



Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François

Étude sur le potentiel toxique d'un effluent de traitement des eaux usées sur la rivière Felton

N/Réf. : 115089.001

Rapport final

1015, avenue Wilfrid-Pelletier
Québec QC, Canada G1W 0C4
Tél. : 418 654-9600 Téléc. : 418 654-9699
www.norda.com

25 septembre 2017



Étude sur le potentiel toxique d'un effluent de traitement des eaux usées sur la rivière Felton

N/Réf. : 115089.001

Rapport final

Valérie Villeneuve, M.Sc. biologiste

Vital Boulé, M.Sc. biologiste
Gestionnaire Environnement

25 septembre 2017

AVIS: Le présent document est encadré par la Loi sur le droit d'auteur et Norda Stelo Inc. en est le titulaire. Toute reproduction, production qui s'en inspire ou quelque contrefaçon que ce soit est donc formellement interdite. Ce document demeure la propriété de Norda Stelo Inc. et cette dernière est la seule à pouvoir autoriser de façon écrite la reproduction du présent document. Le contenu de ce dernier, dans son ensemble, est par ailleurs limité et réservé aux fins qu'il poursuit et qui y sont mentionnées.

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François

André Vachon

Président

Norda Stelo inc.

Vital Boulé, M.Sc. Biologiste

Directeur de projet

Valérie Villeneuve, M.Sc. Biologiste

Responsable d'exécution

Collecte de données, interprétation des résultats et
rédaction du rapport

Véronique Trudeau, M.Sc. Biologiste

Support au traitement des données

Yan Bhérer, M.Sc. Biologiste

Assistant de terrain

Yves Racine, cartographe

Cartographie

Nadine Pagé, adj. admin.

Édition du rapport

TABLE DES MATIÈRES

1	Contexte	1
2	Approche méthodologique	5
2.1	Caractérisation physico-chimique de l'eau de surface et des sédiments	5
2.1.1	Stations d'échantillonnage.....	5
2.1.2	Collecte des échantillons	6
2.1.3	Paramètres physico-chimiques	9
2.1.4	Analyses en laboratoire	9
2.1.5	Critères de qualité de l'eau et des sédiments	9
2.2	Caractérisation physico-chimique de l'effluent final	10
2.2.1	Collecte des échantillons.....	10
2.2.2	Paramètres physico-chimiques	10
2.2.3	Analyses en laboratoire	10
2.2.4	Critères de qualité de l'eau et exigences de rejet	10
2.3	Tests de toxicité globale.....	11
2.3.1	Description des tests de toxicité	11
2.3.2	Critères de toxicité globale	11
2.4	Évaluation des conditions de la frayère à doré jaune	12
2.5	Contrôle et assurance qualité.....	12
3	Résultats et discussion.....	13
3.1	Conditions météorologiques et de débits	13
3.2	Bassin versant de la rivière Felton	14
3.3	Qualité de l'eau et des sédiments	17
3.3.1	Température et oxygène dissous	17
3.3.2	pH et alcalinité	21
3.3.3	Turbidité et matières en suspension	21
3.3.4	Dureté totale et conductivité	21
3.3.5	Contenu en matière organique.....	21
3.3.6	Éléments nutritifs et ions majeurs.....	22
3.3.7	Métaux	23
3.3.7.1	Eau de surface.....	23
3.3.7.2	Sédiments.....	23
3.3.8	Composés organiques.....	24
3.4	Qualité de l'effluent.....	24
3.5	Essais de toxicité.....	26
3.6	Conditions générales de la frayère.....	26

4	Conclusion et recommandations	29
5	Références	35

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1	Résultats de la qualité de l'eau de surface dans la rivière Felton et la rivière Sauvage et qualité des eaux usées provenant de la station d'épuration de Saint-Romain	18
Tableau 3.2	Concentrations en métaux dans les sédiments de la rivière Felton et la rivière Sauvage	24
Tableau 3.3	Résultats des essais de toxicité globale effectués avec les eaux usées de la station de Saint-Romain.....	26

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1	Température de l'air et précipitations enregistrées au barrage Jules-Allard du Grand lac Saint-François en avril et en mai 2017.....	13
Figure 3.2	Débits mesurés en 2017 et débits historiques à la rivière au Saumon.....	14

LISTE DES PHOTOS

Photo 2.1	Prise de mesures physico-chimiques <i>in situ</i> à la station FELT-1 de la rivière Felton.....	6
Photo 2.2	Étangs non aérés de Saint-Romain	10
Photo 3.1	Rivière Sauvage tronçon en aval du point de rejet des eaux usées.....	17
Photo 3.2	Vue vers l'amont de l'embouchure de la rivière Felton à partir de la baie Sauvage.....	17
Photo 3.3	Point de rejet des eaux usées et vue amont Rivière Sauvage	25
Photo 3.4	Substrat rocheux à la sortie de l'effluent des eaux usées.....	25
Photo 3.5	Secteur de la frayère de la rivière Felton – vue vers l'amont.....	27
Photo 3.6	Secteur aval de la frayère de la rivière Felton	28

LISTE DES CARTES

Carte 1.1	Bassin versant du Grand lac Saint-François.....	3
Carte 2.1	Stations d'échantillonnage sur la rivière Sauvage et la rivière Felton	7
Carte 3.1	Utilisation du territoire dans le bassin versant du Grand lac Saint-François	15

LISTE DES ANNEXES

- Annexe 2.1 Quantité d'alun liquide utilisée dans le traitement des étangs non aérés de la Municipalité de Saint-Romain (1997 à 2015)
- Annexe 2.2 Résultats du contrôle et de l'assurance qualité de l'échantillonnage de l'eau et des sédiments
- Annexe 3.1 Certificats d'analyse de la qualité de l'eau et des sédiments
- Annexe 3.2 Données d'observation sur la fraie du doré jaune dans le ruisseau de l'Or au printemps 2017
- Annexe 3.3 Certificats des bioessais en laboratoire

1 CONTEXTE

La rivière Felton est un tributaire du Grand lac Saint-François (GLSF) qui se jette dans la baie Sauvage et fait partie du Parc national de Frontenac (carte 1.1). Dans l'embouchure de la rivière Felton, se trouve une frayère à doré jaune qui, au milieu des années 80, était la plus importante frayère du lac selon des documents produits lors de la création du Parc national de Frontenac. Des observations faites par des employés du parc permettraient de confirmer que la frayère de la rivière Felton a été complètement abandonnée jusqu'à récemment par le doré jaune.

Des installations de traitement des eaux usées ont été mises en place dans le bassin versant de la rivière Felton au début des années 90. Cette période coïncide avec le moment où un fort déclin des populations de doré jaune a été documenté dans le lac. Les eaux usées de la municipalité avoisinante de Saint-Romain sont traitées au moyen d'étangs non aérés à vidange périodique (ENA (VP)). Ces installations de traitement ont pour particularité d'être vidangées une fois par année, au printemps, soit pendant la période de reproduction du doré jaune. Le déversement des eaux usées se fait dans la rivière Sauvage qui rejoint la rivière Felton plus en aval. Deux autres municipalités (Stornoway et Nantes) localisées en amont de la frayère de la rivière Felton utilisent le même type de traitement des eaux usées et déverseraient aussi leurs eaux traitées dans un court laps au printemps, en même temps que les installations de la municipalité de Saint-Romain.

Le Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François a transmis dans les derniers mois des lettres au MFFP (Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs) pour les mettre au fait de la problématique. Le Regroupement souhaite désormais documenter le degré de toxicité de l'effluent afin de vérifier si le rejet d'eaux usées pourrait être un facteur en cause dans l'abandon de la frayère et de la diminution de la population de doré dans le Grand lac Saint-François. Pour se faire, Le Regroupement a confié à Norda Stelo le mandat de réaliser une étude portant sur le potentiel toxique de l'effluent de traitement des eaux usées de Saint-Romain sur la faune aquatique de la rivière Felton.

De façon générale, les effluents de systèmes de traitement d'eaux usées peuvent contenir des substances pouvant occasionner des changements aux caractéristiques physico-chimiques de l'eau et avoir un effet délétère sur les organismes aquatiques. Il est possible que le traitement ne puisse éliminer ou diminuer suffisamment certains contaminants contenus dans l'affluent. Les produits ajoutés lors du traitement (p. ex. alun, chlore) peuvent aussi se retrouver en partie dans l'effluent. Par ailleurs, les procédés de traitement sans équipement d'aération tel que les étangs non aérés pourraient présenter un potentiel toxique plus élevé durant la vidange de printemps en raison de la production biologique de sulfure d'hydrogène en conditions anaérobies (MENV et Environnement Canada, 2001). En conditions anoxiques, l'ammoniac et les nitrites ne sont pas oxydés et peuvent aussi représenter un potentiel toxique pour les organismes aquatiques.

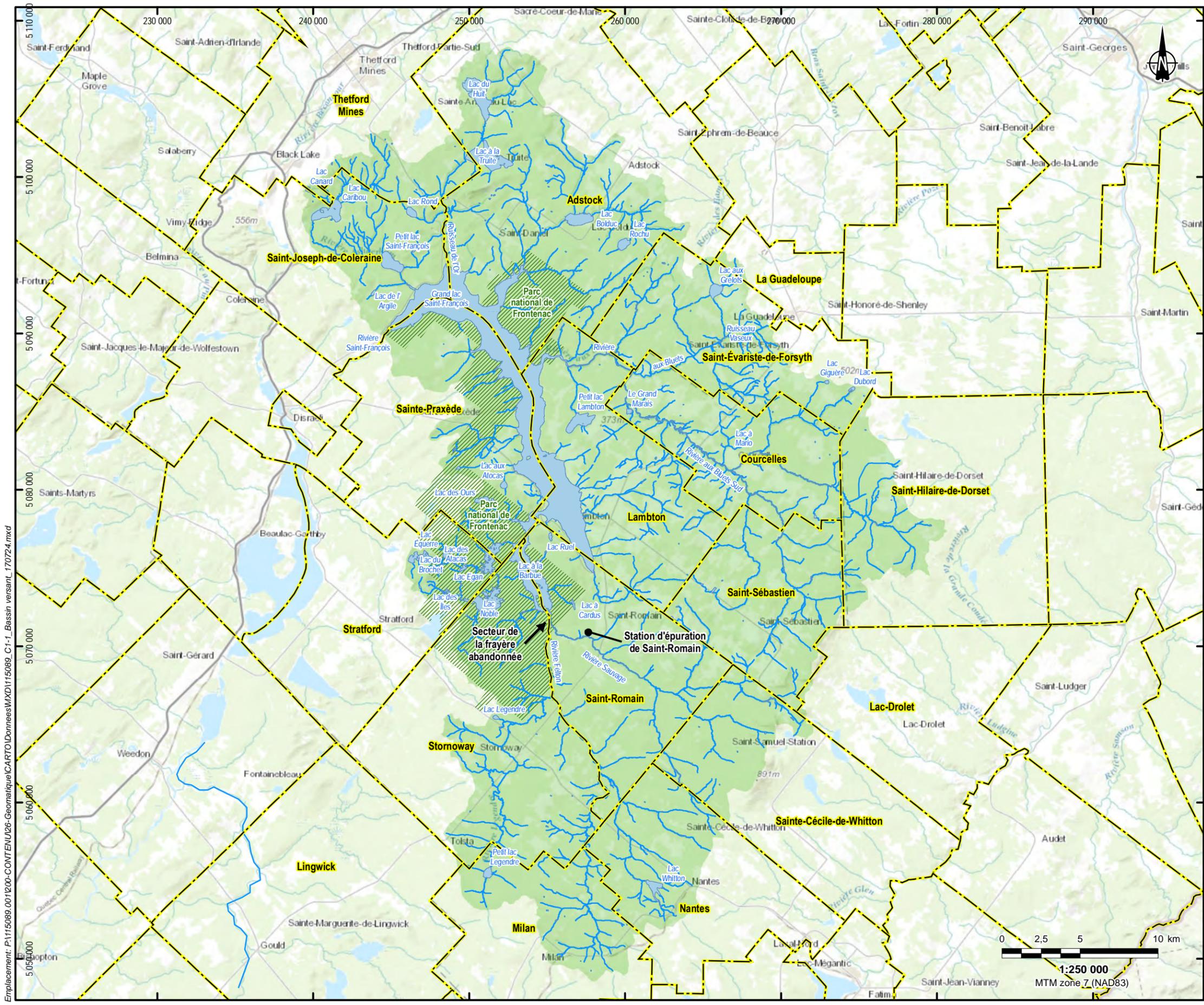
Le sulfate d'aluminium ou l'alun a été utilisé dans les dernières années dans le procédé de traitement des eaux usées de la municipalité de Saint-Romain. Les résultats d'une étude publiée en 2001 (MENV et Environnement Canada, 2001) tendent à démontrer un lien entre les concentrations d'aluminium mesurées dans les effluents et l'utilisation d'alun pour la déphosphatation.

L'objectif de la présente étude est d'évaluer le potentiel toxique de l'effluent de traitement des eaux usées de Saint-Romain sur les organismes aquatiques du milieu récepteur, dans le but de vérifier si le rejet de l'effluent pourrait être un facteur en cause dans l'abandon de la frayère par le doré dans la rivière Felton.

