eau de cette station est soupçonnée d'amplifier l'enrichissement. Il serait intéressant de voir si une tendance serait discernable dans la concentration des divers nutriments analysés par la trousse HACH si ces derniers auraient plutôt été analysés par le CEAEQ.

### **5.6.2. Embranchement de la rivière Racicot – Ville-Marie (station 20)**

Il est surprenant de ne pas constater de phénomène d'enrichissement à la station 20 comme a été observé à la station 21, puisque cette première station a été prédite d'être sujette à de plus fortes pressions anthropiques que la dernière. Ceci peut toutefois être expliqué par le courant plutôt lent-laminaire de la station 20, en comparaison du courant plutôt stagnant en amont. En effet, les concentrations d'oxygène dissous à cet endroit sont supérieures au critère de 6,0 mg/L, à l'exception du mois d'août 2016. Une diminution de ce paramètre est toutefois observée durant l'été et l'automne. Bien que toutes les mesures de phosphore total soient supérieures au critère de 0,1 mg/L, à l'exception du printemps 2015, les concentrations de chlorophylle  $\alpha$  de 2016 indiquent toutes un niveau de production moyenne pour le milieu aquatique en question. Une augmentation de ce pigment a été détectée aux mois d'août et de septembre 2016, ce qui correspond à la diminution d'oxygène dissous durant ce même temps. Il est important de noter qu'aucune mesure de chlorophylle  $\alpha$  n'a été effectuée par le CEAEQ en 2015. Dans le cas du pH, des



solides en suspension et des espèces azotées, ces paramètres variaient d'année en année et de mois en mois, sans tendances évidentes. Le pH, pour lui, demeure toutefois près de la neutralité ( $\geq 7$ ), tout comme à la station 21. D'autre part, la conductivité de l'eau augmente en 2015 et 2016 à partir du mois de mai jusqu'au mois d'octobre, atteignant des valeurs entre 800-1000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Ceci indique une présence importante d'ions dans l'eau, soupçonnée d'être en lien avec les apports des diverses pressions anthropiques mentionnées précédemment.

La présence de coliformes fécaux dans ce cours d'eau était plus importante en 2015 qu'en 2016, avec une qualité de l'eau classée de « très mauvaise » en juillet 2015 et aucune concentration étant inférieure à 20 UFC/100mL. En 2016, la qualité de l'eau a été classée d'« excellente », sauf aux mois de juin et juillet où elle a été classée de « médiocre » et de « mauvaise » respectivement. Ceci constitue toutefois une amélioration de la première campagne d'échantillonnage. Une pareille amélioration n'a pas été observée pour l'indice chiffré de l'IQBP<sub>6</sub>, passant d'un 28 en 2015 à un 27 en 2016. Les paramètres déclassants étaient le phosphore total et les matières en suspension durant les deux années d'échantillonnage. Ces deux indices chiffrés correspondent à une mauvaise qualité de l'eau.

Il est surprenant de constater que l'IQBP<sub>6</sub> de 2015 était inférieure à la station en amont, avec une qualité de l'eau « très mauvaise ». Il se peut qu'une pression ponctuelle ait été exercée à cet endroit. Ce même indice a toutefois la même valeur chiffrée pour les stations 20 et 21 en 2016. Il se peut également qu'une analyse des nutriments effectuée par la trousse HACH ait produit des résultats qui ne représentent pas les conditions des milieux aquatiques échantillonnés avec haute précision. Une comparaison à des résultats du CEAEQ seraient intéressantes afin de nier ou d'affirmer ces soupçons. Tout de même, les résultats obtenus révèlent que la qualité de l'eau de la rivière Racicot est grandement influencée par les pressions anthropiques environnantes.

### **5.6.3. Ruisseau Abbica – Saint-Bruno-de-Guigues (station 16)**

Le ruisseau Abbica est un milieu aquatique qui est entouré de fortes pressions anthropiques, notamment des pressions provenant du milieu agricole. En raison de l'indice diatomée « très pollué » de 2015, un suivi hebdomadaire des nutriments et des paramètres de la multisonde a été effectué en 2016.

La conductivité à cet endroit est élevée, avec des valeurs constantes au-delà de 500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Le pH, pour lui, demeure stable près de la neutralité avec une légère tendance alcaline. Vu que les matières en suspension sont moyennement faibles, l'origine de la présence



importante d'ions dans l'eau demeure inconnue, bien que le substrat argileux soit soupçonné d'en être la cause. Dans le cas des nutriments, la concentration des espèces azotées est plus élevée à cette station que la plupart des autres stations échantillonnées. Pour le phosphore total, les concentrations mesurées ici dépassent aisément les concentrations mesurées ailleurs durant les deux campagnes d'échantillonnage ; toutes les valeurs étant au-delà du critère de 0,1 mg/L. En effet, des médianes de concentrations de phosphore total 12 fois et 6 fois plus élevées que ce critère ont été mesurées durant les étés 2015 et 2016 respectivement. Avec cette haute teneur en ce nutriment limitant, on constate que la teneur en chlorophylle  $\alpha$  est indicatrice d'un niveau de productivité très élevé au printemps 2016 et il demeure élevé durant toute la campagne de 2016. De là, les concentrations d'oxygène dissous sont inférieures au critère de 5,5 mg/L pour la survie de tous les stades biologiques en eau chaude, atteignant un quasi-épuisement durant l'été avec des valeurs approchant 2 mg/L. Cette concentration est fort probable attribuable en partie à la nature stagnante du ruisseau, ainsi qu'à la décomposition des algues à la suite de la croissance maximale de cette population au printemps.

L'indice diatomées obtenue pour la session d'échantillonnage de 2016 indique une qualité de l'eau « polluée » ; et donc une amélioration de classe depuis 2015. L'indice chiffré de 28 demeure toutefois à 3 unités de la classe « fortement polluée ». L'IQBP<sub>6</sub> analysé en 2016 a donné un indice chiffré de 6, soit l'indice le plus bas de toutes les stations, avec une qualité de l'eau « très mauvaise ». Il est à souligner que la teneur en coliformes fécaux demeure inférieure à 200 UFC/100mL, indiquant une « bonne » qualité de l'eau en ce qui concerne ce seul paramètre.

La station 16 du ruisseau Abbica présente la qualité de l'eau la plus préoccupante de toutes les stations analysées. Il est certain que la nature stagnante du ruisseau amplifie ce résultat. Il serait intéressant de faire analyser les nutriments aux CEAEQ et d'effectuer un bilan de masse sur ce ruisseau afin de mieux isoler et identifier les sources de contamination qui influencent la santé de ce cours d'eau.

Pour conclure, les soupçons initiaux d'une qualité de l'eau perturbée aux station 16, 20 et 21 ont été confirmés par les résultats des campagnes d'échantillonnage de 2015 et 2016. Ces cours d'eau sont fortement influencés par les pressions anthropiques environnantes et ces influences sont reflétées dans les paramètres et les indices mesurés.

### **5.7. Pesticides – rivière à la Loutre (station 24)**

Le sous bassin versant comptant la plus grande superficie de terres cultivées sur le territoire de l'OBVT est celui de la rivière à la Loutre. Ce dernier a été choisi pour l'étude

de l'effet que peuvent avoir les pesticides sur la qualité de l'eau sur le bassin versant du Témiscamingue.

Tout d'abord, il est important de mentionner les tendances des paramètres de la multisonde. Les mesures n'ont pas été faites de façon cohérente de 2015 à 2016 ; les seules mesures de 2016 qui ne correspondent pas à des événements de pluie ont été effectuées aux mois de septembre et d'octobre. Ceci dit, toutes les valeurs de conductivité sont moyennement élevées, comme aux stations en amont (Figure 12 : Stations d'échantillonnage de la rivière à la Loutre en 2015 et 2016.), et toutes les valeurs d'oxygène dissous sont supérieures au critère de 6,0 mg/L, bien que le courant soit lent-laminaire. Tous les mesures de pH demeurent près de la neutralité, avec les mesures de 2015 étant plutôt près d'un pH de 8 et les mesures de 2016 étant près d'un pH de 7. Ces données correspondent bien aux paramètres des stations en amont.

En 2015, 8 échantillonnages de l'eau de surface ont été effectués dans la rivière à la Loutre (station 24), tandis qu'en 2016 il n'eut que 3 échantillons pris. Les résultats de ces deux campagnes ont démontré que les pesticides retrouvés à ce site ont été rarement détectés, et lorsque détectés les concentrations étaient habituellement faibles et sous les seuils des critères de protection pour la vie aquatique. Il y a surtout eu des occurrences ponctuelles de détections de pesticides et une occurrence où deux dépassements du critère de protection de la vie aquatique ont été observés en 2015, et aucun dépassement en 2016. La fréquence de détection d'ingrédients actifs plus élevée en 2015 peut être expliquée par un taux d'échantillonnage plus de 2 fois moins fréquent en 2016.

Les ingrédients actifs détectés dans le cours d'eau en 2015 étaient : les herbicides atrazine et MCPA, les insecticides imidaclopride, thiaméthoxame et clothianidine et les fongicides fénamidone et azoxystrobine. Les ingrédients actifs détectés dans ce même cours d'eau en 2016 étaient : l'herbicide chlorpropham et le fongicide azoxystrobine.

La présence de pesticides dans ce bassin versant agricole peut s'expliquer par plusieurs facteurs. D'abord, la superficie des terres agricoles du bassin versant peut fournir un indicateur sur la problématique des pesticides. Ce bassin versant occupe une superficie de 586 km<sup>2</sup>, dont 147,9 km<sup>2</sup> occupés par des cultures (25,2%), 2,9 km<sup>2</sup> de zones urbanisées, 381,8 km<sup>2</sup> de zones boisées et naturelles et 53,4 km<sup>2</sup> d'eau et autres utilisations (données géomatiques de l'OBVT). Pour la partie agricole, les cultures céréalières et fourragères dominent par rapport aux autres cultures. En général, ce type de récolte demande peu de pesticides comparativement aux cultures maraîchères, de maïs, de soja et de pommes de terre.

Durant la campagne d'échantillonnage de 2016, aucun dépassement de critère de protection de la vie aquatique n'a été observé, tandis qu'en 2015 un dépassement de critère pour l'imidaclopride et la clothianidine a eu lieu. La détection du chlorpropham et de l'azoxystrobine indique toutefois qu'il y a une présence de pesticide dans la rivière à la Loutre. Dans le cas du chlorpropham, cet herbicide a été démontré comme pouvant inhiber la fixation de l'azote chez certaines cyanobactéries, ainsi qu'inhiber la photosynthèse chez certaines algues (Maule & Wright, 1983). Il n'y a toutefois aucun critère établi pour cet ingrédient actif et donc son véritable effet sur le milieu aquatique échantillonné ne peut pas être vérifié avec certitude, bien que cet effet soit soupçonné d'être minime en raison de la faible concentration mesurée. Dans le cas de l'azoxystrobine, une revue scientifique effectuée en 2013 sur les effets environnementaux de ce fongicide révèle qu'à de concentrations plus élevées que ce qui a été détectés dans la rivière à la Loutre, l'azoxystrobine peut avoir un impact négatif sur les diatomées et les zooplanctons d'eau douce (Rodrigues, Lopes, & Pardal, 2013). Ces remarques indiquent alors que de concentrations excessives d'azoxystrobine et de chlorpropham en milieu aquatique peuvent perturber la chaîne alimentaire de l'écosystème en question et mener à une déstabilisation de l'état de santé de ce dernier.

Les ingrédients actifs d'insecticides qui ont franchi le critère de protection pour la vie aquatique en 2015 appartiennent tous les deux à la classe des néonicotinoïdes. Le thiaméthoxame est un ingrédient actif qui fait également partie de cette classe d'insecticides. Bien que ces produits présentent une toxicité faible chez les poissons, ils sont toutefois hautement toxiques chez les abeilles (CRAAQ, 2017). Les néonicotinoïdes peuvent atteindre les eaux de surface par différents moyens, comme la déposition atmosphérique suite à un épandage par pulvérisation, par le ruissellement d'eaux de surfaces ou par l'infiltration d'eau souterraine contaminée (Pisa, et al., 2015). En effet, les organismes aquatiques sont dits être plus susceptibles à une exposition aux pesticides de cette classe que les organismes terrestres puisqu'il est plus difficile pour eux d'éviter un endroit contaminé (Pisa, et al., 2015). Plusieurs études ont démontré que certains néonicotinoïdes peuvent nuire significativement aux écosystèmes aquatiques d'eau douce en ayant des effets négatifs sur les populations d'invertébrés à de faibles concentrations ; parfois même à des concentrations moindres que les critères établis, comme c'est le cas pour l'imidaclopride (Pisa, et al., 2015). De tels effets peuvent résulter en une perturbation de la chaîne alimentaire d'un écosystème.

