

## 7.0 RÉSUMÉ DES ÉTUDES DE PRÉVISION CLÉS

---

Plusieurs des évaluations des effets sur l'environnement détaillées dans le chapitre 8 dépendent d'études de prévision concernant la libération et le devenir des contaminants atmosphériques, des gaz à effet de serre (GES), du son et de l'effluent provenant du Projet, au cours des phases de construction, d'exploitation et, enfin, de déclassement, de remise en état et de fermeture. Les sections 3.4.1 à 3.4.3 caractérisent les émissions, rejets et déchets provenant du Projet en fonction des renseignements existants sur le Projet développés afin d'appuyer l'étude de faisabilité. Cette section présente un sommaire des études de prévision clés qui ont été réalisées pour appuyer les évaluations des effets sur l'environnement. Celles-ci comprennent :

- Une modélisation de la qualité de l'air relative aux émissions du Projet dans l'atmosphère et à leur dispersion dans le milieu ambiant (Section 7.1);
- Une caractérisation des émissions de GES du Projet et une mise en contexte de celles-ci dans le cadre provincial, national et global (Section 7.2);
- Une caractérisation et une modélisation des émissions acoustiques et de vibration dans le milieu ambiant, et de leur transport à des récepteurs sensibles au bruit à proximité (Section 7.3);
- Une discussion sur la manière dont le Projet est susceptible d'affecter l'habitat du poisson (entraînant une perte d'habitat directe et indirecte) dans la Zone d'aménagement du projet (ZAP), et autour de celle-ci, et sur la manière dont une telle perte d'habitat pourrait être compensée (Section 7.4);
- Une caractérisation de la possibilité d'une exhaure de roche acide (ERA) et/ou d'une lixiviation des métaux (LM) provenant du minerai et des déchets du Projet, et des possibles effets environnementaux liés sur la qualité de l'eau (Section 7.5);
- Une prévision sur la manière dont les rejets provenant du Projet sont susceptibles d'avoir un impact sur la qualité de l'eau en aval, dans les cours d'eau récepteurs (Section 7.6); et
- Une modélisation de l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie (ERSHE) afin de comprendre l'effet des émissions et des rejets provenant du Projet sur la santé humaine et l'écologie dans le milieu environnant (Section 7.7).



## 7.1 MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'AIR

Les sections 3.4.1.6.1 et 3.4.2.5.1 présentent respectivement les émissions de contaminants atmosphériques pendant la construction et l'exploitation du Projet. De façon prudente, il a été assumé que pendant le déclassement, la remise en état et la fermeture, les émissions seraient les mêmes que pendant la construction.

Stantec a réalisé une modélisation de dispersion et de dépôt des émissions de contaminant atmosphérique issues de la construction et de l'exploitation du Projet afin de :

- prédire des changements dans la qualité de l'air ambiant découlant des émissions du Projet pour déterminer la possibilité de dépassements des objectifs de qualité de l'air ambiant; et
- fournir des données à l'étude sur l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie (ERSHE) dans le cadre du Projet.

Par dispersion, on entend la dispersion d'un panache d'échappement provenant d'une source d'émission de contaminants atmosphériques. La dispersion du panache se produit en raison du mélange des gaz d'échappement avec l'air ambiant. La dispersion du panache est modélisée afin de prévoir des concentrations de contaminant atmosphérique sous le vent au niveau du sol. Par dépôt, on entend des particules ou des contaminants atmosphériques gazeux provenant d'une seule source ou d'un groupe de sources, qui se déposent sur la surface du sol. Il existe deux formes de dépôt : sec et humide. Un dépôt sec se produit lorsque des contaminants atmosphériques sont transportés sous le vent par l'entremise d'une dispersion du panache d'échappement, lequel se dépose éventuellement à la surface du sol. Un dépôt humide se produit lorsque des contaminants aériens sont capturés dans des précipitations et se déposent à la surface du sol lors de la chute de précipitations. La dispersion et le dépôt de contaminants atmosphériques rejetés par le Projet constituent un composant important contribuant à la compréhension de la manière dont la qualité de l'air peut être touchée par les activités du Projet.

### 7.1.1 Méthodologie pour la modélisation de la dispersion et des dépôts

#### 7.1.1.1 Sélection du modèle

Comme cela a été discuté dans la section 4.1 du cadre de référence (Stantec 2012a), la prévision des concentrations maximum moyennes observées au sol à court terme (1 h, 8 h et 24 h) et à long terme (annuel), et des taux de dépôt annuels provenant du Projet pendant la construction et l'exploitation a été réalisés à l'aide de la plus récente version du modèle de dispersion AERMOD (American Meteorological Society and Environmental Protection Agency developed Regulatory Model). Ce modèle de dispersion et dépôt est couramment utilisé pour modéliser les émissions pour des sources de contaminants atmosphériques ponctuelles, volumiques et étendues. Le modèle AERMOD est utilisé pour des applications de modélisation de la dispersion et des dépôts au Nouveau-Brunswick depuis plusieurs années, et il est accepté par le Ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick (DEGLNB).

### 7.1.1.2 Données des modèles

Les données pour la modélisation de la dispersion et le dépôt sont généralement composées des trois principaux composants suivants :

- données météorologiques;
- données sur la grille des récepteurs et le terrain; et
- données sur les caractéristiques des sources ponctuelles et les émissions.

Ces données sont décrites dans le paragraphe suivant.

#### 7.1.1.2.1 Données météorologiques

Le modèle AERMOD utilise des données météorologiques horaires (p. ex., la vitesse et la direction du vent, la température) pendant une période continue de 6 ans, dans ce cas, à compter du début de janvier 2006 jusqu'à la fin de décembre 2011. Pour ce site de Projet, les données météorologiques horaires pour l'aéroport de Fredericton ont été considérées par l'équipe de l'étude comme étant représentatives. En outre, elles ont été obtenues auprès du National Climatic Data Centre (NCDC 2012) et d'Environnement Canada (Environnement Canada 2012).

Le modèle utilise également des données aérologiques provenant d'une station aérologique représentative. Deux fois par jour, des données ont été obtenues à partir de la station météorologique de Caribou, Maine (NOAA 2012), la station aérologique représentative la plus proche du site du Projet.

Le modèle de dispersion et de dépôt utilise les données suivantes pour les paramètres météorologiques :

- vitesse du vent (m/s) et direction du vent (degrés) - surface et haute atmosphère;
- température (degrés Kelvin ou K) – surface et haute atmosphère;
- pression de la station (kPa) – surface et haute atmosphère;
- précipitation (mm/h) – surface uniquement;
- altitude (m) – haute atmosphère uniquement;
- couverture nuageuse (dixièmes de degré) – surface uniquement; et
- humidité relative (%) – surface et haute atmosphère.

Puisque les données de 2011 pour les précipitations de la station de l'aéroport de Fredericton étaient manquantes, on a utilisé celles de la station météorologique de Sisson (Northcliff Resources 2012c) pour 2011.

Les données brutes (comme identifiées ci-dessus) pour la région ont été utilisées pour calculer les paramètres de stabilité et les épaisseurs de couche de mélange (hauteurs de couche de mélange) avec l'aide du préprocesseur météorologique AERMET (American Meteorological Society and Environmental Protection Agency developed Regulatory Meteorological Pre-processor). AERMET fusionne l'ensemble de données sur la surface avec les données sur la haute atmosphère afin d'assurer que l'ensemble de données météorologiques a dûment reçu l'assurance et le contrôle de la qualité nécessaires. Voici les trois étapes de traitement des données :

- Lors de la première étape, les données sont extraites des fichiers de données en archive, puis elles sont traitées par le biais de plusieurs vérifications d'évaluation de la qualité.
- Au cours de la deuxième étape, toutes les données disponibles pour des périodes de 24 heures sont fusionnées et sauvegardées conjointement dans un seul fichier.
- Finalement, les données météorologiques fusionnées sont lues et on procède à une estimation des paramètres requis par le modèle.

Le processeur AERMET nécessite des valeurs horaires sur la vitesse et la direction du vent, la température, la couverture nuageuse ainsi que les données aérologiques à 12 h T.M.G. (7 h heure normale locale) pour générer les données pour la modélisation.

#### **7.1.1.2.2 Données sur la grille de récepteurs et le terrain**

La modélisation de la dispersion et des dépôts utilise une grille de récepteurs couvrant la Zone locale de l'évaluation (ZLE) pour le milieu atmosphérique (voir la section 8.2.1.4). Par ailleurs, celle-ci reflète ce que recommande le cadre de référence (Stantec 2012a).

La figure 7.1.1 présente la grille de récepteurs choisie pour cette modélisation. Il s'agit d'une grille de coordonnées cartésiennes de 25 km par 25 km; le site du Projet se trouve près du centre de la grille. L'espacement de la grille de récepteurs se trouvait 100 m plus loin pour la première grille de 10 km par 10 km centrée près du Projet. Les récepteurs ont ensuite été disposés à 250 m de distance pour les 3 km suivants à partir de la limite de la grille de 10 km par 10 km; cet espacement de grille de 250 m a été légèrement déplacé vers l'est afin d'inclure la communauté de Napadogan et de fournir une résolution supplémentaire sur la région où se trouvent les résidences permanentes les plus proches. Les récepteurs ont ensuite été espacés de 500 m pour le reste du domaine de 25 km par 25 km.

Les données sur l'élévation du terrain utilisées dans l'élaboration de la grille de récepteurs ont été obtenues auprès de Service Nouveau-Brunswick (SNB 2012).

#### **7.1.1.2.3 Données sur les caractéristiques des sources ponctuelles et les émissions**

Les données de base requises pour exécuter le modèle AERMOD comprennent les suivantes :

- l'emplacement physique de chacune des sources d'émission ponctuelles, étendues et volumiques;
- le débit d'émission (g/s) du contaminant atmosphérique sélectionné pour chacune des sources;

- la hauteur physique (m) de la source d'émission ponctuelle (soit la hauteur de cheminée) au-dessus du sol environnant;
- les paramètres de dimensions et de rejet (m) des sources étendues et volumiques;
- le diamètre de la cheminée à chacune des sources ponctuelles (m); à la sortie (diamètre de sortie de la cheminée);
- la vitesse de sortie moyenne des gaz d'échappement de la cheminée pour chacune des sources ponctuelles (m/s); et
- la température moyenne de sortie des gaz d'échappement de la cheminée pour chacune des sources ponctuelles (degrés Kelvin ou K).

Les paramètres des sources se basent sur des paramètres opérationnels fournis par Northcliff. Les débits d'émission de contaminants atmosphériques pendant la construction et l'exploitation se fondent sur des inventaires des émissions développés par Stantec en fonction de paramètres opérationnels de Northcliff ainsi que sur des coefficients d'émission publiés, tels que présentés précédemment dans les sections 3.4.1.6.1 et 3.4.2.5.1.

Les tableaux 7.1.1 et 7.1.2 fournissent les paramètres d'entrée de modèle pour les sources ponctuelles, étendues et volumiques<sup>1</sup> comprises dans la modélisation des émissions pendant la phase de construction. Les tableaux 7.1.3 à 7.1.5 montrent les paramètres d'entrée de modèle pour les sources ponctuelles, étendues et volumiques pendant la phase d'exploitation. Les émissions ont été estimées et modélisées pour les mois de réalisation des phases de construction et d'exploitation pendant lesquels la machinerie et les camions les plus lourds seront actifs, ce qui constitue une estimation prudente des émissions pendant la construction et l'exploitation.

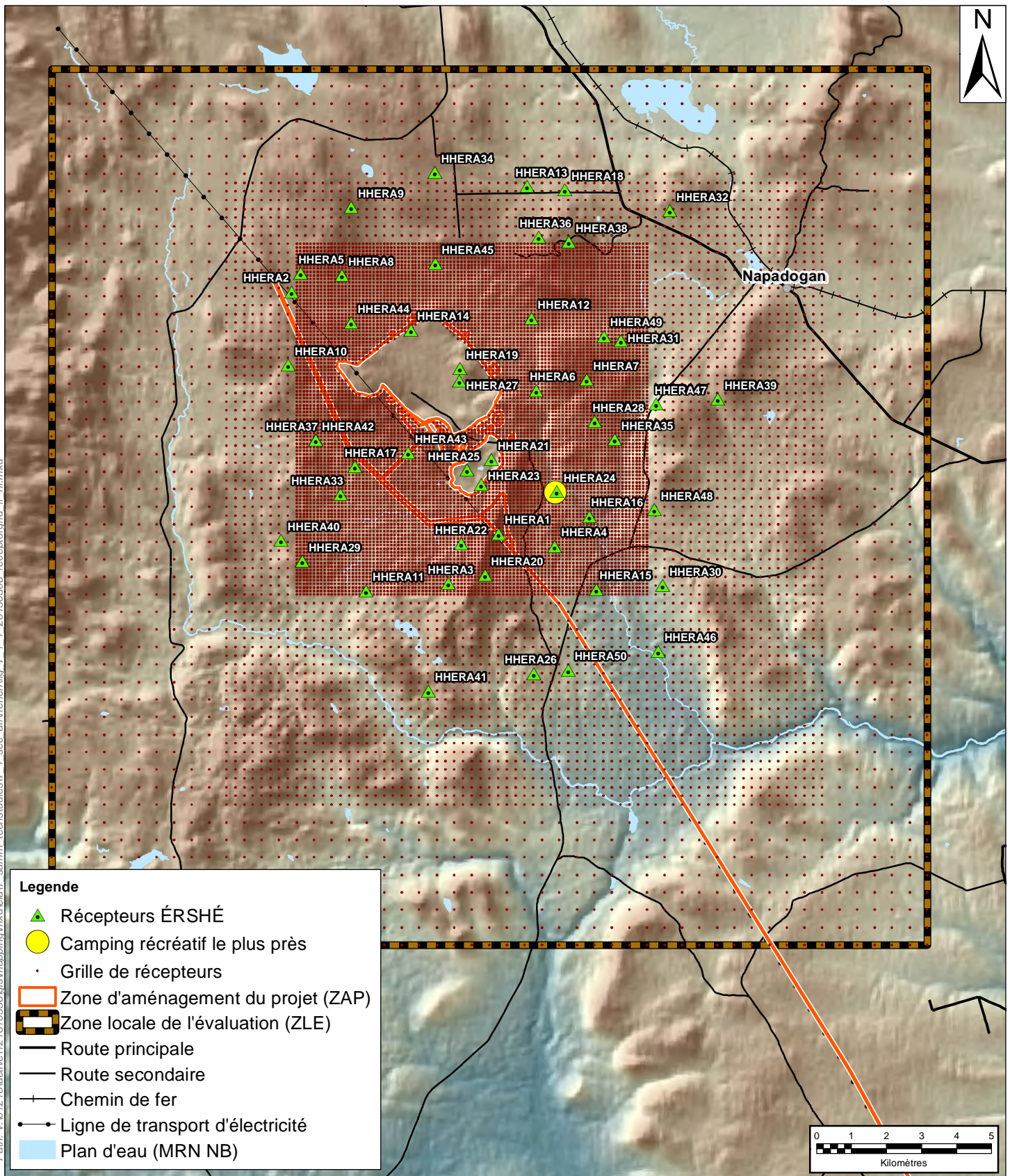
Dans les tableaux ci-dessous, les paramètres d'entrée des sources étendues et volumiques sont estimés en fonction des dimensions de chacune des sources. La procédure pour l'estimation des dimensions initiales des sources volumiques est décrite dans le modèle de dispersion Source Complex (ISC) du User Guide Volume I (USEPA 1995).