Plusieurs facteurs doivent être pris en compte dans l'analyse du potentiel toxique d'un effluent d'un système de traitement des eaux usées sur le milieu aquatique. L'effet sur les organismes peut être le résultat de plusieurs facteurs (abiotiques, biotiques, humains, etc.) ou de l'effet combiné de plusieurs contaminants présents simultanément dans l'effluent. Afin de bien discriminer les facteurs pouvant avoir un effet sur le doré jaune et son habitat de reproduction dans la rivière Felton, une approche itérative et combinée d'évaluation du potentiel toxique a été adoptée pour la réalisation de l'étude. Cette approche comprend :

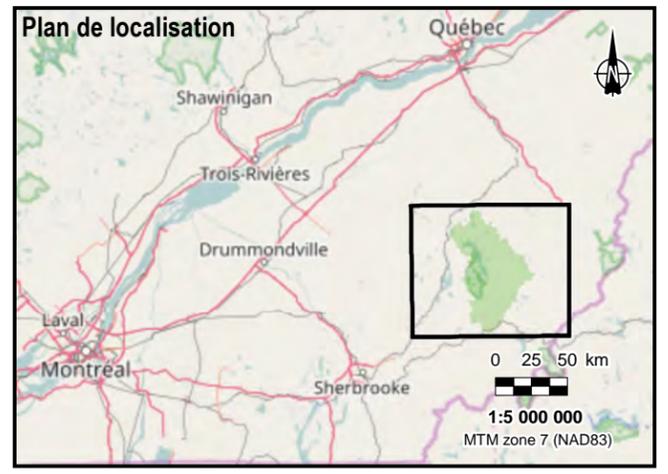
- Une caractérisation physico-chimique de l'effluent de traitement des eaux usées;
- Une caractérisation physico-chimique des eaux de surface et des sédiments dans le milieu récepteur (en amont et en aval du rejet);
- La réalisation de tests de toxicité globale en laboratoire.

Les sections qui suivent présentent la méthodologie utilisée pour la réalisation de travaux, les résultats obtenus et leur analyse et enfin, les conclusions de l'étude et les recommandations émises.



Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François

- Cours d'eau
- Plan d'eau
- Bassin versant du Grand lac Saint-François
- Limite du parc national de Frontenac
- Limite municipale



ÉTUDE SUR LE POTENTIEL TOXIQUE D'EFFLUENTS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES SUR LA RIVIÈRE FELTON

Bassin versant du Grand lac Saint-François

Emplacement: P:\115089_00\1200-CONTENU\26-Geomatique\CARTO\Donnees\MXD\115089_C1-1_Bassin versant_170724.mxd

2 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

La campagne d'échantillonnage de l'effluent et de l'eau du milieu récepteur a été réalisée le 18 mai 2017, durant la période de vidange printanière de la station d'épuration de Saint-Romain. Cette période coïncide également avec la période probable d'éclosion des œufs et de dispersion des alevins du doré jaune. Selon une analyse préliminaire des données disponibles, la période d'éclosion des œufs à l'embouchure de la rivière Felton aurait lieu généralement dans la deuxième moitié du mois de mai, bien que cette période peut varier d'une année à l'autre, selon l'arrivée du printemps.

La vidange printanière des étangs non aérés a été effectuée par la municipalité du 11 mai au 1^{er} juin 2017, suite à l'ajout de sulfate ferrique comme agent de coagulation et de floculation (5 000 litres à une concentration de 60 %, ce qui équivaut à 4 860 kg de sulfate ferrique en assumant une densité de 1,62 kg/L). Les informations relatives au rejet de l'effluent et au floculant utilisé ont été fournies par la municipalité de Saint-Romain. Notons que par les années passées, c'est l'alun qui a le plus souvent été utilisé, sauf en 2016 et 2017. Le dosage et les quantités d'alun utilisés par la station auraient grandement varié au fil des années. De 1997 à 2015, les quantités d'alun employées pour le traitement des étangs non aérés ont varié entre 4 558 kg et 17 760 kg par année (annexe 2.1), ce qui représente une variation maximale de près de 300%.

De façon générale, la vidange printanière des étangs non aérés de Saint-Romain doit être réalisée entre le 1^{er} mai et le 15 juin, et la durée minimale de la vidange printanière doit être d'au moins vingt-et-un (21) jours (MDDELCC, 2016a). Selon la méthode utilisée pour le suivi des installations de traitement d'eaux usées, les échantillons d'effluent d'eaux usées doivent être recueillis après le premier tiers et après le deuxième tiers de la durée totale de la période de vidange.

Une autorisation a été obtenue auprès des autorités du Parc national de Frontenac préalablement à la réalisation des travaux d'échantillonnage et de relevés au site de la frayère de la rivière Felton ainsi qu'auprès de la municipalité de Saint-Romain pour le prélèvement des eaux usées rejetées.

2.1 Caractérisation physico-chimique de l'eau de surface et des sédiments

2.1.1 Stations d'échantillonnage

Des échantillons d'eau de surface et des sédiments ont été prélevés à deux stations d'échantillonnage, soit une station située sur la rivière Sauvage en amont du point rejet d'eaux usées (SAU-1) et une deuxième station (FELT-1) localisée au droit de la frayère, près de l'embouchure de la rivière Felton dans la Baie Sauvage (carte 2.1).

L'échantillonnage des eaux de surface et des sédiments a été effectué la même journée que l'échantillonnage de l'effluent d'eaux usées (voir détails à la section 2.2).

2.1.2 Collecte des échantillons

La collecte des échantillons a été réalisée dans le respect des plus récentes normes et méthodes préconisées par les autorités gouvernementales québécoises et canadiennes. Les méthodes de collecte des échantillons de l'eau de surface et des sédiments utilisées s'appuient sur celles recommandées par le MDDELCC (2015 et 2016b). Les mesures *in situ* effectuées et le prélèvement des échantillons d'eau ont été faits à moins de 0,5 m de la surface (photo 2.1). L'échantillonnage des sédiments a été effectué en zone peu profonde à l'aide du contenant d'échantillonnage.

Toutes les précautions nécessaires ont été prises afin d'éviter contamination des échantillons d'eau et des sédiments. Les échantillons ont été conservés au froid et à la noirceur jusqu'à la prise en charge par le laboratoire.



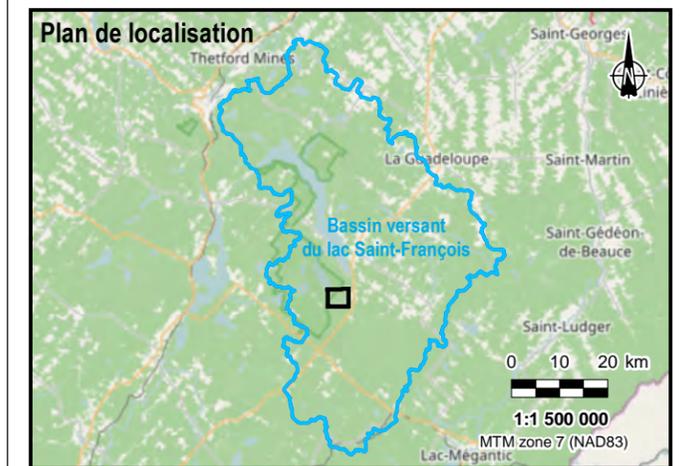
Photo 2.1 **Prise de mesures physico-chimiques *in situ* à la station FELT-1 de la rivière Felton**



Emplacement: P:\115089_00\1200-CONTENU\26-Geomatique\CARTO\Donnees\MXD\115089_C2-1_Stations_echantillon_170724.mxd

Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François

- Station d'échantillonnage des eaux de surface et des sédiments
- Plan d'eau
- Limite du parc national de Frontenac



ÉTUDE SUR LE POTENTIEL TOXIQUE
D'EFFLUENTS DE TRAITEMENT DES EAUX
USÉES SUR LA RIVIÈRE FELTON

Stations d'échantillonnage
sur la rivière Sauvage et la rivière Felton

2.1.3 Paramètres physico-chimiques

Lors de la campagne d'échantillonnage, les paramètres de qualité de l'eau de surface suivants ont été mesurés *in situ* : la température, le pH, la concentration en oxygène dissous, la conductivité et la turbidité. L'analyse en laboratoire des échantillons d'eau de surface a été faite pour la liste de paramètres qui suit :

- Paramètres conventionnels : pH, conductivité, alcalinité, dureté totale, carbone organique total et dissous (COT, COD), demande biochimique en oxygène (DBO₅), demande chimique en oxygène (DCO), matières en suspension (MES), solides totaux;
- Éléments nutritifs et ions majeurs : azote ammoniacal, azote total Kjeldahl, nitrites, nitrites-nitrates, phosphore total, orthophosphate, chlorures, cyanures totaux, fluorures, sulfates, sulfures totaux;
- Métaux : aluminium, cuivre, plomb, argent, fer, sélénium, cadmium, mercure, zinc, chrome, nickel;
- Composés organiques : Substances phénoliques, hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), Hydrocarbures (C₁₀-C₅₀), huiles et graisses.

En complément, une analyse des échantillons de sédiments a été faite pour l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc.

2.1.4 Analyses en laboratoire

Les échantillons d'eau de surface et de sédiments ont été analysés par les laboratoires Maxxam Analytiques. Ce laboratoire est accrédité par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). Le mode de conservation des échantillons a été conforme aux recommandations du laboratoire et les analyses ont été effectuées dans les délais prescrits. Les méthodes d'analyse utilisées par le laboratoire sont celles recommandées par le CEAEQ.

2.1.5 Critères de qualité de l'eau et des sédiments

Les données de qualité de l'eau de surface ont été comparées aux critères provinciaux de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (MDDEFP, 2013a). Les données de la qualité des sédiments ont été comparées aux concentrations seuils du document *Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments du Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration* (EC et MDDEP, 2007). Les critères sont fournis dans les tableaux des résultats d'analyse qui sont présentés à la section 3.

2.2 Caractérisation physico-chimique de l'effluent final

2.2.1 Collecte des échantillons

Des échantillons d'eaux usées de l'effluent des étangs non aérés de Saint-Romain (photo 2.2) ont été prélevés le 18 mai 2017. Ces échantillons ont fait l'objet d'analyses physico-chimiques en laboratoire et ont été utilisés pour effectuer des tests de toxicité globale (section 2.3). Les méthodes d'échantillonnage utilisées respectent les recommandations du MDDELCC (2016a) pour le *Suivi d'exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées*. Les méthodes d'analyse utilisées suivent les recommandations du MDDELCC (2016b). Les échantillons ont été prélevés directement au point de rejet d'eaux usées avant son mélange dans la rivière Sauvage.



Photo 2.2 Étangs non aérés de Saint-Romain

2.2.2 Paramètres physico-chimiques

Les paramètres d'analyse en laboratoire pour les échantillons d'eaux usées ont été les mêmes que ceux retenus pour la qualité de l'eau de surface (voir section précédente). Des mesures *in situ* ont aussi été effectuées à l'effluent (température, pH, oxygène dissous et conductivité).

2.2.3 Analyses en laboratoire

Les échantillons d'eaux usées ont aussi été analysés par les laboratoires Maxxam Analytiques. Le mode de conservation des échantillons était conforme aux recommandations du laboratoire et les analyses ont été effectuées dans les délais prescrits. Les méthodes d'analyse utilisées par le laboratoire respectent celles recommandées par le CEAEQ.

2.2.4 Critères de qualité de l'eau et exigences de rejet

Les résultats d'analyse des échantillons d'eaux usées ont été comparés aux critères de qualité de l'eau de surface (valeur aigüe finale à l'effluent (VAFe)) du MDDELCC, les exigences de rejet selon le

Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU) (Q-2, r.34.1) (MDDELCC, 2017a) et les objectifs environnementaux de rejet (OER) établis pour cette station d'épuration.

Les rapports d'évaluation de performance des ouvrages municipaux ont aussi été consultés pour connaître l'évolution des caractéristiques de l'effluent dans les dernières années. Les données d'exploitation des stations d'épuration et ouvrages de surverse doivent être fournies aux autorités, en application du *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* (ROMAEU), édicté par le gouvernement du Québec le 11 décembre 2013, et entrée en vigueur le 11 janvier 2014.

2.3 Tests de toxicité globale

2.3.1 Description des tests de toxicité

Le ROMAEU (Q-2, r.34.1) prévoit que les installations visées doivent effectuer un essai de toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et un autre pour la daphnie *Daphnia magna*. Précisons ici que la station d'épuration de Saint-Romain n'est pas une installation visée par le ROMAEU et n'est pas tenue d'effectuer ces essais.

Après consultation avec le MDDELCC, les tests normalisés de toxicité aiguë et chronique suivants ont été effectués :

- Test de létalité aiguë :
 - sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (méthode SPE 1/RM/13) (Environnement Canada, 2007);
 - sur la daphnie (*Daphnia magna*) (méthode MA.500 – D.mag 1.1) (MDDEFP, 2007).
- Test de létalité et sublétalité chronique :
 - sur des larves de tête-de-boule (*Pimephales promelas*) (méthode SPE 1/RM/22) (Environnement Canada, 2011).

Ces tests permettent d'évaluer le potentiel de toxicité aiguë et chronique de l'effluent notamment sur des larves de poissons ainsi que sur des stades adultes. Les essais de toxicité ont été réalisés dans les laboratoires Maxxam Analytiques, accrédité par le CEAEQ.

2.3.2 Critères de toxicité globale

Généralement, deux limites de toxicité globale sont applicables pour les effluents municipaux : une limite de toxicité aiguë à respecter en tout temps à l'effluent, et une limite de toxicité chronique à respecter en moyenne sur une période relativement courte dans le milieu. Ces deux limites sont fixées dans le but de s'assurer qu'il n'y ait pas d'effet négatif important à court terme sur les organismes aquatiques au point de rejet et que les concentrations dans le milieu permettent la survie, le développement, la croissance et la reproduction des organismes aquatiques durant tout leur cycle de vie (MENV et Environnement Canada, 2001).