Malgré les conséquences possibles d'une contamination par des pesticides, peu d'ingrédients actifs n'ont été détectés à la station 24. Cette fréquence de détection relativement faible ne constitue vraisemblablement pas une problématique majeure dans

ce cours d'eau lorsqu'on établit la médiane sur les résultats qui ont été mesurés (Annexe 5). Par contre, il est important de souligner que les ingrédients actifs peuvent, dans certains cas, se désintégrer rapidement dans les sols et dans l'eau et donc il se peut qu'ils ne soient pas détectés dans les eaux de surface si l'échantillonnage prend lieu un certain temps après l'épandage du pesticide en question. De plus, la limite de détection pour certains ingrédients actifs est au-delà du critère établi pour la protection de la vie aquatique (Annexe 5 ; section 3.7.) et la plupart des produits mesurés n'ont aucun critère de protection d'établi.

Les ingrédients actifs possédant une limite de détection supérieure aux critères établis sont les suivants :

- Diazinon ;
- Chlorpyrifos ;
- Parathion ;
- Azinphos-méthyl ;
- Perméthrine ;
- Deltaméthrine.

Il est impossible de déterminer si des dépassements de critères de la protection de la vie aquatique ont eu lieu durant les deux années d'échantillonnage pour ces derniers.

En raison des obstacles mentionnés, il est impossible de conclure que les résultats d'analyses sont complets en ce qui concerne la présence de pesticides dans la rivière à la Loutre. Il est également important de souligner que la formulation de pesticides a souvent des effets plus toxiques que l'ingrédient actif seul mesuré, comme est le cas pour la MCPA, le butilate, l'atrazine et le cyanazine (Caux, Ménard, & Kent, 1996) ; trois de ces produits ayant été détectés dans la rivière à la Loutre, la MCPA à plus d'une reprise. L'interprétation des effets que peuvent avoir les ingrédients actifs sur les organismes aquatiques d'eau douce n'est pas complète sans une compréhension de l'effet cumulatif que peuvent avoir tous les ingrédients des pesticides utilisés.

Pour conclure, la détection de produits appartenant à la classe d'insecticides néonicotinoïdes en 2015 et 2016 indique que de tels pesticides sont activement utilisés en région et qu'une contamination des eaux de surface en résulte. Une contamination des eaux souterraines par ces produits est également soupçonnée. La présence de tous les produits détectés dans la rivière à la Loutre peut mener à une déstabilisation de la chaîne alimentaire aux endroits contaminés. Une étude sur les niveaux trophiques de cette rivière serait nécessaire afin de confirmer ou nier ces soupçons. Bien que les concentrations

détectées ne soient pas autant inquiétantes pour les usages humains, elles indiquent toutefois qu'une perturbation du milieu aquatique prend place et par conséquent, la qualité de l'eau est compromise. Il serait intéressant d'effectuer une analyse de nutriments et de la chlorophylle  $\alpha$  à cet endroit afin d'avoir un portrait plus complet de la qualité de l'eau. Il serait également intéressant d'effectuer des analyses de pesticides avec limites de détection plus sensibles afin de pouvoir déterminer si plus de dépassement de critères ont lieu. Une dernière recommandation serait d'obtenir des renseignements précis au sujet des dates d'épandages de pesticides sur le bassin versant et de coordonner l'échantillonnage de l'eau autour de ces dernières.

### **5.8. Tendances générales événements de pluies**

L'échantillonnage effectuée à la suite d'un événement de pluie survenait lorsqu'au moins 10 mm de pluie étaient tombés dans les dernières 24 heures.

Une tendance d'augmentation générale de la conductivité a été observée à la suite d'événements de pluies aux stations 1, 2, 3, 10, 19, 21 et 29. Ceci n'est toutefois pas le cas pour toutes les stations puisqu'une tendance générale de diminution de la conductivité a été observée aux sites 11, 12, 13 et 20. En analysant les tendances des autres paramètres, tels que les nutriments, la chlorophylle  $\alpha$ , les coliformes fécaux et autres paramètres de la multisonde, il est également difficile de discerner des tendances pour toutes les stations puisque ces dernières varient. Par exemple, dans le cas des solides en suspensions, certaines stations qui subissent une augmentation de conductivité lors d'événement de pluie subissent également une augmentation de concentration de solides en suspension, tandis que d'autres stations subissent une diminution de ce paramètre. Il est donc difficile de faire un lien entre les tendances, les types de cours d'eau analysés et les pressions naturelles et anthropiques qui les influencent. Ceci est également le cas pour la chlorophylle  $\alpha$ , où aucune tendance n'est discernable à certaines stations, tandis qu'une augmentation est évidente aux stations 11, 12, 2 et 29 et une diminution de ce paramètre est évidente aux stations 13, 3 et 23. La tendance la plus évidente et dominante parmi tous les sites est une augmentation en coliformes fécaux à la suite d'importantes précipitations. En effet, ceci a été observé aux stations 1, 3, 10, 12, 20, 21, 28 et 29. Une diminution de ce paramètre suite à de tels événements s'est toutefois produite aux stations 2, 11 et 13. Il semble que les stations qui ne démontrent pas de tendance évidente pour ce paramètre sont celles qui ont les plus faibles concentrations de coliformes fécaux en temps secs. Ceci est toutefois également variable.

## 5.9. Recommandations

À la suite des deux campagnes d'échantillonnage complétées en 2015 et 2016, quelques recommandations sont proposées pour les années à venir.

Tout d'abord, il est important d'assurer une calibration adéquate de la multisonde. Dorénavant, cette calibration devrait être effectuée sur le terrain à la température ambiante avant la prise de mesures. Il est également primordial que l'échantillonnage des stations et l'analyse des nutriments et autres paramètres soient effectués de façon invariable à toutes les sorties sur le terrain de mai à octobre. Par exemple, en ce qui concerne les lacs, des mesures doivent être effectuées à toutes les intervalles de profondeur afin de déterminer si une stratification thermique a lieu ou non à chaque sortie sur le terrain. Également, il est important de s'assurer que la trousse HACH soit disponible pour terminer toutes les analyses de nutriments et autres paramètres des échantillons d'eau (référence aux données manquantes du mois d'octobre 2016).

Il est également recommandé qu'une analyse des nutriments soit effectuée à la station 24 avec la trousse HACH. Ceci est également vrai pour les stations où seul l'indice diatomées est mesuré (station 14 et 18) dans le but d'obtenir une meilleure connaissance des paramètres de la qualité de l'eau à ces endroits.

En ce qui concerne les projets minier et hydro-électrique proposés en région, il est recommandé d'effectuer une analyse des métaux à l'état de trace dans les cours d'eaux soupçonnés d'être influencés. Dans le cas du projet hydro-électrique, il serait particulièrement utile d'obtenir des mesures de mercure puisque la création de nouveaux réservoirs et l'inondation de territoires mènent à une augmentation de mercure dans la colonne d'eau (Eckleey, Luxton, McKernan, Goetz, & Goulet, 2015). Ceci est également vrai pour les cours d'eau qui seront en aval du projet minier de terres rares proposés sur le bassin versant. En raison d'un manque de connaissance au sujet de l'effet que peut avoir un tel projet sur la qualité de l'eau et des sédiments en région, il est important d'identifier quels métaux et en quelles quantités ils sont présents dans les cours d'eau soupçonnés d'être influencés. Une analyse des sédiments permettrait d'obtenir des renseignements sur l'accumulation de métaux à long-terme au lieu d'un aperçu instantané au moment précis de l'échantillonnage, comme le démontre les échantillons d'eau de surface. Les déchets miniers potentiels du projet proposé en particulier ont été démontré d'avoir la capacité de lessiver de nombreux métaux, tels que l'arsenic, le cadmium, le nickel, le manganèse, l'aluminium, le strontium, le vanadium, le soufre et le zinc dans les eaux de la région (Arbour, 2016). Il est alors important de déterminer les concentrations de base de tels métaux dans l'eau et les sédiments, ainsi qu'autres paramètres, afin de pouvoir

bien identifier l'impact que pourrait avoir un tel projet et d'assurer la préservation de la qualité de l'eau pour les humains et tous autres organismes exposés aux milieux en question. Si une telle analyse prend place, il sera important de bien identifier les lieux qui seront en aval du projet minier et qui démontreront efficacement l'impact du projet, comme le lac Sheffield et les chutes aux Pins Rouges, parmi autres (Poirier, et al., 2013).

Selon les recommandations de Madame Isabelle Giroux du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques (Québec), l'analyse de pesticides à la station 24 ne sera pas répétée en 2017 en raison de la faible détection de ces derniers dans la rivière à la Loutre. Il serait cependant intéressant de faire une analyse des pesticides à la station 16, ce en raison de la qualité de l'eau la plus préoccupante de la totalité du bassin versant à cet endroit selon les deux campagnes d'échantillonnage.

## 6. Conclusion

Les sites sélectionnés pour les deux campagnes d'échantillonnages successives démontrent des données qui demeurent généralement stables entre 2015 et 2016, avec quelques exceptions. L'une des plus grandes problématiques en ce qui concerne la dégradation de la qualité de l'eau dans le bassin versant du lac Témiscamingue s'agit des rejets d'eaux usées municipales non-traitées. Il est primordial que ces rejets soient traités avant d'être relâchés dans les milieux aquatiques. En effet, il est également évident que les activités humaines en région diminuent la qualité de l'eau, surtout lorsque comparé à la qualité de l'eau des milieux éloignés des activités humaines. Ceci dit, les prédictions mentionnées dans la section Mise en contexte ont majoritairement été affirmées par les résultats :

- Les stations représentant des prises d'eau potable ont une qualité de l'eau qui est peu perturbée ;
- Les stations qui sont soumises à de fortes pressions anthropiques démontrent une qualité de l'eau dégradée ;
- Les stations de référence ont également une bonne qualité de l'eau.

Quelques exceptions sont toutefois évidentes. La station 9, représentant le rejet d'eaux usées non-traitées de Belleterre, ne démontre pas d'évidence de perturbations importantes. Les stations de référence à Laniel et Winneway (19 et 23) ont une qualité de l'eau moins optimale que ce qui était prédit et la station 21 de la rivière Racicot, située en amont de la station 20, est plus perturbée malgré le fait qu'elle est en amont des plus

importantes pressions anthropiques. Il est également important de souligner que le lac de l'Aqueduc (station 6) présente de l'évidence d'un vieillissement avancé (phénomène d'eutrophisation), et les stations 11, 13, 16, 19, 21, 28 et 29 démontrent un niveau de productivité important. Il est à noter qu'un courant stagnant ou lent peut parfois accélérer l'enrichissement d'un milieu, comme est soupçonné d'être le cas aux stations 28 et 29.

Il est important de continuer un suivi sur la qualité de l'eau du territoire, dans toute possibilité, afin de pouvoir identifier et adresser les problèmes de contamination qui peuvent être réglés. Ceci est également important afin de pouvoir identifier et isoler les sources ponctuelles et diffuses de contaminations futures. L'eau est une ressource précieuse non-renouvelable et essentiel à toutes formes de vie. Il est notre devoir d'en assurer sa préservation pour les générations à venir.



## Bibliographie

- Arbour, C. (2016). *Mobility of contaminants from a rare earth mine waste, Kipawa Rare Earth Project, Québec*. Ottawa: Université d'Ottawa, Département des sciences de la terre et de l'environnement.
- Campeau, S., Lavoie, I., & Grenier, M. (2013). Le suivi de la qualité de l'eau des rivières à l'aide de l'indice IDEC. Dans *Guide d'utilisation de l'Indice Diatomées de l'Est du Canada (version 3)* (p. 25). Trois-Rivières: Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières.
- Canada, S. (2017, 02 21). *Profil du recensement, Recensement de 2016*. Consulté le 03 23, 2017, sur <http://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/index.cfm?Lang=F>
- Caux, P.-Y., Ménard, L., & Kent, R. (1996). Comparative study of the effects of MCPA, butylate, atrazine and cyanazine on *Selenastrum Capricornutum*. *Environmental Pollution*, 219-225.
- CCME. (1999). *Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique - oxygène dissous (eau douce)*. Winnipeg: Conseil canadien des ministres de l'environnement.
- CRAAQ. (2017, mars). *SAGE Pesticides*. Consulté le mars 14, 2017, sur <http://www.sagepesticides.qc.ca/>
- Debusk, W. (1999). *Wastewater Treatment Wetlands: Contaminant Removal Processes*. University of Florida Institute of Food and Agricultural Sciences.
- Eckleey, C., Luxton, T., McKernan, J., Goetz, J., & Goulet, J. (2015, October). Influence of reservoir water level fluctuations on sediment methylmercury concentrations downstream of the historical Black Butte mercury mine, OR. *Applied Geochemistry*, pp. 284-293.
- EPA. (2012). *Rare Earth Elements: A review of Production, Processing, Recycling, and Associated Environmental Issues*. United States Environmental Protection Agency.
- Gauthier, A. (2016, Avril). Commentaire personnel. Ottawa, Ontario.
- Giroux, I. (2015, novembre 4). Commentaire personnel. Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques.

