

TROISIÈME PARTIE

BASSIN VERSANT DE
LA RIVIÈRE
HARRICANA

DIAGNOSTIC

Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie
2014



Organisme de bassin Versant
Abitibi-Jamésie

Citer de la façon suivante :

Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie (OBVAJ), 2014. Troisième partie - Bassin versant de la rivière Harricana : Diagnostic. Plan directeur de l'eau. 2^e édition, Val-d'Or, Québec, 129 p.

© OBVAJ, 2014

Pour de plus amples renseignements, veuillez vous adresser à :

Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie
46, Place Hammond,
Val-d'Or (Québec) J9P 3A9

Téléphone : (819) 824-4049

Télécopieur : (819) 824-2543

Site web : <http://obvaj.org/>

Courriel : informations@obvaj.org

Facebook : <https://www.facebook.com/eauOBVAJ/>

Contributeurs ponctuels ou permanents à ce document :

Équipe Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie :

Rédaction : 2014

Patricia Boutin, directrice, M.Sc., spécialiste en gestion intégrée de l'eau

Judith Sénéchal, directrice adjointe, M.Sc., océanographe

Jihène Zaiem, M.Sc., diplômée de l'ENGREF

Malick Mbaye, géomaticien

Ainsi que les membres du conseil d'administration depuis 2009.

Révision : 2015-2016

Judith Sénéchal, directrice adjointe, M.Sc., océanographe

Geneviève Mongeau, candidate M. Sc., environnement

Kimberly Côté, B. Env.



HARRICANA

DIAGNOSTIC

SOMMAIRE

AU SUJET DU DIAGNOSTIC	1
Objectifs du diagnostic	1
Les fondements de la cogestion de l'eau et ses défis	1
Méthodologie de l'élaboration du diagnostic du bassin versant de la rivière Harricana	2
Échelle de travail : le bassin versant	3
Équipe de travail : les acteurs de l'eau.....	4
CHAPITRE A – PRESSIONS DE POLLUTION EXERCÉES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA	5
A.1 Pressions de pollution exercées par le secteur industriel.....	5
A.1.1 L'industrie minière.....	5
A.1.1.1 État de situation et évolution de l'activité minière	6
A.1.2 L'exploitation des substances minérales de surface	15
A.1.3 L'industrie des pâtes et papiers	15
A.2 Pressions de pollution exercées par le secteur municipal	16
A.2.1 Les rejets d'eaux usées	16
A.2.1.1 Les stations d'épuration	16
A.2.1.2 Les débordements des réseaux d'assainissement	18
A.2.1.3 Les systèmes autonomes d'assainissement résidentiels.....	21
A.2.2 Le phosphore d'origine municipale	23
A.2.2.1 Position ministérielle et exigences	23
A.2.2.2 Estimation des charges de phosphore d'origine résidentielle	25
A.3 Pressions de pollution exercées par le secteur agricole	30
A.3.1 Les apports d'éléments nutritifs	31
A.3.1.1 Le phosphore.....	31
A.3.1.2 L'azote et les nitrates.....	32
A.3.1.3 La valorisation des fertilisants.....	32
A.3.2 Les solides en suspension.....	33

L'ORGANISME DE BASSIN VERSANT ABITIBI-JAMÉSIE

Organisme visant à intégrer les concepts de gestion intégrée de l'eau par bassin versant dans les différentes sphères de l'aménagement du territoire par le biais de la concertation.

Fondé en 2010, l'OBVAJ travaille sur une zone de gestion appelée Abitibi-Jamésie.

A.3.2.1 Le travail du sol.....	34
A.3.2.2 Le drainage agricole	34
A.3.3 Des sous-bassins versants manifestement plus agricoles	35
A.4 Pression de pollution naturelle	35
A.4.1 Phosphore d'origine endogène	35
A.4.2 Présence d'arsenic dans les eaux souterraines.....	37
A.4.3 Présence de métaux	40
CHAPITRE B – CADRE RÉGLEMENTAIRE POUR LES EFFLUENTS LIQUIDES	41
B.1 Fédéral.....	42
B.1.1 Règlement sur les effluents de mines de métaux	42
B.1.1.1 Études de suivi des effets sur l'environnement.....	42
B.2 Provincial	43
B.2.1 Directive 019.....	43
B.2.2 Études d'impacts sur l'environnement	44
B.2.3 Objectifs environnementaux de rejets.....	44
CHAPITRE C – OUTILS D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE.....	47
C.1 Les programmes de suivis gouvernementaux.....	47
C.1.1 Suivi des contaminants dans la chair des poissons.....	50
C.2 Outils d'interprétation	51
C.2.1 Critères de qualité de l'eau de surface	51
C.2.1.1 Acidification des eaux	52
C.2.1.2 Présence de métaux lourds	54
C.2.1.3 Évaluation des impacts de l'acidification des eaux et de la présence de métaux lourds.....	57
C.2.1.4 Présence de cyanure.....	64
C.2.1.5 Éléments nutritifs et matières en suspension	67
C.2.1.6 Évaluation des impacts du taux d'éléments nutritifs	69
C.2.1.7 Coliformes fécaux.....	77
C.2.1.8 Chlorophylle-A et son impact sur l'état trophique des lacs	79
C.2.2 Indice de qualité de l'eau de surface	83
C.2.2.1 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP ₆)	83
CHAPITRE D – LIMITES DU CADRE RÉGLEMENTAIRE ET DES OUTILS D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE	85
D.1 Fédéral.....	85
D.1.1 Règlement sur les effluents de mines de métaux et Étude de suivi des effets sur l'environnement	85
D.2 Provincial	86

D.2.1 Études d'impacts sur l'environnement	86
D.2.2 Directive 019.....	87
D.2.3 Objectifs environnementaux de rejets (OER)	87
D.2.4 Critères de la qualité de l'eau de surface.....	87
CHAPITRE E – IMPACTS DES PRESSIONS EXERCÉES SUR LA QUANTITÉ ET L'ACCESSIBILITÉ À L'EAU	88
E.1 Impacts sur les niveaux d'eau et les débits	88
E.1.1 Eau de surface : variabilité des débits hydriques	88
E.1.2 Variabilité et changements climatiques.....	92
E.2 L'eau souterraine, un bien commun à préserver	93
E.2.1 Une redevance pour les grands consommateurs	93
E.2.2 Eau souterraine : la demande en eau du secteur industriel et municipal.....	94
E.2.2.1 La protection des sources d'eau potable	94
E.2.2.2 Stratégie québécoise d'économie d'eau potable.....	95
E.2.3 Accessibilité et circulation	97
CONCLUSION	98
ANNEXE 1 Section informative : Pressions de pollution associées à l'activité minière	99
Qu'est-ce qu'une mine de métaux?	100
Qu'est-ce qu'une mine de métaux?.....	100
Les enjeux environnementaux associés à une mine de métaux	102
Des volumes importants de terre à gérer	104
Les résidus miniers : une menace à la qualité de l'environnement	104
Impacts et rejets plus élevés pour les mines à ciel ouvert.....	105
Cadre réglementaire encadrant l'industrie minière du Québec.....	108
Sites miniers abandonnés : à qui la responsabilité de la restauration?	112
Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux.....	112
ANNEXE 2 Distribution des concentrations en métaux dans les eaux de surface du bassin versant de la rivière Harricana	115
ANNEXE 3 Carte des activités minières dans le bassin versant de la rivière Harricana	121
ANNEXE 4 Carte des aires d'accumulation des résidus miniers dans le bassin versant de la rivière Harricana.....	123
ANNEXE 5 Carte des stations de mesures dans le bassin versant de la rivière Harricana.....	125
ANNEXE 6 Carte des résultats de suivi de la qualité de l'eau de surface dans le bassin versant de la rivière Harricana.....	127

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Liste des exploitations minières sur le bassin versant de la rivière Harricana visées par le Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) et leur statut	7
Tableau 2 : Listes des aires d'accumulation des rejets miniers (données de 2012)	9
Tableau 3 : Listes des sites de rejets miniers abandonnés avec présence de contaminants	11
Tableau 4 : Nombres de mines assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) et la quantité d'effluents suivis en 2009, 2010 et 2011	12
Tableau 5 : Répartition géographique des sites d'extraction des substances minérales de surface selon les sous-bassins versants de la rivière Harricana	15
Tableau 6 : Types de réseaux d'assainissement dans le bassin versant de la rivière Harricana.....	18
Tableau 7 : Nombre de surverses des stations d'épuration des eaux usées municipales entre 2010 et 2012	19
Tableau 8 : Comparaison de la qualité des eaux de débordement des réseaux unitaires, des eaux pluviales et des effluents des stations d'épuration.....	20
Tableau 9 : Classification des lacs du bassin versant de la rivière Harricana	25
Tableau 10 : Nombre de puits et concentration en arsenic (As) dans les secteurs étudiés du bassin versant de la rivière Harricana en 1997 (Résultats de l'étude de 1974-1975 entre parenthèses).....	38
Tableau 11 : Fréquences d'échantillonnage et paramètres d'analyse pour la réalisation des ÉSEE	43
Tableau 12 : Concentrations moyennes maximales autorisées à l'effluent final ainsi que les fréquences d'échantillonnage pour l'industrie minière en fonction des règlements provinciaux, en 2014	46
Tableau 13 : Stations de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque	48
Tableau 14 : Stations de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le sous-bassin versant de la rivière Milky	49
Tableau 15 : Stations de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le reste du bassin versant de la rivière Harricana	49
Tableau 16 : Lacs inscrits au Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL).....	50
Tableau 17 : Critères de qualité de l'eau de surface pour le pH	52
Tableau 18 : Sommaire des effets létaux du pH sur les poissons	53
Tableau 19 : Critères de qualité de l'eau de surface pour l'alcalinité	54
Tableau 20 : Critères de qualité de l'eau de surface pour certains métaux, seuils exprimés en mg/L.....	56
Tableau 21 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les cyanures.....	64
Tableau 22 : Disponibilité des données des programmes de suivis gouvernementaux	67
Tableau 23 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les éléments nutritifs et les solides en suspension	68
Tableau 24 : Résultats du suivi du Réseau-rivières pour les éléments nutritifs et les solides en suspension (2010 à 2012)	71
Tableau 25 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les coliformes fécaux	78
Tableau 26 : Dépassements des critères pour les coliformes fécaux dans les rivières Bourlamaque et Harricana.....	78
Tableau 27 : Classes des niveaux trophiques des lacs en fonction des paramètres de phosphore total, chlorophylle-a et de transparence.....	79
Tableau 28 : État trophique des lacs selon les résultats du RSVL dans le bassin versant de la rivière Harricana	80
Tableau 29 : Plans d'eau touchés par des fleurs d'eau de cyanobactéries de 2006 à 2013 tels qu'identifiés par le MDDELCC	81
Tableau 30 : Interprétation des cotes de l'indice de qualité bactériologique et physicochimique.....	83
Tableau 31 : Débits d'étiage estimés pour la rivière Harricana (station 080101)	91
Tableau 32 : Liste des sources d'eau potable souterraine avec mention de la réalisation de l'étude hydrogéologique.....	95
Tableau 33 : Comparaison de préoccupations environnementales selon le mode d'exploitation de la mine.....	106
Tableau 34 : Concentrations permises fixées par le REMM	109
Tableau 35 : Paramètres à suivre au niveau de l'effluent minier final et concentrations maximales acceptables selon la Directive 019.....	110
Tableau 36 : Exigences au point de rejet de l'effluent final	110
Tableau 37 : Récapitulatif des paramètres et de la fréquence d'échantillonnage et de mesure dans le cadre du suivi de l'effluent minier final selon les exigences gouvernementales.....	111
Tableau 38 : Paramètres mesurés lors de la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau	113

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Étapes de conception d'un plan directeur de l'eau (ROBVQ, 2010)	3
Figure 2 : Illustration des étapes du Plan directeur de l'eau dans la société civile.....	4
Figure 3: Portrait de l'activité minière en Abitibi-Témiscamingue.....	5
Figure 4 : Répartition des sites miniers par sous-bassins versants (Évolution de la situation entre 2011 et 2012)	6
Figure 5: Répartition des aires d'accumulation des résidus miniers par sous-bassin en 2012	10
Figure 6: Nombre de mois présentant des rejets d'effluents miniers finaux des installations minières assujetties au REMM ...	13
Figure 7 : Débits saisonniers des effluents des stations d'eaux usées (en m ³ /j)	17
Figure 8 : Paramètres physico-chimiques des effluents des ouvrages municipaux de traitement des eaux usées (en mg/L) ...	17
Figure 9 : Le cheminement des eaux usées d'une résidence isolée.....	22
Figure 10 : Répartition des quantités de phosphore entre les différentes sources d'eaux usées municipales.....	26
Figure 11 : Rejets en phosphore basés sur les calculs de charge (excluant les rejets agricoles).....	27
Figure 12 : Illustration simplifiée des différentes formes de phosphore dans un sol	33
Figure 13 : Comparaison des concentrations du phosphore total (P ^t) dans la rivière Harricana mesurées par la méthode usuelle et en traces.....	36
Figure 14: Cadre réglementaire applicable pour les effluents liquides.....	41
Figure 15 : Dureté et pH de l'eau dans la rivière Bourlamaque (données de 2012)	57
Figure 16 : Concentrations en aluminium, arsenic et fer dans la rivière Bourlamaque (données de 2012)	60
Figure 17 : Distributions du nombre d'observations effectuées de la dureté, du pH et des concentrations en aluminium, en arsenic et en fer, sous forme dissoute (DS) et totale extractible (EXT) pour les stations 0801004, 08010064 et 08010063 de la rivière Harricana (données de 2012).....	63
Figure 18 : Pourcentage de dépassements du CVAC pour les cyanures totaux en milieu récepteur (ÉSEE, 2005 à 2009)	65
Figure 19 : Distribution des concentrations totales en nutriments et en MES dans la rivière Bourlamaque, données BQMA (amont vers aval)	70
Figure 20 : Résultats du suivi ÉSEE des concentrations en matières en suspension (mg/L) dans sites miniers du sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque	72
Figure 21 : Distribution des concentrations totales en nutriments et en MES dans la partie centre et nord de la rivière Harricana, Données BQMA (Amont vers aval)	74
Figure 22: Résultat du suivi du phosphore total pour les lacs (RSVL)	75
Figure 23 : Résultats de suivi ÉSEE des concentrations des matières en suspension (mg/L) dans sites miniers de la partie centre et nord du bassin versant de la rivière Harricana.....	77
Figure 24 : Distributions des concentrations estivales en chlorophylle-a et en phosphore total dans les rivières Bourlamaque et Harricana (Données de BQMA).....	82
Figure 25 : Distribution des IQPB ₆ pour les périodes estivales, de 2010 à 2012, sur les rivières Bourlamaque et Harricana (Données BQMA).....	84
Figure 26 : Interactions entre le cadre réglementaire et les outils de suivi pour la qualité de l'eau de surface	85
Figure 27 : Variabilité des débits instantanés de la rivière Harricana (station 080101).....	89
Figure 28 : Distribution des débits maximums moyens calculés sur des périodes de 10 ans en m ³ /s (station 080101).....	90
Figure 29 : Distribution des débits minimums moyens calculés sur des périodes de 10 ans en m ³ /s (station 080101).....	90
Figure 30 : Nombre de jours marqués par un débit moyen inférieur ou égal au débit d'étiage de la rivière Harricana sur une durée de 10 ans (station 080101)	91
Figure 31 : Nombre de jours entre la débâcle et l'embâcle sur les lacs Beauchamp et Blouin	92
Figure 32: Pertes d'eau pour les principales municipalités du bassin versant de la rivière Harricana	96
Figure 33 : Consommations d'eau pour les principales municipalités sur le bassin versant de la Rivière Harricana.....	96
Figure 34: Schéma des étapes de l'exploitation minière	100
Figure 35 : Coupe transversale d'une mine à ciel ouvert (1) et d'une mine souterraine (2)	101
Figure 36 : Les différentes composantes d'une mine.....	102
Figure 37 : Activités du cycle de vie d'une mine	103
Figure 38 : Rejets de concentrateur déposés dans un parc à résidus	105
Figure 39 : Bilan de matières produites selon le type d'extraction (adaptée).....	105
Figure 40 : Successions des étapes du programme ÉSEE	114

LISTE DES ACRONYMES

AAC : Agriculture et Agro-alimentaire Canada
ABAT : Action Boréale de l'Abitibi-Témiscamingue
AESEQ : Association des entreprises spécialisées en eau du Québec
ACCORD : Action concertée de coopération régionale de développement
AMQ : Association minière du Québec
ASSS : Agence de la santé et des services sociaux
BAPE : Bureau d'audiences publiques sur l'environnement
BQMA : Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
CAAF : Contrat d'approvisionnement et d'aménagement forestier
CBVRB : Comité de bassin versant de la rivière Bourlamaque
CCAE : Clubs-conseils en agroenvironnement
CCME : Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CEAEQ : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEHQ : Centre d'expertise hydrique du Québec
CGC : Commission géologique du Canada
CQDE : Centre québécois du droit de l'environnement
CRAAQ : Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
CRÉ : Conférence régionale des élus
CREAT: Conseil régional de l'environnement de l'Abitibi-Témiscamingue
CRRNT : Commission régionale des ressources naturelles et du territoire
CtAF : Contrat d'aménagement forestier
CTRI : Centre technologique des résidus industriels
CUMA : Coopérative d'utilisation de matériel agricole
CvAF : Convention d'aménagement forestier
DBO₅ : Demande biologique en oxygène
DET: Dépôt en tranchée
DSÉE : Direction du suivi de l'état de l'environnement
DSP: Direction de la Santé publique
EEE : Espèces exotiques envahissantes
ÉSEE : Études de suivi des effets sur l'environnement
FCM: Fédération canadienne des municipalités
FIMR: Fonds sur l'infrastructure municipale rurale
FQM: Fédération québécoise des municipalités
GCAQ : Groupe Conseil agricole du Québec
GIEBV: Gestion intégrée de l'eau par bassin versant
GIRT : Gestion intégrée des ressources et du territoire
GRES : Groupe de recherche sur les eaux souterraines
GRIES : Groupe de recherche interuniversitaire sur les eaux souterraines
IIAM : Institut international d'aquarresponsabilité municipale
INRE : Institut national de recherche sur les eaux

INRS-ETE : Institut national de la recherche scientifique Centre Eau Terre Environnement
IRDA : Institut de recherche et de développement en agro-environnement
IRME : Institut de recherche sur les mines et l'environnement
LAU : Loi sur l'aménagement et l'urbanisme
LEET : Lieu d'enfouissement en tranchée
LES : Lieu d'enfouissement sanitaire
LET : Lieu d'enfouissement technique
LNHE : Ligne naturelle des hautes eaux
LHEM : Ligne des hautes eaux modifiée
MAMOT : Ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire
MAMROT : Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire
MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEFP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MDDELCC : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre changements climatiques
MEIE: Ministère de l'Économique, de l'Innovation et de l'Exportation
MERN : Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MES : matières en suspension
MFFP : Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
MRC : Municipalité régionale de comté
MRN : Ministère des Ressources naturelles
MRNF : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
MSP : Ministère de la Sécurité publique
MTQ : Ministère des Transports du Québec
NEDEM : Neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier
OBV: Organisme de bassin versant
OER: Objectifs environnementaux de rejet
OMS : Organisation mondiale de la santé
ORIE : Observatoire de recherches internationales sur l'eau
MRCA : Municipalité régionale de comté d'Abitibi
MRCAO : Municipalité régionale de comté d'Abitibi-Ouest
MRCT : Municipalité régionale de comté du Témiscamingue
MRCVO : Municipalité régionale de La Vallée-de-l'Or
OBVAJ : Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie
OBVT : Organisme de bassin versant du Témiscamingue
PACES: Projet d'acquisition de connaissance sur les eaux souterraines
PAECQ : Programme d'approvisionnement en eau Canada-Québec
PAEF : Plan agro-environnemental de fertilisation
PAEQ : Programme d'assainissement des eaux du Québec
PAFI : Plan d'aménagement forestier intégré
PATP : Plan d'affectation du territoire public
PDE : Plan directeur de l'eau
PIQM : Programme d'infrastructures Québec-Municipalités

PNE : Politique nationale de l'eau
PPAT : Portrait provincial en aménagement du territoire
PRDIRT : Plan régional de développement intégré des ressources et du territoire
PRRI : Programme de réduction des rejets industriels
Pt : phosphore total
REFPP : Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers
REMM : Règlement sur les effluents des mines de métaux
ROBVQ : Regroupement des organisations de bassin versant du Québec
RRPOA : Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole
RSVL : Réseau de surveillance volontaire des lacs
SEPAQ : Société des établissements de plein air du Québec
SESAT : Société de l'eau souterraine Abitibi-Témiscamingue
SOMAE : Suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux
STEP : Station d'épuration des eaux usées
TICQ : Travaux d'Infrastructures Canada-Québec
UAF : Unités d'aménagement forestier
UMQ : Union des municipalités du Québec
UPA : Union des producteurs agricoles
UQAT : Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
USGS: United States Geological Survey
VHR: Véhicule hors route

AU SUJET DU DIAGNOSTIC

Objectifs du diagnostic

Ce document intitulé « Diagnostic » présente les éléments critiques qui résultent de l'analyse du portrait des sous-bassins versants alimentant la rivière Harricana, soit entre autres ceux des rivières Bourlamaque, Milky, Davy, Octave, Adam, Samson, Gale, Angle, Plamondon, Berry et Turgeon.

Le diagnostic présente un état objectif de la situation, basé sur des données validées et fiables, dans la mesure de leur accessibilité. Vus à travers le prisme complexe des aménagements présents sur le territoire, les milieux aquatiques se transforment en ressources hydriques; les prélèvements, les rejets d'effluents endommageant les lacs, les cours d'eau et les milieux humides en modifiant les caractéristiques physico-chimiques, voire la disponibilité en eau.

L'analyse d'un bassin versant est un outil permettant à tous les utilisateurs de l'eau, de l'individu pratiquant une activité récréotouristique à l'entreprise qui est tenue de s'assurer des normes environnementales en vigueur et de la qualité des effluents de production, d'obtenir une meilleure compréhension de l'ensemble des ressources hydriques.

Le défi de cette analyse d'impacts sur l'eau est double. Il représente une première phase qui consiste à répertorier les problématiques et une seconde, qui demande de sensibiliser les différents acteurs à la collaboration au niveau de la mise en œuvre de solutions concrètes.

Les fondements de la cogestion de l'eau et ses défis

Selon les lois fédérales, les ressources hydriques, c'est-à-dire les eaux de surface et les eaux souterraines, appartiennent à la juridiction provinciale. Celles-ci assument donc de nombreuses responsabilités, dont l'approvisionnement en eau potable. Les responsabilités du gouvernement fédéral se limitent aux actions susceptibles de causer des répercussions sur l'économie nationale et sur l'environnement. Les eaux qui se trouvent sur les terres fédérales de même que les eaux des parcs nationaux et les eaux présentes sur les réserves autochtones du Canada relèvent également de la juridiction fédérale.

Ces deux paliers gouvernementaux mettent en place la réglementation et les normes en ce qui a trait à l'eau. Toutefois, les acteurs de l'eau présents sur le territoire possèdent également diverses responsabilités au niveau de la gestion intégrée de l'eau. L'eau est l'affaire de tous et cela ne peut pas être plus clairement exprimé que par l'imbroglio que représente la gestion de l'eau au Québec. Différents ministères sont impliqués dans la gestion de l'eau selon son usage et son état.

En effet, l'eau présente dans l'atmosphère intéresse Environnement Canada et les météorologues tandis que l'eau qui ruisselle et irrigue les terres concerne la gestion du MAPAQ. Cette même eau alimente également les fossés, lesquels sont sous la responsabilité des gestionnaires du secteur routier (ex.: municipalité, MTQ, etc.). Alors que dans le cours d'eau, le MFFP, le MERN et Environnement Canada s'occupent de l'habitat du poisson. Si l'eau déborde et inonde le sol, le MSP et le MAMOT s'en inquiètent. La recherche de l'eau souterraine, qui alimente majoritairement la population en Abitibi-Témiscamingue, est aussi du domaine de la recherche scientifique, des universités et donc du MELS. L'eau dans nos réseaux d'aqueduc est gérée par le MAMOT, qui voit également à son traitement avant de la retourner dans les rivières. C'est le rôle du MDDELCC et Environnement Canada de veiller à la qualité des effluents de toutes les activités. Enfin, la stratégie du ministère du Tourisme repose en grande partie sur la valorisation des cours d'eau et des lacs.

Une collaboration entre les juridictions fédérales, provinciales et municipales rend possible la gestion intégrée de l'eau et celle-ci doit s'exercer à plusieurs niveaux tels que l'acquisition de connaissances, la surveillance, la protection, la mise en valeur et la restauration. La ligne de partage entre les responsabilités municipales, régionales ou provinciales est souvent imprécise.

La gestion intégrée de l'eau ne se reflète pas dans le cadre législatif qui impose de jongler avec 17 lois assorties de règlements d'application et autres procédures de mise en application.

Une attention particulière doit être portée au milieu aquatique qui est le récepteur des contaminants de l'air et des sols¹.

Méthodologie de l'élaboration du diagnostic du bassin versant de la rivière Harricana

Ce diagnostic a été élaboré d'après les informations présentées dans le portrait du bassin versant de la rivière Harricana ainsi que les cartes associées (soit *Hydrographie*, *Organisation territoriale*, *Activités économiques* et *Milieus sensibles*). Le portrait est un état de situation des activités qui prennent place sur le territoire de la zone de gestion Abitibi-Jamésie et qui ont un impact positif ou négatif en termes de qualité, quantité ou usage de l'eau. Le présent diagnostic s'apparente à une étude d'impact.

La caractérisation des indices de pollution provenant des divers secteurs d'activité mènera à un diagnostic qui permettra d'évaluer des solutions viables. Le diagnostic des ressources en eau permet l'analyse des résultats et par recoupement de données, leur interprétation.

Cependant, le volume d'informations de base telles que des données de mesures de qualité et de quantité de l'eau fait défaut, et poser un diagnostic de l'eau est ambitieux. Ce rapport ne repose pas sur les assises scientifiques souhaitables en vue de fixer des objectifs de réduction de charges. Ainsi, l'étude d'impact que pourrait représenter le diagnostic est biaisée par des lacunes dans l'accessibilité et la qualité des données recueillies.

Afin de poser un diagnostic sur la qualité, la quantité ou les usages liés à l'eau, il est nécessaire, dans un premier temps, de s'intéresser aux symptômes manifestes sur le terrain. Par exemple, l'apparition de plus en plus fréquente de cyanobactéries sur les lacs de la région mène à la conclusion qu'une trop grande quantité de phosphore est rejetée dans les lacs.

L'établissement du diagnostic repose également sur une panoplie d'outils propres à des études de gestion intégrée de l'eau. Ainsi, des calculs de charge pour les éléments nutritifs sont disponibles dans la mesure où les données (les intrants) sont fiables.

Dans la troisième et dernière étape du plan directeur de l'eau (voir figure 1), l'Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie élabore un Plan d'action qui consiste en une série d'objectifs clairs permettant d'arrimer à la fois les besoins urgents de l'amélioration de la qualité de l'environnement et les besoins de la population locale. Le plan d'action offre une vision à la fois spatiale et temporelle des défis de conservation et de restauration liés à l'eau.

¹ Van Coillie, R. (2011). *Écotoxicologie générale et appliquée*. Collections Science de l'environnement, Télé-Université Téluc. ISBN 978-2-7624-2358-7

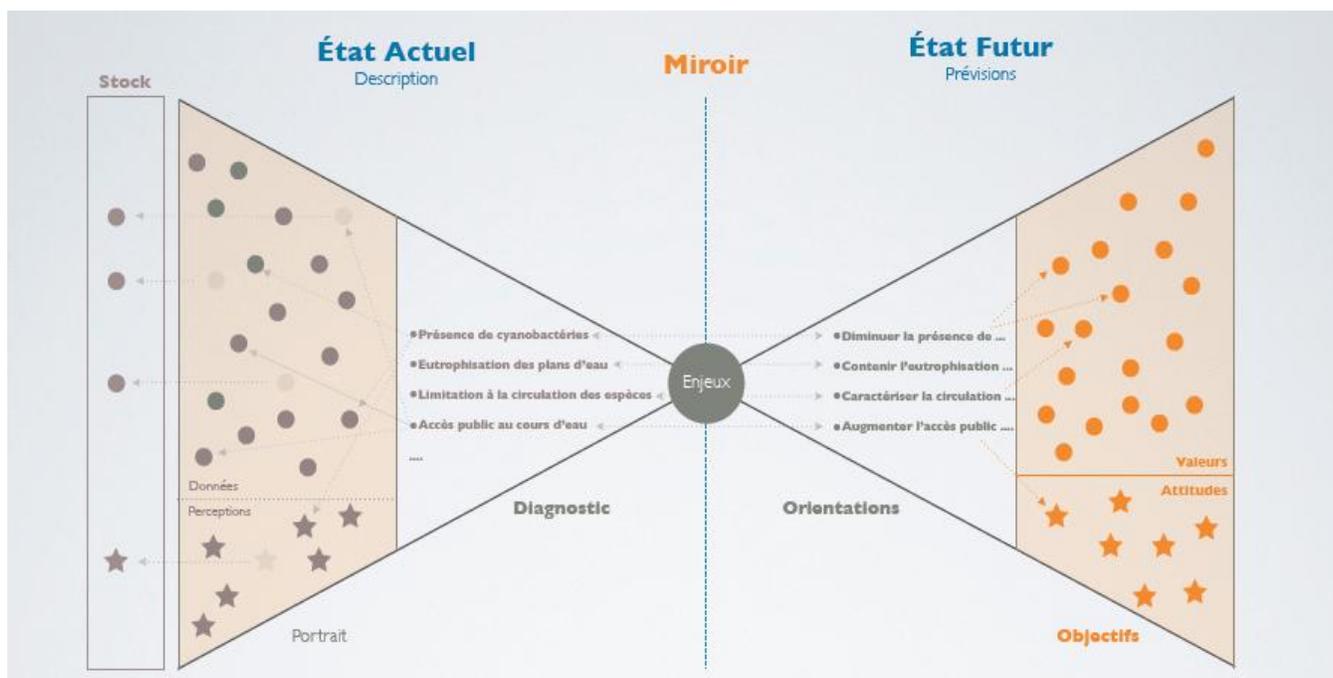


Figure 1: Étapes de conception d'un plan directeur de l'eau (ROBVQ, 2010)

Échelle de travail : le bassin versant

La mise en œuvre de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant trouve sa place dans la méthodologie de travail qui est adoptée pour la rédaction du diagnostic. La rédaction du portrait a pris en compte cette perspective en présentant les données dans un premier temps sur chacun des bassins versants et, dans un deuxième temps, en répertoriant chaque donnée par rapport à un sous-bassin versant.

La limite topographique qui découpe les territoires de chaque bassin versant, en l'occurrence les lignes de crête, détermine les limites des zones de gestion de l'eau par bassin versant. Il faut comprendre le bassin versant comme une unité de gestion intégrale de l'eau de surface.

Toute limite territoriale comprise à l'intérieur d'un bassin versant consiste en une partie du bassin versant, que cette limite soit municipale ou géomorphologique. Les limites d'une terre agricole, par exemple, ne peuvent consister en l'unité de travail de la gestion de l'eau.

Les conclusions d'un groupe de travail² sur la gestion des cours d'eau par les MRC suggèrent, à plusieurs égards, que la gestion des certificats d'autorisations ainsi que la planification de l'entretien d'un cours d'eau devraient se faire à l'échelle d'un bassin versant.

En conséquence, après une analyse de la situation sur le terrain, à l'intérieur du bassin versant de la rivière Harricana, il apparaît que l'échelle de travail la plus appropriée est celle du bassin versant de niveau 2. Comme présenté dans le chapitre 1- *Description du réseau hydrographique* du portrait du bassin versant de la rivière Harricana, les sous-bassins versants de niveau 2 sont au nombre de onze : Bourlamaque, Davy, Octave, Adam, Samson, Gale, Angle, Plamondon, Milky, Berry et

² Gouvernement du Québec, ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (2012). *Rapport du groupe de travail sur la gestion des cours d'eau municipaux*. ISBN 978-2-550-65590-9. Repéré à http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/documentation/rapport_cours_d_eau.pdf

Turgeon. Certaines institutions spécialisées dans les réseaux hydrographiques comme Géobase considèrent le territoire drainé par la rivière Turgeon comme un bassin versant de niveau 1 au même titre que la rivière Harricana, cependant le MDDELCC, dans sa politique de gestion intégrée de l'eau, recommande l'intégration de ce territoire dans le bassin versant de la rivière Harricana.

Le découpage en niveau 2 couvre 70,7 % de la superficie totale du bassin versant de la rivière Harricana; la superficie restante [29,3 %], désignée dans le diagnostic par « zone hors sous-bassin », n'est pas considérée par ce découpage. Cette zone couvre une partie au sud du bassin versant, l'est ainsi qu'une partie au nord. Le découpage de cette zone en bassin versant d'ordres inférieurs est possible, mais s'avère complexe. Dans le futur, un découpage en niveaux inférieurs [ex. : niveau 3] est souhaitable afin de pouvoir analyser certaines problématiques à une échelle plus fine.

Équipe de travail : les acteurs de l'eau

Afin que le diagnostic soit le plus exhaustif possible, l'Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie a aussi consulté plusieurs acteurs de l'eau que ce soit à l'échelle locale ou régionale.

Dans la mesure du possible, les problématiques et les enjeux identifiés lors de la rédaction du diagnostic ainsi que les principales actions prioritaires ont été discutés et validés avec des représentants des différentes directions ministérielles régionales du MAPAQ, MDDDELCC, MAMOT et des acteurs locaux à savoir des représentants de groupes-conseils agricoles, des chercheurs universitaires, des groupes de citoyens, etc.

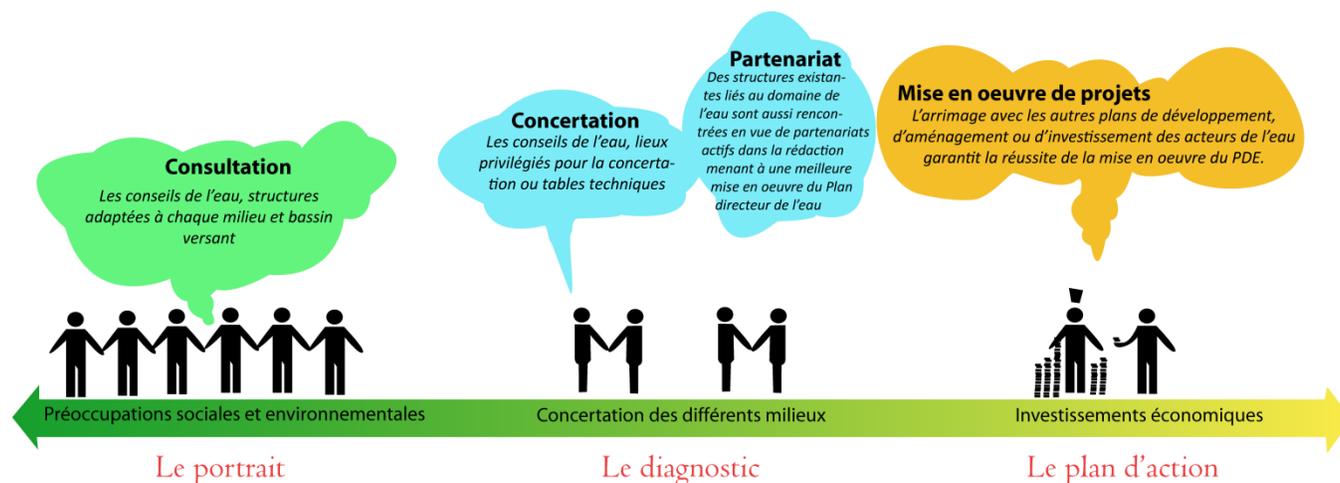


Figure 2 : Illustration des étapes du Plan directeur de l'eau dans la société civile

CHAPITRE A – PRESSIONS DE POLLUTION EXERCÉES SUR LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA

A.1 Pressions de pollution exercées par le secteur industriel

A.1.1 L'industrie minière

L'industrie minière est la plus importante activité économique présente sur ce bassin versant (voir la figure 3). La rivière Harricana prend sa source dans cette zone fortement minéralisée et industrialisée.

L'histoire de l'activité minière dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue remonte au XVII^e siècle, mais c'est à partir de 1910 que le développement minier débute véritablement. En effet, des prospecteurs miniers ontariens ont décidé de suivre la faille de Cadillac et ont pu ainsi découvrir les plus importants gisements aurifères de la région³. À travers les années, plusieurs gisements ont été exploités; outre des mines d'or, des mines de cuivre, de zinc, d'argent et de molybdène ont aussi été opérées. La faille de Cadillac abritait la majorité des gisements exploités orientant le développement urbain de proximité et les mines des plus importantes villes de la région.

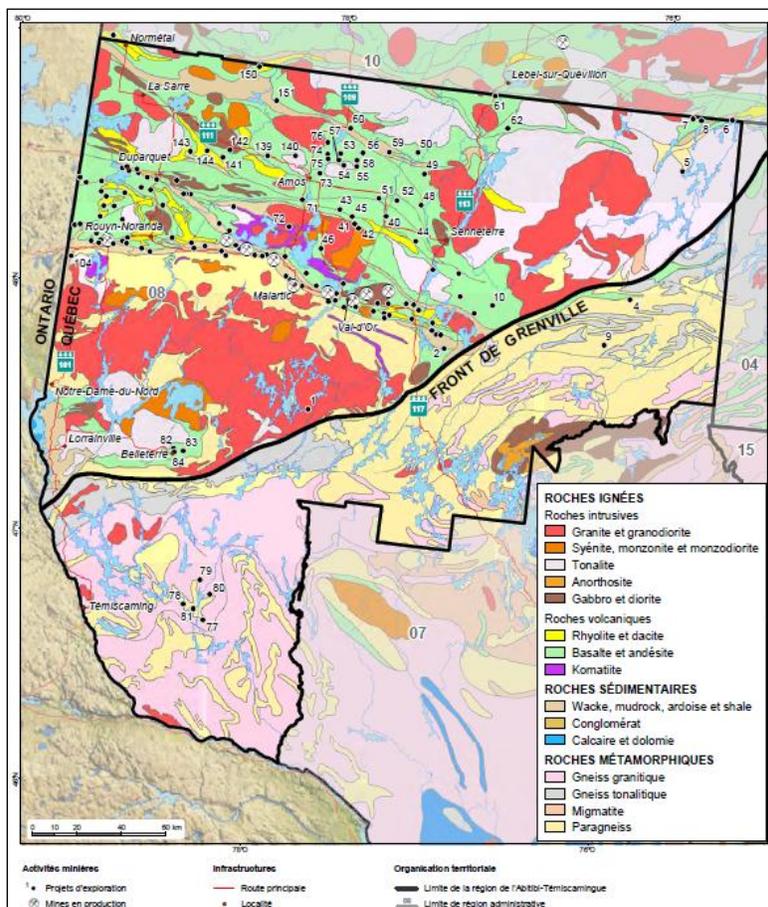


Figure 3: Portrait de l'activité minière en Abitibi-Témiscamingue

³ Gourd, B.-B. (1978). Mines et syndicats en Abitibi-Témiscamingue 1910-1950 (Mémoire de maîtrise de l'Université d'Ottawa). Repéré à : <http://depositum.uqat.ca/356/1/benoitbeaudrygourd.pdf>

A.1.1.1 État de situation et évolution de l'activité minière

Bien que différents types de gisements aient été exploités durant de longues années dans le bassin versant de la rivière Harricana (le cuivre, le zinc, le molybdène, le lithium, etc.), les gisements aurifères présents au niveau de la faille de Cadillac et au nord du bassin versant représentent le principal potentiel minier exploité dans la région. D'ailleurs, toutes les mines d'or présentement actives au Québec, se concentrent dans le bassin versant de la rivière Harricana.

De 2011 à 2012, le nombre de mines d'or actives est passé de 10 à six (6)⁴. Selon les données de la même période fournies par Environnement Canada, 46 mines sont tombées en arrêt de production ou ont fermé en 2012 contre 40 en 2011. Au courant de l'année 2013, au moins deux mines ont repris leurs activités, Québec Lithium et Goldex, alors que les activités à la mine Kiena ont été suspendues.

La carte *Activités minières* jointe en annexe 3 représente l'état de situation de l'activité minière sur le bassin versant de la rivière Harricana selon les données de 2012. La carte montre que l'exploitation des mines de métaux se concentre au niveau des sous-bassins versants des rivières Milky et Bourlamaque, contigus à la ligne de partage des eaux qui sépare le réseau hydrographique du Saint-Laurent de celui de la Baie-James. En date de 2012, plus de la moitié des mines fermées (25 mines) se trouvent dans le sud du bassin versant de la rivière Harricana, au niveau des sous-bassins de la rivière Milky (13 mines fermées) et Bourlamaque (12 mines fermées) (voir la figure 4).

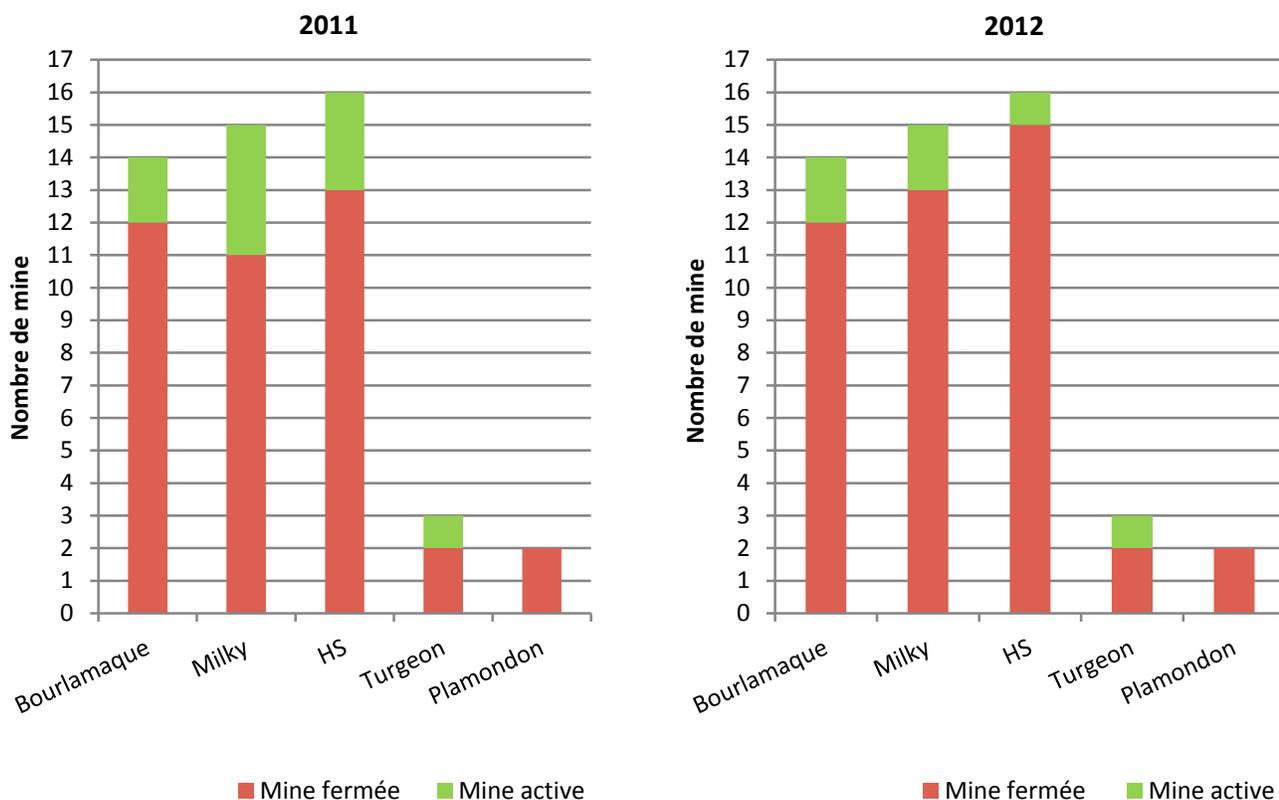


Figure 4 : Répartition des sites miniers par sous-bassins versants (Évolution de la situation entre 2011 et 2012)⁵

⁴MERN, Rapport sur les activités minières au Québec – 2012. Repéré à : <http://www.mrn.gouv.qc.ca/publications/mines/publications/publication-2012-chapitre6.pdf>

⁵ Environnement Canada, 2012. Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2011 Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/Publications/46B34093-B1E0-4B3C-9C70-31B361106D56/EvaluationSommaireDeLaPerformanceDesMinesDeMetaux2011.pdf>

Les dix gisements aurifères exploités en 2011 sur le bassin versant de la rivière Harricana sont soumis au *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM). En 2009, dix mines sont visées par le REMM dont une n'est plus en activité (Usine de Malartic) alors qu'en 2010 ce nombre est réduit à neuf mines, toutes en activités (voir tableau 1).

Concernant les parcs à résidus miniers, plusieurs sont encore en cours d'utilisation et développés pour le besoin actuel des mines en activité et certains sont des extensions d'anciens parcs à réhabiliter.

Tableau 1 : Liste des exploitations minières sur le bassin versant de la rivière Harricana visées par le Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) et leur statut⁶

Sous-bassin versant	Nom du site/exploitant	Type d'exploitation	Procédé ⁷	Lieu du traitement	Statut (2009) ⁸ , (2010) ⁹ , (2011) ¹⁰ , (2012) ¹¹
Bourlamaque	Beaufor/Richmont Inc	Souterraine	Extraction minière seulement	Usine Camflo (Milky)	Active
	Lac Herbin (Alexis)/Alexis Minerals Corporation	Souterraine		Usine Aurbel	Active
Milky	Canadian Malartic/Corporation Minière Osisko	À ciel ouvert	Cyanuration	Sur place	Active de 2011 à 2012
	Malartic (Usine)/MERN	Usine de traitement	Séparation par gravité, flottation et cyanuration	Sur place	Fermée
	Kiena/Wesdome Ltée	Souterraine	Cyanuration	Sur place	Active de 2009 à 2012
	Goldex/Agnico-Eagle Ltée	Souterraine	Séparation par gravité et flottation	Sur place	Active de 2009 à 2011
	Camflo/Richmont Inc	Usine de traitement	Cyanuration	Sur place	Active de 2009 à 2011
Hors sous bassin	Lapa/Agnico-Eagle Ltée	Souterraine	Extraction minière seulement	Usine La Ronde	Active de 2009 à 2012
	Géant Dormant/Ressources Cadiscor Inc.	Souterraine	Cyanuration	Sur place	Active de 2009 à 2011
	Sigma/Century Mining Corporation	À ciel ouvert/Souterraine	Cyanuration	Sur place	Active de 2009 à 2011
Turgeon	Casa Berardi/Hécla Québec	Souterraine	Cyanuration	Sur place	Active de 2009 à 2012

⁶MERN. (2012). Rapport sur les activités minières au Québec – 2012. Repéré à :

<http://www.mern.gouv.qc.ca/publications/mines/publications/publication-2012-chapitre6.pdf> (consulté le 21 août 2013).

⁷Environnement Canada. (2012). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2011. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/Publications/46B34093-B1E0-4B3C-9C70-31B361106D56/EvaluationSommaireDeLaPerformanceDesMinesDeMetaux2011.pdf> (consulté le 21 août 2013).

⁸Environnement Canada. (2010). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2009 Repéré à : http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En49-15-19-fra.pdf (consulté le 21 août 2013).

⁹Environnement Canada. (2011). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2010. Repéré à : http://www.ec.gc.ca/doc/publications/pollution/COM1413/p7_2f.htm (consulté le 15 octobre 2013).

¹⁰Environnement Canada. (2012). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2011 Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/Publications/46B34093-B1E0-4B3C-9C70-31B361106D56/EvaluationSommaireDeLaPerformanceDesMinesDeMetaux2011.pdf> (consulté le 21 août 2013).

¹¹Le rapport d'évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2012 n'est pas encore disponible (octobre 2013).

CARACTÉRISATION DES AIRES D'ACCUMULATION DE REJETS MINIERS

Selon les données de 2012, il est possible de compter dans le bassin versant de la rivière Harricana 27 sites d'accumulation de rejets miniers¹².

Ces sites correspondent à des parcs à résidus miniers ou des haldes à stériles. Parfois ceux-ci regroupent plus d'une aire d'accumulation et, dans certains cas, chevauchent deux sous-bassins versants. Au total, ces aires d'accumulation de rejets miniers occupent une superficie de 3 029 ha, parmi lesquelles cinq sites sont actifs et contrôlés. Cette superficie concentre également 22 sites inactifs, 15 restaurés (ou en voie de restauration) et sept (7) non restaurés (voir le tableau 2 et la carte *Aires d'accumulation des résidus miniers* à l'annexe 4).

Ces aires d'accumulation se trouvent essentiellement le long de la faille de Cadillac, dans les sous-bassins de la rivière Bourlamaque et Milky, et représentent 70 % de la superficie totale des aires d'accumulation. Le reste de ces aires se trouve soit dans la portion désignée « hors sous-bassins » vers le centre et le nord du bassin versant, ou dans les sous-bassins versants de la rivière Plamondon et Turgeon comme l'illustre la figure 5, située à la page 10.

La caractérisation des types d'aires d'accumulation¹³ peut être déclinée comme suit :

- aires actives et utilisées signifie que le propriétaire est identifié et doit, depuis 1995, mettre en œuvre un plan de restauration avec une garantie financière. Les effluents des parcs actifs sont contrôlés et doivent respecter les normes de la directive minière 019 du MDDELCC. Depuis 1993, le pourcentage de conformité des effluents se maintient au-dessus de 93 %;
- aires inactives indique qu'il est possible d'enjoindre celui qui a produit les résidus miniers à déposer un plan de restauration et d'effectuer les travaux. Une aire inactive ne reçoit plus de résidus miniers;
- aires restaurées réparties sur des sites miniers signifie qu'elles ont été rétrocédées à l'État entre 1967 et 1985;
- aires abandonnées communément appelées parcs orphelins indique qu'il n'existe pas de responsable connu ou solvable. Certains de ces sites peuvent être partiellement restaurés, d'autres ne l'ont jamais été. Dans tous les cas, aucun certificat de libération n'a été accordé au propriétaire de la part du MERN. Ces aires sont jugées comme étant prioritaires et à restaurer par l'État.

¹² Travail réalisé en collaboration avec Robert Lacroix, Direction des de la restauration des sites miniers au Ministère des Ressources naturelles

¹³ CBVRB. (2009). Plan directeur de l'eau de la rivière Bourlamaque.

Tableau 2 : Listes des aires d'accumulation des rejets miniers (données de 2012)

EMPLACEMENT	Nom du parc	Description	État	Caractérisation	Superficie (ha)	
					Sous-bassin	totale
SOUS-BASSIN VERSANT MILKY	Camflo	Étang d'épuration	Actif et contrôlé	/	121	121
	East Malartic	Étang d'épuration	Restauré	Acide	685	733
	Goldex Sud	/	Actif et contrôlé	/	29	29
	Kiena	Étang d'épuration	Actif et contrôlé	/	84	84
	Siscoe	/	Non Restauré	En voie de caractérisation	26	26
	Sullivan	/	Restauré	Acide	5	5
	Terrains Auriferes A	Halde	Restauré	Neutre/Basique	174	174
	Terrains Auriferes B	Halde	Restauré	Acide	18	18
SOUS-BASSIN VERSANT BOURLAMAQUE	Aurbel	/	Actif et contrôlé	/	24	24
	Beaufort	Halde	Restauré	Neutre/Basique	40	40
	Courvan	/	Non Restauré	Acide	11	11
	Dorval	Halde	Non Restauré	Neutre/Basique	35	35
	East Sullivan	Étang d'épuration	Restauré	Acide	220	220
	Lamaque	Halde	Restauré	Neutre/Basique	172	226
	Louvicourt	/	Restauré	Neutre/Basique	120	120
	Lucien C Beliveau	Halde	Restauré	Neutre/Basique	57	57
	Manitou	Halde	Restauré	Acide	140	140
	Rainville	/	Restauré	Neutre/Basique	19	19
	Sigma	Étang d'épuration	Non Restauré	Neutre/Basique	108	153
	Simkar	/	Non Restauré	Neutre/Basique	39	39
SOUS-BASSIN VERSANT TURGEON	Casa Berardi	Étang d'épuration	Actif et contrôlé	/	50	50
	Selbaie	Halde	Restauré	Acide	440	440
SOUS-BASSIN VERSANT PLAMONDON	Poirier	Halde	Restauré	Acide	44	44
	Telbel	Halde	Restauré	En voie de caractérisation	35	183
HORS SOUS- BASSIN VERSANT	Lapa	/	Non Restauré	En voie de caractérisation	3	3
	Molybdenite Corp	Halde	Non Restauré	Neutre/Basique	26	26
	Quebec Lithium	/	Restauré	Neutre/Basique	9	9
	East Malartic	Étang d'épuration	Restauré	Acide	48	733
	Lamaque	Halde	Restauré	Neutre/Basique	54	226
	Sigma	Étang d'épuration	Non Restauré	Neutre/Basique	45	153
	Telbel	Halde	Restauré	En voie de caractérisation	148	183

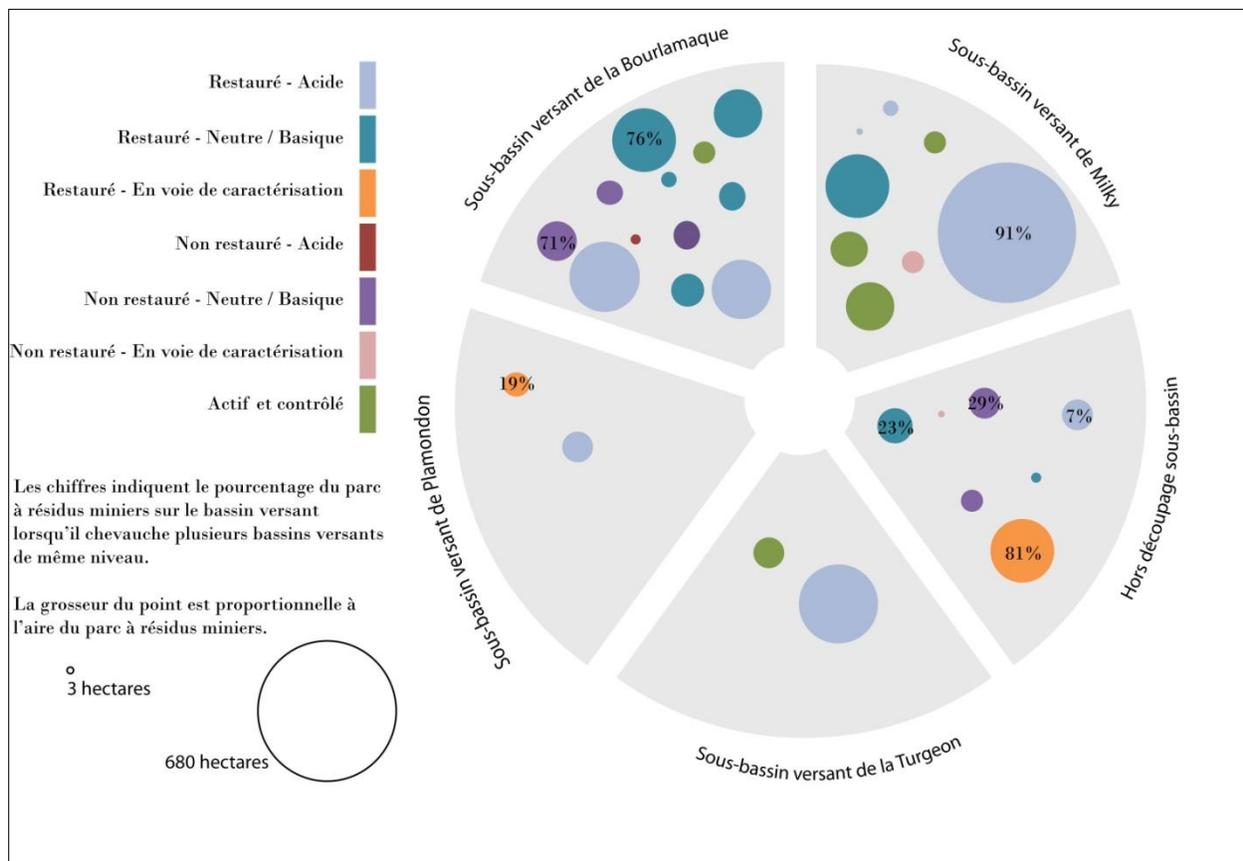


Figure 5: Répartition des aires d'accumulation des résidus miniers par sous-bassin en 2012

Le graphique de la figure 5 montre la répartition des aires d'accumulation des résidus miniers (parcs à résidus et haldes à stériles) sur les différents sous-bassins versant. Parmi les 27 parcs à résidus miniers existants, huit (8) sont à caractères acides, 11 sont neutres ou basiques et huit (8) n'ont pas encore été caractérisés. Un parc à résidus miniers acides n'est pas encore restauré; il s'agit du parc Courvan de Mines Richmond situé à environ 27 kilomètres au nord-est de la ville de Val-d'Or. Ce parc est caractérisé par la présence de cyanure (CN), de mercure (Hg), et de plusieurs autres métaux.

Un enjeu environnemental majeur lié aux sites de rejets miniers concerne le contrôle du risque de contamination des eaux et des sols par les substances chimiques contenues dans les résidus. En effet, lorsqu'ils ne sont pas convenablement aménagés et entretenus, les parcs à résidus miniers et les aires d'accumulation de stériles peuvent provoquer de lourds dégâts sur l'environnement. Les haldes à stériles, lorsqu'elles ne sont pas bien aménagées, peuvent générer des eaux de ruissellement contaminées. Lors de la rupture d'une digue d'étang, les eaux chargées en contaminants risquent d'atteindre les eaux de surface par ruissellement, la nappe phréatique par infiltration et ainsi contaminer les eaux et les sols. La rupture de digues pourrait également constituer un danger au niveau des infrastructures routières et menacer la sécurité des utilisateurs des routes.

À ce jour, en l'absence d'une caractérisation complète et à jour des sites miniers non restaurés (abandonnés ou rétrocédés à l'État), il s'avère difficile de cerner les impacts actuels sur l'environnement. Il est donc essentiel de réaliser un état de situation des sites miniers abandonnés afin de pouvoir cerner les éventuels risques environnementaux et prioriser des mesures de prévention et d'atténuation.

Les contaminants potentiellement retrouvés dans les parcs à résidus miniers comprennent le mercure, l'arsenic, le cuivre, le zinc, des cyanures ainsi que diverses autres substances chimiques pouvant induire du drainage minier acide (DMA). Au total, neuf (9) sites contaminés ont été recensés sur le bassin versant de la rivière Harricana (voir le tableau 3).

Tableau 3 : Listes des sites de rejets miniers abandonnés avec présence de contaminants

Sous bassin	Site de rejets miniers	Type	Caractérisation ¹⁴	Contaminants présents ¹⁵
Bourlamaque	Courvan	Parc à résidus miniers	Acide	Cyanure (CN-), Mercure (Hg), Métaux
	Manitou*	Parc à résidus miniers	Acide	-
	Sigma**	Étang d'épuration	Neutre/Basique	Cyanure (CN-), Métaux
	Simkar	-	Neutre/Basique	-
	Dorval	Halde à stérile	Neutre/Basique	Mercure (Hg), Métaux
Milky	Siscoe	Parc à résidus	En cours	Mercure (Hg), Métaux
Hors sous-bassin	Lapa	Parc à résidus	En cours	Arsenic (As), Mercure (Hg)
	Molybdénite Corp	Halde	Neutre/Basique	-
	Sigma**	Étang d'épuration	Neutre/Basique	Cyanure (CN-), Métaux

* En cours de restauration dans le cadre d'un partenariat public privée

** Parc à résidus miniers situés en partie dans le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque et dans la zone classée hors sous-bassin

LES SITES MINIER ABANDONNÉS, UN HÉRITAGE À CARACTÉRISER ET À GÉRER

En 2006, le gouvernement a lancé un plan d'action pour la réalisation d'un inventaire des sites miniers contaminés relevant de la responsabilité de l'État; celui-ci comprend les sites rétrocedés, libérés ou abandonnés. L'inventaire devait être complété au 31 mars 2011¹⁶. Toutefois, suite au changement du gouvernement, le plan d'action n'a pas été achevé et plusieurs données relatives à la caractérisation des sites miniers sont encore à valider ou à compléter¹⁷. L'état actuel de la caractérisation des sites abandonnés est publié sur le site Internet du MERN¹⁸.

Certains sites ont des problèmes de stabilité physique et chimique et présentent des risques importants pour l'environnement. Un état de situation des sites miniers, plus précisément sur les sites abandonnés, devrait être réalisé afin d'identifier leurs impacts actuels et potentiels et prioriser des actions de restauration.