Les résultats ont été comparés avec les critères de qualité relatifs à la toxicité globale des effluents (aiguë et chronique) pour la protection de la vie aquatique du MDDELCC. Ces critères sont basés sur les mêmes bioessais effectués dans le cadre de la présente étude.

Les critères de qualité relatifs à la toxicité globale sont utilisés principalement pour évaluer directement la toxicité d'une source de contamination avant son mélange au milieu aquatique et permettent ainsi de tenir compte de l'effet combiné de plusieurs substances (MDDEFP, 2013a). Les critères se définissent comme suit :

- Pour éviter les effets immédiats d'un rejet sur la vie aquatique, la **toxicité aiguë** d'un effluent ne doit pas dépasser une unité de toxicité aiguë (1 UTa¹). Chaque essai de toxicité doit respecter le critère de 1 UTa;
- Pour éviter les effets à long terme d'un rejet sur la vie aquatique, la **toxicité chronique** d'un effluent doit permettre de respecter une unité de toxicité chronique (1 UTc²) à la limite de la zone de mélange allouée. Chaque essai de toxicité doit respecter la limite de 1 UTc à la limite de la zone allouée pour le mélange.

2.4 Évaluation des conditions de la frayère à doré jaune

Une évaluation sommaire des conditions de la frayère à doré jaune sur la rivière Felton a été effectuée lors de la campagne d'échantillonnage. Cette évaluation avait pour but de vérifier si les conditions générales de la frayère (p. ex. substrat, profondeur disponible, type d'écoulement) sont toujours propices à la reproduction du doré jaune selon les préférences d'habitat de cette espèce.

Par ailleurs, les informations fournies par le Regroupement du GLSF sur le ruisseau de l'Or ont été utilisées pour compléter l'analyse et l'interprétation des résultats. Le ruisseau de l'Or est un tributaire du GLSF et est situé à environ 25 km de la rivière Felton à l'extrémité nord-est du lac (carte 1.1).

2.5 Contrôle et assurance qualité

Un contrôle de la qualité de la méthode d'échantillonnage d'eau de surface a été réalisé en prélevant des échantillons supplémentaires afin d'apprécier les erreurs et inexactitudes attribuables à l'échantillonnage et à l'homogénéité de la matrice d'échantillonnage. Un duplicata et un blanc de terrain ont ainsi été préparés durant la campagne et analysés par le laboratoire.

Les résultats d'analyse du programme de contrôle et d'assurance de la qualité pour l'échantillonnage d'eau de surface sont fournis à l'annexe 2.2. La performance analytique des analyses a été évaluée en comparant les données aux critères de performance. Les résultats d'analyse montrent que les critères de performance analytiques ont été respectés pour l'ensemble des contrôles effectués pour l'échantillonnage de l'eau.

¹ Une UTa est définie par 100 divisé par la concentration létale pour 50 % des organismes testés (100/CL50).

² Une UTc est définie par 100 divisé soit par la concentration sans effet observable (100%/CSEO (%v/v)), soit par la concentration inhibitrice pour 25 % des organismes testés (100%/CI25 (%v/v)).

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Conditions météorologiques et de débits

La température de l'air et les précipitations enregistrées à la station climatologique du barrage Jules-Allard en avril et mai 2017 sont présentées à la figure 3.1. Les précipitations totales mensuelles enregistrées ont été de 147,6 mm en avril et de 81,4 mm en mai (MDDELCC, 2017b). Lors de la journée d'échantillonnage, le temps était ensoleillé avec une température moyenne de 24 °C.

Les normales de précipitations³ pour les mois d'avril et de mai sont respectivement de 127,6 et 124,8 mm à la station climatologique de Saint-Sébastien, située plus au sud, et de 105,0 mm et 130,9 mm à la station de Thetford-Mines. Les précipitations totales enregistrées en avril étaient ainsi supérieures aux normales climatiques pour la région tandis qu'en mai, elles étaient plus faibles.

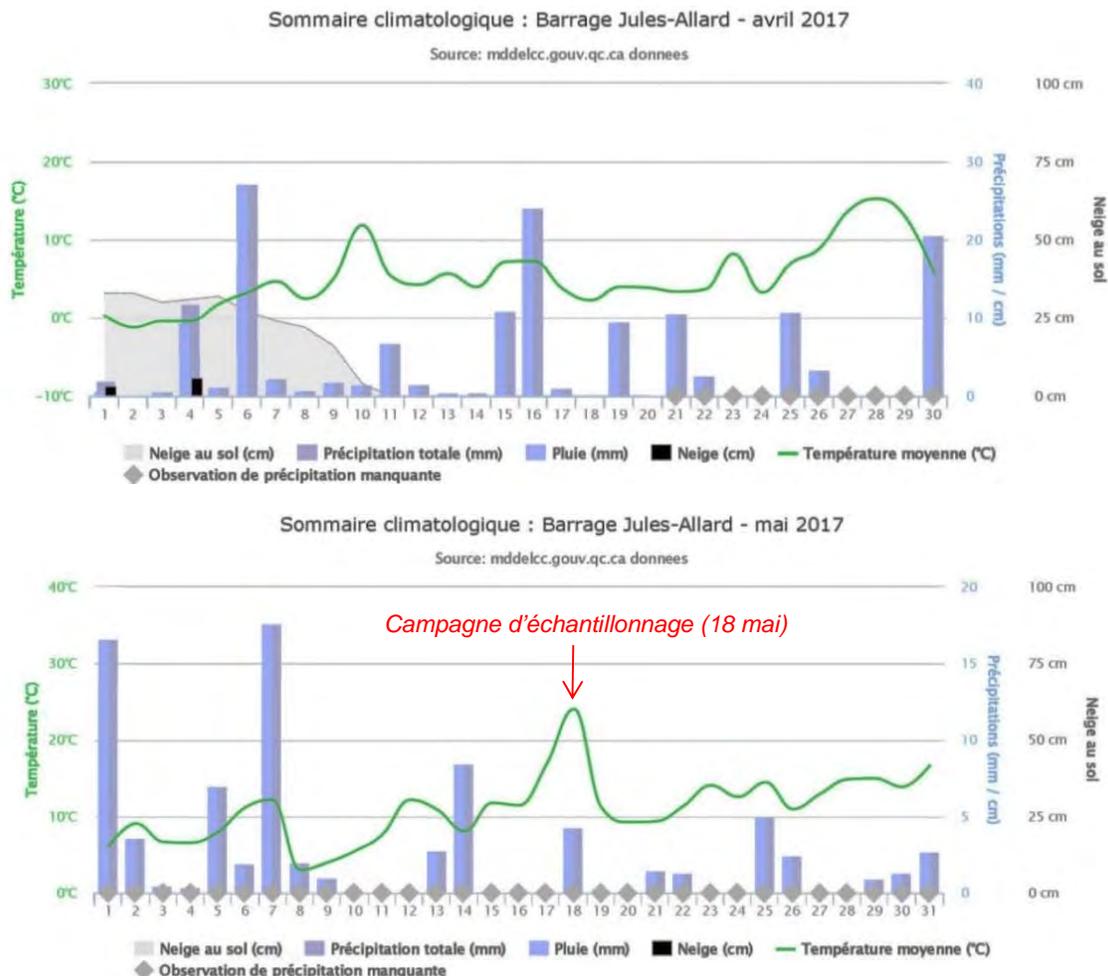


Figure 3.1 Température de l'air et précipitations enregistrées au barrage Jules-Allard du Grand lac Saint-François en avril et en mai 2017

³ Les normales climatiques ne sont pas disponibles pour la station du barrage Jules-Allard.

Afin d'avoir un aperçu du débit des cours d'eau du secteur à l'étude au printemps 2017, les données de débit mesurées à la station hydrométrique du CEHQ (Centre d'expertise hydrique du Québec) de la rivière au Saumon sont présentées à la figure 3.2. La rivière au Saumon se jette dans le lac Aylmer qui est situé juste à l'ouest du bassin versant du GLSF. Le bassin versant de la rivière au Saumon occupe une superficie totale de 769 km². En comparaison, celui de la rivière Felton est de 363 km².

En avril et en mai 2017, les débits mesurés dans la rivière au Saumon sont souvent plus élevés que la valeur médiane pour les 40 dernières années (données historiques de 1974 à 2016) (figure 3.2). Ceci concorde avec les fortes précipitations observées en avril de cette année.

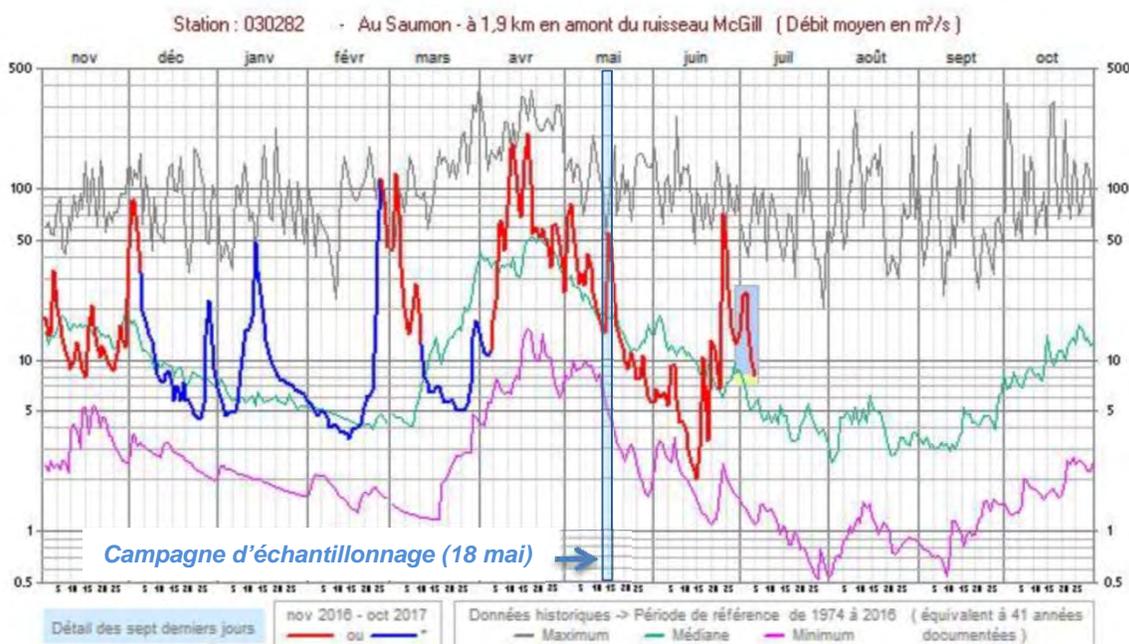
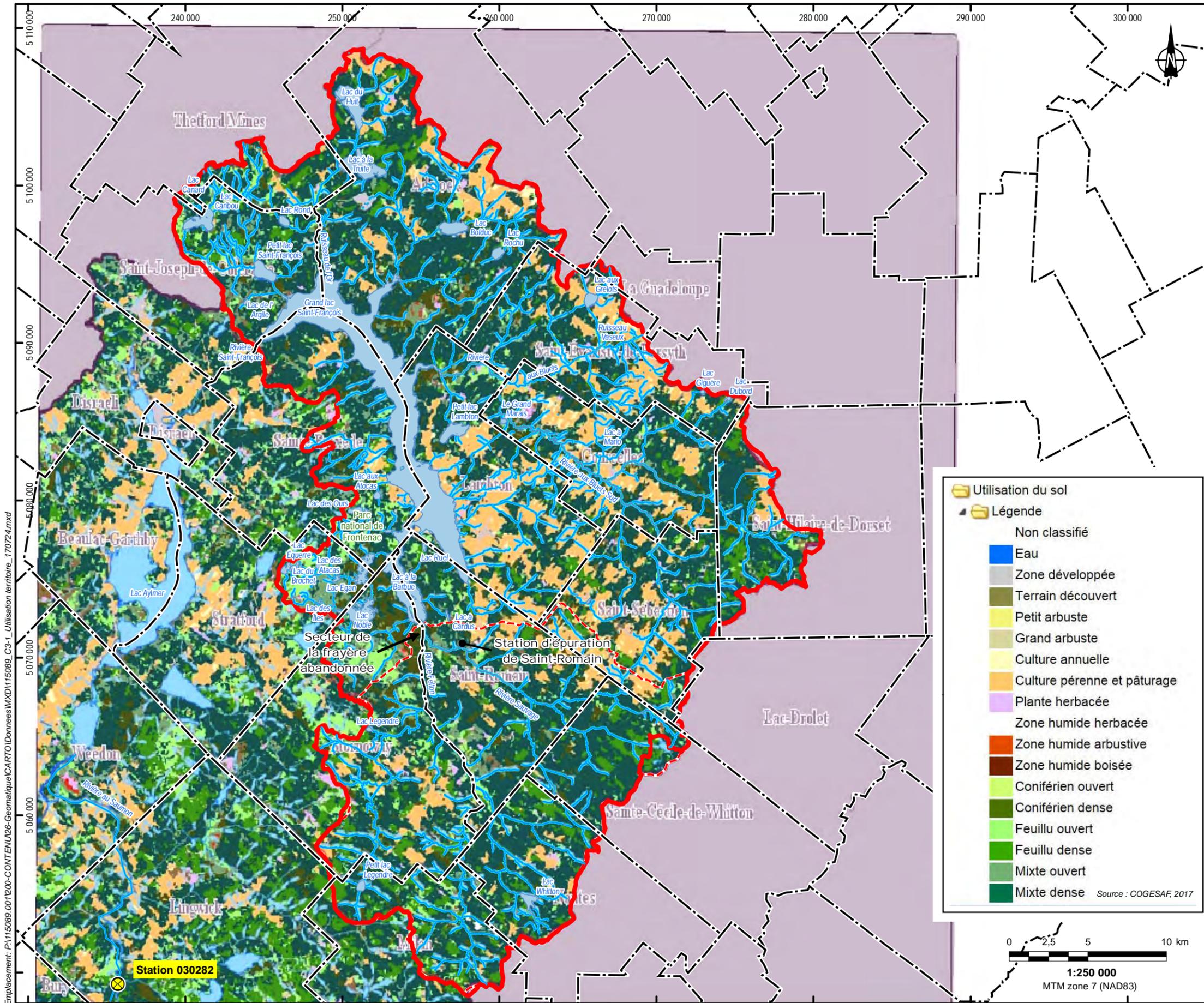


Figure 3.2 Débits mesurés en 2017 et débits historiques à la rivière au Saumon

3.2 Bassin versant de la rivière Felton

Le sous-bassin versant de la rivière Felton occupe une superficie totale de 363 km² et fait partie du bassin versant du Grand lac Saint-François. Le territoire du sous-bassin versant de la rivière Felton est occupé principalement par des milieux forestiers et des parcelles de terres agricoles (carte 3.1). Les villages de Saint-Romain, de Stornoway et de Nantes sont aussi compris dans le sous-bassin versant de la rivière Felton. La rivière Sauvage, dans laquelle sont déversées les eaux de la station d'épuration de Saint-Romain, est un tributaire de la rivière Felton qui elle-même se jette dans la Baie Sauvage du Grand lac Saint-François (photos 3.1 et 3.2).