- Giroux, I. (2017, mars). Commentaire personnel. Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques.
- Haute-Savoie, A. C. (2017, mars 2). *Les lacs d'altitude*. Récupéré sur Réseau lacs sentinelles: <http://www.lacs-sentinelles.org/fr/pages/les-lacs-daltitude>
- Hébert, S. (2016, janvier 19). Commentaire personnel. Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques.
- Henze, M., & Comeau, Y. (2008). Wastewater Characterization. *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design.*, 33-52.
- Litke, D. W. (1999). *Review of phosphorus control measures in the United States and their effects on water quality*. Denver: U.S. Geological Survey.
- Maule, A., & Wright, S. (1983). Physiological effects of chlorpropham and 3-chloroaniline on some cyanobacteria and a green alga. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 196-202.
- MDDEFP. (2013). *Critères de qualité de l'eau de surface*. Québec: Gouvernement du Québec.
- MDDELCC. (2015, juin 25). *Critère de qualité de l'eau de surface*. Récupéré sur Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques: [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres\\_eau/index.asp](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp)
- MDDELCC. (2017). *La qualité de l'eau et les usages récréatifs*. Consulté le Mars 13, 2017, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm>
- MDDELCC. (2017). *Le réseau de surveillance volontaire des lacs*. Consulté le mars 14, 2017, sur <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm>
- OBVT, O. d. (2016). *Rapport sur les résultats d'échantillonnage 2015 sur le bassin versant du Témiscamingue : acquisition de connaissances sur la qualité de l'eau*. 102 pages.
- Pisa, L., Amaral-Rogers, V., Belzunces, L., Bonmatin, J., Downs, C., Goulson, D., . . . Van Dyck, H. (2015). Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 68-102.
- Poirier, E., Garon, M., Bertrand, V., Kissiova, M., Mailloux, M., Rougier, M., . . . Hayden, A. (2013). *Feasibility Study for the Kipawa Project Témiscamingue Area, Québec, Canada (NI 43-101 Report)*. Matamec.

Rodrigues, E., Lopes, I., & Pardal, M. (2013, Janvier). Occurrence, fate and effects of azoxystrobin in aquatic ecosystems: A review. *Environment International*, pp. 18-28.

USEPA. (2000). Chapter 1. Introduction. Dans G. Gibson, R. Carlson, J. Simpson, E. Smeltzer, J. Gerritson, S. Chapra, . . . R. Kennedy, *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs, First Edition* (pp. 1-5). Washington, DC: United States Environmental Protection Agency.

# Annexes

# Annexe 1



## Observations sur le terrain

Le tableau ci-dessous résume des caractéristiques importantes des sites sur lesquels des échantillons d'eau et de diatomées ont été prélevés.

Numéro de site	Sous Bassin-versant	Municipalité	Type de milieu (largeur estimée)	Observation particulière du cours d'eau (en amont)	Type de courant	Aspect de l'eau	Profondeur moyenne du prélèvement
1	Petite rivière blanche	Lorrainville	Cours d'eau (7 m)	Rapides	Lent-laminaire	Trouble, boueuse	15cm
2	Rivière à la Loutre	Laverlochère	Cours d'eau (20 m)	Seuils	Rapide-turbulent	Trouble, boueuse jaune opaque	11 cm
3	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Cours d'eau (20 m)	Tuyau de déversement (pont)	Stagnant	Trouble, boueuse jaune opaque	28cm
5	Ruisseau Gordon	Témiscaming	Cours d'eau (20m)	Rapides	Rapide-turbulent	Transparente	15 cm
6	Rivière Fraser (Lac de l'Aqueduc)	Latulipe-et-Gaboury	Lac	Quai avec prise d'eau potable	N/A	Transparente	73cm
7	Rivière Kipawa (Rivière aux Sables)	Belleterre	Cours d'eau (60 m)	Aucun	Lent-laminaire	Transparente	21cm
8	Rivière des Outaouais	Angliers	Lac	Barrage hydroélectrique en amont	N/A	Trouble	1 m
9	Rivière Kipawa (Lac aux Sables)	Belleterre	Lac	Plage et marais filtrant des eaux usées municipales	N/A	Transparente	73 cm
10	Rivière à la Loutre (Rivière Laverlochère)	Fugèreville	Cours d'eau, (4 m)	Tuyau de déversements	Lent-laminaire	Trouble, boueuse jaune opaque	13 cm

Numéro de site	Sous Bassin-versant	Municipalité	Type de milieu (largeur estimée)	Observation particulière du cours d'eau (en amont)	Type de courant	Aspect de l'eau	Profondeur moyenne du prélèvement
11	Ruisseau Bryson (Cours d'eau Bouthillette)	Guérin	Cours d'eau, (0,8m)	Tuyau de déversements	Lent-laminaire	Transparente couleur thé	4 cm
12	Rivière Fraser	Latulipe-et-Gaboury	Cours d'eau, (70 m)	Tuyau de déversements	Lent-laminaire	Transparente légèrement brune	18 cm
13	Rivière Blanche (Cours d'eau Alfred-Bédard)	Nédélec	Cours d'eau, (0,5 m)	Tuyau de déversements tronçon du ruisseau redressé (droit)	Lent-laminaire	Transparente avec morceau de papiers de toilette visible	3 cm
14	Rivière des Outaouais	Notre-Dame-du-Nord	Cours d'eau, (100 m)	Quai rampe d'accès	Lent-laminaire	Transparente légèrement brune	N/A
16	Ruisseau Abbica	Saint-Bruno-de-Guigues	Cours d'eau, (4 m)	Rapides	Stagnant	Trouble, boueuse jaune opaque	22
18	Rivière Marsac	Témiscaming	Cours d'eau, (7 m)	Rapides et tributaires	Lent-laminaire	Transparente	N/A
19	Rivière Kipawa	Laniel	Cours d'eau, (50 m)	Barrages, quai rampe d'accès et halte routière	Rapide-turbulent	Transparente	23 cm
20	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Ville-Marie	Cours d'eau, (0,8 m)	Barrage de castors	Lent-laminaire	Trouble, boueuse	8 cm
21	Rivière Racicot (Cours d'eau 8373)	Duhamel-Ouest	Cours d'eau, (0,5 m)	Barrage de castors	Stagnant	Trouble, boueuse	6 cm
23	Rivière Winneway	Winneway	Cours d'eau, (35 m)	Rapides	Rapide-turbulent	Transparente	13cm



Numéro de site	Sous Bassin-versant	Municipalité	Type de milieu (largeur estimée)	Observation particulière du cours d'eau (en amont)	Type de courant	Aspect de l'eau	Profondeur moyenne du prélèvement
24	Rivière à la Loutre	Saint-Bruno-de-Guigues	Cours d'eau, (30 m)	Aucun	Lent-laminaire	Eau brune, opaque	23 cm
28	Rivière à la Loutre (tributaire)	Béarn	Cours d'eau (3 m)	Marais en amont	Stagnant	Eau brune transparente	12 cm
29	Petite rivière Blanche (tributaire)	Béarn	Cours d'eau (3 m)	Aucun	Lent-laminaire	Eau brune transparente	8 cm

# Annexe 2



## Paramètres de la multisonde

### Conductivité

La conductivité mesure l'habileté de l'eau à conduire de l'électricité. En autres mots, c'est une mesure des ions dissouts dans l'eau, puisque ces derniers amplifient la conductivité. Plus la mesure de la conductivité augmente, plus il y a d'ions (sels) dissouts. Les ions les plus communs dissouts dans l'eau incluent le sodium (Na), le chlorure (Cl), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg). Ce paramètre est souvent utilisé pour estimer la quantité de matière en suspension présente dans l'eau.

Il est important de souligner que lorsque la température augmente, la conductivité augmente également. Ces deux paramètres sont donc proportionnels l'un à l'autre.

Il devrait également être noté que la conductivité des milieux aquatiques qui ne reçoivent pas un apport d'eau assez important augmentera en raison de l'évaporation continue de l'eau et de l'augmentation des concentrations d'ions résultantes. Le rejet d'eaux usées municipales et industrielles a habituellement une conductivité élevée en raison de la haute teneur en ions.

### pH

Le pH est le logarithme négatif de la concentration des ions d'hydrogène, ou protons ( $H^+$ ). Ce paramètre est basé sur une échelle de 0 à 14, 0 indiquant le milieu le plus acide et 14 indiquant le milieu le plus basique. Plus une substance est acide ( $pH < 7$ ), plus il y a de  $H^+$  en solution. Plus une substance est basique, plus le pH augmente et plus il y a d'ions  $OH^-$ .

Le pH peut être calculé selon la formule suivante :

$$pH = -\log[H^+]$$

Le pH mesure l'acidité d'une substance, tandis que le pOH mesure la basicité d'une substance.

Le pOH peut être calculé selon la formule suivante :

$$pOH = -\log[OH^-]$$

Voici la relation qui existe entre l'échelle pH et l'échelle pOH :

$$pH + pOH = 14$$

Lorsqu'une diminution du pH est mesurée, il est important de tenir compte des autres paramètres qui pourraient avoir un effet sur ce dernier. Par exemple, le pH peut varier selon la température en raison d'un effet sur la tendance de formation de liaisons hydrogènes (lien intermoléculaire faible établi entre un atome d'hydrogène d'une molécule et un atome électronégatif d'une autre molécule). Plus la température d'une substance augmente, plus il y a de vibrations moléculaires et donc plus il est difficile de former des liaisons hydrogènes. Ceci résulte en plus d'ions  $H^+$  libres. D'autre part, plus le pH est acide, plus la dissolution des ions est favorable. Ceci dit, la mesure de la conductivité est théoriquement proportionnelle à la mesure du pH.

### Oxygène dissous

La concentration d'oxygène dissous dans une solution est inversement proportionnel à la température ; c'est-à-dire, l'oxygène dissous augmente lorsque la température diminue. Ce paramètre peut être influencé par le type de courant d'un milieu aquatique et l'activité biologique. Certains organismes produisent de l'oxygène, tandis que d'autres en consomment. De plus, dans les lacs et rivières profonds, le faible mélange des eaux de surfaces avec les eaux en profondeurs fait en sorte que l'oxygène dissous est plus faible à mesure dans les profondeurs, même si les températures sont habituellement plus froides ici.

# Annexe 3



## Critères de toxicité pour l'azote ammoniacal

Le tableau suivant présente les critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal en fonction du pH et de la température. Les critères sont exprimés en mg-N/L et arrondis à 2 chiffres significatifs (MDDEFP, 2013).

pH	Température °C										
	0,0	1,0	2,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	8,0	9,0	10
6,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,8	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
6,9	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,0	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,1	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8
7,2	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,3	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,4	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,5	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,6	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,7	2,1	2,1	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	1,9	1,9	1,9	1,9
7,8	1,8	1,8	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,6	1,6	1,6	1,6
7,9	1,5	1,5	1,5	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,3
8,0	1,4	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,1	1,1
8,1	1,0	0,99	0,98	0,96	0,95	0,94	0,93	0,92	0,91	0,91	0,90
8,2	0,80	0,79	0,78	0,77	0,76	0,75	0,74	0,74	0,73	0,72	0,72
8,3	0,64	0,63	0,62	0,61	0,61	0,60	0,59	0,59	0,58	0,58	0,58
8,4	0,51	0,50	0,50	0,49	0,48	0,48	0,48	0,47	0,47	0,46	0,46
8,5	0,41	0,40	0,40	0,38	0,39	0,38	0,38	0,38	0,38	0,37	0,37
8,6	0,32	0,32	0,32	0,31	0,31	0,31	0,31	0,30	0,30	0,30	0,30
8,7	0,26	0,26	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,24	0,24	0,24	0,24
8,8	0,21	0,21	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
8,9	0,17	0,17	0,17	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
9,0	0,14	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13	0,13

pH	Température °C										
	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
6,5	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,5	1,4	1,3	1,2	
6,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,2	
6,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,2	
6,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,2	
6,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,2	
7,0	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,6	1,5	1,4	1,2	
7,1	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,2	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,3	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,4	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,5	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,6	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,7	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,8	1,7	1,5	1,4	1,2	
7,8	1,6	1,6	1,6	1,5	1,5	1,4	1,3	1,2	1,1	1,1	
7,9	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,2	1,1	1,0	0,97	0,90	
8,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,0	0,94	0,88	0,82	0,76	
8,1	0,89	0,89	0,88	0,88	0,87	0,81	0,76	0,70	0,66	0,61	
8,2	0,71	0,71	0,71	0,70	0,70	0,65	0,61	0,57	0,53	0,49	
8,3	0,57	0,57	0,57	0,56	0,56	0,52	0,49	0,46	0,42	0,40	
8,4	0,46	0,46	0,46	0,45	0,45	0,42	0,39	0,37	0,34	0,32	
8,5	0,37	0,37	0,37	0,37	0,37	0,34	0,32	0,30	0,28	0,26	
8,6	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,28	0,26	0,24	0,23	0,21	
8,7	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,23	0,21	0,20	0,19	0,18	
8,8	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,19	0,17	0,16	0,15	0,15	
8,9	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16	0,15	0,14	0,14	0,13	0,12	
9,0	0,13	0,13	0,13	0,13	0,14	0,13	0,12	0,11	0,11	0,10	