**Tableau 7.1.1 Paramètres d'entrée du modèle de dispersion – Phase de construction, sources ponctuelles**

Source	Température du gaz d'échappement (K)	Vitesse de sortie du gaz d'échappement (m/s)	Hauteur du point d'échappement au-dessus du sol (m)	Diamètre de sortie du point d'échappement (m)
Machinerie lourde mobile sur place	750	25	2,4	0,16

<sup>1</sup> Les sources ponctuelles comprennent les rejets provenant des cheminées et des événements. Les sources volumiques comprennent les rejets fugitifs dotés d'un volume initial. Les sources étendues comprennent les rejets fugitifs à la surface sur une superficie précise.

Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_1\_20130306\_receptorgrid\_fr\_ni.mxd



**Legende**

- ▲ Récepteurs ÉRSHÉ
- Camping récréatif le plus près
- Grille de récepteurs
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Grille de récepteurs pour la modélisation de la dispersion et du dépôt	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.1	
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par :	Appr. par :		
Client: Sisson Mines Ltd.	08/01/2015	JAB	DLM		





**Tableau 7.1.2 Paramètres d'entrée du modèle de dispersion – Phase de construction, sources volumiques**

Source	Longueur latérale initiale <sup>a</sup> (m)	Longueur verticale initiale (m)	Hauteur de rejet estimé au-dessus du sol (m)
<b>Routes sur le site</b>			
De l'exploitation à ciel ouvert au concasseur (3 sources – longueur approx. totale 465 m)	155	0,93	2,0
De l'exploitation à ciel ouvert à l'installation de stockage de résidus (8 sources – longueur approx. totale de 1 200 m)	155	0,93	2,0
De la carrière à l'installation de stockage de résidus (8 sources - longueur totale approx. 1 200 m)	155	0,93	2,0
<b>Remarques :</b>			
<sup>a</sup> Dans le modèle, les chemins de chantier (de l'exploitation à ciel ouvert au concasseur, de l'exploitation à ciel ouvert à l'installation de stockage de résidus et de la carrière à l'installation de stockage de déchets) sont divisés en segments égaux pour conserver des données sur la dimension de source volumique acceptable. Les émissions totales le long de chaque chemin ont également été divisées de manière égale entre chaque segment/source.			

**Tableau 7.1.3 Paramètres d'entrée du modèle de dispersion – Phase d'exploitation, sources ponctuelles**

Catégorie	Température du gaz d'échappement (K)	Vitesse de sortie du gaz d'échappement (m/s)	Hauteur du point d'échappement au-dessus du sol (m)	Diamètre de sortie du point d'échappement (m)
<b>Traitement des minéraux</b>				
Camions de transport	770	30	5,0	0,25
Autre machinerie d'exploitation minière	770	30	2,0	0,15
Concasseur principal	298	10	15	0,5
<b>Usine de tétracosaoxoheptatungstate(6-) d'ammonium hexahydrate (APT)</b>				
Chaudière	423	13,2	13,8	0,6
Épurateur-laveur d'H <sub>2</sub> S	293	14,3	15,3	0,6
Épurateur-laveur d'NH <sub>3</sub>	313	14,3	15,3	0,6

**Tableau 7.1.4 Paramètres d'entrée du modèle de dispersion – Phase d'exploitation, sources étendues**

Source	Hauteur de rejet estimé au-dessus du sol (m)	Dimension initiale – Direction X (m)	Dimension initiale – Direction Y (m)	Dimension initiale – Direction Z (m)
Verse à minerai grossier	3	43,2	43,2	4,5
Plages de résidus	2	950	350	3,5

**Tableau 7.1.5 Paramètres d'entrée du modèle de dispersion – Phase d'exploitation, sources volumiques**

Source	Longueur latérale initiale (m)	Longueur verticale initiale (m)	Hauteur de rejet estimée (m)
<b>Routes sur le site</b>			
De l'exploitation à ciel ouvert au concasseur (3 sources – longueur approx. totale de 465 m) <sup>a</sup>	155	0,93	2,0
De l'exploitation à ciel ouvert à l'installation de stockage de résidus (8 sources – longueur approx. totale de 1 200 m) <sup>a</sup>	155	0,93	2,0
De la carrière à l'installation de stockage de résidus (8 sources - longueur totale approx. de 1 200 m) <sup>a</sup>	155	0,93	2,0
<b>Points de transfert de matériaux</b>			
Déchargement de camions au concasseur	1,16	0,93	2,0
Du concasseur au convoyeur	1,16	0,93	2,0
Du convoyeur à la verse	1,16	0,93	2,0
<b>Divers</b>			
Dynamitage	25,6	0,47	1,0
<b>Remarques :</b>			
<sup>a</sup> Dans le modèle, les chemins de chantier (de l'exploitation à ciel ouvert au concasseur, de l'exploitation à ciel ouvert à l'installation de stockage de résidus et de la carrière à l'installation de stockage de débris) sont divisés en segments égaux pour conserver des données sur la dimension de source volumique acceptable. Les émissions totales le long de chaque chemin ont également été divisées de manière égale entre chaque segment/source.			

#### 7.1.1.2.4 Rabattement causé par les bâtiments

La modélisation prend en compte les effets du rabattement en raison de l'écoulement du vent au-dessus et autour des bâtiments environnants. Puisque les effets de sillage des bâtiments peuvent influencer les prédictions (USEPA 1997), le fichier d'entrée comprend les hauteurs et largeurs de bâtiment en utilisant le programme de saisie de profils de bâtiment (Building Profile Input Program - BPIP-PRIME) de l'USEPA.

#### 7.1.1.2.5 Extrants de modèle, traitement des données et interprétation des résultats

Après avoir exécuté le modèle de la dispersion et des dépôts, des fichiers de sortie ont été générés pour les concentrations maximum observées au sol prévues pour 1 heure, 8 heures et 24 heures, et les concentrations moyennes annuelles observées au sol à chacun des récepteurs pour la période de 6 ans complète couverte par le fichier de données météorologiques.

La modélisation des dépôts fournit des taux de dépôt pour les contaminants atmosphériques non principaux sélectionnés pour appuyer l'ERSHE. Stantec a modélisé le dépôt, y compris de particules humides et sèches, et les dépôts gazeux, des contaminants atmosphériques applicables. Les paramètres de dépôt utilisés pour la modélisation de chacun des contaminants atmosphériques proviennent du document intitulé « Deposition Parameterizations for the Industrial Source Complex (ISC3) Model » (Wesley *et coll.* 2002).

Une analyse de modélisation au niveau de dépistage des émissions de particules fugitives provenant de la poussière des routes d'accès hors site attribuables au déplacement des véhicules durant la construction et l'exploitation a également été réalisée. Cette analyse au niveau de dépistage était séparée de la modélisation des sources du site du Projet puisque les routes hors site sont relativement éloignées des autres sources (>2 km). Par conséquent, les concentrations de poussière observées au sol ne devraient pas se chevaucher. Pour cette modélisation, la version au niveau de dépistage d'AERMOD (AERMOD Screening Model, AERSCREEN) a été utilisée.

Les valeurs de seuil d'odeur utilisées pour faire la comparaison avec les résultats de la modélisation des odeurs proviennent de seuils d'odeur publiés (Verschueren 1996; AIHA 1989; Amooore et Hautala 1983; Environment Canada 1984; van Gemert 2003; et AENV 011). Il est important de noter que la détection des odeurs est subjective, car elle varie selon les personnes et les odeurs en fonction des concentrations et des quantités. Pour cette raison, l'odeur est souvent évaluée par un groupe important, ou groupe d'évaluation des odeurs. Les seuils olfactifs sont définis comme étant des concentrations dont 50 % des participants à un test olfactif détecteraient l'odeur. Pour comptabiliser les effets environnementaux potentiels à court terme dus à des composés odorants, une période de calcul de la moyenne de 10 minutes est typiquement utilisée.

### 7.1.1.3 Établissement des conditions de référence

Le rapport technique de base sur la qualité de l'air ambiant (Stantec 2012b) offre des données mesurées de la qualité de l'air ambiant pour caractériser les conditions existantes de qualité de l'air ambiant (référence). La section 8.2.2 offre également un sommaire de ces conditions existantes. Ces données établissent les concentrations de référence utilisées dans la modélisation de la dispersion et des dépôts. Le modèle de dispersion établit les changements incrémentaux liés aux activités du Projet pendant les phases de construction et d'exploitation, et il prend en compte ces valeurs de référence en ajoutant des valeurs maximales prévues pour le modèle aux valeurs de qualité de l'air ambiant (c.-à-d., de référence).

L'estimation des concentrations de contaminants atmosphériques ambiants de référence près du Projet pour les périodes de calcul de la moyenne pertinentes prend en compte des données de surveillance provenant d'une surveillance de référence réalisée par Northcliff à Napadogan (Stantec 2012b), ainsi que des données de surveillance régionales provenant du ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick. Si disponible, la référence utilise des données provenant du site de Napadogan puisqu'il s'agit du site de surveillance le plus proche du Projet. Pour les périodes de calcul de la moyenne de 24 h ou moins, la valeur de référence établie correspond au 90<sup>e</sup> percentile des données de surveillance de référence ou aux données recueillies le plus récemment par le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick. L'utilisation du 90<sup>e</sup> percentile pour les concentrations de référence pour les périodes de calcul de la moyenne à court terme se fonde sur une orientation provenant du ministère de l'Environnement de l'Alberta (AENV 2009). Pour les périodes annuelles de calcul de la moyenne, les valeurs de référence sont des moyennes de six mois des données recueillies à Napadogan.

Le tableau 7.1.6 présente les concentrations de référence des principaux contaminants atmosphériques (PCA) utilisées dans l'analyse de modélisation. Le tableau 7.1.7 présente les concentrations de référence des contaminants atmosphériques non principaux. Les valeurs ambiantes

de base ont été estimées quand des données étaient disponibles pour les périodes de calcul de la moyenne pertinentes. Pour certains contaminants atmosphériques, il y a peu de données ambiantes, si ce n'est aucune. Dans les cas où il n'existe pas de données, il a été assumé que les concentrations de référence étaient négligeables. Lorsqu'il existe une quantité limitée de données, les détails des tableaux ci-dessous précisent le traitement des données.

**Tableau 7.1.6 Concentrations ambiantes de référence des principaux contaminants atmosphériques (PCA) utilisées pour la modélisation**

Principaux contaminants atmosphériques (PCA)	Période de calcul de la moyenne	Concentrations de référence observées au sol utilisées ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Remarques
Dioxyde de soufre ( $\text{SO}_2$ )	1 heure <sup>a</sup>	5,5	Fondées sur le 90 <sup>e</sup> percentile des valeurs hebdomadaires provenant de la surveillance de référence à Napadogan. Concentrations de référence pour 1 heure et 24 heures estimées à l'aide des données du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). La concentration annuelle de référence se base sur une moyenne sur six mois des valeurs hebdomadaires.
	24 heures <sup>a</sup>	2,3	
	Annuel	1,1	
Dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ )	1 heure <sup>a</sup>	13	Fondées sur le 90 <sup>e</sup> percentile des valeurs hebdomadaires provenant de la surveillance de référence à Napadogan. Les concentrations pour 1 heure et 24 heures ont été estimées à l'aide des données du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). La concentration annuelle de référence se base sur une moyenne sur six mois des valeurs hebdomadaires.
	24 heures <sup>a</sup>	5,5	
	Annuel	2,0	
Monoxyde de carbone (CO)	1 heure <sup>a</sup>	1,818	Estimée à l'aide de la concentration moyenne annuelle mesurée à la station Fredericton (rue Aberdeen) et de données du ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO).
	8 heures <sup>a</sup>	1,016	
Particules (PM) totales	24 heures	23	Fondées sur le 90 <sup>e</sup> percentile des valeurs sur 24 heures provenant de la surveillance de référence à Napadogan. La concentration annuelle de référence se base sur une moyenne sur six mois des valeurs sur 24 heures.
	Annuel	11	
Particules de moins de 10 microns ( $\text{PM}_{10}$ )	24 heures	- (non mesuré)	Aucune surveillance ambiante pour les $\text{PM}_{10}$ près du site de Projet ou à d'autres stations à proximité opérées par l'industrie ou par le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick.
Particules de moins de 2,5 microns ( $\text{PM}_{2,5}$ )	24 heures	6.1	Fondées sur le 90 <sup>e</sup> percentile des valeurs sur 24 heures provenant de la surveillance de référence à Napadogan.
Ammoniaque ( $\text{NH}_3$ )	24 heures	-	Aucune surveillance ambiante pour l'ammoniaque près du site du Projet ou à d'autres stations à proximité opérées par l'industrie ou par le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux.
Sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ )	1 heure	-	Aucune surveillance ambiante pour le $\text{H}_2\text{S}$ à proximité du site du Projet. Puisque le Projet se trouve dans une zone boisée éloignée, les concentrations de référence de $\text{H}_2\text{S}$ devraient être négligeables.
	24 heures	-	
<b>Remarques :</b>			
<sup>a</sup> Les concentrations ambiantes de référence (24 h ou hebdomadaires) ont été converties vers une autre période de calcul de la moyenne en utilisant l'équation suivante décrite dans le tableau 7-1 du document du MEO « Procedure for Preparing an Emission Summary and Dispersion Modelling Report » daté de juillet 2005 : $C_0 = C_1 \times (t_1/t_0)^n$ où $C_0$ = la concentration à la période de calcul de la moyenne, $t_0$ , $C_1$ = la concentration à la période de calcul de la moyenne $t_1$ et $n = 0,28$ .			