Emplacement: P:\115089_00\1200-CONTENU\26-Geomatique\CARTO\Donnees\MXD\115089_C3-1_Utilisation territoire_170724.mxd

Regroupement pour la protection du Grand lac Saint-François

Cours d'eau

Plan d'eau

Bassin versant du Grand lac Saint-François

Sous-bassin de la rivière Felton

Limite municipale

Utilisation du sol

Légende

- Non classifié
- Eau
- Zone développée
- Terrain découvert
- Petit arbuste
- Grand arbuste
- Culture annuelle
- Culture pérenne et pâturage
- Plante herbacée
- Zone humide herbacée
- Zone humide arbustive
- Zone humide boisée
- Coniférien ouvert
- Coniférien dense
- Feuillu ouvert
- Feuillu dense
- Mixte ouvert
- Mixte dense

Source : COGESAF, 2017

Plan de localisation

0 25 50 km
1:5 000 000
MTM zone 7 (NAD83)

**ÉTUDE SUR LE POTENTIEL TOXIQUE
D'UN EFFLUENT DE TRAITEMENT DES EAUX
USÉES SUR LA RIVIÈRE FELTON**

Utilisation du territoire dans le bassin versant
du Grand lac Saint-François

1:250 000
MTM zone 7 (NAD83)

JUILLET, 2017

115089_C3-1_Utilisation territoire_170724.mxd
Base carto.: COGESAF, 2017

Préparé : **YR** Dessiné : **YR** Vérifié : **VV**

**Carte
3.1**



Photo 3.1 Rivière Sauvage tronçon en aval du point de rejet des eaux usées



Photo 3.2 Vue vers l'amont de l'embouchure de la rivière Felton à partir de la baie Sauvage

3.3 Qualité de l'eau et des sédiments

Les résultats de qualité de l'eau de surface des rivières Sauvage et Felton obtenus à la suite de l'échantillonnage réalisé le 18 mai 2017 sont présentés au tableau 3.1. Ces résultats incluent les mesures physico-chimiques prises *in situ* et les résultats d'analyse en laboratoire des échantillons prélevés le 18 mai 2017. Les critères pour la qualité de l'eau de surface et des sédiments y sont également présentés. Les certificats d'analyse en laboratoire sont fournis à l'annexe 3.1.

3.3.1 Température et oxygène dissous

La température de l'eau mesurée dans la rivière Sauvage, en amont du point de rejet (station SAU-1), était de 16,6 °C tandis qu'au site de la frayère à l'embouchure de la rivière Felton, la température de l'eau était de 19,8 °C. Rappelons que lors de la journée d'échantillonnage, la température de l'air était exceptionnellement élevée pour la saison ce qui a vraisemblablement contribué au réchauffement de l'eau des rivières. À titre comparatif, la température de l'eau mesurée au ruisseau de l'Or a varié entre 4 et 11 °C du 1^{er} au 14 mai (annexe 3.2).

La concentration d'oxygène dissous dans l'eau des rivières Felton et Sauvage lors de l'échantillonnage était respectivement de 9,6 et 9,14 mg/L ce qui indique que ces cours d'eau étaient bien oxygénés (saturation de 98 et 100 %).

Tableau 3.1 Résultats de la qualité de l'eau de surface dans la rivière Felton et la rivière Sauvage et qualité des eaux usées provenant de la station d'épuration de St-Romain

Type d'échantillonnage		EAU DE SURFACE				EAU USÉE				
Nom de l'échantillon	Unité	Limite de détection rapporté (LDR)	Critères provinciaux de qualité de l'eau de surface (MDDELCC) Protection de la vie aquatique		FELT-1	SAU-1	Critère pour la protection de la vie aquatique - Valeur aiguë finale à l'effluent (VAFE) (MDDELCC)	Exigence de rejet selon le ROMAEU	Objectifs environnementaux de rejet (OER) pour la station d'épuration de St-Romain	EFFLUENT
Date et heure d'échantillonnage			Effet chronique	Effet aigu	2017-05-18 11h00	2017-05-18 15h00				2017-05-18 15h30
Secteur					Rivière Felton	Rivière Sauvage (amont du rejet)				Site de rejet dans la rivière Sauvage
Paramètres conventionnels										
Alcalinité	mg/L	1	°	-	34	34	-	-	-	130
Azote ammoniacal (N-NH ₃)	mg/L	0,02-0,08	0,9 ^s	6,6 ^s	<0,020	<0,020	25 ^s	-	-	9.9
Azote total de Kjeldahl (TKN)	mg/L	0.4	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	10
Carbone organique total (COT)	mg/L	0.2	-	-	7.6	6.4	-	-	-	7.9
Carbone organique dissous (COD)	mg/L	0.2	-	-	7.5	6.2	-	-	-	5.7
Chlorures (Cl ⁻)	mg/L	0.05	230	860 ^a	5.2	2.4	1720 ^a	-	-	63
Conductivité (laboratoire)	µS/cm	1	-	-	98	85	-	-	-	590
Conductivité (terrain)	µS/cm	in situ	-	-	82.9	76.7	-	-	-	560
Cyanures totaux	mg/L	0.003	-	-	<0,0030	<0,0030	-	-	-	<0,0030
DBO ₅	mg/L	4	3 ^t	-	<4,0	<4,0	-	≤25 ^U	-	12
DCO	mg/L	10	-	-	20	18	-	-	-	31
Dureté totale	mg/L	1	-	-	38	38	-	-	-	130
Fluorures (F)	mg/L	0.1	0,2 ^z	4 ^t	<0,10	<0,10	8 ^z	-	-	<0,10
Matières en suspension (MES)	mg/L	2	+5 à 25 ^p	+25 ^q	<2,0	<2,0	-	≤25	-	24
Nitrates (NO ₃ ⁻)	mg/L	0.02	2,9 ^w	-	0.08	0.17	-	-	-	0.06
Nitrites (NO ₂ ⁻)	mg/L	0.02	0,04 à 0,06 ^v	0,12 à 0,18 ^v	<0,020	<0,020	-	-	-	<0,020
Nitrites (N) et Nitrites (N)	mg/L	0.02	-	-	0.08	0.17	-	-	-	0.06
Oxygène dissous (%)	%	in situ	54 à 63% ^x	-	98	100.3	-	-	-	65.5
Oxygène dissous (mg/l)	mg/L	in situ	5 à 8 mg/l ^x	-	9.6	9.14	-	-	-	6.92
pH (laboratoire)	Unité de pH	n.a.	6,5 à 9,0 ^j	5,0 à 9,0 ^k	7.32	7.42	-	≥6,5 et ≤9,0	-	7.5
pH (terrain)	Unité de pH	in situ	6,5 à 9,0 ^j	5,0 à 9,0 ^k	7.1	7.89	-	≥6,5 et ≤9,0	-	6.76
Phosphore total (P)	mg/L	0.01	0,03 ^v	-	<0,010	<0,010	-	-	0.3	0.25
Orthophosphate (P)	mg/L	0.01	-	-	<0,010	<0,010	-	-	-	<0,010
Solides Totaux	mg/L	10	-	-	72	70	-	-	-	330
Sulfures (exprimés en S ²⁻)	mg/L	0.02	-	-	<0,020	<0,020	-	-	-	<0,20
Sulfates (SO ₄ ²⁻)	mg/L	0.5	500 ^B	500 ^B	3.4	3.4	-	-	-	53
Température	°C	in situ	^w	-	16.6	19.8	-	-	-	11.8
Turbidité	UTN	in situ	+2 ^m	+8 ⁿ	1.43	1.69	-	-	-	13.9
Métaux										
Aluminium (Al)	mg/L	0.01	0,087 ^d	0,75 ^t	0.11	0.12	1,5 ^t	-	-	<0,01
Argent (Ag)	mg/L	0.001	0,0001	0,0038 ^h	<0,001	<0,001	0,00637	-	-	<0,001
Cadmium (Cd)	mg/L	0.0002	0,000132 ^h	0,0008 ^h	<0,0002	<0,0002	0,00557	-	-	<0,0002
Chrome total (Cr)	mg/L	0.005	CrIII: 0,39 ^h	CrIII: 0,82 ^h	<0,005	<0,005	4.47	-	-	<0,005
Cuivre (Cu)	mg/L	0.001	0,0041 ^{hm}	0,0056 ^{hm}	<0,001	<0,001	0,0358	-	-	<0,001
Fer (Fe)	mg/L	0.06	1,3 ^t	-	0.16	0.14	6,9 ^t	1,3	-	6.8
Mercuré (Hg)	mg/L	0.00001	0,00091 ^R	0,0016 ^s	<0,000010	<0,000010	0,0032 ^R	-	-	<0,000010
Nickel (Ni)	mg/L	0.002	0,023 ^t	0,21 ^h	<0,002	<0,002	1.172	-	-	0.0061
Plomb (Pb)	mg/L	0.0005	0,00093 ^h	0,0238 ^h	<0,0005	<0,0005	0.228	-	-	<0,0005
Sélénium (Se)	mg/L	0.003	0.005	0.062	<0,003	<0,003	0.12	-	-	<0,003
Zinc (Zn)	mg/L	0.007	0,053 ^t	0,053 ^t	<0,007	<0,007	0.299	-	-	<0,007
Hydrocarbures pétroliers										
Hydrocarbures C ₆ -C ₅₀	µg/L	100	10 ^t	-	<100	<100	-	-	-	<100
Huiles et graisses										
Huiles et graisses totales	mg/L	3	-	-	<3,0	<3,0	-	-	-	<3,0
Composés phénoliques										
2,4-Diméthylphénol	µg/L	0,6-1	380	1300	<0,60	<0,60	2700	-	-	<1,0
2,4-Dinitrophénol	µg/L	10	19	130	<10	<10	270	-	-	<10
2-Méthyl-4,6-dinitrophénol	µg/L	10	0,29	6,6	<10	<10	13	-	-	<10
4-Nitrophénol	µg/L	1	200	940	<1,0	<1,0	1900	-	-	<1,0
Phénol	µg/L	0,6-1	450	3400	<0,60	<0,60	6800	-	-	1.4
2-Chlorophénol	µg/L	0,5-1	18	160	<0,50	<0,50	320	-	-	<1,0
3-Chlorophénol	µg/L	0,5-1	-	-	<0,50	<0,50	-	-	-	<1,0
4-Chlorophénol	µg/L	0,4-1	15	140	<0,40	<0,40	270	-	-	<1,0
2,3-Dichlorophénol	µg/L	0,5-1	-	-	<0,50	<0,50	-	-	-	<1,0
2,4 + 2,5-Dichlorophénol	µg/L	0,3-1	11 ^s	92 ^s	<0,30	<0,30	180 ^s	-	-	<1,0
2,6-Dichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
3,4-Dichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
3,5-Dichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
Pentachlorophénol	µg/L	0,4-1	8,3 ^v	10,8 ^v	<0,40	<0,40	19,9 ^v	-	-	<1,0
2,3,4,6-Tétrachlorophénol	µg/L	0,4-1	1,2	11	<0,40	<0,40	22	-	-	<1,0
2,3,5,6-Tétrachlorophénol	µg/L	0,4-1	0,38	8,5	<0,40	<0,40	17	-	-	<1,0
2,4,5-Trichlorophénol	µg/L	0,4-1	2	46	<0,40	<0,40	92	-	-	<1,0
2,4,6-Trichlorophénol	µg/L	0,4-1	5	39	<0,40	<0,40	79	-	-	<1,0
2,3,5-Trichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
2,3,4-Trichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
2,3,6-Trichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
2,3,4,5-Tétrachlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
3,4,5-Trichlorophénol	µg/L	0,4-1	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-	<1,0
2-Nitrophénol	µg/L	1	-	-	-	-	-	-	-	<1,0
o-Crésol	µg/L	1	82	740	<1,0	<1,0	1500	-	-	<1,0
m-Crésol	µg/L	1	-	-	-	-	-	-	-	<1,0
p-Crésol	µg/L	1	25	230	<1,0	<1,0	450	-	-	16

Notes pour les critères de qualité de l'eau

a Ce critère de qualité ne sera probablement pas suffisamment protecteur lorsque les chlorures sont associés au potassium, au calcium ou au magnésium plutôt qu'au sodium. En plus, puisque les organismes d'eau douce tolèrent les chlorures seulement sur une plage restreinte sans subir de toxicité aiguë, un dépassement du critère de qualité pourra nuire à un bon nombre d'espèces.

j Un pH de 6,0 à 9,5 est exigé à l'effluent dans la directive sur les mines et la majorité des règlements du Ministère sur les rejets industriels. Cette exigence satisfait l'objectif de protection du milieu aquatique.