# Annexe 4

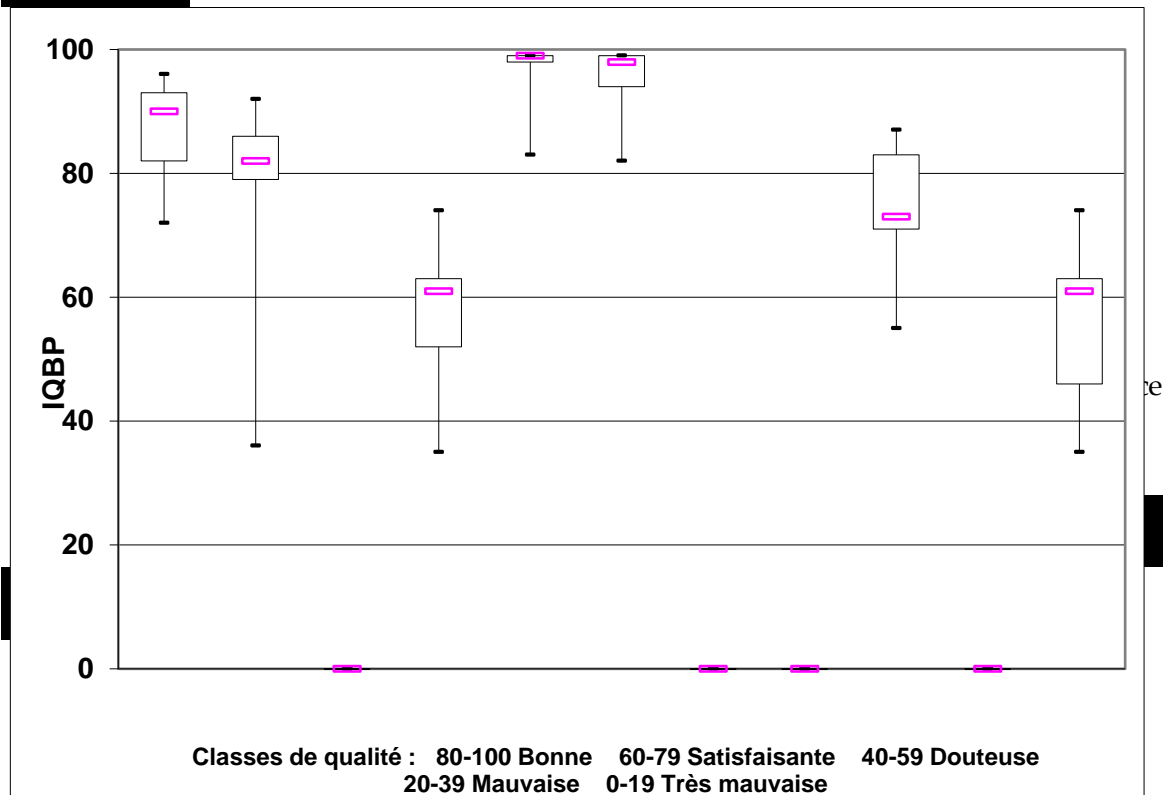


## Résultats pour l'IQBP<sub>6</sub>

Cette annexe présente les résultats de l'IQBP<sub>6</sub> pour tous les sites mesurés. L'indice médian de l'IQBP<sub>6</sub> peut ne pas être égal à l'indice médian du paramètre déclassant. Cela survient lorsqu'il y a plus d'un paramètre qui participe au facteur déclassant. Il est à noter que seuls les sites 1, 2, 3, 28 et 29 ont des valeurs de NO<sub>x</sub> complètes puisque les nitrites n'ont pas été mesurées avec la trousse HACH. Se référer à l'annexe 3 du rapport 2016 (OBVT, 2016) pour les résultats de l'IQBP<sub>6</sub> de l'échantillonnage 2015.

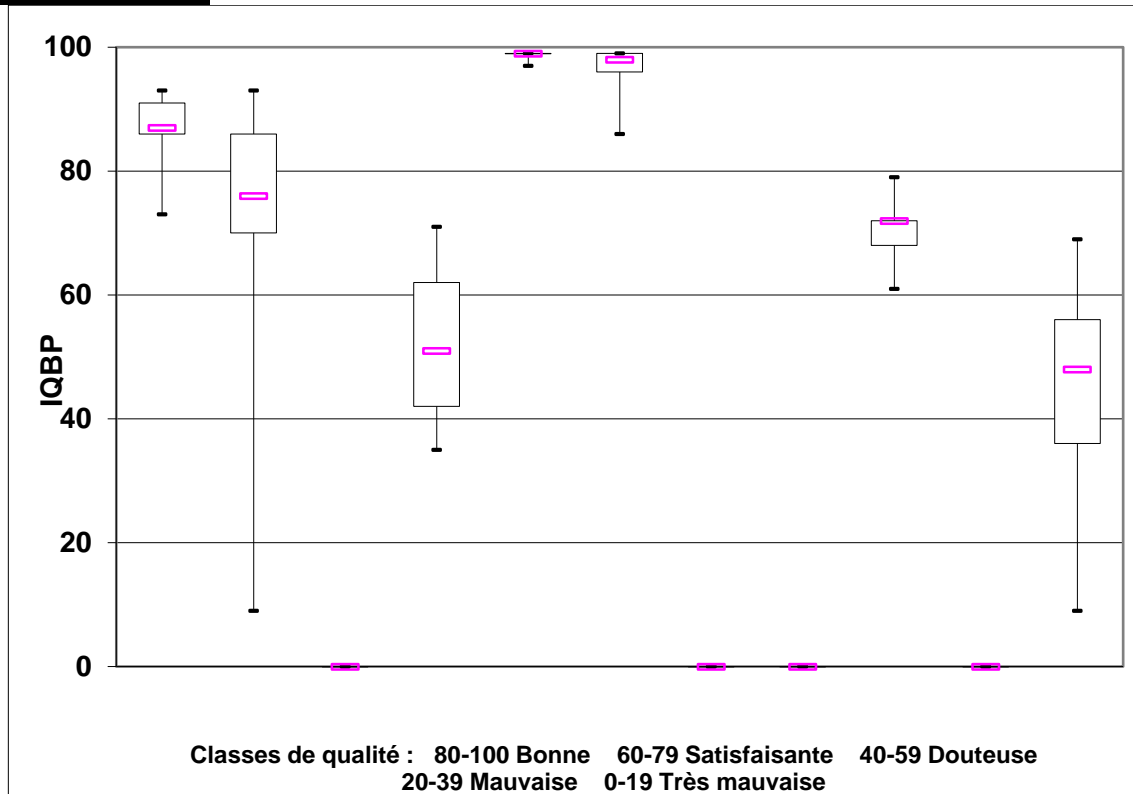
Qualité de l'eau au site 1 (Petite rivière blanche, Lorrainville) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	7	7	7	7	7
I_MIN	72	36	35	83	82	55	35
I_Q25	82	79	52	98	94	71	46
I_MÉDIAN	90	82	61	99	98	73	61
I_Q75	93	86	63	99	99	83	63
I_MAX	96	92	74	99	99	87	74





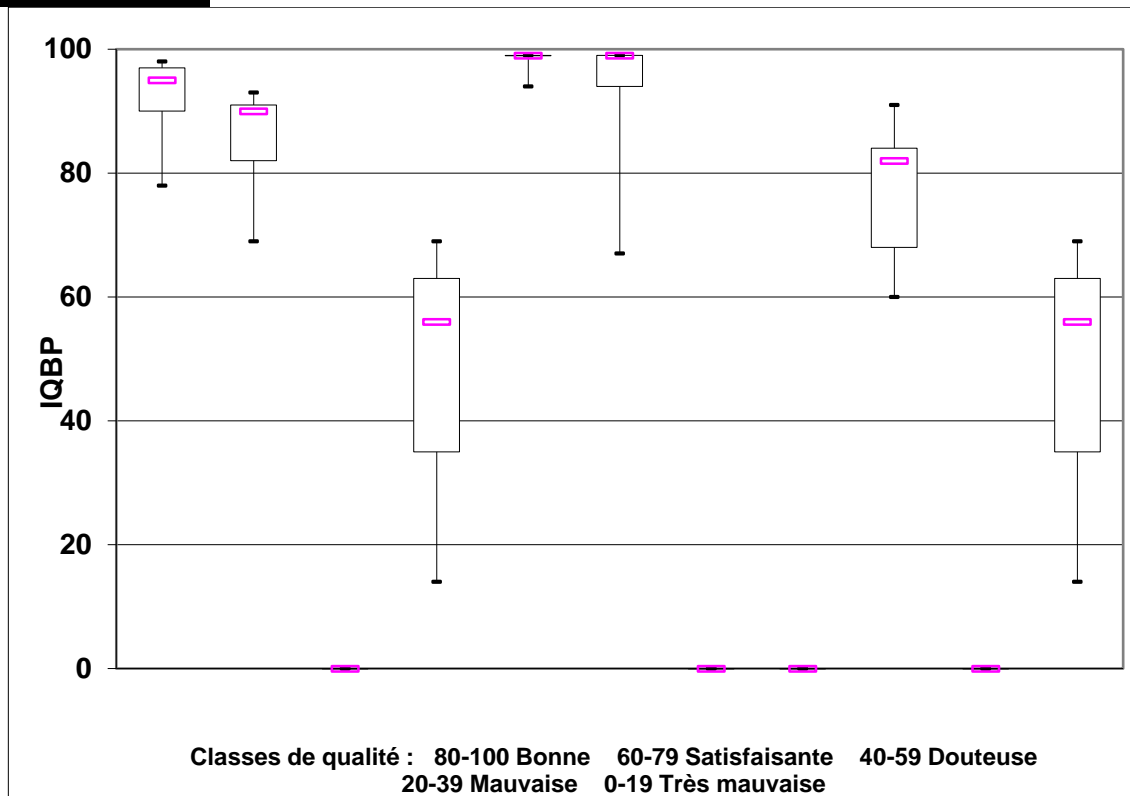
I_MIN	73	9	35	97	86	61	9
I_Q25	86	70	42	99	96	68	36
I_MÉDIAN	87	76	51	99	98	72	48
I_Q75	91	86	62	99	99	72	56
I_MAX	93	93	71	99	99	79	69



Qualité de l'eau au site 3 (Rivière à la Loutre, Saint-Bruno-de-Guigues) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	7	7	7	7	7

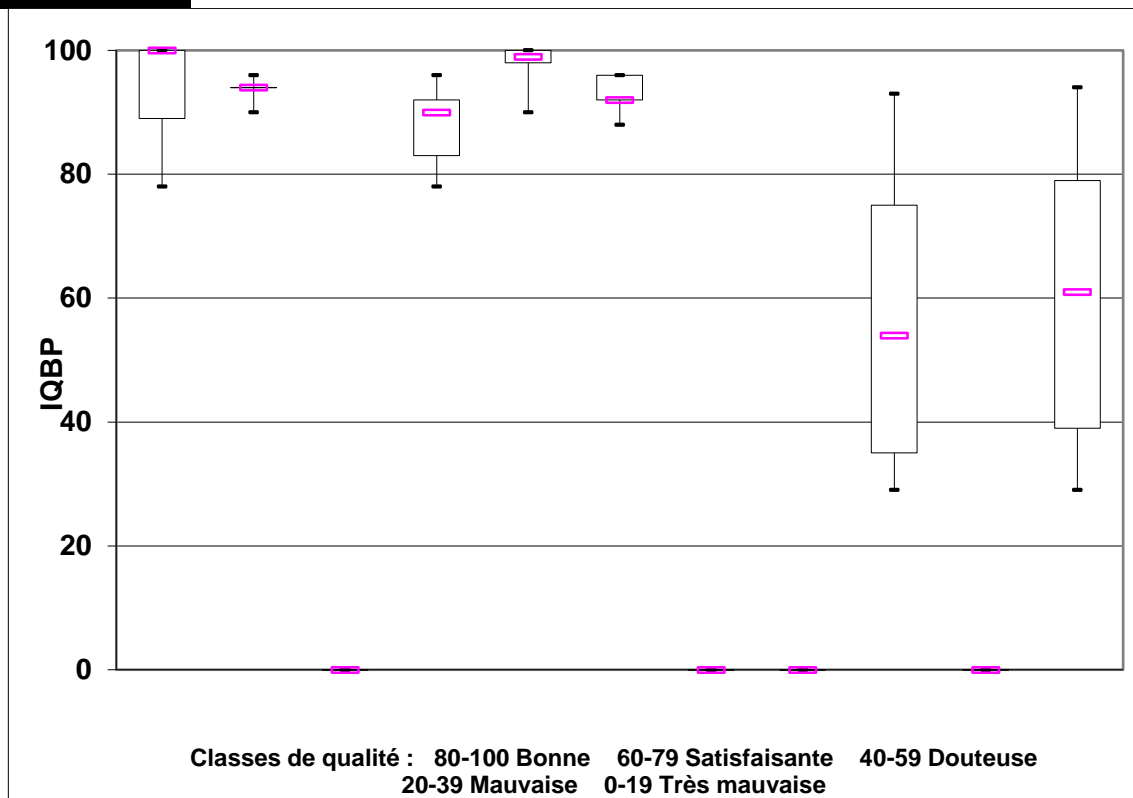
I_MIN	78	69	14	94	67	60	14
I_Q25	90	82	35	99	94	68	35
I_MÉDIAN	95	90	56	99	99	82	56
I_Q75	97	91	63	99	99	84	63
I_MAX	98	93	69	99	99	91	69