Selon les données publiées par le MERN¹⁹, les travaux de restauration ont été entrepris en priorité sur les sites identifiés comme étant les plus problématiques. Sur le bassin versant de la rivière Harricana, des ententes de partenariats entre le secteur privé (compagnies minières) et l'État ont été signées avec comme objectif la restauration de sites miniers abandonnés. Dans la mesure du possible, le ministère favorise l'aménagement de parcs à résidus sur des aires d'accumulation déjà existantes, non restaurées, se trouvant à proximité. Ceci permet à l'État et à la compagnie minière de réaliser des économies importantes (coûts de gestion des sites, coûts d'aménagement de nouveaux parcs à résidus, etc.) et de limiter les impacts sur l'environnement. Dans le bassin versant de la rivière Harricana, deux sites miniers ont été inscrits dans le cadre de tels partenariats, il s'agit du site orphelin Manitou, repris par la mine Goldex de la compagnie Mines Agnico Eagle, et de East Malartic, repris par la compagnie aurifère Osisko (maintenant Canadian Malartic).

¹⁴Données complétées en collaboration avec le MERN (MRN).

¹⁵MDDEFP. (2013). Répertoire des dépôts de sols et de résidus industriels. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/residus_ind/resultats.asp

¹⁶MERN. (2012). Rapport sur les activités minières au Québec – 2012. Repéré à :

<http://www.mern.gouv.qc.ca/publications/mines/publications/publication-2012-chapitre7.pdf> (consulté le 21 août 2013).

¹⁷ Robert Lacroix, MERN. Communication personnelle (septembre 2013).

¹⁸MERN. (2013). Liste des sites miniers abandonnés. Repéré à : <http://www.mern.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites-miniers-abandonnes.jsp#abitibitemiscaminque> (consulté le 21 août 2013).

¹⁹MERN. Restauration des sites miniers. Repéré à : <http://www.mern.gouv.qc.ca/mines/restauration/restauration-sites.jsp> (consulté le 21 août 2013).

QUALITÉ DES EFFLUENTS MINIER S

Les données relatives à la qualité des effluents miniers sont fournies annuellement par les gouvernements fédéral et provincial. Environnement Canada publie sur son site Internet une « Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux » alors que le MDDELCC produit et met en ligne son « Bilan annuel de conformité environnementale – Les effluents liquides du secteur minier » présentant la conformité environnementale des effluents des mines actives et inactives²⁰ du Québec au regard de leur certificat d'autorisation ou de leur attestation d'assainissement délivrés en vertu de la LQE.

Conformité environnementale des effluents miniers aux exigences du gouvernement fédéral

Les rapports d'évaluation sommaire publiés par Environnement Canada pour les années 2009²¹, 2010²² et 2011²³ fournissent des renseignements sur les résultats des suivis effectués sur les effluents des installations minières. Il s'agit entre autres des suivis de concentrations moyennes mensuelles en substances nocives, du pH et d'essais de létalité aiguë des effluents miniers.

Sur les dix installations minières assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM)²⁴ en 2009, quinze effluents miniers finaux (se jetant dans l'environnement) ont été suivis, treize en 2010, pour les neuf installations minières visées par le REMM, et quatorze en 2011 pour les dix minières souscrites dans le programme de suivi (tableau 4); une installation minière peut comporter plus d'un effluent final. Ces effluents se situent essentiellement dans le sous-bassin versant de la rivière Milky (environ la moitié); dans la partie centrale et est du bassin versant de l'Harricana (zone classée hors sous-bassin), dans le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque et dans le nord-ouest au niveau du sous-bassin versant de la rivière Turgeon.

Tableau 4 : Nombres de mines assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM) et la quantité d'effluents suivis en 2009, 2010 et 2011

Année	2009	2010	2011
Mines assujetties au REMM	10	9	10
Mines en activité	9	9	10
Effluent suivi	15	13	14
Nombre de dépassements	1	0	2

Le graphique de la figure 6 montre l'évolution de la durée des rejets (nombre de mois de rejet) pour les trois années de suivi.

²⁰ Les effluents des mines inactives suivis par le MDDELCC proviennent des aires d'accumulation de résidus miniers (stériles et résidus de traitement du minerai) qui n'ont pas encore été rétrocédées à l'État (i.e. qui n'a pas fait l'objet d'un certificat de libération délivré par le MERN), ainsi que certaines aires abandonnées sous la responsabilité de l'État et visées par un certificat d'autorisation.

²¹ Environnement Canada. (2010). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2009. Repéré à : <http://publications.gc.ca/site/eng/9.599260/publication.html> (consulté le 21 août 2013).

²² Environnement Canada. (2011). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2010. Repéré à : http://www.ec.gc.ca/doc/publications/pollution/COM1413/p7_2f.htm (consulté le 15 octobre 2013).

²³ Environnement Canada. (2012). Évaluation sommaire de la performance des mines de métaux assujetties au Règlement sur les effluents des mines de métaux en 2011. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/Publications/46B34093-B1E0-4B3C-9C70-31B361106D56/EvaluationSommaireDeLaPerformanceDesMinesDeMetaux2011.pdf> (consulté le 21 août 2013).

²⁴ Gouvernement du Canada. (2002). Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM). Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/> (consulté le 17 août 2013).

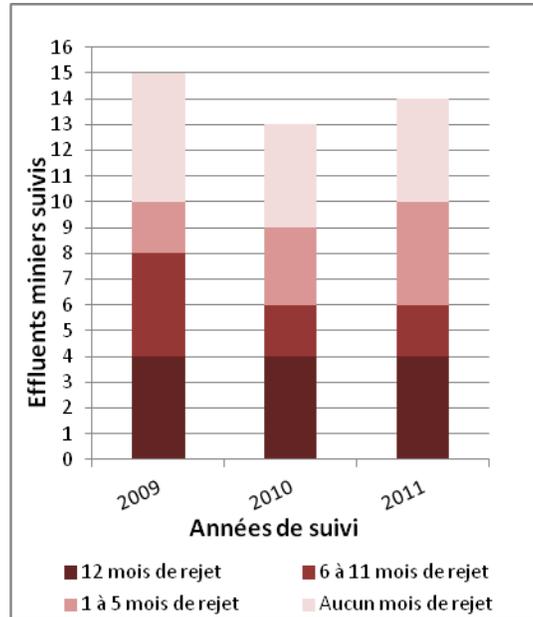


Figure 6: Nombre de mois présentant des rejets d'effluents miniers finaux des installations minières assujetties au REMM

D'après les résultats des suivis de la qualité des effluents des mines de métaux visées par le REMM, un seul dépassement des limites prescrites, pour les substances nocives, a été signalé dans les mesures de concentrations moyennes mensuelles pour l'année 2009. Ce dépassement concerne la concentration moyenne mensuelle des solides en suspension (MES), et ce au niveau de *l'effluent du parc à résidu minier de la mine Goldex*. La concentration moyenne du mois d'avril était de **37,40 mg/L** ce qui dépasse largement le seuil de **15 mg/L** (concentration moyenne mensuelle maximale permise pour le total des solides en suspension dans l'effluent minier) fixé par le REMM.

En 2010, aucun dépassement n'a été signalé pour les concentrations des substances nocives et du pH dans les différents effluents miniers suivis. Toutefois, deux dépassements pour la concentration moyenne mensuelle des solides en suspensions ont été signalés pendant l'année 2012. Le premier a été remarqué au niveau de *l'effluent final du parc à résidus miniers de la mine Goldex*, dont la concentration moyenne des solides en suspension du mois d'avril était de **22,89 mg/L**, et le deuxième au niveau de *l'effluent final de l'usine Camflo*, où une concentration de solides en suspension de **16,25 mg/L** a été enregistrée pour le mois d'avril. Les deux mines concernées par ces dépassements sont localisées dans le sous-bassin versant de la rivière **Milky**.

Pour les autres substances nocives (arsenic, cuivre, cyanures, plomb, nickel, zinc, et le radium 226) et le pH, aucun dépassement n'a été signalé au niveau des effluents des installations minières assujetties au REMM, au cours des années 2009, 2010 et 2011.

En plus du suivi des concentrations des effluents miniers en substances nocives et de leur pH, le REMM exige la réalisation des essais de détermination de la létalité aiguë chez la truite arc-en-ciel. Conformément au REMM, le suivi de la létalité aiguë se fait obligatoirement pour la truite arc-en-ciel (les bio-essais sur la *Daphnia magna* ne sont pas obligatoires). Les résultats des essais de suivi effectués pendant les années 2009, 2010 et 2011 sur les différents effluents des installations minières concernées n'ont montré aucune létalité aiguë chez la truite arc-en-ciel. Aussi, pour la *Daphnia magna* aucun taux de mortalité de plus de 50 % n'a été détecté²⁵.

²⁵ Selon les exigences de suivi de la toxicité en vigueur (Directive 019 et REMM), un effluent est considéré toxique si, lors d'un essai réalisé sur dix truites arc-en-ciel, plus de 50 % des truites meurent lorsqu'elles sont exposées pendant 96 heures à cet effluent non dilué ou si, lors d'un essai réalisé sur une population de *Daphnia magna*, plus de 50 % d'entre elles meurent lorsqu'elles sont exposées pendant 48 heures à cet effluent non dilué.

Conformité environnementale des effluents miniers aux exigences du gouvernement provincial

Les bilans annuels de conformité environnementale des effluents liquides du secteur minier²⁶ produits par le MDDELCC présentent un portrait de la conformité des effluents rejetés par les entreprises minières aux exigences spécifiées dans les certificats d'autorisation (CA), dont le contenu se base sur la Directive 019 sur l'industrie minière²⁷, ou dans les attestations d'assainissement (AA). Les exigences de rejet à l'environnement des AA remplaceront progressivement celles des CA délivrés aux sites miniers qui ont une capacité d'extraction ou de traitement importante de minéral²⁸ et qui sont ainsi susceptibles d'avoir un impact plus important sur l'environnement. En 2011, dans le bassin versant de la rivière Harricana, seul le site Casa Berardi détenait une telle attestation.²⁹

Les paramètres normés qui s'appliquent à la majorité des sites miniers doivent être mesurés à l'effluent final sur une base régulière. Il s'agit de l'arsenic, du cuivre, du fer, du nickel, du plomb, du zinc, des cyanures totaux (lorsqu'applicable), des hydrocarbures pétroliers C10-C50, des MES et du pH. Le débit doit également être mesuré. Au besoin, selon les particularités du gisement, des procédés utilisés et de la sensibilité du milieu récepteur, des exigences supplémentaires peuvent être imposées. Les exigences de rejet inscrites dans les actes statutaires sont comparées aux résultats analytiques d'échantillons instantanés et à des résultats de calcul de moyennes mensuelles. Des essais instantanés de toxicité pour la truite et la daphnie sont également effectués.

Le bilan de conformité environnemental produit en 2014 présente la compilation des données des suivis réalisés durant l'année 2011 pour 14 sites miniers sur le bassin versant de la rivière Harricana. Les suivis compilés ne concernaient que les paramètres de base.

Les résultats de conformité aux exigences de rejet instantanées montrent 1 seul dépassement pour les MES pour l'effluent final de la mine Goldex sur un total de 32 mesures de MES effectuées en 2011³⁰. Il a été souligné 2 autres dépassements pour les hydrocarbures pétroliers (C10-C50) au niveau de l'effluent intermédiaire du site Canadian Malartic, et ce, sur un total de 5 mesures instantanées réalisées; alors qu'aucun dépassement n'a été souligné au niveau du rejet final³¹. Les tests instantanés de toxicités réalisés sur la truite et la daphnie pour les différents effluents n'ont montré aucun cas de non-conformité pour l'année 2011.

En ce qui concerne les suivis des moyennes mensuelles calculées pendant l'année 2011 pour les paramètres de bases, 2 dépassements ont été soulignés pour le pH; le premier a été signalé au niveau de l'effluent final du site minier Canadian Malartic (1 valeur de pH supérieure à la norme parmi 62 valeurs moyennes obtenues en 2011) et le deuxième a été signalé au niveau de l'effluent final de la mine Lamaque (1 valeur de pH inférieure à la norme un total de 261 valeurs moyennes). De plus, 1 résultat non conforme a été noté pour le zinc au niveau de l'un des 2 effluents finaux de la mine Louvicourt parmi 8 valeurs moyennes obtenues en 2011.³²

²⁶ MDDELCC- Direction générale des politiques de l'eau – Direction des eaux industrielles. (2014). Bilan annuel de conformité environnementale 2011 – Les effluents liquides du secteur minier. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines2011/bilan-2011.pdf

²⁷ MDDELCC. (2013). Directive 019 sur les industries minières. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines97/chapitre_2.htm

²⁸ Les sites miniers visés par une AA sont ceux traités à la section VI.2 du chapitre 1 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE). Le décret 515-2002 a assujéti le secteur de l'industrie minérale et de la première transformation des métaux, le 1er mai 2002. Les orientations et le cadre de référence pour la délivrance des AA dans le secteur minier se trouvent sur le site Internet du MDDELCC :

<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/prri/#3>

²⁹ La liste des sites miniers assujéti est publiée par le MDDELCC à l'endroit suivant : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/programmes/prri/tableau2-secteur-industrie-minerale.htm>

³⁰ MDDELCC- Direction générale des politiques de l'eau – Direction des eaux industrielles. (2014). Bilan annuel de conformité environnementale 2011 – Les effluents liquides du secteur minier. Annexe 6. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines2011/bilan-2011.pdf

³¹ *Ibid.*, Annexe 6.

³² *Ibid.*, Annexe 5.

A.1.2 L'exploitation des substances minérales de surface

Les exploitations des substances minérales de surface sont nombreuses et parsemées partout sur le bassin versant de la rivière Harricana. Les substances extraites sont essentiellement le sable, le gravier et la moraine. Ces exploitations sont très présentes au niveau des aquifères granulaires (eskers) formés par les dépôts sédimentaires (sable et gravier) laissés sur place suite au retrait des glaciers.

La surexploitation des substances minérales de surface s'avère menaçante étant donné les risques de dégradation et de contamination des aquifères granulaires. En effet, les dépôts sédimentaires constituent un filtre naturel pour les eaux de pluie et la neige assurant à la fois la protection et la recharge des eaux souterraines stockées au sein de ces formations. Cette eau représente la source principale d'approvisionnement en eau potable pour les municipalités de la région. De plus, des conflits d'usage pourraient être engendrés dans certains cas.

Une exploitation durable et responsable des substances minérales de surface devrait aider à protéger la ressource eau. À ce jour, l'étude hydrogéologique n'est requise que pour les sablières implantées à moins d'un kilomètre d'un puits municipal existant.

Le tableau 5 présente la répartition des sites d'extraction des substances minérales de surface dans le bassin versant de la rivière Harricana.

Tableau 5 : Répartition géographique des sites d'extraction des substances minérales de surface selon les sous-bassins versants de la rivière Harricana

Sous-bassin	Nombre de sites	Substances minérales prélevées
Bourlamaque	10	Sable, gravier, moraine
Davy	4	Gravier
Milky	14	Gravier, sable, argile, moraine, résidu minier inerte
Octave	3	Gravier
Plamondon	1	Gravier
Samson	1	Sable
Turgeon	24	Gravier, sable
Hors sous-bassin	35	Gravier, résidu minier inerte, sable, moraine, terre noire

A.1.3 L'industrie des pâtes et papiers

Sur le bassin versant de la rivière Harricana, une seule usine de pâtes et papiers active est recensée. Celle-ci se trouve à Amos et ces rejets se jettent dans la rivière Harricana. Il s'agit de la scierie ABI: Amos (Produits forestiers Résolu Canada inc.) produisant du papier journal par un procédé thermomécanique (trituration de pâte désencrée). Le traitement des eaux usées se fait par boues activées (attestation d'assainissement délivrée en juillet 2007).

De point de vue réglementaire, l'usine n'est pas assujettie au suivi ÉSEE puisqu'il s'agit d'une scierie.

A.2 Pressions de pollution exercées par le secteur municipal

Les eaux usées municipales représentent une source importante de diverses substances organiques ou minérales vers le milieu aquatique. Sur le bassin versant de la rivière Harricana, il y a neuf stations d'épuration des eaux usées municipales ayant une capacité totale de 45 883 équivalents habitants (EH)³³. En 2012, d'après les données du suivi des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux (SOMAE), les eaux usées de plusieurs résidences, représentant 1 152 personnes, rejettent leurs eaux usées non traitées directement dans une rivière s'écoulant sur le bassin versant de la rivière Harricana. Grâce à des regroupements de bases de données, il est possible d'estimer à près de 7 693 le nombre de résidences isolées branchées à des systèmes individuels de traitement d'eaux usées.

Il est observé que des programmes de financement ont souvent permis la réalisation de réseaux de collecte des eaux usées sans toutefois couvrir les dépenses nécessaires pour une station de traitement.

Les sous-bassins versants qui subissent les plus fortes pressions de pollution municipale sont les sous-bassins situés à la tête de recharge des eaux et caractérisés par un développement urbain et décentralisé (centres urbains et résidences isolées). Il s'agit des sous-bassins versants des rivières Milky, Bourlamaque, Davy et Turgeon.

A.2 .1 Les rejets d'eaux usées

A.2.1.1 Les stations d'épuration

Le Québec a mis sur pied un programme de financement des stations de traitement des eaux usées en 1978 qui a permis d'augmenter le traitement des eaux usées de seulement 2 % du volume total rejeté par les municipalités du Québec dans les années 70 à près de 75 % en 2011³⁴.

La figure 7 illustre les débits saisonniers des différentes stations d'épuration sur le bassin versant de la rivière Harricana. En terme de débit moyen traité, les stations d'épuration des villes de Val-d'Or et d'Amos se trouvent en tête de liste avec des débits moyens allant respectivement au-delà de 10 000 et 15 000 m³/jour.

Aussi, la figure 8 présente les moyennes des mesures mensuelles prises à l'effluent des différentes stations d'épuration sur une période de deux (2) ans. Les mesures mensuelles montrent des dépassements, par rapport aux exigences de rejet, pour certains paramètres. Ces données sont importées des rapports de suivi de performance du SOMAE des années 2010 et 2011.

Il est intéressant de constater que les dépassements ponctuels sont souvent associés à des événements de débordement au niveau des ouvrages de surverses pendant les périodes de fortes pluies ou durant la fonte printanière.

³³ EH : Unité arbitraire de la pollution organique des eaux représentant la qualité de matière organique rejetée par jour et par habitant. Repéré à : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/glossaire.php>. (consulté le 21 juin 2013).

³⁴ Fortin L., (1999). L'assainissement des eaux usées industrielles, Mémoire pour le BAPE. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/eu-ww/default.asp?lang=Fr&n=6E4ACEEE-1>

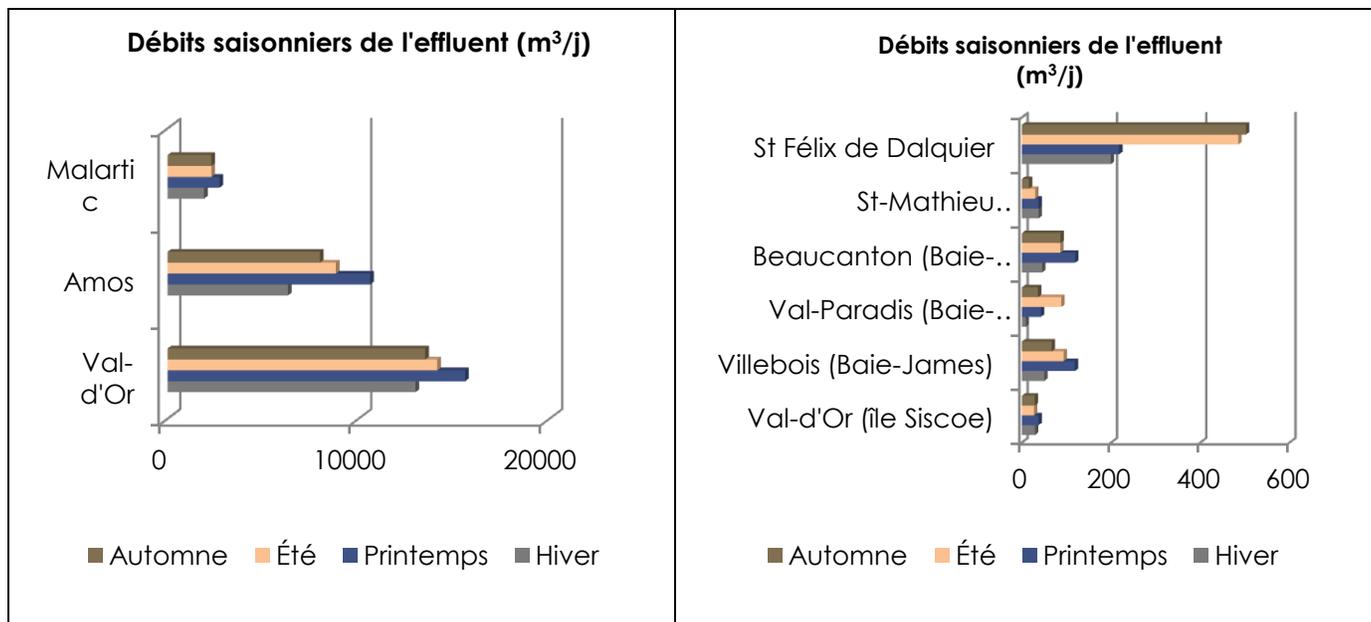


Figure 7 : Débits saisonniers des effluents des stations d'eaux usées (en m3/j)

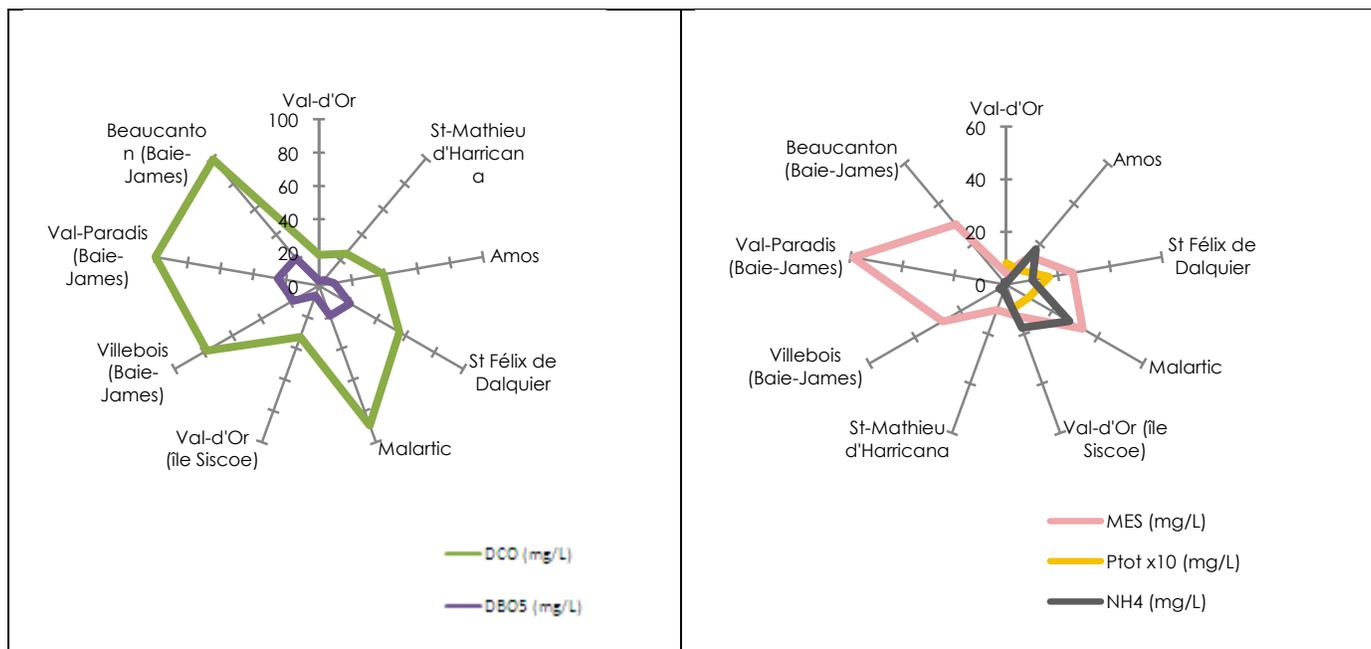


Figure 8 : Paramètres physico-chimiques des effluents des ouvrages municipaux de traitement des eaux usées (en mg/L)

A.2.1.2 Les débordements des réseaux d'assainissement

Les réseaux d'assainissement acheminant les eaux usées vers les stations d'épuration municipales dans le bassin versant de la rivière Harricana sont composés en partie par des égouts unitaires, domestiques (ou sanitaire) et pseudodomestiques (ou pseudoséparatifs) (voir tableau 6).

En fait, les égouts unitaires acheminent toutes les eaux usées (eaux usées d'origine domestique, commerciale, industrielle et pluviale). Les égouts domestiques, appelés encore sanitaires ou séparatifs, collectent les eaux usées résultantes de la consommation d'eau des maisons, des commerces et des établissements industriels. Les réseaux pseudodomestiques ou pseudoséparatifs acheminent à la fois des eaux usées domestiques et certaines eaux pluviales (eaux des drains de fondation et des toitures).

Les stations d'épuration des eaux usées municipales du bassin versant de la rivière Harricana sont principalement de type étangs aérés (3) et non aérés (3). Parmi les neuf stations d'épuration présentes, deux stations seulement effectuent une déphosphatation annuelle (stations de Malartic et d'Amos). La Ville de Val-d'Or prévoit mettre en place un traitement du phosphore d'ici 2017.

Le tableau 6 récapitule les types de réseaux d'assainissement présents sur le bassin versant de la rivière Harricana par municipalité.

Tableau 6 : Types de réseaux d'assainissement dans le bassin versant de la rivière Harricana

Municipalité	Population desservie	Type de réseau	Point de rejet	Points de surverses
Val-d'Or	24 967	U, PS, S	Lac De Montigny	Lac Blouin et Rivière Thompson
Val-d'Or (île Siscoe)	88	D, PD	Lac De Montigny	-
Amos	15 176	U, D, PD	Rivière Harricana	Rivière Harricana
Malartic	4 625	D, PD	Rivière Malartic	Rivière Malartic
St-Mathieu-d'Harricana	144	-	Rivière Harricana	-
St-Félix-de-Dalquier	480	-	-	-
Villebois	149	-	-	-
Val-Paradis	94	-	-	-
Beaucanton	160	-	-	-

U : réseau unitaire

PS ou PD : réseau pseudoséparatif ou pseudodomestique

S ou D : réseau sanitaire ou domestique

Le symbole « — » est utilisé lorsque l'information n'est pas disponible ou inexistante.

Un des principaux inconvénients des réseaux d'égout mixtes (unitaires ou pseudodomestiques) réside dans les débordements ou les surverses qui accompagnent souvent les événements de fortes pluies et les périodes de fonte de neige. Lors des débordements, les eaux usées brutes mélangées aux eaux de ruissellement sont directement déversées dans le milieu récepteur sans passer par la station d'épuration. La construction de réseaux unitaires est actuellement interdite. Le tableau 7 résume, pour les principales stations d'épuration du bassin versant de la rivière Harricana, l'évolution du nombre de surverses durant les années 2010, 2011 et 2012.

Tableau 7 : Nombre de surverses des stations d'épuration des eaux usées municipales entre 2010 et 2012

	Nom de la station	Val-d'Or	Amos	Malartic	St-Félix-de-Dalquier
	Sous-bassin	Milky	Harricana	Harricana	Harricana
	Population desservie	24 967	15 167	4 625	480
	Nombre d'ouvrages de surverses	21	19	5	1
2010	pluie	211	257	3	0
	fonte	4	28	1	0
	urgence	6	17	1	0
	autre	0	0	0	0
	temps sec	0	0	0	0
	total des surverses	221	302	5	0
2011	pluie	257	264	5	0
	fonte	38	70	2	0
	urgence	10	1	4	0
	autre	1	0	0	0
	temps sec	0	0	0	0
	total des surverses	239	335	11	0
2012	pluie	187	192	1	0
	fonte	62	75	2	0
	urgence	2	8	8	0
	autre	0	0	0	0
	temps sec	0	0	0	0
	total des surverses	251	275	11	0

Le nombre de surverses (débordements) des stations d'épuration municipales du tableau 7 est assez élevé (plus de 200 débordements par année pour les stations de Val-d'Or et Amos). Les surverses engendrées par la fonte des neiges sont de plus en plus fréquentes (de 2010 à 2012). Certaines villes comme Val-d'Or ont pris l'initiative de séparer progressivement leur réseau en conduites sanitaires et conduites pluviales; cette modification technique permet le plus souvent de prolonger la durée de vie de la station d'épuration des eaux usées en diminuant le volume à traiter.

Le débordement des stations d'épuration libère dans le milieu récepteur des éléments nuisibles à la qualité de l'eau. Le tableau 8 expose une comparaison des paramètres physico-chimiques entre des eaux provenant des surverses d'eaux usées, des eaux pluviales ainsi que des eaux usées traitées.

Tableau 8 : Comparaison de la qualité des eaux de débordement des réseaux unitaires, des eaux pluviales et des effluents des stations d'épuration³⁵

Paramètres	Unités	Surverses de réseaux unitaires ¹⁻²	Eaux pluviales ²	Eaux usées traitées ³
Coliformes fécaux	UFC/100 ml	200 000 1 000 000	1 000 21 000	≥ 500
Matières en suspension	mg/L	270 – 550	67 – 101	15 – 30
DBO ₅	mg/L O ₂	60 – 220	8 – 10	15 – 30
Phosphore total	mg/L P	1,20 – 2,80	0,67 – 1,66	0,40 – 1,00
Cuivre	mg/L	0,102	0,027 – 0,033	0,032
Plomb	mg/L	0,140 – 0,600	0,030 – 0,144	0,046
Zinc	mg/L	0,348	0,135 – 0,226	0,410

¹ U.S EPA (1983) ² Metcalf & Eddy (2003) ³ OMOE (1987)

Le tableau 8 indique clairement que les eaux provenant des surverses de réseaux unitaires sont plus nuisibles à la qualité de l'eau que les eaux pluviales et usées traitées.

En 2012, le *Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées*³⁶ a été adopté par le gouvernement fédéral, et ce, en vertu de la *Loi sur la pêche*. Ce règlement a resserré les exigences de rejets municipaux par le suivi plus rigoureux des affluents, des effluents et des événements de surverses. En effet, il exige que les suivis de la qualité des eaux (affluents et effluents) soient effectués encore plus fréquemment, et ce, dans des laboratoires agréés. De plus, la tenue de registre de surverses pour les réseaux d'assainissement unitaires et la production de rapports de suivi exhaustifs sont devenues obligatoires³⁷. Ce règlement n'est pas encore adopté par le gouvernement provincial, mais les villes et municipalités devront faire l'effort pour s'aligner au mieux aux nouvelles exigences.

Le Québec essaie de s'aligner progressivement à la réglementation fédérale par la mise en place de nouvelles réglementations et positions ministérielles. En mai 2013, le MDDELCC (MDDEFP) a lancé une consultation sur un projet de règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées³⁸ en vue de l'adoption de certaines exigences de la Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées municipales du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

D'autre part, une position ministérielle a été adoptée interdisant, à partir du 1^{er} avril 2014, tout projet d'extension de réseau d'égout susceptible d'augmenter la fréquence de surverses d'égouts unitaires, domestiques ou pseudodomestiques. Cette position vient aussi en application de certaines normes de la Stratégie pancanadienne sur la gestion des effluents d'eaux usées municipales³⁹. Ceci ne concerne pas les projets de débits moyens inférieurs à 10 min 3 s/jour si le réseau respecte ses exigences de débordements (précisées dans la phase d'étude du projet).

Il est certain que des coûts importants découleront de la mise en œuvre de solutions qui permettront aux municipalités de répondre aux nouvelles exigences. Par exemple, afin d'assurer un suivi plus rigoureux des débordements, les municipalités doivent investir en équipements et en personnel pour réaliser les estimations ou les mesures des volumes et durées de surverses. Ceci inciterait les villes à séparer progressivement les réseaux en conduites sanitaires et pluviales.

³⁵ Rivard, G. (s.d.) Guide de gestion des eaux pluviales; Stratégies d'aménagement, principes de conception et pratiques de gestion optimale pour les réseaux de drainage en milieu urbain. Gouvernement du Québec : MDDEP, MAMROT. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/pluviales/partie1.pdf> (consulté le 15 juillet 2013).

³⁶ Gazette du Canada. (2012). Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées. Repéré à : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2012/2012-07-18/html/sor-dors139-fra.html> (consulté le 11 juillet 2013).

³⁷ *Ibid.*

³⁸ MDDEFP. (2013). Règlements sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées. Repéré à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ouvrages-municipaux/reglement2013.htm> (consulté le 15 juillet 2013).

³⁹ Gazette du Canada. (2012). Règlement sur les effluents des systèmes d'assainissement des eaux usées. Repéré à : <http://www.gazette.gc.ca/rp-pr/p2/2012/2012-07-18/html/sor-dors139-fra.html> (consulté le 11 juillet 2013).

A.2.1.3 Les systèmes autonomes d'assainissement résidentiels

La majorité des résidences isolées sur le bassin versant de la rivière Harricana sont des résidences permanentes. Ces résidences se trouvent majoritairement autour des lacs, situés à proximité des principaux centres urbains, d'où la tendance à y résider pour toute l'année. Les résidences se trouvant en dehors du périmètre urbain (résidences isolées) ne sont généralement pas connectées au réseau d'assainissement municipal. Elles sont dotées d'un système individuel de traitement d'eaux usées.

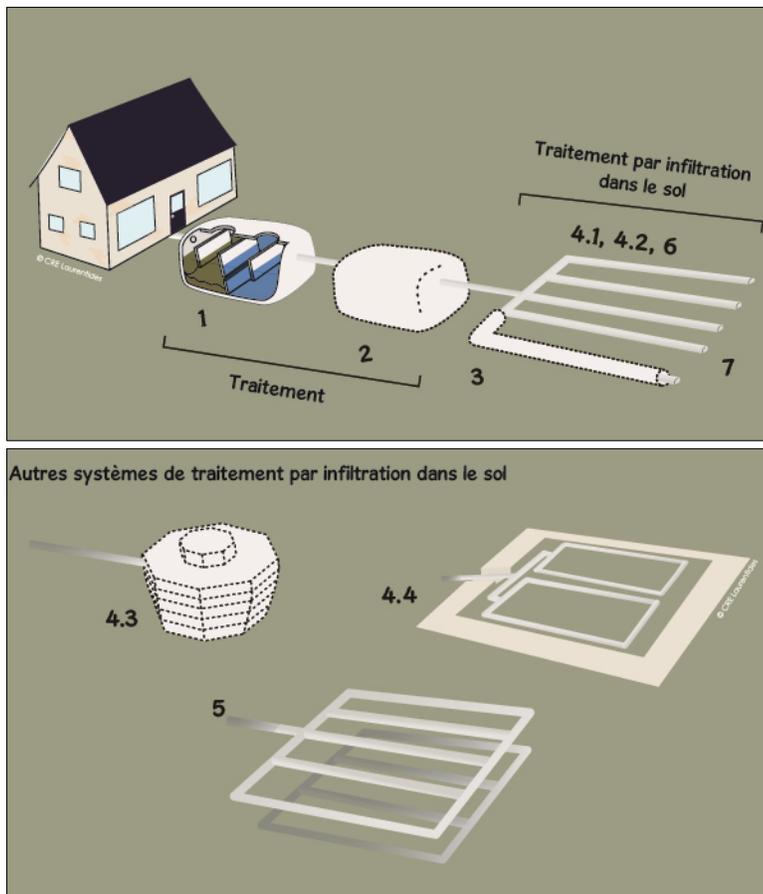
Le *Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées (Q-2, r. 22)*⁴⁰ régit, comme son nom l'indique, l'évacuation et le traitement des eaux usées résidentielles. Celui-ci découle de la *Loi sur la qualité de l'environnement (Q-2)* et est chapeauté par le MDDELCC. La compétence en matière de l'application est déléguée aux municipalités.

Le règlement privilégie que la disposition des effluents se fasse par le biais d'une percolation dans le sol plutôt que vers les eaux de surface. Ceci dans l'objectif de diminuer les rejets de phosphore dans les lacs et les risques pour la santé. Aussi, afin d'assurer un traitement satisfaisant, les exigences de rejet fixées pour un système autonome de traitement des eaux usées doivent comprendre, au moins, un traitement primaire des effluents par le passage dans une fosse septique, suivi d'un traitement secondaire, avant le rejet dans le milieu récepteur; le système doit assurer un traitement biologique et physico-chimique. Le traitement secondaire se fait généralement par un procédé naturel de bio filtration par le terrain naturel, au niveau du champ d'épuration. Les effluents filtrés sont par la suite évacués dans le milieu récepteur (voir la figure 9).

La majorité des sols en Abitibi-Témiscamingue ont une texture fine (dominance de sols argileux) où une faible perméabilité ou une imperméabilité sont observées. Ainsi, les champs de polissage de résidences isolées qui se trouvent dans la plaine argileuse ne permettent pas le traitement adéquat des eaux usées. Les sols sont rapidement saturés et les eaux usées se retrouvent dans la nature par simple ruissellement sans être filtrées par le sol. Le MDDELCC (MDDEP) a lancé en 2002 un projet pour tester différents systèmes de traitement afin de résoudre les problèmes imposés par la nature des sols de la région qui n'a malheureusement pas été concluant⁴¹.

⁴⁰ Loi sur la qualité de l'environnement: Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées; anciennement appelé Q-2, r.8.

⁴¹ MDDEP. (2008). Traitement et disposition des eaux usées en sols de faible perméabilité. Déroulement du chantier Abitibi-Témiscamingue et performance des systèmes mis à l'essai.



1. Fosse septique
2. Système de traitement certifié étanche
3. Système de traitement certifié non étanche
4. Éléments épurateurs :
 - 1) Élément épurateur classique
 - 2) Élément épurateur modifié
 - 3) Puits absorbant
 - 4) Filtre à sable hors sol
5. Filtre à sable classique
6. Champ de polissage
7. Rejets dans l'environnement

* Note : gracieuseté du CRE Laurentides

Figure 9 : Le cheminement des eaux usées d'une résidence isolée

En effet, entre 2002 et 2004, 58 sites répartis sur l'ensemble du territoire ont été sélectionnés, dont 14 ont fait l'objet d'une caractérisation approfondie : espace disponible, débit de consommation d'eau, niveau des eaux souterraines et perméabilité des sols. Seulement quatre (4) de ces sites ont été utilisés pour expérimentation.

Quatre technologies ont été éprouvées; le but recherché était d'atteindre les niveaux de performance d'un niveau de traitement tertiaire avec désinfection (de niveau V) et d'éviter toute forme de résurgence. Les systèmes devaient également respecter les concentrations maximales de rejets du Q-2, r.22, dont celle du phosphore fixée à 1 mg/L.

Trois de ces systèmes étaient complètement contrôlés par le MDDELCC (MDDEP), de l'installation au suivi de performance, tandis que le quatrième était un projet commercial privé sous la direction de l'entreprise Premier Tech Environnement. Parmi les systèmes qui ont été mis à l'épreuve, il est compté:

- Un filtre à sable classique alimenté par un système de distribution sous faible pression;
- Un filtre à sable classique suivi d'un champ de polissage modifié alimenté par un système de distribution sous faible pression;
- Un filtre à sable classique installé sur un filtre à sable à écoulement horizontal.

Et pour le système privé :

- Un filtre à base de tourbe suivi d'un filtre à sable à écoulement horizontal (appelé communément biofiltre Écoflo).

Un suivi de performance a été effectué sur ces systèmes :

- Un suivi entre novembre 2004 et novembre 2005 a été réalisé en effectuant un échantillonnage par mois à l'exception d'un mois en été et d'un à l'hiver où l'échantillonnage a été étalé sur 3 jours consécutifs.
- Le suivi a ensuite été prolongé d'un an avec un échantillonnage en avril, août et décembre 2006 ainsi qu'en janvier 2007.

Il faut noter que le suivi a été de court terme ce qui peut poser problème dans la fiabilité des résultats à long terme. Pendant la première année du suivi, plusieurs problèmes sont survenus :

- L'échantillonnage de novembre 2004 n'est pas valable en raison des systèmes qui ne fonctionnaient pas comme prévu;
- Les mesures de DBO₅C sont fausses entre novembre 2004 et juin 2005 puisque ce sont les DBO₅ qui ont été mesurées à la place;
- Les problèmes de gel ont conduit à la nécessité de purger les conduites avant le prélèvement, ce qui compromet la validité des résultats;
- Le suivi des MES n'a pas été convenablement réalisé, la disposition des conduites a rendu l'échantillonnage difficile.

Pour le suivi prolongé, sachant qu'une résidence a été inhabitée à partir d'octobre 2005, une des technologies étudiées n'a pas pu avoir un suivi complet. Pour un second site, peu de mesures sont disponibles, donc globalement le suivi prolongé est insuffisant.

En somme, la conclusion de cette étude ne permet pas de déterminer une solution pour le traitement des eaux usées en sols imperméables. En effet, les trois projets dirigés par le MDDELCC (MDDEP) ont donné des résultats trop différents les uns des autres, pour des technologies semblables, pour pouvoir statuer sur leur efficacité. Selon le rapport du ministère, cette différence proviendrait des « paramètres de conception qui diffèrent d'un système à l'autre ». Le ministère suggère donc de revoir ces paramètres en vue d'une installation concrète. De plus, le manque de suivi ne représente pas un gage de fiabilité du fonctionnement de ces systèmes.

Cependant, ces systèmes présentent un certain potentiel qui reste à être exploité par de nouveaux essais, ce que l'entreprise Premier Tech Environnement a mis en œuvre. À la suite de cette expérience, et suivant d'autres développements, elle a réussi à être certifiée par le bureau de normalisation du Québec (BNQ) en vue de commercialisation du système privé qui avait fait partie du chantier spécifique.

A.2.2 Le phosphore d'origine municipale

Le phosphore est parmi les éléments nutritifs provenant des rejets d'eaux usées. C'est le facteur limitant principal pour la prolifération des algues dans les milieux aquatiques. Pour cela, une analyse des apports en phosphore des différentes sources d'eaux usées municipales dans le bassin versant de la rivière Harricana a été réalisée.

Sur les neuf stations d'épuration du bassin versant, seules les stations de Malartic et Amos assurent une déphosphatation des eaux usées. Depuis 2011, la déphosphatation à la station d'épuration d'Amos est devenue annuelle (au lieu d'un traitement semi-annuel pratiqué auparavant). Malgré les traitements qu'assurent les stations d'épuration à travers les différents procédés biologiques et physicochimiques, plusieurs éléments nutritifs et contaminants parviennent en quantité dans le milieu récepteur.

A.2.2.1 Position ministérielle et exigences

En 2009, le MDDELCC (MDDEFP) a adopté une position concernant la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique étant donné la vulnérabilité du milieu récepteur et la problématique des algues bleu-vert⁴². Cette position

⁴² MDDELCC. (2013). Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Repéré à : <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> (consulté le 21 juin 2013)

a pour objectif d'améliorer les efforts de déphosphatation pour rejoindre des objectifs environnementaux de rejet (OER) fixés par le MDDELCC⁴³. Celui-ci a adopté une approche basée sur les OER pour l'évaluation des impacts de rejets ponctuels d'eaux usées en milieu aquatique⁴⁴. Les OER exigent que tout nouveau rejet ou toute modification sur un rejet existant respecte la capacité du milieu récepteur à assimiler la nouvelle charge polluante produite afin de le protéger et d'y conserver les différents usages. Ils encouragent également la mise en place de meilleures technologies de traitement possible pour aller au-delà des exigences minimales requises. Cette position ne concerne pas les rejets d'eaux usées des résidences isolées.

Pour la mise en application de cette position, le MDDELCC a élaboré une classification des lacs selon leur niveau de vulnérabilité et d'eutrophisation. Les lacs concernés par les nouvelles exigences de rejets sont les lacs recevant des rejets de stations d'épuration d'eaux usées ou situées en aval d'un rejet ainsi que les lacs touchés par des restrictions d'usages suite à la prolifération des cyanobactéries. Les exigences de rejets en matière de phosphore ont été ainsi révisées en fonction de la catégorie à laquelle appartient chaque lac. Quatre catégories de lacs ont été ainsi définies : les lacs prioritaires, les lacs préoccupants, les lacs sous surveillance et les lacs exclus. Pour ce dernier groupe, aucune nouvelle exigence n'est adoptée, il s'agit généralement de milieu très peu perturbé par la présence anthropique ou possédant des caractéristiques naturelles qui les protègent des perturbations.

Les lacs prioritaires regroupent les plans d'eau qui ont connu des épisodes importants ou récurrents d'algues bleu-vert, ou qui ont été jugés très sensibles au phosphore. Généralement, ce sont des lacs autour desquels on retrouve une forte densité d'habitations ou situés dans de petits bassins versants⁴⁵.

Une mise à niveau des équipements de déphosphatation doit être effectuée au niveau des stations d'épuration qui rejettent directement ou en amont de lacs prioritaires. Aucun nouveau rejet n'est autorisé dans ce cas. Les exigences sur les rejets existants en matière de phosphore sont de 1 mg/L pour les débits inférieurs à 20 min 3 s/j et jusqu'à 0,3 mg/L pour les rejets au-delà de 66,7 m³/j.

Les lacs préoccupants sont des plans d'eau qui ont connu des épisodes localisés d'algues bleu-vert ou qui n'ont pas connu de tels épisodes, mais dont les apports en phosphore sont jugés problématiques à long terme. Ce sont souvent des lacs de moyennes ou grandes dimensions subissant des pressions anthropiques localisées⁴⁶.

Une optimisation du procédé de déphosphatation doit être effectuée pour les stations qui rejettent directement ou en amont de lacs préoccupants. Les rejets de ces stations d'épuration doivent être déjà soumis à une exigence de rejets et la respecter. Une mise à niveau des équipements de déphosphatation devrait se faire si l'optimisation du procédé de déphosphatation s'avère insuffisante. Les exigences en matière de phosphore sont de 1 mg/L pour les débits inférieurs à 20 min 3 s/j et jusqu'à 0,3 mg/L pour les rejets au-delà de 66,7 m³/j, pour les rejets existants et entre 1 mg/L pour les débits inférieurs à 20 min 3 s/j et 0,1 mg/L pour les débits supérieurs à 200 m³/j pour les nouveaux rejets.

Les lacs sous surveillance concernent les plans d'eau qui n'ont pas connu d'épisodes d'algues bleu-vert, mais où le phosphore doit faire l'objet d'un certain contrôle. Habituellement, il s'agit de lacs de grandes dimensions ou de lacs très peu soumis à pressions anthropiques⁴⁷.

Une optimisation du procédé de déphosphatation doit être effectuée pour les stations qui rejettent directement ou en amont de lacs préoccupants. Les effluents de ces stations d'épuration devraient être déjà soumis à une exigence de rejets et la respecter. Un ajout d'équipements de déphosphatation devrait se faire en cas de besoin (si la station n'est pas équipée par une unité de déphosphatation).

Dans le bassin versant de la rivière Harricana, des lacs ont été jugés prioritaires, préoccupants ou sous surveillance. Les concentrations limites de rejets sont baissées jusqu'à 0,3 mg/l, voire même, 0,1 mg/l au lieu de 1 mg/l pour le phosphore (voir le tableau 9).

⁴³ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2007. Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, 2e édition, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-49172-9 (PDF), 56 p. et 4 annexes. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/oer/Calcul_interpretation_OER.pdf

⁴⁴ *Ibid.*

⁴⁵ MDDELCC. (2013). Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Repéré à : <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> (consulté le 21 juin 2013)

⁴⁶ *Ibid.*

⁴⁷ *Ibid.*

Tableau 9 : Classification des lacs du bassin versant de la rivière Harricana

Nom du Lac	Sous-bassin	Station d'épuration	Exigences en P _t (mg/L)
Lacs prioritaires			
Beauchamp	Davy	-	-
Lacs préoccupants			
De Montigny	Milky	Val-d'Or	0,3
		Val-d'Or (île Siscoe)	0,3
Blouin	Harricana		
Malartic	Harricana	Malartic	0,8
Georges	Davy		
Lacs sous surveillance			
Colombière	Bourlamaque		
Dutertre	Bourlamaque		
Figury	Harricana	St-Mathieu-d'Harricana	N/A
Obalski	Harricana	Amos	0,8
		St-Félix-de-Dalquier	0,8

A.2.2.2 Estimation des charges de phosphore d'origine résidentielle

ANALYSE COMPARATIVE DES CHARGES DE PHOSPHORE D'ORIGINE MUNICIPALE

L'estimation des charges de phosphore d'origine municipale concerne les apports provenant de rejets de stations d'épuration d'eaux usées municipales, de rejets directs d'égouts (rejets d'eaux usées non traitées), et de rejets des résidences isolées.

Les apports en phosphore des stations d'épurations et des rejets d'égouts sans traitement ont été calculés sur la base de formules théoriques⁴⁸. Contrairement à ces rejets ponctuels, pour les résidences isolées, il s'agit de rejets diffus qui se font à travers le sol. Pour le bassin versant de la rivière Harricana, il est considéré que toutes les résidences isolées sont des résidences permanentes. En effet, les lacs autour desquels sont aménagées la plupart des résidences isolées se trouvent à proximité des centres urbains et sont bien desservis par le réseau routier.

⁴⁸ MDDEFP. (2011). Guide pour l'élaboration d'un plan directeur de l'eau : un manuel pour assister les OBV du Québec dans la planification de la gestion intégrée des ressources en eau. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Pour une station d'épuration effectuant une déphosphatation annuelle, la charge annuelle de phosphore (kg/an) peut être estimée au moyen de la formule suivante :

$$\text{charge moyenne à l'effluent (kg/j)} \times 365j$$

Pour une station d'épuration pratiquant une déphosphatation semi-annuelle du 15 mai au 14 novembre, la charge annuelle de phosphore (kg/an) peut être estimée au moyen de la formule suivante :

$$(\text{charge moyenne à l'effluent (kg/j)} \times 184j) + (\text{population desservie} \times 0.0015\text{kg/pers./j} \times 181j)$$

Pour une municipalité dotée d'un réseau d'égouts, mais qui n'effectue pas de traitement des eaux usées, la charge annuelle de phosphore (kg/an) peut être estimée en faisant la somme des charges provenant de la population desservie et de la population non desservie :

$$[(\text{pop. desservie} \times 0.0015\text{kg/pers./j}) + (\text{pop. totale} - \text{pop. desservie}) \times 0.001\text{kg/pers./j}] \times 365j$$

Pour une résidence non raccordée à un réseau d'égout, la charge annuelle de phosphore (kg/an) peut être estimée au moyen de la formule suivante :

$$\text{pop. totale} \times x_1\text{kg/pers./j} \times x_2 \text{ jours}$$

où $x_1 = 0.0015$ ou 0.004 pour respectivement un fonctionnement optimal ou dans le cas d'un dysfonctionnement
 où $x_2 = 150$ ou 365 respectivement pour une occupation saisonnière ou permanente

Il faut noter aussi que les systèmes autonomes de traitement des eaux usées n'assurent souvent pas un traitement adéquat. Afin de pouvoir quantifier les apports de phosphore en provenance des résidences isolées dans les milieux aquatiques, l'hypothèse suivante est posée : dans le cas où le système autonome de traitement d'eaux usées fonctionne d'une façon optimale, le taux de phosphore rejeté est équivalent à 1 gramme par personne et par jour; dans le cas où le système est dysfonctionnel, 1,5 gramme de phosphore total rejeté par personne et par jour dans le milieu récepteur.

Trois scénarios de fonctionnement des systèmes autonomes sont analysés. Le premier scénario (A) considère que tous les systèmes autonomes fonctionnent parfaitement. Le deuxième scénario (B) suppose que seulement la moitié des systèmes fonctionnent convenablement. Pour le troisième scénario (C), il est considéré qu'uniquement un système sur trois fonctionne convenablement. La figure 10 montre la répartition d'apport en phosphore des différentes sources d'eaux usées municipales.

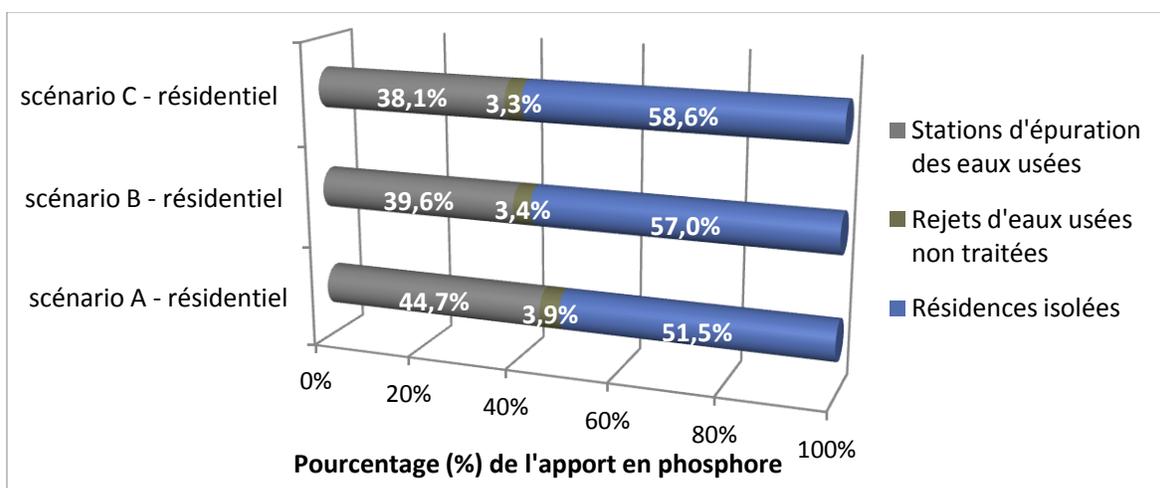


Figure 10 : Répartition des quantités de phosphore entre les différentes sources d'eaux usées municipales

Il est remarqué qu'indépendamment du scénario de fonctionnement pour les systèmes autonomes, la proportion de phosphore apportée par les rejets des résidences isolées dépasse la moitié de la charge totale de phosphore amenée par l'ensemble des rejets d'eaux usées municipales.

ANALYSE COMPARATIVE DES CHARGES DE PHOSPHORE D'ORIGINE MUNICIPALE PAR SOUS-BASSIN VERSANT

Afin de faciliter la priorisation d'actions pour la gestion intégrée de l'eau par bassin versant, il importe de cibler les sous-bassins versants qui présentent le plus de charges de phosphore d'origine municipale. Ainsi, la méthode précédente, avec les différents scénarios de fonctionnement des systèmes de traitement autonomes des résidences isolées, a été utilisée pour l'analyse des charges de phosphore d'origine municipale par sous-bassins versants (voir la figure 11).

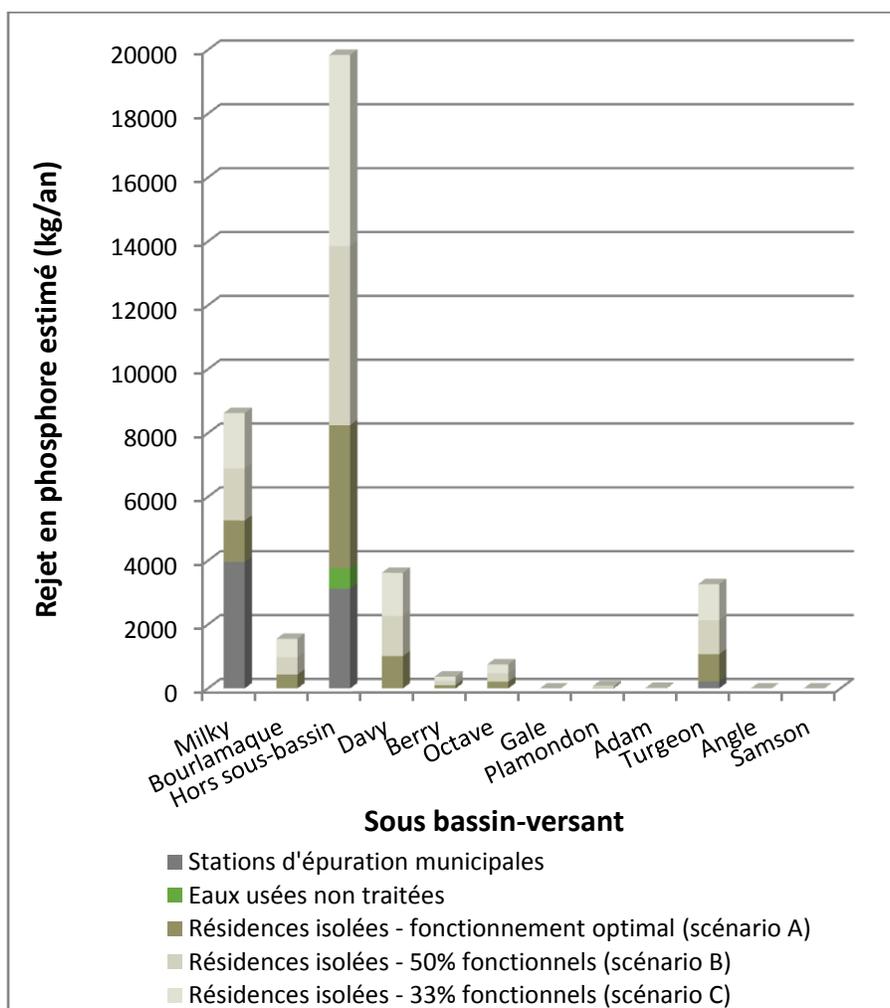


Figure 11 : Rejets en phosphore basés sur les calculs de charge (excluant les rejets agricoles)

Il est intéressant de constater que les rejets de phosphore d'origine municipale sont très importants dans les sous-bassins situés à la tête de recharge des eaux de la rivière Harricana.

Sous-bassin versant de la rivière Milky

Il s'agit surtout du sous-bassin versant de la rivière Milky où l'on trouve les plus importants rejets ponctuels d'eaux usées en raison des rejets de la station d'épuration de la ville de Val-d'Or. Celle-ci est la plus importante station en termes de débit d'eaux usées traitées sur le bassin versant (débit de conception de 15 540 m³/j), desservant environ 54 % de la population connectée dans tout le bassin versant, en plus de la station de l'île Siscoe. Les deux stations d'épurations n'effectuent aucune déphosphatation à ce jour. La Ville de Val-d'Or prévoit commencer le traitement du phosphore en 2017, l'étude de la mise en place de l'unité de déphosphatation a démarré en 2013. Jusqu'à la construction de l'usine de traitement des eaux usées en 1985, la Ville de Val-d'Or a rejeté ses eaux d'égout dans le lac Blouin, au niveau de l'actuel quai fédéral, ce qui avait entraîné la fermeture de la plage municipale.

Une simulation de la diminution de la charge de phosphore, conséquemment à la mise en place d'un traitement du phosphore conformément aux exigences, a été envisagée, néanmoins, pour être en mesure de faire une simulation de la charge de phosphore produite avant et après déphosphatation, il est nécessaire d'avoir une estimation du taux d'abattement de la concentration des eaux en phosphore à la sortie de la station d'épuration imposée par le MDDELCC. Même si la simulation n'a pu être réalisée, il est entendu que l'impact du rejet principal de phosphore que constitue la station d'épuration de Val-d'Or diminuerait de façon notable.

L'actuelle station d'épuration de la ville de Val-d'Or rejette dans le lac De Montigny une charge annuelle de phosphore d'environ quatre (4) tonnes. D'autre part, une petite partie du phosphore rejetée dans l'environnement provient des 1189 résidences isolées situées aux alentours des lacs du sous-bassin de la rivière Milky (les lacs De Montigny, Lemoine, Simard, etc.), qui selon le niveau de fonctionnement des systèmes de traitement des eaux usées individuels, peuvent amener entre 1 300 et 1 700 kg de phosphore par année.

Le lac De Montigny a été plusieurs fois identifié comme étant touché par les cyanobactéries ce qui lui a valu d'être classé dans « lacs préoccupants » par le MDDELCC (voir le tableau 9). D'après les données de suivi annuel de phosphore pour la station d'épuration de la Ville de Val-d'Or (données des années 2010 et 2011)⁴⁹ et la station de l'île Siscoe, d'importants dépassements de la limite de rejet de phosphore totale fixée par le MDDELCC dans le lac De Montigny (nouvelles exigences pour les rejets existants)⁵⁰ ont été remarqués. La moyenne de concentration de phosphore dans l'effluent entre l'année 2010 et 2012 est de 0,82 mg/L pour la station d'épuration de Val-d'Or et de 4,82 mg/L pour la station d'épuration de l'île Siscoe tandis que les exigences sont respectivement de 0,3 mg/L et de 1 mg/L. La Ville de Val-d'Or étudie actuellement la possibilité d'installer une unité de déphosphatation, à l'horizon de 2017, afin de pouvoir traiter le phosphore sur toute l'année et reprendre à la position ministérielle prise en 2009 pour la réduction des rejets de phosphore⁵¹.

Sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque

Sur le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque, les rejets d'eaux usées municipales proviennent des résidences isolées (396 résidences). Deux lacs sont classés « sous surveillance » à savoir le lac Colombière et Dutertre particulière pour la problématique des systèmes autonomes d'assainissement des eaux usées, mais aussi des impacts provenant de l'agriculture.