**Tableau 7.1.7 Concentrations ambiantes de référence de contaminants atmosphériques non principaux utilisées pour la modélisation**

Numéro CAS	Contaminant atmosphérique non principal	Période de calcul de la moyenne	Concentration de référence observée au sol utilisée <sup>a</sup> (µg/m <sup>3</sup> )
124-18-5	Décane <sup>e</sup>	24 heures	-
100-41-4	Éthylbenzène <sup>e</sup>	24 heures	-
91-20-3	Naphtalène <sup>e</sup>	24 heures	-
25549-16-0	Tri-isooctylamine <sup>e</sup>	1 heure	-
7429-90-5	Aluminium	1 heure <sup>b, c</sup>	0,70
7440-38-2	Arsenic	24 heures	2,5E-03
7440-43-9	Cadmium	24 heures	8,2E-04
		Annuelle <sup>d</sup>	7,2E-04
7440-47-3	Chrome (total)	24 heures	1,0E-03
7440-50-8	Cuivre	24 heures	0,27
7439-92-1	Plomb	24 heures	2,7E-03
		30 jours <sup>c</sup>	1,0E-03
7439-98-7	Molybdène	24 heures	1,2E-03
7439-97-6	Mercure	24 heures	8,0E-06
7440-02-0	Nickel	24 heures	1,2E-03
		Annuelle <sup>d</sup>	1,1E-03
7782-49-2	Sélénium	24 heures	4,1E-03
7440-33-7	Tungstène	24 heures	0,03
7440-66-6	Zinc	24 heures	0,02

**Remarques :**

<sup>a</sup> Sauf indications contraires, le 90<sup>e</sup> percentile annuel maximum des valeurs sur 24 heures a été utilisé pendant la surveillance de base au site de Napadogan.

<sup>b</sup> Pour les contaminants atmosphériques non principaux n'ayant pas de critère du MEO, une période de calcul de la moyenne de 1 h a été utilisée.

<sup>c</sup> Les concentrations ambiantes de référence (24 h) ont été converties vers une autre période de calcul de la moyenne en utilisant l'équation suivante décrite dans le tableau 7-1 du document du MEO « Procedure for Preparing an Emission Summary and Dispersion Modelling Report » daté de juillet 2005 :  $C_0 = C_1 \times (t_1/t_0)^n$  où  $C_0$  = la concentration à la période de calcul de la moyenne,  $t_0$ ,  $C_1$  = la concentration à la période de calcul de la moyenne  $t_1$  et  $n = 0,28$ .

<sup>d</sup> Moyenne de six mois des données de concentration pour 24 heures recueillies au site de Napadogan.

<sup>e</sup> Aucune surveillance ambiante pour les contaminants atmosphériques près du site du Projet ou à d'autres stations à proximité opérées par l'Industrie ou par le ministère de l'Environnement et des Gouvernements locaux du Nouveau-Brunswick.

## 7.1.2 Résultats pour la modélisation de la dispersion et des dépôts

Les résultats de la modélisation de la dispersion et des dépôts réalisée pour la construction et l'exploitation du Projet sont présentés dans cette section.

### 7.1.2.1 Phase de construction

Les tableaux 7.1.8 et 7.1.9 offrent les résultats de la modélisation de la dispersion des émissions de contaminants atmosphériques provenant des activités de construction.

**Tableau 7.1.8 Résultats de la modélisation de dispersion – Concentrations maximum prévues observées au sol des principaux contaminants atmosphériques (PCA) – Phase de construction – Sources du Projet sur le site**

Contaminant	Période de calcul de la moyenne	Concentration de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Emplacement de la concentration maximum modélisée		Concentration maximale prévue (globale) observée au sol provenant du Projet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration maximale prévue (globale) observée au sol provenant du Projet plus référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Objectif, recommandation ou norme ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Pourcentage de l'objectif/recommandation/norme
			UTM X (m)	UTM Y (m)				
SO <sub>2</sub>	Maximum 1-heure	5,5	650,800	5,135,600	0,16	5,66	900	<1 %
	Maximum 24-heures	2,3	648,900	5,137,100	0,02	2,32	300	<1 %
	Moyenne annuelle	1,1	648,900	5,137,100	0,002	1,10	60	2 %
NO <sub>2</sub>	Maximum 1-heure	13	650,800	5,135,600	61,4	74,4	400	19 %
	Maximum 24-heures	5,5	648,900	5,137,100	7,08	12,6	200	6 %
	Moyenne annuelle	2,0	648,900	5,137,100	0,94	2,94	100	3 %
CO	Maximum 1-heure	1818	650,800	5,135,600	41,4	1 859	35000	5 %
	Maximum 8-heures	1016	648,900	5,137,100	8,81	1025	15000	7 %
Particules (PM)	Maximum 24-heures	23	649,300	5,136,700	22,5	45,5	120	38 %
	Moyenne annuelle	11	649,300	5,136,700	1,82	12,8	70	18 %
PM <sub>10</sub>	Maximum 24-heures	-	649,300	5,136,700	6,83	-	50	14 %
PM <sub>2,5</sub>	Maximum 24-heures	6,1	648,900	5,137,100	1,01	7,11	30	24 %
<b>Remarques :</b> Une valeur en <b>gras</b> indique un dépassement par rapport à l'objectif, recommandation ou norme.								

**Tableau 7.1.9 Résultats de la modélisation de dispersion – Concentrations maximum prévues observées au sol des principaux contaminants atmosphériques (PCA) – Phase de construction – Émissions de poussière des routes d'accès hors site**

Contaminant	Emplacement	Concentration de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration maximale moyenne prévue (globale) observée au sol pour 24 heures provenant du Projet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration maximale moyenne prévue (globale) observée au sol pour 24 heures provenant du Projet plus référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Objectif/recommandation/norme ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Pourcentage de l'objectif/recommandation/norme
Particules (PM)	100 m de la route d'accès	23	<b>553</b>	<b>576</b>	120	<b>480 %</b>
	Résidence la plus proche (850 m de la route d'accès)		37,0	60,0		50 %
	Camp le plus proche (1 250 m de la route d'accès)		21,4	44,4		37 %
PM <sub>10</sub>	100 m de la route d'accès	-	<b>150</b>	-	50	<b>299 %</b>
	Résidence la plus proche (850 m de la route d'accès)		10,0	-		20 %
	Camp le plus proche (1 250 m de la route d'accès)		5,80	-		12 %
PM <sub>2,5</sub>	100 m de la route d'accès	6.1	15,0	21,1	30	70 %
	Résidence la plus proche (850 m de la route d'accès)		1,00	7,10		24 %
	Camp le plus proche (1 250 m de la route d'accès)		0,58	6,68		22 %
<b>Remarques :</b>						
Une valeur en <b>gras</b> indique un dépassement par rapport à l'objectif, recommandation ou norme.						

Il n'existe aucune source importante connue de contaminants atmosphériques non principaux pendant la phase de construction. Par conséquent, les résultats de la modélisation de la dispersion présentés ci-dessus se limitent aux principaux contaminants atmosphériques.

Les figures 7.1.2 à 7.1.5 illustrent les concentrations maximum observées au sol pendant la construction pour 1 heure de NO<sub>2</sub>, 24 heures de particules, 24 heures de PM<sub>10</sub> et 24 heures de PM<sub>2,5</sub>, respectivement. Ceci comprend les concentrations prévues observées au sol provenant de sources sur le site du Projet, sauf en ce qui concerne les PM<sub>10</sub> pour 24 heures, qui ne comprennent pas de concentration de référence (comme indiqué ci-dessus). Puisque les concentrations prévues observées au sol de SO<sub>2</sub> et de CO liés au Projet étaient très faibles en comparaison à la référence et à l'objectif/norme connexe, celles-ci ne sont pas représentées graphiquement. Les résultats numériques de ces paramètres sont fournis dans le tableau 7.1.8.

Comme le montre le tableau 7.1.8, les concentrations maximales prévues observées au sol d'autres contaminants (c.-à-d., SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, particules, PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) pendant la construction donnent lieu à une concentration maximum globale prévue observée au sol, provenant du Projet plus référence, qui est inférieure à 25 % de l'objectif, recommandation ou norme, et elle est par conséquent considérée comme étant négligeable. Comme le montre le tableau 7.1.9, les concentrations maximales prévues observées au sol de particules, PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> sont également bien en dessous des objectifs et normes applicables aux résidences et sites de campement récréatifs les plus proches, mais les concentrations maximum au sol de particules et de PM<sub>10</sub> dépassaient à certaines occasions les objectifs et normes correspondantes, en raison des émissions fugitives de poussière sur les routes d'accès aux ressources forestières.

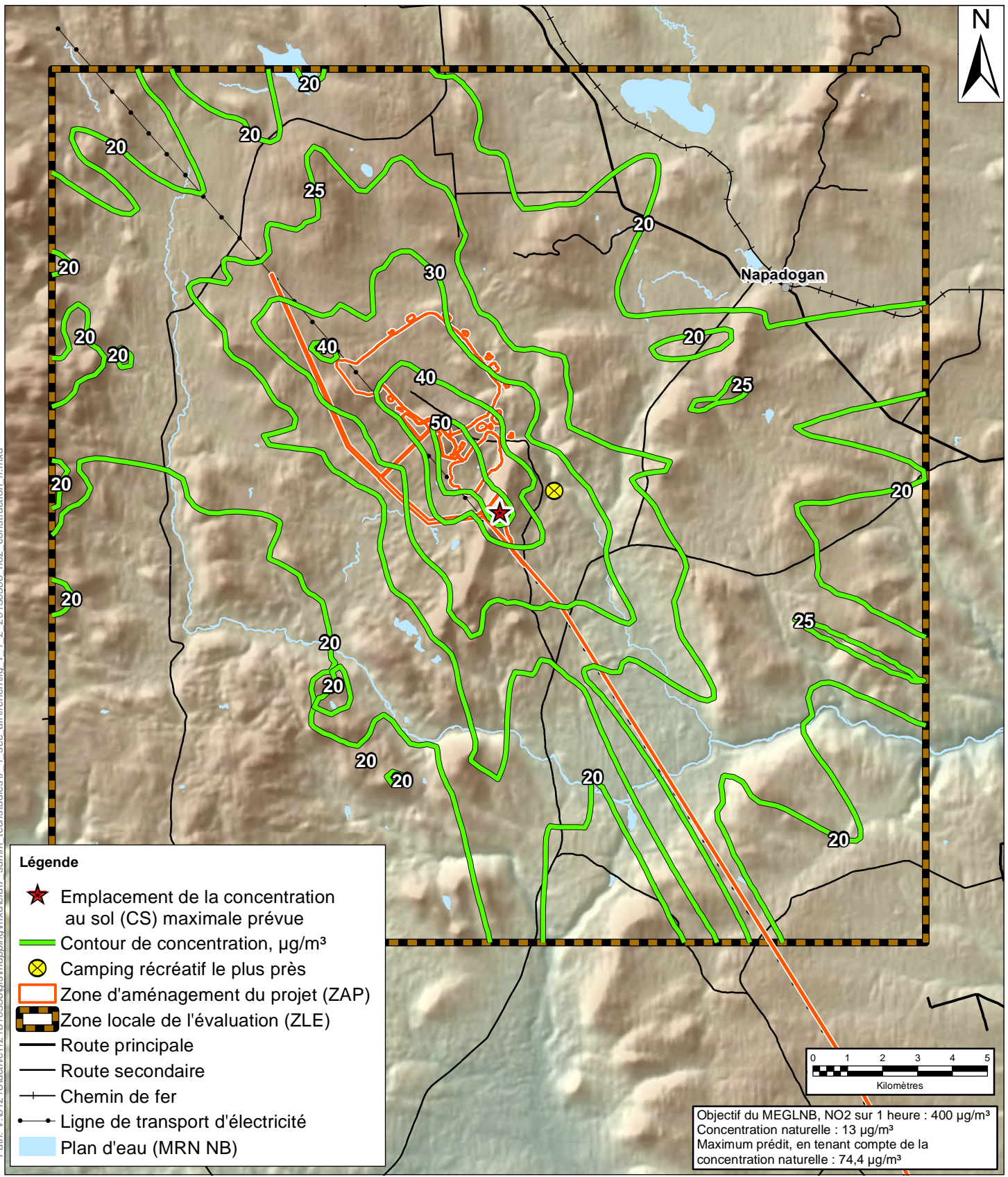
Il n'existe pas d'émissions importantes de contaminants atmosphériques non principaux pendant la construction. Par conséquent, aucune modélisation n'est nécessaire pour ces paramètres.

#### **7.1.2.2 Exploitation**

Les tableaux 7.1.10 et 7.1.11 fournissent les résultats de la modélisation de dispersion pour les principaux contaminants atmosphériques (PCA) pendant la phase d'exploitation. Le tableau 7.1.12 fournit les résultats de la modélisation de dispersion pour les émissions de contaminants atmosphériques non principaux pendant la phase d'exploitation.



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\leia17\_summ\_techstudies\7\_1\_2\_20130306\_no2\_construction\_fr.mxd



**Légende**

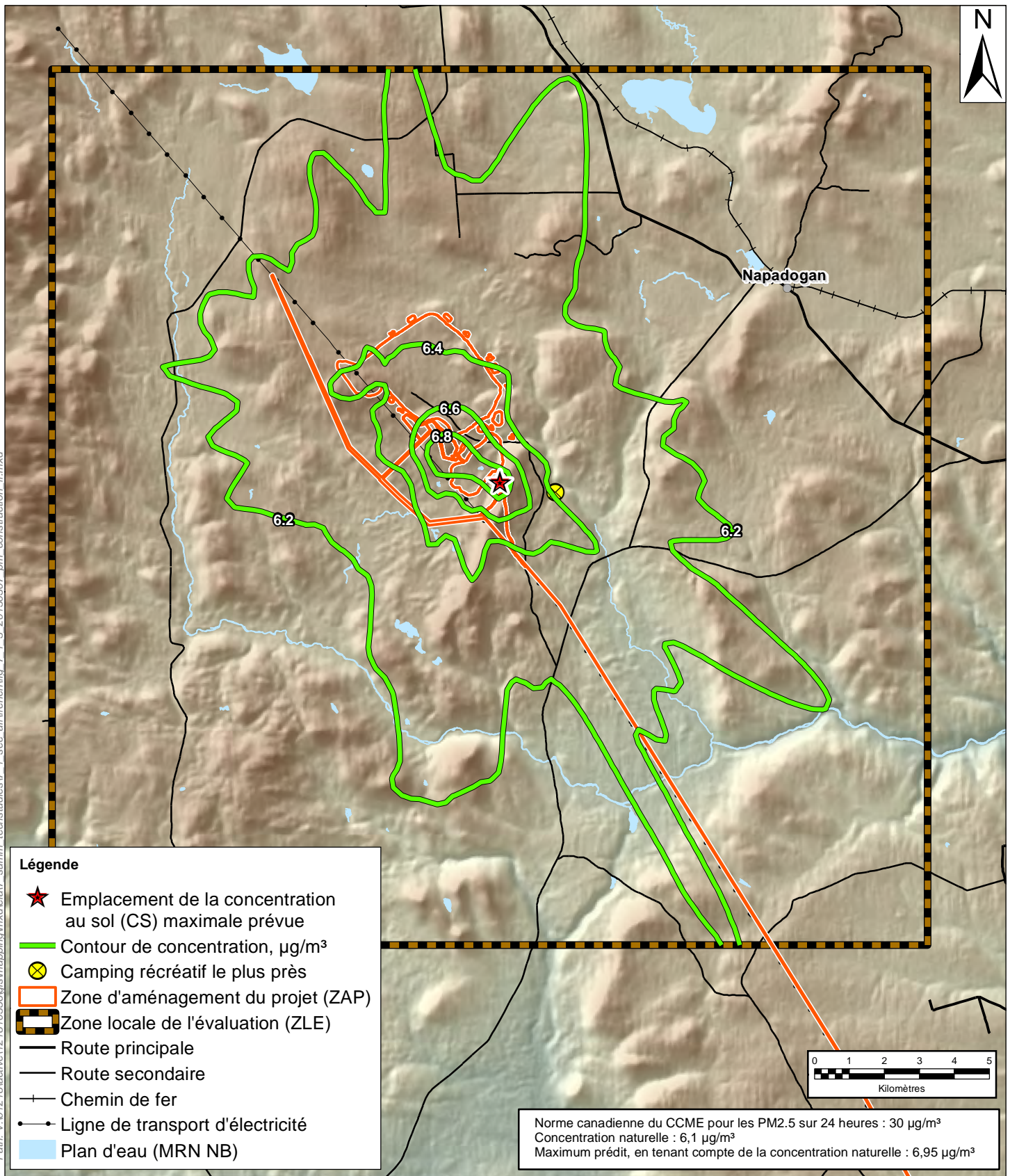
- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

Objectif du MEGLNB, NO<sub>2</sub> sur 1 heure : 400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Concentration naturelle : 13  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle : 74,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédites au sol pour le dioxyde d'azote sur 1 heure Phase de construction - Projet plus concentration naturelle		Échelle : 1:150,000	Projet n° : 121810356	Source des données : MRN NB	Fig. n° : 7.1.2
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.		Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par : JAB	Appr. par : DLM	
Client: Sisson Mines Ltd.					