Intervalle de pH	Effet
3,0 – 3,5	Il est peu vraisemblable qu'un poisson puisse survivre plus de quelques heures dans cet intervalle bien qu'il soit possible de trouver certaines plantes et certains invertébrés à des pH inférieurs.
3,5 – 4,0	Cet intervalle est léthal aux salmonidés. Il existe des indications montrant que la chatte de l'est, la tanche, la perche fluviatile et le brochet peuvent survivre dans cet intervalle, vraisemblablement après une période d'acclimatation à des concentrations non létales légèrement plus élevées, mais la limite inférieure de cet intervalle peut encore être létale à la chatte de l'est.
4,0 – 4,5	Vraisemblablement nocif aux salmonidés, à la tanche, à la brème, à la chatte de l'est, à la dorade et à la carpe commune qui ne sont pas acclimatés à de faibles pH, bien que leur résistance dans cet intervalle augmente avec leur taille et leur âge. Les poissons peuvent s'acclimater à ces valeurs, mais de la perche, la brème, la chatte de l'est et le brochet, seul ce dernier peut se reproduire.
4,5 – 5,0	Vraisemblablement nocif aux œufs et à l'alevin des salmonidés, ainsi qu'aux adultes particulièrement dans des eaux douces contenant de faibles concentrations de calcium, de sodium et de chlorure. Peut-être nocif à la carpe commune.
5,0 – 6,0	Nocivité improbable pour toutes les espèces, à moins que la concentration de l'anhydride carbonique libre soit supérieure à 20 mg/l ou que l'eau contient des sels de fer fraîchement précipités sous forme d'hydroxyde ferrique dont la toxicité exacte est inconnue. La limite inférieure de cet intervalle peut être nocive aux salmonidés non acclimatés si les concentrations de calcium, de sodium et de chlorure sont faibles ou si la température de l'eau est basse, et peut aussi être nuisible à la reproduction de la chatte de l'est.
6,0 – 6,5	Vraisemblablement non nocif aux poissons à moins que la concentration de l'anhydride carbonique libre dépasse 100 mg/l.
6,5 – 9,0	Non nocif aux poissons, bien que la toxicité d'autres poissons puisse être modifiée par des changements à l'intérieur de cet intervalle.
9,0 – 9,5	Vraisemblablement nocif aux salmonidés et à la perche fluviatile, si cet intervalle persiste.
9,5 – 10,0	Léthal aux salmonidés sur une longue période, mais tolérable sur une courte période. Peut-être nocif aux stades de développement de certaines espèces.
10,0 – 10,5	Tolérable par la chatte de l'est et les salmonidés sur une courte période, mais léthal sur une longue période.
10,5 – 11,0	Rapidement léthal aux salmonidés. Une exposition prolongée à la limite supérieure de cet intervalle est létale à la carpe, à la tanche, à la dorade et au brochet.
11,0 – 11,5	Rapidement léthal à toutes les espèces.

m En eau limpide(*), le critère de qualité est défini par une augmentation moyenne maximale de 2 uTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle affectant la turbidité de l'eau, par une pluie importante ou par la fonte) selon le contexte. En eau turbide(*), le critère de qualité est défini, soit : (en révision) - par une augmentation maximale en tout temps de 8 uTN par rapport à la valeur ambiante lorsque celle-ci est de 8 à 80 uTN; - par une augmentation de 10 % par rapport à la valeur ambiante lorsque celle-ci est supérieure à 80 uTN mesurée à un moment donné. Ces critères de qualité s'appliquent aux eaux douces (dulçaquicoles), estuariennes et marines. (*) Les termes "eau limpide" et "eau turbide" réfèrent à la portion d'un hydrogramme où les concentrations de matières en suspension sont respectivement basses (<25 mg/L) et élevées (>25 mg/L) (Caux et al., 1997). Les teneurs peuvent être élevées en raison des caractéristiques naturelles du milieu (par exemple, dans la zone de turbidité maximale du Saint-Laurent) ou, périodiquement, en raison des conditions climatiques.

n En eau limpide(*), le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 8 uTN par rapport à la valeur naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle affectant la turbidité de l'eau, par une pluie importante ou par la fonte) selon le contexte. Ce critère de qualité s'applique aux eaux douces (dulçaquicoles), estuariennes et marines. (*) Le terme "eau limpide" réfère à la portion d'un hydrogramme où les concentrations de matières en suspension sont basses (<25 mg/L) (Caux et al., 1997). Les teneurs peuvent être élevées en raison des caractéristiques naturelles du milieu (par exemple, dans la zone de turbidité maximale du Saint-Laurent) ou, périodiquement, en raison des conditions climatiques.

p En eau limpide(*), le critère de qualité est défini par une augmentation moyenne maximale de 5 mg/L par rapport à la concentration naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle de matières en suspension, par une pluie importante ou par la fonte) selon le contexte. En eau turbide(*), le critère de qualité est défini soit : (en révision) - par une augmentation maximale en tout temps de 25 mg/L par rapport à la concentration ambiante lorsque celle-ci est de 25 à 250 mg/L; - par une augmentation de 10 % par rapport à la concentration ambiante lorsque celle-ci est supérieure à 250 mg/L mesurée à un moment donné. Ces critères de qualité s'appliquent aux eaux douces (dulçaquicoles), estuariennes et marines. (*) Les termes "eau limpide" et "eau turbide" réfèrent à la portion d'un hydrogramme où les concentrations de matières en suspension sont respectivement basses (<25 mg/L) et élevées (>25 mg/L) (Caux et al., 1997). Les concentrations peuvent être élevées en raison des caractéristiques naturelles du milieu (par exemple, dans la zone de turbidité maximale du Saint-Laurent) ou, périodiquement, en raison des conditions climatiques.

q En eau limpide(*), le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle de matières en suspension, par une pluie importante ou par la fonte) selon le contexte. Ce critère de qualité s'applique aux eaux douces (dulçaquicoles), estuariennes et marines. (*) Le terme "eau limpide" réfère à la portion d'un hydrogramme où les concentrations de matières en suspension sont basses (<25 mg/L) (Caux et al., 1997). Les teneurs peuvent être élevées en raison des caractéristiques naturelles du milieu (par exemple, dans la zone de turbidité maximale du Saint-Laurent) ou, périodiquement, en raison des conditions climatiques.

r Cette valeur correspond au déficit maximal tolérable en oxygène pour la vie aquatique à une température estivale moyenne de 21 °C.

s Le critère de qualité pour l'azote ammoniacal varie avec le pH et la température. Les valeurs données sont les plus restrictives en considérant le pH et la température mesurés sur le terrain pour le projet en question.

v Certains facteurs influencent l'effet potentiel du phosphore. Les principaux facteurs physiques généralement mentionnés sont : le type de substrat, la profondeur, la transparence et la température de l'eau, la vitesse du courant et l'ombrage. Ces caractéristiques ne sont pas prises en compte par les critères de qualité. C'est pourquoi il faut utiliser judicieusement les critères de qualité du phosphore selon le milieu évalué.

w 0,03 mg/L : Ce critère de qualité vise à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières. Cette valeur protectrice pour les cours d'eau, n'assure pas toujours la protection des lacs en aval.

w Ce critère de qualité est en révision. Cette valeur est établie à partir des effets toxiques et ne tient pas compte des effets indirects d'eutrophisation.

- Y Les concentrations permmissibles en nitrites augmentent avec les concentrations en chlorures du milieu aquatique. La valeur donnée est pour une concentration en chlorures inférieure à 2 mg/l.
- Z Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité a été calculé à partir de données de toxicité pour de faibles duretés (≤ 120 mg de CaCO_3/l).
- B Ce critère de qualité s'applique aux eaux dont la dureté est < 100 mg/L et dont la concentration en chlorures est $\leq 5,2$ mg/L.
Ce critère de qualité a été défini pour des eaux de faible dureté (< 10 mg/L) et dont le pH est d'environ 6,5. Lorsque le milieu aquatique ne s'approche pas de ces conditions, ce critère ne doit pas être utilisé. Lorsque le critère est utilisé, les données d'eau de surface doivent être corrigées pour réduire la fraction non biodisponible du métal associée aux particules. Un facteur de correction de 0,66 est utilisé pour les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension < 5 mg/L. Un facteur de correction de 0,33 est utilisé pour les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension ≥ 5 mg/L. Un critère de qualité propre au site peut aussi être déterminé au cas par cas. Certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent présenter des teneurs naturelles plus élevées que le critère de qualité de l'eau. Dans une telle situation, les teneurs naturelles doivent être considérées comme la valeur de référence plutôt que le critère de qualité.
- D Il ne devrait pas y avoir d'effets toxiques à cette concentration si le pH se maintient entre 6,5 et 9,0.
- H Les critères pour certains métaux varient en fonction de la dureté. Les critères ont été calculés pour une dureté de 38 mg de CaCO_3/l .
- N La toxicité du cuivre diminue lorsque la concentration en carbone organique dissous est élevée (U.S.EPA, 1998).
Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité pourrait ne pas être protecteur pour l'éphémère (*Ephemera subvaria*) si cette espèce est aussi sensible que certaines données l'indiquent. Avant d'être comparées à ce critère de qualité, les données de qualité d'eau de surface doivent être corrigées pour réduire la fraction du métal non biodisponible associée aux particules. Un facteur de correction de 0,5 est utilisé sur les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension < 10 mg/L. Un facteur de correction de 0,33 est utilisé sur les données d'eau de surface ayant une concentration en matières en suspension ≥ 10 mg/L. Certaines eaux de surface de bonne qualité peuvent contenir des teneurs naturelles plus élevées que le critère de qualité. Dans ces situations, les teneurs naturelles doivent être considérées comme la valeur de référence plutôt que le critère de qualité. Un critère de qualité propre au site peut aussi être déterminé au cas par cas.
- P Ce critère de qualité est qualifié de provisoire. Ce critère de qualité pourrait ne pas être protecteur pour l'éphémère (*Ephemera subvaria*) si cette espèce est aussi sensible que certaines données l'indiquent.
- Q

R Ce critère de qualité a été défini à partir de données sur le mercure inorganique (HgII) mais il est appliqué au mercure total. Si une portion significative du mercure dans la colonne d'eau est sous forme de méthylmercure, ce critère de qualité ne serait pas suffisamment protecteur. De plus, celui-ci ne tient pas compte de la transformation du mercure inorganique en méthylmercure et de la bioaccumulation de ce dernier dans la chaîne alimentaire.

- S Ce critère s'applique au 2,4-dichlorophénol seulement.
- T À partir de données présentées dans U.S.EPA (1976b), le Ministère opte pour un critère de qualité opérationnel de 10 $\mu\text{g/L}$ pour les hydrocarbures pétroliers. D'autres critères existent pour les différents types de produits pétroliers.
- U Ce critère s'applique au DBO_5C (partie carbonatée) seulement.
- V Les critères pour le pentachlorophénol varient en fonction du pH. Les critères les plus restrictifs sont présentés dans le tableau en fonction du pH mesuré dans le milieu en question.
Toute diminution ou augmentation artificielle de la température ne doit pas:
- modifier la température de l'eau sur tout un tronçon de rivière ou une portion de lac avec pour résultat le déplacement prévisible ou la modification des populations aquatiques présentes ou potentielles;
- altérer certaines zones sensibles localisées, telle une frayère;
- W - tuer les organismes vivants à proximité d'un rejet.

De plus, le milieu ne doit pas subir de changements brusques de température occasionnés, par exemple, par un arrêt subit d'un rejet thermique en saison froide.

Les concentrations en oxygène dissous ne devraient pas être inférieures aux valeurs suivantes:

Température (°C)	Concentration d'oxygène dissous			
	Biote d'eau froide		Biote d'eau chaude	
	% Saturation	mg/L	% Saturation	mg/L
0	54	8	47	7
5	54	7	47	6
X 10	54	6	47	5
15	54	6	47	5
20	57	5	47	4
25	63	5	48	4

Dans les eaux habitées par des communautés biologiques sensibles, la présence d'un stress physique ou chimique additionnel peut nécessiter l'utilisation de limites plus contraignantes. Dans les eaux de l'hypolimnion, la concentration naturelle en oxygène dissous est parfois plus faible que les concentrations mentionnées ci-haut. Cet état ne doit pas être aggravé par l'ajout de matières biodégradables qui causeront une baisse d'oxygène dans le milieu.

3.3.2 pH et alcalinité

Selon les mesures prises sur le terrain, le pH de l'eau de la rivière Felton était de 7,1 tandis que l'eau de la rivière Sauvage montrait un pH légèrement plus basique soit de 7,89. Ces valeurs de pH respectent les critères pour la protection de la vie aquatique du MDDELCC.