Hors sous-bassin

Sur environ 29 % de la superficie du bassin versant de la rivière Harricana, désignée dans le portrait par « hors sous-bassin » ou « Harricana », les rejets d'eaux usées d'origine municipale proviennent essentiellement :

- des résidences isolées (4 100 résidences isolées sur un total de 7 693 sur tout le bassin versant de la rivière Harricana),
- des rejets de stations d'épuration (quatre stations d'épuration qui traitent jusqu'à 20 425 EH⁵²),
- des rejets d'eaux usées non traitées par des égouts municipaux desservant 1 152 personnes et produisant environ 630 kg de phosphore par année.

⁴⁹ Données communiquées par René Roy, responsable des opérations à l'usine d'épuration de la Ville de Val-d'Or, septembre 2013.

⁵⁰ MDDELCC. (2013). Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Repéré à : <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> (consulté le 21 juin 2013)

⁵¹ *Ibid.*

⁵² EH : Unité arbitraire de la pollution organique des eaux représentant la qualité de matière organique rejetée par jour et par habitant. Repéré à : <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/glossaire.php>. (Consulté le 21 juin 2013).

La station d'épuration d'Amos est la deuxième plus importante unité de traitement d'eaux usées dans le bassin versant de la rivière Harricana (15 176 EH). Elle assurait une déphosphatation semi-annuelle jusqu'en 2011, date à laquelle le traitement du phosphore est devenu annuel, et rejette dans la rivière Harricana.

Sur cette partie du territoire, deux lacs ont été classés « préoccupants », il s'agit des lacs Blouin et Malartic et deux « sous surveillance » à savoir le lac Figuery et le lac Obalski. Aucun rejet de station d'épuration ne se fait directement au niveau du lac Blouin, toutefois plusieurs ouvrages de surverses du réseau d'égouts de la ville de Val-d'Or rejettent les eaux usées brutes mélangées avec des eaux de ruissellement pluvial, lors de débordements⁵³. De plus, le lac Blouin est un lac résidentiel de premier ordre, de par sa proximité du centre urbain de Val-d'Or. La majorité des résidences sont occupées à l'année. Ces résidences, n'étant pas connectées à un réseau d'assainissement collectif, rejettent des eaux usées traitées par des systèmes individuels plus au moins conformes.

Dans le lac Malartic, outre les rejets des résidences isolées, le rejet de la station d'épuration de la Ville de Malartic en amont du lac amène une charge supplémentaire de phosphore et d'autres polluants, par la rivière Malartic. En plus, lors de débordements du réseau d'égout, les eaux usées brutes regagnent la rivière Malartic par les différents ouvrages de surverses. Le lac Malartic est l'un des lacs touchés par les cyanobactéries sur le bassin versant de la rivière Harricana (voir tableau 28, déclarations de cyanobactéries sur les lacs et rivières). Au niveau de la station d'épuration de la Ville de Malartic, une déphosphatation annuelle est assurée, la charge de phosphore est réduite jusqu'à 783 kg/an. La charge de phosphore serait environ trois fois plus importante (2 532 kg/an) si aucune déphosphatation n'est pratiquée au niveau de la station d'épuration de Malartic.

En ce qui concerne le lac Figuery, lac classé « sous surveillance », les rejets d'eaux usées municipales consistent essentiellement en des rejets sans traitement au niveau de ruisseaux situés en amont du lac; les calculs de charges permettent d'évaluer qu'environ 250 kg de phosphore par année sont rejetés par les résidences de Saint-Mathieu-d'Harricana et de Saint-Mathieu-de-Figuery. Pour le lac Obalski, le phosphore d'origine municipale provient surtout des rejets des résidences isolées et des charges drainées et transportées par le réseau hydrographique alimentant le lac.

Sous-bassin versant de la rivière Davy

Sur le sous-bassin versant de la rivière Davy, le lac Beauchamp, classé « prioritaire », est fortement touché par les cyanobactéries depuis les dernières décennies. Les rejets de résidences isolées sur ce lac sont la principale source de phosphore d'origine municipale. Un projet d'assainissement collectif est actuellement à l'étude pour traiter les eaux usées d'environ 65 résidences et deux complexes d'hébergement se trouvant à proximité du lac. Sur le même sous-bassin versant, en aval du lac Beauchamp, le lac Georges a été classé « préoccupant ». La localisation de ces lacs à proximité de la ville d'Amos explique la forte présence résidentielle. Ces résidences, n'étant pas desservies par un réseau d'assainissement collectif, ont recours à des systèmes d'assainissement autonomes plus ou moins efficaces.

Sous-bassin versant de la rivière Turgeon

Vers l'ouest du bassin versant, aux alentours de la limite administrative qui sépare les régions administratives 08 et 10, dans le sous-bassin versant de la rivière Turgeon, trois petites unités de traitement d'eaux usées desservent les communautés de Beaucanton, Val-Paradis, et Villebois (l'équivalent de 403 habitants). Ces stations, n'étant pas équipées d'une unité de déphosphatation, rejettent environ 220 kg de phosphore par année dans le réseau hydrographique qui viennent s'ajouter au rejet des 776 résidences isolées totalisant un apport de phosphore allant jusqu'à 1 133 kg par année.

En plus du phosphore, plusieurs autres éléments sont rejetés dans le réseau hydrographique par les rejets d'eaux usées. Ces éléments lorsqu'ils se trouvent en grande quantité, deviennent fortement nuisibles aux écosystèmes aquatiques et à la santé humaine. Parmi ces éléments, il est possible de trouver l'azote, les nitrates, les MES, les coliformes fécaux, les métaux lourds, etc. Les données de suivi du SOMAE des rejets des différentes stations d'épuration municipales montrent des dépassements des exigences de rejets pour plusieurs de ces éléments (voir la figure 8). Les normes minimales à respecter sont fixées par la stratégie pancanadienne pour la gestion des effluents d'eaux usées municipales⁵⁴. Pour la DBO₅C (partie carbonée) et les

⁵³ MAMOT. Le portail gouvernemental des affaires municipales et régionales. Repéré à : <https://www.portailmunicipal.gouv.qc.ca/services/SOMAE/Pages/SOMAE.aspx>

⁵⁴ MDDELCC. (2013). Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Repéré à : <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> (consulté le 21 juin 2013)

MES, elles sont fixées à 25 mg/L alors que pour les coliformes fécaux, c'est à partir de 200 UCF/100 ml que toute activité mettant en contact le corps humain avec l'eau est compromise (baignade et autres activités récréatives). Quant aux usages récréatifs, ils sont compromis à partir de 1 000 UF/100 ml⁵⁵. Les dépassements des exigences sont souvent enregistrés pendant les périodes de fortes pluies ou pendant la fonte de neige (printemps, été, automne) et associés à des débordements de réseaux d'égout.

A.3 Pressions de pollution exercées par le secteur agricole

L'activité agricole est la principale source d'apport diffus d'éléments nutritifs⁵⁶. Sur le bassin versant de la rivière Harricana, l'agriculture est présente sur 1 601 km² soit 9,6 % du territoire. Les cultures pratiquées sont essentiellement les cultures fourragères (foin) associées souvent à l'élevage bovin, les cultures céréalières (avoine et orge) et quelques cultures maraichères de petits fruits. L'activité agricole est surtout présente dans le sud du bassin versant, à proximité de la tête de recharge des eaux, dans le centre, au niveau des sous-bassins versants des rivières Berry et Davy ainsi qu'au nord-ouest, au niveau du sous-bassin versant de la rivière Turgeon.

Les exploitations agricoles dispersées dans un réseau hydrographique dense alimentent les eaux de surface et souterraines par des quantités substantielles d'éléments nutritifs. En effet, l'agriculture est une source d'apports diffus de phosphore et d'azote, facteurs limitants à la prolifération de la biomasse algale et responsables de l'eutrophisation des plans d'eau lorsqu'ils sont présents en grandes quantités. En plus des éléments nutritifs, le travail des terres agricoles peut également amener des quantités importantes de solides en suspension par érosion et ruissellement. Ces éléments, se retrouvant dans les plans d'eau, peuvent dégrader la qualité de l'eau en causant notamment une augmentation de la turbidité, la désorption de certains polluants, en plus de perturber l'écosystème aquatique. Ceci peut provoquer la perte des habitats aquatiques, la modification de la biodiversité et compromettre certains usages de l'eau.

Afin de favoriser une exploitation agricole optimale qui respecte au mieux l'environnement, il faut identifier les méthodes agricoles permettant de minimiser les impacts négatifs sur l'environnement et effectuer une analyse coûts/bénéfices de ces pratiques. Il s'agit donc de développer des pratiques culturales optimales qui seront adaptées aux types de sols, aux cultures et aux conditions climatiques. Ceci doit être planifié au niveau de chaque bassin versant (par unité hydrographique)⁵⁷. Une étude réalisée par Agriculture et Agroalimentaire Canada, sur plusieurs bassins versants du Canada, a permis d'identifier et de faire évoluer les performances de pratiques de gestion bénéfiques (PGB) à l'échelle des bassins hydrographiques⁵⁸.

En ce qui a trait au cadre réglementaire régissant l'activité agricole au Québec, le *Règlement sur les exploitations agricoles* (REA) fixe les exigences environnementales à respecter à partir de la production d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF) et d'un bilan de phosphore pour la ferme. De plus, depuis plusieurs années, les agriculteurs ont accès à des programmes de subvention tel Prime Vert, pour les aider à se conformer à des pratiques agricoles respectueuses de l'environnement⁵⁹.

Au prix d'efforts en matière de gestion environnementale, le portrait des fermes agricoles s'est amélioré dans les dernières décennies⁶⁰; les modes d'entreposage des engrais, les rejets d'eaux des fermes laitières, les bilans de phosphore et d'azote sont autant de modalités qui ont été imposées aux agriculteurs en vue d'améliorer leurs pratiques. Des programmes d'aide financière ont visé l'entreposage et l'épandage du fumier et du lisier contribuant à l'amélioration de ces pratiques agricoles par l'installation de structures étanches.

⁵⁵ MDDELCC. (2013). La qualité de l'eau et les usages récréatifs. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/recreative/qualite.htm> (consulté le 17 mai 2013)

⁵⁶ Environnement Canada. (2001). Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Institut National de recherche sur les eaux, Burlington, Ontario, Rapport n°1, Série de rapports d'évaluations scientifiques de l'INRE. 87p.

⁵⁷ Agriculture et Agroalimentaire Canada. (2010). Évaluation du rendement des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques (EPBH) - Résumé technique n°1-Volet biophysique. Examen quadriennal (2004/5-2007/8). Repéré à : http://publications.gc.ca/collections/collection_2011/agr/A22-500-2-2009-fra.pdf (consulté le 22 juillet 2013).

⁵⁸ Agriculture et Agroalimentaire Canada. (2013). Aspects économiques des pratiques de gestions bénéfiques : Évaluation du rendement des pratiques de gestion bénéfiques à l'échelle des bassins hydrographiques. Repéré à : <http://www5.agr.gc.ca/fra/?id=1351783177540> (consulté le 23 juillet 2013).

⁵⁹ MAPAQ-direction régionale Abitibi-Témiscamingue, commentaire de Nicole Damas, juin 2014.

⁶⁰ Suivi 2007 du Portrait agroenvironnemental des fermes du Québec

A.3.1 Les apports d'éléments nutritifs

A.3.1.1 Le phosphore

Le phosphore dans le sol se trouve sous différentes formes et en grande quantité dépassant largement les besoins des cultures. Il est soit adsorbé par les minéraux du sol (oxydes de fer ou d'aluminium, argiles, etc.), immobilisé sous formes minérales et organiques, ou solubilisé dans la solution du sol.

Une grande partie du phosphore du sol est inexploitable par les végétaux. En effet, les plantes assimilent le phosphore par voie racinaire, sous forme d'ions phosphates (ex. : PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-). Le phosphore susceptible de se retrouver dans la solution du sol, sous forme d'ions phosphates, est appelé phosphore biodisponible⁶¹. Le passage du phosphore, de l'état non exploitable à l'état exploitable, se fait par des mécanismes complexes pouvant être rapides ou parfois très longs (des années), et ce, en fonction des propriétés physico-chimiques du sol (texture, pH, teneur en matière organique, etc.).

Les mécanismes responsables de la libération du phosphore sont surtout la désorption (libération du phosphore lié aux minéraux du sol) et la minéralisation (libération du phosphore organique effectuée grâce à l'activité microbienne et biologique). Des mécanismes inverses sont aussi présents dans les sols, rapportant une partie du phosphore biodisponible à l'état stable, donc beaucoup moins disponible pour les plantes.

La caractérisation de la fertilité d'un sol revient à l'évaluation de sa teneur en éléments nutritifs disponibles pour la plante, tels que le phosphore. Pour évaluer le phosphore biodisponible, il faut utiliser une méthode permettant de simuler au mieux la capacité du sol à fournir du phosphore assimilable à partir de sa réserve ainsi que les mécanismes d'absorption de la plante. Il est donc impossible de trouver une méthode qui convient à tous les types de sols et à toutes les cultures⁶².

Au Québec, la méthode Mehlich-III est utilisée afin d'évaluer la fertilité des sols et déterminer la quantité de fertilisants nécessaires à apporter à une culture donnée. C'est une méthode peu coûteuse et rapide⁶³. Elle permet d'extraire une quantité de phosphore biodisponible et une quantité d'aluminium (et de fer) caractérisant la capacité d'adsorption du phosphore par le sol (phosphore adsorbé aux minéraux).

La texture du sol, les formes du phosphore dans le sol et les mécanismes de transformation de ce dernier (fixation, adsorption, désorption, minéralisation, etc.) influencent le prélèvement du phosphore et permettent de le rendre disponible ou non pour les végétaux⁶⁴. Par exemple, les sols légers et bien drainés ont une grande capacité de fixer le phosphore, car ils sont généralement riches en aluminium et en fer accumulés sous forme d'oxydes jouant le rôle d'interfaces de fixation et d'échange de phosphore⁶⁵. La fixation du phosphore à ces éléments permet la transformation celui-ci en ions phosphates disponibles pour les plantes. À l'inverse, les sols à textures fines, riches en argile, possèdent un moins grand pouvoir de fixation que les sols légers et moins drainés, car ils présentent moins d'aluminium et de fer. Donc même si les sols argileux présentent une importante quantité de matière organique, qui vient occuper les sites de fixation du phosphore et encourage sa dissolution, la plus faible proportion d'aluminium et de fer ne permet pas au phosphore de se fixer et de devenir utilisable pour la plante, le phosphore reste donc dans le sol. Plusieurs sols argileux de l'Abitibi-Témiscamingue font partie de cette dernière catégorie. L'évaluation du phosphore biodisponible dans les sols argileux doit tenir compte de leur capacité de désorption et de leur teneur en matière organique.

⁶¹ Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. (2008). Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole.

⁶² Baiz D. (2000). Guide des analyses en pédologie. INRA Paris, 2ème édition : p119-124.

⁶³ Lamontagne, M-H. (2009). Relation entre les fractions biogéochimiques et la saturation du phosphore dans les sols. Thèses de maîtrise. Université Laval. Repéré à : <http://theses.ulaval.ca/archimede/fichiers/26204/ch02.html> (Consulté le 09 avril 2013).

⁶⁴ *Ibid.*

⁶⁵ BPR Groupe Conseil et GREPA. (1999). Le portrait agroenvironnemental des fermes du Québec, 173p.

Des travaux de recherche d'Agriculture et Agroalimentaire Canada ont montré les limites de la méthode Mehlich-III dans l'évaluation du pouvoir de certains sols à texture fine à fournir du phosphore biodisponible à partir de leur réserve vers la solution du sol⁶⁶. Les travaux de recherche évoluent dans l'objectif d'améliorer la précision quant à la quantification de la richesse du sol en phosphore biodisponible.

Le contrôle de la pollution des eaux par le phosphore d'origine agricole se fait grâce à l'amélioration des pratiques agricoles au niveau de l'exploitation. Les principales pratiques agricoles adoptées par les fermes sont les suivantes⁶⁷:

- La gestion des fumiers;
- Les eaux de cours d'exercice⁶⁸;
- Les eaux de lavage de laiteries;
- L'accès des troupeaux au cours d'eau;
- Les pratiques culturales;
- Les bandes riveraines;
- La gestion des nutriments.

A.3.1.2 L'azote et les nitrates

L'azote peut se trouver sous différentes formes dans l'environnement. C'est un nutriment essentiel pour les plantes. Dans le milieu agricole, les déjections des animaux et les résidus des cultures consistent une importante source d'azote organique qui vient s'ajouter à la réserve du sol. Des apports externes en azote inorganique proviendraient des fertilisants synthétiques, de la fixation atmosphérique et des précipitations (pluie, neige). En dehors de l'activité agricole, plusieurs autres sources anthropiques alimenteraient l'environnement en azote sous ses différentes formes. L'azote est souvent lié, sous différentes formes, aux particules argileuses du sol et peut être transporté par érosion et ruissellement vers le milieu aquatique. L'enrichissement des eaux de surface en azote sous sa forme assimilable peut provoquer la prolifération de la biomasse algale et engendrer l'eutrophisation dans certaines conditions. De plus, l'azote lorsqu'il se transforme en nitrates (NO_3^-) devient facilement lessivable et se retrouve rapidement dans les plans d'eau. Cette forme est toxique et peut causer des maladies graves.

A.3.1.3 La valorisation des fertilisants

Le fumier est une excellente source d'azote, de phosphore, de potassium, d'oligo-éléments et de matière organique. L'utilisation du fumier produit par les animaux de la ferme réduit les quantités requises d'engrais chimiques. En ce sens, la direction régionale du MAPAQ⁶⁹ a fourni une estimation de la quantité de phosphore disponible à l'épandage sous la forme d'une carte de la production annuelle de phosphore (P_2O_5) par municipalité⁷⁰. Le calcul se base sur les facteurs de l'annexe VII du *Règlement sur les exploitations agricoles (REA)* qui fournissent un facteur propre à chaque animal; en résumé, une estimation de la quantité de phosphore contenue dans les déjections animales est estimée par des abaques et le produit de cette estimation par le nombre de têtes de bétail fournit la production totale disponible de phosphore sur le bassin versant.

⁶⁶ Ziadi N., Simard R. R., Tran T. S. et Allard G. (2000). Soil-available phosphorus as evaluated by desorption techniques and chemical extractions. *Canadian Journal of soil science*: p.167-174.

⁶⁷ Éco ressources consultants. (2007). L'échange de droits d'émission de phosphore comme solution à la contamination des cours d'eau dans les bassins versants du Québec. Repéré à : <http://www.caaag.gouv.qc.ca/userfiles/File/Mandats%20etude/Eco-Ressources%20phospore.pdf> (consulté le 23 juillet 2013)

⁶⁸ Enclos ou partie d'enclos où sont gardés des animaux et qui se distingue des pâturages par un apport annuel en phosphore (P_2O_5) supérieur aux dépôts prévus pour ces derniers.

⁶⁹ Les calculs sont fournis par le Centre de services agricoles d'Amos.

⁷⁰ L'unité de travail privilégiée par le Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole (RRPOA) est le découpage administratif à l'échelle de la municipalité.

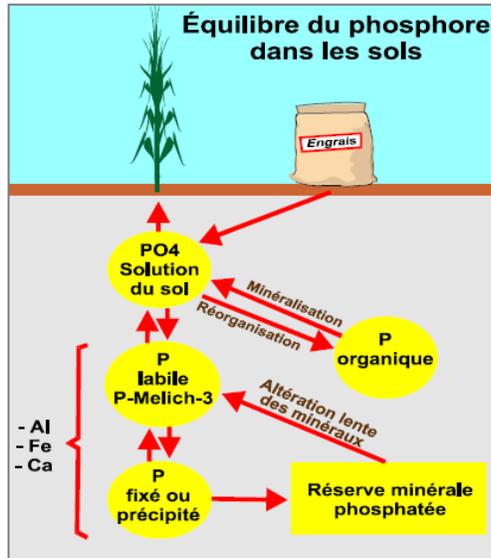


Figure 12 : Illustration simplifiée des différentes formes de phosphore dans un sol⁷¹

La production annuelle en P_2O_5 d'origine agricole (animale) pour les 117 entreprises enregistrées est de 313,82 tonnes. Parallèlement, les besoins en P_2O_5 pour l'ensemble du territoire cultivé en culture céréalière et fourragère sont de l'ordre de 750 tonnes si l'on considère un besoin théorique de 50 kg/ha de P_2O_5 pour les cultures de céréales et de 40 kg/ha pour le fourrage (selon les abaques théoriques du MAPAQ).

D'après les experts du MAPAQ, les sols de la région sont déficitaires en phosphore. Pour cela, le CRAAQ suggère d'utiliser 110 kg/ha, et ce, en se basant sur les abaques de dépôt maximum annuel de phosphore tel que décrit dans l'annexe I du REA⁷².

A.3.2 Les solides en suspension

Les terres agricoles constituent une source importante d'apport de particules solides vers les plans d'eau. Plusieurs tonnes de terres arables sont perdues chaque année et transportées vers les plans d'eau. Le ruissellement, l'érosion hydrique et éolienne sont les principaux moteurs de transport des fines particules solides à partir des terres agricoles. Plusieurs contaminants sont souvent adsorbés aux particules de sols transportées vers les eaux de surface. Cette charge de particules solides perturbe le milieu aquatique en modifiant ses caractéristiques physico-chimiques (transparence de l'eau, pH, température, modification du substrat, etc.). Ceci implique la modification des conditions de vie des organismes aquatiques dans l'eau (dégradation des habitats, disparition des espèces vulnérables, apparition d'espèces envahissantes, etc.). Certaines pratiques agricoles pourraient limiter le transport de particules de sol vers les plans d'eau.

⁷¹ Beaudet P., Grenier M., Giroux M., Girard V. IRDA, Agriculture, Pêche et Alimentation Québec, 108 p.

⁷² Gouvernement du Québec, Règlement sur les exploitations agricoles. Repéré à :

http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R26.htm (consulté le 29 juillet 2013)

A.3.2.1 Le travail du sol

Plusieurs paramètres déterminent la productivité d'un sol, en plus de sa teneur en éléments nutritifs. Il s'agit de la texture et de la structure du sol, la teneur en matière organique et l'activité bactériologique présentes. Le travail du sol a pour objectif d'améliorer sa structure et de garantir des conditions de croissance optimales aux cultures (aération, eau, température, etc.)⁷³. Toutefois, un sol récemment labouré est beaucoup plus vulnérable à l'érosion et au transport de sédiments par ruissellement. Les particules sont facilement arrachées sous l'effet des gouttes de pluie, des courants d'eau et des vents. Celles-ci ainsi que les contaminants susceptibles d'être contenus dans le sol sont transportés vers les plans d'eau où ils peuvent engendrer de la pollution⁷⁴. Le travail du sol devrait être planifié de façon à ce qu'il ne soit pas suivi par des événements de fortes pluies ou par une période de fonte de neige, favorisant le ruissellement. Parfois, le semi-direct pourrait aider à minimiser les risques de transport de polluants des terres agricoles vers les plans d'eau.

A.3.2.2 Le drainage agricole

En général, les sols argileux sont des sols hautement productifs compte tenu de leur forte capacité de retenir l'humidité. Toutefois, ces sols dans un climat aux fortes précipitations peuvent difficilement être exploitables⁷⁵. Ils risquent d'être souvent saturés en eau et de ne plus offrir des conditions optimales au développement des plantes (compactage des sols, manque d'oxygène dans la zone racinaire, etc.). Le drainage permet d'évacuer l'excès d'humidité, d'améliorer la structure du sol, de favoriser la croissance des racines et d'augmenter les rendements des cultures. D'un autre côté, un drainage mal conçu peut causer des problèmes environnementaux. Le drainage sous-terrain par exemple, peut ramener d'importantes quantités de nutriments vers le milieu récepteur.

En Abitibi-Témiscamingue, les sols ont majoritairement une texture argileuse, seulement 24 % des superficies cultivées sont drainées (comparativement à 50 % dans l'ensemble du Québec)⁷⁶. Néanmoins, le MAPAQ précise que les surfaces non drainées sont égouttées par des fossés⁷⁷.

En avril 2013, un programme de soutien au drainage des terres de l'Abitibi-Témiscamingue a été lancé par le ministre de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. Des fonds d'une valeur totale de trois millions de dollars sont mobilisés pour aider les entreprises agricoles de la région dans la réalisation de travaux de drainage. Ces aides pourront couvrir 70 % des dépenses admissibles associées à ces travaux⁷⁸. Ce programme devrait également mettre en valeur les meilleures méthodes de drainage pour la région de l'Abitibi-Témiscamingue⁷⁹.

Une étude sur l'optimisation du drainage agricole serait proposée par l'OBVAJ en collaboration avec les différents acteurs du milieu agricole dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue dans le cadre du programme du financement PAAR du MAPAQ à l'automne 2013. L'objectif de l'étude serait de trouver les meilleures solutions de drainage qui pourraient être adaptées aux parcelles de la région afin d'avoir une gestion optimale de l'eau au sein de la parcelle tout en garantissant des rendements optimaux.

⁷³ N'dayegamiye, A. (2007). Le travail du sol : une importante régie agricole. Le producteur de lait québécois. Octobre 2007. Culture. Repéré à : http://www.irda.qc.ca/_documents/_Results/129.pdf (consulté le 22 juillet 2013)

⁷⁴ L'Observatoire de l'eau de la Martinique. (2010). Agriculture. Autres usages. Repéré à : <http://www.observatoire-eau-martinique.fr/autres-usages/agriculture/agriculture> (consulté le 23 juillet 2013)

⁷⁵ C. Hilliard et S. Reedyk. (2014). Texture du sol et qualité de l'eau. Agriculture et Agroalimentaire Canada Sol et terre. Pratiques agricoles. Repéré à : <http://www.agr.gc.ca/fra/gerer-votre-entreprise-agricole/sols-et-terres/le-sol-et-l-eau/texte-du-sol-et-qualite-de-l-eau/?id=1197483793077> (consulté le 22 juillet 2013).

⁷⁶ Radio-Canada. (2013). Trois millions de dollars pour le drainage des terres agricoles en Abitibi-Témiscamingue. Alimentation. Repéré à : <http://ici.radio-canada.ca/regions/abitibi/2013/04/12/003-drainage-agriculture-gendron.shtml>

⁷⁷ MAPAQ-direction régionale Abitibi-Témiscamingue, Commentaire de Nicole Damas, juin 2014.

⁷⁸ MAPAQ. (s.d.). Programme prime-vert; volet 1 Interventions en agroenvironnement par une exploitation agricole. Aménagement d'ouvrages de conservation du sol. Repéré à : https://www.mapaq.gouv.qc.ca/sitecollectiondocuments/formulaires/depliant_prime-vert_volet1_conservation_des_sols.pdf

⁷⁹ MAPAQ-direction régionale Abitibi-Témiscamingue, Commentaire de Nicole Damas, juin 2014.

A.3.3 Des sous-bassins versants manifestement plus agricoles

Les données disponibles ne permettent pas de faire des calculs de charges de polluants d'origine agricole. Il est donc impossible, pour l'instant, de faire un comparatif exhaustif de la pression exercée par l'activité agricole dans chacun des sous-bassins versants de la rivière Harricana.

Par ailleurs, l'occupation agricole des terres par sous-bassin pourrait donner une idée sur les zones potentiellement à risque. Cependant, la présence de l'activité agricole sur une grande partie d'un sous-bassin n'est pas le seul facteur qui contrôlerait le risque de contamination des eaux par l'agriculture. La proximité et la densité du réseau hydrographique, les caractéristiques physiques du sous-bassin versant et la présence de sources de contamination ponctuelles sont des paramètres à prendre en considération pour décider du sous-bassin versant ayant le plus d'impacts négatifs sur l'environnement lié à l'activité agricole.

Dans certains cas, la présence de lacs touchés par les cyanobactéries ou d'autres problèmes ponctuels pourrait être utilisée comme indicateur pour orienter l'analyse. Pour les sous-bassins versants de la rivière Harricana, la situation est encore plus complexe puisqu'il n'y a pratiquement pas de sous-bassin à vocation exclusivement agricole. La présence de plusieurs autres sources de pollution (municipales, industrielles) ne permet pas d'identifier la part de pollution attribuable spécifiquement à l'activité agricole. L'idéal serait de faire une analyse approfondie, en divisant l'unité hydrographique en sous-unités ou segments exposés à l'action d'une seule source de pollution (municipale, agricole ou industrielle), et ce, de l'amont à l'aval, puis répertorier les impacts des différentes activités au niveau des sous-bassins.

Au courant de l'été 2013, le sous-bassin versant de la rivière Milky a été le sujet d'une étude de caractérisation d'amont en aval visant à préciser les apports de différentes activités sur le territoire en termes de phosphore et métaux lourds. La complémentarité de cette étude avec les travaux de terrain d'une thèse de doctorat en cours⁸⁰ permet de qualifier la pertinence de suivis d'éléments dans les cours d'eau dans l'évaluation des impacts de certains usages sur la qualité de l'eau de surface.

A.4 Pression de pollution naturelle

A.4.1 Phosphore d'origine endogène

Le phosphore d'origine endogène, naturellement présent dans le milieu, peut également être une pression de pollution. Le MDDELCC (MDDEP) a mené une étude sur la comparaison de deux méthodes d'analyse pour la mesure du phosphore en milieu aquatique. Celle-ci, publiée en 2006, avait pour objectif d'obtenir une meilleure estimation du phosphore d'origine endogène dans les cours d'eau⁸¹. En effet, il est nécessaire d'avoir une estimation rigoureuse du phosphore dans les milieux aquatiques pour pouvoir planifier de futurs aménagements, tels que les nouveaux rejets industriels, puis pour mettre en place de bonnes mesures de protection et de restauration des milieux hydriques.

L'orthophosphate (PO_4^{3-}) est la forme de phosphore directement assimilable par les végétaux et responsable de déclencher le processus d'eutrophisation. Néanmoins, les autres formes de phosphore peuvent être rendues disponibles à travers des processus chimiques intrinsèques dans l'eau. De ce fait, il est généralement considéré d'évaluer le phosphore total pour analyser l'impact de certaines actions d'assainissement, de restauration ou de nouveaux rejets dans un milieu aquatique. Aussi, c'est le phosphore total qui est analysé pour faire un suivi de la qualité des eaux.

L'étude du MDDELCC (MDDEP) a mené à la comparaison de la méthode dite « usuelle » et de la méthode dite « en traces ». La méthode dite « usuelle » consiste tout d'abord à filtrer l'eau pour séparer la phase liquide (phosphore dissous) de la phase solide (phosphore particulaire) et à mesurer la concentration en phosphore dans chacune des deux phases. Pour avoir la concentration de l'eau en phosphore total, il suffit de faire la somme des concentrations dans les deux phases. Par ailleurs, la

⁸⁰ Vualu Ibula Mambenga, P., à venir. UQAM. Outil décisionnel pour l'exploitation minière : Etude géo environnementale du gisement Marban, Val d'Or, Québec

⁸¹ MDDFP. (2006). Comparaison de deux méthodes d'analyse pour la mesure du phosphore en milieu aquatique, disponible sur : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/comp-2methodes.pdf (consulté le 21 juin 2013)

limite de détection de cette méthode est de 10 µg/L, toutefois lorsque la concentration est inférieure à la limite de détection, le résultat correspond à la moitié de la valeur de la limite.

L'inconvénient de la méthode dite « usuelle » est double; non seulement elle ne permet pas de donner des estimations précises lorsqu'il s'agit de milieux à faibles concentrations en phosphore, car elle surestime les concentrations inférieures ou proches de la limite de détection, mais elle sous-estime la teneur des milieux aquatiques pour des milieux à fortes concentrations en phosphore. Ceci s'explique en partie par l'incapacité de la méthode usuelle à évaluer avec précision certaines formes de phosphore présentes dans l'eau; une digestion insuffisante du phosphore dissous est en cause.

En se basant sur cette méthode dite « usuelle », le MDDELCC (MDDEP) considère que le bruit de fond du phosphore (concentration naturelle) dans les cours d'eau de l'Abitibi se situe à 17 µg/L contre 11 µg/L dans les cours d'eau ailleurs au Québec⁸². Le but de l'étude était de vérifier que cette estimation pourrait être améliorée avec une autre méthode. Il s'agit d'une adaptation de la méthode au persulfate appelé la méthode dite « en traces ». Celle-ci s'est avérée beaucoup plus adaptée pour des milieux à faibles concentrations en phosphore (phosphore traces) puisqu'elle présente une limite de détection de 2 µg/L⁸³. D'une manière générale, pour les cours d'eau ayant des concentrations naturelles faibles en phosphore (inférieures à 10 µg/L, la limite de détection de la méthode usuelle), la méthode usuelle donne des mesures de phosphore supérieures à celle donnée par la méthode en traces. Cependant, dans le cas des cours d'eau naturellement plus riches en phosphore, la méthode usuelle donne de résultats plus bas que la méthode en traces.

Pour le cas de la rivière Harricana, les mesures prises sont souvent au-delà de la limite de détection de la méthode usuelle (voir la figure 13). La valeur médiane des concentrations donnée par la méthode usuelle est de 16 µg/L contre 23,2 µg/L pour la méthode en traces.

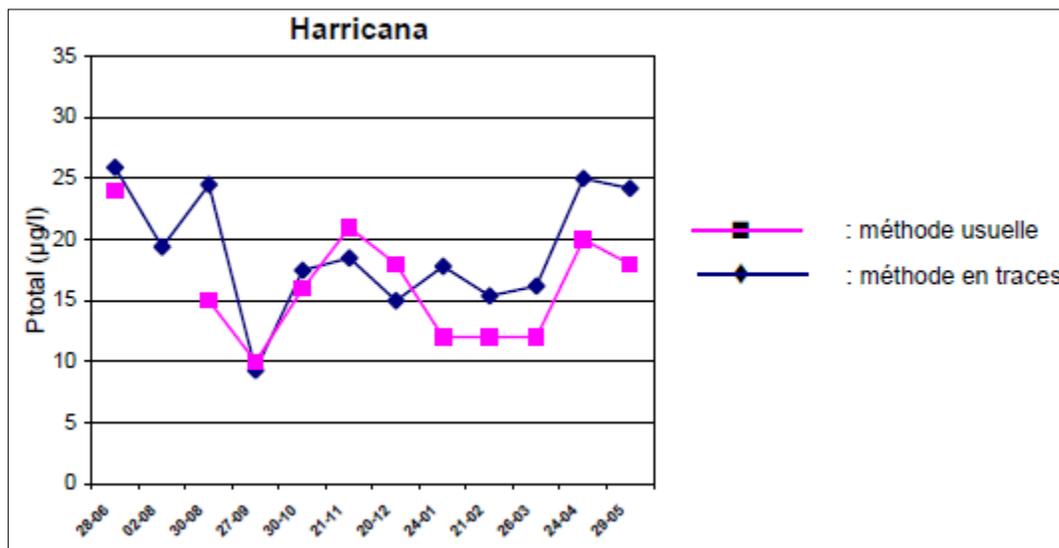


Figure 13 : Comparaison des concentrations du phosphore total (P^t) dans la rivière Harricana mesurées par la méthode usuelle et en traces⁸⁴

⁸² MDDEP, 2006. Comparaison de deux méthodes d'analyse pour la mesure du phosphore en milieu aquatique. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/phosphore/comp-2methodes.pdf (consulté le 21 juin 2013)

⁸³ *Ibid.*

⁸⁴ *Ibid.*

Onze mesures parmi les douze effectuées au courant de l'année 2001 et 2002 dépassent la limite de détection de la méthode usuelle (10 µg/L). Dans ce cas, on s'attend à ce que les concentrations en phosphore données par la méthode usuelle soient inférieures à celles données par la méthode en traces. Ceci est le cas pour la majorité des mesures sauf pour celles prises sur les deux derniers mois de l'année 2001. Pour ces deux dates, les concentrations en phosphore total données par la méthode usuelle sont supérieures à celles données par la méthode en traces.

La comparaison des mesures de concentration en phosphore avec la méthode usuelle et la méthode en traces montre que pour certains cours d'eau situés en Abitibi, la valeur de 17 µg/L (estimée par la méthode usuelle et considérée par le MDDELCC comme valeur de bruit de fond) risque d'être largement sous-estimée. En effet, pour les cours d'eau situés dans la plaine argileuse, l'écart entre les mesures données par les deux méthodes risque d'être important. Une autre étude effectuée par la méthode en traces sur cinq cours d'eau de la région d'Abitibi a donné des concentrations en phosphore allant de 5,8 à 32,9 µg/l, ce qui correspond à une médiane de 16,9 µg/L confirmant la valeur 17 µg/L. Ceci ne vient pas s'opposer à la conclusion déjà émise puisque parmi les cours d'eau analysés certains ne se trouvent pas dans la plaine argileuse. Par contre, cette conclusion nécessite d'être complétée à travers une étude sur plusieurs cours d'eau de la plaine argileuse d'Abitibi. Il pourrait en résulter une correction de la valeur de bruit de fond estimée présentement à 17 µg/L.

La valeur de référence de 17 µg/L est utilisée par le MDDELCC comme étant la concentration naturelle en phosphore dans les cours d'eau de l'Abitibi.

Selon l'étude, cette valeur pour la gestion des apports en phosphore dans les plans d'eau semble être largement sous-évaluée. Des autorisations de rejet émises sur la base de cette valeur risquent de contraindre les cours d'eau à recevoir une charge de phosphore supérieure à leur capacité de support. Il est donc nécessaire de faire une analyse plus complète sur des cours d'eau situés dans la plaine argileuse, et comparer la méthode usuelle et la méthode en traces, afin de corriger la valeur de référence de bruit de fond du phosphore.

A.4.2 Présence d'arsenic dans les eaux souterraines

Par définition, les résidences isolées dans le bassin versant de la rivière Harricana ne sont pas desservies par les réseaux d'aqueducs municipaux. La majorité de ces résidences sont équipées d'un puits domestique pour leur alimentation en eau potable. En Abitibi-Témiscamingue, l'arsenic est présent naturellement dans l'eau souterraine, ceci est lié à la nature géologique de certaines roches. Dans de nombreux puits sur le bassin versant de la rivière Harricana, l'arsenic est présent avec des concentrations plus ou moins importantes. Une étude réalisée par la Direction régionale de la santé publique, en collaboration avec le MERN (MRN), en 1997 sur plusieurs puits domestiques de la région d'Abitibi-Témiscamingue a montré qu'il y a beaucoup plus de chance qu'un puits soit contaminé par l'arsenic inorganique lorsqu'il est situé sur la roche archéenne sédimentaire au niveau de la faille est-ouest en amont du bassin versant.

Le tableau 10 présente le nombre de puits en fonction des puits échantillonnés et de la présence d'arsenic des secteurs étudiés sur le bassin versant de la rivière Harricana.

Tableau 10 : Nombre de puits et concentration en arsenic (As) dans les secteurs étudiés du bassin versant de la rivière Harricana en 1997 (Résultats de l'étude de 1974-1975 entre parenthèses)⁸⁵

Secteurs	Sous-bassin versant	Nombre de puits total	Nombres de puits échantillonnés	Moyenne As (µg/l)	Nombre de puits >=20 µg/l	Moyenne As des puits >=20 µg/l
Rivière-Héva	Milky	100	93 (33)	15,8 (18,4)	18 (5)	57,8 (87,8)
Dubuisson	Milky	157	132 (19)	21,3 (11,7)	42 (4)	54,7 (36,2)
St-Mathieu Ouest	Harricana	14	12 (12)	10,8 (7,7)	2 (2)	24,5 (30)
St-Mathieu Est	Harricana	9	7 (5)	5,7 (12)	1 (1)	28 (39)
Lac Legendre	Harricana	11	4 (2)	< 1 (14)	0 (1)	N/A (25)
Val-St-Gilles	Turgeon	19	13 (4)	11,9 (133,8)	2 (2)	26 (255)
Berry/St-Dominique	Berry	32	18 (21)	4,8 (6,6)	0 (3)	N/A (30)
St-Dominique	Davy	9	5 (5)	2 (7,4)	0 (1)	N/A (29)

Une constatation émane de cette étude selon laquelle les puits contaminés ont tendance à être associés à ces zones. L'arsenic peut se retrouver de façon naturelle dans l'eau, par dissolution de dépôts minéraux ou de roches contenant de l'arsenic inorganique (ex. : arsénopyrite [FeAsS], souvent associé à la présence d'or)⁸⁶.

De 1974 à 1975, le ministère des Ressources naturelles a échantillonné l'eau souterraine sur la base d'un quadrillage systématique, en 5000 points dans la région; en général, ce sont des puits artésiens. Soixante-quinze pour cent (75 %) des puits situés sur la roche archéenne sédimentaire ou à proximité, dans un rayon de 1 km, avaient de l'eau souterraine dont la concentration en arsenic dépassait 25 µg/L. L'étude menée en 1997 est circonscrite sur les zones où ces puits à forte teneur en arsenic se retrouvent.

La thèse selon laquelle il existe **une corrélation entre la profondeur du puits et la concentration en arsenic** doit aussi être rejetée; en effet, l'hypothèse de base reposait sur le fait que plus la surface de contact avec la roche-mère (qui recèle potentiellement l'arsenic sujet à la dissolution) est importante, plus le puits est susceptible de libérer de l'eau concentrée en arsenic. En d'autres termes, même si le trou de forage dans lequel la pompe est installée traverse une profondeur importante de roche-mère, l'eau pompée n'est pas plus concentrée en arsenic.

La possibilité de **corrélation entre l'âge du puits et la concentration en arsenic** est écartée; en effet, il avait été supposé que la dissolution de l'arsenic à proximité du trou de forage s'amenuise avec le temps de pompage et donc que l'eau des puits les plus récents soit plus propice à un taux de concentration élevé en arsenic.

La différence entre les puits artésiens et les puits de surface a aussi été étudiée. Les puits de surface dont le système de pompage est situé au-dessus de la strate rocheuse identifiée comme libérant de l'arsenic par dissolution pourraient être moins sujets à contenir de l'arsenic dans l'eau qui est pompée.

La conclusion la plus probante du rapport réside sans doute dans le fait que la probabilité est huit (8) fois plus grande pour un puits d'être contaminée s'il est situé dans une roche archéenne sédimentaire que s'il est situé ailleurs. Les puits situés dans une zone incluant la roche archéenne sédimentaire et une zone tampon d'un (1) kilomètre ont environ 12 fois plus de chances d'être contaminés à l'arsenic (seuil de 20 µg/L) que les autres. De plus, la variabilité de la concentration dans le temps est observée, mais reste inexpliquée; cette variabilité a même été constatée pour des mesures en arsenic de puits d'un même secteur ayant les mêmes caractéristiques de conception⁸⁷.

⁸⁵ Poissant, Louis-Marie. (1997). La contamination par l'arsenic des puits domestiques en Abitibi-Témiscamingue : Étude descriptive. Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 99 p.

⁸⁶ Institut national de santé publique du Québec. (2006). Groupe scientifique sur l'eau, Fiche arsenic.

⁸⁷ Poissant, Louis-Marie. (1997). La contamination par l'arsenic des puits domestiques en Abitibi-Témiscamingue : Étude descriptive. Régie régionale de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 99 p.

Par ailleurs, entre 2008 et 2010, une étude de surveillance biologique a été menée en Abitibi-Témiscamingue par l'Agence de la santé et des services sociaux, auprès de 300 participants. Celle-ci indique que chez ceux qui consomment de l'eau dont la concentration dépasse 0,010 mg/L⁸⁸ d'arsenic, ce métal lourd est retrouvé dans leur organisme. Certaines conséquences physiologiques et médicales telles que le diabète et des problèmes de glande thyroïde apparaissent.

L'acquisition de connaissances sur l'écoulement des eaux souterraines en lien avec la concentration de l'arsenic permettrait de mieux comprendre les variations du taux de l'arsenic dans l'espace et dans le temps. Ces connaissances seraient d'une grande utilité lors du creusage de nouveaux puits afin de déterminer les sites auxquels les chances de contamination sont les plus faibles.

Près du tiers des puits échantillonnés à Dubuisson et 20 % de ceux échantillonnés à Rivière-Héva dépassent la norme de 20 µg/L. Cela pose des risques pour la santé publique si ces puits individuels ne sont pas soumis à un suivi plus rigoureux que le minimum requis par la loi⁸⁹, soit aux deux ans. La responsabilité civile de l'analyse de l'eau potable d'un puits résidentiel incombe au propriétaire du puits. Les puits privés doivent être échantillonnés lors de l'achat d'une nouvelle résidence en vertu du *Règlement sur la qualité de l'eau potable*.

Le secteur de Dubuisson figure parmi les secteurs étudiés sur le bassin versant de la rivière Harricana. Il est observé que 132 puits sur les 175 existants ont été échantillonnés lors de l'étude de 1997 contre 19 pendant les années 1974 à 1975. Les résultats de 1997 ont donné une concentration moyenne en arsenic de 21,3 µg/L, dépassant ainsi largement la nouvelle norme fixée en mars 2012 par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* et l'Organisation mondiale de la Santé (10 µg/L). La concentration maximale d'arsenic mesurée dans les puits de Dubuisson était de 57,8 µg/L. Ces valeurs sont largement au-delà des valeurs trouvées précédemment (analyses de 1974-1975).

Un deuxième secteur a été aussi identifié problématique suite aux nombres totaux de puits domestiques contaminés et aux concentrations élevées en arsenic. Il s'agit du secteur de Rivière-Héva, dont 93 des 100 puits existants ont été analysés. La concentration moyenne en arsenic trouvée était de 15,8 µg/L (contre 18,4 µg/L en 1974-1975) et la concentration maximale est de 57,8 (contre 87,8 en 1974-1975). Ces valeurs dépassent aussi largement la norme de 10 µg/L⁹⁰. La comparaison des analyses de 1974-1975 et de 1997 montre une grande différence au niveau des concentrations moyennes et maximales des eaux des puits en arsenic. Ces tendances vers la hausse peuvent s'expliquer par le nombre plus important de puits échantillonnés en 1997. Cependant, dans certains secteurs tels que Rivière-Héva, les concentrations ont beaucoup baissé par rapport aux valeurs de 1974-1975. Il est donc nécessaire de bien analyser la dynamique de l'arsenic dans les eaux souterraines et les échanges avec la roche mère pour pouvoir expliquer l'évolution des concentrations et des formes d'arsenic au fil des années dans la région d'Abitibi-Témiscamingue.

Selon les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*⁹¹, la concentration maximale acceptable pour l'arsenic est de 0,010 mg/L (ou 10 µg/L). En effet, *Règlement sur la qualité de l'eau potable*⁹² fixait la norme à 25 µg/L jusqu'en mars 2012, date à laquelle elle a été révisée à 10 µg/L (soit 0,010 mg/L) afin d'être ajustée à la prescription d'Environnement Canada. Cette décision a permis de suivre les critères émis par l'Organisation mondiale de la Santé.

Rien ne garantit cependant que cette concentration soit un gage de l'innocuité de la substance; l'Agence des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue estime que cette mesure est suffisamment sévère pour éviter une exposition excessive. L'objectif est surtout de préserver les individus qui consomment de l'eau dont la concentration en arsenic est notable de risques pour leur santé.

⁸⁸ 0,010 mg/L = 10 µg/L

⁸⁹ Direction des politiques de l'eau. (2012). Guide d'interprétation du Règlement sur la qualité de l'eau potable, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec.

⁹⁰ MDDELCC. (2013). Règlement sur la qualité de l'eau potable. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/brochure/annexe.htm#annexes> (consulté le 06 juillet 2013)

⁹¹ Santé Canada (2006a), *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* : document technique. L'arsenic. Repéré à : http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/arsenic/index_f.html, Consulté en : Juin 2006.

⁹² Gouvernement du Québec (2001), *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, L.R.Q., c. Q-2, r.18.1.1.

De son côté, le Groupe de recherche sur l'eau souterraine (GRES) a constaté dans son rapport de Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines (PACES) de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 1) qu'en nombre absolu de dépassements, les problématiques de qualité en arsenic sont surtout caractéristiques des aquifères de roc fracturé⁹³. L'UQAT continue à pousser ses recherches dans ce sens. Une étude de doctorat⁹⁴ qui s'intéresse à la distribution de l'arsenic dans les eaux souterraines de la région Abitibi-Témiscamingue a été lancée en 2013. Cette étude a pour objectif d'identifier l'origine géologique de l'arsenic et de caractériser sa mobilité afin de mieux comprendre les mécanismes qui gouvernent sa présence dans les eaux souterraines de l'aquifère rocheux fracturé en Abitibi-Témiscamingue⁹⁵.

A.4.3 Présence de métaux

La géologie de la région a imposé une présence naturelle de métaux dans les sols, qu'on retrouve aussi dans les eaux. Ces métaux peuvent passer de l'état particulaire à l'état biodisponible directement assimilable par les plantes ou les organismes vivants, puis devenir toxiques. Ce processus peut être amorcé dans un sens ou dans l'autre en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (pH, dureté, oxygène, etc.). La teneur naturelle des sols ou des eaux du bassin versant de la rivière Harricana en métaux sous ces différentes formes a fait l'objet de quelques études, cependant le manque de données sur ce sujet ne permet pas de réaliser une analyse rigoureuse des risques de toxicité liés à la présence naturelle de chacun des métaux dans les eaux de surface sur le bassin versant de la rivière Harricana.

⁹³ GRES-UQAT. (2013). Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 1).

⁹⁴ Bondu, R., UQAT. Distribution et origine de l'arsenic dans l'eau souterraine des aquifères rocheux du Bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue.

⁹⁵ IRME (s.d.) Origine et distribution de l'arsenic dans l'eau souterraine des aquifères rocheux fracturés du Bouclier canadien en Abitibi-Témiscamingue (Québec, Canada). UQAT-Polytechnique. Repéré à : <http://www.irme.ca/projets-de-recherche/643> (consulté le 12/11/2014)

CHAPITRE B – CADRE RÉGLEMENTAIRE POUR LES EFFLUENTS LIQUIDES

Procéder à un diagnostic d'un bassin versant nécessite de connaître le cadre réglementaire des rejets liquides dans le milieu récepteur. Plusieurs lois et réglementations, autant fédérales que provinciales, encadrent le rejet d'effluents liquides. Les effluents liquides peuvent provenir de plusieurs types d'industries telles que l'industrie de la raffinerie de pétrole, agroalimentaire et minière. Puisque cette dernière est marquée sur le bassin versant de la rivière Harricana, le descriptif du cadre législatif pour les effluents liquides sera exposé en fonction de l'industrie minière (voir la figure 14).

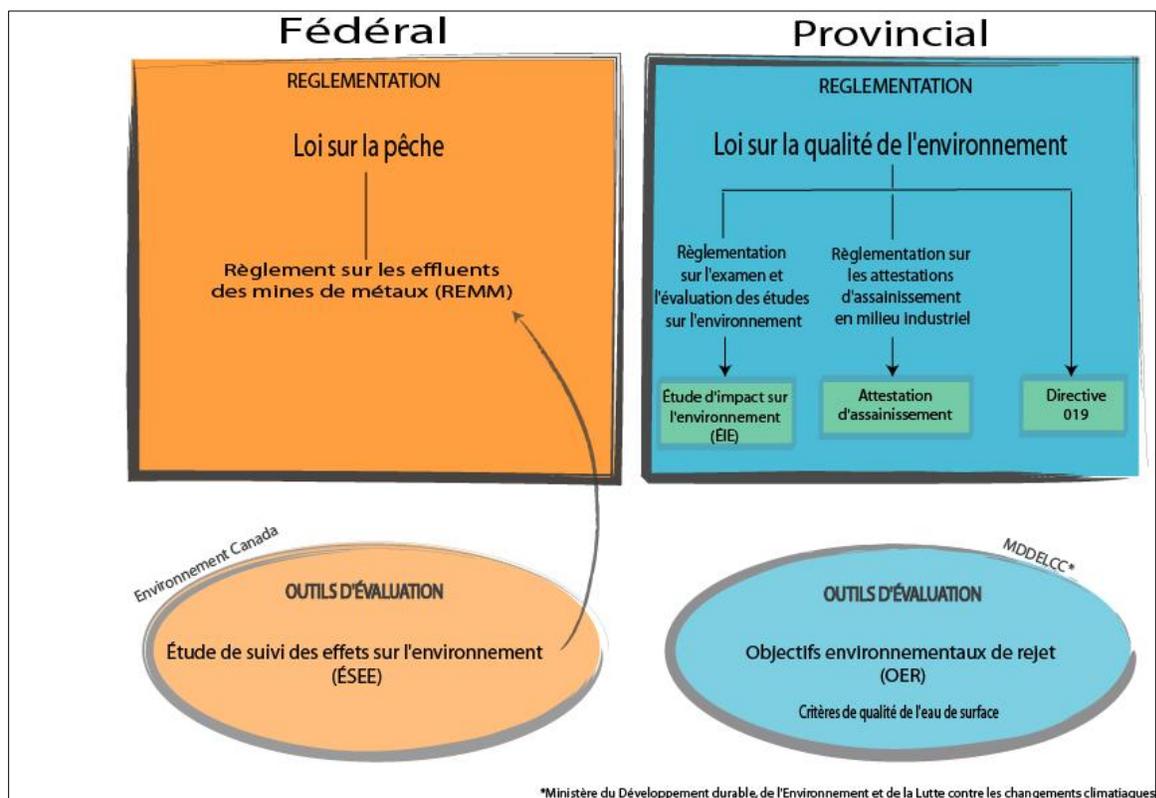


Figure 14: Cadre réglementaire applicable pour les effluents liquides

Bien que les effluents liquides soient suivis de façon rigoureuse, aucun suivi particulier n'est effectué sur les sédiments par les paliers gouvernementaux. Le suivi de la qualité des sédiments se réalise seulement lorsque des sites sont dits « problématiques »⁹⁶ ou lorsqu'ils nécessitent une étude approfondie, selon les termes du *Règlement sur la liste d'étude approfondie du Canada*.⁹⁷

Dans ce chapitre, le détail des réglementations en place pour les effluents liquides miniers ainsi que leurs outils d'évaluation seront présentés.

⁹⁶ Communication personnelle, 2014, MDDELCC

⁹⁷ *Règlement sur la liste d'étude approfondie, DORS/94-638, Art. 16, 17 et 18.*

B.1 Fédéral

La législation fédérale applicable sur les effluents liquides miniers, le *Règlement sur les effluents de mines de métaux (REMM)*, découle de la *Loi sur les pêches* en vertu des articles 34 (2), 36 (5) et 39 (9). En effet, par règlement, le ministre peut entre autres désigner des substances nocives, fixer des quantités ou concentrations de substances admissibles dans l'eau ainsi que désigner certains traitements ou transformations qui, apportés à l'eau en font une substance nocive⁹⁸.

B.1.1 Règlement sur les effluents de mines de métaux

Ce règlement fixe les normes et droits de rejet relatifs aux effluents miniers. Il s'applique aux mines rejetant ou ayant rejeté un débit d'effluent supérieur à 50 m³ par jour après 2002 et/ou aux anciens sites miniers reconnus rejetant des substances nocives dans le milieu aquatique⁹⁹. En vertu de l'article 7, le propriétaire ou l'exploitant d'une mine doit procéder à des études de suivi des effets sur l'environnement (ÉSEE). La portée des exigences du REMM en matière d'ÉSEE se limite aux effets propres à chaque mine.

B.1.1.1 Études de suivi des effets sur l'environnement

Depuis l'entrée en vigueur du REMM en 2002, les ÉSEE ont été instaurées comme outils d'évaluation des études de suivi des effluents et de la qualité de l'eau. Leur objectif est d'évaluer les effets des effluents des mines de métaux sur les poissons et leur habitat ainsi que sur l'utilisation des ressources halieutiques par les humains. Cet outil scientifique de mesure du rendement est utilisé par Environnement Canada pour évaluer l'efficacité de son règlement à protéger les ressources aquatiques¹⁰⁰. Les études sont réalisées sur le point de rejet ayant le plus grand risque de répercussions néfastes sur l'environnement.

La réalisation des ÉSEE comprend 3 volets : le suivi biologique (études sur les poissons, études des communautés d'invertébrés benthiques), la caractérisation de l'effluent incluant les tests de toxicité sublétales et le suivi de la qualité de l'eau. Les études sont exigées par Environnement Canada et produites par des consultants extérieurs pour le compte des minières.

Le tableau 11 expose les différentes études, paramètres et fréquences d'échantillonnage pour chaque type de suivi contenu dans les ÉSEE.

⁹⁸ Loi sur les pêches, LRC 1985, c F-14, art 34(2).

⁹⁹ Règlement sur les effluents des mines de métaux, DORS/2002-222, Art 2

¹⁰⁰ Gouvernement du Canada. (2012). Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/esee-eem/default.asp?lang=Fr&n=AEC7C481-1> (consulté le 6 juin 2014)

Tableau 11 : Fréquences d'échantillonnage et paramètres d'analyse pour la réalisation des ÉSEE

	Études	Paramètres	Fréquences d'échantillonnage
Suivi de la qualité de l'eau du milieu récepteur	Caractérisation physico-chimique (zone de référence/zone exposée)	T, oxygène dissous, pH, dureté, alcalinité, métaux totaux (As, Al, Cd, Cu, Fe, Hg, MO, Pb, Ni, Zn), ammoniac, nitrates, MES, radium 226	4 fois/an
Suivi de l'effluent	Caractérisation chimique	Alcalinité, Al, Azote ammoniacal, Nitrates, Cd, Fe, Hg, Mo	4 fois/an
	Essais de toxicité sublétale	Sur un poisson, un invertébré, une plante et une algue	2 fois/an pendant les 3 premières années puis 1 fois/an
Suivi biologique du milieu récepteur	Étude des poissons	Tissus (concentration en mercure total) et santé des espèces sentinelles (longueur totale, poids corporel, poids du foie, poids des gonades, sexe, fécondité, état externe et âge)	Suivi initial : +30 mois après assujettissement;
	Étude des invertébrés benthiques	structure de la communauté + si possible, mesures dans les sédiments du carbone organique total et distribution granulométrique	Suivi périodique : +36 mois après la dernière étude de suivi ¹⁰¹

B.2 Provincial

La législation provinciale régissant les effluents liquides miniers est la *Loi sur la qualité de l'environnement* dont émane le *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement* puis le *Règlement sur les attestations des assainissements en milieu industriel*. La Directive 019, quant à elle, vient soutenir l'application de la Loi, particulièrement la section IV puis les articles 20 et 22¹⁰². Les outils d'évaluation des effluents liquides miniers sont les études d'impacts sur l'environnement ainsi que les objectifs environnementaux de rejets [OER].

B.2.1 Directive 019

La Directive 019 sur l'industrie minière est l'outil couramment utilisé pour l'analyse des projets miniers exigeant la délivrance d'un certificat d'autorisation en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, pour les projets assujettis à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement ainsi que pour les projets menés sur le territoire de la Convention de la Baie-James et du Nord québécois¹⁰³. Elle vise à présenter les balises environnementales retenues et les exigences de base requises pour les différents types d'activités minières de même qu'à fournir aux intervenants du secteur minier les renseignements nécessairement à l'élaboration de l'étude d'impact ou de répercussions environnementale préalable à une demande de certificat d'autorisation¹⁰⁴.

Ce document n'est pas un texte réglementaire, mais un texte d'orientation qui vient soutenir l'application de la Loi et précise les attentes du MDDELCC [MDDEP] de façon à prévenir la détérioration de l'environnement.

Cet outil s'applique à toutes nouvelles exploitations minières, aux projets suffisamment modifiés pour nécessiter l'obtention d'un nouveau certificat d'autorisation ainsi qu'aux projets de fermetures temporaires ou d'abandon d'une exploitation ayant un effluent dans le milieu récepteur¹⁰⁵. Les travaux d'exploration ne sont pas réglementés par celle-ci, sauf lorsqu'il s'agit de

¹⁰¹ Si les résultats de la dernière étude indiquent un effet sur la population de poissons, sur les tissus de poissons et sur la communauté d'invertébrés benthiques; sinon 72 mois

¹⁰² MDDEP. (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf

¹⁰³ MDDELCC. (2014). Directive 019. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/

¹⁰⁴ MDDEP. (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf

¹⁰⁵ Émis par le MDDELCC afin que soient respectés les lois, règlements et pratiques environnementales en vigueur.

travaux d'exploration avancés nécessitant un drainage ou des travaux de forage en milieu humide. Dans ce dernier cas, certaines exigences s'appliquent telles que la récupération des boues et l'utilisation d'huile biodégradable.

B.2.2 Études d'impacts sur l'environnement

Les études d'impact sur l'environnement sont institutionnalisées par le *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement*. En vertu de l'article 2 n.8) et p), l'ouverture et l'exploitation d'une mine métallifère ainsi que la construction d'une usine de traitement de minerai métallifère, dont la capacité de production et de traitement est de 2 000 tonnes métriques/jour et plus, est assujettie à la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement¹⁰⁶.