Qualité de l'eau au site 5 (Ruisseau Gordon, Témiscaming) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

CF CHLA MES NH3 NOX PTOT IQBP

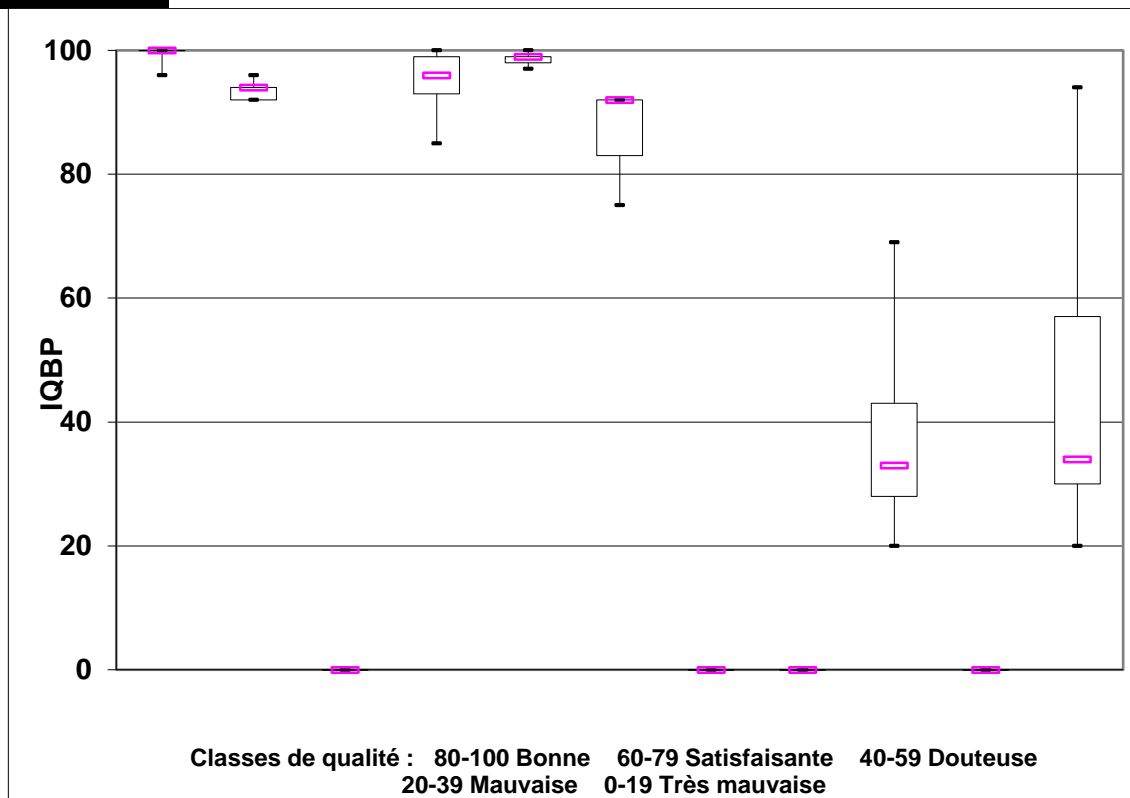
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	78	90	78	90	88	29	29
I_Q25	89	94	83	98	92	35	39
I_MÉDIAN	100	94	90	99	92	54	61
I_Q75	100	94	92	100	96	75	79
I_MAX	100	96	96	100	96	93	94



Qualité de l'eau au site 7 (Rivière Kipawa, Rivière aux Sables, Belleterre) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CHL					
CF	A	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP

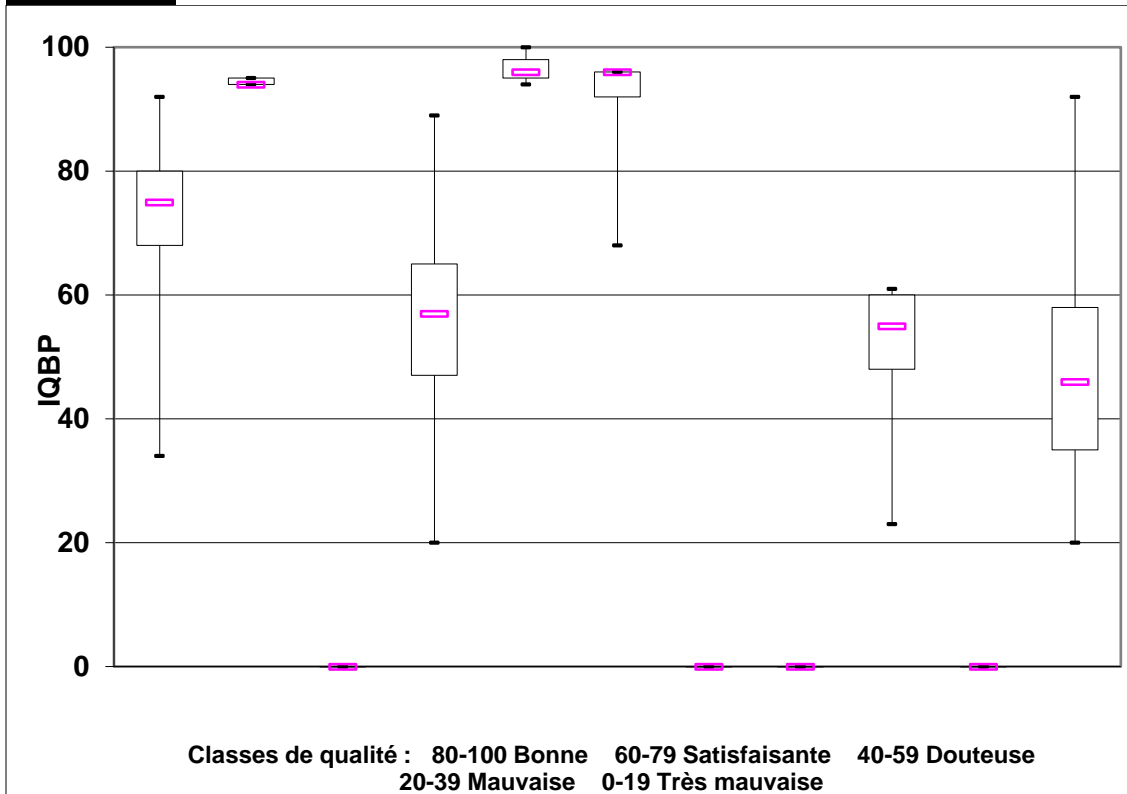
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	96	92	85	97	75	20	20
I_Q25	100	92	93	98	83	28	30
I_MÉDIAN	100	94	96	99	92	33	34
I_Q75	100	94	99	99	92	43	57
I_MAX	100	96	100	100	92	69	94



Qualité de l'eau au site 10 (Rivière à la Loutre, Rivière Laverlochère, Fugèreville) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7

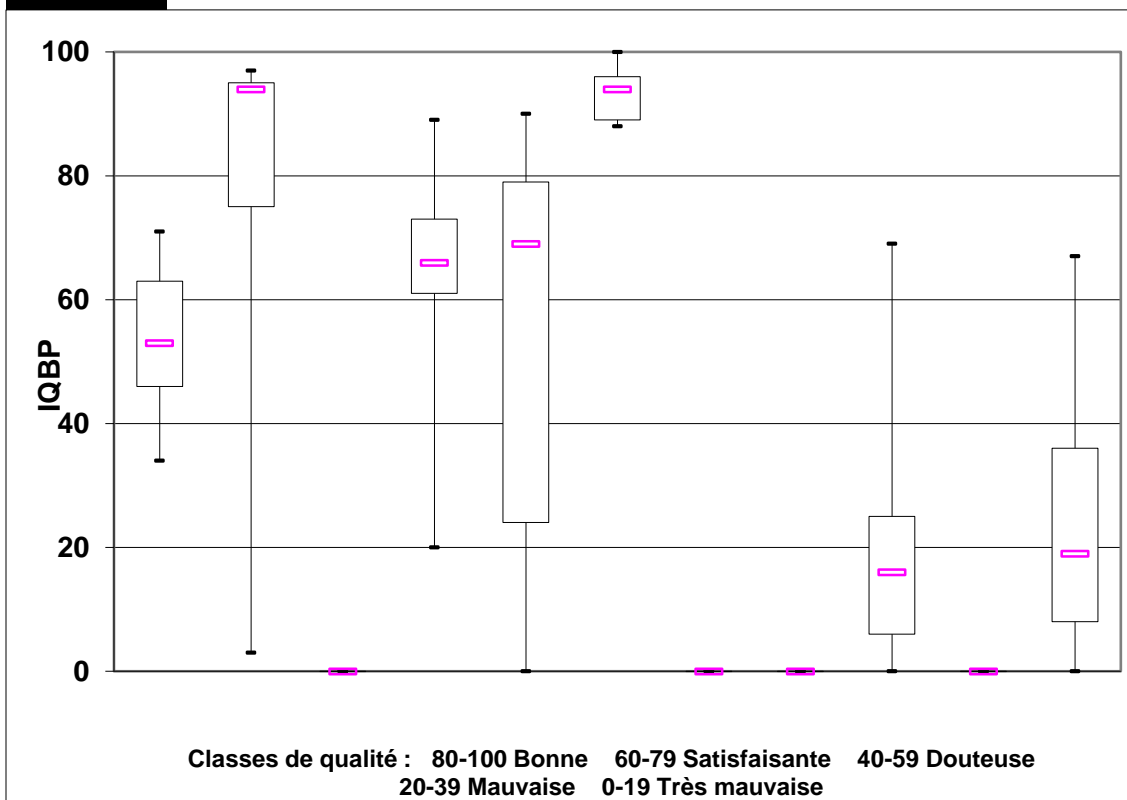
I_MIN	34	94	20	94	68	23	20
I_Q25	68	94	47	95	92	48	35
I_MÉDIAN	75	94	57	96	96	55	46
I_Q75	80	95	65	98	96	60	58
I_MAX	92	95	89	100	96	61	92



Qualité de l'eau au site 11 (Ruisseau Bryson, Cours d'eau Bouthillette, Guérin)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