L'alcalinité de l'eau des rivières Felton et Sauvage est de 34 mg/L. L'alcalinité correspond à l'aptitude d'une eau à neutraliser un acide (McNeely *et al.*, 1980). Des concentrations plus faibles que 10 mg CaCO₃/L indiquent une vulnérabilité plus grande des eaux à l'acidification (MDDEFP, 2013a).

3.3.3 Turbidité et matières en suspension

La turbidité de l'eau des rivières Felton et Sauvage était très faible avec des valeurs respectives de 1,43 UTN et 1,69 UTN. La concentration de matières en suspension (MES) dans l'eau aux stations FELT-1 et SAU-1 était sous la limite de détection d'analyse (< 2,0 mg/L).

Selon les rapports de la COGESAF (2014, 2015), portant sur les données de qualité de l'eau récoltées de 2006 à 2014 dans les rivières du bassin versant du GLSF, la concentration en MES a été le plus souvent très faible dans les dix dernières d'années (médiane de 2 mg/L (2006-2012) et de 3 mg/L (2012-2014)).

3.3.4 Dureté totale et conductivité

La dureté totale de l'eau aux stations FELT-1 et SAU-1 était de 38 mg/L ce qui correspond à une eau dite douce (31-60 mg/L) (McNeely *et al.*, 1980).

La conductivité de l'eau mesurée à l'embouchure de la rivière Felton est faible, soit de 82,9 µS/cm et du même ordre de grandeur que celle mesurée dans la rivière Sauvage en amont du point de rejet (76,7 µS/cm). La conductivité de l'eau est souvent utilisée comme mesure de suivi environnemental d'effluent dans le milieu récepteur puisque cette mesure permet de relever les modifications qui peuvent survenir dans la composition ionique de l'eau, notamment dans le contenu en minéraux et autres solides dissous (McNeely *et al.*, 1980), suite au rejet d'un effluent. Les résultats de la conductivité suggèrent que la composition ionique de l'eau ne diffère pas entre ces deux sites. De la même manière, la concentration en solides totaux est aussi similaire entre les deux stations d'échantillonnage FELT-1 (72 mg/L) et SAU-1 (70 mg/L).

3.3.5 Contenu en matière organique

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) permet d'évaluer le contenu dans l'eau en matières organiques biodégradables par les microorganismes (Tardat-Henry et Beaudry, 1984). La demande chimique en oxygène (DCO) est quant à elle une mesure de l'ensemble des matières organiques contenues dans l'eau, qu'elles soient ou non biodégradables, et comprend ainsi les processus d'oxydation biologique et chimique. Ces deux paramètres sont utilisés pour la surveillance des eaux usées domestiques et des rejets industriels.

La DBO₅ mesurée dans les échantillons d'eau de surface récoltés est de < 4,0 mg/L ce qui indique un faible contenu en matière organique dans l'eau des rivières échantillonnées. La DCO mesurée au site de la frayère à l'embouchure de la rivière Felton est de 20 mg/L et est comparable à celle obtenue dans la rivière Sauvage en amont du point de rejet (18 mg/L).

Il en est de même pour la concentration en carbone organique total (COT) qui est de 7,6 mg/L à la station FELT-1 et de 6,4 mg/L à la station SAU-1. Selon les résultats d'analyse, le COT est composé principalement de la fraction dissoute (carbone organique dissous, COD). Dans les eaux naturelles, la majeure partie du carbone organique est constituée de matériaux partiellement dégradés d'origine végétale et animale et elles peuvent contenir de 1 à 30 mg/L de COT (McNeely *et al.*, 1980). Il n'y a pas de critère de qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique pour la DCO et le COT.

3.3.6 *Éléments nutritifs et ions majeurs*

Les concentrations de phosphore total et d'orthophosphate mesurées dans les échantillons d'eau prélevés dans les rivières Sauvage et Felton sont plus faibles que la limite de détection d'analyse rapportée par le laboratoire (LDR) (< 0,01 mg/L). Les résultats respectent ainsi le critère de 0,03 mg/L en phosphore total visant à limiter la croissance excessive d'algues et de plantes aquatiques dans les ruisseaux et les rivières (MDDELCC, 2013a).

Selon les données de qualité de l'eau récoltées de 2006 à 2014 dans les rivières du bassin versant du GLSF et colligés par la COGESAF (2014, 2015), la concentration médiane de phosphore total dans l'eau de la rivière Felton près de son embouchure a été de 0,008 mg/L pour la période de 2006 à 2012, tandis que pour la période de 2012 à 2014, elle a été de 0,01 mg/L. Dans la rivière Sauvage, en amont de la jonction avec la rivière Felton, la concentration médiane en phosphore total a été de 0,0215 mg/L pour la période 2006-2012. Ces valeurs sont aussi plus faibles que le critère de 0,03 mg/L du MDDELCC pour la protection de la vie aquatique des ruisseaux et des rivières.

La concentration en nitrites (NO₂⁻) et en nitrates (NO₃⁻) est plus faible au site de la frayère (0,08 mg/L) qu'en amont du point de rejet sur la rivière Sauvage (0,17 mg/L). Ces deux valeurs sont plus faibles que le critère effet chronique de qualité de l'eau de surface pour les nitrates de 2,9 mg/L.

Les concentrations mesurées pour l'azote ammoniacal total (< 0,02 mg/L) se situent sous la limite de détection de la méthode d'analyse. L'azote ammoniacal total comprend l'ammonium (NH₄⁺) et l'ammoniac (NH₃) et provient de la réduction microbienne des nitrates et des nitrites dans des conditions d'anaérobies (absence d'oxygène). La présence d'azote ammoniacal est indicatrice de la proximité d'un point de rejet d'effluent d'eaux usées puisque ce composé est rapidement oxydé en présence d'oxygène d'où l'absence (non détecté) d'azote ammoniacal dans les échantillons prélevés.

L'azote total Kjeldahl (NTK) regroupe l'azote ammoniacal et l'azote organique. Les concentrations d'azote total Kjeldahl mesurées (< 0,4 mg/L) dans les rivières Sauvage et Felton sont caractéristiques de cours

d'eau qui reçoivent peu de matières organiques (concentrations en NTK entre 0,1 et 0,5 mg/L) (McNeely *et al.*, 1980).

Les autres ions analysés (chlorures, cyanures totaux, fluorures, sulfates et sulfures totaux) sont présents en très faibles concentrations ou n'ont pas été détectés dans les échantillons d'eau de surface des rivières Felton et Sauvage. Les concentrations obtenues respectent par ailleurs les critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique (tableau 3.1).

3.3.7 Métaux

3.3.7.1 Eau de surface

L'aluminium et le fer sont les seuls métaux qui ont été détectés dans l'eau des rivières Felton et Sauvage. Les concentrations mesurées sont similaires dans les échantillons d'eau de surface prélevés au site de la frayère (aluminium : 0,11 mg/L; fer : 0,16 mg/L) et en amont du point de rejet sur la rivière Sauvage (aluminium : 0,12 mg/L; fer : 0,14 mg/L) (tableau 3.1). Selon la géologie locale et la présence d'autres composés dans le cours d'eau, l'aluminium et le fer sont souvent présents naturellement dans les eaux de surface. Ils font d'ailleurs partie des éléments chimiques les plus abondants dans la croûte terrestre après l'oxygène et la silice.

Les concentrations obtenues pour les autres métaux analysés (cuivre, plomb, argent, sélénium, cadmium, mercure, zinc, chrome et nickel) sont toutes sous la LDR.

3.3.7.2 Sédiments

Certains métaux (aluminium, arsenic, chrome, cuivre, nickel et zinc) ont été détectés dans les échantillons de sédiments prélevés aux stations FELT-1 et SAU-1 (tableau 3.2). L'ensemble des concentrations mesurées respectent les concentrations seuils pour la qualité des sédiments (EC et MDDEP, 2007).

Dans l'ensemble, les concentrations en métaux mesurées dans les sédiments au site de la frayère de la rivière Felton (FELT-1) sont du même ordre de grandeur que celles mesurées dans les sédiments de la rivière Sauvage, en amont du point de rejet (SAU-1).

Dans le cas de l'aluminium, la concentration mesurée dans les sédiments au site de la frayère (3 400 mg/kg) est similaire à celle mesurée dans les sédiments de la rivière Sauvage en amont du point de rejet (3 700 mg/kg). Il n'y a pas de critère de qualité des sédiments pour l'aluminium. À titre comparatif, la concentration naturelle d'aluminium dans les sédiments préindustriels du tronçon fluvial du fleuve Saint-Laurent où le doré est présent, souvent près du fond, est de 23 000 mg/kg (EC et MDDEP, 2007).

L'utilisation de sulfate d'aluminium (alun) dans le processus de traitement des eaux usées à la station de Saint-Romain dans les années passées ne semble pas avoir résulté en une accumulation d'aluminium dans les sédiments de la rivière Felton en son embouchure. Ceci peut s'expliquer par la granulométrie

grossière des sédiments prélevés à la frayère. En effet, l'aluminium tend à se fixer aux sédiments fins (argile, limon) et à la matière organique par le processus d'adsorption et à s'accumuler dans les sédiments. L'adsorption est considérée comme un processus rapide, alors que la désorption est généralement considérée comme un processus plus lent, favorisant ainsi le processus d'accumulation.

Or, les sédiments prélevés au site de la frayère étaient constitués de sable fin à grossier et exempt de matière organique. Ces conditions ne favorisent pas le processus d'adsorption de l'aluminium et son accumulation dans les sédiments. Il faut de plus considérer que la mobilité et la chimie de l'aluminium en milieu aquatique est complexe et dépend des conditions du milieu (p.ex. pH, dureté, présence d'autres composés, etc.).

Tableau 3.2 Concentrations en métaux dans les sédiments de la rivière Felton et la rivière Sauvage

Nom de l'échantillon		Limite de détection rapporté (LDR)	Concentration d'effets rares (CER)	Concentration seuil produisant un effet (CSE)	Concentration d'effets occasionnels (CEO)	Concentration produisant un effet probable (CEP)	Concentration d'effets fréquents (CEF)	FELT-1	SAU-1
Date d'échantillonnage								2017-05-18	2017-05-18
Secteur								Rivière Felton	Rivière Sauvage
Paramètres	Unité							Valeur	Valeur
Métaux									
Aluminium (Al)	mg/kg	20	–	–	–	–	–	3400	3700
Arsenic (As)	mg/kg	2	4,1	5,9	7,6	17	23	2,6	3,8
Cadmium (Cd)	mg/kg	0,1	0,33	0,6	1,7	3,5	12	<0.1	<0.1
Chrome total (Cr)	mg/kg	2	25	37	57	90	120	11	18
Cuivre (Cu)	mg/kg	1	22	36	63	200	700	2	3
Nickel (Ni)	mg/kg	1	–	–	47	–	–	32	26
Plomb (Pb)	mg/kg	5	25	35	52	91	150	<5	<5
Zinc (Zn)	mg/kg	5	80	120	170	310	770	24	20

3.3.8 Composés organiques

L'ensemble des résultats obtenus pour les composés phénoliques analysés ainsi que les huiles et graisses sont inférieurs aux LDR (tableau 3.1). Aucun hydrocarbure pétrolier n'a été détecté (< 100 µg/L) dans les échantillons d'eau prélevés.

3.4 Qualité de l'effluent

Les résultats d'analyse de l'échantillon d'eaux usées prélevées au point de rejet sont présentés au tableau 3.1, de même que les critères provinciaux à l'effluent pour la protection de la vie aquatique (valeur aiguë finale à l'effluent, VAFE) (MDDEFP, 2013a), les exigences de rejet du ROMAEU et les objectifs environnementaux de rejet (OER) spécifiques pour la station de Saint-Romain.

L'ensemble des résultats respectent les critères à l'effluent (VAFE) pour la protection de la vie aquatique, les exigences de rejet applicables (BDO₅, MES et pH) et l'OER pour le phosphore total (0,3 mg/L).

Lors des observations faites sur le terrain, les eaux usées rejetées dans la rivière Sauvage étaient de couleur brun-orangé et contenaient des solides en suspension. Un dépôt orangé était visible sur le substrat rocheux sur une courte distance (< 5 mètres) à partir du point de rejet (photos 3.3 et 3.4). Les

coagulants à base de fer comme le sulfate ferrique tendent à précipiter et peuvent laisser une teinte couleur rouille dans l'eau après traitement.

Le fer est le seul métal qui a été détecté dans l'échantillon d'eaux usées prélevé le 18 mai 2017. Les valeurs obtenues pour tous les autres métaux analysés se situent sous la LDR. La concentration en fer mesurée dans les eaux usées est de 6,8 mg Fe/L et se situe juste en deçà du critère à l'effluent (VAFE) pour la protection de la vie aquatique (6,9 mg Fe/L). Il est à noter cependant que la concentration obtenue pour le duplicata du contrôle qualité est de 7,4 mg Fe/L et excède ainsi légèrement le critère VAFE (annexe 2.1). La concentration en fer dans l'eau à l'embouchure de la rivière Felton était néanmoins faible (0,16 mg/L) lors de la même journée. Le débit élevé des rivières au printemps, comme ce fut particulièrement le cas en 2017, favorise la dilution du rejet d'eaux usées dans le milieu récepteur.