Suite au dépôt d'un avis écrit au ministre décrivant la nature générale du projet, la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement est exigée des promoteurs du projet minier¹⁰⁷. Le ministre indique alors à l'initiateur du projet la nature, la portée et l'étendue de l'étude d'impact sur l'environnement à réaliser¹⁰⁸. Celle-ci permet d'analyser et d'interpréter l'ensemble des facteurs qui exercent une influence sur les écosystèmes, les ressources et la qualité de vie des individus et des collectivités. L'analyse est faite par le MDDELCC et contribue à éclairer la décision du gouvernement à autoriser un projet et émettre un certificat d'autorisation¹⁰⁹.

B.2.3 Objectifs environnementaux de rejets

En vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)*, le MDDELCC doit s'assurer que les projets industriels n'engendrent pas de conséquences néfastes pour l'environnement. Pour ce faire, la méthode utilisée est une approche de protection du milieu aquatique basé sur des objectifs environnementaux de rejet (OER). En application depuis 2007 au Québec, les OER sont les indicateurs de la capacité du milieu aquatique et servent à définir l'acceptabilité d'un projet ainsi que d'établir des normes ou des exigences de rejet¹¹⁰.

« Les lignes directrices [de cette méthode] s'appliquent à tout nouvel établissement industriel qui s'implante ainsi qu'à tout établissement industriel existant qui augmente sa production et qui rejette un effluent dans le milieu aquatique. L'établissement industriel est visé dans le contexte d'une demande d'acte statutaire en vertu notamment des articles 22, 31.1, 32, 70.9, 164 ou 201 de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE) »¹¹¹.

Il est important de remarquer que les OER font office d'outils d'évaluation des effluents liquides pour plusieurs types d'industries. Les OER sont déterminés en fonction de la sensibilité du milieu récepteur et de ses usages, puis calculés à partir de différents critères de qualité définis par le MDDELCC :

- les critères de prévention de la contamination de l'eau et des organismes aquatiques (CPC [EO]);
- les critères de prévention de la contamination des organismes aquatiques (CPC [O]);
- les critères d'activités récréatives et d'esthétique;
- les critères de protection de la vie aquatique chroniques (CVAC);
- les critères de protection de la faune terrestre piscivore (CFTP).

¹⁰⁶ MDDELCC, Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement, article 2 n. 8) et p). Repéré à : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R23.HTM (consulté le 14 mai 2014)

¹⁰⁷ Loi sur la qualité de l'environnement, RLRQ c Q-2, art 31.2 Repéré à : <http://canlii.ca/t/69m5z#art31.2>

¹⁰⁸ *Ibid.*

¹⁰⁹ Le certificat d'autorisation est un acte statutaire préalable à la réalisation de projets minier délivré en vertu de l'Article 22 de la LQE.

¹¹⁰ MDDEP. (2008). Guide d'information sur l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ld-oer-rejet-indust-milieu-aqua.pdf> (consulté le 14 mai 2014)

¹¹¹ *Ibid.*

Le calcul des OER prend également en considération l'hydrodynamique du milieu en amont et au niveau de la zone de mélange. Les OER ne sont pas calculés pour l'ensemble de l'écosystème aquatique pris comme milieu récepteur, mais uniquement à une distance limitée du point de rejet, soit la zone de mélange allouée à l'effluent.

Le ministère réalise l'analyse des données pour déterminer les objectifs de rejet alors que le promoteur doit transmettre les informations requises à l'analyse de son projet.

Les OER sont utilisés à la fois par le ministère, pour évaluer l'acceptabilité environnementale d'un projet, et par le promoteur, pour guider sa conception¹¹². Bien qu'ils s'appliquent à tout effluent final issu d'une exploitation minière rejeté dans le milieu aquatique¹¹³, en pratique l'implantation de ce processus est progressive. Il faut noter que lorsqu'il existe une norme définie dans un règlement adopté en vertu de la LQE, cette norme a préséance sur celle qui pourrait être établie dans les OER. En ce qui concerne l'industrie minière, l'utilisation des OER est assujettie aux dispositions prévues dans la Directive 019; or son application n'est pas encore exigée¹¹⁴.

Le tableau 12 présente les concentrations moyennes maximales autorisées à l'effluent final ainsi que les fréquences d'échantillonnage pour l'industrie minière en fonction des règlements provinciaux.

¹¹² MDDEP. (2008). Guide d'information sur l'utilisation des objectifs environnementaux de rejet relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/ld-oer-rejet-indust-mileu-aqua.pdf> (consulté le 14 mai 2014)

¹¹³ *Ibid.*

¹¹⁴ *Ibid.*

Tableau 12 : Concentrations moyennes maximales autorisées à l'effluent final ainsi que les fréquences d'échantillonnage pour l'industrie minière en fonction des règlements provinciaux, en 2014

		Directive 019			REMM		ÉSEE
		Critères de concentrations moyennes mensuelles maximales	Fréquence d'échantillonnage		Critères de concentrations moyennes mensuelles maximales	Fréquence d'échantillonnage	Fréquence d'échantillonnage
			Suivi régulier	Suivi annuel			
Paramètres physico-chimiques de base							
Alcalinité	mg/L de HCO ₃			X			4 fois/an
Conductivité	µS/cm		1 fois/semestre				4 fois/an
Débit	m ³ /j		en continu	X			
Turbidité	UTN			X			
pH		de 6,5 à 9,5	en continu	X		1 fois/semestre	
Dureté	mg/L de CaCO ₃			X			4 fois/an
DBO5	mg/L			X			
DCO	mg/L			X			
MES	mg/L	25	1 fois/semestre	X	15	1 fois/semestre	
Solides dissous totaux	mg/L			X			
Solides totaux	mg/L			X			
Carbone inorganique dissous	mg/L C			X			
Carbone organique dissous	mg/L C			X			
Température	°C		1 fois/semestre				4 fois/an
Nutriments et ions							
Azote ammoniacal	mg/L de NH ₃ -N			X(a)			4 fois/an
Azote total Kjeldahl	mg/L N			X			
Nitrates	mg/L N			X			4 fois/an
Nitrites	mg/L N			X			
Nitrates + Nitrites	mg/L N			X			
Phosphore total	mg/L P			X			
Cyanates	mg/L			X			
Thiocyanates	mg/L			X			
Chlorures	mg/L			X			
Fluorures	mg/L			X			
Sulfates	mg/L			X			
Sulfures	mg/L			X			
Thiosulfates	mg/L			X			
Métaux et métalloïdes							
Aluminium	mg/L			X			4 fois/an
Arsenic	mg/L	0,5	1 fois/semestre*	X	0,5	1 fois/semestre	
Cadmium	mg/L			X			4 fois/an
Calcium	mg/L			X			
Chrome total	mg/L			X			
Cobalt	mg/L			X			
Cuivre	mg/L	0,3	1 fois/semestre* (b)	X	0,3	1 fois/semestre	
Fer	mg/L	3	1 fois/semestre*	X			4 fois/an
Magnésium	mg/L			X			
Manganèse	mg/L			X			
Mercure	mg/L			X			4 fois/an (c)
Molybdène	mg/L			X			4 fois/an
Nickel	mg/L	0,5	1 fois/semestre* (b)	X	0,5	1 fois/semestre	
Plomb	mg/L	0,2	1 fois/semestre* (b)	X	0,2	1 fois/semestre	
Potassium	mg/L			X			
Sélénium	mg/L			X			4 fois/an
Sodium	mg/L			X			
Zinc	mg/L	0,5	1 fois/semestre* (b)	X	0,5	1 fois/semestre	
métaux totaux	mg/L						4 fois/an
Composés organiques							
Substances phénoliques	mg/L			X			
Hydrocarbures	mg/L	15 (d)	1 fois/mois* (d)	X			

Autres							
Radium 226	Bq/l			X (e)	0,37	1 fois/semestre (f)	
Cyanate				X(g)			
Cyanure total	mg/L	1,5 (h)	1 fois/semestre* (h)	X (g)	1	1 fois/semestre	
Cyanure disponible	mg/L	0,1 (h)	1 fois/semestre* (h)				
Thiocyanate				X (g)			
Toxicité aiguë			1 fois/semestre (i)			1 fois/mois (i)	
Bioessais par Daphnie				X		1 fois/mois (i)	
Bioessais par Microtox				X			
Bioessais sur la truite Arc-en-ciel			1 fois/3 mois				
Essais de toxicité sublétales							2 fois/an (j)

Suivis par le REMM et la Directive 019

- (a) Les recommandations pour l'azote ammoniacal dépendent du pH et de la température (voir annexe 1) ¹¹⁵ ;
 (b) L'addition des concentrations individuelles mesurées pour le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc ne doit pas dépasser une valeur de 1,0 mg/L ;
 (c) Sauf si la concentration de mercure total de douze échantillons consécutifs est inférieure à 0,10 0 µg/L ¹¹⁶ ;
 (d) Uniquement pour les eaux d'exhaures ¹¹⁷ ;
 (e) Uniquement si le gîte minéral est composé de substances radioactives ;
 (f) Selon les conditions du REMM (voir annexe 1) ;
 (g) Uniquement s'il y a utilisation de cyanure ;
 (h) Le suivi de ce paramètre dépend de l'utilisation du cyanure dans les procédés d'exploitation (voir annexe 1) ;
 (i) 1 fois/semestre si l'effluent ne présente pas de létalité aiguë ;
 (j) 2 fois/an pendant les 3 premières années puis 1 fois/an ;
 *dépend de la concentration mesurée (voir annexe 1 : tableau 4, Directive 019).

CHAPITRE C – OUTILS D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE

C.1 Les programmes de suivis gouvernementaux

Les données de la qualité de l'eau de surface sont fournies par trois programmes de suivis :

- ☞ Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) :
 Cette banque de données est alimentée par les résultats des stations du Réseau-rivières qui est opéré par des bénévoles ou des OBV. Les données appartiennent au MDDELCC. Les mesures sont réalisées grâce à des prélèvements dans les cours d'eau, surtout en milieu lotique. Les analyses de divers paramètres chimiques se font dans les laboratoires du CEAEQ. La fréquence des mesures est mensuelle.
- ☞ Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) :
 Ce réseau a pour objectif de suivre la qualité de l'eau et l'état des bandes riveraines. Des mesures sommaires de la qualité de l'eau (transparence de l'eau, phosphore total en trace, chlorophylle a et carbone organique dissous) sont prises pour caractériser l'état trophique des lacs, donc en milieu lentique principalement. Des bénévoles procèdent aux prélèvements, puis les analyses se font au CEAEQ. Le MDDELCC rend disponibles les résultats sur son site internet. La prise d'échantillon d'eau est effectuée pendant deux (2) à trois (3) années consécutives puis une pause de quatre (4) ans de mise. Quant à la transparence, elle est mesurée chaque année.

¹¹⁵ MDDEP. (1986). Critère de qualité de l'eau de surface au Québec. Repéré à : http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/annexe_2.htm (consulté le 6 mai 2014)

¹¹⁶ Gouvernement du Canada. (2002). Règlement sur les effluents des mines de métaux. Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/> (consulté le 6 mai 2014)

¹¹⁷ Eaux d'exhaure : Évacuation des eaux d'infiltration hors d'une mine ou d'une carrière, par canalisation et pompage.

- ↳ **Études de suivi des effets sur l'environnement (ÉSEE) :**
Ces études veillent au respect du REMM. Les mesures comprennent trois volets : le suivi biologique (études sur les poissons et études des communautés d'invertébrés benthiques), la caractérisation de l'effluent incluant les tests de toxicité sublétales ainsi que le suivi de la qualité de l'eau. Les études sont exigées sur certains sites miniers et pour les usines de pâtes et papiers, par Environnement Canada. Elles sont généralement réalisées par des consultants externes pour les industries. Par la suite, les résultats sont envoyés à Environnement Canada. Pour le bassin versant de la rivière Harricana, des résultats de suivi de la qualité de l'eau du milieu récepteur pour les années 2005 à 2009, pour les mines assujetties au REMM sont disponibles.

La carte *Stations de mesures dans le bassin versant de la rivière Harricana*, située à l'annexe 3, montre la répartition des stations de suivi pour chacun des programmes de suivi de la qualité de l'eau du bassin versant.

Sur le bassin versant de la rivière Harricana, il est possible de dénombrer sept (7) stations de suivi du Réseau-rivières, huit (8) lacs enregistrés dans le programme du RSVL sur un total de 26 lacs de villégiatures présents et plusieurs points de suivi ÉSEE. La majorité des stations de suivi de la qualité de l'eau de surface se trouve en amont du bassin versant de la rivière Harricana, essentiellement au niveau du sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque.

Le tableau 13 illustre les différentes stations de suivi correspondant soit au Réseau-rivières, au RSVL ou aux ÉSEE sur le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque. Les stations pour ces mêmes programmes de suivi, sauf pour le Réseau-rivières, pour le sous-bassin versant de la rivière Milky sont présentées dans le tableau 14.

Tableau 13 : Stations de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque

Programme de Suivi	Nom/identifiant	Localisation	Données disponibles
Réseau-rivières ¹¹⁸	08010126	Rivière Bourlamaque (amont)	Données de 2012, métaux uniquement
	08010060	Rivière Bourlamaque (en amont du site minier East Sullivan)	Données de 2010 à 2012
	08010061	Rivière Bourlamaque (en aval du site minier East Sullivan)	
	08010062	Rivière Bourlamaque (aval), au nord de Val-Senneville	
RSVL ¹¹⁹	521	Lac Sabourin	Données de 2009
ÉSEE ¹²⁰	Lac Herbin	Lac Herbin (zone de référence et zone exposée)	Données de 2008 et 2009
	Louvicourt	Rivière Colombière et amont Fosse à l'est du sous-bassin (deux zones de référence ZR1 et ZR2)	Données de 2005 à 2006
		Rivière Colombière, au niveau de l'effluent final et la fosse (deux zones exposées E1 et E2)	
	Sigma	Près du site minier Ssigma (zone de référence et zone exposée)	Données de 2005, 2006 et 2008
Beaufor	Ruisseau Larder (amont zone de référence) Mine Beaufor - Val-Senneville (zone exposée)	Données de 2005 à 2009	

¹¹⁸ MDDELCC. (2013). Atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (consulté le 04 novembre 2013)

¹¹⁹ MDDELCC. (2013). Le Réseau de surveillance volontaire des lacs. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/rsvl_liste.asp (consulté le 04 novembre 2013)

¹²⁰ Environnement Canada. Données de suivi des ÉSEE, qualité du milieu récepteur (2005 à 2009).

Tableau 14 : Stations de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le sous-bassin versant de la rivière Milky

Programme de Suivi	Station	Localisation	Données disponibles
RSVL	520A 520B	Lac Lemoine	Données de 2009
	719	De Montigny	Données de 2012
ÉSEE	Camflo	Amont Mine Camflo, ruisseau sans-nom (zone de référence) Aval Mine Camflo (zone exposée)	Données de 2005 et 2009
	East Malartic	Amont East Malartic (zone de référence) Cône de déversement (zone exposée)	Données de 2006 à 2008
	Kiena	Lac de Montigny, 7 km au nord dans la baie (zone de référence) Lac de Montigny, dans la baie près de l'effluent (zone exposée)	Donnée de 2005 à 2009
	Goldex	Rivière Thompson, amont du ruisseau Deslauriers (zones de référence) Rivière Thompson, aval du ruisseau Deslauriers (zones exposées)	Données de 2006 à 2009

Le tableau 15 expose les stations des programmes de suivi sur le reste du bassin versant de la rivière Harricana tandis que le tableau 16 résume les différents lacs inscrits au RSVL.

Tableau 15 : Stations de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le reste du bassin versant de la rivière Harricana

Programme de Suivi	Station	Localisation	Données disponibles	Sous-bassin
Réseau-rivières	08010004	Rivière Harricana (amont), au pont-route 111 au sud ouest de Saint-Edmond	Données de 2010 à 2012	HS*
	08010064	Rivière Harricana, au pont-route 111 en amont d'Amos .		
	08010063	Rivière Harricana, au pont couvert (Pont Émery-Sicard) à 15 km en aval d'Amos .		
RSVL	519A 519B	Lac Blouin	Données de 2009	HS
	201A 201B	Lac Malartic	Données de 2007 et 2012 Données de 2007	
	200	Lac La Motte	Données de 2007 et 2008	
	256	Lac Legendre	Données de 2008	
	170	Lac Beauchamp	Données de 2007, 2011 et 2012	Davy
ÉSEE	Lapa	Amont Ponceau Est Rang Beaupre (zone de référence) Aval fosse (zone exposée)	Données de 2007 à 2009	HS
	Géant Dormant	Ruisseau Kababawisig et ruisseau sans nom (zones de référence) Ruisseau Kababawisig et ruisseau sans nom (zone exposée)	Données de 2005 à 2009	HS
	Casa Berardi	Amont ruisseau Kaakakosig (zone de référence), à proximité du lac Jérôme Aval ruisseau Kaakakosig (zone exposée), à proximité du lac Jérôme	Donnée de 2006 à 2009	Turgeon

* HS signifie « Hors sous-bassins versant »

Tableau 16 : Lacs inscrits au Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL)¹²¹

#	Lac	Municipalité	# Station	Sous-bassin versant
1	Beauchamp, Lac	Amos	170	Davy
		Trécesson		
2	Blouin, Lac	Val-d'Or	519	HS
3	La Motte, Lac	La Motte	200	HS
		La Corne		
		Saint-Marc-de-Figuery		
		Saint-Mathieu-d'Harricana		
4	Legendre, Lac	La Corne	256	HS
5	Lemoine, Lac	Lac-Garnet	520A	Milky
		Val-d'Or	520B	
6	Malartic, Lac	La Corne	201	HS
		La Motte		
		Malartic		
		Rivière-Héva		
		Val-d'Or		
7	De Montigny, Lac	Val-d'Or	719	Milky
8	Sabourin, Lac	Val-d'Or	521	Bourlamaque

* HS signifie « Hors sous-bassin versant »

C.1.1 Suivi des contaminants dans la chair des poissons

Le MDDELCC, dans le cadre de la surveillance de la contamination du milieu aquatique, évalue le niveau des contaminants dans la chair des poissons d'eau douce. Étant donné que la tête de recharge des eaux du bassin versant de la rivière Harricana subit une forte pression de pollution exercée l'activité minière le long de la faille de Cadillac, ce sont les analyses de teneurs en métaux qui sont d'intérêt. Sur les plans d'eau pour lesquels un guide de consommation du poisson est disponible, les analyses de la chair des poissons comprennent les concentrations d'arsenic, de baryum, de cadmium, de chrome, de cobalt, de cuivre, de fer, de manganèse, de mercure, de molybdène, de nickel, de plomb, de sélénium, de strontium, d'uranium, de vanadium et de zinc. Il est important de noter que de manière générale seul le mercure s'accumule dans la chair des poissons à des teneurs présentant un risque pour la santé humaine¹²².

Toutefois, il est pertinent de poursuivre la mesure des teneurs en métaux dans les poissons des lacs et cours d'eau du bassin versant de la rivière Harricana, notamment le lac De Montigny qui, en raison de son accessibilité, est un lac très fréquenté pour la pêche sportive en été comme en hiver.

Il est nécessaire de tenir compte de la particularité que le contexte minier impose pour les lacs et rivières du bassin versant de la rivière Harricana pour fixer les directives pour la pêche et la consommation de poisson. Des études approfondies sur la présence de métaux lourds et d'autres contaminants et leurs interactions permettraient de bonifier ces directives et mieux contrôler les risques de contaminations.

¹²¹ MDDELCC. (2013) Le Réseau de surveillance volontaire des lacs. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/rsvl_liste.asp (consulté le 31 octobre 2013)

¹²² Communication avec M. Denis Laliberté, MDDELCC.

C.2 Outils d'interprétation

Avertissement au lecteur : Les analyses des données de la qualité de l'eau pour les différentes stations de suivi n'ont pas été soutenues par des tests statistiques afin de démontrer le niveau de signification des différences entre les mesures (pH, concentrations, etc.). Une analyse statistique plus exhaustive devrait être réalisée pour confirmer les tendances d'augmentation ou de diminution des paramètres suivis (tests sur les moyennes des séries de données).

C.2.1 Critères de qualité de l'eau de surface

Le MDDELCC a défini des critères de qualité de l'eau de surface pour chaque contaminant et chaque usage. Un critère est défini par la concentration d'un contaminant qui, si elle est dépassée, risque d'entraîner la perte complète ou partielle de l'usage pour lequel elle a été définie. Il est possible de compte 5 critères de qualité de l'eau de surface :

- Critère de qualité pour la prévention de la consommation de l'eau et des organismes aquatiques (CPCEO pour l'eau potable et CPCO pour les organismes aquatiques) ;
- Critère de qualité pour la prévention de la vie aquatique (effet aigu CVAA et chronique CVAC) ;
- Critère de qualité pour la protection de la faune terrestre piscivore ;
- Critère de qualité pour la protection des activités récréatives et esthétiques ;
- Valeur aiguë finale à l'effluent pour les rejets dans les eaux de surface.

En complément de ces critères chimiques, le MDDELCC a défini également des critères de qualité de toxicité globale (aiguë et chronique) afin de pouvoir évaluer l'état de santé global d'un milieu aquatique.

L'ensemble de ces critères permet d'évaluer la qualité de l'eau de surface, identifier des problèmes et servir de base à l'élaboration de mesures d'intervention ou d'assainissement. Il s'agit de valeurs associées à un seuil sécuritaire protégeant un usage de tout type d'effet délétère possible (toxicité, organolepticité ou dégradation esthétique), qui n'ont donc pas force de loi¹²³.

Compte tenu du fait que les normes exigées par les règlements sont souvent élaborées en fonction des performances des technologies de traitement disponibles, elles ne garantissent parfois pas une protection adéquate des écosystèmes aquatiques. Le respect des critères devrait alors assurer une meilleure protection de l'eau et des différents usages¹²⁴ ; la gestion par objectifs est préférable et apporte une valeur ajoutée à la gestion normative. Étant donné les données disponibles des différents programmes de suivi de la qualité de l'eau de surface sur le bassin versant de la rivière Harricana, une analyse des problématiques liées aux dépassements de critères de qualité de l'eau de surface peut être anticipée pour les éléments suivants :

- Acidification des eaux et présence de métaux ;
- Présence des cyanures ;
- Présence d'éléments nutritifs et matières en suspension ;
- Coliformes fécaux ;
- Chlorophylle-a et état trophique des plans d'eau.

Afin de comprendre les concentrations associées aux critères de qualité de l'eau, il est intéressant de distinguer un agent polluant, d'un agent contaminant ou encore d'un agent toxique. Un **agent polluant** perturbe l'environnement; il est d'origine naturelle (ex. : coliformes fécaux provenant des animaux), artificielle (effluents déversés ou sels de déglacage), de nature chimique (lisiers) ou physique (crues majeures), voire même biologique (bactéries consommatrices d'oxygène)¹²⁵. L'effet de pollution peut être réversible après élimination du contaminant où un nouvel équilibre est créé. Le contrôle passe par la prévention.

¹²³ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

¹²⁴ *Ibid.*

¹²⁵ Van Coillie, R., 2011. Écotoxicologie générale et appliquée, Collections Science de l'environnement

Lorsqu'il est question d'un **agent contaminant**, celui-ci amène des teneurs plus élevées par rapport aux teneurs naturelles. Il est d'origine naturelle (ex : le taux de mercure dû à la décomposition naturelle suite à l'implantation de barrages, les métaux suite à des dragages) ou artificielle (herbicides). Qu'il soit également de nature chimique (métaux lourds) ou microbiologique (bactéries fécales), l'effet de contamination provoque un déséquilibre des teneurs naturelles dont la réversibilité est lente. Le contrôle passe par la surveillance.

Quant à un **agent toxique**, il occasionne des effets néfastes dans les organismes biologiques en raison de teneurs excessives d'origine naturelle (arsenic, plomb, cadmium) ou artificielle (produits d'enduits des coques de bateaux). Dans la même mesure, si l'agent toxique est de nature chimique (métaux lourds d'une fonderie) ou physique (turbidité pour les algues), l'effet de toxicité est lentement réversible sauf si de la mortalité est constatée. Le contrôle s'effectue avec de la surveillance des dépassements de seuils qui constituent les plus basses teneurs à tolérer.

Tout agent toxique est un contaminant et un polluant, mais il n'y a pas de réciprocité.

En effet, ces trois catégories causent un déséquilibre dans l'environnement, mais seules des teneurs excessives engendrent une toxicité.

C.2.1.1 Acidification des eaux

Les principaux indicateurs de l'acidification de l'eau sont le pH, l'alcalinité et la présence des sulfates. L'eau est acide lorsque son pH est compris entre 0 et 7, alcaline si son pH est entre 7 et 14 est neutre si son pH est égal à 7, ceci étant une classification purement chimique. Naturellement, un plan d'eau en équilibre doit être en mesure de neutraliser les effets ayant tendance à modifier ses caractéristiques physico-chimiques ou autres (comme les apports acides pour le cas du pH). Un plan d'eau est considéré *acide* lorsque son pH atteint la valeur de 5,5. À ce moment, il devient incapable de neutraliser les effets perturbateurs du pH (exogènes ou endogènes). En deçà de cette valeur de pH, les dommages aux organismes aquatiques deviennent très marqués. Le plan d'eau est dit *en transition* lorsque son pH est compris entre 5,5 et 6. Le pH est considéré *basique* lorsqu'il est supérieur à 6¹²⁶.

L'acidification des eaux dans les écosystèmes aquatiques pourrait avoir des conséquences graves allant jusqu'à la mortalité de certains organismes aquatiques (poissons, crustacés, etc.) et la perturbation de la chaîne trophique. La dégradation des habitats de poissons serait aussi l'une des conséquences à plus long terme de l'acidification des eaux. Le tableau 17 désigne les intervalles de pH selon les critères de qualité de l'eau tandis que le tableau 18 relate les effets létaux du pH sur les poissons.

Tableau 17 : Critères de qualité de l'eau de surface pour le pH¹²⁷

Critères	Intervalle de pH	Commentaires
Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) CPCEO et CPCO	6,5 à 8,5 (eau). Aucun critère (organismes aquatiques seulement).	Valeur maximale acceptable pour l'eau potable.
Protection des activités récréatives et de l'esthétique	6,5 à 8,5.	Si le pouvoir tampon de l'eau est très faible. Il devrait être acceptable de se baigner dans une eau lorsque le pH est entre 5 et 9.
CVAA	Expliqué par les effets létaux sur les poissons.	Tableau 17
CVAC	6,5 à 9	Valeur exigée pour les effluents des mines et de la majorité des industries.
Protection de la faune terrestre piscivore	Aucun critère	

¹²⁶ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 1999. L'acidité des eaux au Québec. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/pre_acid/brochure/capsule.htm (consulté le 11 novembre 2013)

¹²⁷ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP). (2013). Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

Tableau 18 : Sommaire des effets létaux du pH sur les poissons¹²⁸

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 oeufs 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 contiennent 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.

* Les tests du pH ont été réalisés en Europe

La présence des sulfates dans l'eau est un indicateur d'acidification puisqu'il s'agit de l'une des principales composantes du drainage minier acide (DMA), en plus des métaux (voir aussi paragraphe « Les enjeux environnementaux associés à une mine de métaux » en annexe 1). Les critères de qualité retenus par le MDDELCC concernent la prévention de la contamination de l'eau potable et des organismes aquatiques (CPCEO et CPCO) et la protection de la vie aquatique (CVAC et CVAA). Le premier est fixé à une concentration de 500 mg/L en sulfates (pour l'eau de consommation). Au-delà de cette valeur, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation pourront être altérées. Les autres critères varient en fonction de la dureté de l'eau et de sa concentration en chlorures¹²⁹. Malheureusement, cet indicateur ne peut pas être analysé du fait qu'aucune mesure de concentration en sulfates dans les eaux de surface du bassin versant de la rivière Harricana n'est disponible.

¹²⁸ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

¹²⁹ *Ibid.*

Aussi, il est important de savoir que la sensibilité du milieu à l'acidification varie avec l'alcalinité. Ce paramètre est exprimé par la concentration de l'eau en carbonate de calcium (CaCO_3), en mg/L. Le tableau 19 illustre les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique-effet chronique (CVAC) qui ont été fixés par le MDDELCC¹³⁰.

Tableau 19 : Critères de qualité de l'eau de surface pour l'alcalinité¹³¹

Critères	Concentration en CaCO_3	Sensibilité du milieu
Prévention de la vie aquatique (effet chronique) CVAC	< 10 (mg/L)	Élevée
	de 10 à 20 (mg/L)	Moyenne
	> 20 (mg/L)	Faible

Sur le bassin versant de la rivière Harricana, des mesures de pH provenant des installations minières assujetties aux ÉSEE, réalisées entre les années 2005 et 2009, ainsi que de la BQMA peuvent être exploitées.

C.2.1.2 Présence de métaux lourds

Étant donné le contexte géologique de la région et l'omniprésence de l'activité minière sur le bassin versant de la rivière Harricana, il est indispensable d'analyser les impacts de la présence des métaux sur la qualité des eaux de surface.

Les métaux étudiés dans cette section sont l'aluminium (Al), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Ces métaux font partie des métaux lourds, ou encore appelés « éléments traces », les plus contrôlés dans l'environnement. D'autres métaux, tel le mercure, sont naturellement présents dans certaines régions et peuvent être toxiques lorsqu'ils se retrouvent au-delà de certaines concentrations et sous forme biodisponible, dans l'écosystème aquatique. Cette biodisponibilité des métaux naturellement présents peut être augmentée par les activités humaines, la plus importante étant l'acidification des lacs et cours d'eau causée par les activités minières (DMA) et par les émissions atmosphériques de certaines autres industries (pluies acides). Les lacs et rivières de l'Abitibi-Témiscamingue sont connus comme les plus touchés au Québec par l'acidification causée par les activités minières^{132, 133 et 134}.

Les critères de qualité pour la majorité de ces métaux sont définis en fonction de la dureté de l'eau. La présence des ions calcium et magnésium donne aux organismes aquatiques une certaine protection contre la toxicité de plusieurs métaux (voir le tableau 20 à la page 57¹³⁵). Les critères les plus pertinents pour une interprétation, quant à la qualité de l'eau en termes d'environnement aquatique qui sont généralement définis en fonction de la dureté, sont les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique, effets chroniques (CVAA) et aigus (CVAC)¹³⁶. Les critères associés aux risques de contamination pour l'eau potable (CPCEO) ne seront pas évalués dans le cas du bassin versant de la rivière Harricana puisqu'aucune alimentation en eau potable ne se fait dans les eaux de surface.

La forme du métal à considérer pour analyser son effet sur la qualité de l'eau dépend de l'objectif de l'analyse à mener. La forme biodisponible du métal serait à considérer pour analyser sa toxicité sur les milieux aquatiques d'une manière générale.

¹³⁰ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 1999. L'acidité des eaux au Québec. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/air/pre_acid/brochure/capsule.htm (consulté le 11 novembre 2013)

¹³¹ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

¹³² MDDELCC- direction des eaux industrielles. Commentaire de Julie Rochefort, août 2014.

¹³³ MDDELCC. (2014). Portrait régional de l'eau. Repéré à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/regions/region08/08-abitibi.htm#32> (consulté le 20 octobre 2014)

¹³⁴ Observatoire de l'Abitibi-Témiscamingue. (2007). Portrait de l'environnement. Repéré à : http://www.observat.qc.ca/documents/publication/integral_environnement_2007.pdf (consulté le 20 octobre 2014)

¹³⁵ MDDEFP, direction du suivi de l'état de l'environnement. (2008). Concentrations de métaux dans la partie nord du lac Blouin avant la restauration du parc à résidus miniers Manitou. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/LacBlouin/metaux.pdf (consulté le 14 novembre 2013).

¹³⁶ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

Cependant, en présence de rejet, la forme extractible totale devrait être utilisée pour mieux protéger le milieu aquatique (analyse des concentrations des métaux dans l'effluent, en zone d'influence de rejet ou en amont d'un rejet)¹³⁷.

Comme les critères de qualité de protection de la vie aquatique, effets chroniques (CVAA) et aigus (CVAC), sont exprimés en fonction des concentrations totales du métal (forme extractible totale), des facteurs de conversion peuvent être employés, en cas de besoin, pour transformer ces critères afin de pouvoir considérer uniquement la partie dissoute ou biodisponible. Pour certains métaux, le facteur de conversion varie aussi en fonction de la dureté (ex. : pour le cadmium et le plomb), pour d'autres, il peut varier en fonction de la teneur en matières en suspension (ex. : aluminium, etc.).

Les critères de qualité qui varient avec la dureté sont définis de la manière suivante:

$$\text{Critère} = \alpha e^{(a(\ln \text{dureté}) - b)} / 1000$$

où $\alpha=2$ dans le cas de la valeur aiguë finale à l'effluent (VAFe) et 1 pour les autres critères.
a et b sont des constantes fixes pour chaque métal et pour chaque critère¹³⁸.

En effet, pour une concentration fixe en métal, moins de dépassements sont notés quand la valeur du critère ou la valeur du seuil est plus élevée.

Le risque de toxicité du métal diminue si la dureté augmente.

En présence d'un rejet minier, la situation est encore plus complexe. Utiliser les critères de qualité basés sur la dureté ne permet pas d'évaluer avec exactitude la toxicité réelle du métal. En effet, pour modérer l'effet toxique des rejets, les compagnies minières font augmenter la dureté dans leurs rejets.

« La dureté de l'eau [peut] modérer les effets toxiques pour les organismes en raison des phénomènes compétiteurs qui apparaissent entre le métal et les ions Ca_{2+} et Mg_{2+} au niveau des ligands biotiques des organismes »¹³⁹.

La dureté de l'eau dans le milieu récepteur est ainsi « artificiellement » modifiée (par les rejets). De plus, la toxicité d'un métal peut varier en fonction de plusieurs paramètres outre la dureté, la teneur en carbone organique dissous et le pH peut influencer la toxicité¹⁴⁰. En résumé, se baser uniquement sur le paramètre de la dureté ne permet pas d'appréhender la toxicité réelle d'un métal.

« La biodisponibilité au travers de la spéciation est directement dépendante des paramètres physico-chimiques comme la dureté, le pH, la température, l'alcalinité, la concentration en carbone organique dissous (COD) ou en matières organiques dissoutes (MOD) considérées comme des agents pouvant complexer de nombreux métaux »¹⁴¹.

La spéciation, distribution d'un élément en différentes espèces physico-chimiques, engendre la biodisponibilité de l'élément pour les organismes aquatiques¹⁴². Le comportement des contaminants dans le milieu et les mécanismes de transfert dans les chaînes trophiques doivent être compris pour évaluer l'impact sur le milieu.

¹³⁷ MDDEFP, 2007. Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique, 2e édition, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN-978-2-550-49172-9 (PDF), 56 p. et 4 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/oer/Calcul_interpretation_OER.pdf

¹³⁸ MDDEFP, 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

¹³⁹ INERIS. (2009). Biodisponibilité et spéciation : bilan sur les modèles BLM. Convention ONEMA – INERIS 2008 (passage intégral). Repéré à : http://www.ineris.fr/centredec/R_09_02073A_Action14_final.pdf.

¹⁴⁰ *Ibid.*

¹⁴¹ *Ibid.*

¹⁴² Gonzales, J.F. (2004). IFREMER, Devenir et spéciation des contaminants métalliques. Repéré à : <http://rsl.cepralmar.com/doc/Seminaire-RSL-04-1.pdf>.

Tableau 20 : Critères de qualité de l'eau de surface pour certains métaux, seuils exprimés en mg/L¹⁴³

Critères	Aluminium (Al)	Arsenic (As)	Cadmium (Cd)	Chrome (Cr)	Cuivre (Cu)	Fer (Fe)	Nickel (Ni)	Plomb (Pb)	Zinc (Zn)
Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) CPCEO	0,1 mg/L dans les grandes installations de traitement de l'eau. 0,2 mg/L dans les petites installations de traitement de l'eau.	0,01 mg/L (concentration maximale acceptable pour l'eau potable). 0,0003 mg/L (eau potable, avec un risque sanitaire « essentiellement négligeable »).	0,005 mg/L (concentration maximale acceptable pour l'eau potable).	0,05 mg/L (concentration maximale acceptable pour l'eau potable).	1 mg/L	0,3 mg/L	0,07 mg/L	0,01 mg/L	5 mg/L
Prévention de la contamination (organismes aquatiques seulement) (CPCO)	Aucun critère	0,21 mg/L (s'applique à la forme inorganique seulement)	0,13 mg/L	9,4 mg/L (Cr VI)	38 mg/L		4,6 mg/L	0,19 mg/L	26 mg/L
Valeur aigüe finale à l'effluent (VAFe)	1,5 mg/L (si 6,5<pH<9)	0,68 mg/L (arsenic total)	Fonction de la dureté.	Fonction de la dureté.	Fonction de la dureté (la toxicité du cuivre diminue lorsque la concentration en carbone organique dissous est élevée)	6,9 mg/L (provisoire)	Fonction de la dureté.	Fonction de la dureté (en cours de réévaluation)	Fonction de la dureté.
Protection de la vie aquatique (effet aigu) (CVAA)	0,75 mg/L (si 6,5<pH<9)	0,34 mg/L (arsenic total)	Fonction de la dureté. Facteur de conversion en fonction de la dureté.	Fonction de la dureté et facteur de conversion de 0,316 (Cr III). 0,016 mg/L et facteur de conversion de 0,982 (Cr VI).	Fonction de la dureté (la toxicité du cuivre diminue lorsque la concentration en carbone organique dissous est élevée). -Facteur de conversion de 0,96.	3,4 mg/L (provisoire)	Fonction de la dureté et facteur de conversion de 0,998.	Fonction de la dureté (en cours de réévaluation).	Fonction de la dureté et facteur de conversion de 0,978.
Protection de la vie aquatique (effet chronique) (CVAC)	0,087 mg/L (dureté<10 mg/L) et pH d'environ 6,5. Facteur de conversion de 0,66 si la teneur en MES <5 mg/L Facteur de conversion de 0,33 si la teneur en MES ≥5 mg/L.	0,15 mg/L (arsenic total)	Fonction de la dureté. Facteur de conversion en fonction de la dureté.	Fonction de la dureté et facteur de conversion de 0,86 (Cr III). 0,05 mg/L et facteur de conversion de 0,993 (Cr VI)	Fonction de la dureté (la toxicité du cuivre diminue lorsque la concentration en carbone organique dissous est élevée). Facteur de conversion de 0,96.	1,3 mg/L (provisoire). Facteur de conversion de 0,5 si la teneur en MES <10 mg/L. Facteur de conversion de 0,33 si la teneur en MES ≥10 mg/L.	Fonction de la dureté et facteur de conversion de 0,997.	Fonction de la dureté (en cours de réévaluation). Facteur de conversion en fonction de la dureté.	Fonction de la dureté et facteur de conversion de 0,986.

¹⁴³ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

Le MDDELCC analyse les impacts de plusieurs autres paramètres, sur la toxicité des métaux dans les eaux de surface. Ce travail devrait fournir une démarche plus adéquate pour identifier les problèmes concrets liés à la présence des métaux que ce soit en présence ou en absence de rejets industriels contenant des métaux lourds ; la parution du rapport est prévue à la fin de l'année 2014¹⁴⁴.

C.2.1.3 Évaluation des impacts de l'acidification des eaux et de la présence de métaux lourds

LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA

Pour le bassin versant de la rivière Harricana, les mesures de pH et de concentrations en métaux du MDDELCC sont disponibles grâce au Réseau-Rivières et des données de certaines ÉSEE. Cependant, à ce jour, seule la méthode d'analyse basée sur la dureté est accessible et reconnue pour évaluer la toxicité des métaux dans les eaux de surface.

Les limites de cette méthode dans l'évaluation des risques liés à la toxicité des métaux sur la qualité de l'eau peuvent être mises en évidence. Sur la rivière Bourlamaque, des données de concentration de métaux, de dureté et de pH sur quatre stations appartenant au Réseau-rivières du MDDELCC sont disponibles, pour l'année 2012 (voir carte *Stations de mesures dans le bassin versant de l'Harricana* à l'annexe 5). La station 08010126 située à l'aval du lac Marmette, peut être considérée comme station « témoin » pour les métaux de par sa position en amont de la rivière Bourlamaque et de son éloignement des sites miniers.

L'impact de la pression de pollution émanant des parcs à résidus miniers devrait se refléter par l'acidification des eaux de surface et leur teneur en métaux lourds. La figure 15 montre la distribution sur le nombre d'observations effectuées de la dureté et du pH pour les quatre (4) stations de suivi sur la rivière Bourlamaque, pour l'année 2012 (minimum, 1^{er} quartile, médiane [en bleu], 3^e quartile et maximum).

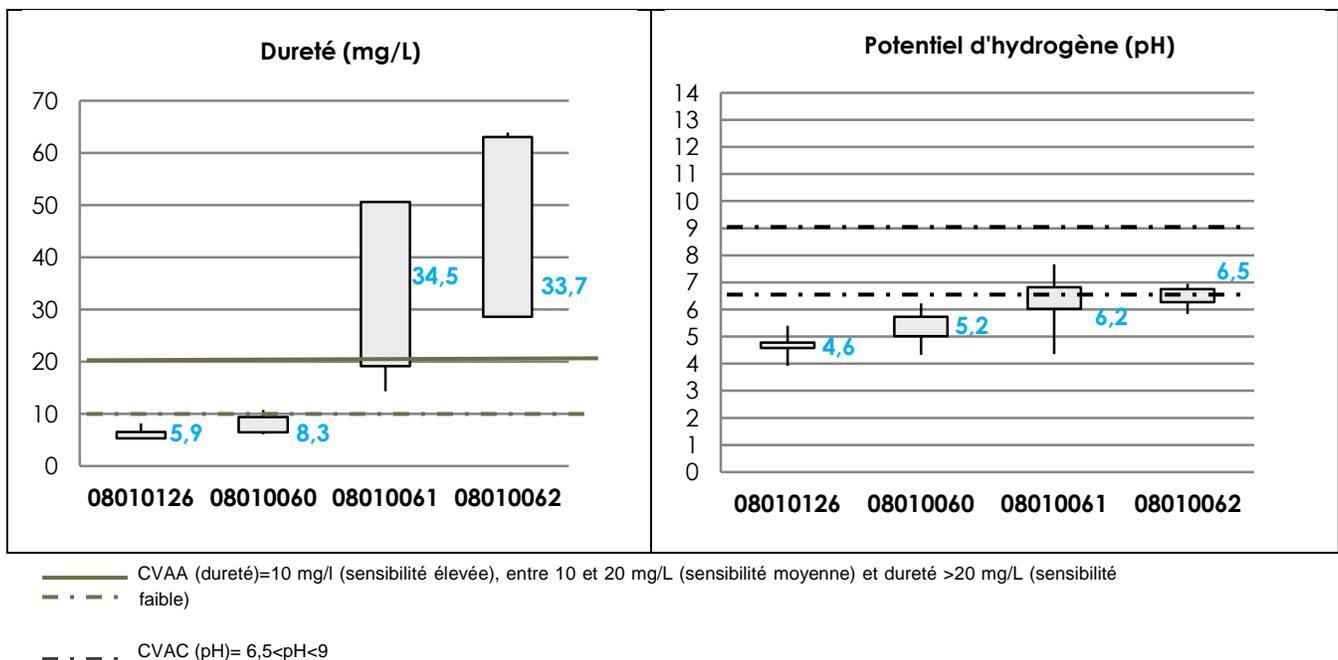


Figure 15 : Dureté et pH de l'eau dans la rivière Bourlamaque (données de 2012)¹⁴⁵

¹⁴⁴ Serge Hébert, coordonnateur des réseaux de surveillance de la qualité des cours d'eau, MDDELCC, direction du suivi de l'état de l'environnement. Communication personnelle du 13 novembre 2013.

¹⁴⁵ MDDELCC. Atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (consulté le 04 novembre 2013)

Selon la figure 15, les stations situées en amont sont marquées par des valeurs de dureté faibles (inférieures à 10 mg/L). À la station 0810126, désignée comme station « témoin » et située en amont de la rivière Bourlamaque, la valeur médiane est de **5,9** mg/L contrairement à **8,3** mg/L pour la station 08010060. En allant de l'amont vers l'aval sur la rivière Bourlamaque, la dureté de l'eau augmente manifestement, la médiane de la station 08010061, située en aval du site minier East Sullivan est de **34,5** mg/L. La valeur médiane est de **33,7** mg/L pour la station 08010062, située plus en aval sur la rivière Bourlamaque, au nord de Val-Senneville¹⁴⁶. Naturellement, la sensibilité à la dureté sur la rivière Bourlamaque est faible, les apports de polluants viennent perturber les conditions naturelles et augmenter la dureté de l'eau. Pour le pH, naturellement l'eau de la rivière Bourlamaque a un caractère **acide**, ceci est confirmé par les mesures de pH à la tête du bassin versant, au niveau de la station désignée « témoin » (valeur médiane du pH = **4,6**). Vers l'aval, le pH augmente progressivement et devient **basique**. Des valeurs médianes de pH de **6,2** et **6,5** ont été calculées pour les stations 08010061 et 08010062. L'acidité de l'eau est, comme la dureté, fortement perturbée par les rejets.

Avant même d'interpréter ces résultats, quelques rappels sur les critères de qualité de l'eau et leurs fondements scientifiques :

- ↪ les valeurs élevées de dureté impliquent des valeurs élevées de critères de qualité¹⁴⁷, donc des seuils de concentration en métaux élevés. Ceci empêche de détecter des dépassements de seuils dans la plupart des cas, dans les eaux de surface, à proximité des rejets miniers.
- ↪ Comme la toxicité des métaux est inversement proportionnelle à la valeur de la dureté, si l'on considère les critères de qualité actuels, cela peut engendrer une sous-estimation des risques liés à la présence des métaux dans les rejets miniers.
- ↪ À l'inverse, une valeur de dureté faible implique une valeur faible du critère, donc une valeur de seuil faible, où beaucoup plus de dépassements seront détectés.

De même, la présence de rejets miniers empêche d'évaluer l'acidité originelle des eaux dans le milieu récepteur. L'accumulation de substances exogènes dans le réseau hydrographique engendre des interactions qui pourront modifier ses caractéristiques physico-chimiques. En conséquence, si ces modifications concernent le pH et la dureté, le risque de toxicité des métaux changera¹⁴⁸.

Ces constatations renforcent l'idée de proposer une autre méthode pour évaluer le risque de toxicité des métaux sur la qualité des eaux de surface tenant compte, non seulement de la dureté et du pH, mais aussi des autres paramètres qui peuvent influencer ce risque. L'étude menée actuellement par le MDDELCC concerne l'impact des autres paramètres sur la toxicité des métaux dans les eaux de surface¹⁴⁹. Les changements anticipés qui seront apportés aux principes de base de détermination des critères permettront des interprétations et constats qui ne sont actuellement pas permis.

L'augmentation de la dureté et du pH, en allant de l'amont vers l'aval, dans le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque, est due aux rejets des sites miniers.

Les résultats de pH et de dureté dans la rivière Bourlamaque laissent supposer que les eaux de surface du bassin versant sont plutôt naturellement **sensibles** aux risques de toxicité. En effet, la dureté de l'eau dans la station située en amont de la rivière Bourlamaque est maintenue largement en dessous de 10 mg/L avec des valeurs de pH inférieur à 5,5 (voir tableau des critères pour la dureté et le pH).

Ceci met en valeur les limites des ÉSEE dans le sens où ces études se limitent à un seul point dans le milieu récepteur occultant les effets plus en aval dans le milieu récepteur. L'accent doit être mis sur l'apport d'une vision globale des activités anthropiques sur les milieux récepteurs. Les mesures de surveillance, appliquées aux rejets industriels par l'entremise de règlements ou de suivis, contrôlent le rejet, mais pas les effets. La faible couverture spatiale assurée par le Réseau-rivières sur les sous-bassins versants de la rivière Harricana ne permet pas de traduire la qualité de l'eau des rivières et amener à des interprétations argumentées.

¹⁴⁶ MDDELCC. Atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (consulté le 04 novembre 2013)

¹⁴⁷ Voir dans ce document, Présence de métaux lourds dans les eaux de surface.

¹⁴⁸ Voir dans ce document, Présence de métaux lourds dans les eaux de surface.

¹⁴⁹ Serge Hébert, coordonnateur des réseaux de surveillance de la qualité des cours d'eau, MDDELCC, direction du suivi de l'état de l'environnement. Communication personnelle du 13 novembre 2013.

Les méthodes actuelles et disponibles ne permettent pas de bâtir une analyse pertinente ni de caractériser les problèmes relatifs à la qualité de l'eau pour les éléments métalliques pour lesquels les critères de qualité d'eau dépendent de la dureté.

Dans le cas du bassin versant de la rivière Harricana, la situation est complexe puisque la dureté en amont du bassin versant, là où les eaux sont très peu perturbées, est beaucoup moins élevée que celle mesurée à l'intérieur ou en aval du bassin versant (voir la figure 15). Ceci pose donc un problème quant à l'applicabilité de la méthodologie de calcul de certains critères de qualité de l'eau de surface. L'emploi de la dureté « in situ » d'une part, dans le calcul de ces critères, ne permet pas d'appréhender la toxicité réelle du métal puisqu'elle est artificiellement modifiée par les rejets et ne représente aucunement la dureté réelle du milieu récepteur. D'autre part, l'emploi d'une valeur de dureté mesurée en amont du bassin versant (valeur très faible dans le cas du bassin versant de la rivière Harricana) risque de montrer beaucoup de dépassements des critères de qualité puisqu'une faible dureté donne une faible valeur de critère (voir formule de calcul dans la section précédente). Ceci est le cas pour le cadmium, le cuivre, le plomb, le zinc et d'autres métaux (voir le tableau 20). Dans ce cas, la réalisation de suivis biologiques à savoir les tests de toxicité globale permettrait d'aider à anticiper sur l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Néanmoins, quelques constatations peuvent être avancées pour les métaux dont la dureté n'est pas le paramètre principal à considérer pour l'évaluation de la toxicité.

SOUS-BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE BOURLAMAQUE

La figure 16 illustre la distribution des concentrations en aluminium, en arsenic et en fer sous forme dissoute (DS) et totale extractible (EXT) au niveau des quatre stations du Réseau-rivières sur la rivière Bourlamaque durant l'année 2012. Les mesures de concentrations ont été prises une fois par mois, de mai à octobre, totalisant six (6) mesures de concentration par élément et par station.

Pour l'aluminium, compte tenu des mesures de dureté et de pH associées aux différentes stations, seul le critère de qualité pour la protection de la vie aquatique, effet aigu (CVAA), peut être considéré. Le seuil de concentration en aluminium correspondant à ce critère est de 0,75 mg/L. En considérant les mesures de concentration en aluminium sous sa forme dissoute, aucun dépassement du critère n'est souligné. Il est observé que les valeurs médianes de concentration en aluminium diminuent progressivement de l'amont vers l'aval. Les valeurs élevées (ou extrêmes) de concentration en aluminium sont enregistrées au niveau des stations situées en aval de la rivière Bourlamaque, surtout au niveau de la station 08010061 (située en aval du site minier East Sullivan). Cette station est située sur l'un des tronçons de la rivière les plus soumis à l'effet de rejets miniers (et à d'autres pressions de pollution).

Par ailleurs, les résultats aux stations ont également enregistré des concentrations élevées en arsenic et en fer en aval de la rivière Bourlamaque. Toutefois, aucun dépassement des critères de protection de la vie aquatique n'a été remarqué pour les formes dissoutes. Il est à noter qu'en date du 14 et 15 octobre 2012, la veille de la prise de mesure du mois d'octobre, de fortes pluies ont été enregistrées dans la région¹⁵⁰. Ces pics de concentrations pourraient s'expliquer par les apports provenant du ruissellement et une importante remise en suspension de ces éléments dans la colonne d'eau.

¹⁵⁰ Serge Hébert, janvier 2014. MDDELCC, direction du suivi de l'état de l'environnement (communication personnelle).

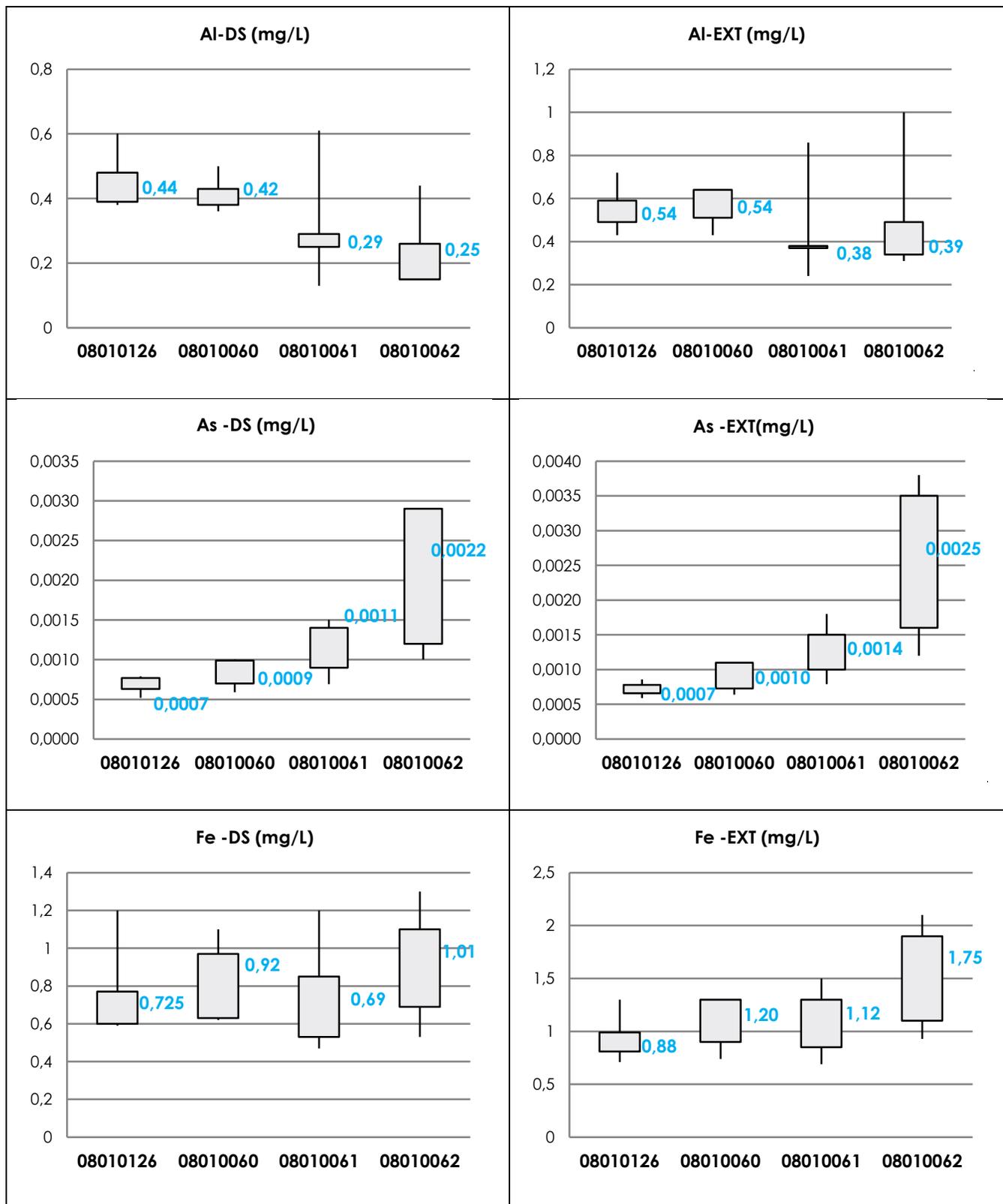


Figure 16 : Concentrations en aluminium, arsenic et fer dans la rivière Bourlamaque (données de 2012)¹⁵¹

¹⁵¹ MDDELCC. Atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (consulté le 04 novembre 2013)

CAS PARTICULIER DU LAC BLOUIN

Le lac Blouin, exutoire de la rivière Bourlamaque, a fait l'objet d'une étude sur les métaux lourds¹⁵². Cette étude révèle que des dépassements de critères sont fréquents sur une vaste étendue du lac Blouin, mais aussi à l'embouchure de la rivière Harricana. Bien que cette étude ait été réalisée antérieurement à la restauration du parc à résidus miniers Manitou, les sédiments présents et déposés dans le milieu hydrique doivent être considérés comme des générateurs potentiels d'éléments métalliques biodisponibles, en quelque sorte une source endogène de pollution.

PARTIE CENTRE ET NORD DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA

Ailleurs sur le bassin versant de la rivière Harricana des mesures de pH, de dureté et des concentrations de métaux provenant de trois stations de suivi du Réseau-rivières sont disponibles pour l'année 2012¹⁵³.

La première station (08010004) est située, à environ 17 km au nord de la Ville de Val-d'Or, sur le pont de la route 111, au sud-ouest de Saint-Edmond. Cette station se trouve sur le tronçon amont de la rivière Harricana qui prend sa source dans le lac Blouin. La deuxième station (08010064) est située en aval de la première, au niveau de l'entrée sud de la Ville d'Amos, à l'intersection entre la route de l'aéroport et la rivière Harricana. Finalement, la station 08010063 se trouve en aval de la deuxième, à environ 21 km au nord d'Amos.

Dans ce secteur, classé hors sous-bassin (voir carte « Activités économiques » du bassin versant de la rivière Harricana), plusieurs pressions de pollution sont présentes. La pression minière est toujours présente même si la densité des sites miniers est moins importante, comparée à la partie amont du bassin versant. De anciens sites miniers et des aires d'accumulation de résidus sont parsemés dans la partie sud et centrale de ce secteur.

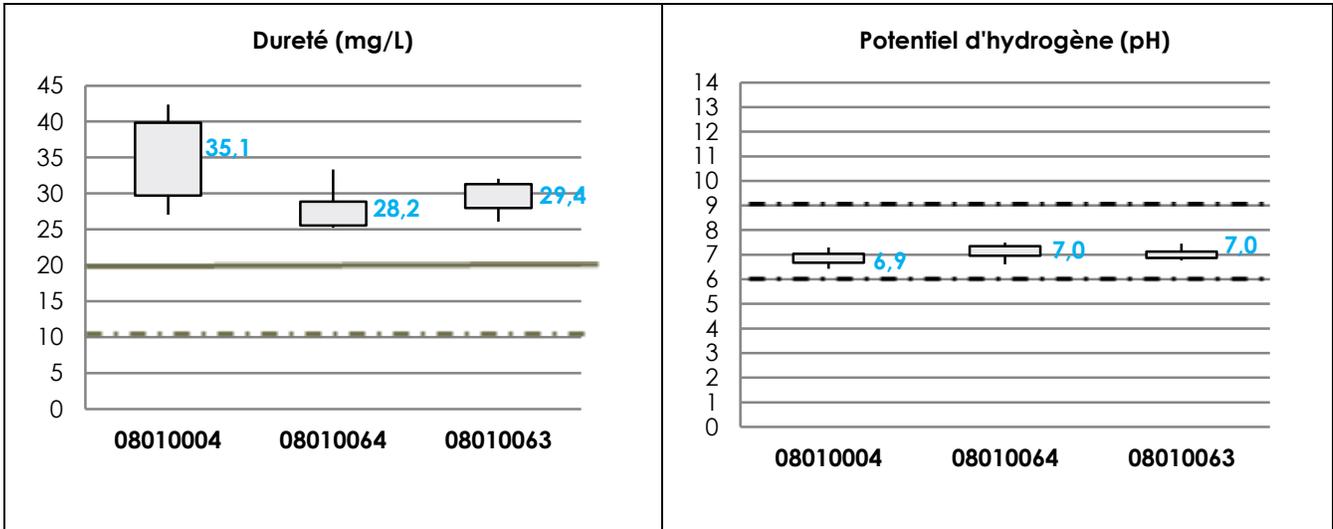
En plus de la pression minière, l'activité agricole est aussi présente dans la partie centrale du bassin versant, plus précisément dans les secteurs de Vassan, Saint-Marc-de-Figuery et Landrienne. Cette partie du bassin versant est également marquée par une forte présence résidentielle près de la Ville d'Amos et autour des lacs de villégiature, entre autres, les lacs Blouin, Malartic et Beauchamp.

Les sous-bassins versants de la tête de recharge de la rivière Harricana, fortement impactés par l'activité minière, font que les eaux en aval sont des eaux chargées en polluants auxquelles viennent s'ajouter les nouveaux apports de polluants.