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\leia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_3\_20130307\_pm\_construction\_fr.mxd



**Légende**

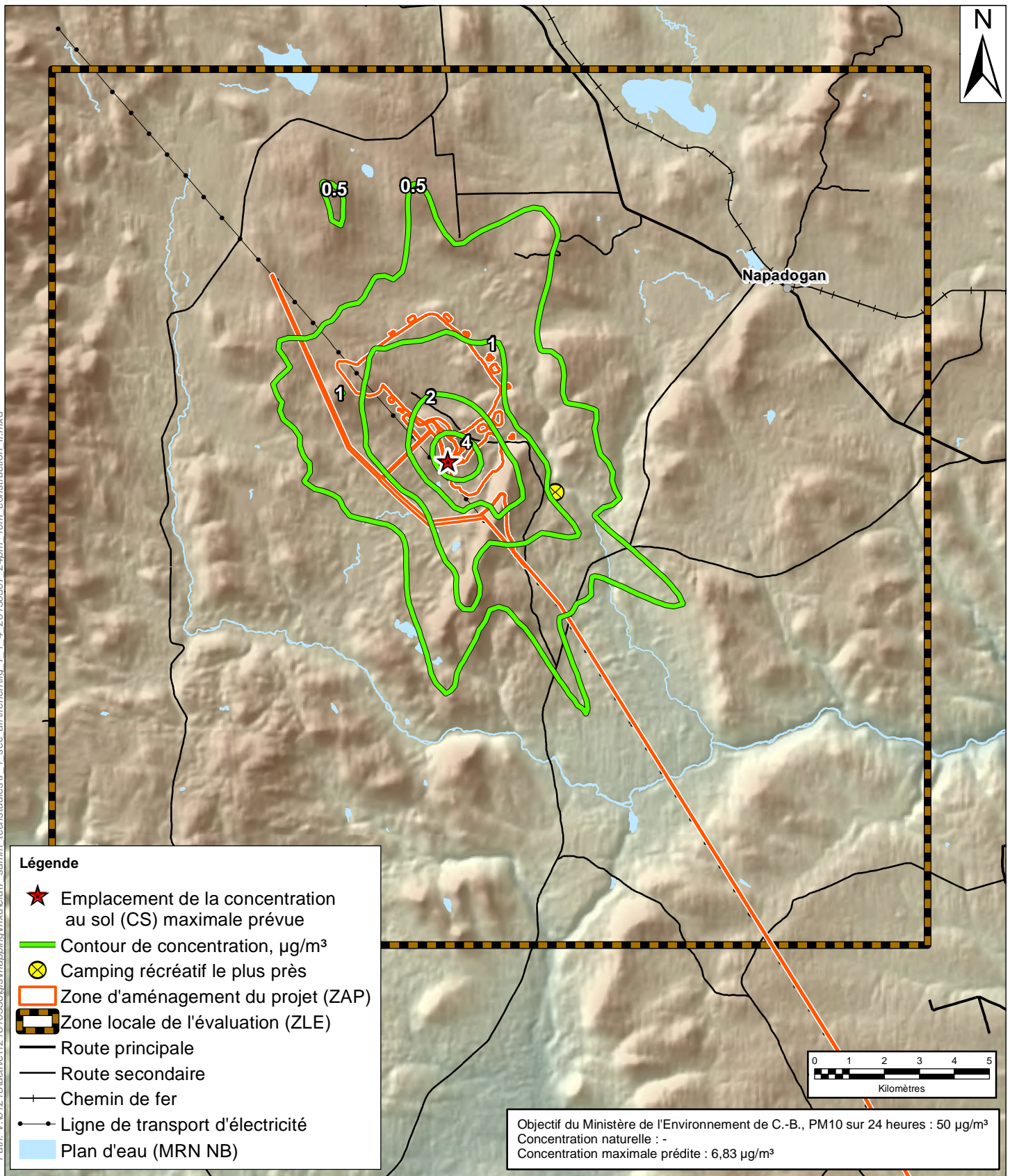
- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

Norme canadienne du CCME pour les PM2.5 sur 24 heures :  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Concentration naturelle :  $6,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle :  $6,95 \mu\text{g}/\text{m}^3$

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédites au sol pour les matières particulaires totales sur 24 heures - Phase de construction - Projet plus concentration naturelle	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.3	
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par:	Appr. par:		
Client: Sisson Mines Ltd.	08/01/2015	JAB	DLM		



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_4\_20130307\_24pm\_10m\_construction\_fr.mxd



**Légende**

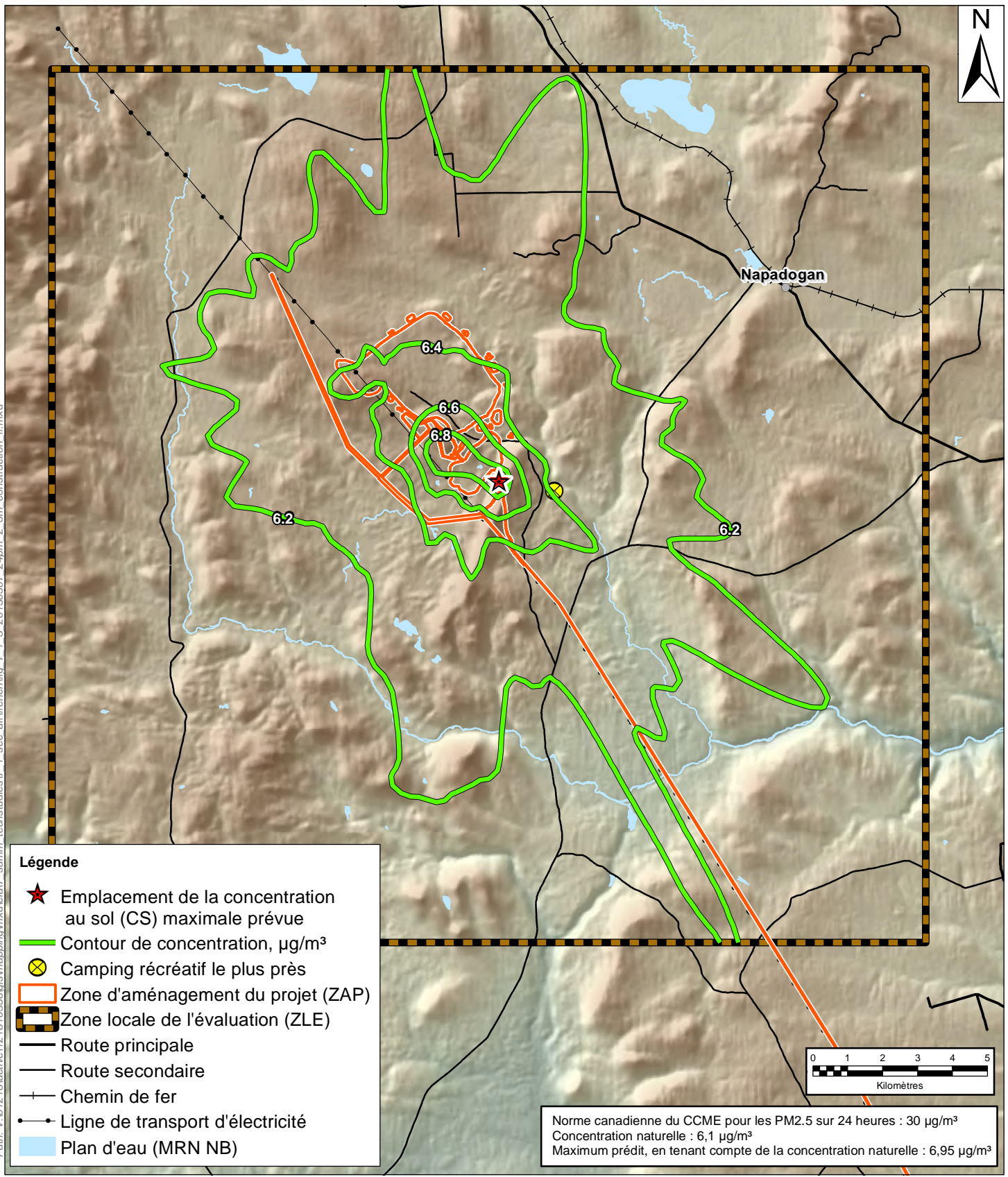
- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

Objectif du Ministère de l'Environnement de C.-B., PM10 sur 24 heures :  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Concentration naturelle : -  
 Concentration maximale prédite :  $6,83 \mu\text{g}/\text{m}^3$

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédites au sol pour les matières particulaires de moins de 10 microns sur 24 heures - phase de construction - projet seulement	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.4	
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par:	Appr. par:		
Client: Sisson Mines Ltd.	08/01/2015	JAB	DLM		



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\leia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_5\_20130307\_24pm\_2\_5m\_construction\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

Norme canadienne du CCME pour les PM<sub>2.5</sub> sur 24 heures : 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Concentration naturelle : 6,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle : 6,95  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédite au sol pour les matières particulaires de moins de 2,5 microns sur 24 heures - Phase de construction - Projet plus concentration naturelle		Échelle : 1:150,000	Projet n° : 121810356	Source des données : MRN NB	Fig. n° : 7.1.5
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.		Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par : DLM	
Client: Sisson Mines Ltd.					





**Tableau 7.1.10 Résultats de la modélisation de dispersion – Concentrations maximum prévues observées au sol des principaux contaminants atmosphériques (PCA) – Phase d'exploitation – Sources du Projet sur le site**

Contaminant	Période de calcul de la moyenne	Concentration de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Emplacement de la concentration maximum modélisée		Concentration max. prévue (globale) observée au sol provenant du Projet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration max. prévue (globale) observée au sol provenant du Projet plus référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Objectif, recommandation ou norme ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Pourcentage de l'objectif/recommandation/norme
			UTM X (m)	UTM Y (m)				
SO <sub>2</sub>	Maximum 1-heure	5,5	648,900	5,137,300	0,12	5,62	900	<1%
	Maximum 24-heures	2,3	648,800	5,137,400	0,03	2,33	300	<1%
	Moyenne annuelle	1,1	648,800	5,137,400	0,01	1,11	60	2%
NO <sub>2</sub>	Maximum 1-heure	13	651,400	5,137,600	87,6	101	400	25%
	Maximum 24-heures	5,5	650,800	5,135,600	20,0	25,5	200	13%
	Moyenne annuelle	2,0	651,100	5,136,900	3,24	5,24	100	5%
CO	Maximum 1-heure	1818	651,400	5,137,600	38,2	1856	35,000	5%
	Maximum 8-heures	1016	651,700	5,136,900	21,7	1038	15,000	7%
Particules (PM)	Maximum 24-heures	23	649,300	5,136,700	<b>526</b>	<b>549</b>	120	<b>458%</b>
	Moyenne annuelle	11	649,300	5,136,700	14,9	25,9	70	37%
PM <sub>10</sub>	Maximum 24-heures	--	649,300	5,136,700	38,8	-	50	78%
PM <sub>2,5</sub>	Maximum 24-heures	6,1	649,300	5,136,700	6,05	12,1	30	40%
NH <sub>3</sub>	Maximum 24-heures	--	648,800	5,137,400	0,44	-	100	<1%
H <sub>2</sub> S	Maximum 1-heure	--	648,800	5,137,400	4,98	-	15	33%
	Maximum 24-heures	--	648,800	5,137,400	0,94	-	5	19%
<b>Remarques :</b>								
Une valeur en <b>gras</b> indique un dépassement par rapport à l'objectif, recommandation ou norme.								

**Tableau 7.1.11 Résultats de la modélisation de dispersion – Concentrations maximum prévues observées au sol des principaux contaminants atmosphériques (PCA) – Phase d'exploitation – Émissions de poussière des routes d'accès hors site**

Contaminant	Emplacement	Concentration de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration max. moyenne prévue (globale) observée au sol pour 24 heures provenant du Projet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration max. moyenne prévue (globale) observée au sol pour 24 heures provenant du Projet plus référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Objectif/recommandation/norme ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Pourcentage de l'objectif/recommandation/norme
Particules (PM)	100 m de la route d'accès	23	<b>814</b>	<b>837</b>	120	<b>698 %</b>
	Résidence la plus proche (850 m de la route d'accès)		54,5	77,5		65 %
	Camp le plus proche (1 250 m de la route d'accès)		31,6	54,6		46 %
PM <sub>10</sub>	100 m de la route d'accès	-	<b>217</b>	-	50	<b>434 %</b>
	Résidence la plus proche (850 m de la route d'accès)		14,5	-		29 %
	Camp le plus proche (1 250 m de la route d'accès)		8,40	-		17 %
PM <sub>2,5</sub>	100 m de la route d'accès	6.1	22,4	28,5	30	95 %
	Résidence la plus proche (850 m de la route d'accès)		1,50	7,60		25 %
	Camp le plus proche (1 250 m de la route d'accès)		0,87	6,97		23 %
<b>Remarques :</b>						
Une valeur en <b>gras</b> indique un dépassement par rapport à l'objectif, recommandation ou norme.						