Photo 3.3 Point de rejet des eaux usées et vue amont Rivière Sauvage

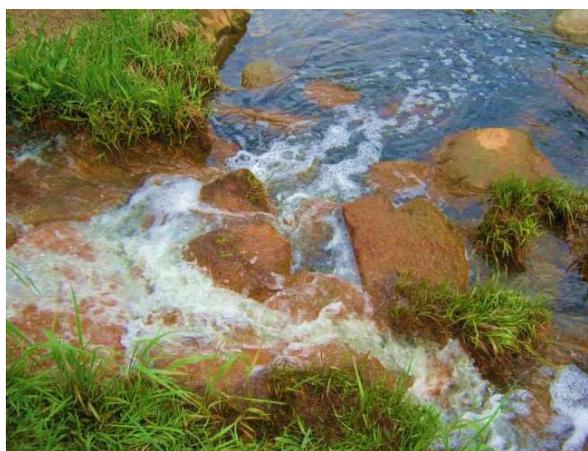


Photo 3.4 Substrat rocheux à la sortie de l'effluent des eaux usées

Parmi les composés phénoliques, seuls le phénol et le crésol-p ont été détectés, mais en faibles concentrations et qui respectent les critères VAFE. La concentration mesurée pour le phénol est de 1,4 µg/L est très près de la LDR (< 1 µg/L) et doit ainsi être interprétée avec prudence. La concentration de crésol-p obtenue pour l'effluent est de 16 µg/L et bien en deçà du critère VAFE de 450 µg/L. Les phénols peuvent être présents naturellement dans l'eau (produits par la décomposition de la végétation aquatique) ou peuvent provenir de sources anthropiques (effluents industriels et les eaux usées domestiques) (CCME, 1999).

Les résultats de suivi d'évaluation de performance des ouvrages municipaux obtenus de 2010 à 2013 (MAMROT, 2011; COGESAF, 2015) et de 2014 à 2016 (rapports annuels fournis par la municipalité) indiquent que la station d'épuration de Saint-Romain a respecté les exigences de rejet pour la DBO₅, les MES et le phosphore total.

3.5 Essais de toxicité

Les résultats sommaires des bioessais effectués en laboratoire avec les échantillons d'eaux usées prélevés à l'effluent de la station d'épuration de Saint-Romain sont présentés dans le tableau 3.3. Les résultats détaillés des essais de toxicité sont présentés dans l'annexe 3.3. Les bioessais effectués comprenaient des tests de létalité aiguë sur la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et la daphnie (*Daphnia magna*), ainsi que des tests de létalité et sublétalité chronique sur des larves de menés tête-de-boule (*Pimephales promelas*) sur 7 jours.

Les résultats obtenus ont été comparés avec les critères de qualité relatifs à la toxicité globale des effluents (aiguë et chronique) pour la protection de la vie aquatique du MDDELCC (2013a). En somme, l'effluent échantillonné le 18 mai 2017 n'aurait pas d'effet toxique aigu ou chronique (létal ou sublétal) sur les organismes ciblés par les essais de toxicité effectués en laboratoire.

Tableau 3.3 Résultats des essais de toxicité globale effectués avec les eaux usées de la station de Saint-Romain

Test de toxicité	Critères de qualité relatifs à la toxicité globale pour la vie aquatique (MDDELCC)	Résultats des bioessais en laboratoire
Létalité aiguë – truite arc-en-ciel (méthode SPE 1/RM/13)	1 UTa ⁽¹⁾	<1 UTa
Létalité aiguë – daphnie (méthode MA.500 – D.mag 1.1)	1 UTa ⁽¹⁾	<1 UTa
Létalité et sublétalité chronique – mené tête-de-boule (méthode SPE 1/RM/22)	1UTc ⁽²⁾	<1 UTc

(1) Une unité de toxicité aiguë (UTa) est définie par 100 divisé par la concentration létale pour 50 % des organismes testés (100/CL50).

(2) Une unité de toxicité chronique (UTc) est définie par 100 divisé soit par la concentration sans effet observable (100 %/CSEO (%v/v)), soit par la concentration inhibitrice pour 25 % des organismes testés (100 %/CI25 (%v/v)).

3.6 Conditions générales de la frayère

Une évaluation sommaire de l'état de la frayère à l'embouchure de la rivière Felton a été faite lors de la visite de terrain pour l'échantillonnage de l'eau de surface et de sédiments. Les observations faites sont présentées ci-après.

Le tronçon de rivière au site de la frayère est d'environ 20 m de largeur avec une profondeur d'eau moyenne de 0,5 m. Des fosses d'environ 1 m de profondeur étaient aussi visibles à partir des berges. Le faciès d'écoulement est caractérisé par de petites cascades et des rapides dont la vitesse d'écoulement estimée est de 1 à 2 m/s (photo 3.5). Le tronçon se termine par un plat courant lors de son entrée dans la Baie Sauvage (photo 3.6). Le substrat est principalement composé de roche mère et de blocs de tailles

variables (80 %) et de sections occupées par des cailloux et du gravier (15 %) avec un peu de sable (5 %) par endroit. Il ne semble pas y avoir d'obstacle à la montaison du poisson.

Dans l'ensemble, le secteur à l'embouchure de la rivière Felton semble présenter des conditions propices à la fraie du doré. Ce constat concorde avec les résultats obtenus suite à des relevés de terrain effectués en 2015 (Bios Consultants, 2015).

Les sites préférentiels de fraie pour le doré jaune sont généralement caractérisés par des eaux courantes (entre 0,5 et 1,5 m/s) peu profondes (0,2 m et 1,8 m) et bien oxygénées avec un substrat rocheux de granulométrie variant entre 5 et 20 cm de diamètre (Fondation de la faune, 1996). Le brassage de l'eau engendré par le courant et les vents favorise le maintien d'un substrat adéquat. Dans la période de fraie, la température de l'eau recherchée se situe entre 6 et 11 °C.

Selon les observations rapportées par le personnel du Parc national de Frontenac, un total de huit dorés aurait été observé ce printemps dans le secteur de la frayère de la rivière Felton (comm. pers. M. Louis Laferrière). Par ailleurs, sur le ruisseau de l'Or situé à l'extrémité nord-est du lac, des dorés ont été observés du 26 avril au 7 mai 2017 d'après les informations recueillies par les bénévoles du Regroupement du GLSF au (annexe 3.3).

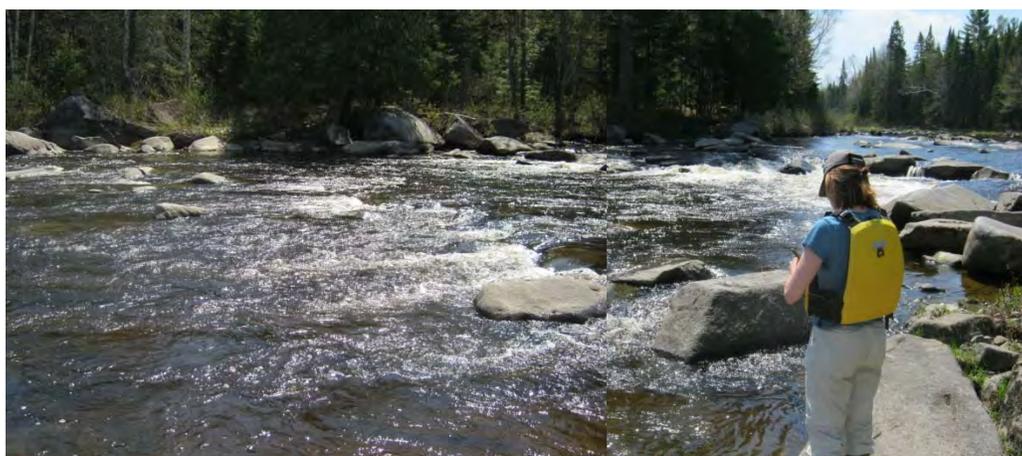


Photo 3.5 Secteur de la frayère de la rivière Felton – vue vers l'amont



Photo 3.6 Secteur aval de la frayère de la rivière Felton

4 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

L'objectif de cette étude était d'évaluer le potentiel toxique de l'effluent du système de traitement des eaux usées de Saint-Romain sur les organismes aquatiques du milieu récepteur, dans le but de vérifier si le rejet actuel de l'effluent domestique municipal pourrait être un facteur ayant mené à l'abandon de la frayère dans la rivière Felton par le doré jaune.

Afin de rencontrer l'objectif visé par l'étude, les travaux réalisés étaient basés sur une approche intégrée qui comprenait à la fois, une caractérisation physico-chimique des eaux usées, de l'eau de surface et des sédiments au site de la frayère et en amont du rejet, de même que la réalisation de tests de toxicité globale normalisés à partir d'échantillons de l'effluent. La portée des conclusions qu'on peut tirer d'une telle étude est évidemment limitée aux conditions actuelles d'exploitation de la station de traitement et à celles du milieu et des populations de poissons.

4.1 Sommaire des résultats et conclusion

Les résultats de l'étude montrent qu'au printemps 2017, le rejet des eaux usées de la station d'épuration de Saint-Romain ne semble pas avoir modifié la qualité des eaux de la rivière Felton à son embouchure lors de la période de vidange des étangs non aérés. La qualité de l'eau à l'embouchure de la rivière Felton respecte l'ensemble des critères de qualité de l'eau de surface pour la protection de la vie aquatique et elle est similaire, dans l'ensemble, à la qualité de l'eau de la rivière Sauvage dans le tronçon en amont du point de rejet. L'utilisation de sulfate ferrique pour le traitement des eaux usées n'aurait pas eu d'effet toxique aigu ou chronique (létalet ou sublétal) sur les organismes aquatiques, tel que démontré par les résultats des tests de toxicité globale.

Bien que le sulfate ferrique ait été utilisé comme réactif pour le traitement en 2017 ainsi qu'en 2016, c'est l'alun (sulfate d'aluminium) qui a le plus souvent été employé historiquement pour le traitement depuis la mise en opération de la station en 1991. Au fil des années, le dosage et les quantités d'alun utilisées auraient grandement varié, soit de 4 558 kg à 17 760 kg par année (annexe 2.1), ce qui représente une variation maximale de près de 300%. Il a été démontré dans une étude réalisée au Québec, que l'utilisation de l'alun pour le traitement d'eaux usées municipales a eu pour effet de faire augmenter significativement les concentrations d'aluminium dans l'effluent (MEQ et EC, 2001). Or, l'aluminium est connu pour avoir des effets néfastes sur les organismes aquatiques (CCME, 2003). Selon l'étude du MEQ et EC (2001), des dépassements du critère effet chronique pour la protection de la vie aquatique pour l'aluminium sont survenus à certaines stations d'épuration au Québec qui utilisaient l'alun pour la déphosphatation.

Le critère de qualité de l'eau pour l'aluminium est d'ailleurs plus restrictif (1,5 mg Al/L) que pour le fer (6,9 mg Fe/L). Des eaux riches en aluminium peuvent notamment avoir des effets néfastes sur la respiration des poissons adultes en raison de son effet toxique sur les branchies, particulièrement dans des eaux acides (Gensemer et Playle, 1999). Les premiers stades de vie des poissons (œufs et alevins)

sont le plus souvent les plus sensibles aux composés toxiques. Plusieurs études ont établi que l'aluminium pouvait favoriser la mortalité des embryons et des alevins, et ainsi constituer un facteur contribuant au déclin des populations de poissons et un changement dans la structure d'âge avec prévalence de poissons plus âgés (Wood *et al.*, 2011). Bien que la toxicité de l'aluminium peut varier selon les caractéristiques du milieu (p.ex. le pH, la dureté, la concentration en COD et de certains ions tel que le calcium), il est possible que par le passé et selon le dosage utilisé, que l'effluent de la station de traitement ait pu présenter un potentiel toxique pour la vie aquatique dans les rivières Sauvage et Felton.

Rappelons que la période permise pour la vidange des étangs de la station de traitement (1^{er} mai et 15 juin) coïncide avec la période de fraie (fin avril-début mai) du doré jaune, ainsi que la période d'éclosion des œufs et de dispersion des alevins à la frayère de la rivière Felton (de mi-mai à fin mai). Or, la période d'éclosion des œufs et de dispersion des alevins est une période particulièrement sensible du cycle de vie des poissons, alors que le taux de mortalité y est généralement plus élevé que pour les autres phases du cycle vital. Par conséquent, il est toujours possible que, depuis la mise en service de la station d'épuration en 1991, l'aluminium contenu dans l'effluent ait pu présenter un potentiel de toxicité pour les œufs et les alevins de la frayère et ainsi affecter le développement et la survie de ces derniers, et donc le recrutement à partir de la frayère. Cette hypothèse ne peut évidemment pas être vérifiée à posteriori, tout comme on ne peut établir un lien de cause à effet entre le dosage d'alun et l'abandon de la frayère.

Comme l'abandon de la frayère de la rivière Felton est survenu à une période assez contemporaine (1990) et que certaines autres frayères du lac comme celle du ruisseau de l'Or soit toujours utilisées, il est fort probable que l'abandon de la frayère de la rivière Felton soit la conséquence d'un ou de plusieurs facteurs (effet cumulatif) dont certains seraient spécifiquement associés au sous-bassin de la rivière Felton. Le fait que la frayère de la rivière Felton ait été abandonnée dans la même période que la mise en service de la station de traitement des eaux usées, laisse planer un doute quant à la possibilité que la mise en service de la station ait pu jouer un rôle dans la modification de la qualité de l'habitat du poisson. L'année de la mise en opération de la station (1991) coïncide avec la période où un fort déclin des populations de doré jaune a été documenté dans le GLSF. L'abandon de la principale frayère du Grand lac Saint-François a pu avoir eu un effet marqué sur la population de doré jaune du lac. L'abondance relative du doré jaune dans le lac aurait en effet connu un déclin important depuis les années 1980 selon une étude réalisée en 2010 et 2011 par le MNFP (Royer, 2014).