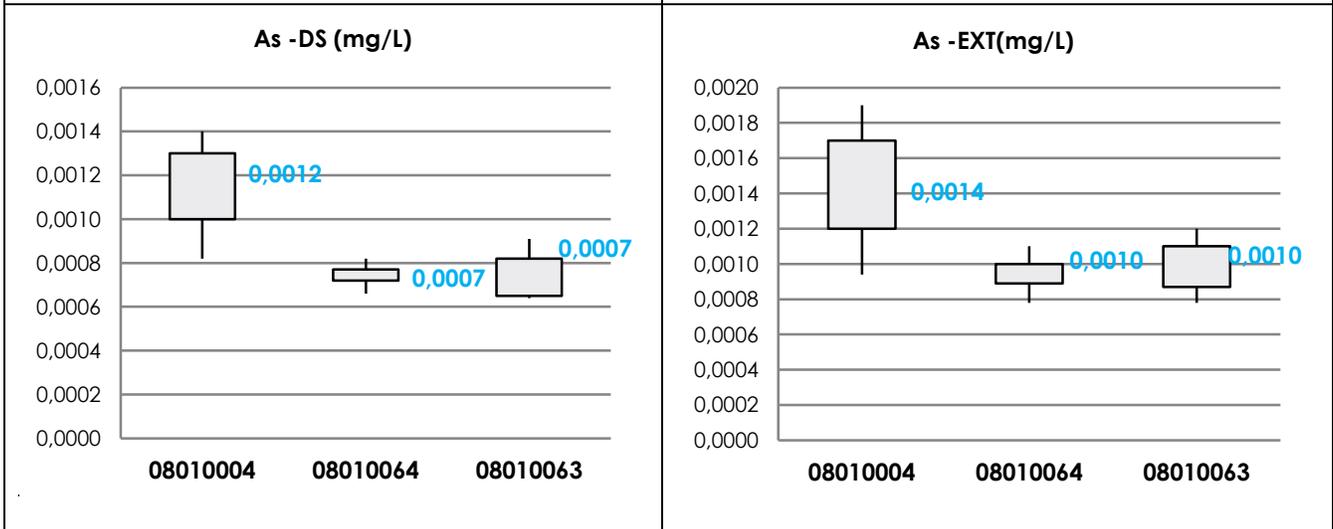
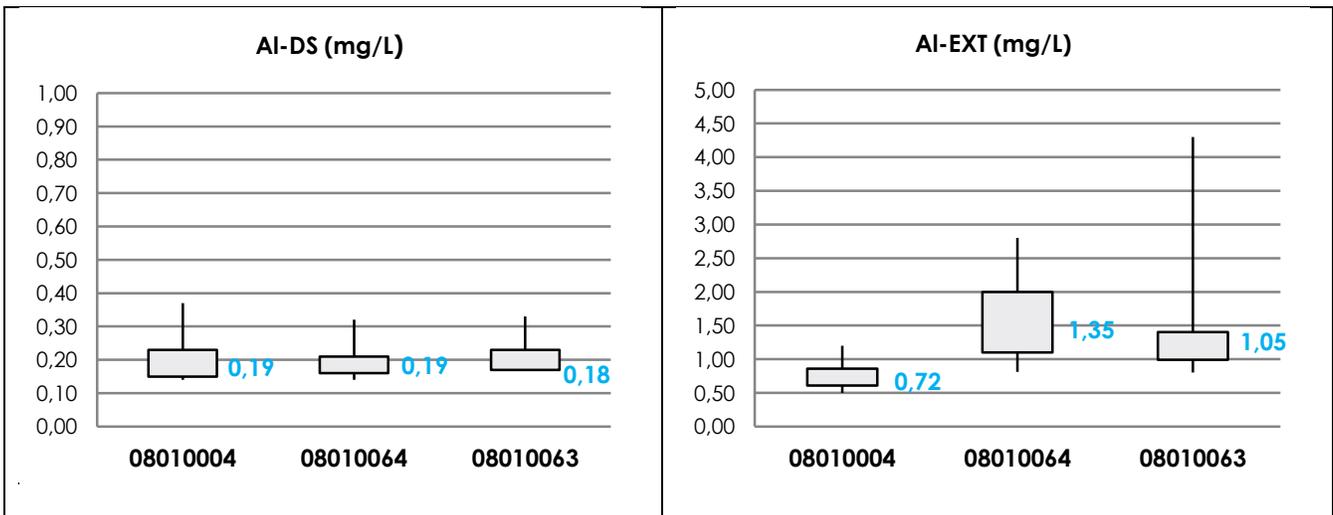
La figure 17 montre la distribution de la dureté, du pH et des concentrations de l'eau en aluminium, en arsenic et en fer, sous forme dissoute (DS) et totale extractible (EXT), dans les trois stations de suivi de la qualité de l'eau situées dans les parties du centre et du nord de la rivière Harricana. Les valeurs des médianes sont mentionnées en bleu sur les graphiques et les critères de qualités sont représentés par des traits continus (CVAA) et interrompus (CVAC).

¹⁵² Berryman, D. (2008). Concentrations de métaux dans la partie nord du lac Blouin avant la restauration du parc à résidus miniers Manitou.

¹⁵³ MDDELCC. Atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (consulté le 04 novembre 2013)



— CVAA (dureté)=10 mg/l (sensibilité élevée), entre 10 et 20 mg/L (sensibilité moyenne) et dureté >20 mg/L (sensibilité faible)
 - - - CVAC (pH)= 6,5<pH<9



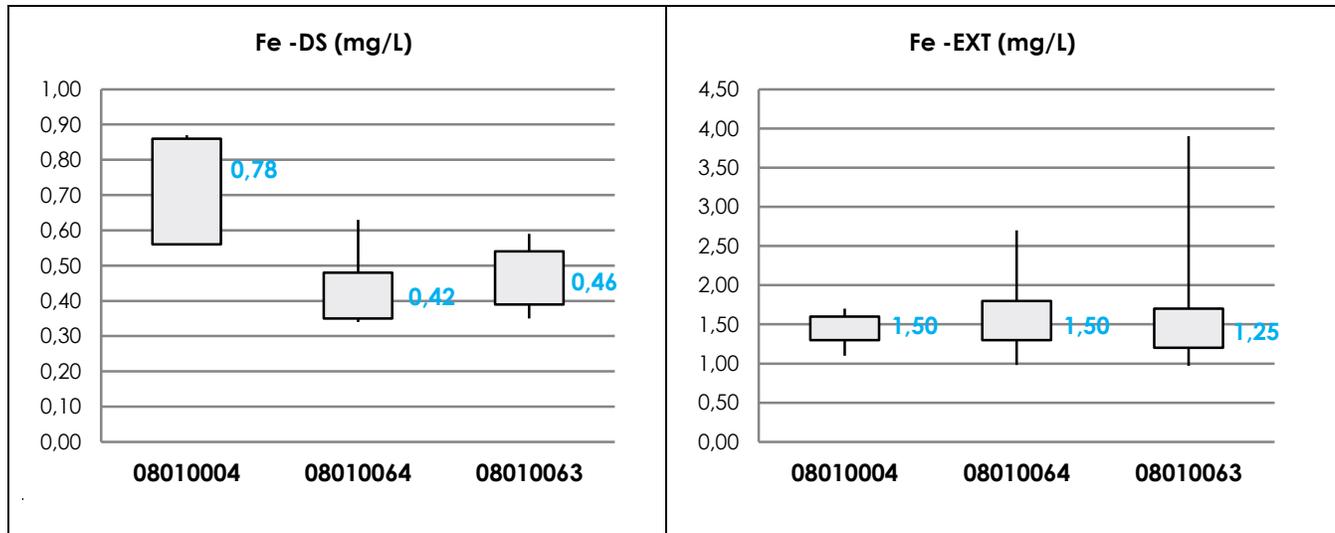


Figure 17 : Distributions du nombre d'observations effectuées de la dureté, du pH et des concentrations en aluminium, en arsenic et en fer, sous forme dissoute (DS) et totale extractible (EXT) pour les stations 08010004, 08010064 et 08010063 de la rivière Harricana (données de 2012)

Les données de suivi de la qualité de l'eau pour l'année 2012 montrent des résultats assez semblables pour la majorité des paramètres analysés au niveau des trois stations sur la rivière Harricana.

Pour les conditions de pH et de dureté plutôt semblables à celles remarquées dans la moitié aval du sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque. Dans les trois stations, ce sont des pH **neutres ou proches de la neutralité** (compris entre 6,4 et 7,5) et des valeurs de dureté relativement **élevées** (comprises entre 25,2 mg/L et 42,3 mg/L).

Dans le cas de l'aluminium, seul le critère CVAA (effet aigu) pourrait s'appliquer. Le seuil correspondant à ce critère est de 0,75 mg/L. Cette valeur n'a jamais été dépassée si l'on considère les mesures de concentration en aluminium dissous.

En outre, pour l'arsenic et le fer, aucun dépassement des critères de protection de la vie aquatique n'a été souligné. Cependant, les mesures de concentration en aluminium et en fer sous leur forme totale extractible montrent des valeurs extrêmes (qui dépassent largement les VCAC et CVAA) surtout au niveau des stations 08010064 et 08010063. Ces valeurs ont été mesurées le 17 octobre 2012 (conséquence éventuelle d'événement pluvial intense enregistré dans la région). Il est à noter que la portion particulaire du métal (non dissoute) pourrait devenir biodisponible, lorsque certaines conditions physico-chimiques sont présentes¹⁵⁴.

Les concentrations en fer et en aluminium dans l'eau sont souvent élevées et pourraient dépasser les CVAC lorsque ces deux éléments sont naturellement présents dans les formations géologiques environnantes. Une meilleure connaissance des teneurs naturelles en métaux des eaux de surface de la région pourrait aider à valider cette hypothèse.

Les mesures de concentration des autres métaux, dont les critères de qualité actuels dépendent uniquement de la dureté (et en cours de révision par le MDDELCC), et qui n'ont pas pu être analysées peuvent être consultées à l'annexe 2.

¹⁵⁴Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

C.2.1.4 Présence de cyanure

La présence de cyanure est possible sur le bassin versant de la rivière Harricana puisque la cyanuration est un procédé utilisé pour l'extraction de l'or et de l'argent. La plupart des mines d'or du bassin versant de la rivière Harricana utilisent ce procédé dans le traitement des minerais (voir tableau 1 à la page 7). Le cyanure (CN), substance potentiellement toxique, se retrouvant par la suite dans les résidus miniers, est capable de contaminer l'eau, le sol et l'air¹⁵⁵. Les critères de qualité pour la protection de la vie aquatique, effet aigu et chronique (CVAA et CVAC) pour les cyanures sont présentés dans le tableau 21.

Tableau 21 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les cyanures¹⁵⁶

Critères	Seuils
CVAA	0,022 mg/L
CVAC	0,005 mg/L

Il est à noter que les critères de qualité de l'eau de surface pour les cyanures, fixés par le MDDELCC, sont calculés pour les cyanures libres (la forme la plus toxique des cyanures). Comme il s'agit d'une forme difficilement mesurable, ce sont les cyanures totaux qui sont souvent mesurés, tels que lors du suivi de la qualité des eaux de surface des ÉSEE. Pour certains critères, il est recommandé d'utiliser les mesures de concentration en cyanures totaux afin d'avoir un critère plus protecteur (comme pour le critère de prévention de la contamination, organismes aquatiques). De plus, en raison de présence possible de complexes métal-cyanures, notamment du complexe fer-cyanure, il est recommandé de mesurer les cyanures totaux lors de l'utilisation du critère de protection de la vie aquatique, effet chronique (CVAC)¹⁵⁷.

Dans la suite, des mesures de concentrations en cyanures totaux des eaux de surface réalisées dans le cadre des ÉSEE seront comparées aux CVAA et CVAC. Il s'agit de mesures de concentrations de cyanures totaux en milieu récepteur, en zones exposées et non exposées à des rejets miniers, qui sont issues de la mise en application du programme de suivi ÉSEE, entre l'année 2005 et 2009¹⁵⁸.

Les mesures de concentration en cyanures proviennent de sites miniers situés à la tête du bassin versant, à proximité de la faille du Cadillac. Il est possible compte parmi ceux-ci les sites de Kiena, Camflo et East Malartic dans le sous-bassin versant de la rivière Milky, puis du site Sigma, situé en partie dans le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque et dans la zone classée hors sous-bassin. Au nord, également dans la zone hors sous-bassin, des mesures de concentrations en cyanures totaux ont été également enregistrées pour le site de Géant Dormant. D'autres données sont issues du site de Casa Berardi, situé encore plus vers le nord, dans le sous-bassin versant de la rivière Turgeon (voir la carte « Activités minières dans la rivière Harricana » à l'annexe 1).

Les zones exposées et non exposées aux rejets miniers, pour lesquels les suivis de la qualité des eaux ont été effectués, sont présentées dans les tableaux 13, 14 et 15 (tableaux, stations de suivi de la qualité de l'eau de surface) pour les différents sites miniers. Les sites sont choisis quand au moins deux suivis par année y sont réalisés afin de pouvoir analyser les différents dépassements des critères de qualité.

La figure 18, ci-après, présente le pourcentage de valeurs de concentration en cyanures (totaux) dépassant le CVAC (0,005 mg/L) dans les zones exposées (E) et non exposées ou de référence (R). Certaines mesures dépassent le CVAA (0,022 mg/L) dans des zones exposées et non exposées aux rejets pour le site minier Camflo (deux dépassements en zone exposée et un dépassement en zone de référence) ainsi que pour les sites miniers East Malartic et Géant Dormant (un dépassement en zone exposée pour chacun des sites).

¹⁵⁵ BRGM. (2003). Éléments à prendre en compte pour l'évaluation des impacts environnementaux dans l'élaboration d'un Plan de Prévention des Risques Miniers. Repéré à : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-52049-FR.pdf> (consulté le 15 août 2013).

¹⁵⁶ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

¹⁵⁷ Ibid.

¹⁵⁸ Une demande collective a été adressée à la table en environnement de l'Association minière du Québec (AMQ) pour obtenir l'ensemble des données disponibles concernant la qualité de l'eau fournies à Environnement Canada dans le cadre des Études de suivis des effets sur l'environnement (ÉSEE).

Ces résultats ne peuvent pas confirmer la présence ni l'absence d'un risque réel de contamination étant donné qu'il s'agit de mesures de concentration en cyanures totaux et non pas en cyanures libres¹⁵⁹. Une analyse plus approfondie sur la présence des cyanures libres dans le milieu récepteur doit être réalisée pour avoir une évaluation plus précise du risque de contamination. Cependant, la comparaison des mesures de concentration en cyanures totaux aux critères de qualité de l'eau de surface, entre les zones exposées aux rejets miniers et les zones de référence (non exposées), permet d'observer quels sites apparaissent avec des concentrations relativement élevées en cyanures et pour lesquels des suivis plus approfondis peuvent être recommandés.

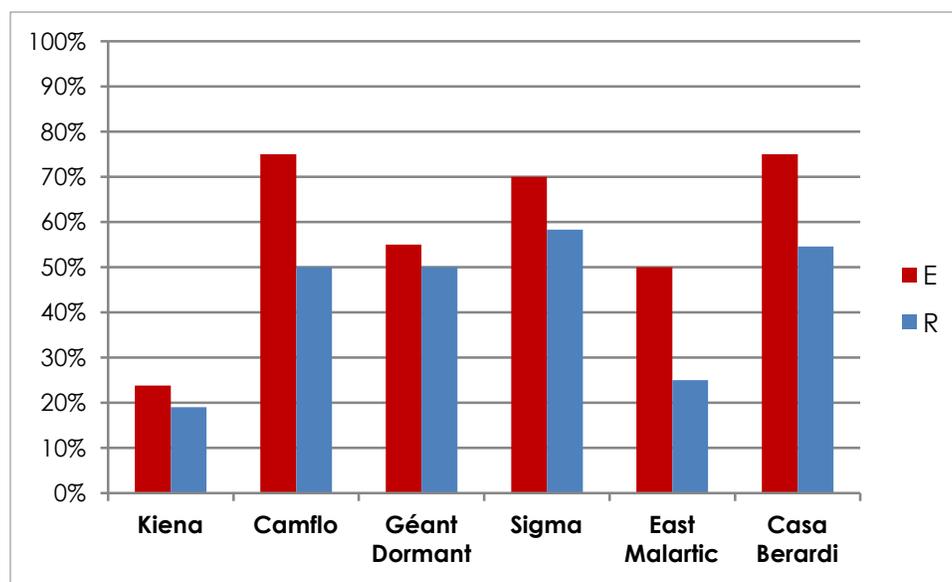


Figure 18 : Pourcentage de dépassements du CVAC pour les cyanures totaux en milieu récepteur (ÉSEE, 2005 à 2009)¹⁶⁰

Sur les mesures disponibles pour chaque site, le plus important nombre de dépassements du critère de protection de la vie aquatique-effet chronique (CVAC), pour la concentration en cyanure, concerne le site Camflo. En effet, il a été enregistré 15 dépassements en zone exposée et 10 en zone non exposée sur 20 mesures dans chacune des deux zones. Le site minier Camflo, situé en aval du sous-bassin versant de la rivière Milky, toujours actif (données 2012), rejette dans un petit ruisseau alimentant le ruisseau Kieriens qui s'écoule vers le lac De Montigny. Aussi, plusieurs dépassements ont été remarqués sur les autres sites miniers pour lesquels il est possible de trouver des mesures de concentration en cyanure dans les milieux récepteurs. Toujours dans le sous-bassin versant de la rivière Milky, les mesures du site minier East Malartic montrent 6 dépassements du CAVC sur les 12 mesures de concentration disponibles en zone exposée et 3 dépassements en zone de référence. Les rejets en provenance de ce site rejoignent le ruisseau Raymond et finissent dans le lac De Montigny. Quant au site Kiena, le nombre de dépassements est nettement moins important, que ce soit en zone exposée où 5 dépassements sur les 21 mesures ont eu lieu pour les concentrations en cyanure disponibles ou en zone non exposée où 4 dépassements ont eu lieu sur le même nombre de mesures. Les rejets de ce site se retrouvent rapidement dans le lac De Montigny.

En dehors du sous-bassin versant de la rivière Milky, des concentrations en cyanure plus élevées que le CVAC dans les milieux récepteurs des autres sites miniers ont été également mesurées. Le site Sigma, rejetant dans un petit ruisseau qui se déverse dans le lac Langlade, a montré sept (7) dépassements sur les mesures de concentrations en cyanures prises en zone exposée (sur un total de 10 mesures) et 7 dépassements en zone non exposée (sur un total de 12 mesures). Les suivis pour la mine Casa Berardi, située à proximité du lac Jérôme, dans le sous-bassin versant de la rivière Turgeon, ont été réalisés dans

¹⁵⁹ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf.

¹⁶⁰ Environnement Canada. Données de suivi des ÉSEE, qualité du milieu récepteur (2005 à 2009).

une zone de référence, en amont du ruisseau Kaackakosig, et dans une zone située en aval de ce ruisseau, exposée aux rejets de la mine. Les eaux du ruisseau Kaackakosig coulent vers la rivière Théo. Il a été remarqué 6 dépassements sur 11 mesures de concentration en cyanure en amont du ruisseau (zone de référence) et 9 dépassements parmi 12 mesures en aval (zone exposée). Selon les données de 2012, cette mine est toujours en activité. La mine Géant Dormant, située à l'est de la partie centrale du bassin versant de la rivière Harricana (zone classée hors sous-bassin) présente également des dépassements du CVAC pour environ la moitié des mesures de concentrations en cyanure sur le ruisseau Kababawisig en zone exposée et en zone de référence. Le ruisseau Kababawisig se déverse par la suite dans la rivière Harricana.

Des dépassements du critère de protection de la vie aquatique (effet aigu) CVAA correspondant à un seuil de concentration en cyanure de 0,022 mg/L ont été remarqués pour le site Camflo 2 dépassements en zone exposée et 1 dépassement en zone de référence) ainsi que pour les sites East Malartic et Géant Dormant (1 dépassement en zone exposée pour chacun des sites).

La présence de cyanures avec des concentrations relativement élevées que ce soit en zone exposée ou en zone de référence, pour certaines mines sur le bassin versant de la rivière Harricana, amène à poser des interrogations quant aux choix des points de suivi pour la réalisation des ÉSEE et aussi par rapport à l'état réel du milieu aquatique, sa vulnérabilité et de son niveau de dégradation. Afin d'avoir une idée complète sur les risques environnementaux liés à la présence des sites miniers, des données de suivi s'avèrent nécessaires à proximité des points de rejets et en amont dans le réseau hydrographique ainsi qu'au niveau des effluents pour tous les sites miniers existants sur le bassin versant (voir la carte « Activités minières dans la rivière Harricana » à l'annexe 3). Un portrait complet illustrant la caractérisation environnementale des sites miniers existants permettrait aussi de prioriser les interventions d'assainissement à mettre en place afin de limiter les risques (programmes de suivi complémentaires, plans de restauration, etc.).

C.2.1.5 Éléments nutritifs et matières en suspension

Les éléments nutritifs sont essentiels pour la vie des écosystèmes aquatiques, mais deviennent toxiques lorsqu'ils sont présents en quantités importantes. Les concentrations en phosphore ainsi qu'en azote et ses dérivés (nitrates et nitrites) ne doivent pas dépasser certains seuils afin de préserver l'état de santé de l'écosystème et les différents usages de l'eau. Le MDDELCC a fixé les seuils de concentrations pour chacun de ces éléments et pour chaque usage.

L'apport de charges importantes d'éléments nutritifs résulte souvent du ruissellement. En effet, les particules en suspensions, auxquelles les éléments nutritifs sont adsorbés, sont lessivées et transportées dans le cours d'eau. Les solides en suspension lorsqu'ils sont apportés en grandes quantités dans les plans d'eau peuvent altérer les habitats des organismes aquatiques. L'activité agricole est souvent associée à ces apports de contaminants (éléments nutritifs et matières en suspensions). En zone urbaine ou rurale, des apports importants proviennent également des rejets des réseaux d'égouts municipaux et des systèmes autonomes d'assainissement de résidences isolées. D'autres activités humaines peuvent aussi être à l'origine d'une partie des polluants dans les plans et cours d'eau, à savoir les exploitations de sablières et gravières, l'activité minière, etc.

Cette partie du diagnostic présente des analyses des données de suivi de la qualité de l'eau relative aux éléments nutritifs et aux matières en suspension. Des mesures de concentrations en phosphore total, en azote ammoniacal, en nitrites et nitrates et en matières en suspension sont disponibles pour certains plans et cours d'eau du bassin versant de la rivière Harricana¹⁶¹.

Le tableau 22 présente la disponibilité des mesures de concentrations pour le phosphore total, l'azote et ses dérivés ainsi que les matières en suspension pour les différents programmes de suivis gouvernementaux.

Tableau 22 : Disponibilité des données des programmes de suivis gouvernementaux

Éléments	Réseau rivières	RSVL	ÉSEE
Phosphore total	√	√	
Azote ammoniacal Nitrites Nitrates	√		√
Matières en suspension	√		√

Le MDDELCC a choisi une approche d'évaluation sécuritaire des risques de toxicité, pour les éléments nutritifs, en se basant sur les concentrations totales et non pas sur les formes biodisponibles (directement assimilables), dans l'élaboration des critères de qualité. Le tableau 23 illustre les critères de qualité de l'eau de surface associés à ces paramètres.

¹⁶¹ Réseau-rivières, stations BQMA

Tableau 23 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les éléments nutritifs et les solides en suspension¹⁶²

Critères/usages	Phosphore total (P _i)		Azote ammoniacal (NH ₃)	Nitrites et Nitrates	Nitrites	Nitrates	Matières en suspension
	Rivières	Lacs					
Prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques)	Aucun critère	Aucun critère	1,5 mg/L : au-delà de cette concentration, les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation pourront être altérées. 0,2 mg/L: La présence d'azote ammoniacal à des concentrations plus élevées peut compromettre l'efficacité de la désinfection.	10 mg/L	1 mg/L	10 mg/L	Aucun critère
Protection des activités récréatives et de l'esthétique	0,03 mg/L	Pour les lacs oligotrophes dont la concentration naturelle est ou était de moins de 0,01 mg/L, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle sans dépasser 0,01 mg/L. Pour limiter l'eutrophisation des lacs dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait entre 0,01 et 0,02 mg/L, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser 0,02 mg/L. Ces critères de qualité s'appliquent en période sans glace.	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère
CVAA	Aucun critère	Aucun critère	Varie en fonction de la température et du pH.	Aucun critère	0,06 mg/L	Aucun critère	Augmentation maximale de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle de matière en suspension, par une pluie importante ou par la fonte) dans le cas d'une eau limpide.
CVAC	0,03 mg/L	Pour les lacs oligotrophes dont la concentration naturelle est ou était de moins de 0,01 mg/L, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle sans dépasser 0,01 mg/L. Pour limiter l'eutrophisation des lacs dont la concentration naturelle se trouve ou se trouvait entre 0,01 et 0,02 mg/L, le critère de qualité est défini par une augmentation maximale de 50 % par rapport à la concentration naturelle, sans dépasser 0,02 mg/L. Ces critères de qualité s'appliquent en période sans glace.	Varie en fonction de la température et du pH.	Aucun critère	0,02 mg/L	2,9 mg/L	Augmentation moyenne maximale de 5 mg/L par rapport à la concentration naturelle ou ambiante (non influencée par une source ponctuelle de matière en suspension, par une pluie importante ou par la fonte) dans le cas d'une eau limpide. En eau turbide, augmentation de 25 mg/L par rapport à la concentration ambiante lorsque celle-ci est de 25 à 250 mg/L, et de 10 % lorsqu'elle est supérieure 250 mg/L (critère en cours de révision).
Protection de la faune terrestre piscivore	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère
Protection des activités agricoles	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère	Aucun critère

¹⁶² Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf

C.2.1.6 Évaluation des impacts du taux d'éléments nutritifs

SOUS-BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE BOURLAMAQUE

Un seul dépassement des critères pour le phosphore total (**CVAC=0,03 mg/L**) a été enregistré au niveau de la station 08010062 située en aval de la rivière Bourlamaque. En effet, une concentration de phosphore total de 0,035 mg/L a été mesurée le 14/03/2010 à cette station. Entre l'amont (station 08010060) et l'aval (station 08010062) de la rivière Bourlamaque, il est possible de remarquer une augmentation des concentrations en phosphore total. Toutefois, des concentrations moins importantes ont été mesurées entre les deux stations (stations 0810061) en aval du site minier East Sullivan.

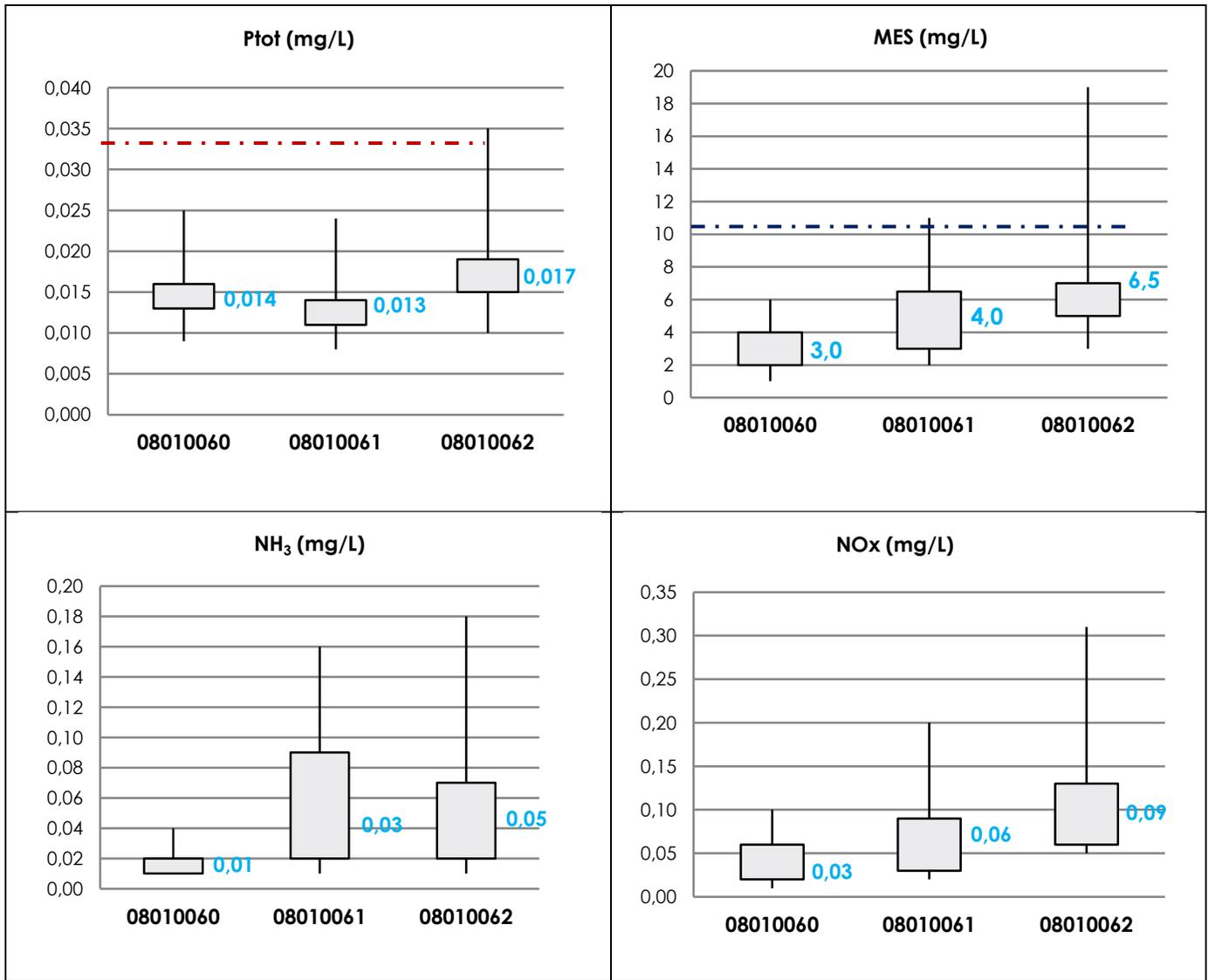
La teneur de l'eau en matières en suspension augmente en allant de l'amont vers l'aval de la rivière Bourlamaque. Afin de pouvoir analyser les dépassements des critères de protection de la vie aquatique pour les matières en suspension, la connaissance de la concentration naturelle ou ambiante dans la rivière est nécessaire. Cette valeur pourrait être estimée par la moyenne des médianes des concentrations en matières en suspension mesurées dans les trois stations, soit la valeur de **4,5 mg/L**. En milieu limpide, les seuils d'effet chronique et de toxicité aiguë correspondent respectivement à des hausses de 5 et 25 mg/L, soit une valeur de **9,5 mg/l** pour le **CVAC** et **29,5 mg/L** pour le **CVAA**¹⁶³. Une concentration de MES de 11 mg/L a été mesurée le 12/06/2010 à la station 08010061, située en aval du site minier East Sullivan. Un autre dépassement a été détecté au niveau de la station 08010062, située plus en aval de la rivière Bourlamaque près de Val-Senneville, où une concentration en MES de 19 mg/L a été mesurée à la date du 09/05/2010.

Aucun dépassement n'a été remarqué pour les concentrations en azote ammoniacal ni en nitrites et nitrates dans les trois stations de suivi sur la rivière Bourlamaque. Des pics de concentrations ont été enregistrés au niveau des trois stations, avec des valeurs beaucoup plus élevées dans les stations plus à l'aval (08010061 et 08010062).

D'une manière générale, peu de valeurs extrêmes de concentrations pour les différents éléments sont relevées, mais l'écart entre ces valeurs de concentrations et celles de la plupart des concentrations mesurées (75 % des concentrations) est assez élevé, surtout au niveau de la station 08010062 située en amont de la rivière Bourlamaque. Ceci pourrait être expliqué par le fait qu'il s'agit souvent de pics événementiels de concentrations de polluants, probablement occasionnées par des apports engendrés par des ruissellements intenses (précipitations ou fonte de neige). Ces données montrent que dans la rivière Bourlamaque, les concentrations en éléments nutritifs et en matières en suspension augmentent en allant de l'amont vers l'aval. Ceci s'explique par une présence de pressions anthropiques beaucoup plus importantes dans la moitié nord du sous-bassin versant (activité minière, agriculture et résidences isolées). Les concentrations élevées en phosphore reviendraient en partie à la présence des dépôts glaciolacustres argileux riches en phosphore, ce qui peut être qualifié de pression naturelle.

La figure 19 montre la distribution des concentrations en phosphore total (P_{tot}), en azote ammoniacal (NH_3), en nitrites et nitrates (NO_x) et en matières en suspension (MES), autour des valeurs de concentrations minimales, des 1ers quartiles (q [25 %]), des médianes, des 3^{ème} quartiles (q [75 %]) et concentrations maximales. La valeur médiane des concentrations est mentionnée en bleu sur chacun des graphiques.

¹⁶³MDDEFP, 2004. La rivière Bourlamaque : Mortalité de poissons de 8 août 2003 et qualité de l'eau. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/bourlamaque/rapport.pdf (Consulté le 11 novembre 2013)



- . - CVAC (P_{tot})= 0,03mg/L
 - . - CVAC (MES)= 9,5 mg/L (estimé)

Figure 19 : Distribution des concentrations totales en nutriments et en MES dans la rivière Bourlamaque, données BQMA (amont vers aval)

Toujours dans le cadre des suivis des concentrations en nutriments et en matières en suspension dans les eaux de surface, les données du RSVL disponibles concernent uniquement le phosphore total pour la station du lac Sabourin, dans le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque. La valeur moyenne des concentrations en phosphore total mesurée pendant l'été 2009 était de 0,014 mg/L. Cette valeur est largement inférieure au critère de protection de la vie aquatique pour le phosphore-effet chronique (CVAC) défini par le MDDELCC (0,03 mg/L). Cependant pour pouvoir pousser plus l'analyse des risques liés à la présence du phosphore dans ce lac, il est nécessaire de comparer les concentrations mesurées par rapport à sa teneur naturelle en phosphore. Une augmentation brutale par rapport à la concentration naturelle aurait des conséquences négatives sur la santé du lac. Une étude réalisée pour l'association des riverains du lac Sabourin dans le cadre du programme Opération Bleu-Vert suppose que le lac Sabourin ne présente probablement pas de stratification en raison de sa faible

profondeur (maximum 4 m). Contrairement au lacs stratifiés, les lacs non stratifiés sont caractérisés par un recyclage continu des nutriments dans la colonne d'eau, ce qui peut favoriser davantage la prolifération d'algues¹⁶⁴.

Afin de pouvoir évaluer les dépassements des critères de qualité de l'eau de surface pour le phosphore dans le lac Sabourin, il est nécessaire d'analyser la série des concentrations instantanées mesurées. De plus, une comparaison des concentrations en phosphore total mesurées dans la colonne d'eau, par rapport aux concentrations naturelles présentes dans les différents écosystèmes aquatiques, est essentielle afin de mieux appréhender l'impact sur les différents usages de la qualité de l'eau. Ce type d'analyse nécessite une meilleure connaissance sur le phosphore présent naturellement dans les plans et cours d'eau du bassin versant.

Il est possible d'observer les résultats du suivi de Réseau-rivière pour les paramètres de phosphore total, azote ammoniacal, nitrites et nitrates ainsi que solides en suspension en fonction des critères de protection pour les stations 08010126, 08010060, 08010061 et 08010062 au tableau 24.

Tableau 24 : Résultats du suivi du Réseau-rivières pour les éléments nutritifs et les solides en suspension (2010 à 2012)¹⁶⁵

Paramètres	Critères	Protection	Données BQMA							
			08010126	08010060		08010061		08010062		
				Médiane	Dépassement (valeur)	Médiane	Dépassement (valeur)	Médiane	Dépassement (valeur)	
Phosphore total (P _{tot})	0,03 mg/L	Vie aquatique (effet chronique)/Activités récréatives/Esthétique	Pas de données	0,014	Aucun	0,013	Aucun	0,017	1 (0,035 mg/L)	
Azote Ammoniacal (NH ₃)	variable	Vie aquatique, effet chronique (CVAC).		0,01		0,03		0,05	Aucun	
	0,2 mg/L	Eau brute d'approvisionnement (efficacité de la désinfection).		0,03		0,06				
Nitrates et nitrites (NO _x)	2,9 mg/L	Vie aquatique, effet chronique (CVAC)								3,0
Solides en suspension (SS)	9,5 mg/L (estimé)	Vie aquatique, effet chronique (CVAC).		Aucun		Aucun				
	29,5 mg/L (estimé)	Vie aquatique, effet aigu (CVAA).								

D'autre part, certaines mesures du taux de matières en suspension dans le cadre du programme des ÉSEE pour quatre sites miniers situés dans le sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque sont disponibles. Ces mesures de concentrations des milieux récepteurs en matières en suspension ont été prises dans des points de rejet et dans des zones de référence, non exposées aux rejets miniers, entre l'année 2005 et 2009 (voir la carte « Stations de mesures dans le bassin versant de la rivière Harricana » à l'annexe 5). Les résultats des sites Sigma, Beaufor, Louvicourt et Lac Herbin pour les MES sont exposés à la figure 20.

¹⁶⁴ Jean-Simon Houle, 2013. Retour sur la fleur d'eau de cyanobactéries du lac Sabourin du 26 septembre 2011, 17p.

¹⁶⁵ MDDELCC. Atlas interactif de la qualité des eaux de surface et des écosystèmes aquatiques. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/Atlas_interactif/stations/stations_rivieres.asp (consulté le 04 novembre 2013).

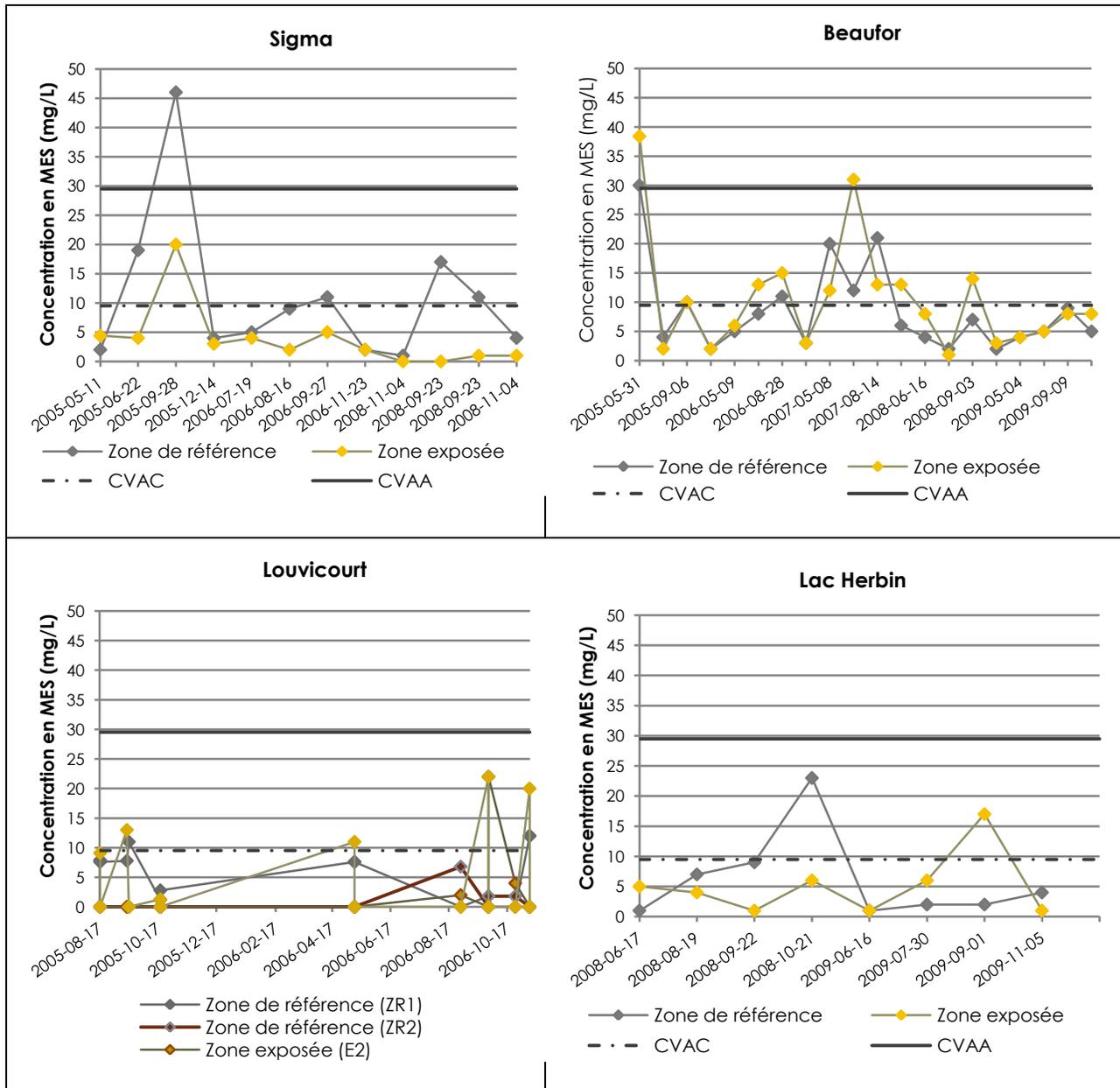


Figure 20 : Résultats du suivi ÉSEE des concentrations en matières en suspension (mg/L) dans sites miniers du sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque¹⁶⁶

¹⁶⁶ Environnement Canada. Données de suivi des ÉSEE, qualité du milieu récepteur (2005 à 2009).

Il faut noter plusieurs dépassements occasionnels du CVAC et CVAA pour les concentrations en MES. Ces dépassements sont remarqués à la fois dans les sites de rejets miniers en zones exposées et aussi en zones non exposées (ou de référence). Les pics de concentrations en MES ont été mesurés surtout au printemps (2005), à l'été (2006 et 2007) et à l'automne (2005, 2008, 2009). Il faut aussi noter que les concentrations en MES sont plus importantes dans les zones exposées aux rejets, sauf pour le site minier Sigma, et durant l'année 2008, pour le Lac Herbin. Les apports de MES d'origine autre que minière devraient être plus importants pour ces cas. Pour la station de la mine Beaufor, les échantillons ont été pris après un orage intense à la date du 31 mai 2005, ceci explique en quelque sorte les fortes concentrations en MES mesurées à la fois en zone de référence (30 mg/L) et en zone exposée (38,4 mg/L).

La partie aval de la rivière Bourlamaque est marquée par une présence plus importante de terres agricoles et de résidences isolées en plus de la forte présence de l'exploitation des substances minérales de surface telles que le sable et le gravier. Ceci pourrait expliquer en partie les concentrations élevées en nutriments et en MES mesurées dans des stations situées plus vers le nord du sous-bassin. La densité élevée des sites miniers sur cette partie du territoire serait aussi responsable d'une importante charge de MES au sein du réseau hydrographique (voir chapitre « Pressions de pollution »).

PARTIE CENTRE ET NORD DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA

En aval du sous-bassin de la rivière Bourlamaque, des données de suivi des concentrations en éléments nutritifs et en MES sont disponibles pour trois stations du Réseau-rivières du MDDELCC ainsi que pour quelques points des ÉSEE (voir les tableaux 13 et 15). Des données de suivi de qualité de l'eau sont disponibles pour les lacs inscrits au programme RSVL à savoir : les lacs Lemoine, De Montigny, Blouin, Malartic, La Motte, Legendre et Beauchamp.

Les données de suivi de qualité de l'eau du Réseau-rivières enregistrées entre 2010 et 2012 montrent une tendance à la hausse au niveau des concentrations en éléments nutritifs et en solides en suspension, en allant de l'amont vers l'aval, sur la rivière Harricana. La comparaison des concentrations enregistrées sur la rivière Harricana et celles enregistrées sur la rivière Bourlamaque (à la tête du bassin versant) montre que les eaux se chargent d'avantage en polluants en traversant le bassin versant. L'écart est beaucoup plus prononcé pour le phosphore puisque la moyenne des valeurs médianes des concentrations pour cet élément double pratiquement passant de 0,015 mg/L dans la rivière Bourlamaque à 0,029 mg/L dans la rivière Harricana.

Au niveau de la station 08010064 située en amont de la ville d'Amos, des valeurs extrêmes de concentrations en phosphore et en matières en suspension sont fréquemment enregistrées. Ces valeurs dépassent largement les seuils fixés par le MDDELCC. La rivière Harricana, à ce niveau, draine, en plus des eaux chargées en provenance du sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque, les eaux en provenance du sous-bassin versant de la rivière Milky caractérisée non seulement par de l'activité minière, mais aussi par de la villégiature. Une autre confluence avec la partie du bassin versant classée « hors sous-bassin » s'ajoute; dans ce secteur, de nombreuses terres agricoles sont en culture ainsi que de nombreux points des rejets d'eaux usées municipaux (voir chapitre « Pressions de pollution »).

La situation de la station de mesures de la qualité de l'eau 08010063 en aval de la municipalité d'Amos doit être à l'origine de l'augmentation des concentrations en polluants dans la rivière Harricana. La présence des rejets de la station d'épuration des eaux usées d'Amos pourrait expliquer en partie cette augmentation. Néanmoins, les valeurs extrêmes sont beaucoup moins remarquées à cet endroit. Les valeurs extrêmes de concentrations en nutriments ou en MES sont souvent associées à des événements engendrant de forts apports de polluants comme les apports par ruissellement ou lessivage. Ceci arrive généralement pendant les périodes de fonte de neige, au printemps ou lors des pluies intenses, durant l'été ou l'automne. Ces événements provoquent souvent le débordement des réseaux d'égout mixtes (voir le tableau 7). Les eaux usées brutes, fortement chargées en polluants et en MES se retrouvent rapidement dans les cours d'eau (voir le tableau 8).

Lors des phénomènes de ruissellement et de lessivage intenses, la circulation de l'eau vers l'exutoire que constituent les plans et cours d'eau, génère l'érosion des sols qui rend mobilisables des quantités substantielles de fines particules solides (MES) auxquelles les polluants sont souvent adsorbés.

La concentration maximale en phosphore (0,14 mg/L) a été enregistrée le 11/04/2011 au niveau de la station 01010064. Le pic des concentrations en matières en suspension (60 mg/L) a été plutôt enregistré le 14/06/2010. À cette date, la concentration en phosphore total a dépassé également le seuil (0,071 mg/L) (voir la figure 21).

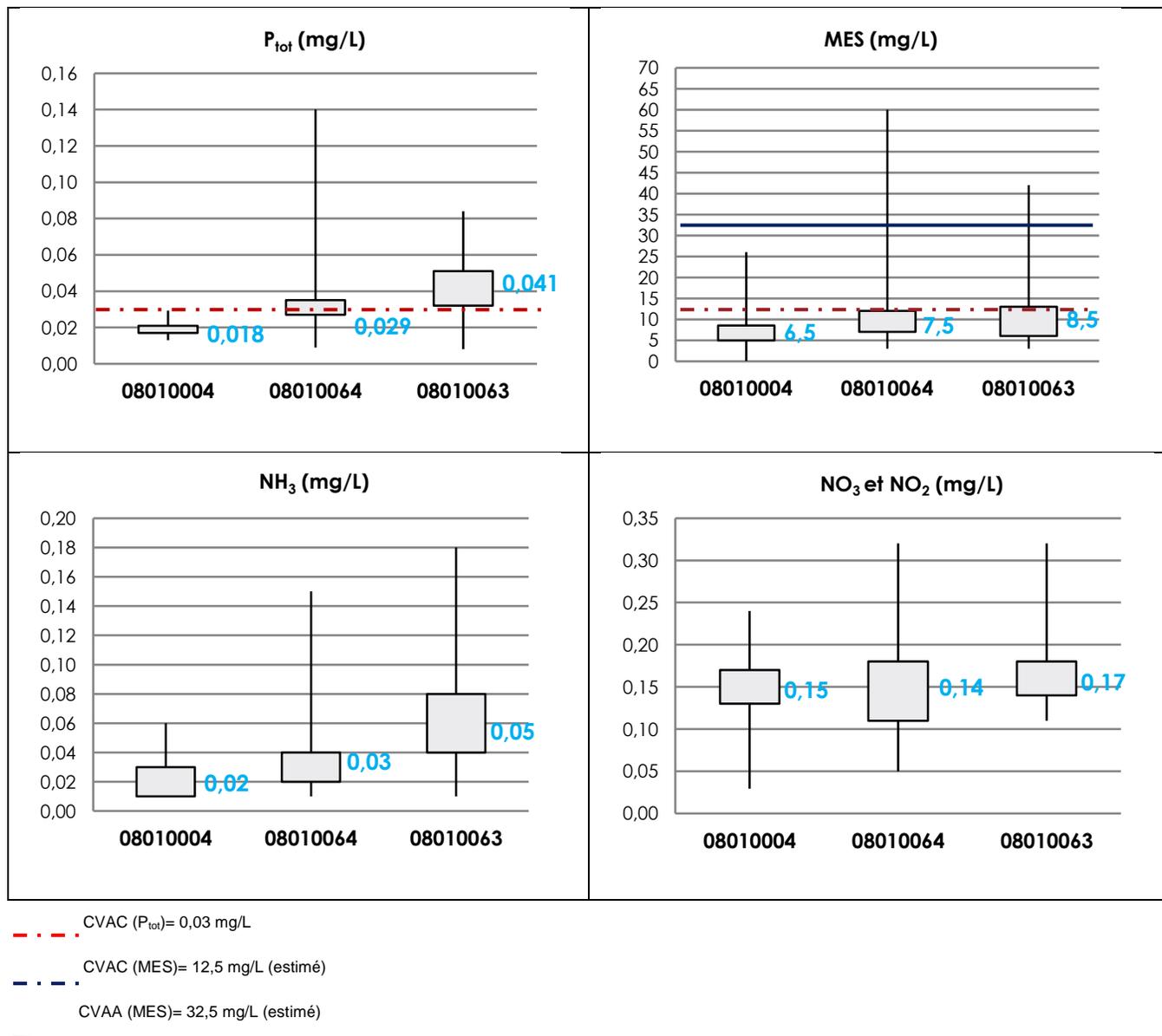


Figure 21 : Distribution des concentrations totales en nutriments et en MES dans la partie centre et nord de la rivière Harricana, Données BQMA (Amont vers aval)

Les résultats du suivi du RSVL, réalisé sur les lacs du bassin versant de la rivière Harricana, montrent des concentrations moyennes en phosphore prises en période estivale très différentes d'un lac à un autre (voir la figure 21 et le tableau 24). La valeur de concentration moyenne la plus élevée, 0,043 mg/L, calculée à l'aide des mesures réalisées en période estivale, correspond au lac De Montigny (données de 2012). Ce lac reçoit les rejets de la plus importante station d'épuration des eaux usées du bassin versant, celle de la Ville de Val-d'Or, en plus des rejets de la petite station d'épuration de l'Île Siscoe.

À ce jour, ces deux stations ne sont pas équipées d'une cellule de déphosphatation. Il est intéressant de noter que le lac De Montigny figure parmi la liste des lacs exclus pour l'enlèvement du phosphore provenant de rejets d'eaux usées de résidences isolées en raison de son taux de renouvellement exceptionnel¹⁶⁷. Cette mesure accepte que l'effluent des installations septiques isolées soit directement rejeté dans le lac ou un cours d'eau en amont. Elle exige au minimum une installation avec un traitement secondaire avancé¹⁶⁸.

Au lac Malartic, les mesures de concentrations en phosphore pour l'année 2007 et 2012 ont donné une concentration moyenne de 0,032 mg/L.

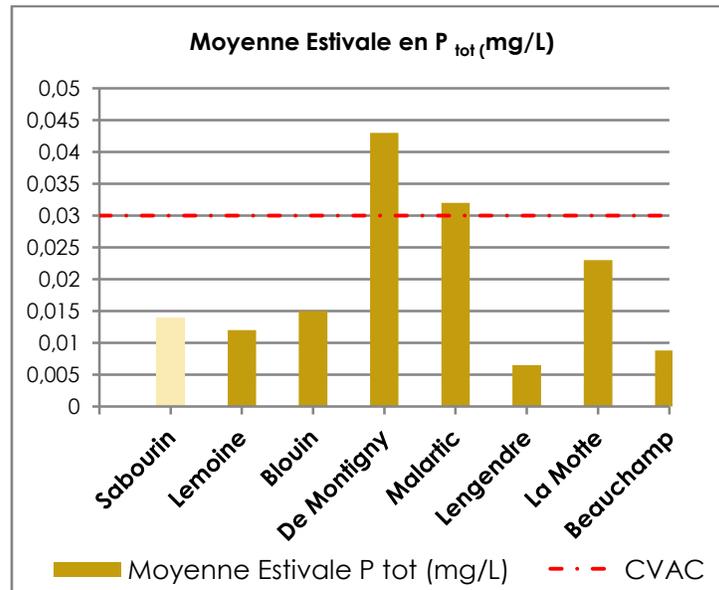


Figure 22: Résultat du suivi du phosphore total pour les lacs (RSVL)

***Les données du lac Sabourin apparaissent avec une couleur plus claire, car ce lac fait partie du sous-bassin versant de la rivière Bourlamaque (analysée dans la section précédente).*

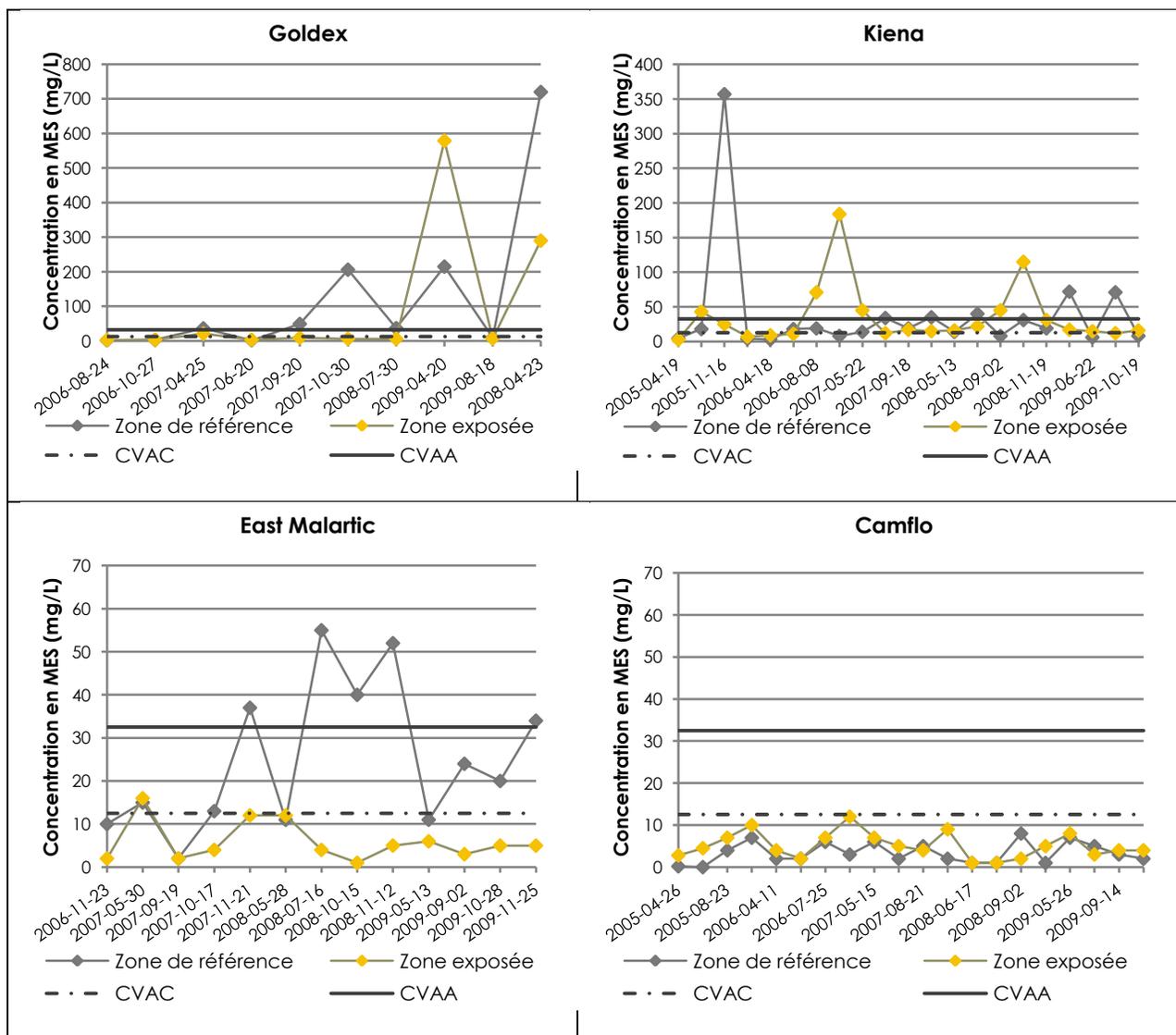
Une des limites à l'interprétation de la relation entre les concentrations mesurées en phosphore, dans le cadre du Réseau de surveillance volontaire des lacs (RSVL) et la présence de fleurs d'eau de cyanobactéries résultent dans le fait que les mesures du RSVL se limitent à l'épilimnion. Aucune mesure le long de la colonne d'eau n'est disponible.

Les résultats de suivi de la qualité des eaux en milieu récepteur réalisé dans le cadre des ÉSEE pour certains sites miniers dans le reste du bassin versant de la rivière Harricana permettent de voir l'importance des apports en MES en provenance de ces sites (voir la figure 23). Si l'on considère que les critères de protection pour la protection de la vie aquatique pour les solides en suspension sont toujours les mêmes dans cette zone (c'est-à-dire 12,5 mg/L pour le CVAC et 32,5 mg/L pour le CVAA), alors les dépassements sont surtout remarqués pour les sites Goldex, Kiena et Géant Dormant (en zones exposées et en zones de référence). Dans ces sites, des concentrations substantielles en MES ont été mesurées entre l'année 2005 et 2009, souvent au printemps, à l'été et à l'automne (voir la figure 23). Il est à remarqué que pour le site Goldex, une concentration de solides en suspensions de **720 mg/L** a été enregistrée au niveau du ruisseau Deslauriers, dans une zone qui n'est pas directement exposée au rejet (zone de référence). Ceci s'expliquerait par des événements climatiques qui ont occasionné des ruissellements intenses (fonte printanière de neige, pluies intenses). Cette hypothèse pourrait être validée grâce aux données météorologiques de la région.

¹⁶⁷ Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées, RLRQ c Q-2, r 22, art 87.27, art 87,29 et art 87,30

¹⁶⁸ *Ibid.*

Afin de pouvoir expliquer les concentrations trop élevées en solides en suspension mesurées dans des zones exposées aux rejets miniers et dans des zones de référence (non exposées), à proximité des sites miniers, il est nécessaire de pousser l'analyse en faisant des mesures de MES en d'autres points, dans le milieu récepteur, et de comparer les données avec les conditions météorologiques enregistrées à la date de l'échantillonnage. Ceci permettrait de choisir les mesures d'atténuation à mettre en place pour mieux contrôler les apports de solides en suspension en provenance des sites miniers vers le milieu récepteur.



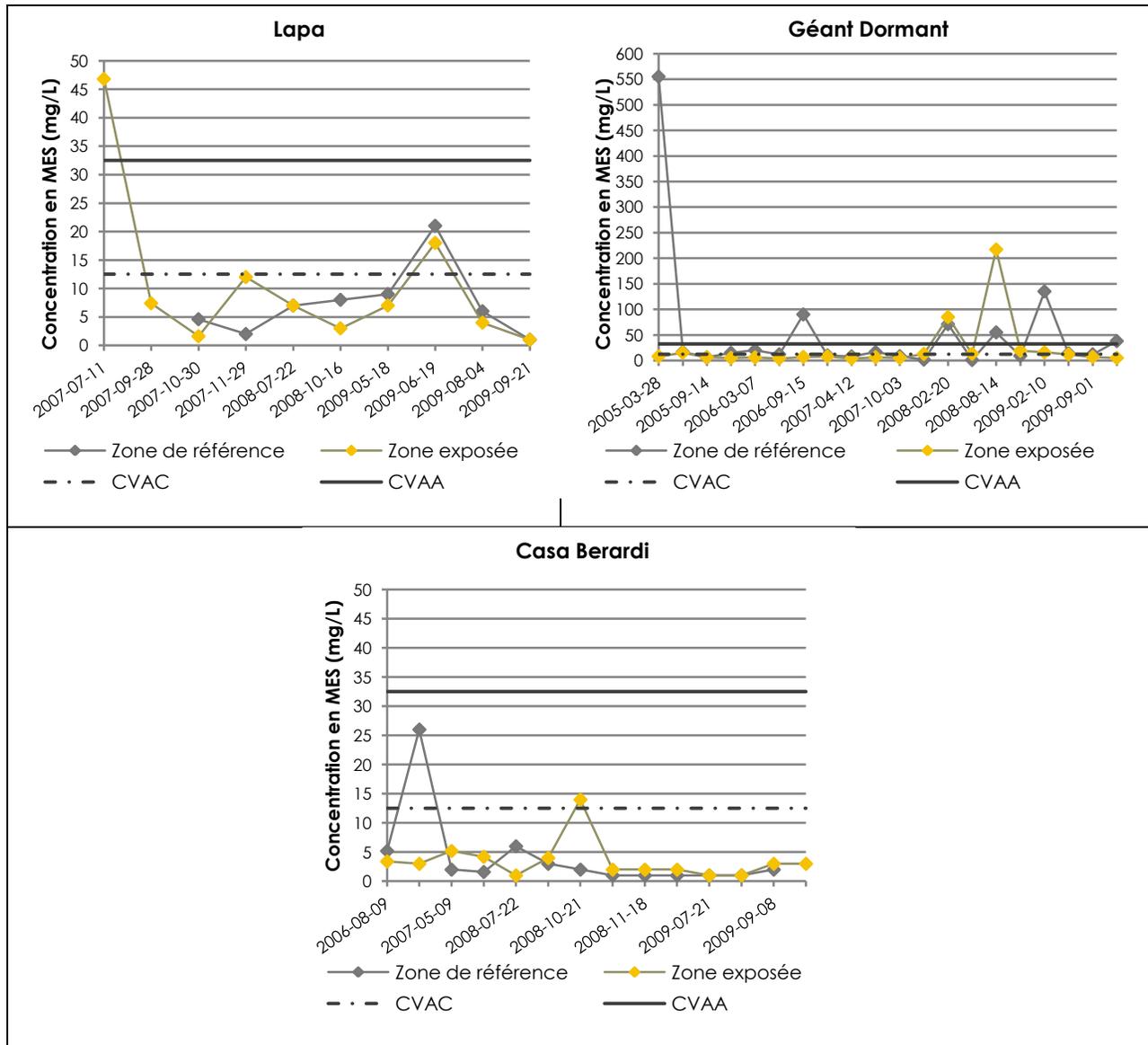


Figure 23 : Résultats de suivi ÉSEE des concentrations des matières en suspension (mg/L) dans sites miniers de la partie centre et nord du bassin versant de la rivière Harricana¹⁶⁹

C.2.1.7 Coliformes fécaux

Les concentrations en coliformes fécaux des eaux de surface proviennent des stations du Réseau-rivières du MDDELCC. Comme pour les autres contaminants, les critères relatifs à la prévention de la contamination pour l'eau ne s'appliquent pas dans ce cas puisque l'approvisionnement en eau potable se fait majoritairement à partir de l'eau souterraine, par l'entremise de la présence d'eskers et de la moraine Harricana. Il en est de même pour les critères relatifs à la prévention de la contamination pour les organismes aquatiques seulement étant donné que ceux-ci ont été élaborés uniquement pour les eaux saumâtres et salées dans le cas des coliformes fécaux. Les seuls critères applicables dans ce cas sont ceux relatifs à la protection des activités récréatives et de l'esthétique présentés illustrés au tableau 25.