**Tableau 7.1.12 Résultats de la modélisation de dispersion – Concentrations maximum prévues observées au sol des contaminants atmosphériques non principaux – Phase d'exploitation**

Contaminant	Période de calcul de la moyenne	Concentration de référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Emplacement de la concentration maximum modélisée		Concentration maximale prévue (globale) observée au sol provenant du Projet ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Concentration maximale prévue (globale) observée au sol provenant du Projet plus référence ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Objectif, recommandation ou norme ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Pourcentage de l'objectif/recommandation ou norme
			UTM X (m)	UTM Y (m)				
Décane	24-heures	--	648,800	5,137,400	42,3	--	60 000	<1%
Éthylbenzène	24-heures	--	648,800	5,137,400	0,33	--	1000	<1%
Naphtalène	24-heures	--	648,800	5,137,400	1,19	--	22,5	5%
Tri-iso-octylamine	1-heure	--	648,800	5,137,400	41,9	--	--	--
Aluminium	1-heure	0,70	649,300	5,136,700	226	227	--	--
Arsenic	24-heures	2,5E-03	649,300	5,136,700	0,022	0,024	0,3	8%
Cadmium	24-heures	8,2E-04	649,300	5,136,700	0,011	0,011	0,025	45%
	Annuel	7,2E-04	649,300	5,136,700	3,0E-05	7,5E-04	0,005	15%
Chrome	24-heures	1,0E-03	649,300	5,136,700	0,035	0,036	0,5	7%
Cuivre	24-heures	0,27	649,300	5,136,700	0,10	0,37	50	<1%
Plomb	24-heures	2,7E-03	649,300	5,136,700	0,024	0,026	0,5	5%
	30-jours	1,0E-03	649,300	5,136,700	9,2E-03	0,010	0,2	5%
Mercure	24-heures	8,0E-06	648,800	5,137,400	6,0E-05	6,8E-05	2	<1%
Molybdène	24-heures	1,2E-03	649,300	5,136,700	0,029	0,030	120	<1%
Nickel	24-heures	1,2E-03	649,300	5,136,700	0,011	0,012	0,2	6%
	Annuel	1,1E-03	649,300	5,136,700	2,5E-04	1,4E-03	0,04	3%
Sélénium	24-heures	4,1E-03	649,200	5,136,600	7,8E-04	4,9E-03	10	<1%
Tungstène	24-heures	0,03	649,300	5,136,700	0,051	0,081	--	--
Zinc	24-heures	0,02	649,300	5,136,700	0,079	0,099	120	<1%

**Remarques :**  
Une valeur en **gras** indique un dépassement par rapport à l'objectif, recommandation ou norme.

Les concentrations maximum prévues observées au sol pendant la phase d'exploitation pour les contaminants atmosphériques sélectionnés sont présentées dans les figures 7.1.6 à 7.1.11. Ces dernières comprennent les concentrations observées au sol prévues en raison des sources sur le site du Projet, à l'exception des PM<sub>10</sub> ou du naphthalène 24 heures, qui ne comprennent pas de concentration de référence (comme cela a été noté précédemment).

Pendant l'exploitation, il n'y a eu aucun dépassement prévu aux objectifs de qualité de l'air au niveau du sol pour le NO<sub>2</sub>, le SO<sub>2</sub>, le CO, le NH<sub>3</sub> et le H<sub>2</sub>S, y compris pour la référence; le cas échéant. De la même manière, les concentrations observées au sol prévues pour les particules, les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub> se trouvent sous les objectifs et les normes applicables aux résidences et sites de campement récréatifs les plus proches. L'objectif pour les particules sur 24 heures a été dépassé à trois récepteurs près du concasseur principal (à environ 20 m au sud-ouest du concasseur); cependant, la fréquence du dépassement de ces récepteurs est faible (c.-à-d., jusqu'à quatre dépassements de l'objectif de particules sur 24 heures du fichier météorologique de 6 ans, ou 0,2 % du temps). Par ailleurs, le modèle prédit des concentrations maximum prévues observées au sol de particules et de PM<sub>10</sub> supérieures aux objectifs et normes à l'occasion, le long des routes d'accès hors site.

Le tableau 7.1.13 fournit les concentrations ambiantes maximum prévues observées au sol de composants odorants selon des moyennes de 10 minutes.

**Tableau 7.1.13 Résultats de la modélisation de dispersion – Concentrations maximum prévues observées au sol pour 10 minutes de composants odorants – Phase d'exploitation – Projet seul**

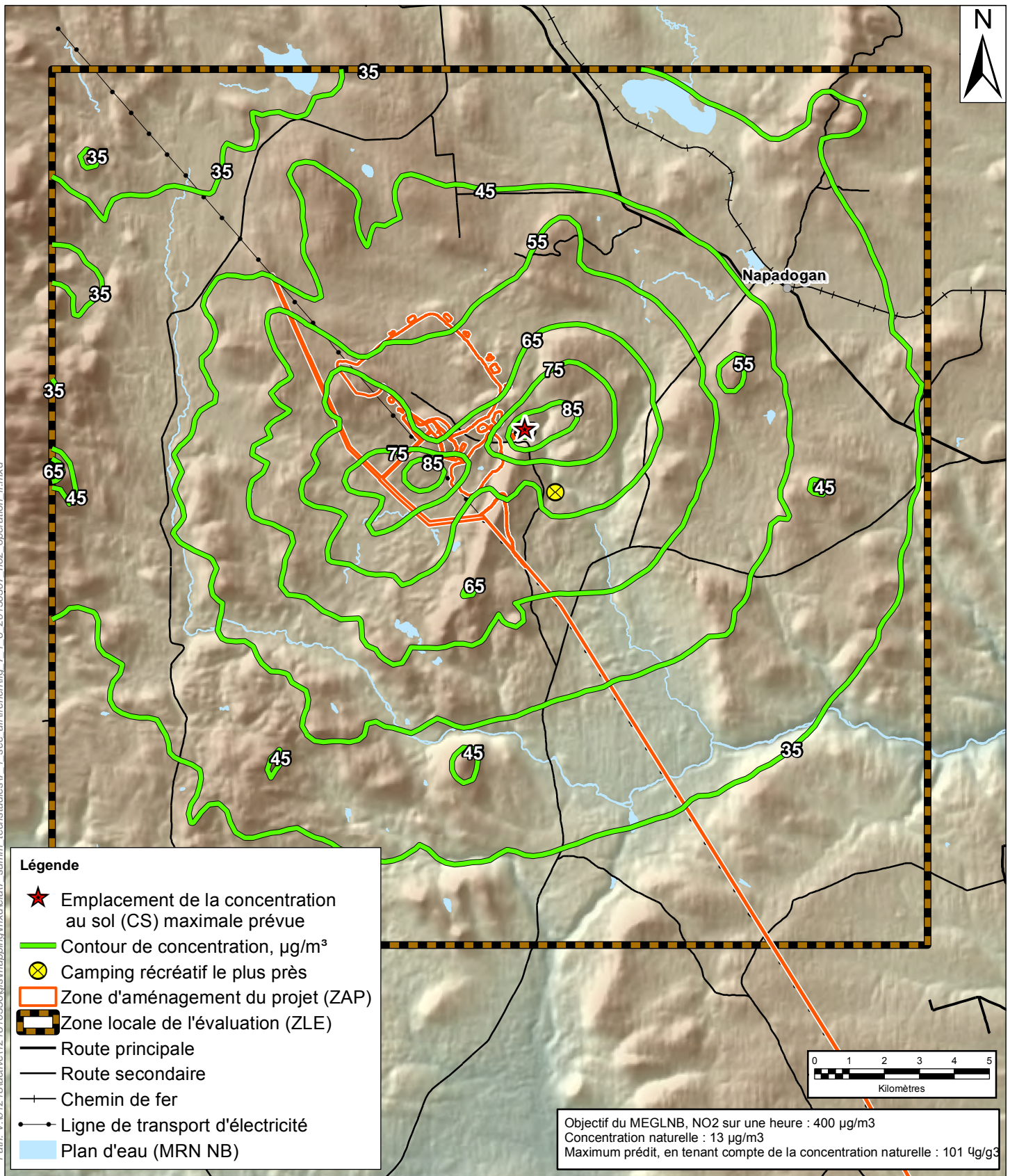
Composant odorant	Emplacement de la concentration maximum modélisée observée au sol		Concentration maximale moyenne prévue observée au sol (globale) sur 10 minutes provenant du Projet (µg/m <sup>3</sup> )	Seuil d'odeur (µg/m <sup>3</sup> )	Pourcentage du seuil d'odeur
	UTM Y (m)	UTM Y (m)			
Ammoniaque	648,800	5,137,400	0,72	2312	<1 %
Sulfure d'hydrogène	648,800	5,137,400	<b>8,22</b>	7,4	<b>111 %</b>
Décane	648,800	5,137,400	313	11 149	3 %
Éthylbenzène	648,800	5,137,400	2,39	289	<1 %
Naphtalène	648,800	5,137,400	8,66	50	17 %
<b>Remarques :</b> Une valeur en <b>gras</b> indique un dépassement par rapport au seuil d'odeur applicable.					

Pendant l'exploitation, le modèle prédit des concentrations maximum prévues observées au sol pour 10 minutes de H<sub>2</sub>S supérieures au seuil d'odeur à quatre emplacements. À l'emplacement du récepteur avec une concentration maximum prévue observée au sol pour 10 minutes d'H<sub>2</sub>S, le seuil d'odeur n'est dépassé que de manière peu fréquente (c.-à-d., neufs occurrences pour la période du fichier météorologique de 6 ans, ou moins de 0,03 % du temps). Ces récepteurs se trouvent à moins de 20 m au sud-ouest de l'usine de tétracosaoxoheptatungstate(6-) d'ammonium hexahydrate, sur le site du Projet. Aucune odeur perceptible n'est prévue au-delà d'environ 20 m de l'usine de tétracosaoxoheptatungstate(6-) d'ammonium hexahydrate.

Stantec a modélisé le dépôt, y compris de particules humides et sèches, et les dépôts gazeux, des contaminants atmosphériques applicables. La modélisation des dépôts a été réalisée à l'aide d'AERMOD. Les taux de dépôt annuels prévus, humides, secs et totaux, des métaux à l'état de traces et du naphthalène ont été fournis afin de les inclure comme données dans la modélisation de l'évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie.



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_6\_20130307\_no2\_operation\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration, µg/m<sup>3</sup>
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

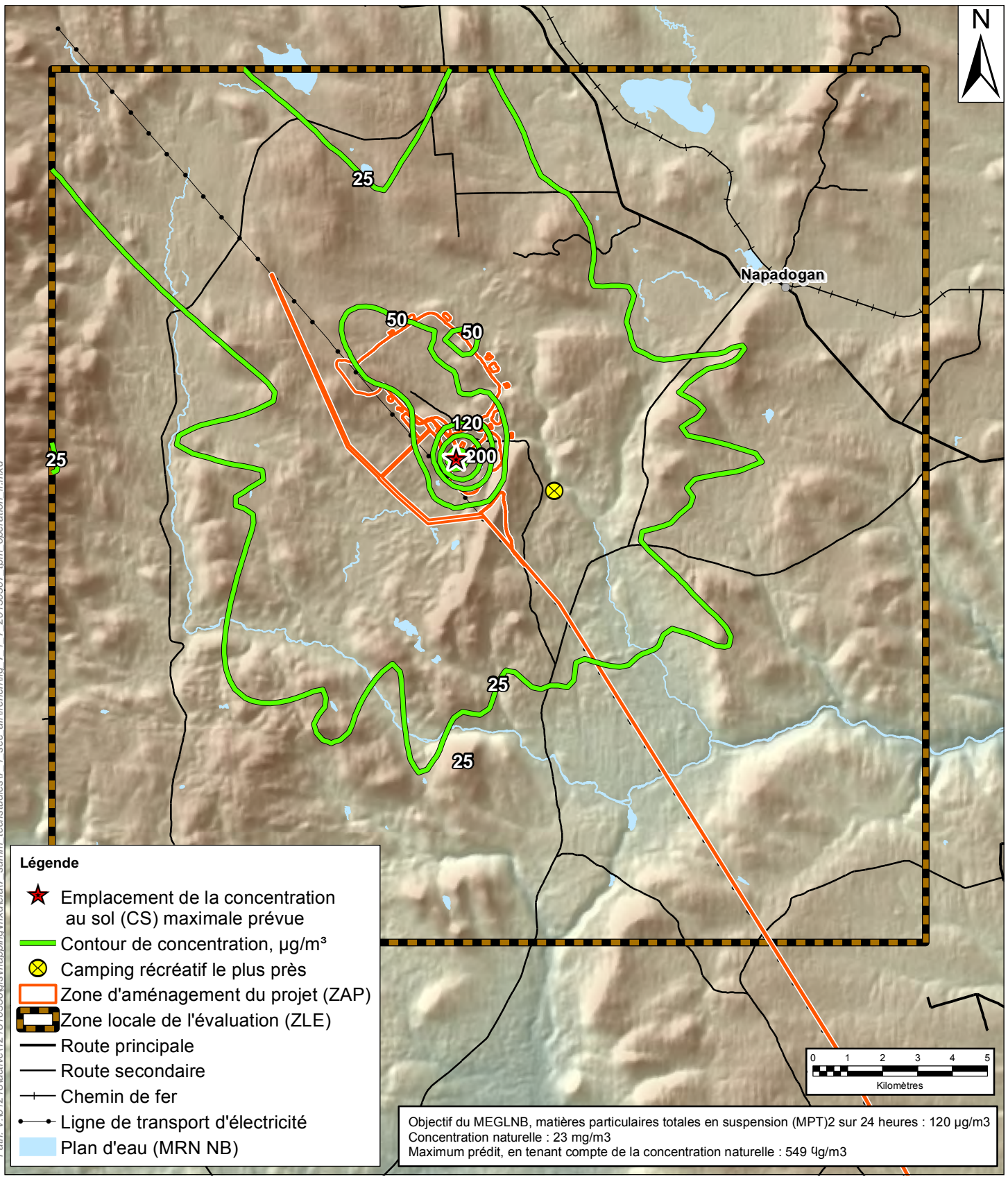
Objectif du MEGLNB, NO<sub>2</sub> sur une heure : 400 µg/m<sup>3</sup>  
 Concentration naturelle : 13 µg/m<sup>3</sup>  
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle : 101 µg/m<sup>3</sup>

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédites au sol pour le dioxyde d'azote sur 1 heure - Phase d'exploitation - Projet plus concentration	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.6	
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par:	Appr. par:		
Client: Sisson Mines Ltd.	08/01/2015	JAB	DLM		





Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\leia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_7\_20130307\_tpm\_operation\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