Toutefois, les résultats de qualité de l'eau et des sédiments de la frayère à l'embouchure de la rivière Felton au printemps 2017 (présente étude), de même que l'évaluation sommaire de l'état de la frayère effectuée lors des travaux de terrain suggèrent que la frayère offre actuellement des conditions propices à la fraie du doré jaune. Par contre, il est toujours possible que par le passé, l'effluent ait pu modifier la qualité de l'habitat de reproduction du doré. Tel que décrit plus haut, l'effluent pourrait avoir joué un rôle dans la baisse du recrutement en raison de son potentiel de toxicité en lien avec l'utilisation de l'alun dans le processus de traitement. Le ou les facteurs qui ont pu causer l'abandon de la principale frayère

du Grand lac Saint-François ont exercé sur cette espèce un effet marqué sur quelques dizaines d'années, ce qui a occasionné une baisse permanente du recrutement et conséquemment, un affaiblissement de la population de doré jaune du lac. D'autres facteurs ont pu exercer une pression additionnelle sur cette population par effet cumulatif : c'est le cas de la pression de pêche, des changements de la composition et de la structure des populations de poissons présentes dans le lac en lien avec la compétition/prédation, les effets du marnage qui peuvent être plus importants dans certaines portions du lac et de l'embouchure de ses tributaires, ou encore une réponse à des changements environnementaux dans le bassin versant de la rivière Felton.

La diminution de la population de doré jaune et du recrutement peut être causée par la compétition avec d'autres espèces de poissons, la prédation ou encore la pression de pêche sur la ressource. La forte exploitation par la pêche sportive dans les années 1980-1990 dans le lac pourrait être en partie responsable de la baisse de la population de doré dans le lac. D'autres parts, le Grand lac Saint-François est caractérisé par la présence d'espèces de poisson compétitrices et prédatrices du doré jaune. Les autres espèces recensées dans le lac incluent entre autres la perchaude, qui est l'espèce la plus abondante, ainsi que le grand brochet et le maskinongé. Ces poissons peuvent agir à la fois comme prédateur et compétiteur du doré jaune en se nourrissant de doré et des proies dont ce dernier se nourrit (MDDEFP, 2013b).

Le marnage pourrait aussi avoir joué un rôle dans le déclin du doré jaune. Selon les conclusions d'une étude récente portant sur la biodiversité du Grand lac Saint-François (Gregory-Eaves *et al.*, 2016), le marnage serait fortement relié à un très faible recrutement du doré jaune. Le barrage Jules-Allard est situé à l'exutoire du lac et est utilisé à des fins de production hydroélectrique et de contrôle des inondations. Le niveau de l'eau du lac est géré par le barrage pour le contrôle des crues, résultant en un marnage annuel moyen de cinq (5) mètres et pouvant atteindre sept (7) mètres lors de crues exceptionnelles (Royer, 2014). Compte tenu de la profondeur à laquelle le doré fraie (0,2 m et 1,8 m) et le fait qu'il fraie souvent sur les rives, la modification du niveau de l'eau peut avoir un impact significatif dans certaines zones plus exposées aux effets du marnage, sur le succès de fraie du doré jaune et la survie des juvéniles qui fréquentent les zones peu profondes et les espèces fauniques (poissons et benthos) dont il dépend. La baisse du niveau de l'eau causée par le marnage peut entraîner la perte d'habitat des larves et juvéniles de doré et aussi la perte de connectivité entre les sites de fraie et le lac lors des faibles niveaux d'eau au printemps (Major *et al.*, 2001 cité dans Gregory-Eaves *et al.*, 2016). Cependant, depuis le début des années 2000, les modalités de gestion du barrage Jules-Allard ont été modifiées afin d'assurer un niveau d'eau assez élevé tous les ans le 15 avril pour que le doré jaune puisse avoir accès aux sites de reproduction du lac (Royer, 2014). Ainsi, le marnage pourrait être considéré comme un facteur potentiel ayant joué un rôle de moindre d'importance dans les dernières années sur les populations de dorés du lac.

En sommes, à la lumière des informations disponibles, les conditions actuelles du milieu et de la frayère sont propices à la fraie du doré jaune. Toutefois, cette étude ne permet pas d'écarter la possibilité que, depuis la mise en service de la station de traitement des eaux usées de Saint-Romain en 1991, un effluent ait été rejeté avec des concentrations en aluminium pouvant avoir eu un effet potentiellement toxique sur la vie aquatique et ainsi jouer un rôle dans l'abandon de la frayère à l'embouchure de la rivière Felton. L'abandon de cette frayère, qui constituait la principale frayère du Grand lac Saint-François, est vraisemblablement lié à une modification marquée des conditions du milieu qui a résulté en une baisse du recrutement et conséquemment, affaiblie la population de doré dans le lac. Le recrutement ainsi diminué, tout autre facteur qui vient intervenir ou s'ajouter, notamment la surpêche, la compétition, la prédation, le marnage ou autres facteurs environnementaux liés au sous-bassin versant de la rivière Felton, vient exercer une pression additionnelle sur une population déjà affaiblie.

4.2 Recommandations

Comme la municipalité de Saint-Romain sera possiblement amenée à modifier le dosage ou le type de floculant (p.ex. l'alun) dans son système de traitement pour réduire la charge de phosphore, il serait souhaitable d'établir un plan de suivi de la qualité de l'effluent (incluant les métaux, selon le type de réactif) et de la qualité de l'eau de la rivière Felton afin de s'assurer du maintien de l'intégrité de l'habitat du poisson. Il est en effet possible que la municipalité de Saint-Romain ait à modifier le dosage ou le type de floculant dans son système de traitement en raison des nouvelles exigences du ministère. Le MDDEP a adopté en juillet 2009 le Plan d'intervention sur les algues bleu-vert qui recommande, entre autres, l'implantation d'équipements qui permettent de réduire les rejets de phosphore dans le milieu récepteur⁵. Les municipalités concernées doivent se conformer à cette nouvelle exigence de rejet au plus tard le 1er janvier 2017. Comme le Grand lac Saint-François est un lac classé prioritaire, le système de traitement des eaux usées de la municipalité de Saint-Romain apparaît ainsi dans la liste des ouvrages municipaux concernés.

Par ailleurs, il est recommandé que les trois municipalités situées en amont de la frayère à doré, soit celle de Saint-Romain, Nantes et Stornoway, incluent l'analyse du fer et de l'aluminium dans le suivi de leur rejet provenant de la vidange de leur installations de traitement de façon à vérifier le respect des critères à l'effluent pour la protection de la vie aquatique (VAFE). Cette recommandation peu coûteuse pourrait s'étendre à tous rejets municipaux pour lesquels des tests de toxicité ne sont pas exigés.

Finalement, compte tenu que la frayère de la rivière Felton offre des conditions propices à la fraie du doré jaune, il serait recommandé de développer un plan d'ensemencement de doré à la frayère afin de favoriser les chances de rétablissement de la population. Ce plan d'ensemencement devra être développé en concertation avec les autorités du Parc national de Frontenac et les intervenants clés du milieu, tout en respectant le règlement relatif au zonage aquacole et aux activités d'ensemencement

⁵ Pour détails, voir <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/Eau/eaux-usees/reduc-phosphore>

(*Règlement sur l'aquaculture et la vente de poissons*⁶) ainsi que les lignes directrices sur les ensemencements de poissons (MNRF, 2008), dans le but d'optimiser le succès de recrutement et d'assurer le maintien de l'intégrité génétique de la population de doré jaune du Grand lac Saint-François.

⁶ Règlement sur l'aquaculture et la vente de poissons (chapitre C-61.1, r. 0.002), établi en vertu de la Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (chapitre C-61.1).

5 RÉFÉRENCES

- Bios Consultants, 2015. Rapport d'expertise. Restauration des frayères à doré jaune (*Sander vitreus*) dans la rivière Felton et la rivière Muskrat. Étude de la problématique et propositions d'aménagements. 16 p.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique : phénols — phénols monohydriques et dihydriques, dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Winnipeg, le Conseil.
- CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement), 2003. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – aluminium. Dans Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement, 1999, Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, le Conseil.
- COGESAF, 2015. Caractérisation des ouvrages d'assainissement des eaux usées du bassin versant du Grand lac Saint-François. Sherbrooke, 13 pages.
- COGESAF, 2014. Rapport d'analyse de qualité de l'eau pour le territoire du CLBV Grand lac Saint-François 2006-2012. Avril 2014. 6 pages.
- EC et MDDEP (Environnement Canada et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec), 2007. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec et cadres d'application : prévention, dragage et restauration. 30 pages + annexes.
- Environnement Canada, 2007. Méthode d'essai biologique : méthode de référence pour la détermination de la létalité aigüe d'effluents chez la truite arc-en-ciel, Section de l'élaboration et de l'application des méthodes, Rapport SPE 1/RM/13, 2000 modifié en 2007, 2e édition, 36 pages.
- Environnement Canada. 2011. Méthode d'essai biologique : essai de croissance et de survie sur des larves de tête-de-boule. Méthode de référence SPE 1/RM/22. Deuxième édition. Unité de l'élaboration et de l'application des méthodes, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada. Ottawa (Ontario). 66 pages + annexes
- Fondation de la faune du Québec, 1996. Habitat du poisson : le doré jaune. Guide d'aménagement d'habitats. Québec. 20 p. Gensemer, R.W. et Playle, R.C., 1999. 'The Bioavailability and Toxicity of Aluminum in Aquatic Environments. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. 29: 4, 315-450
- Gregory-Eaves, I., C. Nozais, C. Solomon, K. Turgeon, A. Latzka, L. Elchyshyn, G. Trottier et R. Thomas, 2016. Biodiversité de l'écosystème aquatique du Grand Lac Saint-François. 39 p. + annexes.
- Laferrière, L. 2016. L'état des populations de doré jaune au Grand lac Saint-François. SEPAQ, Parc national de Frontenac. [En ligne, consulté le 2017-06] <http://www.sepaq.com/parcs-quebec/blogue/article.dot?id=2f40bba3-8324-4df9-a9fc-c767a0fd40a9>
- Lessard, E. et P. Ouellet, 2016. État de santé de la population du doré jaune au Grand lac Saint-François. Parc national de Frontenac et Association des pêcheurs du Grand lac Saint-François. Document de présentation 22 p.
- MAMROT, 2011. Rapport. Ouvrages de surverse et stations d'épuration. Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2010, 40 p. + annexes. [En ligne, consulté le 2017-06] <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs2094169>
- MDDEFP (ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs), 2007. Détermination de la toxicité létale CL50 48h *Daphnia magna*. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, MA.500 – D.mag 1.1, révisée en 2011.
- MDDEFP (ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013a. Critères de qualité de l'eau de surface, 3^e édition, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, 510 p. et 16 annexes.

- MDDEFP (ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs). 2013b. Outil d'aide à l'ensemencement des plans d'eau – Doré jaune (*Sander vitreus*). Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Direction de la faune aquatique, Québec 12 pages.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), 2017b. Sommaire de données climatiques. [En ligne, consulté le 2017-06]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/climat/donnees/sommaire.asp>
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), 2016a. Suivi d'exploitation des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées – Station d'épuration et ouvrages de surverse, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale des politiques de l'eau.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), 2016b. Procédures d'échantillonnage pour le suivi de la qualité de l'eau en rivière, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction générale du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-77216-3 (PDF) 25 pages et 1 annexe. [En ligne]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/flrivlac/guides-protocoles.htm>
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), 2015. Guide de caractérisation physico-chimique de l'état initial du milieu aquatique avant l'implantation d'un projet industriel, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-73838-1, 12 p. 3 annexes.
- MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques), 2017. Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU). Édité le 11 décembre 2013, entré en vigueur le 11 janvier 2014 et mise à jour le 1^{er} mai 2017a. [en ligne] <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/reglement2013.htm>
- MEQ et EC (Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada), 2001. Évaluation du potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport final. Saint-Laurent Vision 2000, phase III – volet Industriel et Urbain. Rapport (136 pages) et annexes (222 pages).
- MENV (Ministère de l'Environnement du Québec) et Environnement Canada, 2001. Évaluation du potentiel toxique des effluents des stations d'épuration municipales du Québec – Rapport final. Saint-Laurent Vision 2000, phase III – volet Industriel et Urbain. Rapport (136 pages) et annexes (222 pages)
- MRNF (MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE), 2008. Lignes directrices sur les ensemencements de poissons. Secteur Faune Québec, Direction de l'expertise sur la faune et ses habitats. Québec. 41 p.
- Royer, J., 2014. Caractérisation ichtyologique du Grand lac Saint-François et état de la population de dorés jaunes (*Sander vitreus*) en 2010-2011. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la gestion de la faune de la Capitale-Nationale et de la Chaudière-Appalaches, Québec, 69 p.
- Tardat-Henry, M. et J.-P. Beaudry, 1984. Chimie des eaux. 218 p. + annexes.
- McNeely, R.N., V.P. Neimanis et L. Dwyer. 1980. *Guide des paramètres de la qualité des eaux*. Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux. Ottawa. 137 p.
- Wood, M., A.P. Farrell et C.J. Braune, 2011. Fish Physiology: Homeostasis and Toxicology of Non-Essential Metals. Volume 31B, 1st Edition, Academic Press, 507 p.

Remerciements

Nous tenons à remercier Mme Jacinthe Maher, directrice générale et secrétaire-trésorière de la municipalité de Saint-Romain pour sa précieuse collaboration et M. Yan Mathieu l'opérateur de la station d'épuration pour les explications fournies sur le site concernant le fonctionnement du système de traitement. Un grand merci au personnel du parc national du Grand lac Saint-François pour leur disponibilité et le support logistique.