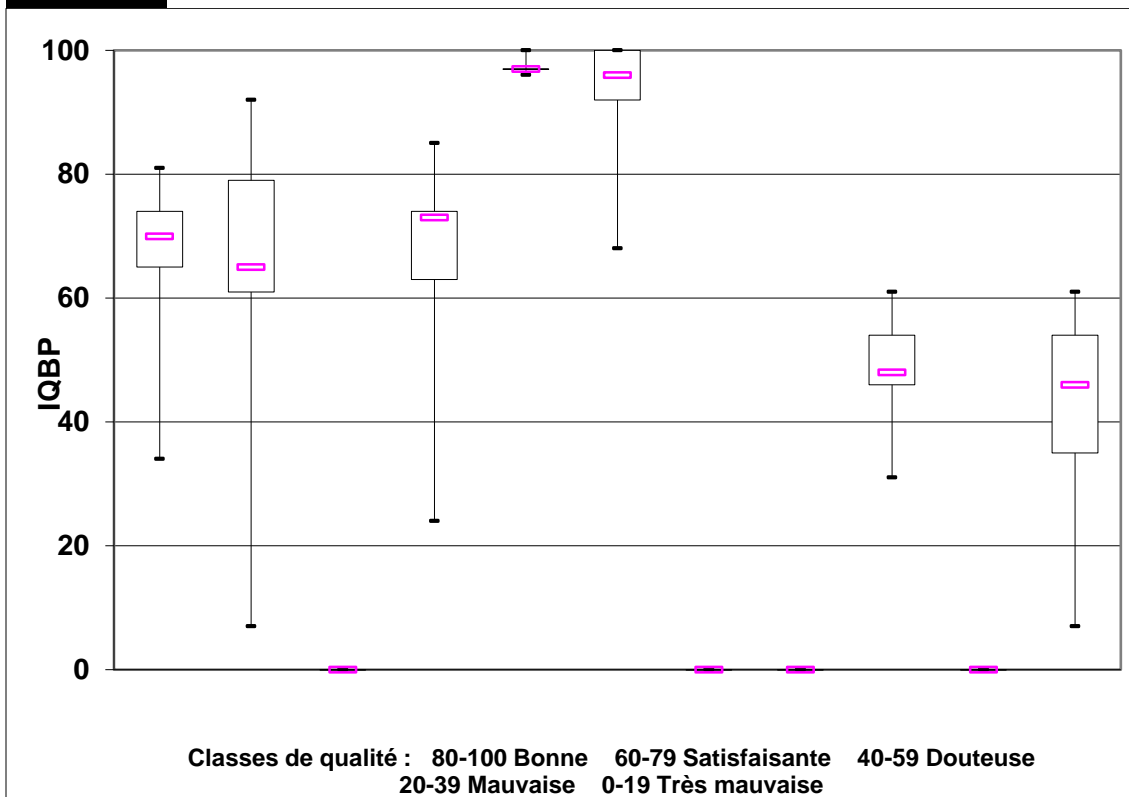
CF CHLA MES NH3 NOX PTOT IQBP

N	7	7	7	7	6	6	7	
I_MIN	34	3	20	0	88	0	0	
I_Q25	46	75	61	24	89	6	8	
I_MÉDIA								
N	53	94	66	69	94	16	19	
I_Q75	63	95	73	79	96	25	36	
I_MAX	71	97	89	90	100	69	67	



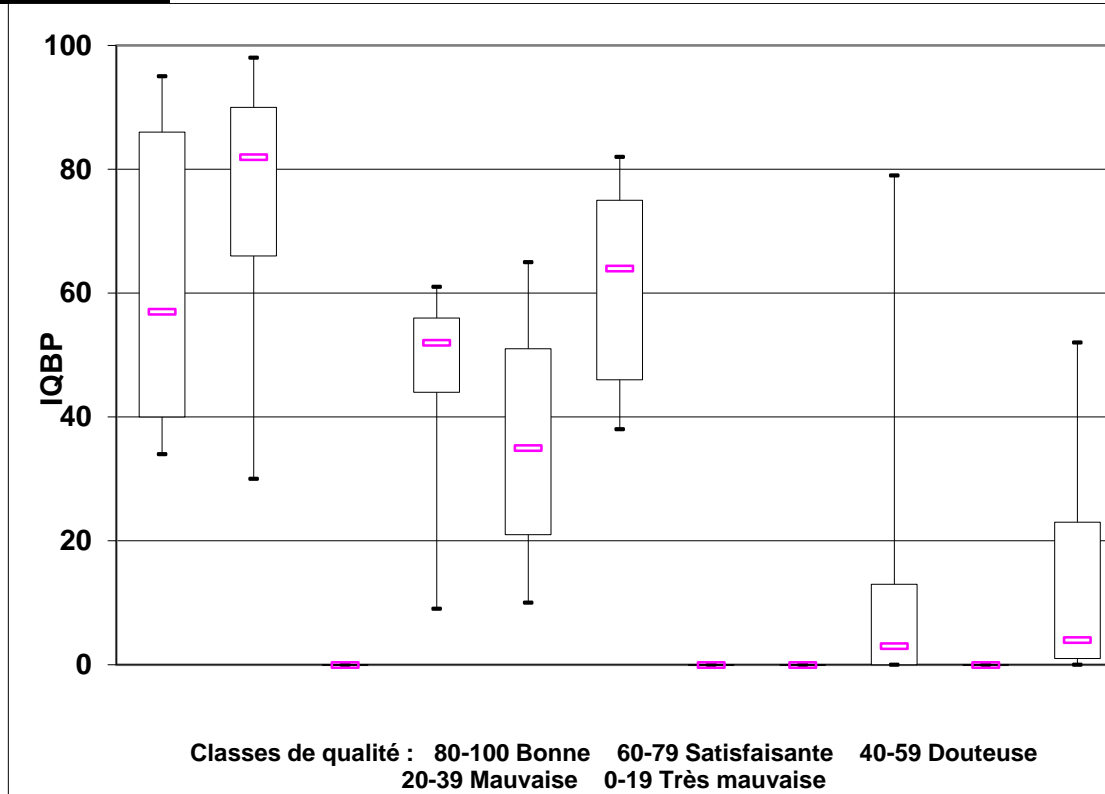
Qualité de l'eau au site 12 (Rivière Fraser, Latulipe-et-Gaboury) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	34	7	24	96	68	31	7
I_Q25	65	61	63	97	92	46	35
I_MÉDIA							
N	70	65	73	97	96	48	46
I_Q75	74	79	74	97	100	54	54
I_MAX	81	92	85	100	100	61	61



Qualité de l'eau au site 13 (Rivière Blanche, Cours d'eau Alfred-Bédard, Nédélec)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

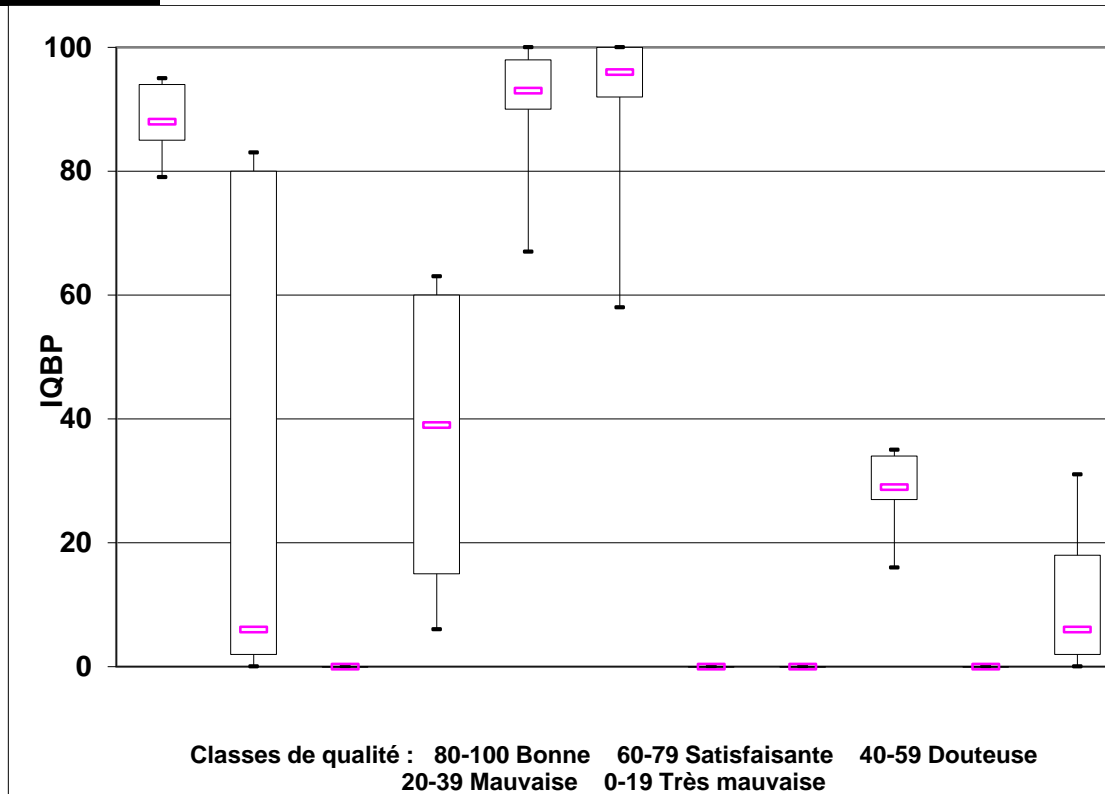
	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	7	6	5	6	7
I_MIN	34	30	9	10	38	0	0
I_Q25	40	66	44	21	46	0	1
I_MÉDIAN	57	82	52	35	64	3	4
I_Q75	86	90	56	51	75	13	23
I_MAX	95	98	61	65	82	79	52





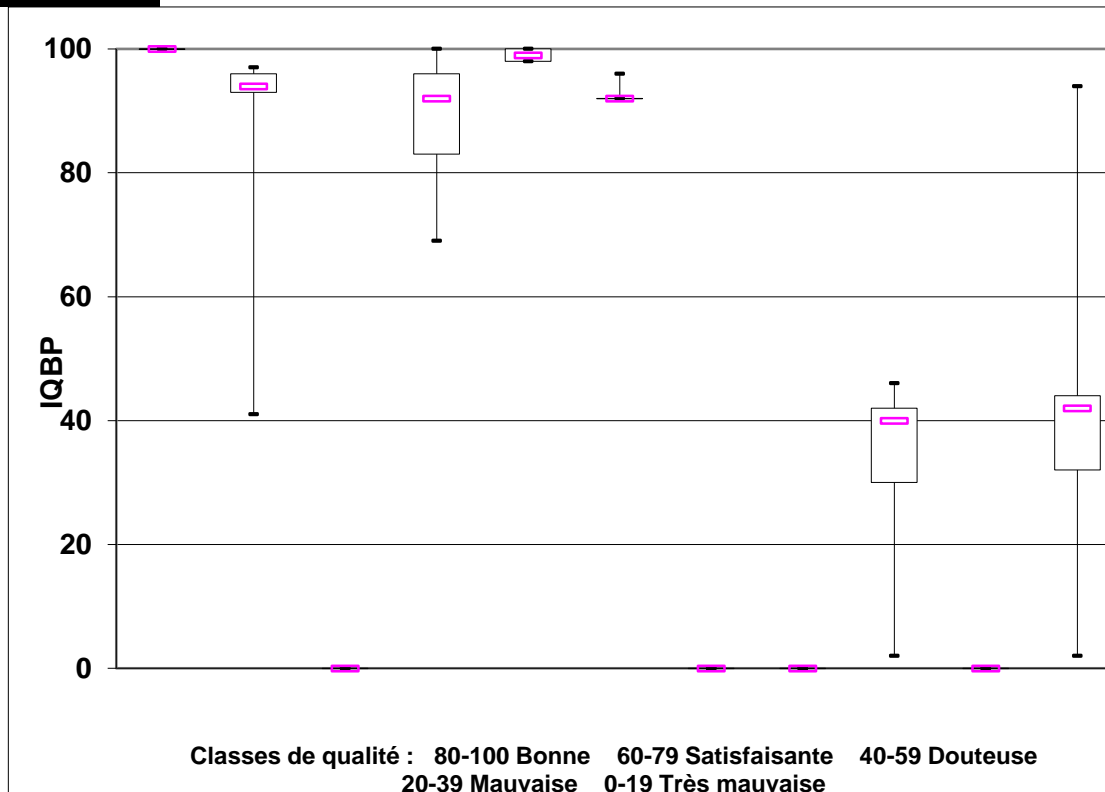
Qualité de l'eau au site 16(Petite rivière blanche, Cours d'eau Perreault, Béarn)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	79	0	6	67	58	16	0
I_Q25	85	2	15	90	92	27	2
I_MÉDIA							
N	88	6	39	93	96	29	6
I_Q75	94	80	60	98	100	34	18
I_MAX	95	83	63	100	100	35	31