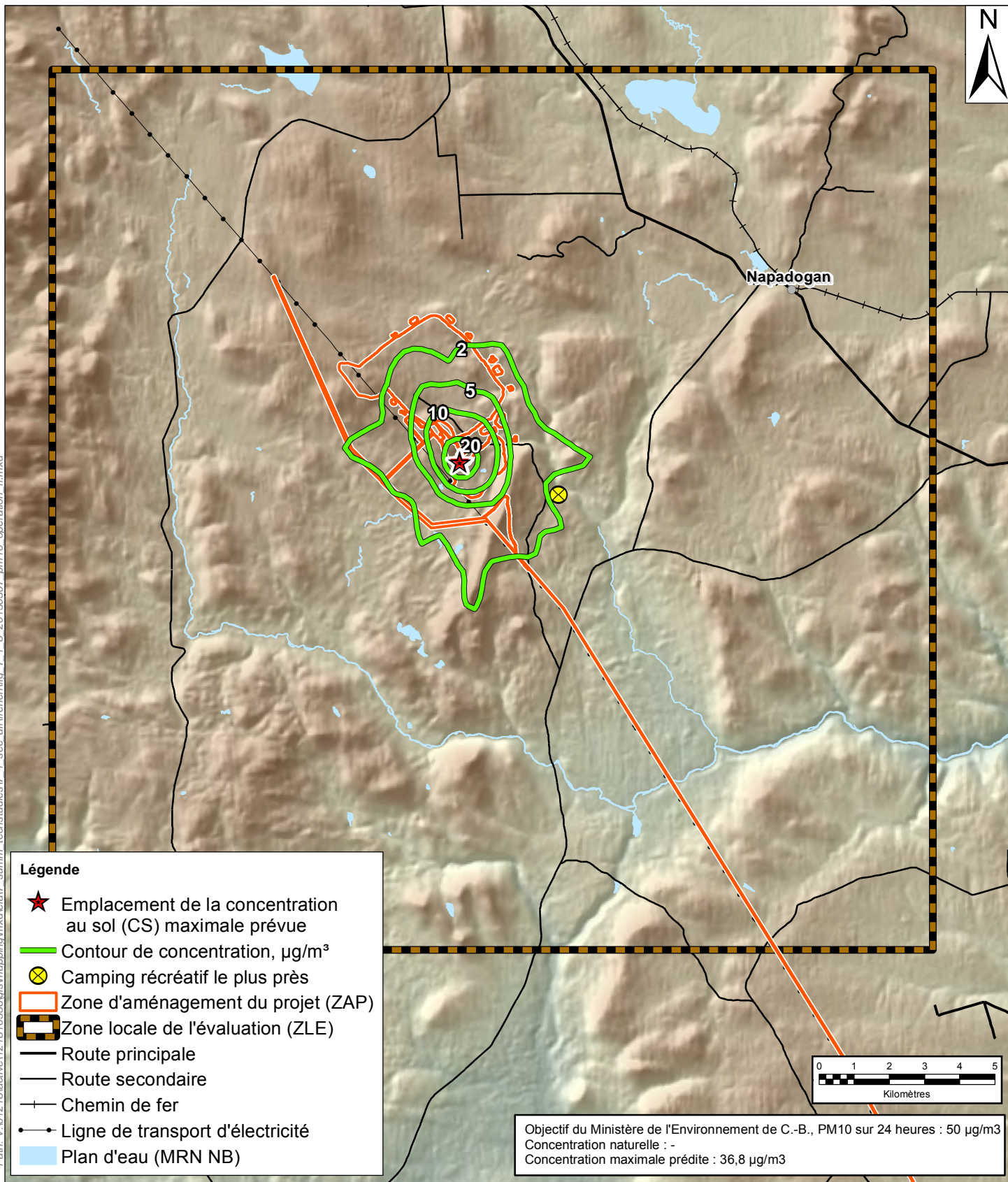
Objectif du MEGLNB, matières particulaires totales en suspension (MPT) 2 sur 24 heures :  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Concentration naturelle :  $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle :  $549 \mu\text{g}/\text{m}^3$

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

Concentrations maximales prédites au sol pour les matières particulaires totales en suspension (MPT) sur 24 heures - Phase d'exploitation - Projet et concentration naturelle  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.7	
Client: Sisson Mines Ltd.	Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par: DLM		



Path: V:\1218\active\121810356\gis\mapping\mxd\leia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_8\_20130307\_pm10\_operation\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration, µg/m<sup>3</sup>
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

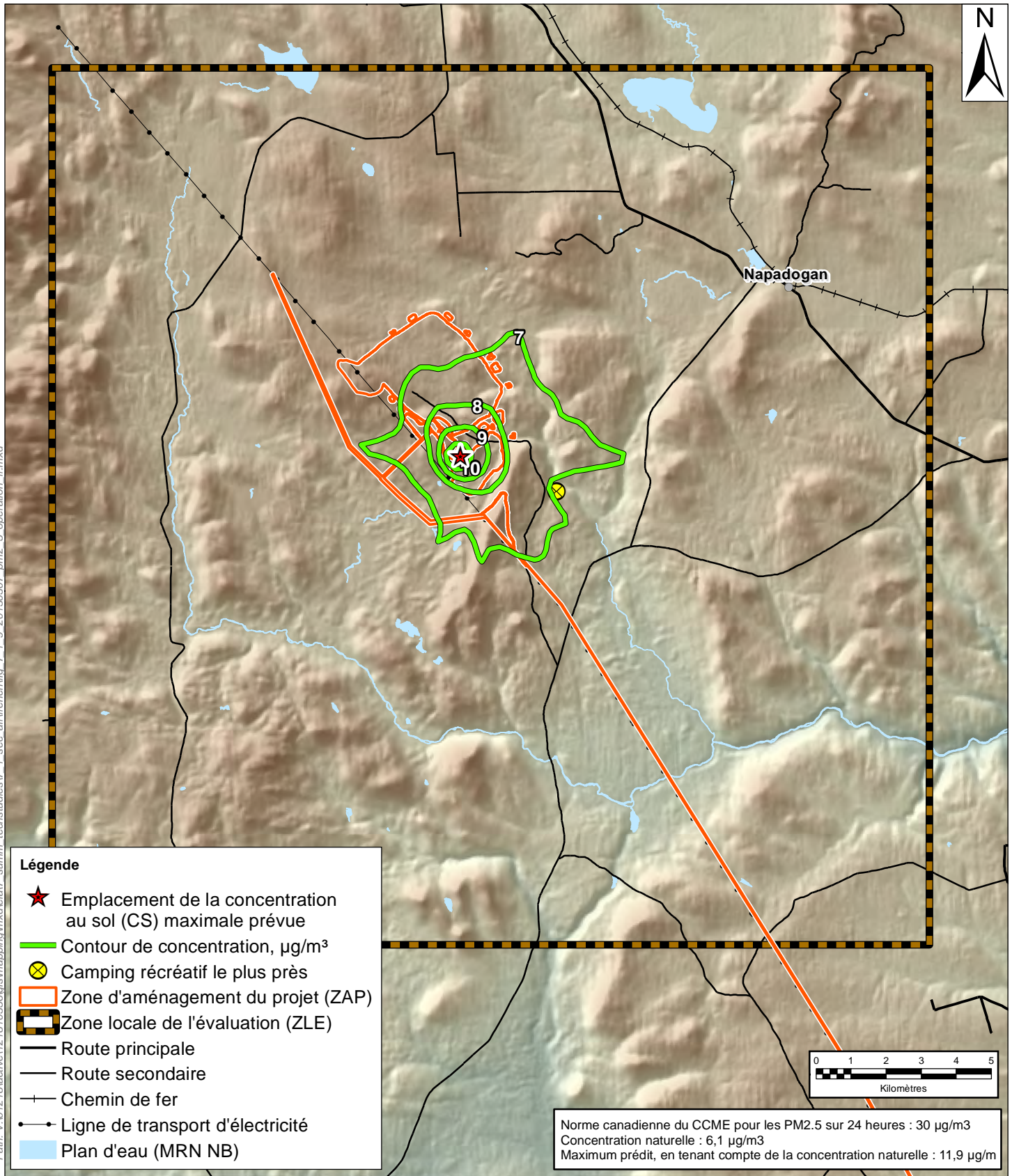
Objectif du Ministère de l'Environnement de C.-B., PM10 sur 24 heures : 50 µg/m<sup>3</sup>  
 Concentration naturelle : -  
 Concentration maximale prédite : 36,8 µg/m<sup>3</sup>

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

Concentrations maximales prédites au sol pour les matières particulaires en suspension de moins de 10 microns - Phase d'exploitation - Projet seulement  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	NBDNR	7.1.8	
Client: Sisson Mines Ltd.	Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par: DLM		



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_9\_20130307\_pm2\_5\_operation\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

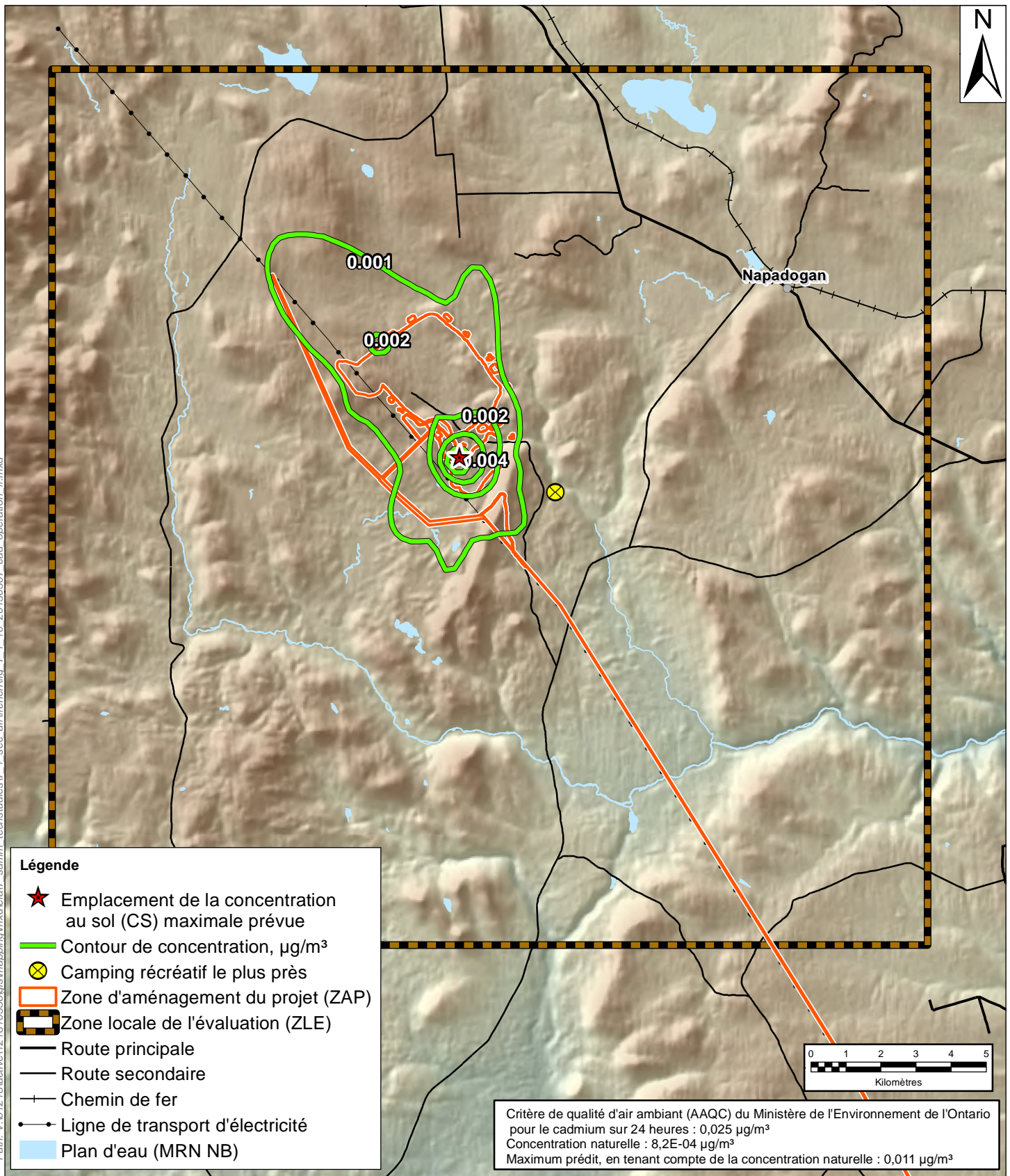
Norme canadienne du CCME pour les PM2.5 sur 24 heures : 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Concentration naturelle : 6,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle : 11,9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

Concentrations maximales prédites au sol pour les matières particulaires de moins de 2,5 microns sur 24 heures - Phase d'exploitation - Projet et concentration naturelle  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.9	
Client: Sisson Mines Ltd.	Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par: DLM		



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_10\_20130307\_cad\_operation\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration, µg/m<sup>3</sup>
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

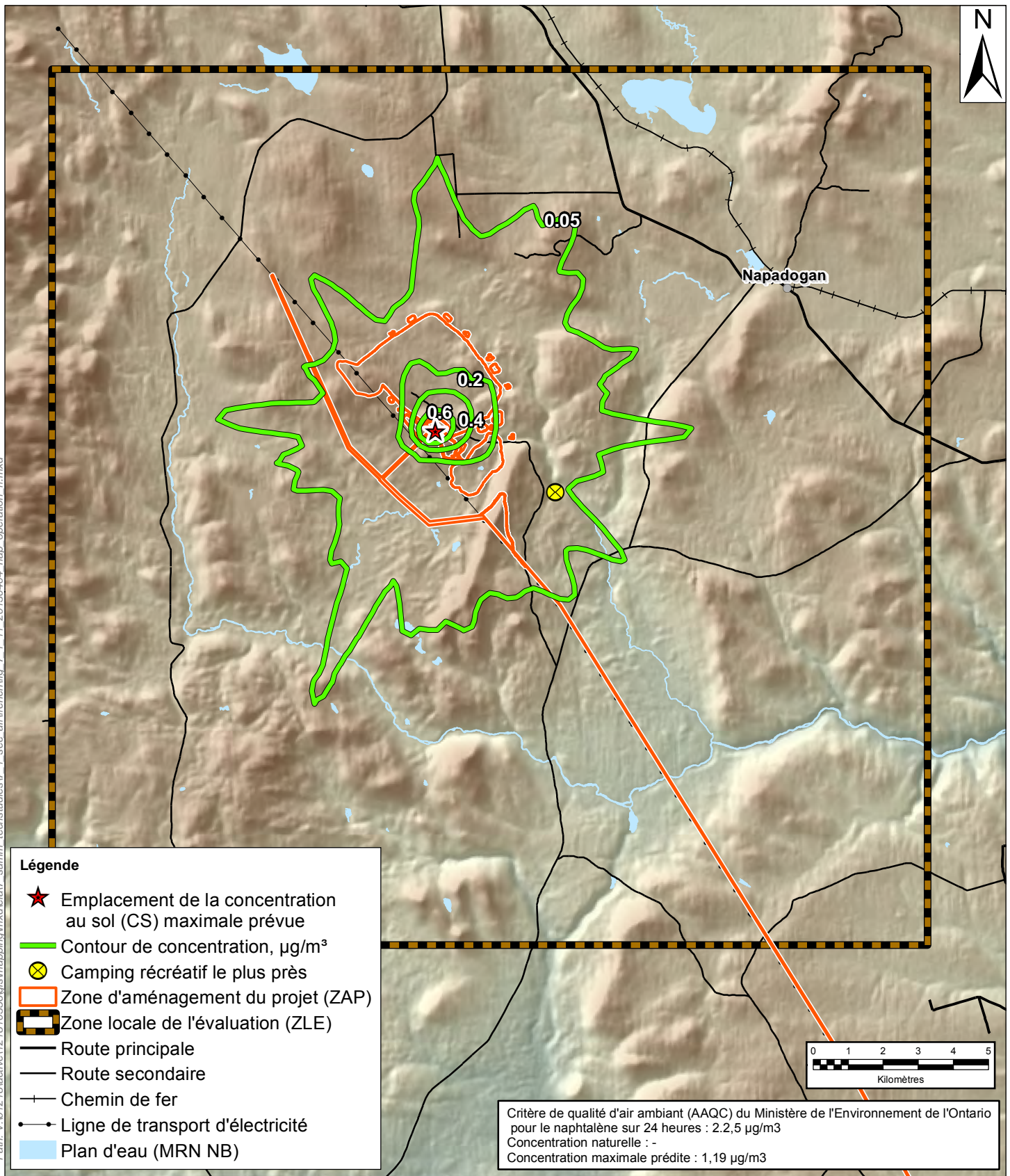
Critère de qualité d'air ambiant (AAQC) du Ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le cadmium sur 24 heures : 0,025 µg/m<sup>3</sup>  
 Concentration naturelle : 8,2E-04 µg/m<sup>3</sup>  
 Maximum prédit, en tenant compte de la concentration naturelle : 0,011 µg/m<sup>3</sup>