¹⁶⁹ Environnement Canada. Données de suivi des ÉSEE, qualité du milieu récepteur (2005 à 2009).

Tableau 25 : Critères de qualité de l'eau de surface pour les coliformes fécaux¹⁷⁰

Critères/usages		Seuils
Protection des activités récréatives et de l'esthétique	Activités de contacts directs (ex.: baignade et planche à voile)	200 UF/100 mL
	Activités de contacts indirects (ex.: pêche sportive, le canotage)	1000 UF/100 mL

Les mesures de coliformes fécaux sont disponibles pour les stations du Réseau-rivières, sur la rivière Bourlamaque et Harricana. Ces données montrent des dépassements des critères pour les concentrations instantanées mesurées de 2010 à 2012. Ces dépassements ont été remarqués une fois au niveau de la station 0810061, située en aval du site minier East Sullivan, puis quatre fois au niveau de la station 08010062, située plus en aval sur la rivière Bourlamaque (au nord de Val-Senneville).

Il est à noter qu'au-delà de 1000 UF/100 ml aucun usage récréatif n'est permis.

Dans le reste du bassin versant, un dépassement a été détecté à la station située en amont de la ville d'Amos (station 08010064), et deux dépassements en aval (station 08010063). Les rejets des eaux usées représentent une importante source de coliformes fécaux dans l'environnement.

Tableau 26 : Dépassements des critères pour les coliformes fécaux dans les rivières Bourlamaque et Harricana

Station	CF (UF/100 mL)	Rivière	Date	Seuil (dépasse)	Usage compromis
08010061	210	Bourlamaque	19/09/2010	200 UF/100 mL	Activités de contacts directs (ex.: baignade et planche à voile)
08010062	1200	Bourlamaque	14/02/2010	200 UF/100 mL 1000 UF/100 mL	Aucun usage récréatif n'est permis
	1500		14/03/2010		
	1200		11/07/2010		
	210	Bourlamaque	08/07/2012	200 UF/100 mL	Activités de contacts directs (ex.: baignade et planche à voile)
08010064	500	Harricana	11/07/2012	200 UF /100 mL	Activités de contacts directs (ex.: baignade et planche à voile)
08010063	520	Harricana	04/10/2011	200 UF /100 mL	Activités de contacts directs (ex.: baignade et planche à voile)
	340		12/11/2012		

Outre les problèmes, liés à la présence de certains éléments en concentration élevée évoqués ci-dessus, d'autres problèmes peuvent également être détectés dans les eaux de surface et risquent de compromettre certains usages. Il s'agit par exemple des problèmes liés à la présence des cyanobactéries et à l'eutrophisation ou le vieillissement des plans d'eau. L'analyse des différentes données de suivi de la qualité de l'eau de surface permettrait de détecter la présence ou non de chacun de ces problèmes et d'évaluer son impact sur les différents usages.

¹⁷⁰ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2013. Critères de qualité de l'eau de surface, 3e édition, Québec, Direction de suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-68533-3 (PDF), 510p et 16 annexes. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/criteres.pdf

C.2.1.8 Chlorophylle-A et son impact sur l'état trophique des lacs

Les mesures de la teneur des eaux de surface en chlorophylle-a sont extraites des données du Réseau-rivières et du RSVL. La mesure de la concentration de la colonne d'eau en chlorophylle-a, la mesure de la concentration en phosphore total et la transparence permettent d'évaluer l'état trophique d'un plan d'eau.

Tableau 27 : Classes des niveaux trophiques des lacs en fonction des paramètres de phosphore total, chlorophylle-a et de transparence¹⁷¹

Classes trophiques		Phosphore total (µg/l)	Chlorophylle-A (µg/l)	Transparence (m)
Classe principale	Classe secondaire (transition)	Moyenne	Moyenne	Moyenne
Ultra-oligotrophe	/	< 4	< 1	> 12
Oligotrophe	/	4 - 10	1 - 3	12 - 5
/	Oligo- mésotrophe	7 - 13	2,5 - 3,5	6 - 4
Mésotrophe	/	10 - 30	3 - 8	5 - 2,5
/	Méso-eutrophe	20 - 35	6,5 - 10	3 - 2
Eutrophe	/	30 - 100	8 - 25	2,5 - 1
Hyper-eutrophe	/	> 100	> 25	< 1

La mesure de la concentration en chlorophylle-a sert d'indicateur d'abondance de la biomasse (ou des algues microscopiques). Des concentrations élevées en chlorophylle-a sont souvent accompagnées par une forte présence de nutriments (phosphore et/ou azote) et une chute de l'oxygène dissous dans le fond des plans d'eau. L'oxygène est consommé par le processus de dégradation de la matière organique, présente en forte quantité.

Afin de bien caractériser l'état de santé d'un lac, des mesures de chlorophylle-a doivent être prises sur la profondeur du lac en même temps que d'autres paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, dioxyde de carbone, éléments nutritifs [P, N], transparence et pénétration de la lumière, etc.). L'interprétation de ces différents paramètres permettra d'identifier le comportement du lac et sa vulnérabilité face au processus de vieillissement ou d'eutrophisation. Certains lacs du bassin versant de la rivière Harricana sont beaucoup plus profonds que d'autres (ex. : le lac Blouin et le lac Malartic), il est donc pertinent d'identifier la présence ou non d'une stratification thermique afin de mieux comprendre le processus d'eutrophisation. En effet, la stratification thermique induit une stratification chimique : les nutriments sont empêchés de remonter vers la surface par le métalimnion, couche centrale d'un lac stratifié. Un projet d'acquisition de connaissances sur les plans d'eau aiderait à prévenir l'eutrophisation et préserver la qualité de l'eau et les usages.

Une étude réalisée par Biofilia et commanditée par la Conférence régionale des élus de la Baie-James, sur une vingtaine de plans d'eau de la Jamésie, vise à caractériser les propriétés physicochimiques de ces lacs ainsi que leur état de santé afin de proposer des recommandations pour remédier aux problèmes constatés¹⁷². Le lac Pajegasque, situé dans le sous-bassin versant de la rivière Turgeon, est parmi les vingt lacs inventoriés. L'étude a montré que ce lac ne présente pas de problèmes quant à son intégrité, toutefois il est nécessaire de mettre en place un programme de suivi à travers des intervenants locaux (communautaires) pour mieux le protéger.

Les données du RSVL disponibles ne permettent pas de tracer ce type de profil. Une action d'acquisition de connaissance, dans ce sens, serait nécessaire afin de pouvoir bien caractériser le comportement des lacs face aux différentes pressions de pollution exercées dans cette partie du bassin versant. L'interprétation des données du RSVL prises entre l'année 2007 et 2012 a permis de caractériser l'état trophique des lacs (voir le tableau 28). Les concentrations en phosphore total, en chlorophylle-a et en carbone organique dissous dans les lacs permettent de les classer selon leur niveau trophique. La majorité des lacs du bassin versant de la rivière Harricana ont été classés mésotrophes. Trois lacs ont été classés eutrophes, il s'agit des lacs Beauchamp (en 2008), Lemoine (2009) et De Montigny (en 2012).

¹⁷¹ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP). (2013). Le Réseau de surveillance volontaire des lacs. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rsvl/methodes.htm> (consulté le 04 novembre 2013).

¹⁷² Biofilia. (2012). Programme d'acquisition de connaissance sur une vingtaine de plans d'eau de la Jamésie, 134 p.

Tableau 28 : État trophique des lacs selon les résultats du RSVL dans le bassin versant de la rivière Harricana¹⁷³

Lac	# station RSVL	Année	Cyanobactéries	Niveau trophique			Moyenne estivale			
				Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Transparence (m)	P total (µg/L)	Chlorophylle A (µg/L)	Carbone organique dissous (mg/L)
Beauchamp	170	2007			X		2,9	16,7	4	5,4
	170	2008	X			X	1,7			
	170	2009			X		2,3			
	170	2010			X		2,9			
	170	2011	X		X		2,9	11	3,5	5,7
	170	2012			X		2,8	8,8	4,1	6,1
Blouin	519À	2009		X			1,1	15	2,9	
	519B	2009					0,8			10,3
La Motte	200	2007			X		0,6	32	4,7	12
	200	2008			X			23	3,6	3,5
Legendre	256	2008		X			5,2	6,5	2,4	
	256	2009		X			5,6			
	256	2010		X			5,1			
	256	2011		X			5			12
Lemoine	520À	2009			X		1,3	12	3,5	
	520B	2009				X	1,5			11,3
Malartic	201À	2007			X		0,4	34,7	3,3	10,3
	201B	2007			X		0,4	33	3	7,5
De Montigny	719À	2012				X	0,2	43	10	9,6
Sabourin	521	2009			X		1,5	14	3,3	5,4

¹⁷³ MDDELCC. (2014). Réseau de surveillance volontaire des lacs. Repéré à : http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/rsvl_liste.asp (20 octobre 2014).

Depuis 2009, dans sa Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique, le MDDELCC a classé les lacs selon leur vulnérabilité par rapport à cet élément nutritif. Ce classement ne couvre pas tous les lacs pour l'instant. Seuls les lacs qui ont fait l'objet de restrictions d'usages en 2007, 2008 et 2009 en raison d'émergence de cyanobactéries et ceux dans lesquels des ouvrages d'assainissement déversent (directement ou dans le bassin versant, en amont du lac)¹⁷⁴ sont classifiés. Sur le bassin versant de la rivière Harricana, le lac Beauchamp a été classé « prioritaire » et quatre (4) lacs ont été classés « préoccupants ». Il s'agit des lacs De Montigny, Blouin, Malartic et Georges. Quatre (4) lacs sont également identifiés « sous-surveillance », c'est-à-dire les lacs Colombière, Dutertre, Figuery et Obalski (voir au tableau 9, la classification des lacs du bassin versant de la rivière Harricana).

Le tableau 29 énumère les lacs et rivières sur lesquels des fleurs d'eau de cyanobactéries ont été confirmées par les analyses du MDDELCC (MDDEP) suite à des signalements par des citoyens. Des infos-mémos sont produits, puis envoyés aux municipalités et aux OBV pour signaler la catégorie de fleurs d'eau. Les accumulations sont souvent locales et éphémères, dans les baies bordant le lac.

Tableau 29 : Plans d'eau touchés par des fleurs d'eau de cyanobactéries de 2006 à 2013 tels qu'identifiés par le MDDELCC

Plan d'eau	Municipalité	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007	2006
Beauchamp, Lac	Amos	x		x			x		
	Trécesson	x		x			x		
La Motte, Lac	Saint-Marc-de-Figuery								x
Lemoine, Lac	Val-d'Or						x		
Malartic, Lac	Val-d'Or			x					
	La Corne		x						-
De Montigny, Lac	Val-d'Or	x			x				
Thompson, Rivière	Val-d'Or				x				
Sabourin, lac	Val-d'Or			x					
Blouin, lac	Val-d'Or	x							

Il importe de constater que pour l'ensemble des polluants (éléments nutritifs et matières en suspension) suivis sur les rivières Bourlamaque et Harricana, les concentrations sont de plus en plus élevées en allant de l'amont vers l'aval. Ceci s'expliquerait par la distribution des différentes pressions de pollution dans le bassin versant. Des pics de concentrations occasionnels ont été remarqués souvent au printemps, en période estivale ou à l'automne. Par ailleurs, c'est au niveau des stations situées plus en aval sur la rivière Harricana (08010064 et 0810063) que les plus importantes concentrations en chlorophylle-a ont été mesurées (voir la figure 24).

¹⁷⁴ MDDELCC, Position du ministère sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Repéré à : <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm> (consulté le 21 juin 2013)

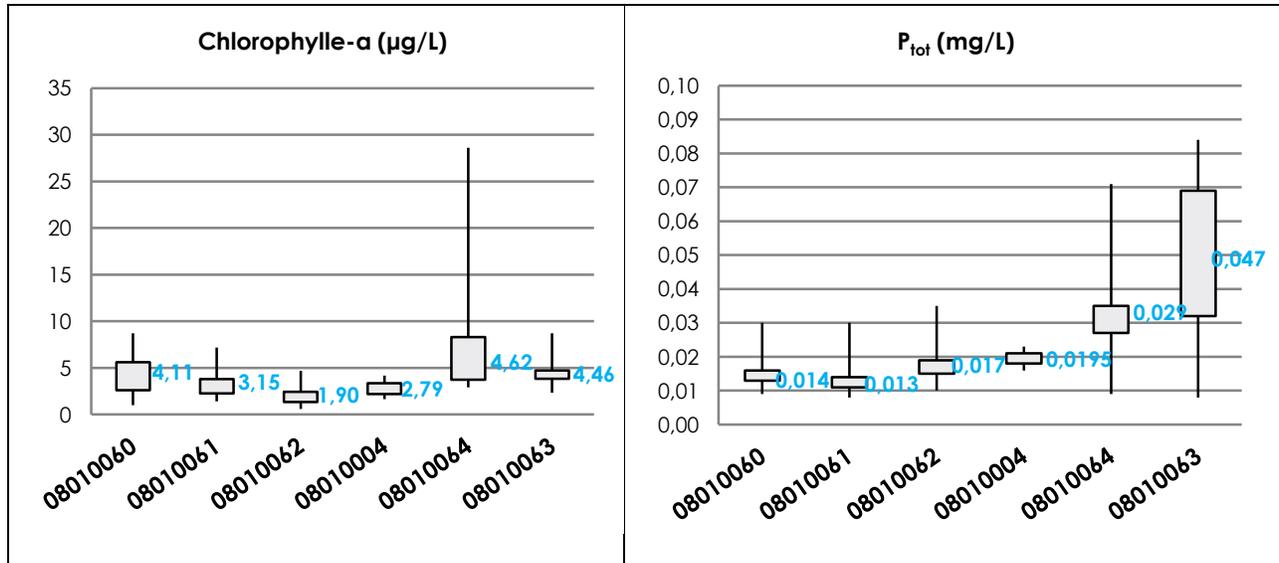


Figure 24 : Distributions des concentrations estivales en chlorophylle-a et en phosphore total dans les rivières Bourlamaque et Harricana (Données de BQMA)

Il est observé que l'acquisition d'une série de données plus complète serait nécessaire pour pouvoir établir des corrélations qui pourraient supporter ou contrer ces constatations. Des corrélations significatives entre les concentrations en éléments nutritifs et en matières en suspension expliqueraient, entre autres, la relation entre les fortes concentrations et le transport par ruissellement. L'analyse de la relation entre les concentrations en éléments nutritifs (rapport au phosphore et à l'azote) et celles en chlorophylle-a (la biomasse algale) pourrait aussi expliquer les causes réelles de la prolifération des algues et aiderait à choisir les mesures d'atténuation à mettre en place.

Les données relatives au suivi de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la rivière Harricana ainsi que les outils d'analyses à savoir les critères de qualité de l'eau de surface s'avèrent insuffisantes et ne permettent pas d'appréhender les impacts des différentes pressions de pollutions exercées sur les eaux de surface à l'échelle du bassin versant. La connaissance des teneurs naturelles des eaux de surface et des sédiments en contaminants est une donnée indispensable à la réalisation d'une étude diagnostique. La disposition de données suffisantes et une méthodologie adaptée au contexte du bassin versant sont deux éléments clés pour pouvoir réaliser une étude d'impact exhaustive.

C.2.2 Indice de qualité de l'eau de surface

Plusieurs indicateurs ont été définis pour mieux appréhender l'état de santé des plans et cours d'eau. Un intérêt particulier sera porté à l'IQBP₆ puisque c'est le seul indicateur pour lequel des données sont disponibles. L'IQBP est un indice de la qualité bactériologique et physicochimique permettant d'évaluer la qualité générale de l'eau. Jusqu'à dix variables sont considérées dans le calcul de cet indicateur. En l'absence de données, seulement six variables sont utilisées, il s'agit à ce moment de l'IQBP₆ qui comprend les paramètres du phosphore total, des coliformes fécaux, des matières en suspension, de l'azote ammoniacal, des nitrites-nitrates et de la chlorophylle-a. Le tableau 30 illustre les cotes attribuables par l'IQBP₆ et leur interprétation.

Tableau 30 : Interprétation des cotes de l'indice de qualité bactériologique et physicochimique¹⁷⁵

Cote de l'IQBP	Interprétation
À (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

C.2.2.1 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP₆)

Les chapitres précédents s'intéressent aux critères pour des contaminants présents dans les eaux de surface; l'IQBP est l'indice avec lequel le MDDELCC statue sur l'état des eaux de surface. Toutefois, dans une région où la présence des métaux lourds est indéniable, cet indice ne doit pas être le seul outil de détermination de l'état des eaux des rivières.

Les résultats des campagnes de suivi de la qualité de l'eau de surface du Réseau-rivières sur les rivières Bourlamaque et Harricana, durant les périodes estivales de 2010 à 2012, ont permis de calculer les indices de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP₆) dans chacune des stations de suivi. La figure 25 montre la distribution de l'IQBP₆ avec mention des valeurs médianes (en bleu). La couleur bleue est attribuée aux stations pour lesquelles la valeur médiane des IQBP₆ est comprise entre 80 et 100. Il s'agit dans ce cas des deux stations situées en amont de la rivière Bourlamaque (0810060 et 0810061). L'eau de celles-ci a été jugée de « bonne qualité » pour la période de suivi. La couleur verte a été attribuée aux stations pour lesquelles les médianes des IQBP₆ sont comprises entre 60 et 79. Ceci est le cas de la station 0810062 située en aval de la rivière Bourlamaque et des stations de suivi situées sur la rivière Harricana (0810004, 0810064 et 0810063). Dans ces quatre stations, l'eau a été jugée de « qualité satisfaisante » selon le classement du MDDELCC (voir le tableau 30 de l'interprétation de l'IQBP₆).

¹⁷⁵ Ministère du développement durable, de l'Environnement de la Faune et des Parcs (MDDEFP), 2011. Guide pour l'élaboration d'un plan directeur de l'eau. Repéré à : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/guide-elaboration-pde.pdf> (consulté le 31 octobre 2013)

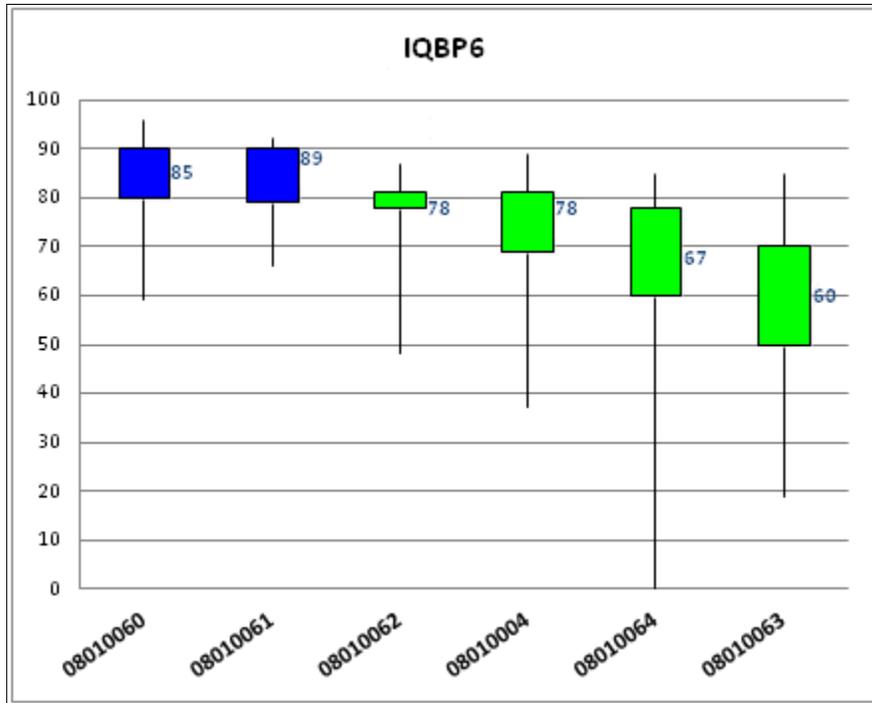


Figure 25 : Distribution des IQBP₆ pour les périodes estivales, de 2010 à 2012, sur les rivières Bourlamaque et Harricana (Données BQMA)

Un récapitulatif des résultats de suivi des paramètres physico-chimiques et biologiques au niveau de la rivière Bourlamaque et de la rivière Harricana, en période estivale, est présenté par la carte « Résultats du suivi de la qualité de l'eau de surface dans le bassin versant de la rivière Harricana » à l'annexe 6.

CHAPITRE D – LIMITES DU CADRE RÉGLEMENTAIRE ET DES OUTILS D'ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE

Ce chapitre n'est pas une revue exhaustive du cadre réglementaire et des outils de suivi et d'évaluation de l'environnement relatifs au secteur minier. Son objectif est de souligner certaines limites qui ont été remarquées dans ce cadre et qui pourraient entraver la réalisation d'un suivi environnemental à l'échelle de bassin versant.

La figure 26 rappelle les interactions entre le cadre réglementaire et les outils de suivi pour la qualité de l'eau de surface.

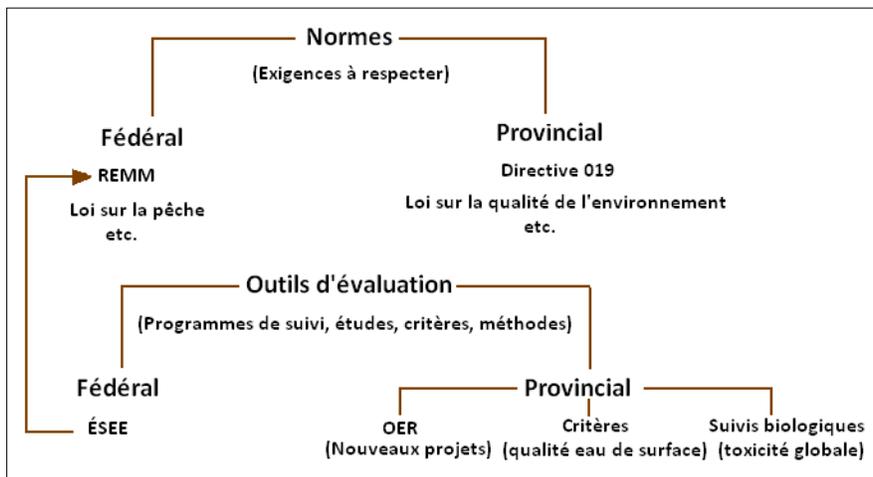


Figure 26 : Interactions entre le cadre réglementaire et les outils de suivi pour la qualité de l'eau de surface

D.1 Fédéral

Les limites du *Règlement sur les effluents de mines de métaux* ainsi que sur son outil d'évaluation, les études de suivi des effets sur l'environnement, seront abordés dans cette section.

D.1.1 Règlement sur les effluents de mines de métaux et Étude de suivi des effets sur l'environnement

Les mesures de suivi des rejets des mines de métaux (ÉSEE) et les nombreuses modifications amenées aux textes réglementaires encadrant l'activité minière ont considérablement aidé à mieux contrôler les impacts de l'activité minière sur l'environnement. Cependant, plusieurs lacunes restent à combler sur ce plan. Un mémoire de maîtrise a montré que le programme d'ÉSEE applique une approche intéressante qui aide à dépister plusieurs problèmes environnementaux liés à l'industrie des mines de métaux, mais que celle-ci reste incomplète¹⁷⁶.

Cette étude soulève de nombreuses limites. En fait, la complexité et la lourdeur de réalisation d'une ÉSEE risquent d'empêcher les décideurs et analystes d'agir rapidement sur des cas problématiques. Tout d'abord, ce programme n'exige aucune caractérisation préliminaire de l'état du milieu récepteur avant le début de l'activité minière, c'est-à-dire que la mine n'a aucune obligation d'effectuer une étude d'impact.

¹⁷⁶ Olivier Marois. (2008). Le programme fédéral d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux et la mise en place d'un réseau de surveillance environnementale pour l'industrie minière des métaux basé sur l'action communautaire au Québec. Université de Sherbrooke, Centre universitaire de formation en environnement, 101 p.

Une autre limite des ÉSEE concerne le suivi des impacts des rejets miniers sur le milieu récepteur. En effet, les essais de toxicité sublétales, qui font partie des études de suivi de l'effluent et de la qualité de l'eau, se font à partir d'un seul point de rejet, celui jugé le plus vulnérable aux effets des rejets de la mine¹⁷⁷. Dans le cas où la mine possède plusieurs points de rejet, ils ne seront pas obligatoirement pris en compte dans ce suivi.

L'étude a également montré que la liste des paramètres à contrôler est incomplète et ne couvre pas tous les risques possibles que l'activité minière pourrait avoir sur l'environnement, par exemple, la toxicité causée par l'aspect polymétallique de l'effluent. Un suivi exhaustif permettrait de tenir compte de tous les éléments du tableau périodique (tableau de Mendeleiev).

Par ailleurs, l'absence de méthode de suivi appropriée aux rejets miniers en milieux humides serait considérée comme une autre limite.

L'étude propose aussi de réviser les exigences en matière de concentrations maximales autorisées dans les effluents des mines, fixées par les réglementations fédérales et provinciales (REMM, ÉSEE, Directive 019). Ces exigences sont parfois 100 fois supérieures aux critères canadiens de la qualité de l'eau pour la protection de la vie aquatique¹⁷⁸.

« L'objectif du programme d'ÉSEE des mines de métaux est d'évaluer les effets des effluents des mines de métaux sur les poissons et leur habitat et sur l'utilisation des ressources halieutiques par les humains. Les renseignements générés par le secteur réglementé des mines sont utilisés par Environnement Canada pour évaluer la pertinence et l'utilité du Règlement à protéger efficacement ces ressources aquatiques.

[...]

La portée des exigences du REMM en matière d'études de suivi des effets environnementaux se limite aux effets propres à chaque mine, et il n'y a aucune exigence visant des méthodologies de collecte de données dans le but d'examiner les effets cumulatifs sur l'ensemble d'un bassin hydrographique donné. Environnement Canada n'a pas recueilli de données supplémentaires ni effectué d'analyses ciblées pour examiner les relations entre les effets environnementaux en vertu des ÉSEE et les catégories géographiques ou climatiques »¹⁷⁹.

D.2 Provincial

Plusieurs outils d'évaluation provinciaux possèdent leurs propres limites. Celles-ci seront présentées dans cette section.

D.2.1 Études d'impacts sur l'environnement

La caractérisation préalable n'est pas une exigence du programme des ÉSEE. En d'autres termes, la caractérisation préliminaire de l'état du milieu récepteur avant le début de l'activité minière n'est pas un prérequis. Cependant, les projets miniers doivent soumettre une évaluation environnementale au MDDELCC.

¹⁷⁷ Gouvernement du Canada. (2002). Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM). Annexe 5 : Étude de suivi des effets sur l'environnement. Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/page-18.html>

¹⁷⁸ Olivier Marois. (2008). Le programme fédéral d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux et la mise en place d'un réseau de surveillance environnementale pour l'industrie minière des métaux basé sur l'action communautaire au Québec. Université de Sherbrooke, Centre universitaire de formation en environnement, 101 p.

¹⁷⁹ Réponse d'Environnement Canada à la pétition en matière d'environnement no 334 concernant le Règlement sur les effluents des mines de métaux et le programme des études de suivi des effets sur l'environnement (2012).

D.2.2 Directive 019

La Directive 019 contient les éléments d'information nature technique relatifs aux projets miniers qui sont exigés par le MDDELCC lors d'une demande de certificat d'autorisation en vertu de la *Loi sur la qualité de l'environnement*¹⁸⁰. Les concentrations à respecter sont similaires à celles édictées par dans le REMM.

La Directive 019 comporte quelques mesures de paramètres supplémentaires. Il s'agit d'une adjonction aux exigences établies dans les ÉSEE. Toutefois, la liste des substances contrôlées à travers ces deux programmes n'est pas exhaustive⁵. La fréquence des mesures requises par le REMM et la Directive 019 diffère aussi.

D.2.3 Objectifs environnementaux de rejets (OER)

Une gestion par objectifs environnementaux de rejets (OER) a l'avantage de se placer du point de vue de l'environnement et de qualifier et quantifier les effets cumulés de substances non naturellement présentes (pollution, toxicité ou contamination). Cependant, certaines prérogatives des normes annihilent les dispositions prévues :

« Lorsqu'il existe, pour un contaminant donné, une norme définie dans un règlement adopté en vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE), cette norme a préséance sur la norme qui pourrait être établie en tenant compte de l'OER, à moins qu'une disposition particulière ne soit prévue dans la LQE. Une telle disposition existe actuellement pour les établissements visés par l'attestation d'assainissement, ainsi que pour les projets de lieux d'enfouissement techniques de matières résiduelles »¹⁸¹.

Dans ce cas, il est possible que des exigences de rejets plus sévères que la norme soient demandées à l'industrie (s'il existe une technologie de traitement qui le permet), et ce afin d'atteindre les OER.

La principale limite à la mise en œuvre de normes visant à respecter la capacité de support de l'environnement résulte de l'exigence de faire correspondre l'atteinte de la norme avec la meilleure technologie disponible et économiquement réalisable (MTDER); le document évoque cependant la recherche d'une technologie plus contraignante dans certains cas.

D.2.4 Critères de la qualité de l'eau de surface

De façon succincte, les critères développés pour les métaux lourds ne sont basés que sur la dureté de l'eau et il s'avère que ce paramètre est d'une variabilité assez importante d'amont en aval sur les cours d'eau de la région.

Les méthodes actuelles disponibles ne permettent donc pas de bâtir une analyse pertinente et de caractériser les problèmes relatifs à la qualité de l'eau pour les éléments métalliques pour lesquels les critères de qualité d'eau dépendent de la dureté.

Les limites présentées ci-dessus permettent de conclure que le cadre réglementaire actuel n'assure pas le contrôle de l'impact de l'activité minière **à l'échelle d'un bassin hydrographique**. Cependant, il est important d'évaluer jusqu'à quel point la synergie entre les programmes de surveillance actuels permettrait d'assurer la protection des écosystèmes aquatiques à l'intérieur d'un bassin versant. Ceci représente l'un des objectifs principaux de la première action du plan directeur de l'eau.

¹⁸⁰ Gouvernement du Québec. (2015). Demande de certificat d'autorisation ou demande d'autorisation pour un projet industriel. MDDELCC. Milieu industriel. Repéré à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/industriel/demande/>

¹⁸¹ Extrait du Guide d'informations sur l'utilisation des objectifs environnementaux de rejets relatifs aux rejets industriels dans le milieu aquatique

CHAPITRE E – IMPACTS DES PRESSIONS EXERCÉES SUR LA QUANTITÉ ET L'ACCESSIBILITÉ À L'EAU

E.1 Impacts sur les niveaux d'eau et les débits

E.1.1 Eau de surface : variabilité des débits hydriques

Le bassin versant de la rivière Harricana compte 4 stations de suivi des débits en temps réel sous gestion du Centre d'expertise hydrique du Québec (C.E.H.Q). Deux de ces stations (080101 et 080102) se trouvent sur la rivière Harricana dont l'une n'est plus fonctionnelle (080102), une troisième station se trouve sur la rivière Bourlamaque (080106) et une quatrième station, fermée, se trouve sur la rivière Turgeon (station 080104). Ces stations sont localisées sur la carte intitulée « Bassin versant de l'Harricana-Hydrographie » à la page 8 du portrait.

Le régime hydrique de la rivière Harricana est marqué par une grande variabilité interannuelle qui résulte essentiellement de la variabilité considérable des précipitations enregistrées d'une année à l'autre (principalement la neige). Le régime hydrique de la rivière Harricana n'est pas directement influencé par la présence des barrages répertoriés sur certains de ces affluents (voir la carte « Bassin versant de l'Harricana-Hydrographie » à la page 8 du portrait).

La distribution des valeurs maximales, moyennes et minimales des débits enregistrés au niveau de la rivière Harricana montre une certaine variabilité cyclique (voir les figures 27 à 29). La tendance globale est difficile à déterminer à ce niveau. Une analyse plus poussée de ces séries de débits serait nécessaire afin de déterminer la présence de tendance et de saisonnalité, par exemple, le Test de Mann-Kendall pourrait être utilisé pour vérifier si la série des débits présente une tendance¹⁸².

Cependant, seule une description générale de la série des débits enregistrés à la station 080101 sur la rivière Harricana semble possible à ce stade d'interprétation. De manière générale, la tendance est à la baisse pour les valeurs des débits maximums et à la hausse pour les valeurs de débits minimums.

¹⁸² Fateh Chebana et Taha B.M.J. Ouarda. (2010). Cours Statistiques d'échantillonnage et de suivi-Analyse des séries temporelles (INRS-ETE).

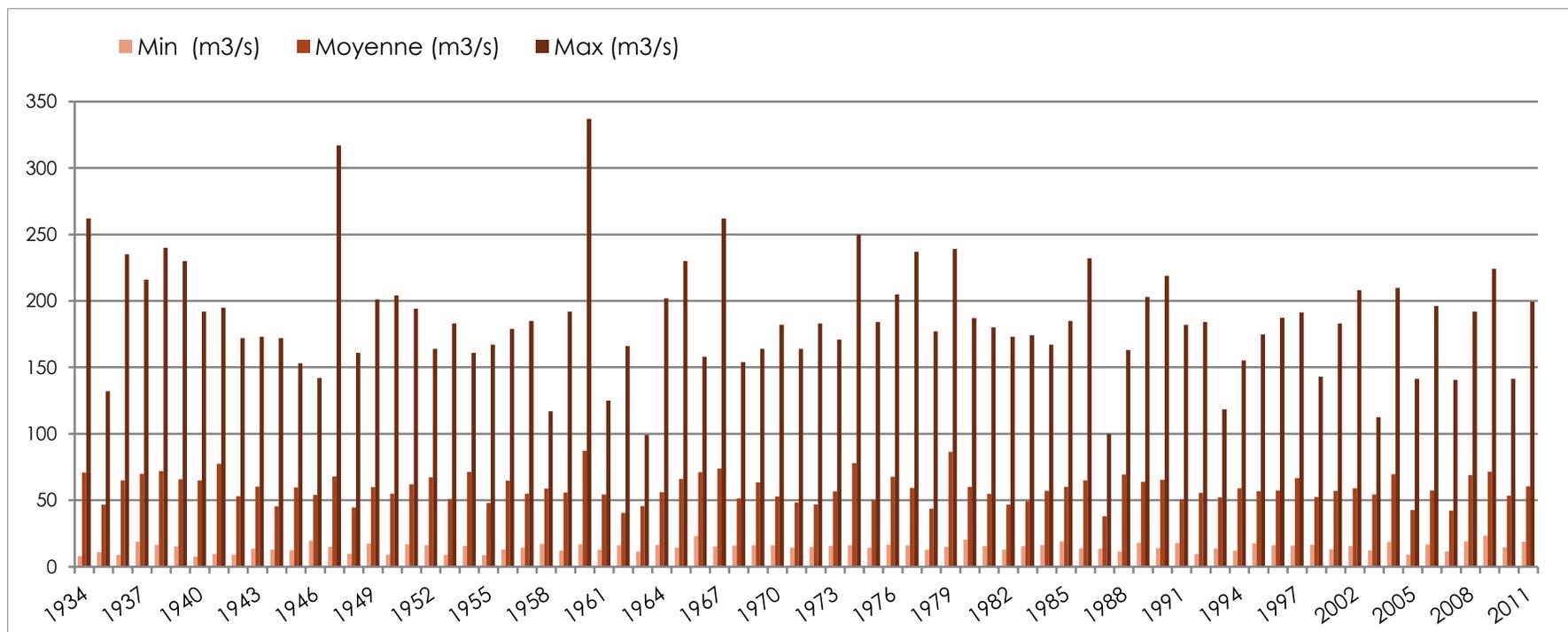


Figure 27 : Variabilité des débits instantanés de la rivière Harricana (station 080101)¹⁸³

¹⁸³ CEHQ, suivi hydrologique de différentes stations hydrométriques. Repéré à : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/suivihydro/> (consulté le 20 décembre 2013).

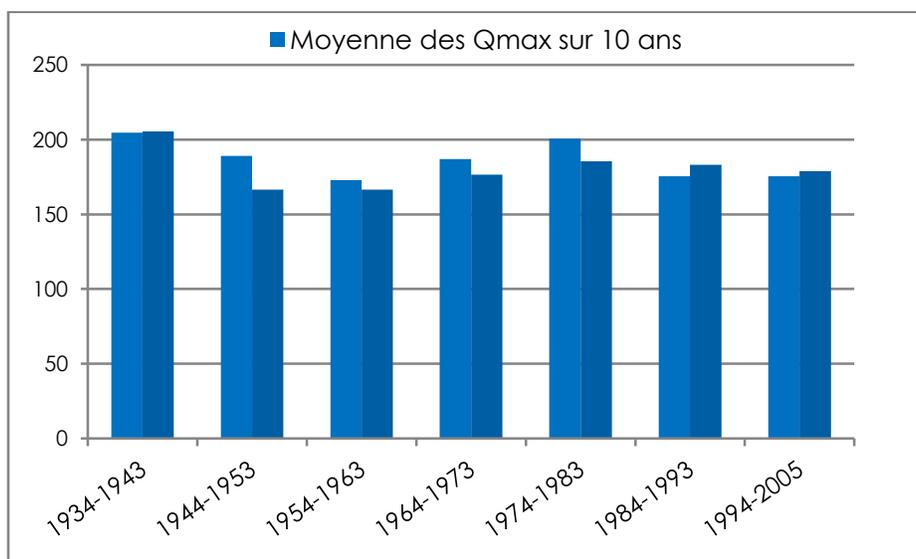


Figure 28 : Distribution des débits maximums moyens calculés sur des périodes de 10 ans en m³/s (station 080101)

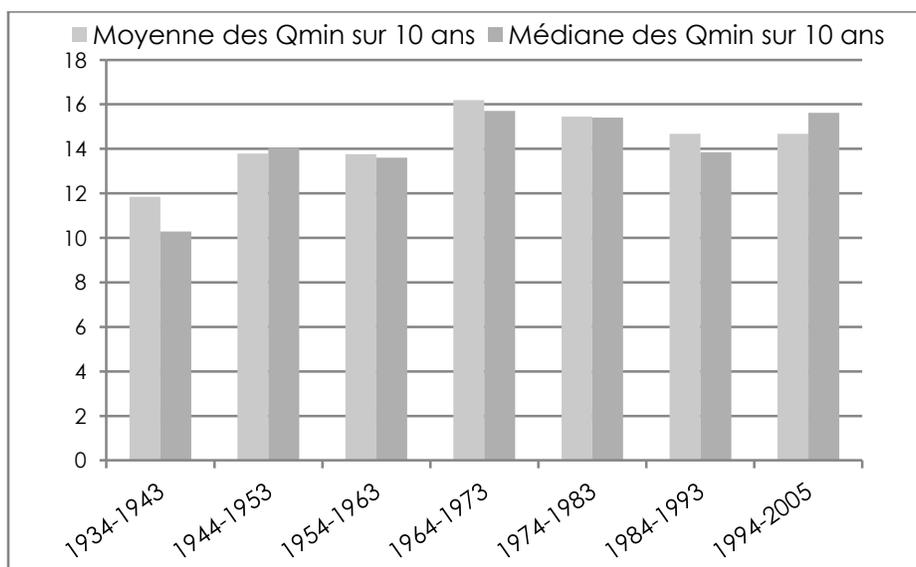


Figure 29 : Distribution des débits minimums moyens calculés sur des périodes de 10 ans en m³/s (station 080101)

En 2012, le CEHQ a publié une étude ayant pour objectif l'estimation des débits d'étiage pour les rivières situées au nord du Québec (régions 07, 08, 09 et 10), dont la rivière Harricana. Les débits d'étiage annuels et en période estivale ont été estimés en se basant sur les mesures de débits enregistrées à la station 080101 entre l'année 1970 et 2009¹⁸⁴.

Selon le guide des méthodes d'estimation des débits d'étiage du CEHQ, la période estivale correspond à la période comprise entre le 1^{er} juin et le 31 octobre de chaque année et la période annuelle couvre toute l'année¹⁸⁵.

¹⁸⁴ CEHQ. (2012). Estimation des débits d'étiage pour le Nord du Québec. Repéré à : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/estimation-debits-etiageNordduQc.pdf>

¹⁸⁵ CEHQ. Guide sommaire des méthodes d'estimation des débits d'étiage pour le Québec. Repéré à : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/#2-variables> (consulté le 06 janvier 2014).

Trois catégories de débit ont été définies comme indicateurs d'étiages. Le premier indicateur correspond au débit d'étiage d'une durée 7 jours et de récurrence 2 ans ($Q_{2,7}$), le deuxième, le débit d'étiage de durée 7 jours et de récurrence 10 ans ($Q_{10,7}$) et finalement le troisième indicateur, le débit d'étiage de durée 30 jours et de récurrence 5 ans ($Q_{5,30}$). Ces indicateurs ont été estimés à la fois pour la période annuelle et estivale (voir le tableau 31)¹⁸⁶.

Tableau 31 : Débits d'étiage estimés pour la rivière Harricana (station 080101)¹⁸⁷

	$Q_{2,7}$ (m ³ /s)	$Q_{10,7}$ (m ³ /s)	$Q_{5,30}$ (m ³ /s)
Période estivale	25,66	15,72	20,96
Période annuelle	16,51	12,88	15,22

Les mesures de débits journaliers sur la rivière Harricana à la station 080101 permettent d'identifier le nombre de jours où les débits sont inférieurs (ou égaux) aux indicateurs d'étiage. Les débits moyens journaliers ont été ainsi comparés au débit d'étiage $Q_{2,7}$, en période estivale et annuelle, sur une durée de 10 ans (de 2004 à 2013). Cette analyse montre tout d'abord que deux périodes d'étiage peuvent être présentes pour la rivière Harricana, à l'hiver et à l'été/automne (période estivale) (voir la figure 30). Sur les 10 années analysées, l'année 2005 est marquée par la présence de deux périodes d'étiage. Cependant sur le restant des années, c'est en période estivale que les débits d'étiage ont été enregistrés (six [6] années sur 10). Ceci s'explique par l'importante variabilité, interannuelle et journalière, du régime hydrique de la rivière Harricana.

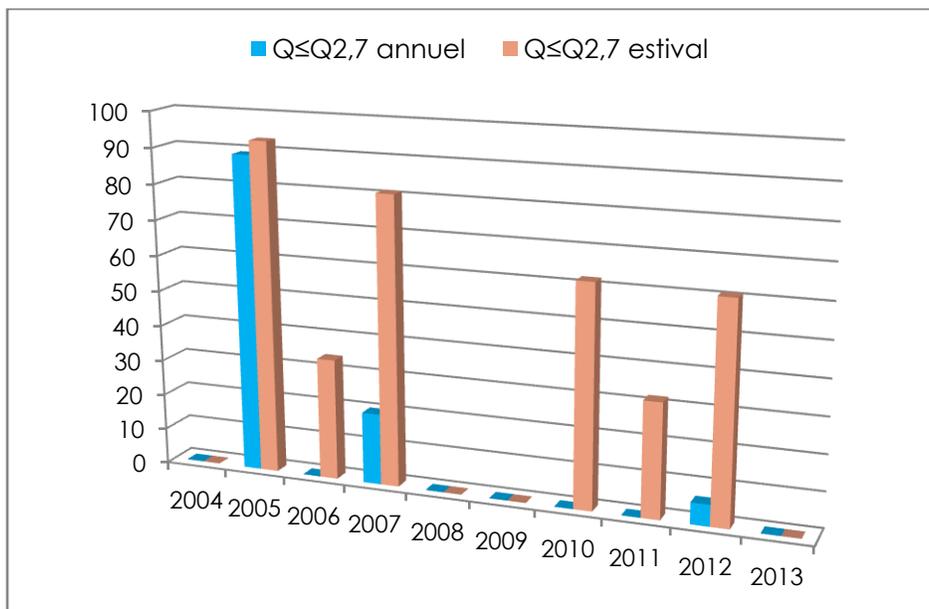


Figure 30 : Nombre de jours marqués par un débit moyen inférieur ou égal au débit d'étiage de la rivière Harricana sur une durée de 10 ans (station 080101)

¹⁸⁶CEHQ. (2012). Estimation des débits d'étiage pour le Nord du Québec. Repéré à : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/methode/estimation-debits-etiageNordduQc.pdf> (consulté le 06 janvier 2014).

¹⁸⁷CEHQ. (2011). Débits d'étiage aux stations hydrométriques du Québec. Repéré à : <http://www.cehq.gouv.qc.ca/debit-etiage/Tableau-debits-etiage-stations-hydrometriques.pdf> (consulté le 06 janvier 2014).

En 2013, le CEHQ, en collaboration avec Ouranos, a produit un atlas hydroclimatique couvrant 40 bassins versants du Québec méridional et montrant les impacts simulés des changements climatiques sur le régime hydrique des cours d'eau à l'horizon 2050.

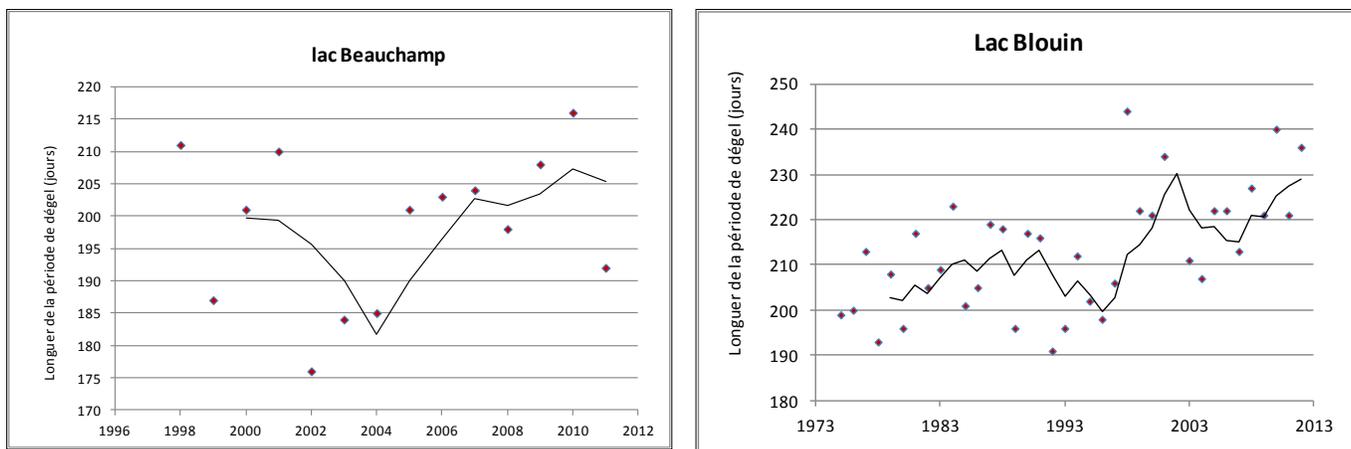
Le territoire de gestion intégrée de l'eau couvert par l'Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie n'est cependant pas couvert par cette étude¹⁸⁸.

La connaissance des impacts des changements climatiques sur le régime hydrique des principales rivières permettrait d'assurer une meilleure gestion des usages actuels de l'eau ainsi qu'une meilleure planification des projets et aménagements futurs. Elle aiderait également à mieux prioriser les actions de restauration.

E.1.2 Variabilité et changements climatiques

L'étude des cycles gel-dégel peut aider à comprendre et à prévoir les impacts des changements climatiques sur les eaux situées en terrain nordique. Les changements saisonniers dans les couvertures de glace des lacs et des rivières sont un bon indicateur de la santé des écosystèmes canadiens. Les changements dans les habitudes migratoires et les saisons de reproduction des oiseaux, l'approvisionnement alimentaire des poissons et des mammifères, la température et la composition chimique de l'eau sont tous des éléments sensibles à la phénologie de la glace.¹⁸⁹

Les courbes sur les graphiques illustrés à la figure 31 sont respectivement une moyenne mobile sur 3 et 5 ans, pour les lacs Beauchamp et Blouin. Elle permet de mettre en évidence une tendance parmi les points de mesure de la durée de la période de dégel des lacs exprimée en jours.



Note : Graphiques établis avec les observations fournies par des résidents habitant en permanence sur les rives des lacs.

Figure 31 : Nombre de jours entre la débâcle et l'embâcle sur les lacs Beauchamp et Blouin

Il faut noter que la tendance est plutôt en augmentation sur le lac Blouin, c'est-à-dire que le nombre de jours pendant lequel le lac n'est pas aux prises avec les glaces est en augmentation, avec une différence d'environ 30 jours sur 36 années.

¹⁸⁸ Centre d'expertise hydrique du Québec (CEHQ). (2013). Atlas hydroclimatique du Québec méridional – Impact des changements climatiques sur les régimes de crue, d'étiage et d'hydraulicité à l'horizon 2050. Québec, 2013, 51 p. Repéré à : http://www.cehq.gouv.qc.ca/hydrometrie/atlas/atlas_hydroclimatique.pdf (consulté le 06 janvier 2014).

¹⁸⁹ Protocole de surveillance de la phénologie de la glace en eau douce.

E.2 L'eau souterraine, un bien commun à préserver

E.2.1 Une redevance pour les grands consommateurs

Lors du forum de la SESAT en 2011, la Direction des politiques de l'eau¹⁹⁰ a rappelé que l'adoption de la *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection* (ou la Loi sur l'eau), en 2009, est nécessaire comme outil juridique. Il a été spécifié que la population n'a pas de droits de propriété sur l'eau, seulement un droit d'usage. À cet égard, l'État devient le gardien et le gestionnaire de la ressource et non le propriétaire. Le MDDELCC mentionne de ce fait qu'il est important d'éviter la nationalisation de l'eau, car l'eau deviendrait alors propriété de l'État.

Les caractéristiques liées à la qualité optimale de l'eau des eskers attirent l'attention de divers exploitants, majoritairement à intérêt étranger, qui font la promotion d'exode de profits. Un marché fort intéressant étant donné que pendant des années, la ressource était offerte gratuitement à tout exploitant.

L'article 4 de la *Loi sur l'eau* précise que « les coûts liés à l'utilisation des ressources en eau, dont les coûts de protection, de restauration, de mise en valeur et de gestion sont assumés par les utilisateurs dans les conditions définies par la Loi et en tenant compte des conséquences environnementales, sociales et économiques ainsi que du principe du pollueur-payeur ». Les objectifs sont entre autres de récupérer, auprès des utilisateurs de l'eau, une partie des coûts publics et sociétaux liés à la conservation, à la restauration ainsi qu'à la mise en valeur de l'eau et des écosystèmes aquatiques afin de favoriser la prise de conscience de la valeur de l'eau par les grands utilisateurs de l'eau.

Actuellement, la gestion de l'eau potable est déléguée aux municipalités qui sont propriétaires des installations de prélèvement et d'adduction d'eau potable. Plusieurs municipalités procèdent à une facturation de l'eau potable basée sur la valeur immobilière des résidences; en effet, cette taxe est incluse dans l'impôt foncier aussi appelé le « compte de taxes municipal ».

Depuis janvier 2011, le gouvernement du Québec a mis en place pour la première fois un système de redevance basé sur le taux de prélèvement de la ressource en eau, qu'elle soit souterraine ou de surface; le taux de redevance est fixé dans le *Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau*. Les taux de redevance mis en place sont dangereusement faibles ce qui est d'autant plus inquiétant étant donné le manque de connaissances lié aux conséquences d'une exploitation importante.

Ces redevances ne s'appliquent pas à la consommation d'eau potable résidentielle.

Il faut noter que la redevance fixée ne représente qu'une partie de la réelle valeur de l'eau. Toutes les exigences en matière de gestion et de conservation de l'eau sont des coûts imputés aux utilisateurs de l'eau¹⁹¹.

Toutes les industries qui prélèvent ou utilisent 75 m³ d'eau et plus par jour, directement de la ressource ou à partir d'un système de distribution d'eau sont visées. Le taux est fixé à 0.0025 \$/m³, sauf pour quelques activités (usages liés à l'énergie hydraulique, à l'agriculture, puits domestiques privés ou municipaux, établissements d'enseignement et de soins).

Concrètement, les utilisateurs concernés par ces redevances doivent fournir au 31 mars de chaque année un relevé qui peut être basé sur une estimation, il n'est pas obligatoire de s'équiper d'un appareil de mesures.

Le MDDELCC priorise l'approche utilisateur-payeur afin de contrôler les coûts d'exploitation des réseaux pour les municipalités. La crainte face à ce procédé de quantification de l'eau en vue d'une tarification est de favoriser la privatisation de l'eau¹⁹².

¹⁹⁰ Sous la Direction générale de l'eau, de l'expertise et des évaluations environnementales du MDDELCC

¹⁹¹ Intervention de la Direction régionale du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs lors du Forum de la SESAT en mars 2011.

E.2.2 Eau souterraine : la demande en eau du secteur industriel et municipal

L'industrie minière est considérée parmi les plus importants consommateurs d'eau souterraine. Les 35 mines actives de l'Abitibi-Témiscamingue, collectivement, arrivaient en tête de classement avec un volume moyen pompé de 20 800 000 m³ par année¹⁹³. La majorité des industries minières sises sur le bassin versant de la rivière Harricana s'alimentent directement à partir des aquifères granulaires de la région (eskers et moraines).

Les eaux souterraines alimentent aussi les réseaux d'aqueduc des municipalités pour l'eau potable. De plus, environ 7700 résidences isolées sont alimentées en potable via des puits individuels (si on considère que chaque résidence isolée est munie d'un puits).

E.2.2.1 La protection des sources d'eau potable

Le projet de Stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable a été rendu public pour consultation en 2012. Ce projet de stratégie vise à garantir à la population un approvisionnement sécuritaire en eau potable. Le projet de *Règlement sur le prélèvement des eaux et leur protection* (RPEP), publié une première fois pour consultation publique le 28 décembre 2011, et une seconde fois en mai 2013, servira d'assise réglementaire pour les premières étapes de cette Stratégie¹⁹⁴.

L'objectif de ce nouveau règlement est de sécuriser la source d'eau potable; en effet, le RPEP s'intéresse aux étapes postérieures au prélèvement comme l'adduction en eau. La source d'eau potable qui constitue la pierre angulaire du processus d'adduction en eau potable est au cœur de ce nouveau règlement. Les mesures vont concerner non seulement les sources d'eau potable souterraine, mais aussi les sources d'eau potable de surface. Il est à noter qu'une grande partie des dispositions du *Règlement sur le captage des eaux souterraines* (RCES) seront reconduites dans le RPEP (qui remplacera éventuellement le RCES)¹⁹⁵.

Quel que soit le type de réseau d'alimentation, collectif via un réseau d'aqueduc municipal ou bien un effectué par un puits individuel, des normes visant à la mise en place de périmètres de protection seront applicables à différents degrés selon la catégorisation de la source, d'« I » à « III ». Ces catégories sont basées notamment sur le nombre de personnes alimentées et vont définir le niveau de caractérisation de la source d'eau en termes de connaissance et de protection.

Le RPEP impose au responsable de la source d'eau potable l'obligation de réaliser les études géotechniques et de vulnérabilité (selon la catégorisation de la source d'eau). Par contre, il ne précise pas clairement, dans le cas d'une source d'eau potable située en dehors du territoire de la municipalité qui l'exploite, le rôle de chacun des intervenants dans la protection de cette source d'eau (autre municipalité, entreprise d'exploitation de ressources naturelles, etc.). Dans certains cas, des conflits d'usage ou d'intérêt pourraient avoir lieu. De plus, la réalisation des études d'acquisition de connaissances quant à la vulnérabilité de la source d'eau ainsi que l'élaboration des règlements de protection pourraient impliquer des coûts inhérents à la municipalité (au responsable) qui l'exploite.

Par ailleurs, le projet de Stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable promeut le partage des responsabilités pour la protection des sources d'eau entre les différents intervenants. Par exemple, lorsque l'aire d'alimentation d'un prélèvement d'eau recoupe le territoire de plusieurs municipalités ou MRC, elles doivent être impliquées dans le processus de protection de cette source d'eau. D'ailleurs, à travers ce projet de stratégie, le gouvernement adaptera de nouvelles orientations pour encourager les MRC à élaborer et mettre en œuvre un plan intégré de protection et de conservation des sources d'alimentation en eau potable afin de pouvoir impliquer l'ensemble des intervenants dans la protection de la source d'eau¹⁹⁶. Pour assurer la mise en œuvre de certains concepts comme la protection de l'aire

¹⁹² Coalition québécoise pour une gestion responsable de l'eau, Eau Secours. (s.d.) Démystifier les compteurs d'eau. Repéré à : http://areq.qc.net/fileadmin/user_upload/Projet_mobilisateur_-_EAU/PM_Eau_Eau_secours_brochure_demystifiercompteurs.pdf.

¹⁹³ Société de l'eau souterraine Abitibi-Témiscamingue (SESAT). Repéré à : http://www.sesat.ca/eau_menace.aspx#Pompage%20minier (consulté le 06 janvier 2014)

¹⁹⁴ Catherine Mercier Shanks (MDDELCC), juin 2014 (commentaire)

¹⁹⁵ Catherine Mercier Shanks (MDDELCC), juin 2014 (commentaire)

¹⁹⁶ MDDELCC. (2012). Stratégie de protection et de conservation des sources destinées à l'alimentation en eau potable. Repéré à : <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/strategie/strategie.pdf> (consulté le 14 novembre 2014)

d'alimentation des sources d'eau potable, le gouvernement devra travailler à modifier sur les terres publiques plusieurs activités telles que la foresterie lorsque nécessaire. Dans le même ordre d'idée, la responsabilité de la mise en œuvre de ce règlement est reléguée aux municipalités, mais l'aire d'alimentation d'un puits ou d'une prise d'eau potable en surface s'étend sur plusieurs municipalités. Le concept de gestion intégrée de l'eau en vue d'un objectif de protection est aussi applicable dans ce cas précis en adaptant le portrait et le diagnostic aux limites d'alimentation de la source d'eau potable.

Actuellement, le *Règlement sur le captage des eaux souterraines* exige la mise en place d'une aire de protection bactériologique et virologique, d'une aire d'alimentation, et la réalisation d'une étude de vulnérabilité. Il faut aussi vérifier que les captages n'auront pas d'incidence sur les autres usagers et l'environnement, notamment les milieux humides.

Les études hydrogéologiques sont réalisées dans le but d'étudier les impacts du projet de captage sur l'environnement, les autres usagers et la santé publique (voir le tableau 32). Les études de vulnérabilité, quant à elles, décrivent de quelle façon les puits sont affectés par les activités proches et sont effectuées à l'aide de la méthode DRASTIC.

DRASTIC est une méthode d'évaluation de la vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution; cette méthode de cotation numérique développée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (E.P.A.) se base sur plusieurs paramètres physiques des aquifères et donne des résultats sous forme d'indice de vulnérabilité qualifié de «faible» à «élevé».