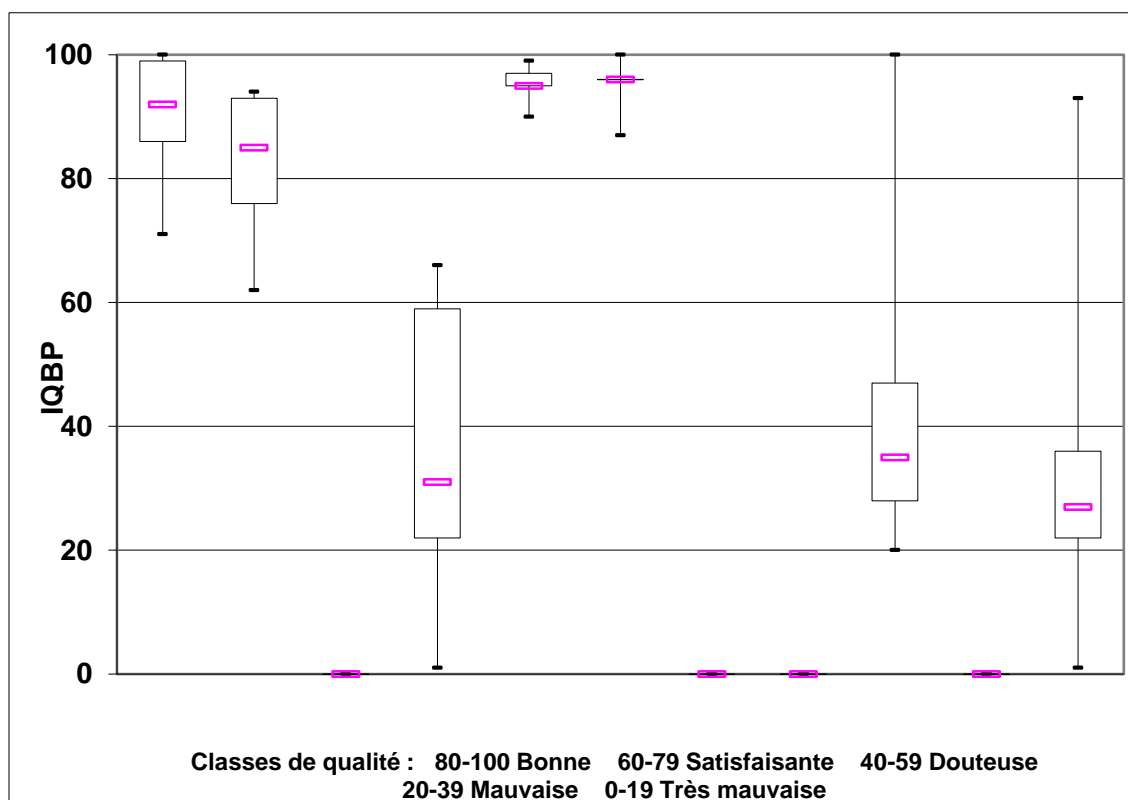
Qualité de l'eau au site 19 (Rivière Kipawa, Laniel) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	100	41	69	98	92	2	2
I_Q25	100	93	83	98	92	30	32
I_MÉDIA							
N	100	94	92	99	92	40	42
I_Q75	100	96	96	100	92	42	44
I_MAX	100	97	100	100	96	46	94



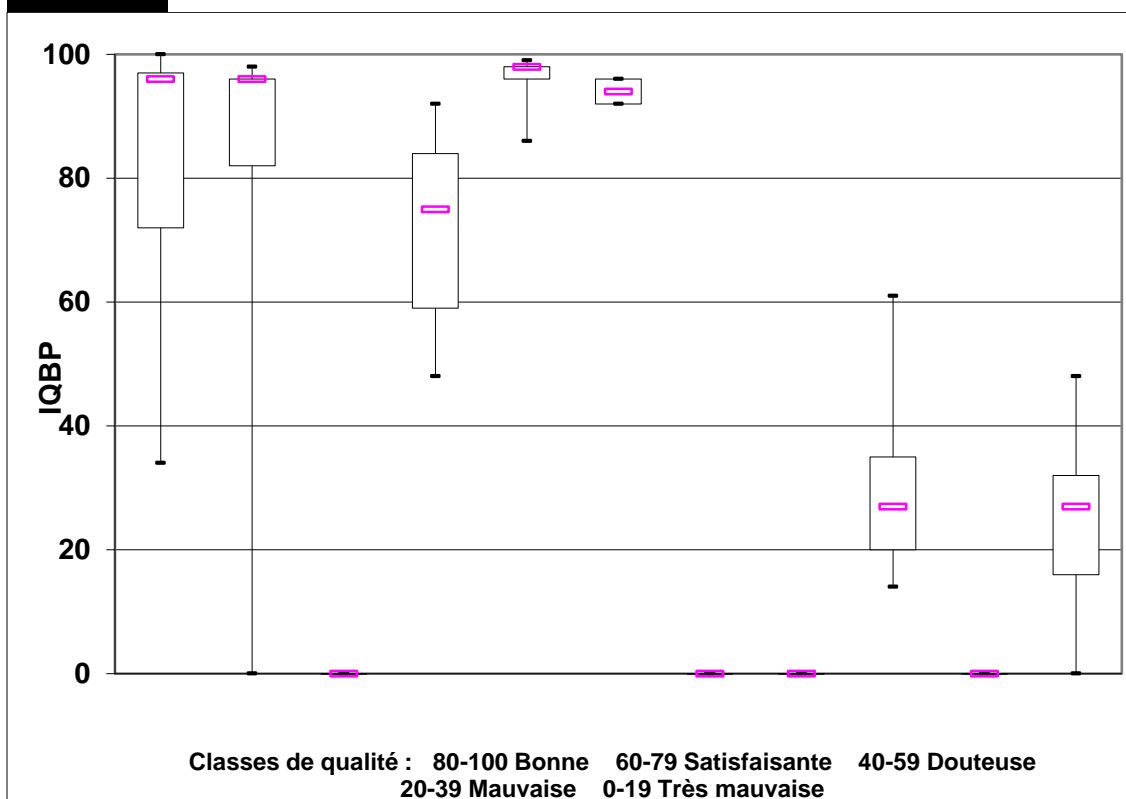
Qualité de l'eau au site 20 (Rivière Racicot, Cours d'eau 8373, Ville-Marie) mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	71	62	1	90	87	20	1
I_Q25	86	76	22	95	96	28	22
I_MÉDIA							
N	92	85	31	95	96	35	27
I_Q75	99	93	59	97	96	47	36
I_MAX	100	94	66	99	100	100	93



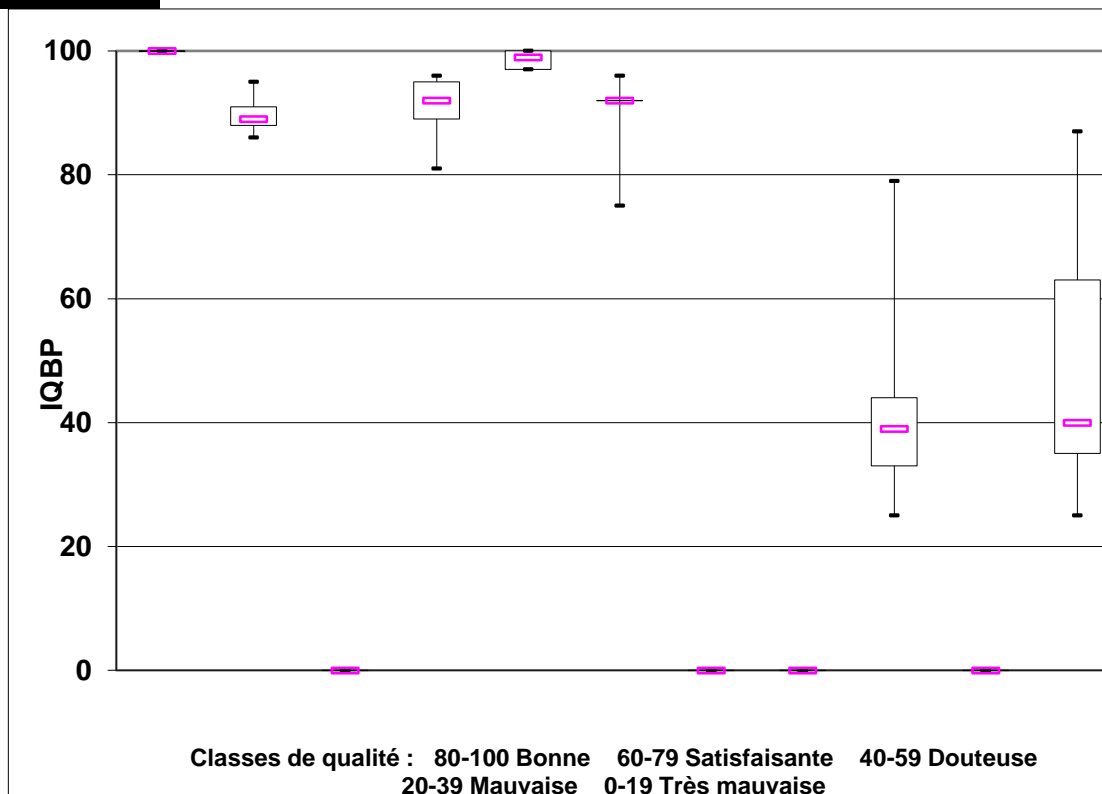
Qualité de l'eau au site 21 (Rivière Racicot, Cours d'eau 8373, Duhamel-Ouest)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	34	0	48	86	92	14	0
I_Q25	72	82	59	96	92	20	16
I_MÉDIA							
N	96	96	75	98	94	27	27
I_Q75	97	96	84	98	96	35	32
I_MAX	100	98	92	99	96	61	48



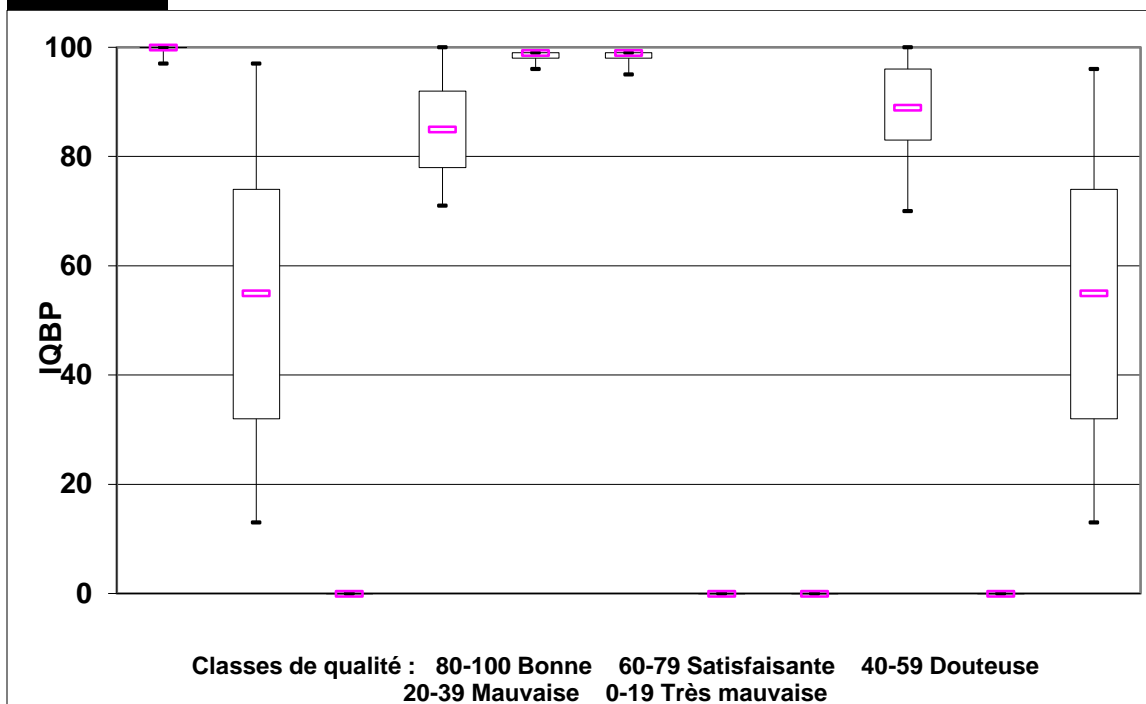
Qualité de l'eau au site 23 (Rivière Racicot, Cours d'eau 8373, Duhamel-Ouest)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	6	6	5	6	7
I_MIN	100	86	81	97	75	25	25
I_Q25	100	88	89	97	92	33	35
I_MÉDIA							
N	100	89	92	99	92	39	40
I_Q75	100	91	95	100	92	44	63
I_MAX	100	95	96	100	96	79	87