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédites au sol pour le cadmium sur 24 heures - Phase d'exploitation - Projet plus concentration naturelle		Échelle : 1:150,000	Projet n° : 121810356	Source des données : MRN NB	Fig. n° : 7.1.10
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.		Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par: DLM	
Client: Sisson Mines Ltd.					





Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_techstudies\7\_1\_11\_2013\0404\_nap\_operation\_fr.mxd



**Légende**

- ★ Emplacement de la concentration au sol (CS) maximale prévue
- Contour de concentration, µg/m³
- ⊗ Camping récréatif le plus près
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Zone locale de l'évaluation (ZLE)
- Route principale
- Route secondaire
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité
- Plan d'eau (MRN NB)

Critère de qualité d'air ambiant (AAQC) du Ministère de l'Environnement de l'Ontario pour le naphthalène sur 24 heures : 2,25 µg/m3  
 Concentration naturelle : -  
 Concentration maximale prédite : 1,19 µg/m3

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
Concentrations maximales prédites au sol pour le naphthalène sur 24 heures - Phase d'exploitation - Projet seulement	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:150,000	121810356	MRN NB	7.1.11	
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par:	Appr. par:		
Client: Sisson Mines Ltd.	08/01/2015	JAB	DLM		



## 7.2 ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE (GES)

### 7.2.1 Émissions de GES du Projet en comparaison à celles du Nouveau-Brunswick, du Canada et du monde

Pour évaluer de manière quantitative le changement des émissions de GES à l'échelle provinciale ou internationale en raison de la construction et de l'exploitation du Projet, une estimation des émissions du Projet a été comparée aux données récapitulatives publiées pour la province, le Canada et le monde. Le tableau 7.2.1 présente ces données.

**Tableau 7.2.1 Comparaison de l'estimation des émissions de GES du Projet par rapport aux quantités totales provinciales et mondiales**

Source de GES	Estimation des émissions totales (kilotonnes CO <sub>2</sub> e/a)
Construction du projet (par année, 2 ans de construction)	13,6
Exploitation du Projet – directe – par année	47,7
Exploitation du Projet – indirecte (électricité) – par année	184
Nouveau-Brunswick – Domaines de l'électricité et du chauffage (par année, selon les émissions de 2010)	5470
Total pour le Nouveau-Brunswick (par année, selon les émissions de 2010)	18 600
Total pour le Canada (par année, selon les émissions de 2010)	692 000
Total mondial (CAIT 2012) <sup>a</sup>	34 000 000
<b>Remarques :</b>	
<sup>a</sup> Représente le CO <sub>2</sub> uniquement.	

Si on le compare avec d'autres grands émetteurs de GES au Nouveau-Brunswick, le Projet est un contributeur relativement peu important, car il représente environ moins de 0,3 % annuellement pendant l'exploitation (émissions directes).

En termes d'émissions indirectes de GES relatives à l'utilisation d'électricité, l'ampleur de ces émissions sera en majeure partie régie par le facteur d'émission pour l'électricité fournie par le réseau électrique du Nouveau-Brunswick. Les émissions de GES du Projet pendant l'exploitation représentent moins de 3 % des émissions globales provenant de la production électrique de la province (émissions indirectes du Projet) (Ministère de l'Énergie du Nouveau-Brunswick 2011). Il est également important noter que les lignes directrices et règlements existants, en majeure partie, mettent l'emphase sur les émissions directes avec l'exigence que l'émetteur est responsable de la gestion de ses émissions.

### 7.2.2 Émissions de GES du Projet en comparaison avec celles d'autres opérations minières au Canada

Pour effectuer la comparaison, des émissions de GES provenant d'autres opérations de l'industrie minière ont également été examinées. Quinze opérations de mine de métal ont signalé des émissions de GES à Environnement Canada en 2010 (Environnement Canada 2011b). Environnement Canada exige le signalement des émissions de GES provenant des opérations minières rejetant plus de 50 kilotonnes (kt) par année de GES. Le tableau 7.2.2 présente un résumé des émissions signalées.

**Tableau 7.2.2 Résumé des émissions de GES déclarées par les mines canadiennes - 2010**

Installation	Entreprise déclarante	Province	Matière minée <sup>a</sup>	Type d'opérations minières <sup>a</sup>	Émissions déclarées (kilotonnes CO <sub>2</sub> e/a)
Brunswick Mine	Xstrata Canada Corporation	Nouveau-Brunswick	Plomb, zinc, cuivre, argent, or	Souterrain avec concentrateur	58,3
Carol Project	Iron Ore Company of Canada	Terre-Neuve-et-Labrador	Fer	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	1128
Mine de Fire Lake <sup>b</sup>	ArcelorMittal Mines Canada	Québec	Fer	Exploitation à ciel ouvert	1,2
Meadow Bank Division	Agnico-Eagle Meadowbank	Nunavut	Gold	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	135
Mine du Mont-Wright	ArcelorMittal Mines Canada	Québec	Fer	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	151
Mines Wabush – Sept-Îles	Mines Wabush	Québec	Fer	Concentrateur	396
Mount Polley Mine.	Imperial Metals Corporation	Colombie-Britannique	Cuivre, or	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	45,3
Musselwhite Mine	Goldcorp Canada Ltd.	Ontario	Gold	Souterrain avec concentrateur	48,8
Mine Raglan	Xstrata Canada Corporation	Québec	Nickel, cuivre, cobalt	Exploitation à ciel ouvert, souterrain, avec concentrateur	136
Teck Highland Valley Copper Partnership	Teck Highland Valley Copper Partnership	Colombie-Britannique	Cuivre, molybdène	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	182
Thompson Operations	Vale Canada Limited	Manitoba	Nickel, cuivre, cobalt	Exploitation à ciel ouvert, souterrain, avec concentrateur	51,9
Usine de Bouletage	ArcelorMittal Mines Canada	Québec	Fer	Usine de boulettes de fer	957
Exploitation minière Voisey's Bay	Vale Newfoundland and Labrador Limited	Terre-Neuve-et-Labrador	Nickel, cuivre, cobalt	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	67,3
Wabush Mines – Scully	Mines Wabush	Terre-Neuve-et-Labrador	Fer	Exploitation à ciel ouvert avec concentrateur	96,1
Xstrata Nickel Sudbury Smelter	Xstrata Canada Corporation	Ontario	Nickel, cuivre, cobalt	Souterrain	115
<b>Remarques :</b>					
<sup>a</sup> L'Association minière du Canada. (2011).					
<sup>b</sup> En opération uniquement entre mai et octobre (ArcelorMittal sans date).					

Comme l'illustre le tableau 7.2.2, les mines déclarantes ont rejeté entre 1,2 kt de CO<sub>2</sub>e et 1 128 kt de CO<sub>2</sub>e par année. Par conséquent, l'estimation des émissions de GES du Projet établie à 47,7 kt CO<sub>2</sub>e/a pendant l'exploitation se trouve dans la plage des autres opérations minières et elle est moindre que la plupart des autres.

Uniquement les émissions de GES provenant de sources opérées par la mine (p. ex., la machinerie lourde et l'usage de carburant de combustion fixe) sont déclarables en vertu du système d'Environnement Canada. Aux fins de cette EIE, certaines émissions tierces ont également été incluses (p. ex., le transport du personnel, les véhicules de livraison) bien que ces contributions étaient mineures en comparaison aux émissions totales de GES de l'installation.

### **7.2.3 Intensité des émissions de GES provenant du Projet**

En ce qui concerne l'intensité des émissions de GES, le Projet Sisson, avec des émissions annuelles directes de GES d'environ 47,7 kt CO<sub>2</sub>e et de 10,5 millions de tonnes de minerai traité par année, possède une intensité d'émission de GES calculée de l'ordre de 0,005 t CO<sub>2</sub>e par tonne de minerai traitée.

Stantec a réalisé un examen des renseignements disponibles sur les intensités de GES provenant des mines du Canada. La mine de Mount Polley est une exploitation à ciel ouvert en Colombie-Britannique qui est dotée d'une capacité moyenne de production de 20 000 tonnes par jour (Imperial Metals 2010). L'intensité des émissions de GES de cette mine est d'environ 0,006 t CO<sub>2</sub>e par tonne de minerai traité. Il s'agit d'une intensité d'émission de GES similaire à celle du Projet Sisson.

L'intensité des émissions directes provenant de l'exploitation minière à travers l'ensemble du secteur des mines de métaux au Canada en 2010 était d'environ 0,014 t de CO<sub>2</sub>e par tonne de minerai traité (CIEEDAC 2012). L'intensité des GES du Projet Sisson est en deçà de celle des émissions de GES pancanadiennes.

### **7.2.4 Perte de puits de dioxyde de carbone**

En ce qui concerne la perte de stockage de dioxyde de carbone en raison de l'enlèvement d'arbres pour les besoins du Projet, la masse de dioxyde de carbone qui est stockée dans les arbres de la ZAP, selon la superficie de la ZAP établie à 1253 ha, est estimée à 8419 t de CO<sub>2</sub>. Il s'agit d'une perte unique qui sera rejetée par la décomposition aérobie des arbres. Il a été pris pour acquis de manière prudente que les arbres seraient coupés et qu'on leur laisserait le temps de se décomposer alors qu'en réalité, le bois commercialisable sera vendu et le reste du bois dans la zone de stockage de résidus sera coupé, enfoui en morceaux et inondés avant sa décomposition. Au Nouveau-Brunswick, la capacité de stockage totale de CO<sub>2</sub> des arbres est estimée à environ 41 mt de CO<sub>2</sub>. Il a été supposé qu'au Nouveau-Brunswick, les arbres étaient 50 % caducifoliés et 50 % résineux; les données concernant le stockage du carbone proviennent du ministère de l'Énergie des États-Unis (USDOE 2000).



## 7.3 MODÉLISATION DE LA QUALITÉ SONORE ET DE LA VIBRATION

Comme cela a été discuté dans le chapitre 3, le Projet générera des émissions acoustiques et de vibration dans le milieu ambiant par l'entremise de la construction, de l'exploitation et finalement des activités de déclassement, de remise en état et de fermeture. Parmi d'autres sources, les émissions acoustiques et/ou de vibration peuvent provenir de :

- le mouvement et l'usage de machinerie lourde sur le site pendant la construction, et le déplacement du minerai ainsi que des débris de roche pendant l'exploitation;
- le mouvement des camions lourds et des véhicules à passagers (y compris les véhicules à poids moyen et léger) sur le site, depuis celui-ci ou vers celui-ci, pendant la construction, l'exploitation, le déclassement, la remise en état et la fermeture;
- les activités de dynamitage pendant la construction et l'exploitation aux fins du déplacement de la roche pour la construction, et pour l'extraction du minerai et les activités minières pendant l'exploitation; et
- l'exploitation du concentrateur et des installations de traitement, en particulier à partir des concasseurs et de l'équipement de transport connexe, pendant l'exploitation.

L'évaluation des effets environnementaux liés au Projet sur la qualité sonore (Section 8.3) se base sur les trois étapes suivantes :

- surveiller les niveaux de pression acoustique de base dans le milieu ambiant à proximité du Projet en 2011 pour déterminer les niveaux de pression acoustique (de référence) dans la ZAP, et à proximité de celle-ci (voir la section 8.3.2);
- estimer les émissions acoustiques et de vibration liées au Projet à partir de l'inventaire anticipé des sources d'émission sonores stationnaires et fixes associées au Projet pendant chacune des phases, et anticiper les émissions pour ces sources sur la base de la littérature existante sur les niveaux de puissance acoustique (voir les sections 3.4.1.6.2 et 3.4.2.5.2 pour consulter l'inventaire des émissions acoustiques pendant la construction et l'exploitation, respectivement); et
- modéliser les niveaux de pression acoustique et les émissions de vibration dans le milieu ambiant à l'aide d'un logiciel qui simule la manière dont le son émis ou les ondes de vibration du Projet se propageront dans le milieu ambiant à proximité du Projet (la présente section).

### 7.3.1 Méthodologie de modélisation

#### 7.3.1.1 Son

Stantec a utilisé le logiciel de modélisation CadnaA (version 4.1.137) pour estimer les niveaux de pression acoustique provenant des activités du Projet pendant la construction et l'exploitation. Les niveaux de pression acoustique provenant du Projet pendant le déclassement, la remise en état et la fermeture ont été assumés comme étant similaires à ceux qui pourraient se produire pendant la phase

de construction (c.-à-d., activités de terrassement et transport de l'infrastructure désaffectée du Projet, depuis et vers le site du Projet).

Les données du modèle CadnaA comprennent : les niveaux de puissance acoustique pour l'équipement lié au Projet (p. ex., l'équipement mobile, les sources fixes); les élévations du terrain; l'estimation des volumes horaires de circulation pendant chacune des phases; et l'identification des récepteurs sensibles au bruit.