Tableau 32 : Liste des sources d'eau potable souterraine avec mention de la réalisation de l'étude hydrogéologique

Nom du réseau	Population desservie	Étude hydrogéologique
Amos, municipalité	12 001	Réalisée
Barraute, municipalité	1470	Non réalisée
Landrienne, municipalité	647	Non réalisée
Malartic, municipalité	4140	Réalisée
Val-d'Or, municipalité	27 313	Réalisée

E.2.2.2 Stratégie québécoise d'économie d'eau potable

Mise en place en 2005 par le MAMOT (MAMROT) pour répondre à un engagement de la Politique Nationale de l'Eau, la Stratégie québécoise d'économie d'eau potable a pour objectif, d'ici 2017, de :

- Réduire d'au moins 20 % la quantité d'eau distribuée moyenne par personne pour l'ensemble du Québec par rapport à l'année 2001; le volume moyen d'eau distribuée au Québec lors du lancement de la Politique nationale de l'eau était de l'ordre de 777 litres par personne par jour, la réduction visée de 20 % pour l'ensemble de la province devrait avoir abaissé cette consommation à 622 litres par personne par jour, ce qui correspond à la moyenne canadienne de 2001.
- Réduire le taux de fuites pour l'ensemble des réseaux d'aqueduc à un maximum de 20 % du volume d'eau distribué et à un maximum de 15 m³/jour par kilomètre de conduite; à titre d'exemple, les villes de Val-d'Or, Amos et Malartic totalisent 296 640 m de conduites, soit près de 300 km de réseaux d'aqueduc.

La figure 32 présente des estimations des pertes d'eau dans les réseaux de distribution de l'eau en milieu urbain pour les principales municipalités qui disposent d'un réseau d'aqueduc d'eau potable. Selon les données disponibles, les pertes sont légèrement en deçà de l'objectif de la stratégie qui est de 15 m³/jour par kilomètre de conduite; il faudrait donc faire en sorte que les pertes n'augmentent pas dans le futur. Des mesures préventives (entretien et surveillance des réseaux) doivent être prises afin de garder un niveau de perte acceptable dans les réseaux.

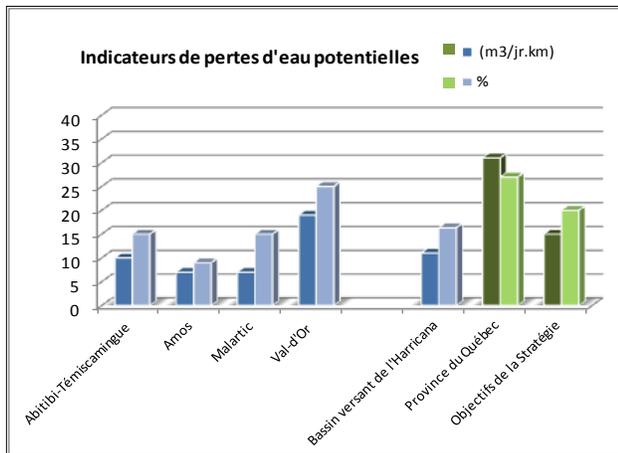


Figure 32: Pertes d'eau pour les principales municipalités du bassin versant de la rivière Harricana

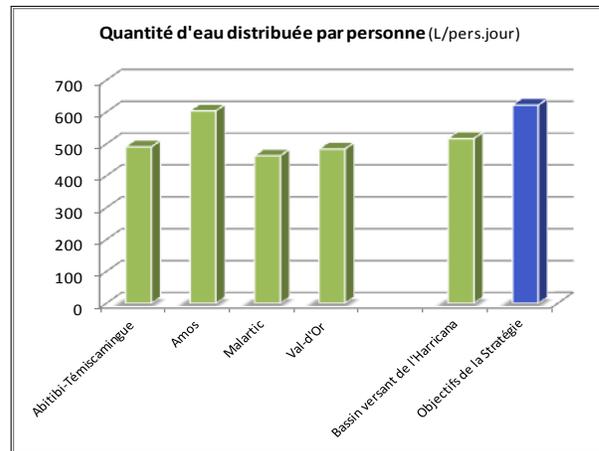


Figure 33 : Consommations d'eau pour les principales municipalités sur le bassin versant de la Rivière Harricana

À la figure 33, il faut noter que la consommation d'eau, en litres par jour par personne (L/j par personne) dans les principales municipalités du bassin versant de la rivière Harricana, est en deçà de l'objectif de la Stratégie identifiée à 622 litres par jour par personne.

Le groupe des industries-commerces-institutions (ICI) est facturé pour sa consommation d'eau et, à cet effet, des compteurs sont installés. Il faut cependant constater que le taux de facturation pour une quantité de 1 000 gallons consommés est souvent sous-évalué par rapport au coût de distribution.

En ce qui concerne les résidences isolées, l'utilisation d'un puits responsabilise les personnes à une consommation d'eau strictement requise pour les usages nécessaires. L'entretien du puits engendre des coûts et la quantité d'eau disponible et nécessaire pour les usages vitaux peut être affectée si la consommation superflue est trop importante. Cependant, les données disponibles ne le sont que pour les municipalités qui sont pourvues d'un réseau d'aqueduc.

Dans le cas où les objectifs ne seraient pas atteints, les municipalités s'engagent à installer des compteurs d'eau dans le secteur non résidentiel et à introduire une tarification adéquate après une consultation du milieu municipal.

La réalisation d'un audit d'aquarresponsabilité pour les municipalités pourrait aider significativement à améliorer la gestion de l'eau et à prioriser des actions afin d'arriver à une consommation responsable. En février 2012, l'Université Laval et l'Institut national de la recherche scientifique créent l'Institut international d'aquarresponsabilité municipale (IIAM). L'objectif de l'organisme est d'accompagner les villes pour améliorer leur gestion de la ressource en eau; cela concerne non seulement la consommation responsable et la protection des sources d'approvisionnement en eau potable, mais aussi l'amélioration du traitement des eaux usées des réseaux d'égout et des résidences isolées.

Après la Ville de Québec, IIAM a présenté, à l'automne 2014, un rapport d'audit pour la Ville de Val-d'Or, et ce en collaboration avec l'OBVAJ¹⁹⁷.

¹⁹⁷ Institut internationale de l'aquarresponsabilité municipale. (s.d.) Accueil. Repéré à : <http://2iam.org/>

E.2.3 Accessibilité et circulation

L'accessibilité à un territoire aussi vaste, pour tous les types d'utilisateurs, n'est pas sans créer une pression au niveau de la sécurité de ces usagers. En effet, lors des feux de forêt, fréquents dans des régions comme l'Abitibi-Témiscamingue et le Nord-du-Québec, il n'est pas rare de devoir procéder à des évacuations massives dans des secteurs souvent difficilement accessibles aux services de secours. Les cours d'eau deviennent autant d'endroits pour l'approvisionnement en eau des avions combattant les incendies que de voie de « circulation » pour les propriétaires de bâtiments riverains. Cette considération affecte particulièrement le ministère de la Sécurité publique (MSP) dans la confection de plans de mesures d'urgence spécifiques pour ce type de sinistre.

La fréquentation des lacs du bassin versant de la rivière Harricana répond à des besoins pour la pratique de la pêche, de la navigation et de la baignade. La grandeur du bassin versant fait que les plans et cours d'eau sont nombreux, il faut cependant mentionner que les accès sont déficitaires pour plusieurs lacs où les pourtours sont majoritairement des propriétés privées. Les accès se font alors par les quelques quais et plages municipaux.

Il est important de rappeler que l'accessibilité au territoire par les bénéficiaires de la Convention de la Baie-James et du Nord québécois (CBJNQ) pour la pratique de leurs activités de chasse, pêche et piégeage d'animaux à fourrure est assurée par l'application de cette convention sur le territoire d'application établi¹⁹⁸.

La circulation des embarcations motorisées sur les lacs est contrôlée avec le *Règlement fédéral sur les restrictions à la conduite des bateaux*. Une confusion est née, suite à l'adoption de la *Loi 106* par le gouvernement du Québec, qui en modifiant la *Loi des cités et villes* et le Code municipal, a fait planer sur les municipalités la possibilité d'adopter des règlements limitant la vitesse des bateaux à moteur, dans une bande de 50 mètres du rivage, tout en autorisant les amateurs de ski nautique à accéder au centre du lac, en suivant une trajectoire perpendiculaire à la rive. La procédure pour permettre l'adoption de règlements municipaux en ce sens est décrite dans un document rédigé par le MAMOT¹⁹⁹ : les étapes sont, en premier lieu, une consultation publique tenue par la municipalité, cette dernière adopte par la suite une résolution qui est acheminée à Transports Canada par l'entremise du MAMOT.

¹⁹⁸ Commentaire du MERN, septembre 2014.

¹⁹⁹ MAMR- Direction régionale de l'Abitibi-Témiscamingue, 2007. Guide, Planification et gestion des lieux de villégiature. Repéré à : http://www.mamrot.gouv.qc.ca/pub/amenagement_territoire/documentation/guide_gestion_lieux_villegiature.pdf (consulté le 27 octobre 2014).

CONCLUSION

Le bassin versant de la rivière Harricana est un territoire à vocation minière par excellence. La faille de Cadillac, sillonnant la tête du bassin versant, témoigne de la présence de nombreux gisements de métaux à haute valeur économique. La pression minière s'impose dès la recharge des eaux du bassin versant et l'empreinte de cette activité, présente depuis plusieurs décennies, marque le paysage du bassin versant et la qualité de ses eaux. Les aires d'accumulation des résidus miniers couvrent une superficie de 3 029 ha dont 70 % se trouvent dans les sous-bassins versants de la rivière Bourlamaque et Milky, à la tête de recharge des eaux du bassin versant. Les données disponibles, datant de 2012, montrent la présence de sites miniers non restaurés (sept [7] sites sur un total de vingt-sept). La caractérisation de l'état de ces sites n'a pas été accomplie et les données disponibles (MERN) nécessitent d'être validées et complétées afin d'avoir un état de situation à jour et pouvoir prioriser les interventions à mener pour améliorer la situation.

En dehors de l'exploitation minière, d'autres pressions de pollution sont également exercées sur le bassin versant de la rivière Harricana. En plus de l'exploitation forestière et des substances minérales de surface (sable et gravier), plusieurs rejets d'eaux usées d'origine municipale et résidentielle (ou autre) sont présents. Neuf (9) stations d'épuration municipales sont présentes sur le bassin versant, dont deux (2) uniquement pratiquent la déphosphatation des eaux usées. Des rejets d'égouts sans traitement sont également présents ainsi que des rejets de résidences isolées. Aussi, plus de 7 000 résidences isolées sont raccordées à des systèmes d'assainissement autonomes n'assurant pas tous un traitement adéquat des eaux usées. En raison de la présence de la plaine argileuse, il est estimé qu'environ les 2/3 des installations septiques ne fonctionnent pas convenablement. Une évaluation théorique de la charge de phosphore produite par les rejets d'eaux usées d'origine municipale montre que la part attribuée aux rejets des résidences isolées dépasse la moitié de la charge totale de phosphore produite par l'ensemble de rejets d'eaux usées d'origine municipale; plus de huit (8) tonnes de phosphore par année sont produites par les rejets des installations septiques des résidences isolées. De plus, des réseaux d'égouts unitaires ou mixtes sont encore présents dans la plupart des municipalités, ceci explique en partie la fréquence élevée des événements de surverses.

Aux différentes pressions de pollution anthropiques, présentes dans le bassin versant de la rivière Harricana, viennent s'associer des pressions naturelles imposées par l'historique géologique et hydrogéologique de la région; comme la présence des métaux et de l'arsenic dans la roche mère et la prédominance de sols de type argileux. Ces conditions naturelles ont des répercussions directes sur les eaux de surfaces souterraines. Elles expliquent en partie les teneurs élevées des eaux souterraines en arsenic, en certains métaux et la présence du phosphore dans les eaux et les sols. Cependant, les teneurs naturelles et ambiantes en polluants dans les eaux et les sols restent encore inconnues; ceci empêche de connaître d'une manière exhaustive la contribution des activités anthropiques dans les apports de contaminants dans l'environnement.

Les connaissances sur l'état des écosystèmes aquatiques restent parcellaires dans le bassin versant de la rivière Harricana ; la couverture spatiale des programmes de surveillances gouvernementaux est très limitée. Il est possible de compter un total de 7 stations inscrites au programme de suivi Réseau-Rivières du MDDELCC, dont 4 sont concentrées sur la rivière Bourlamaque; le nombre de lacs inscrits au RSVL est également très limité. De plus, ces différents programmes ne permettent pas de réaliser une évaluation de l'état de santé des écosystèmes aquatiques à l'échelle de bassin versant puisqu'ils assurent un suivi de l'impact de chacun des rejets localement sans s'intéresser à évaluer l'impact cumulé de la présence de plusieurs rejets sur un même bassin versant. En amont du bassin versant de la rivière Harricana, des pH relativement acides et des valeurs de dureté faibles ont été mesurés sur la rivière Bourlamaque; en allant vers l'aval du bassin versant, les caractéristiques physico-chimiques des eaux de surface changent. Un important changement est surtout remarqué au niveau de la dureté de l'eau qui devient beaucoup plus élevée. Les activités anthropiques et surtout l'exploitation minière restent les principales causes à examiner afin de pouvoir expliquer ce phénomène. Le MDDELCC a établi des critères chimiques de qualité de l'eau de surface pour chacun des usages et par type de contaminant. Chaque critère correspond à une concentration qui, si elle est dépassée, risque d'entraîner une perte totale ou partielle de l'usage pour lequel elle a été définie. Certains critères, dont les calculs sont basés sur la dureté de l'eau, sont limités dans leur applicabilité étant donné que la dureté des eaux de surface varie énormément de l'amont vers l'aval et en fonction des rejets miniers. Ces critères ne permettent pas d'appréhender la présence ou l'absence de risque de contamination pour certains métaux. En plus, plusieurs lacs ont été déclarés touchés par les cyanobactéries. Comme la couverture spatiale très limitée des programmes de suivi et de surveillance des plans d'eau, un réel besoin en matière d'acquisition de connaissances sur l'état des lacs et rivières s'impose.

ANNEXE 1
SECTION INFORMATIVE : PRESSIONS DE POLLUTION ASSOCIÉES À L'ACTIVITÉ
MINIÈRE

Qu'est-ce qu'une mine de métaux?

Qu'est-ce qu'une mine de métaux?

Dans un site minier en activité, on trouve généralement le gisement minier ou la mine, l'usine de concentration, les aires d'entreposage des rejets et une usine de traitement d'eau.

Le cycle de vie d'une mine de métaux passe par quatre phases principales.

Tout d'abord **l'exploration**, cette étape consiste à chercher et évaluer la rentabilité d'un dépôt minier. Au cours de cette étape, des études de faisabilité économiques et environnementales doivent être réalisées avant de construire la mine et passer à l'étape d'exploitation.

L'exploitation de la mine consiste à extraire le minerai et le traiter pour produire le métal recherché. Deux types d'extraction sont pratiqués, l'extraction à ciel ouvert et l'extraction souterraine, et ce dépendamment de la profondeur du gisement et de sa position par rapport aux différentes couches du sol. L'extraction à ciel ouvert consiste à excaver une fosse dans le roc pour extraire le gisement qui se trouve plutôt en surface. À l'inverse, dans le cas d'un gisement situé en profondeur, l'extraction souterraine s'effectue. Il s'agit de creuser plusieurs puits profonds et les connecter par des galeries horizontales pour permettre le transport du minerai et la communication entre les différents puits (voir la figure 35). Le choix de la méthode d'extraction dépend aussi d'autres facteurs tels que la teneur du minerai, la géométrie du gisement, la topographie du site, etc.²⁰⁰. Dans les deux cas, l'extraction du minerai se fait souvent par l'utilisation d'explosifs et de gros équipements. Après l'extraction vient l'étape de traitement du minerai pour en extraire le métal recherché. Le traitement du minerai se fait sur plusieurs phases (voir la figure 34).

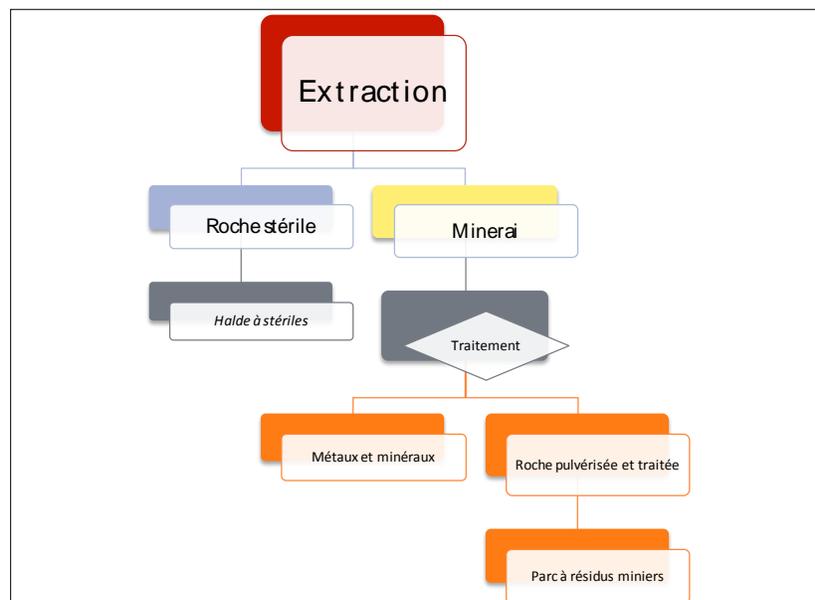


Figure 34: Schéma des étapes de l'exploitation minière

²⁰⁰ Environnement Canada. (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (consulté le 13 août 2013).

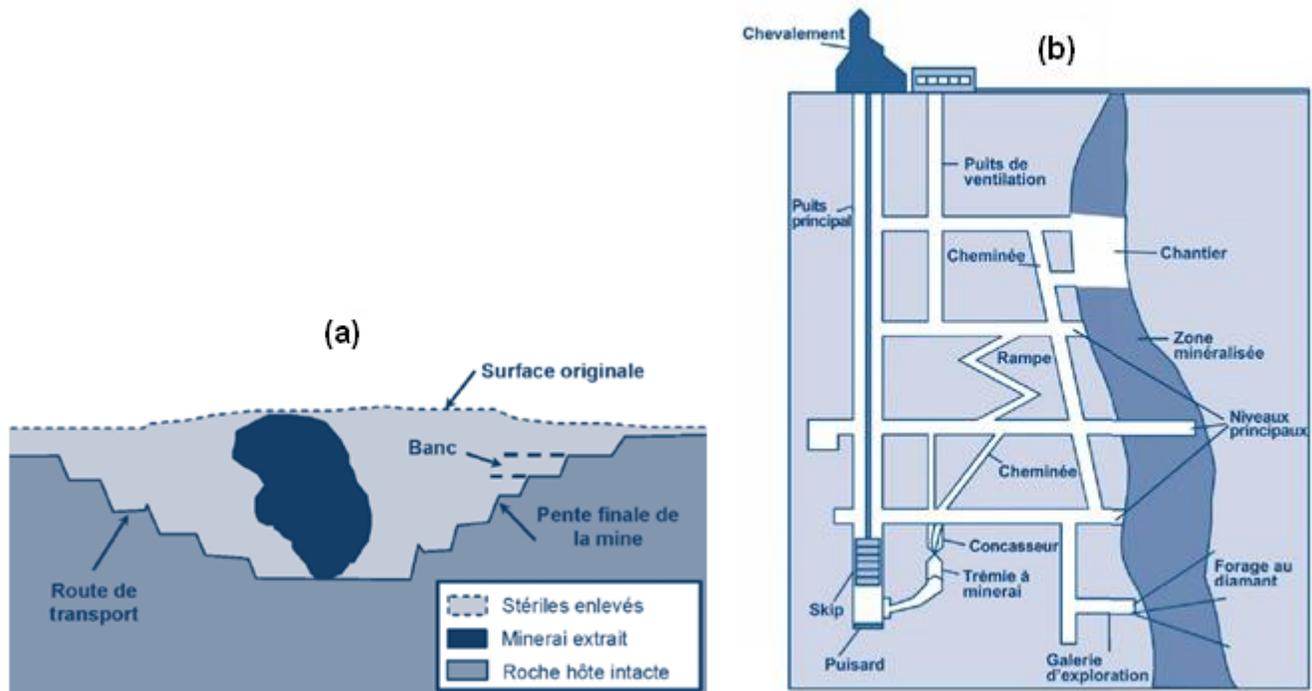


Figure 35 : Coupe transversale d'une mine à ciel ouvert (1) et d'une mine souterraine (2)²⁰¹

Le minerai est tout d'abord concassé et broyé en fines particules. Par la suite, il subit un procédé de concentration. Souvent, le gisement exploité contient en plus du métal d'intérêt, d'autres minéraux ou substances (exemple l'or est souvent lié à des minéraux sulfurés). Divers procédés sont utilisés pour séparer le métal des autres éléments. Ces éléments sont souvent concentrés et le métal en question est extrait du concentré par diverses méthodes. Par exemple, pour extraire l'or du concentré produit, la cyanuration ou l'amalgamation sont souvent utilisées. Il résulte ainsi de la phase de traitement, plusieurs produits secondaires que l'industrie minière doit gérer (voir la figure 36). Ces produits finissent dans le parc à résidus miniers. Le traitement du gisement et la concentration des métaux peuvent se faire localement dans la mine ou à l'extérieur dans une autre usine de traitement minier.

La durée de vie d'une mine est difficile à prédire, elle est souvent imposée par les circonstances économiques mondiales (le prix du métal exploité). La rentabilité de la mine est donc le facteur principal qui contrôle son activité. La durée de vie moyenne d'une mine aurifère est de 10 à 15 ans. Depuis 1995, à la fin de la vie d'une mine, la compagnie minière doit assurer la réalisation des travaux de restauration sur ses sites miniers afin de limiter les risques sur l'environnement et la santé publique²⁰². Il faut noter que durant chaque étape du cycle de vie de la mine, de l'exploration à la fermeture, la compagnie minière doit faire gérer plusieurs enjeux et risques environnementaux en plus des enjeux et risques économiques²⁰³.

²⁰¹ Environnement Canada, 2009. Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (consulté le 13 août 2013).

²⁰² Ugo Lapointe. (2006). Enjeux environnementaux associés aux mines aurifères : le Nord du Québec et du Canada. Communication présentée au Congrès de l'ACFAS-2006. Université McGill, Montréal. Repéré à : http://www.iem.uqam.ca/IMG/pdf/Lapointe_ACFAS2006_Final.pdf (consulté le 13 août 2013).

²⁰³ UQAT. (s.d.) Industrie minière régionale, formation et recherche à l'UQAT. Repéré à : http://www.uqat.ca/acoc2013/doc/presentations/ACOC-2013_Plante-Bussiere.pdf(consulté le 13 août 2013).

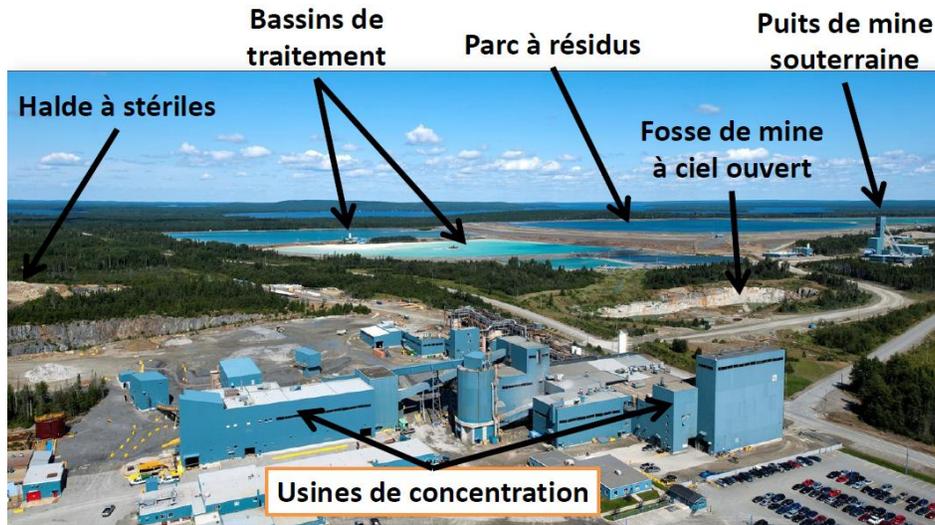


Figure 36 : Les différentes composantes d'une mine²⁰⁴

Les enjeux environnementaux associés à une mine de métaux

Chaque étape du cycle de vie de la mine est associée à des enjeux et des risques environnementaux. Le défi serait d'assurer une production rentable et de contrôler les impacts sur l'environnement, pendant sa vie ou après sa fermeture. Ces enjeux sont imposés par les différentes activités associées à la mine. Il s'agit tout d'abord des travaux de déboisement, de réalisation de forage, d'excavation de tranchées et des échantillonnages réalisés durant la phase d'exploration et de construction de la mine.

Par la suite, il s'agit de construire l'infrastructure connexe de la mine. À ce niveau et avant même de commencer l'exploitation, les impacts sont déjà visibles localement au niveau du site, d'un point de vue esthétique et environnemental (voir la figure 37). Au cours de l'exploitation, l'extraction du minerai, le traitement, la gestion du site et des eaux de drainage de la mine, l'entreposage des résidus miniers et des autres produits secondaires (déchets) sont les principales activités caractérisant cette phase. Ces activités doivent être réalisées tout en minimisant les risques sur l'environnement. Après la fermeture de la mine, il faut remettre en état le site²⁰⁵. L'enjeu environnemental majeur de la mine est associé aux différents rejets produits.

²⁰⁴ UQAT. (s.d.) Industrie minière régionale, formation et recherche à l'UQAT. Repéré à : http://www.uqat.ca/acoc2013/doc/presentations/ACOC-2013_Plante-Bussiere.pdf(consulté le 13 août 2013)

²⁰⁵ Environnement Canada. (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (consulté le 13 août 2013).

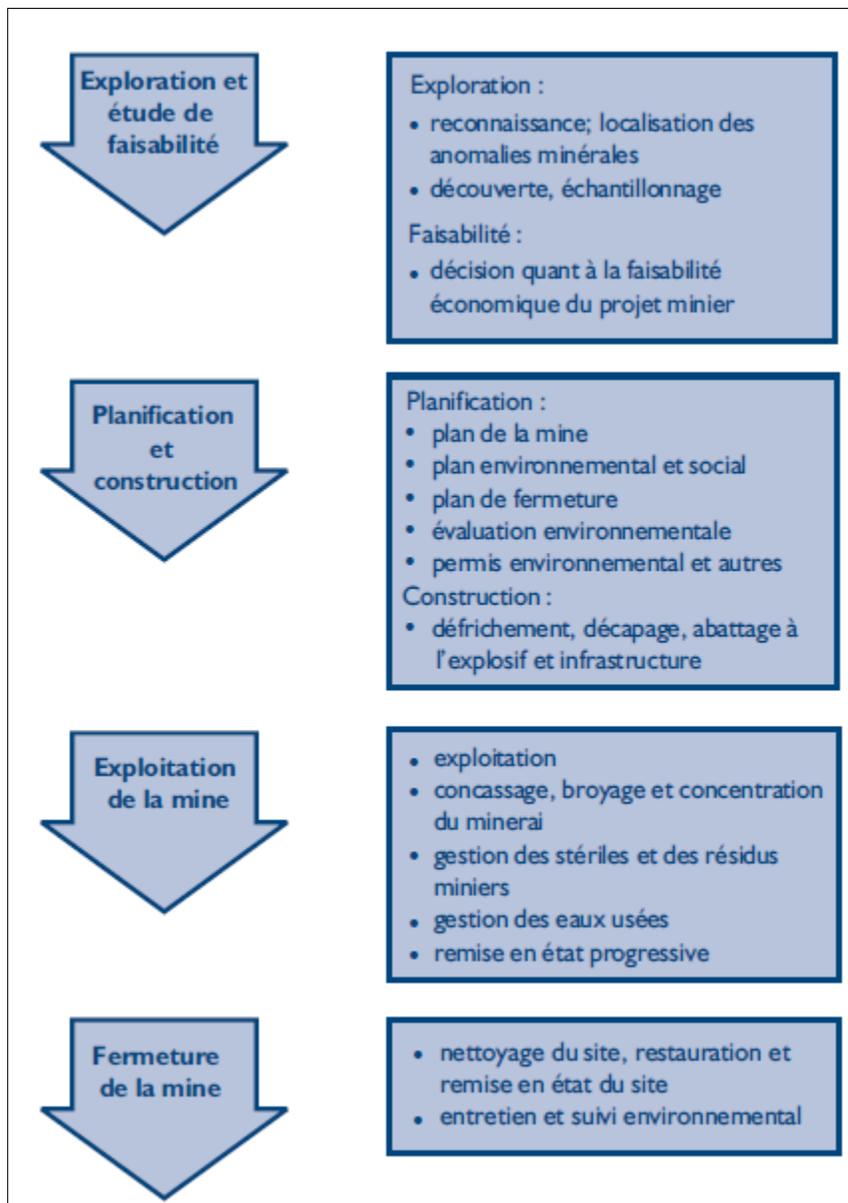


Figure 37 : Activités du cycle de vie d'une mine²⁰⁶

Les enjeux et risques environnementaux les plus importants sont liés aux **rejets miniers**. Les grandes quantités des rejets produits ainsi que leur nature sont les principaux paramètres à considérer dans leur gestion. Certains polluants sont susceptibles de se retrouver dans l'air ou l'atmosphère alors que d'autres peuvent se retrouver dans l'eau ou dans le sol.

²⁰⁶ Environnement Canada. (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (consulté le 13 août 2013).

Des volumes importants de terre à gérer

Durant la préparation du site, des volumes importants de terre et de roches (selon la nature du terrain) sont enlevés au cours des travaux de défrichage, de décapage et de nivellement du terrain. Ces volumes peuvent être stockés et réutilisés pour la remise en état du site s'ils sont de bonne qualité. Dans tous les cas, il s'agit de gérer d'importants volumes de terre dès la phase de préparation du site. Ces volumes sont encore plus importants lorsqu'on passe à la phase d'excavation pour accéder au minerai. Les volumes de terre entourant le gisement, appelés « stériles », doivent être enlevés pour permettre l'exploitation. Ceux-ci sont souvent beaucoup plus importants dans le cas d'une exploitation à ciel ouvert. Lorsqu'il s'agit d'une extraction souterraine, le rapport entre le volume de stériles et le volume de minerai extrait est beaucoup moins important. Une partie des stériles est souvent utilisée comme remblayage pour stabiliser la mine, mais une grosse partie (qui ne peut pas être utilisée dans la construction de la mine) est entreposée en surface dans les haldes à stériles²⁰⁷. Ces stériles, dépendamment de leur nature, peuvent contenir des minéraux et d'autres éléments (polluants) et leur gestion s'avère complexe.

Localement au niveau du site minier, certains impacts directs sur l'environnement sont rapidement soulevés, ceci concerne essentiellement la dégradation esthétique et écologique du site, suite au déplacement des gros volumes de terres et la perte de faune et de flore sur place. D'autres impacts environnementaux peuvent résulter d'une mauvaise gestion des volumes de terre et de matériaux enlevés. D'importantes quantités de solides en suspension peuvent être perdues et transportées par ruissellement ou autres vers les écosystèmes aquatiques lorsque le site minier se trouve à proximité du réseau hydrographique. De plus, des quantités importantes de poussières chargées de polluants produites au cours des différentes étapes du cycle minier risquent de se retrouver par la suite dans les eaux de pluie et provoquer la contamination des eaux et des sols. Plusieurs mesures de gestion de poussière doivent être mises en place par la compagnie minière pour minimiser et mieux contrôler ces risques.

Les résidus miniers : une menace à la qualité de l'environnement

Dans le cas des mines de métaux, le traitement du minerai, pour en extraire le métal de valeur, se fait généralement sur trois étapes. Chacune de celles-ci est génératrice de produits potentiellement nocifs pour l'environnement, s'ils sont mal gérés. Le minerai passe tout d'abord par le concassage et le broyage pour le transformer en de fines particules. D'importantes quantités d'eau et de produits chimiques sont souvent utilisées lors du broyage du minerai afin de faciliter la séparation des minéraux (voir la figure 38). La séparation du minerai peut être réalisée par des procédés physiques (ex. : par gravité, par l'utilisation du champ magnétique, par flottation) ou chimiques tels que la lixiviation au cyanure (dans les mines d'or et d'argent) et la lixiviation à l'acide sulfurique (dans le cas des mines d'uranium ou de cuivre). À la sortie de la phase de séparation, le concentré de minerai sous forme liquide passe par l'étape d'égouttage (épaississement et filtration). Ces étapes de traitement génèrent d'importantes quantités d'eau, dont une partie est souvent réutilisée dans le cycle de traitement du minerai, ainsi que des résidus produits sous forme de pulpe composée d'environ 30 à 60 % de solides. Ces résidus sont envoyés par pompage vers les parcs à résidus miniers. La faible teneur de gisement en métaux explique la production d'énorme quantité de rejets. Au Québec, les teneurs moyennes des gisements d'or sont comprises entre 3 et 4 grammes par tonne de minerai extraits. Cela veut dire qu'au moins 99,9996 % du minerai aurifère exploité se retrouve dans les rejets.

²⁰⁷ Environnement Canada. (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (consulté le 13 août 2013).



Figure 38 : Rejets de concentrateur déposés dans un parc à résidus²⁰⁸

Impacts et rejets plus élevés pour les mines à ciel ouvert...

De manière générale, la méthode d'extraction définit la quantité de rejets produits. Les mines à ciel ouvert peuvent générer de 2 à 10 fois plus de rejets que les mines souterraines. L'une des contraintes environnementales liées à ce type d'exploitation consiste dans le risque de contamination lié à la nature de la poussière rejetée dans l'atmosphère (voir la figure 39).

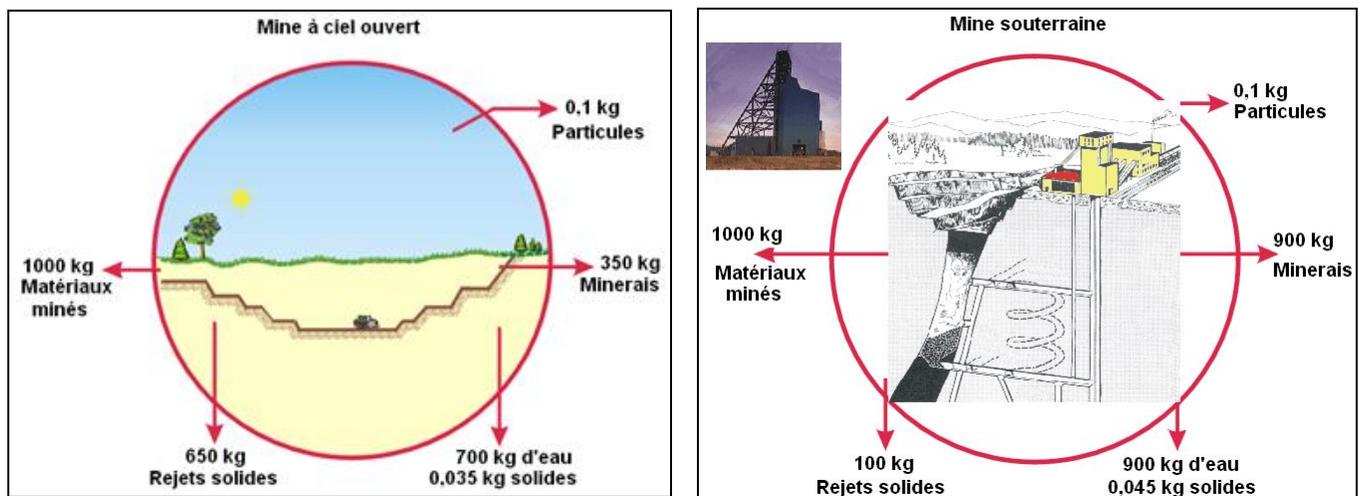


Figure 39 : Bilan de matières produites selon le type d'extraction (adaptée)²⁰⁹

Le tableau 33 rapporte les préoccupations environnementales selon l'exploitation d'une mine à ciel ouvert ou souterraine.

²⁰⁸ UQAT. (s.d.) Industrie minière régionale, formation et recherche à l'UQAT. Repéré à : http://www.uqat.ca/acoc2013/doc/presentations/ACOC-2013_Plan-Bussiere.pdf(consulté le 13 août 2013)

²⁰⁹ Ibid.

Tableau 33 : Comparaison de préoccupations environnementales selon le mode d'exploitation de la mine²¹⁰

Aspect environnemental	Mine à ciel ouvert	Mine souterraine
Perturbation du sol	Superficie relativement grande.	Surface perturbée moins étendue que celle des mines à ciel ouvert.
Dépôt de stériles	Nécessite parfois de grandes surfaces; gestion du transport par camion, du ruissellement, de la lixiviation et de la poussière; considérations d'ordre esthétique.	Volume de stériles moins important que celui des mines à ciel ouvert, mais considérations semblables en matière de gestion.
Résidus miniers	En général, ces mines produisent de grandes quantités de résidus miniers à cause du fort volume de minerai traité.	En général, les quantités de résidus miniers sont inférieures.
Drainage acide	Risque de drainage acide dans la fosse et dans l'aire d'entreposage des stériles.	Risque de drainage acide dans le chantier et dans l'aire d'entreposage des stériles.
Remise en état	À cause de l'étendue du chantier et de l'aire d'entreposage des stériles, ces deux secteurs sont parfois très difficiles à remettre en état.	Les stériles peuvent représenter un problème, tout comme l'exfiltration ou le débordement d'eaux d'exhaure en provenance du chantier.
Affaissement du terrain	Non préoccupant.	Parfois préoccupant.
Bruit des camions	La circulation des camions entre le chantier, les haldes de stériles et l'installation de traitement peut causer un grave problème de bruit.	Généralement non préoccupant.
Bruit des ventilateurs d'aération	Non préoccupant.	Requiert une attention particulière et des mesures d'atténuation.
Sautage	Le bruit et les vibrations, parfois préoccupants, doivent être correctement gérés.	Le bruit et les vibrations peuvent aussi être préoccupants dans les mines souterraines particulièrement lorsque les chantiers sont peu profonds.
Poussière	Rejets, parfois préoccupants, dus aux activités sur le chantier, aux routes de transport et aux haldes de stériles.	Rejets, parfois préoccupants, dus aux routes de transport et aux haldes de stériles.
Eaux d'exhaure	Le volume d'eaux d'exhaure dépend des précipitations et de l'entrée d'eau de surface et d'eau souterraine. On doit se préoccuper du taux d'ammonium élevé qui risque de résulter des sautages. La charge de sédiments est souvent trop élevée. Les eaux d'exhaure peuvent renfermer des métaux et avoir un faible pH.	Normalement, le volume d'eaux d'exhaure reste assez stable. On doit se préoccuper du taux d'ammonium élevé qui risque de résulter des sautages. La charge de sédiments est souvent trop élevée. Les eaux d'exhaure peuvent renfermer des métaux et avoir un faible pH.

En plus de leur forte teneur en particules en suspension, les résidus miniers sont fortement chargés en métaux et autres substances chimiques résultant de la phase de traitement du minerai. Certaines réactions chimiques peuvent être déclenchées et générer des lixiviats dangereux pour l'environnement.

²¹⁰ Environnement Canada. (2009). Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/documents/codes/mm/mm-fra.pdf> (consulté le 13 août 2013).

Production de drainage minier acide (DMA)

Les roches mères, les stériles des minerais ainsi que les résidus miniers peuvent contenir des minéraux sulfureux. Ces derniers lorsqu'ils se trouvent en contact avec l'air et l'eau s'oxydent et provoquent la baisse du pH. Ceci génère des drainages acides très nocifs pour l'environnement puisqu'ils favorisent la biodisponibilité de plusieurs métaux (cuivre, plomb, cadmium, etc.). Les drainages acides miniers (DMA) sont des lixiviats acides produits suite à la réaction d'oxydation suivante :



Le pH acide favorise donc la mise en solution des métaux présents dans les sédiments et les fonds des cours d'eau puis les rend biodisponibles provoquant ainsi la toxicité des écosystèmes aquatiques. Ce phénomène peut se produire durant l'activité de la mine et après sa fermeture, sur des centaines d'années, si les rejets miniers ne sont pas convenablement gérés. Limiter le DMA revient à contrôler la réaction d'oxydation des sulfures. Dans ces conditions, il faut éliminer l'un des réactifs de la réaction d'oxydation, c'est-à-dire l'air, l'eau ou les sulfures. Ces derniers peuvent être enlevés par désulfuration (ex. : désulfuration par flottation).

Parmi les méthodes pratiquées pour éviter le contact des rejets miniers avec l'air, le recouvrement en eau ou l'ennoiement des rejets dans un bassin ou dans un lac. Une autre méthode consiste à couvrir les rejets par plusieurs couches étanches de différents matériaux appelées aussi barrières multicouches (argile, sable, gravier, géomembrane, etc.) pour éviter leur contact avec l'air et l'eau et minimiser les risques d'infiltration. Ces différentes méthodes, malgré qu'elles aient démontré une certaine efficacité à limiter l'oxydation des sulfures, ne permettent pas d'éliminer tous les risques sur l'environnement. Le fait de noyer les rejets dans un plan d'eau peut provoquer la toxicité et la dégradation de l'écosystème aquatique. Les risques peuvent toucher d'autres écosystèmes lorsque le point de rejet n'est pas parfaitement isolé du reste de l'environnement. Ceci peut arriver lorsque les barrières multicouches ne sont pas parfaitement étanches ou lorsqu'elles se dégradent au fil des années. Selon son état, le site de rejet des mines peut être classé potentiellement générateur de DMA. En 2002, 30 % des aires d'accumulation de rejets miniers au Québec ont été classées dans la catégorie de sites potentiellement générateurs de DMA, ce qui correspond à une superficie totale d'environ 4 900 ha²¹¹.

Production de drainage neutre contaminé (DNC)

L'oxydation des métaux sulfureux provoque la baisse du pH du milieu et favorise la mise en solution de certains métaux toxiques présents dans les rejets miniers. Certains métaux sont solubles à des pH basiques ou près de la neutralité (ex. : zinc, arsenic, nickel, molybdène, mercure, etc.). Dans des conditions de pH neutre ou légèrement basique, ces éléments toxiques deviennent mobilisables et se retrouvent dans le drainage minier²¹².

Production de cyanures

La présence de réactifs chimiques dans les résidus miniers des mines d'or et d'argent constitue un important risque sur l'environnement. La cyanuration et l'amalgamation sont les deux principaux procédés employés pour séparer ces métaux. Le cyanure (KCN ou NaCN) ajouté dans le cycle de traitement du minerai est un élément très toxique, il peut se retrouver dans les résidus miniers et contaminer les eaux et les sols²¹³.

Libération de métaux lourds

Les rejets des minières sont souvent chargés en métaux qui sont naturellement présents dans les roches et qui deviennent facilement mobilisables dans certaines conditions de pH. Certains sont toxiques alors que d'autres sont nécessaires pour l'alimentation des humains, des animaux et des végétaux. Les métaux les plus dangereux sont ceux désignés par « métaux lourds » ou « éléments traces » (ex. : mercure, plomb, cadmium, etc.) Ces éléments, une fois mis en solution dans les eaux de drainage, peuvent contaminer le sol, s'infiltrer dans le sous-sol et contaminer les eaux souterraines ainsi que se retrouver dans les eaux de surfaces proches lorsqu'ils sont transportés avec les particules de sols par érosion et ruissellement. De plus, ils

²¹¹ Ugo Lapointe. (2006). Enjeux environnementaux associés aux mines aurifères : le Nord du Québec et du Canada. Communication présentée au Congrès de l'ACFAS-2006. Université McGill, Montréal. Repéré à : http://www.ieim.uqam.ca/IMG/pdf/Lapointe_ACFAS2006_Final.pdf (consulté le 13 août 2013).

²¹² *Ibid.*

²¹³ BRGM. (2003). Éléments à prendre en compte pour l'évaluation des impacts environnementaux dans l'élaboration d'un Plan de Prévention des Risques Miniers. Repéré à : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-52049-FR.pdf> (consulté le 15 août 2013).

peuvent être transportés en fines particules dans l'air²¹⁴, contaminer l'atmosphère et générer des précipitations toxiques. D'autres polluants atmosphériques sont aussi générés par certaines opérations minières comme l'oxyde d'azote (NOx) et l'oxyde de soufre (SOx). Certains métaux (lourds) quand ils se retrouvent ensemble peuvent agir en synergie et devenir encore plus toxiques (zinc, cadmium et cuivre).

En plus des contaminants chimiques, les rejets des mines peuvent rapporter d'importantes quantités de particules en suspension vers les eaux de surface. Cette charge risque de perturber les écosystèmes aquatiques et dégrader les habitats. Les particules en suspension sont également souvent chargées en minéraux et d'autres polluants qu'on peut retrouver par la suite dans la colonne d'eau et dans la chaîne trophique.

L'aménagement adéquat des parcs à résidus miniers et des haldes à stériles ainsi que la restauration des sites miniers après la fermeture de la mine demeurent les défis environnementaux majeurs à relever par la compagnie minière. En ce qui concerne les sites de rejets exploités anciennement par des mines et abandonnés (sites orphelins), leur restauration est désormais une responsabilité du gouvernement.

Cadre réglementaire encadrant l'industrie minière du Québec

Au Canada, le contexte réglementaire de l'industrie minière est fixé par plusieurs autorités au niveau fédéral et provincial. Au provincial, les principales lois et réglementations encadrant l'activité minière découlent de la *Loi sur les mines*, la *Loi sur les forêts* (MFFP (MRN)), la *Loi sur la qualité de l'environnement* ainsi que la *Directive 019 sur l'industrie minière* (MDDELCC) tandis qu'au fédéral, il s'agit du *Règlement sur les effluents des mines de métaux* (REMM) et de la *Loi sur les pêches*. Une panoplie de lois et de réglementations a été adoptée et modifiée afin de pouvoir s'adapter au développement du secteur minier. Deux principaux cadres orientent souvent les aspects environnementaux des projets miniers au Québec. Il s'agit tout d'abord du *Règlement sur les effluents des mines de métaux*²¹⁵, au niveau fédéral et de la *Directive 019 sur l'industrie minière*²¹⁶ au niveau provincial qui vient orienter l'application de la *Loi sur la qualité de l'environnement*. Ces deux textes comportent des exigences à respecter par l'industrie minière pour protéger l'environnement et la santé humaine. Le REMM s'applique lorsque la mine est susceptible de provoquer des effets négatifs dans un milieu aquatique comportant des habitats de poissons.

Historiquement, aucune réglementation n'obligeait l'industrie minière de prendre en charge la restauration des sites d'exploitation et des parcs à résidus miniers après la fermeture de la mine. La gestion des anciens sites miniers délaissés (orphelins) revient au gouvernement provincial et c'est à ce dernier d'assumer les coûts de la restauration environnementale. Depuis 1995, les industries minières du Québec doivent restaurer les sites miniers afin de minimiser les risques sur l'environnement et sur la santé humaine, et ce conformément à la *Loi sur les mines* du Québec. La compagnie minière doit déposer, un plan de réaménagement et de restauration accompagné de la description d'une garantie financière, couvrant 100 % des coûts anticipés pour approbation, avant de démarrer son activité²¹⁷. Elle doit être fournie en trois (3) versements selon l'échéancier fixé par le *Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure*²¹⁸.

²¹⁴ Environnement Canada. (2013). Métaux lourds. Repéré à : <http://www.ec.gc.ca/air/default.asp?lang=Fr&n=64869AFB-1> (consulté le 22 août 2013).

²¹⁵ Gouvernement du Canada. (2002). Règlement sur les effluents des mines de métaux. Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/> (consulté le 17 août 2013).

²¹⁶ MDDEFP. (2012). Directive 019 sur l'industrie minière. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf (consulté le 17 août 2013).

²¹⁷ MERN (MRN). (2013). Projet de Loi n°70 (Loi modifiant la loi sur les mines). Repéré à : <http://www.assnat.qc.ca/fr/travaux-parlementaires/projets-loi/projet-loi-70-40-1.html> (consulté le 17 novembre 2014).

²¹⁸ Règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure. Repéré à : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=//M_13_1/M13_1R2.htm (consulté le 17 novembre 2014).

Depuis 1977, l'industrie minière est encadrée par le *Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux (RELMN)*. N'étant pas adapté à l'importante évolution qu'a vécu de secteur minier au Québec (nouveaux procédés de traitement, nouvelles substances chimiques rejetées, etc.), le *RELMN* a été remplacé en 2002 par le *Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM)* qui a été adopté par le gouvernement fédéral en vertu de la *Loi sur les pêches*. Ce règlement concerne **les mines de métaux en développement, les nouvelles mines, les mines réexploitées ainsi que les mines fermées pour une durée de trois (3) ans et qui produisent un débit à l'effluent supérieur à 50 min 3 s/j**. Le *REMM* fixe les normes de rejets pour certaines substances nocives (l'arsenic [As], le cuivre [Cu], les cyanures [CN], le plomb [Pb], le Nickel [Ni], le zinc [Zn], les solides en suspension [TSS] et le radium 226 [Ra]), interdit la production d'effluent à létalité aigüe, pour la truite-arc – en-ciel (un effluent est considéré à létalité aigüe si le taux de mortalité est plus de 50 % chez les individus exposés à l'effluent concentré à 100 % durant une période de 96 heures²¹⁹, ceci revient à suivre la concentration létale Cl₅₀ de l'effluent) et fixe le pH de l'effluent minier entre 6 et 9,5. Le *REMM* exige également que la compagnie mette en place un programme de suivi des effets sur l'environnement (ÉSEE) dans le but d'évaluer l'efficacité des exigences de rejets fixées (voir le tableau 34).

Tableau 34 : Concentrations permises fixées par le REMM²²⁰

Article	Colonne 1 Substance nocive	Colonne 2 Concentration moyenne mensuelle maximale permise	Colonne 3 Concentration maximale permise dans un échantillon composite	Colonne 4 Concentration maximale permise dans un échantillon instantané
1.	Arsenic	0,50 mg/L	0,75 mg/L	1,00 mg/L
2.	Cuivre	0,30 mg/L	0,45 mg/L	0,60 mg/L
3.	Cyanure	1,00 mg/L	1,50 mg/L	2,00 mg/L
4.	Plomb	0,20 mg/L	0,30 mg/L	0,40 mg/L
5.	Nickel	0,50 mg/L	0,75 mg/L	1,00 mg/L
6.	Zinc	0,50 mg/L	0,75 mg/L	1,00 mg/L
7.	Total des solides en suspension	15,00 mg/L	22,50 mg/L	30,00 mg/L
8.	Radium 226	0,37 Bq/L	0,74 Bq/L	1,11 Bq/L

La *Directive 019* de son côté a pour objectif d'expliciter les exigences dictées par la *Loi sur la qualité de l'environnement* depuis la procédure d'obtention d'autorisation, les études d'impact sur l'environnement jusqu'à la fermeture de la mine et la gestion des sites miniers après fermeture (voir le tableau 35). Au Québec, les règlements au niveau fédéral (*REMM*) et provincial (*Directive 019*) orientent conjointement les projets miniers afin d'assurer une meilleure protection de l'environnement²²¹.

²¹⁹ Gouvernement du Canada. (2002). Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM). Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/> (consulté le 17 août 2013).

²²⁰ Environnement Canada. Règlement sur les effluents des mines de métaux. Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/page-17.html#h-51> f (17 août 2013).

²²¹ UQAM, GRAMA. (2002). Synthèse des normes environnementales Canadiennes et leur application dans le secteur minier à l'étranger. Repéré à : http://www.ieim.uqam.ca/IMG/pdf/CGuimont-Normes_env.pdf (consulté le 19 août 2013).

Tableau 35 : Paramètres à suivre au niveau de l'effluent minier final et concentrations maximales acceptables selon la Directive 019²²²

Paramètre	Concentration maximale acceptable à l'effluent final non dilué (moyenne arithmétique mensuelle)
Arsenic total	0,50 mg/L
Cuivre total	0,30 mg/L
Nickel total	0,50 mg/L ¹
Plomb total	0,20 mg/L ¹
Zinc total	0,50 mg/L ¹
Fer total	3,00 mg/L
Cyanures totaux ²	1,5 mg/L
Cyanures disponibles ²	0,10 mg/L
Matières totales en suspension	25,0 mg/L
Hydrocarbures ³	15,0 mg/L
pH	Valeurs autorisées de 6,5 à 9,5
Absence de toxicité aiguë à l'effluent final ⁴	

1. L'addition des concentrations individuelles mesurées pour le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc ne doit pas dépasser une valeur de 1,0 mg/L.

2. S'applique à l'effluent du parc à résidus d'un site où est effectuée la cyanuration du minerai et à l'effluent des eaux d'exhaure lorsque des matériaux traités aux cyanures sont utilisés à des fins de remblayage hydraulique.

3. Le critère de ce paramètre s'applique uniquement pour les eaux d'exhaure.

4. Un effluent est dit toxique si, lors d'un essai réalisé sur dix truites arc-en-ciel (*Salmo gairdneri* Richardson), plus de 50 % des truites meurent lorsque exposées pendant 96 heures à cet effluent non dilué ou si, lors d'un essai réalisé sur une population de *Daphnia magna*, plus de 50 % d'entre eux meurent lorsqu'exposés pendant 48 heures à cet effluent non dilué, ce suivi concerne la concentration létale (Cl₅₀) de l'effluent.

La *Directive 019* précise également les exigences au point de rejet de l'effluent final exprimées sous forme extractible, pour certains paramètres ainsi que les fréquences de suivi pour l'industrie minière. Les tableaux 36 et 37 illustrent les exigences gouvernementales relatives aux mesures et aux fréquences d'échantillonnage à réaliser pour le suivi de l'effluent minier final.

Tableau 36 : Exigences au point de rejet de l'effluent final²²³

PARAMÈTRE	COLONNE I CONCENTRATION MOYENNE MENSUELLE ACCEPTABLE	COLONNE II CONCENTRATION MAXIMALE ACCEPTABLE
Arsenic extractible	0,2 mg/l	0,4 mg/l
Cuivre extractible	0,3 mg/l	0,6 mg/l
Fer extractible	3 mg/l	6 mg/l
Nickel extractible	0,5 mg/l	1 mg/l
Plomb extractible	0,2 mg/l	0,4 mg/l
Zinc extractible	0,5 mg/l	1 mg/l
Cyanures totaux	1 mg/l	2 mg/l
Hydrocarbures (C ₁₀ -C ₅₀)	-----	2 mg/l
Matières en suspension	15 mg/l	30 mg/l

1 Selon la nature du minerai, du procédé, des résidus miniers ou selon le calcul des objectifs environnementaux de rejet (voir section 1.4.2), d'autres exigences au point de rejet de l'effluent final pourraient s'ajouter en vertu de l'article 20 de la Loi lors de la délivrance du certificat d'autorisation.

²²² MDDELCC. Bilan annuel de conformité environnementale. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/bilans/mines97/chapitre_2.htm (consulté le 20 août 2013).

²²³ MDDELCC. Directive 019 sur les industries minières. Repéré à : http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/directive019.pdf (consulté le 20 août 2013).

Tableau 37 : Récapitulatif des paramètres et de la fréquence d'échantillonnage et de mesure dans le cadre du suivi de l'effluent minier final selon les exigences gouvernementales²²⁴

Paramètres	Unités	Fréquence de mesure ou d'échantillonnage					Suivi annuel
		Suivi régulier				Directive 019 ⁽¹⁾	
		Directive 019 ⁽¹⁾			REMM ⁽²⁾		ESEE (mines) ⁽³⁾
		En continu	3 fois /sem.	1 fois/sem.	1 fois/sem.		(4 fois/an)
Paramètres physico-chimiques de base							
Alcalinité	mg/l de HCO ₃					X	X
Conductivité	µmhos/cm						X
Débit	m ³ /j	X ⁽²⁾	X	X			X
Turbidité	UTN						X
pH	pH	X ⁽²⁾	X		X		X
Dureté	mg/l de CaCO ₃					X	X
DBO ₅	mg/l						X
DCO	mg/l						X
MES (matières en suspension)	mg/l		X		X		X
Solides dissous totaux	mg/l						X
Solides totaux	mg/l						X
Nutriments et ions⁽²⁾							
Azote ammoniacal	mg/l de NH ₃ -N					X	X
Azote total Kjeldahl	mg/l N					X	X
Nitrates	mg/l N					X	
Nitrates + nitrites	mg/l N						X
Phosphore total	mg/l P						X
Chlorures	mg/l						X
Fluorures	mg/l						X
Sulfates	mg/l						X
Sulfures	mg/l						X ⁽⁴⁾
Thiosulfates	mg/l						X ⁽⁴⁾
Métaux et métalloïdes							
Aluminium	mg/l					X	X
Arsenic	mg/l			X	X		X
Cadmium	mg/l					X	X
Calcium	mg/l						X
Chrome	mg/l						X
Cobalt	mg/l						X
Cuivre	mg/l			X	X		X
Fer	mg/l			X		X	X
Magnésium	mg/l						X
Manganèse	mg/l						X
Mercuré	mg/l					X ⁽⁷⁾	X
Molybdène	mg/l					X	X
Nickel	mg/l			X	X		X
Plomb	mg/l			X	X		X
Potassium	mg/l						X
Silice	mg/l						X
Sodium	mg/l						X
Zinc	mg/l			X	X		X
Composés organiques							
Substances phénoliques	mg/l						X
Hydrocarbures (C ₁₂ -C ₃₀)	mg/l						X
Autres							
Radium 226					X ⁽⁸⁾		X ⁽⁸⁾

Note

⁽¹⁾ MDDEP, 2005. Directive 019 sur l'industrie minière. 66 pages + VII annexes. [En ligne] http://www.mddep.gouv.qc.ca/milieu_indirective019/directive019.pdf

⁽²⁾ Dans le cas d'une usine de traitement du minéral générant un effluent ou d'une mine générant un effluent de plus de 1000 m³/jour, les mesures de pH et de débit en continu sont exigées.

⁽³⁾ Le suivi des cyanures n'est pas requis puisqu'ils ne seront pas utilisés comme réactif dans le procédé (voir Environnement Canada, 2011).

⁽⁴⁾ Le suivi des sulfures et des thiosulfates n'est exigé que si le minéral traité est sulfureux.

⁽⁵⁾ Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM)

⁽⁶⁾ Étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique (ESEE) par les mines de métaux

⁽⁷⁾ La surveillance pour le mercure peut être abandonnée si sa concentration est inférieure à 0,0001 mg/l dans 12 échantillons consécutifs.

⁽⁸⁾ La fréquence de suivi du radium 226 sera réduite à une fois par trimestre civil si la limite permise en vertu du REMM est respectée dans 10 essais consécutifs.

²²⁴ ROCHE. (2012). Mine Arnaud Inc. Projet minier Arnaud – Étude d'impact sur l'environnement. Volume 1 – Rapport principal. Chapitre 14, Surveillance et suivi environnemental. Repéré à : http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/mine_apatite_sept-iles/documents/PR3.1_chap14.pdf (consulté le 20 août 2013).

Sites miniers abandonnés : à qui la responsabilité de la restauration?

Le territoire du Québec accueille un nombre important d'aires d'accumulation de résidus miniers conséquents à l'exploitation minière. La restauration de ces sites miniers pour lesquels aucun propriétaire solvable n'a pas pu être identifié revient à la charge de l'État, conformément à l'article 232.10 de *la Loi sur les mines*²²⁵. Ces sites sont responsables d'une importante pression de pollution dans le bassin versant dans lequel ils se trouvent. Souvent, ils ne sont pas convenablement aménagés de manière à éviter les impacts sur l'environnement. Ces sites doivent être rapidement mis sous contrôle afin de minimiser leur impact sur l'environnement.

Programme d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux

L'ÉSEE est un programme de suivi environnemental adopté par le gouvernement fédéral à l'issue des travaux sur l'Évaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique réalisés, entre 1996 et 2002, par le groupe de travail AQUAMIN formé par des représentants des différents ministères fédéraux, des gouvernements provinciaux, des organismes non gouvernementaux, des communautés autochtones, des scientifiques, etc. Dans son rapport final, AQUAMIN a jugé que l'adoption de critères plus stricts de qualité de l'effluent n'est pas suffisante pour assurer une protection adéquate de l'environnement contre la pression de pollution exercée par l'industrie minière, compte tenu de la variété des types de gisements des métaux exploités, des procédés d'extraction et de traitement des minerais ainsi que des caractéristiques des milieux récepteurs des effluents miniers. Il avait été statué que le programme des ÉSEE servira comme outil scientifique de mesure du rendement permettant d'évaluer la pertinence et l'utilité des normes fixées par le Règlement (*REMM*) à protéger efficacement les ressources aquatiques²²⁶.

Le programme ÉSEE exige à l'industrie minière de réaliser des études de suivi sur trois principaux volets : le suivi biologique (études sur les poissons et études des communautés d'invertébrés benthiques), la caractérisation de l'effluent incluant les tests de toxicité sublétales ainsi que les suivis de la qualité de l'eau (voir le tableau 38). Les ÉSEE sont exigées par Environnement Canada et faites par des consultants extérieurs pour le compte des minières. L'objectif de l'ÉSEE étant d'évaluer les effets sur les poissons, sur leur habitat et sur la ressource halieutique.

²²⁵ Gouvernement du Québec, Loi sur les mines. Repéré à : http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=2&file=/M_13_1/M13_1.html (consulté le 19 août 2013).