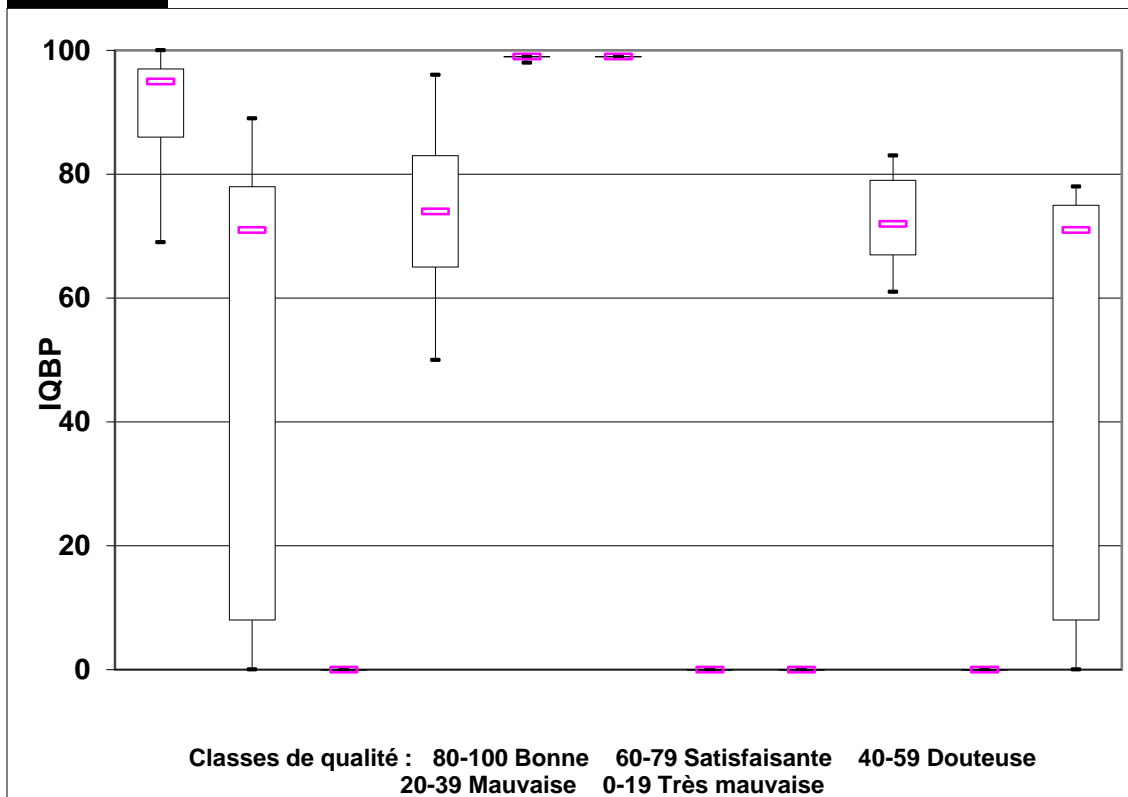
Qualité de l'eau au site 28(Rivière Racicot, Cours d'eau 8373, Duhamel-Ouest)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
6	7	7	7	7	7	7	7
81	97	13	71	96	95	70	13
89	100	32	78	98	98	83	32
92	100	55	85	99	99	89	55
95	100	74	92	99	99	96	74
96	100	97	100	99	99	100	96



Qualité de l'eau au site 29(Rivière Racicot, Cours d'eau 8373, Duhamel-Ouest)  
mesurée en 2016 par l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique

	CF	CHLA	MES	NH3	NOX	PTOT	IQBP
N	7	7	7	7	7	7	7
I_MIN	69	0	50	98	99	61	0
I_Q25	86	8	65	99	99	67	8
I_MÉDIA							
N	95	71	74	99	99	72	71
I_Q75	97	78	83	99	99	79	75
I_MAX	100	89	96	99	99	83	78



# Annexe 5





## Résultats pour les pesticides

Le tableau ci-dessous présente les résultats d'échantillonnage pour 103 substances actives et sous-produits de dégradation pour les pesticides les plus courants au site 24 (Rivière à la Loutre, Saint-Bruno-de-Guigues) (MDDEFP, 2013) (Giroux, Commentaire personnel, 2017). La glyphosate, l'acide aminométhylphosphonique et la glufosinate n'ont pas été mesurées lors de l'échantillonnage 2016. Le critère de protection de la vie aquatique et le nombre de dépassements sont indiqués lorsque disponibles.

Pesticide	Unité	Critère de qualité de protection de la vie aquatique (effet chronique) en µg/L	Valeur médiane mesurée		Dépassements du critère de protection	
			2015	2016	2015	2016
Dichlorvos	µg/l	-	<0,05	<0,05	-	-
Diuron	µg/l	1,6	< 0,28	< 0,28	0	0
Dichlobenil	µg/l	-	< 0,04	< 0,04	-	-
EPTC	µg/l	39	<0,02	<0,02	0	0
Butilate	µg/l	56	< 0,03	< 0,02	0	0
Mévinphos	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
<i>1-naphtol</i>	µg/l	-	< 0,04	< 0,04	-	-
Tébutiuron	µg/l	1,6	< 0,24	< 0,24	0	0
Chloronèbe	µg/l	16	< 0,06	< 0,06	0	0
Propoxur	µg/l	-	< 0,02	< 0,02	-	-
Chlorprophame	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
<i>Déisopropyl atrazine</i>	µg/l	1,8 <sup>1</sup>	< 0,01	< 0,01	0	0
<i>Dééthyle atrazine</i>	µg/l	1,8 <sup>1</sup>	< 0,02	< 0,02	0	0
<i>2,6-dichorobenzamide</i>	µg/l	-	< 0,02	< 0,02	-	-
Bendiocarbe	µg/l	-	< 0,02	< 0,02	-	-

Pesticide	Unité	Critère de qualité de protection de la vie aquatique (effet chronique) en µg/L	Valeur médiane mesurée		Dépassements du critère de protection	
			2015	2016	2015	2016
Trifluraline	µg/l	0,2	< 0,02	< 0,02	0	0
Phorate	µg/l	-	<0,02	<0,02	-	-
Diméthoate	µg/l	6,2	< 0,02	< 0,02	0	0
Diméthazone	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Simazine	µg/l	10	< 0,01	< 0,01	0	0
Carbofuran	µg/l	1,8	< 0,02	< 0,02	0	0
Atrazine	µg/l	1,8	< 0,01	< 0,01	0	0
Propyzamide	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Terbufos	µg/l	-	< 0,04	< 0,04	-	-
Fonofos	µg/l	-	< 0,01	< 0,01	-	-
Quintozène	µg/l	1,4 <sup>2</sup>	< 0,03	< 0,03	0	0
Diazinon	µg/l	0,004	< 0,01	< 0,01	Non déterminé	Non déterminé
Disulfoton	µg/l	-	< 0,01	< 0,01	-	-
Chlorothalonil	µg/l	0,18	< 0,04	< 0,04	0	0
Pirimicarbe	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Diméthénamide	µg/l	5,6	< 0,02	< 0,02	0	0
Metribuzine	µg/l	1	< 0,01	< 0,01	0	0
Parathion-méthyl	µg/l	-	< 0,02	< 0,02	-	-
Carbaryl	µg/l	0,2	< 0,04	< 0,04	0	0
Trinexapax-éthyl	µg/l	-	< 0,75	< 0,75	-	-
Chloroxuron	µg/l	-	< 0,18	< 0,18	-	-

Pesticide	Unité	Critère de qualité de protection de la vie aquatique (effet chronique) en µg/L	Valeur médiane mesurée		Dépassements du critère de protection	
			2015	2016	2015	2016
Métalaxyl	µg/l	129 <sup>2</sup>	< 0,05	< 0,05	0	0
Bromacil	µg/l	5	< 0,12	< 0,12	0	0
Fénitrothion	µg/l	-	< 0,02	< 0,02	-	-
Linuron	µg/l	7	< 0,06	< 0,06	0	0
Aldrine	µg/l	0,017	< 0,01	< 0,01	0	0
Malathion	µg/l	0,1	< 0,02	< 0,02	0	0
S-Métolachlore	µg/l	7,8	< 0,01	< 0,01	0	0
Chlorpyrifos	µg/l	0,002	< 0,01	< 0,01	Non déterminé	Non déterminé
Parathion	µg/l	0,013	< 0,02	< 0,02	Non déterminé	Non déterminé
Cyanazine	µg/l	2	< 0,03	< 0,03	0	0
Pendiméthaline	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Captane	µg/l	1,3	< 0,02	< 0,02	0	0
Chlorfenvinphos	µg/l	-	< 0,04	< 0,04	-	-
Methidathion	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Busan	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Napropamide	µg/l	-	< 0,06	< 0,06	-	-
Dieldrine	µg/l	0,056	< 0,02	< 0,02	0	0
Fluodioxonil	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Myclobutanil	µg/l	11	< 0,02	< 0,02	0	0
Carfentrazone éthyl	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Trifloxystrobine	µg/l	0,044 <sup>2</sup>	< 0,03	< 0,03	0	0

Pesticide	Unité	Critère de qualité de protection de la vie aquatique (effet chronique) en µg/L	Valeur médiane mesurée		Dépassements du critère de protection	
			2015	2016	2015	2016
Propiconazole	µg/l	3,7 <sup>2</sup>	< 0,24	< 0,24	0	0
Captafol	µg/l	-	< 0,04	< 0,04	-	-
Iprodion	µg/l	4	< 0,08	< 0,08	0	0
Phosmet	µg/l	-	< 0,05	< 0,05	-	-
Méthoxychlore	µg/l	0,03	< 0,02	< 0,02	0	0
Azinphos-méthyl	µg/l	0,01	< 0,1	< 0,1	Non déterminé	Non déterminé
Triticonazole	µg/l	16 <sup>2</sup>	< 0,34	< 0,34	0	0
Phosalone	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
λ-Cyhalothrine	µg/l	-	< 0,04	< 0,04	-	-
Perméthrine	µg/l	0,004	< 0,13	< 0,13	Non déterminé	Non déterminé
Boscalide	µg/l	12 <sup>2</sup>	< 0,07	< 0,07	0	0
Cyperméthrine	µg/l	-	< 0,07	< 0,07	-	-
Pyraclostrobin	µg/l	-	< 0,13	< 0,13	-	-
Deltaméthrine	µg/l	0,0004	< 0,08	< 0,08	Non déterminé	Non déterminé
Dimétomorphe	µg/l	-	< 0,17	< 0,17	-	-
Glyphosate	µg/l	65 ou 800 <sup>3</sup>	< 0,04	< 0,04	0	0
Acide aminométhylphosphonique (AMPA)	µg/l	-	< 0,2	< 0,2	-	-
Glufosinate	µg/l	-	< 0,05	< 0,05	-	-
Imidaclopride-oléfine	ng/l	-	< 0,7	< 0,7	-	-
Imidaclopride-guanine	ng/l	-	< 0,8	< 0,8	-	-

Pesticide	Unité	Critère de qualité de protection de la vie aquatique (effet chronique) en µg/L	Valeur médiane mesurée		Dépassements du critère de protection	
			2015	2016	2015	2016
Imidaclopride-urée	ng/l	-	< 0,9	< 0,9	-	-
Imidaclopride	ng/l	8,3	< 1	< 1	1	0
Thiamethoxam	ng/l	8,3	< 1	< 1	0	0
Acetamipride	ng/l	-	< 1	< 1	-	-
Fénamidone	ng/l	-	<1	<1	-	-
<i>Fénamidone métabolite</i>	ng/l	-	< 1	< 1	-	-
Azoxystrobine	ng/l	1,24 <sup>2</sup>	< 1	< 1	0	0
Clothianidin	ng/l	8,3	< 1	< 1	1	0
Flupyradifurone	ng/l	-	< 3	< 3	-	-
Thiaclopride	ng/l	-	< 3	< 3	-	-
Clopyralide	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	-	-
Dicamba	µg/l	10	< 0,03	< 0,03	0	0
Mécoprop	µg/l	13	< 0,01	< 0,01	0	0
MCPA	µg/l	2,6	< 0,01	< 0,01	0	0
Dichlorprop (2,4-DP)	µg/l	-	< 0,03	< 0,03	0	0
2,4-D	µg/l	220	< 0,02	< 0,02	0	0
Bromoxynil	µg/l	5	< 0,02	< 0,02	0	0
Triclopyr	µg/l	-	< 0,02	< 0,02	0	0
Fénoprop	µg/l	30	< 0,01	< 0,01	0	0
MCPB	µg/l	7,3	< 0,01	< 0,01	-	-
2,4,5-T	µg/l	-	< 0,01	< 0,01	0	0

Pesticide	Unité	Critère de qualité de protection de la vie aquatique (effet chronique) en µg/L	Valeur médiane mesurée		Dépassements du critère de protection	
			2015	2016	2015	2016
2,4-DB	µg/l	25	< 0,02	< 0,02	0	0
Dinosèbe	µg/l	0,05	< 0,04	< 0,04	0	0
Bentazone	µg/l	510	< 0,04	< 0,04	0	0
Piclorame	µg/l	29	< 0,02	< 0,02	0	0
Diclofop-méthyl	µg/l	6,1	< 0,02	< 0,02	0	0

<sup>1</sup> Ce critère est pour la somme de l'atrazine et de ses produits de dégradation

<sup>2</sup> Valeur guide estimée selon une approche simplifiée (Giroux, Commentaire personnel, 2017)

<sup>3</sup> La valeur de 65 est pour la formulation (ingrédient actif et le surfactant) et la valeur de 800 est pour l'ingrédient actif seul

Le symbole « < » signifie que la valeur se situe en dessous des limites de détection. Les produits de dégradation de pesticides sont indiqués en italique dans le tableau.

Ce tableau regroupe uniquement les ingrédients actifs des pesticides. Plusieurs substances chimiques peuvent être des composantes des pesticides comme les produits de formulation. Ces produits contribuent à améliorer les propriétés chimiques du produit actif. La liste des produits de formulation de l'ARLA (Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire), disponible auprès du Gouvernement du Canada, regroupe tous les constituants autorisés au Canada en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*. (MDDELCC, 2015).