²²⁶ Environnement Canada. (2012). Guide technique pour l'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Repéré à : http://www.ec.gc.ca/Publications/D175537B-24E3-46E8-9BB4-C3B0D0DA806D/COM-1434---Tec-Guide-for-Metal-Mining-Env-Effects-Monitoring_Fr_02.pdf (consulté le 19 août 2013).

Tableau 38 : Paramètres mesurés lors de la caractérisation de l'effluent et le suivi de la qualité de l'eau ²²⁷

REMM	ÉSEE		
	Caractérisation de l'effluent	Caractérisation du milieu récepteur	Paramètres optionnels recommandés en fonction des caractéristiques propres du site
Arsenic Cuivre Plomb Nickel Zinc Radium 226 Cyanures totaux Solides totaux en suspension pH	Arsenic Cuivre Plomb Nickel Zinc Radium 226 Cyanures totaux Solides totaux en suspension pH Aluminium Cadmium Fer Mercure Molybdène Ammoniaque Nitrate Alcalinité Dureté	Arsenic Cuivre Plomb Nickel Zinc Radium 226 Cyanures totaux Solides totaux en suspension pH Aluminium Cadmium Fer Mercure Molybdène Ammoniaque Nitrate Alcalinité Dureté Oxygène dissous Température Salinité (rejets dans le milieu marin)	Fluor Manganèse Sélénium Uranium Phosphore total Conductivité Calcium Chlorure Magnésium Potassium Sodium Sulfate Sulfosels totaux Profondeur de l'eau Transparence Carbone organique dissous Carbone organique total

Entre temps, la compagnie minière doit communiquer au gouvernement (Environnement Canada) des rapports de suivis trimestriels et annuels (voir la figure 40). Les rapports trimestriels comportent les résultats de suivis mensuels et hebdomadaires **de l'effluent minier** (nombre de rejets par mois, volumes de rejets, pH, mesures de concentrations hebdomadaires et mesure de concentrations moyennes mensuelles de certaines substances nocives, etc.) alors que les rapports annuels présentent un résumé des résultats du suivi de l'effluent (moyennes mensuelles des résultats de suivis au niveau des points de rejets finaux, résultat de suivi de la létalité aiguë et du suivi sur la *Daphnia Magna*), et ce conformément aux articles 21 et 22 du *Règlement sur les effluents des mines de métaux*²²⁸.

²²⁷ Olivier Marois. (2008). Le programme fédéral d'étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux et la mise en place d'un réseau de surveillance environnementale pour l'industrie minière des métaux basé sur l'action communautaire au Québec. Université de Sherbrooke, Centre universitaire de formation en environnement, 101 p.

²²⁸ Gouvernement du Canada. (2002). Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM). Repéré à : <http://laws-lois.justice.gc.ca/fra/reglements/DORS-2002-222/> (consulté le 17 août 2013).

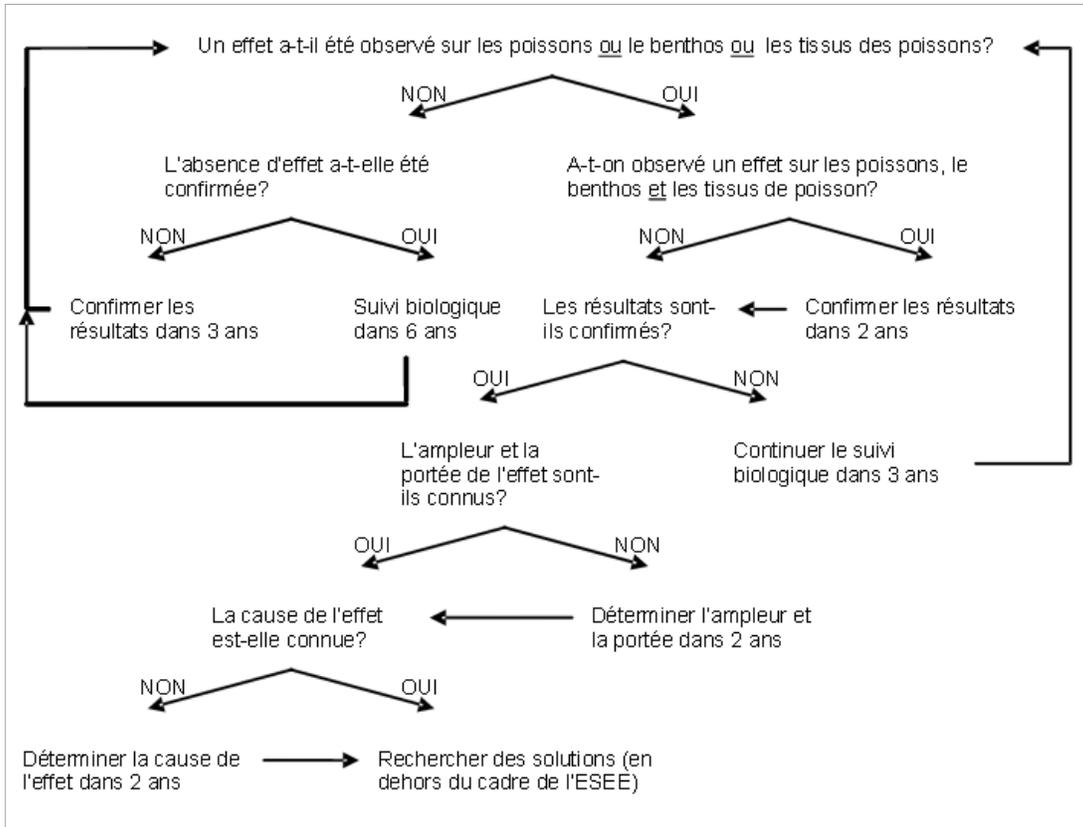


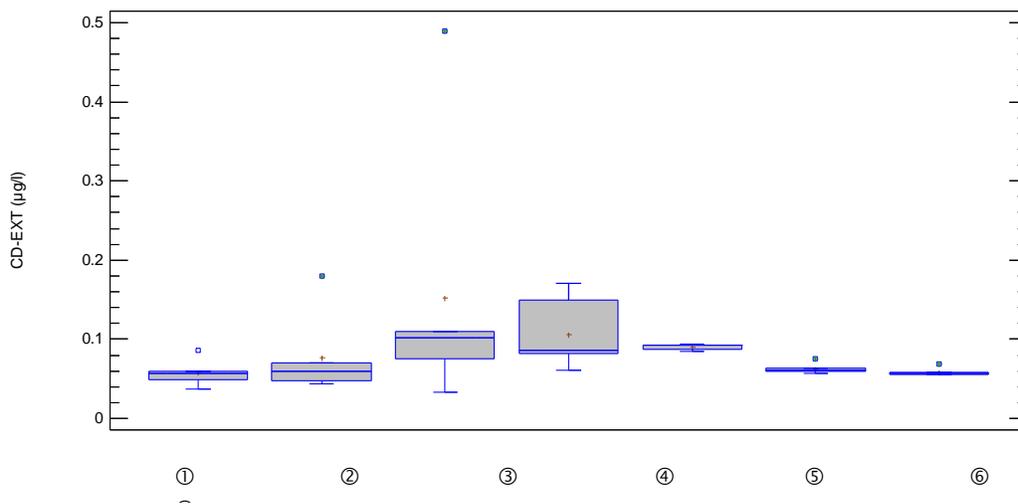
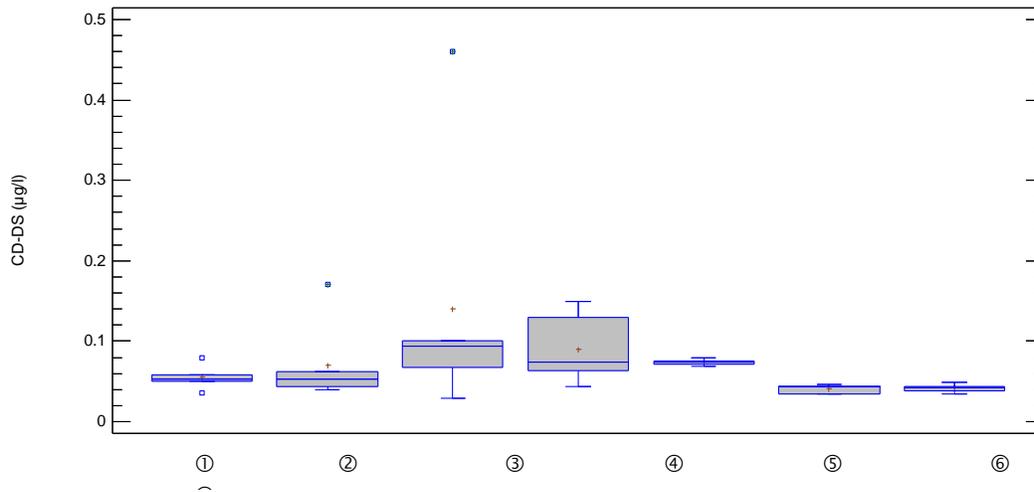
Figure 40 : Successions des étapes du programme ÉSEE²²⁹

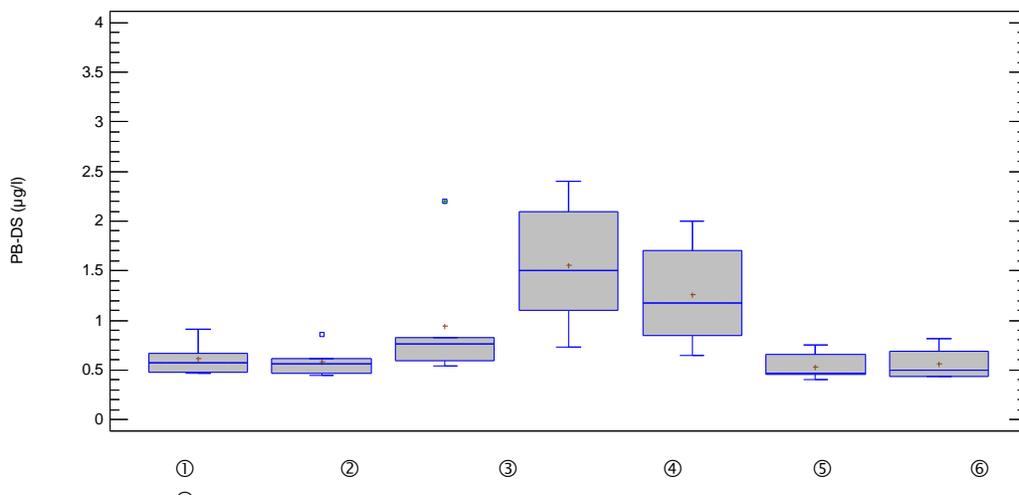
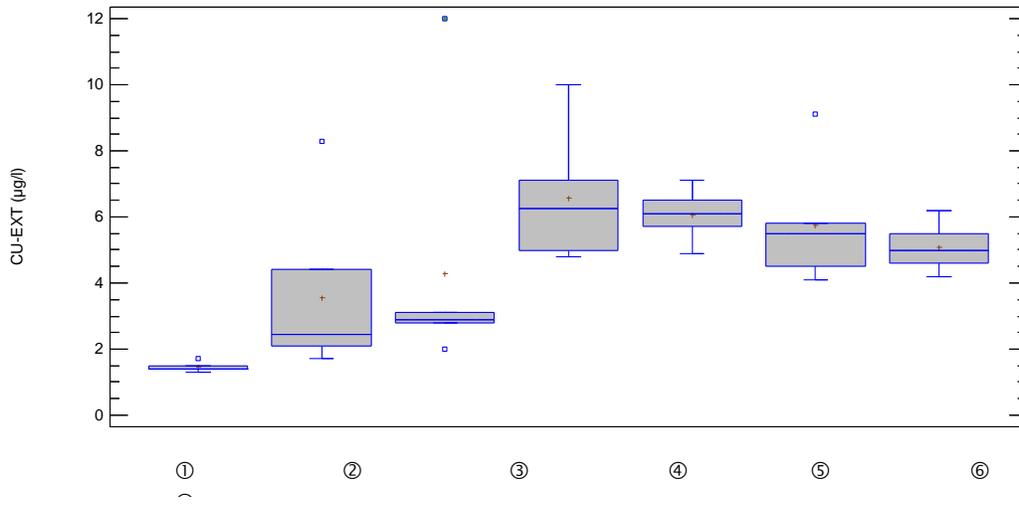
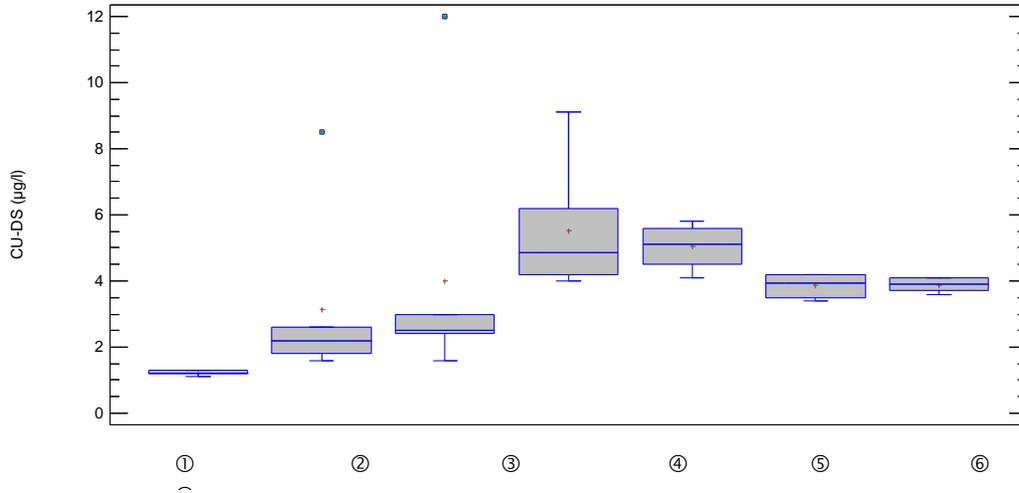
²²⁹ Environnement Canada, Bureau national des ÉSEE et Xstrata Zinc Inc. (2007). Rapport de l'Équipe d'examen de l'Étude de suivi des effets sur l'environnement des mines de métaux. Repéré à : http://www.ec.gc.ca/eem/pdf_publications/francais/mm_review_report_full.pdf (consulté le 17 août 2013).

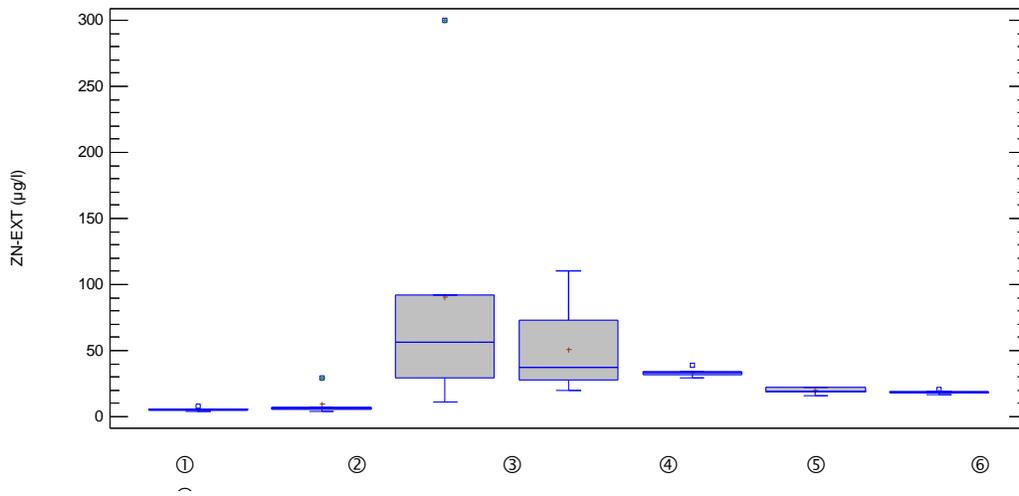
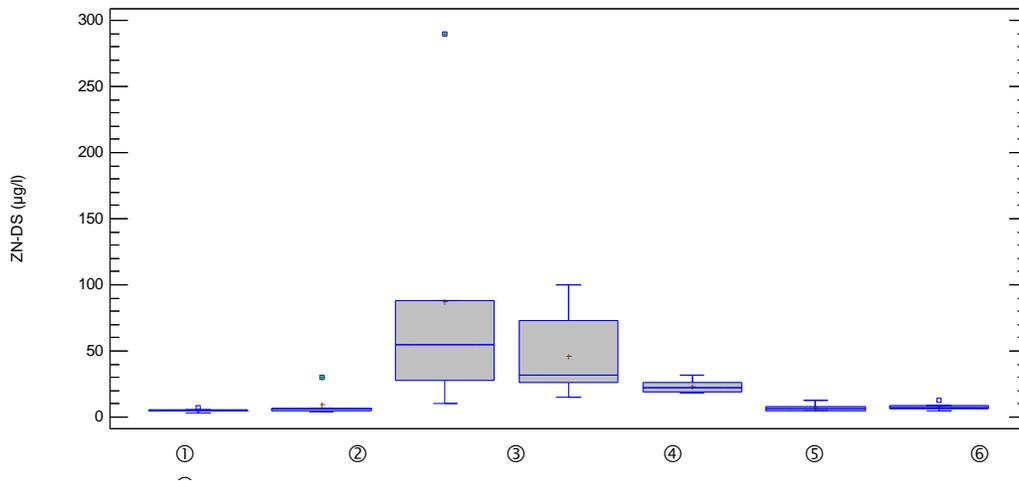
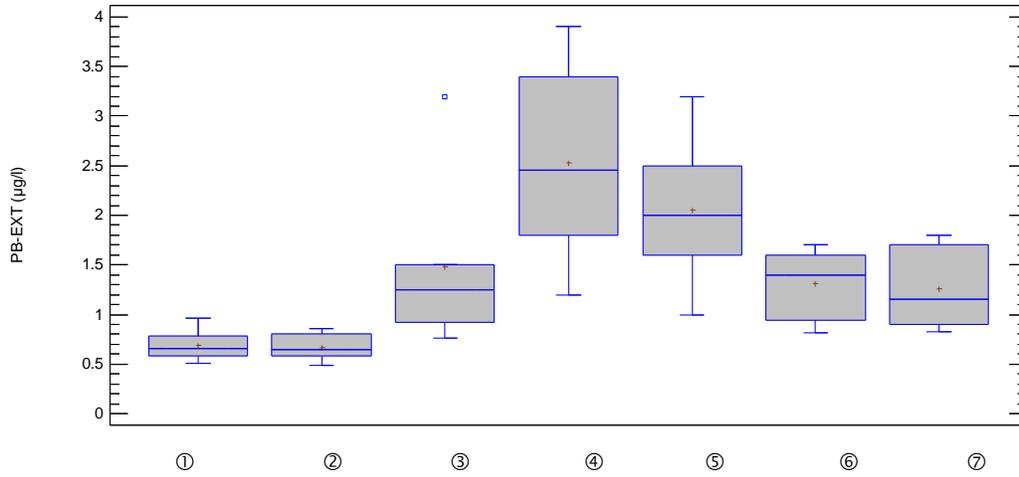
ANNEXE 2
DISTRIBUTION DES CONCENTRATIONS EN MÉTAUX DANS LES EAUX DE
SURFACE DU BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICIANA

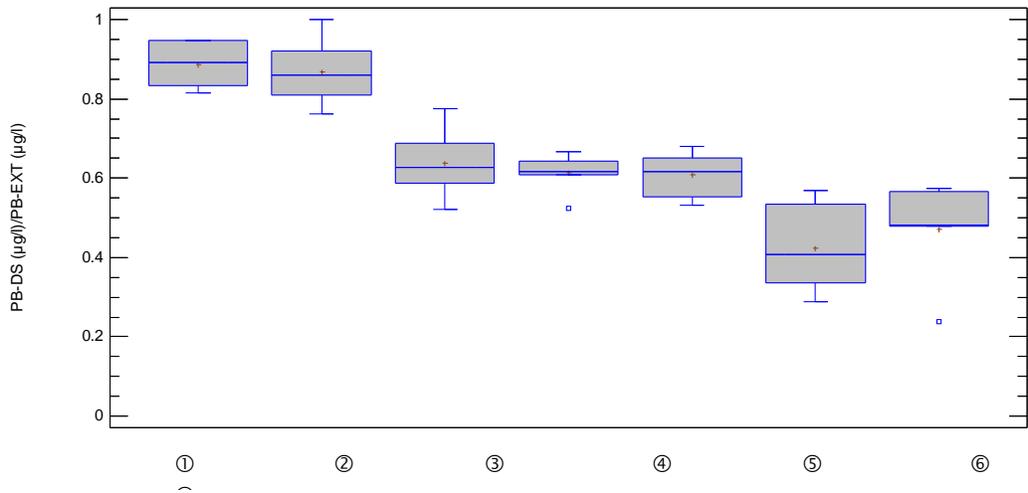
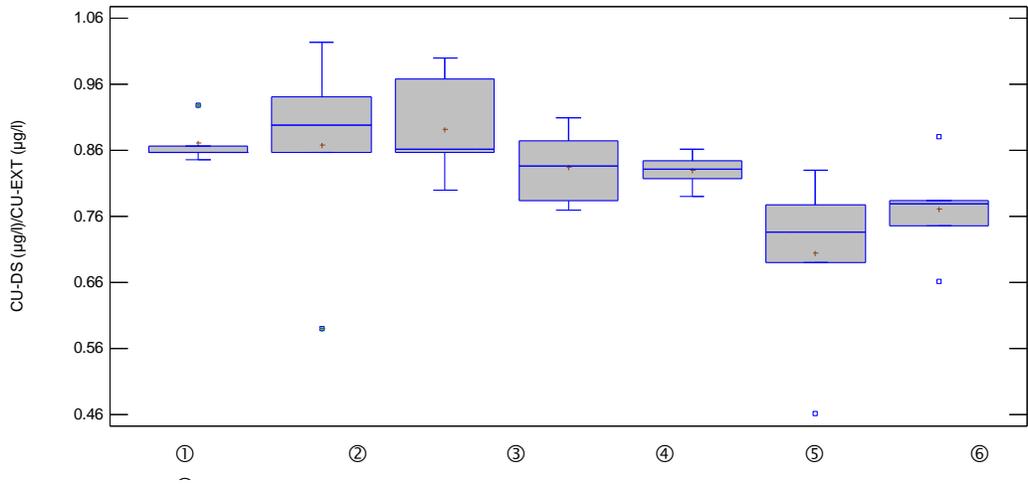
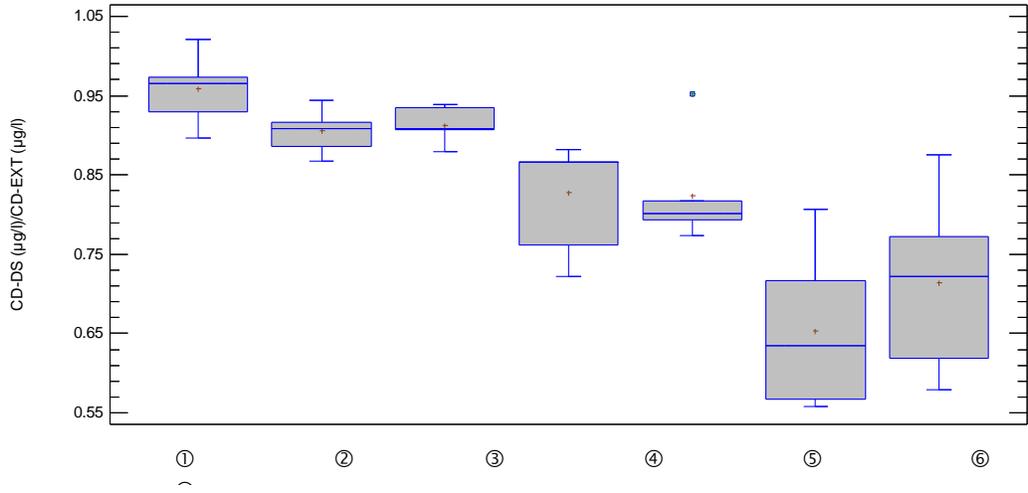
(Données mesurées sur les stations du Réseau-rivières en 2012, communiquées par Serge Hébert, Direction du suivi de l'état de l'environnement, Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs en Janvier 2014)

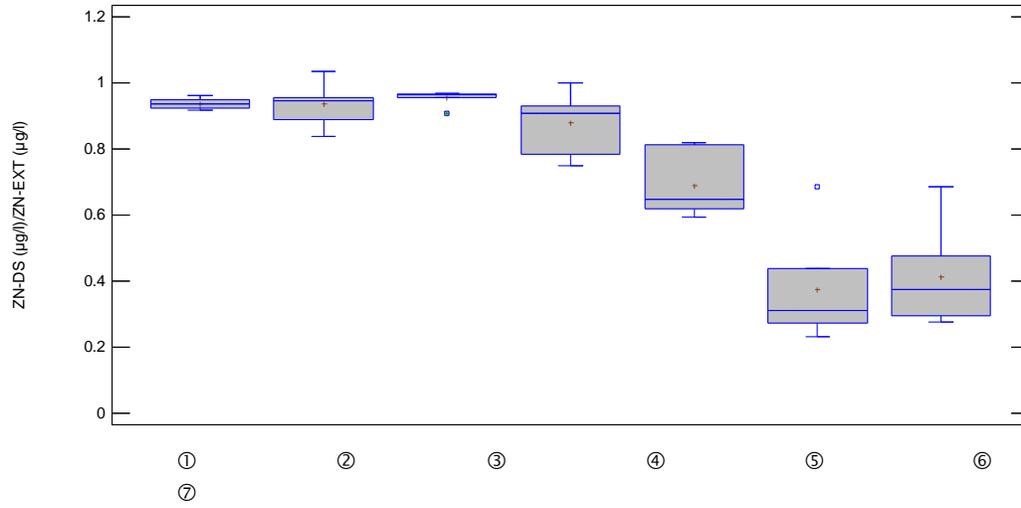
- ① Bourlamaque Témoin 1 (08010126)
- ② Bourlamaque Témoin 2 (08010060)
- ③ Bourlamaque aval East Sullivan (08010061)
- ④ Bourlamaque amont Val-Senneville (08010062)
- ⑤ Harricana Témoin (08010004)
- ⑥ Harricana amont Amos (08010064)
- ⑦ Harricana aval Amos (08010063)





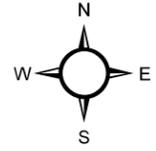
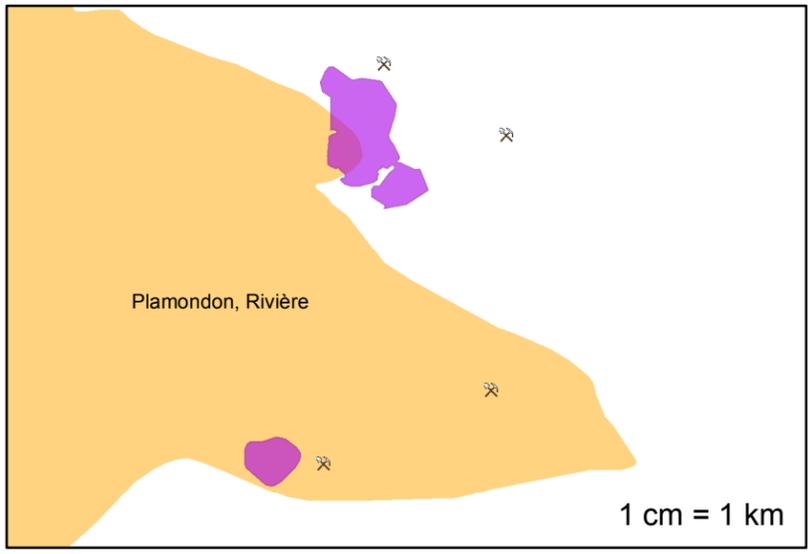
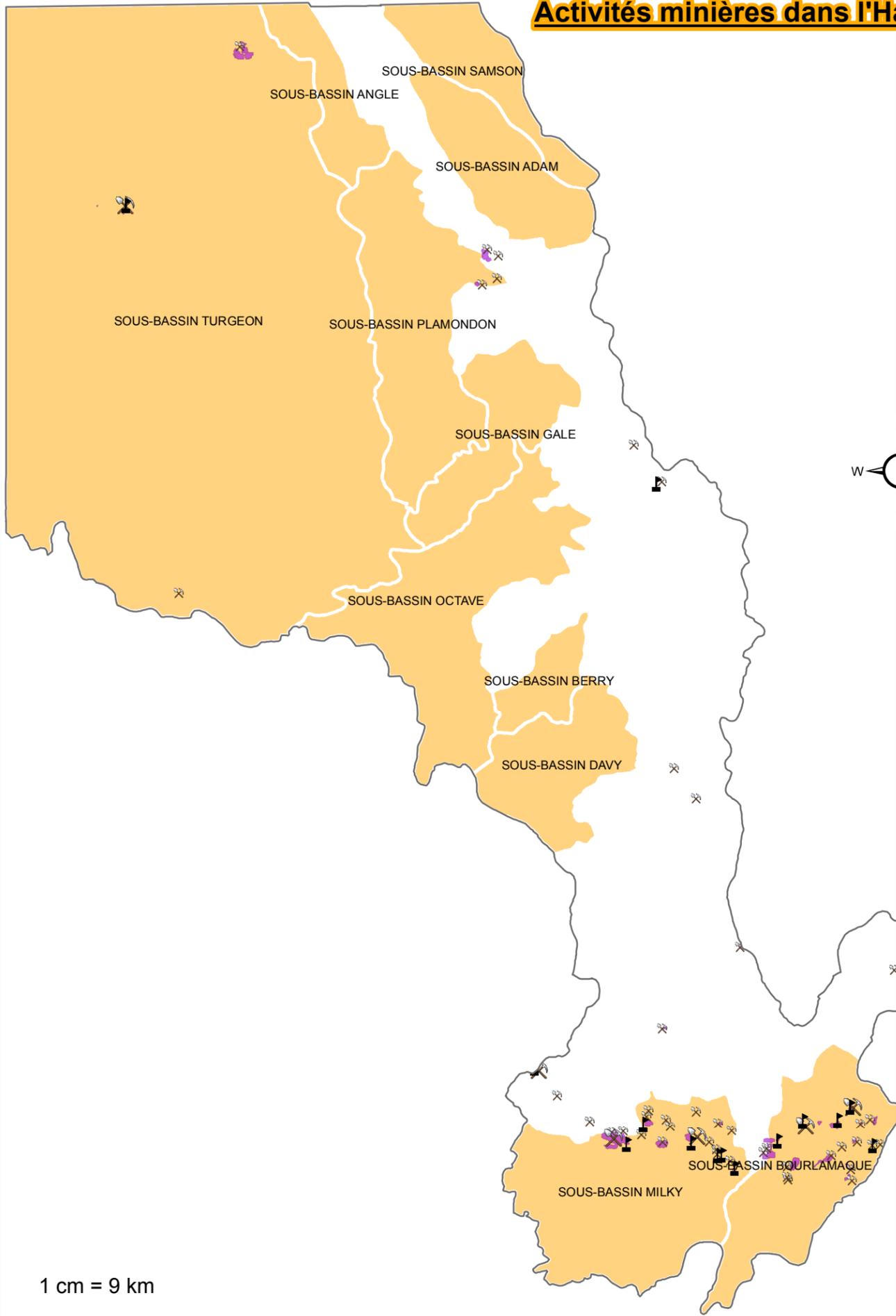






ANNEXE 3
CARTE DES ACTIVITÉS MINIÈRES DANS LE BASSIN VERSANT DE LA
RIVIÈRE HARRICANA

Activités minières dans l'Harricana



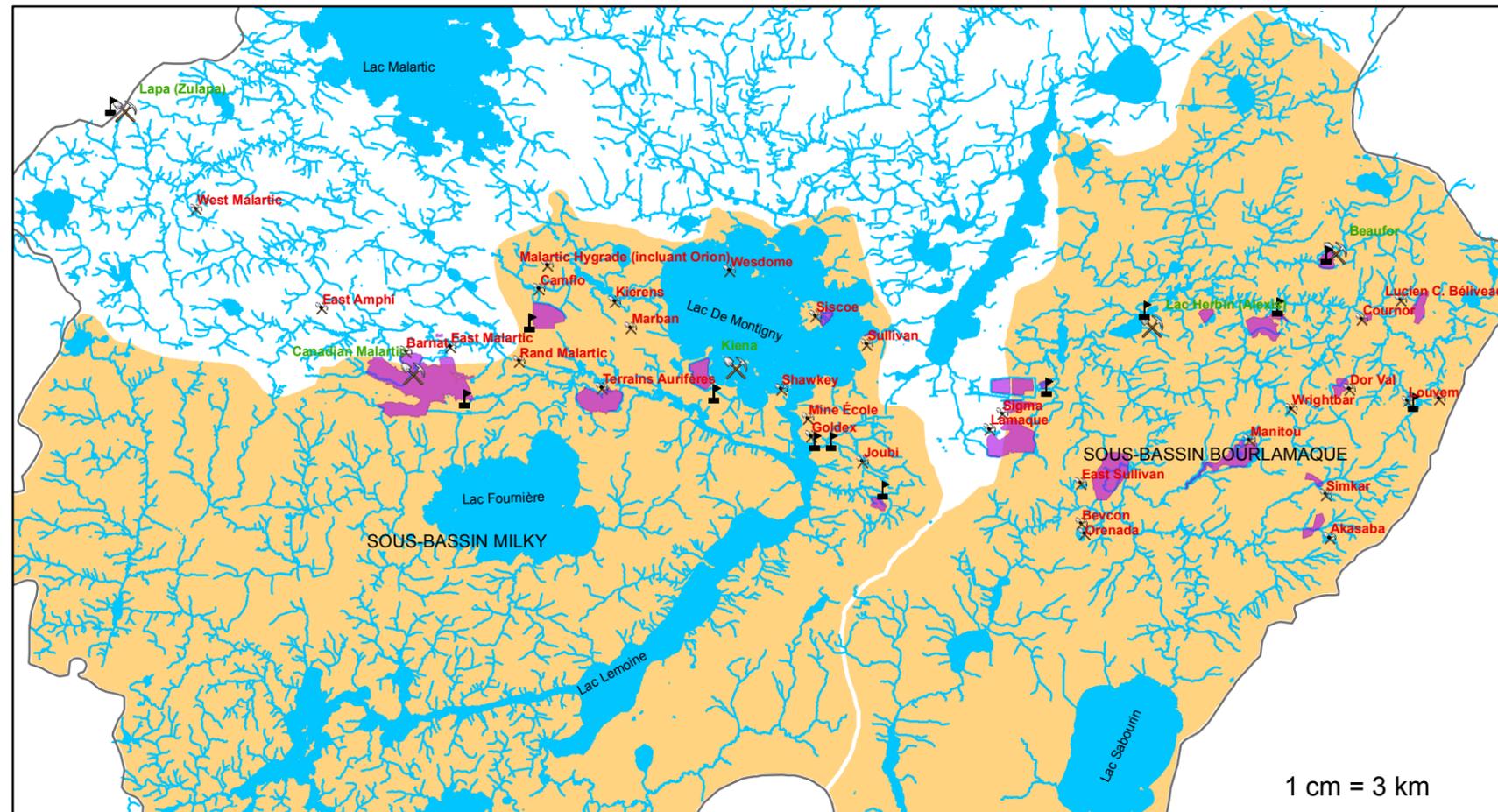
Légende

-  Qualité de l'eau (ESEE)
-  Mines actives en 2012
-  Mines fermées
-  Aire d'accumulation de résidus miniers
-  Sous-bassins versants



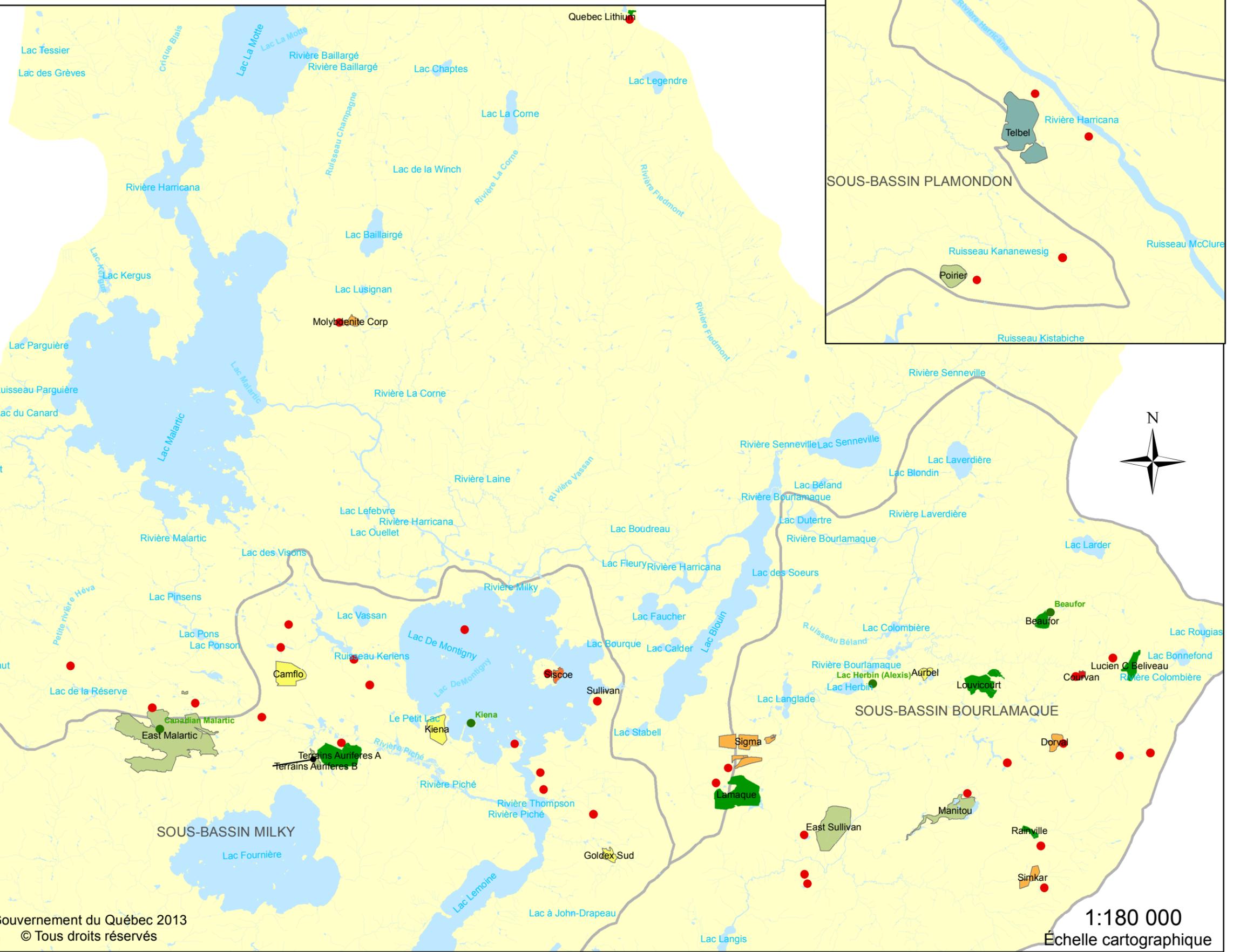
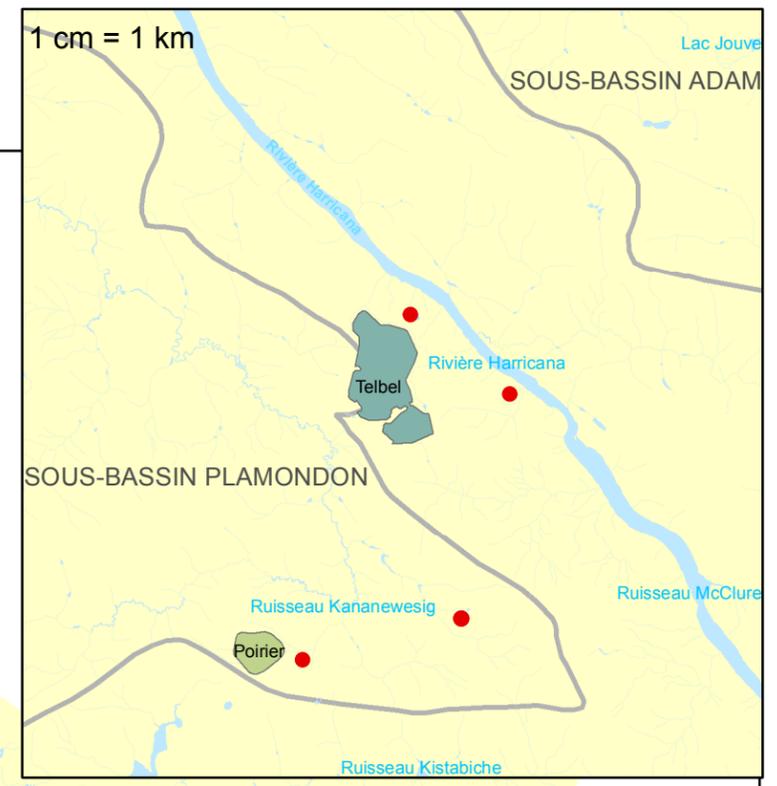
Organisme de bassin Versant
Abitibi-Jamésie

Malick Mbaye, octobre 2013



ANNEXE 4
CARTE DES AIRES D'ACCUMULATION DES RÉSIDUS MINIERS DANS LE
BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA

Aires d'accumulation des résidus miniers dans le bassin versant de l'Harricana



Légende

- Mines fermées
 - Mines actives en 2012
- Etat:**
- Restauré / Neutre/Basique
 - Restauré / En voie de caractérisation
 - Restauré / Acide
 - Actif et contrôlé
 - Non Restauré / Neutre/Basique
 - Non Restauré / En voie de caractérisation
 - Non Restauré / Acide



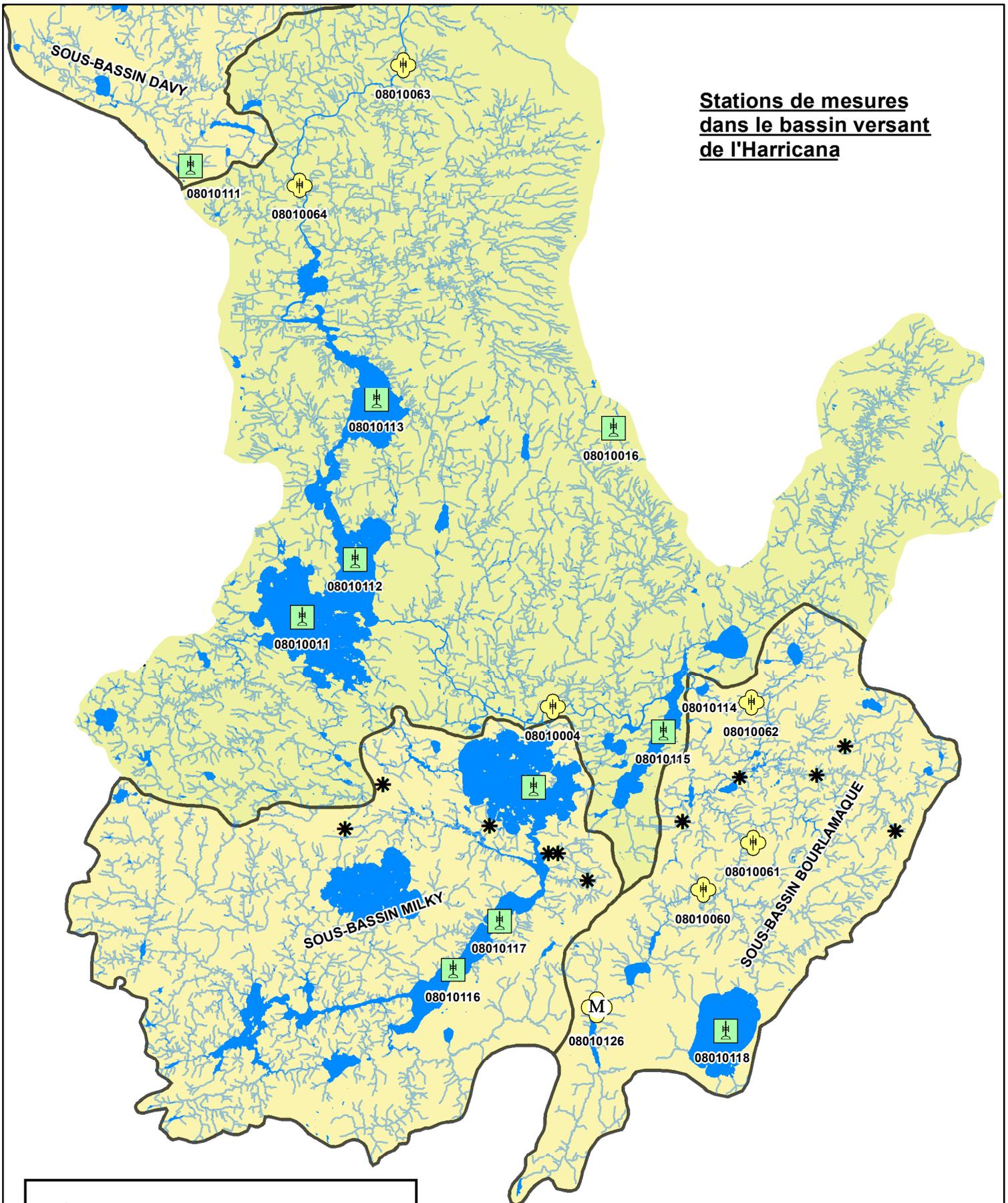
Cartographie: Malick Mbaye (nov. 2013)

Gouvernement du Québec 2013
© Tous droits réservés

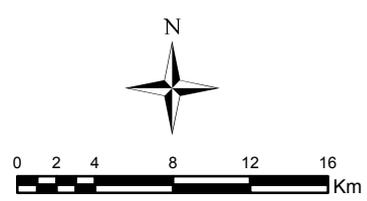
1:180 000
Échelle cartographique

ANNEXE 5
CARTE DES STATIONS DE MESURES DANS LE BASSIN VERSANT DE LA
RIVIÈRE HARRICANA

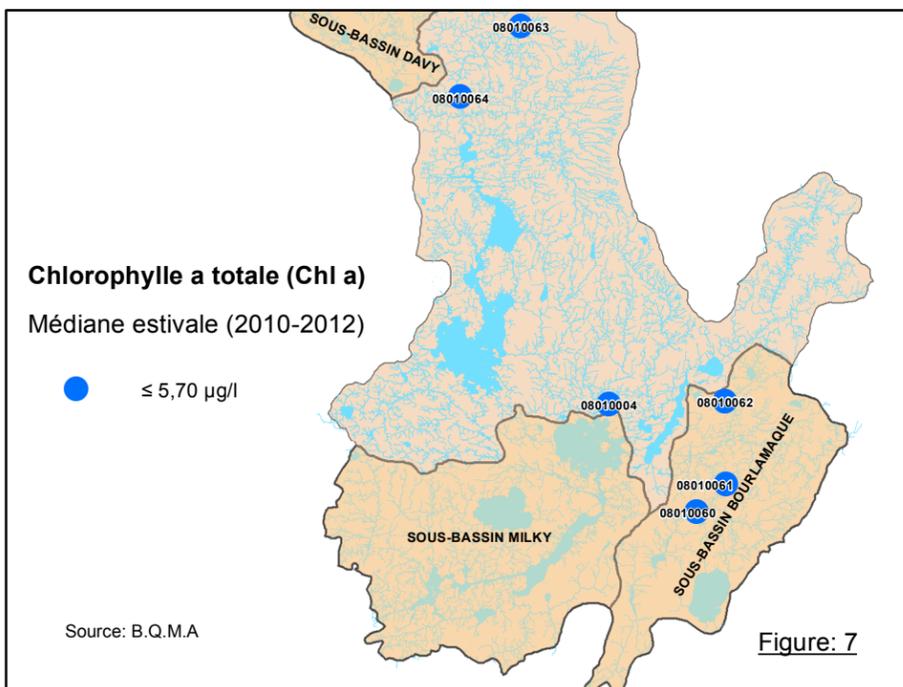
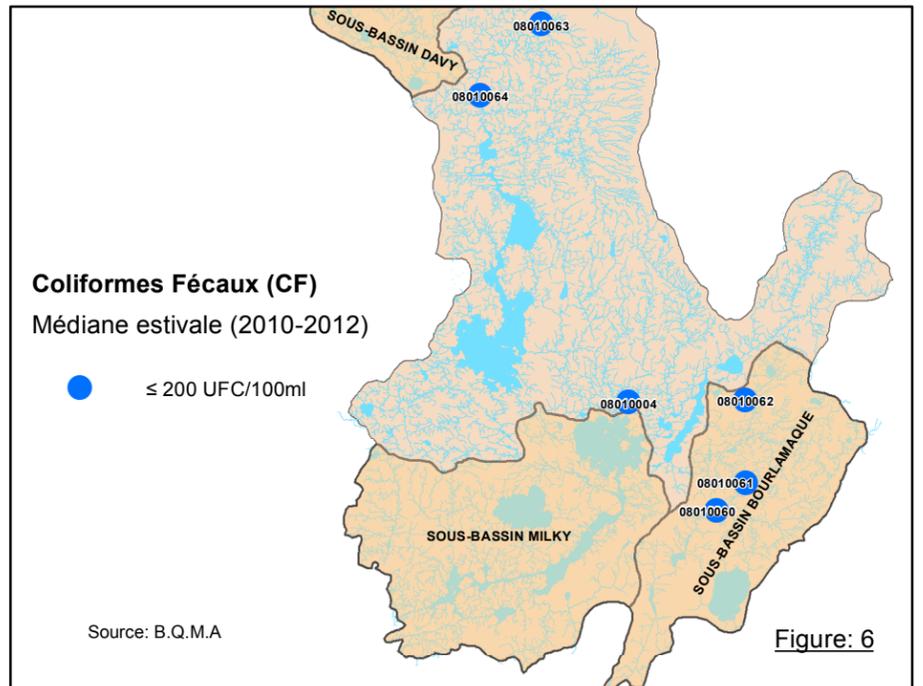
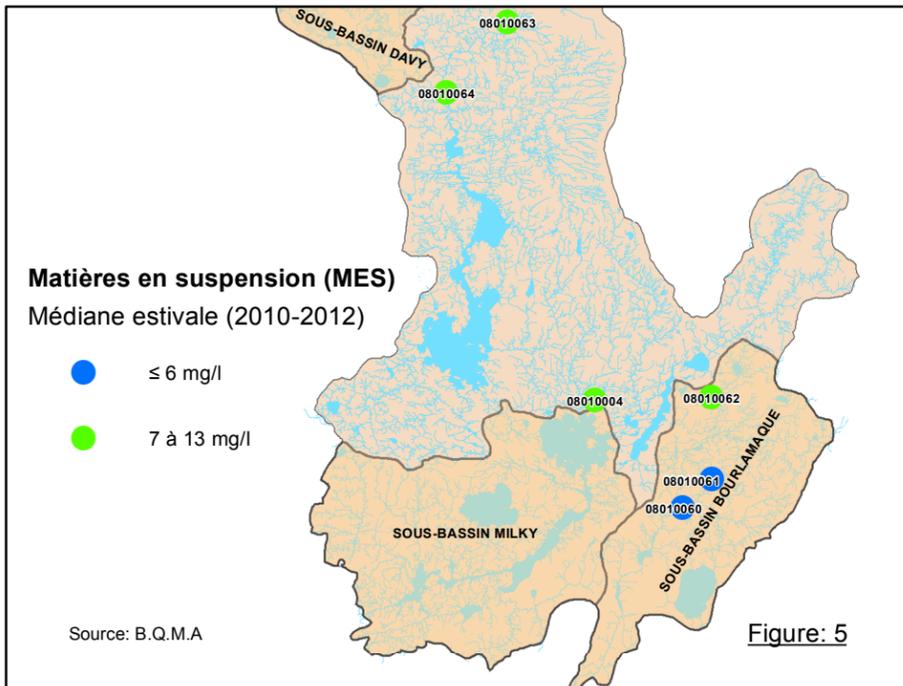
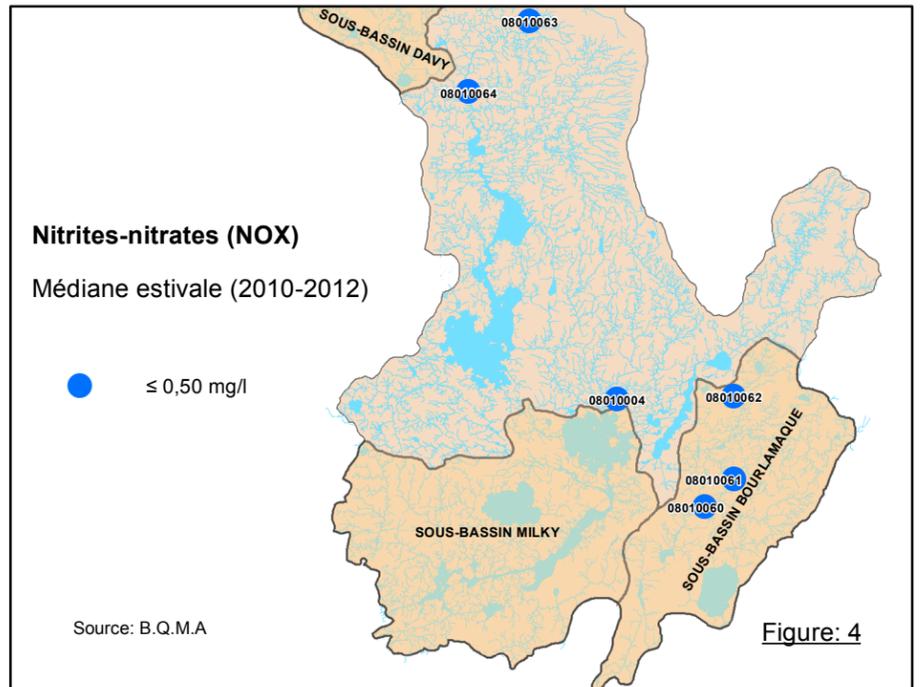
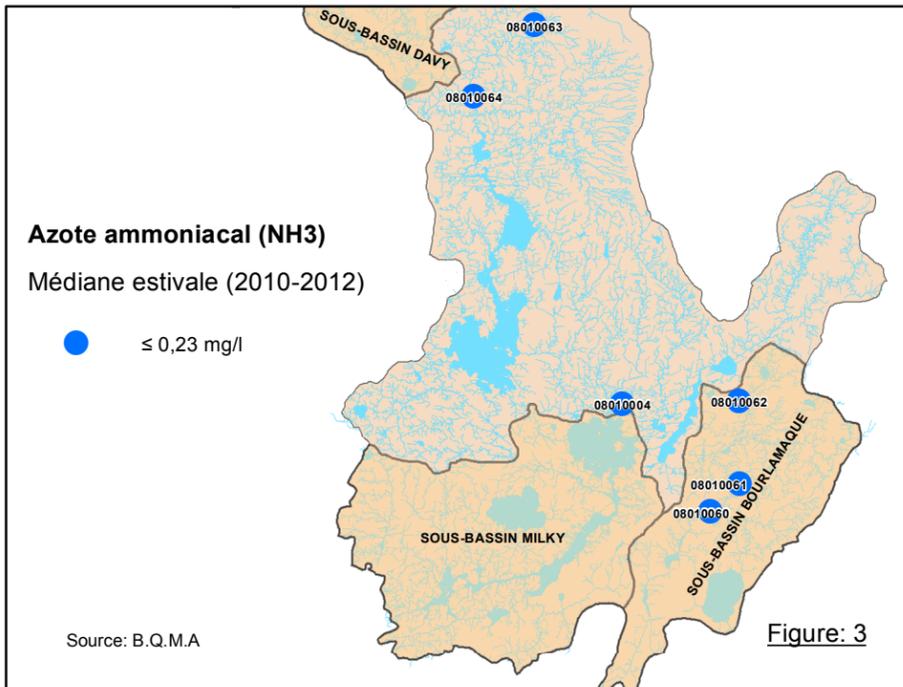
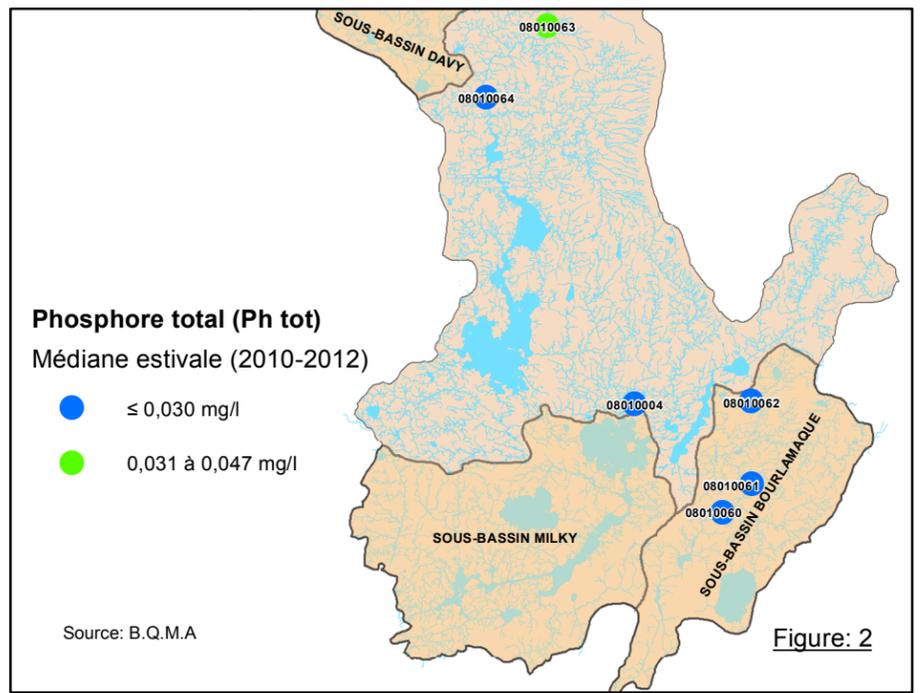
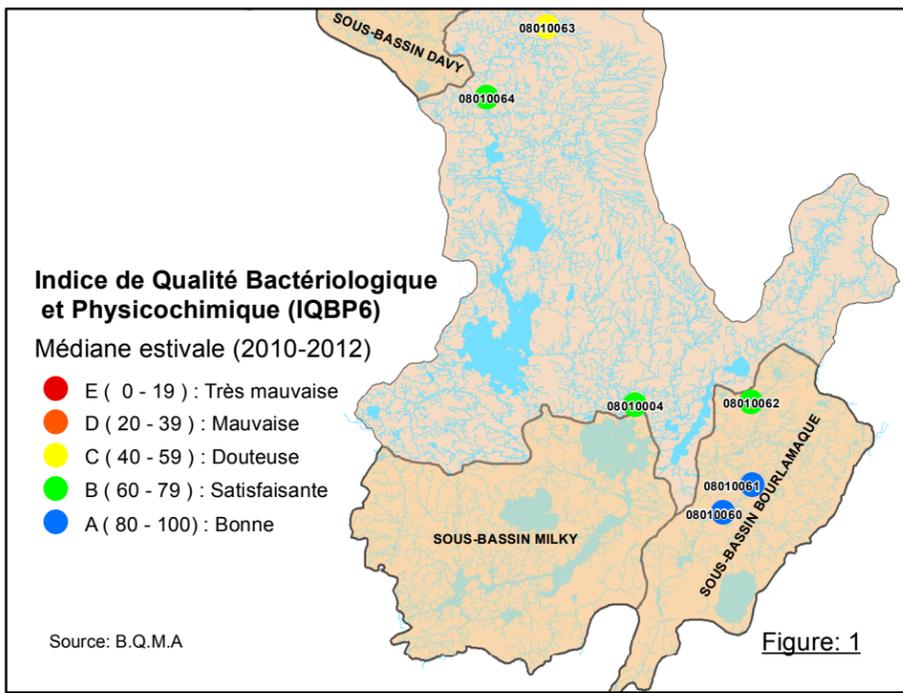
Stations de mesures dans le bassin versant de l'Harricana



-  Station de mesure de qualité de l'eau (E.S.E.E)
-  Réseau de surveillance volontaire des lacs
-  Station réseau-rivière
-  Station réseau-rivière (mesure de métaux)



ANNEXE 6
CARTE DES RÉSULTATS DES SUIVIS DE LA QUALITÉ DE L'EAU DE SURFACE
DANS LE BASSIN VERSANT DE LA RIVIÈRE HARRICANA



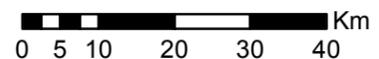
Résultats du suivi de la qualité de l'eau de surface dans le bassin versant de la rivière Harricana



Organisme de bassin Versant Abitibi-Jamésie



Échelle des cartes:



Sources données:

- Banque de données sur la Qualité du Milieu Aquatique (BQMA)
- Gouvernement du Québec
- Organisme de bassin versant Abitibi-Jamésie (OBVAJ)

Cartographie et conception: Malick Mbaye (Nov. 2013)