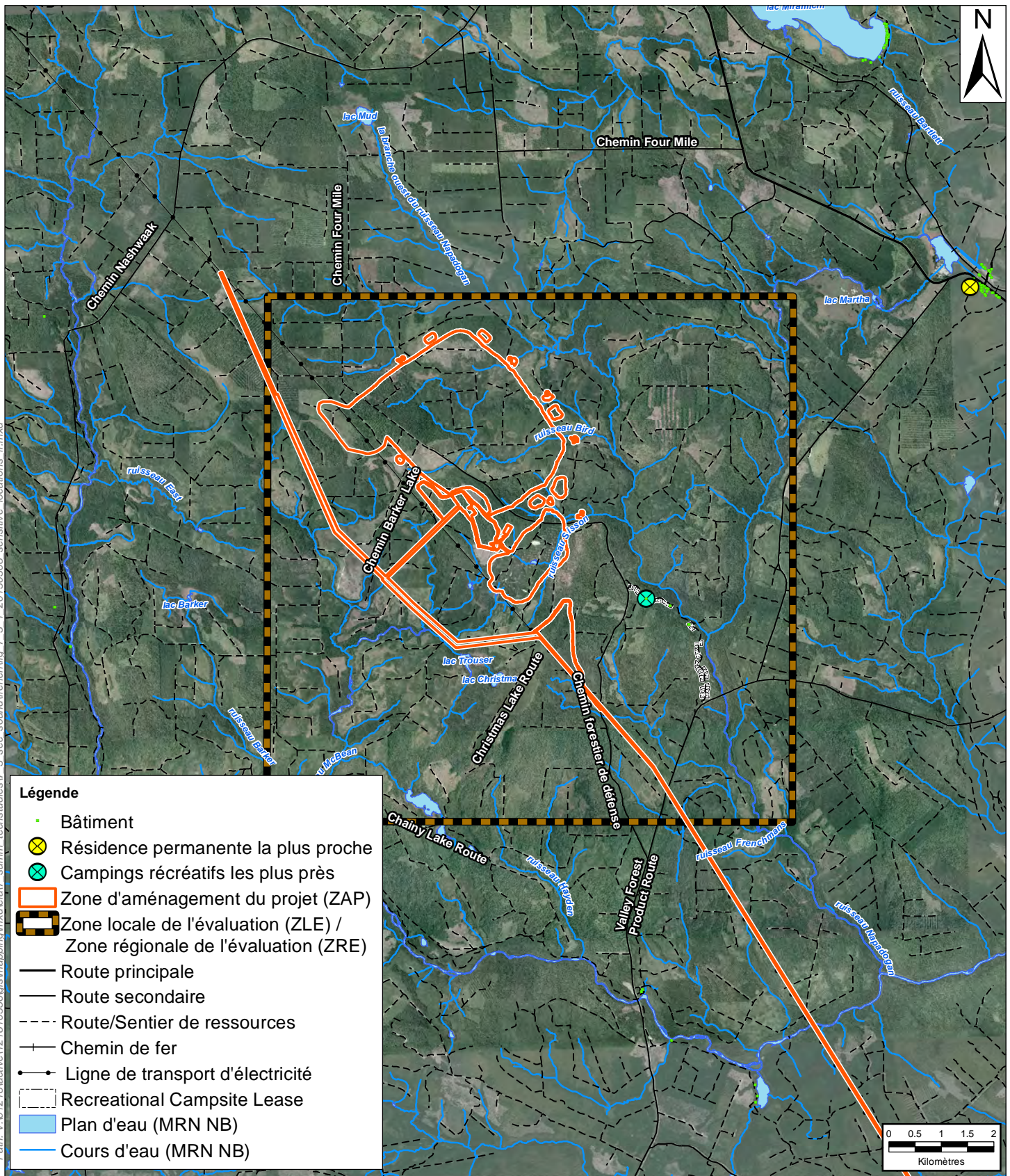
Les récepteurs sensibles au bruit les plus proches sélectionnés pour la prévision des émissions acoustiques liées au Projet ont été identifiés au récepteur résidentiel le plus proche à Napadogan (à environ 10 km au nord-est du site du Projet), et au site de campement récréatif le plus proche (situé à environ 1,5 km à l'est du site du Projet) (figure 7.3.1). On peut s'attendre à ce que les sites de camping récréatifs plus éloignés expérimentent des niveaux de pression acoustique moindre en raison du Projet par rapport à cet emplacement. Ceci est appuyé par les résultats du modèle illustrés aux figures 7.3.3 et 7.3.4.

La circulation routière sur les deux principales routes d'accès au Projet a également été incluse dans le modèle. Comme l'illustre la figure 7.3.2, les véhicules liés au Projet peuvent accéder au site du Projet par la « Valley Forest Products Road » (qui commence à Nackawic, identifiée dans le présent rapport d'EIE comme étant le « chemin d'accès principal au site » ou « CAPS ») ou via la « Four Mile Brook Road » (qui commence à environ 6 km à l'ouest de Napadogan, près de la Route 107, identifiée dans le présent rapport d'EIE comme étant le « chemin d'accès secondaire au site » ou « CASS »). Lors de la mise en place du modèle, il a été supposé que les activités de transport, pendant toutes les phases, auraient lieu uniquement pendant les heures du jour/soirée (7 h à 22 h). Les données sur la circulation routière du Projet ont été fournies par Northcliff sur la base des activités prévues pendant chacune des phases (tableaux 3.4.10 et 3.4.33).

Les niveaux de pression acoustique de référence au site de camping récréatif et au récepteur résidentiel le plus proche du Projet à Napadogan se fondent sur des données mesurées (section 8.3.2). Veuillez noter que la surveillance pour représenter Napadogan a été réalisée près de l'intersection entre la route Four Mile Brook et la Route 107, le long de la route du CASS, afin de représenter les niveaux de pression acoustique anticipés aux récepteurs résidentiels de Napadogan. Sur la base de la proximité de l'autoroute, ces données sont considérées comme étant représentatives du bruit produit par la circulation passant par Napadogan et elles reflètent la manière dont il peut être vécu aux récepteurs résidentiels de cette communauté. Parmi les résultats de la surveillance, les niveaux  $L_{eq}$  diurnes et nocturnes maximum sur 1 h, ont été sélectionnés afin de représenter les conditions de référence de manière prudente. Ces niveaux ont été comparés aux critères  $L_{eq}$  sur 1 h (65  $dB_A$  pendant le jour et 55  $dB_A$  pendant la nuit). Ces critères se fondent sur les valeurs réglementaires caractéristiques appliquées au Nouveau-Brunswick par l'entremise des certificats d'approbation de procéder délivrés aux installations industrielles en vertu du règlement 97-133 de la *Loi sur l'assainissement de l'air*. Pour le récepteur résidentiel le plus proche à Napadogan (à environ 10 km au nord-est du site de la mine), les niveaux acoustiques de référence, diurnes et nocturnes,  $L_{eq}$  sur 1 h, les plus élevés ont été établis à 59  $dB_A$ , tels que mesurés près de l'intersection de Four Mile Brook Road et de la Route 107.

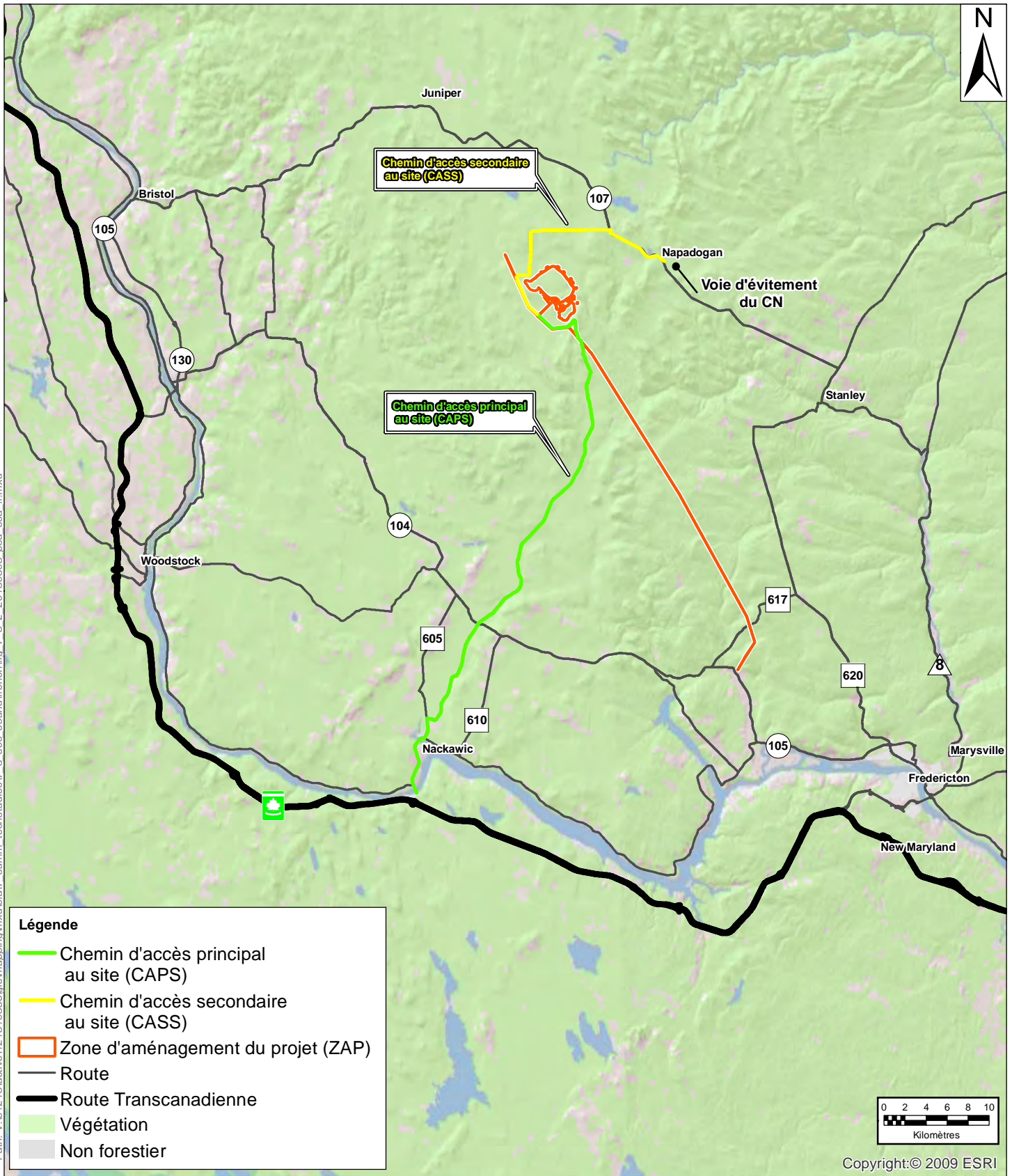


Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia\7\_summ\_tech\studies\7\_3 sec\_sourd\frnch\fig\_7\_3\_1\_20130308\_sensitive\_locations\_fr.mxd



REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.					
<h3>Emplacements sensibles au bruit</h3> <p>Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.</p>	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:100,000	121810356	MRN NB	7.3.1	
Client:	Sisson Mines Ltd.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par:	Appr. par:	
		08/01/2015	JAB	DLM	





Path: V:\01218\active\121810356\gis\mapping\mxd\leia\7\_summ\_techstudies\7\_3\_2\_20130308\_psa\_ssa\_fr.mxd

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<b>Chemin d'accès principal au site (CAPS) et Chemin d'accès secondaire au site (CASS)</b>  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:500,000	121810356	MRN NB ArcGIS Online	7.3.2	
Client: Sisson Mines Ltd.	Date: (jj/mm/aaaa)	Des. par :	Appr. par :		
	08/01/2015	JAB	DLM		



Ces mesures indiquent que le camionnage sur la Route 107 (la principale cause soupçonnée de ces niveaux acoustiques) a lieu pendant le jour et la nuit. Au site de camping récréatif le plus proche (à environ 1,5 km à l'est de l'emplacement de l'exploitation à ciel ouvert), les niveaux de référence diurnes et nocturnes mesurés les plus élevés étaient de 62 dB<sub>A</sub> et de 46 dB<sub>A</sub>, respectivement. Les émissions acoustiques du Projet prévues ont été ajoutées à ces niveaux de référence pour estimer le futur niveau de pression acoustique combiné aux récepteurs les plus proches. Les estimations sont considérées comme étant prudentes (c.-à-d., pire cas) en raison de l'utilisation des niveaux de référence maximum mesurés, L<sub>eq</sub> sur 1 h, l'estimation étant réalisée pour les niveaux combinés de pression acoustique du Projet et ceux de référence pendant l'heure la plus bruyante du jour et de la nuit.

Une autre comparaison a été réalisée à l'aide d'un paramètre de mesure du pourcentage de personnes très incommodées par le bruit, comme le recommandent les directives d'EE de Santé Canada (Santé Canada 2010d). Le niveau surveillé de pression acoustique moyen équivalent jour-nuit (L<sub>DN</sub>) a été utilisé pour estimer le pourcentage moyen de référence de personnes gênées à Napadogan et au site de camping récréatif. Les valeurs du niveau de pression acoustique équivalent 24/1 h (L<sub>eq</sub>) pour le jour moyen ont été ajoutées à la contribution prévue du Projet pour déterminer le pourcentage de personnes gênées pendant la construction et l'exploitation du Projet. L'algorithme pour calculer le pourcentage de personnes très gênées par le bruit est un rapport empirique défini par la norme ISO 1996-1:2003 (Association canadienne de normalisation 2003) et référencé par Santé Canada (Santé Canada 2010d).

## Vibration

L'équation pour estimer la vibration provenant de l'équipement à différentes distances est la suivante :

$$PPV = PPV_{ref} \times \left(\frac{25}{D}\right)^n$$

La vitesse de crête d'une particule (VCP) correspond à l'estimation de la vitesse du front d'onde à la distance D (la valeur la plus élevée pour une circonstance donnée, le type de sol par exemple), la VCP<sub>REF</sub> correspond à la VCP de référence à 7,6 m (25 pieds); il ne s'agit pas du taux d'atténuation. La VCP de référence est une valeur établie pour une pièce d'équipement donnée et utilisée dans le présent contexte comme une valeur guide aux fins de l'estimation des niveaux de vibration à des distances plus éloignées de la source. Jones et Stokes (2004) recommandent l'usage de la valeur 1,1 pour n en tant que taux d'atténuation prudent dans un sol caractéristique. Jones et Stokes ont développé un manuel de directives pratiques pour le ministère du Transport de la Californie (California Department of Transportation) à l'intention des ingénieurs, des planificateurs et des consultants qui traitent des enjeux relatifs aux vibrations dans le cadre de la construction, de l'exploitation et de l'entretien de projets de transport et de construction (Jones et Stokes 2004).

Aucune surveillance de la vibration de référence n'a été réalisée, car il n'existe aucune source importante émettrice de vibrations près du site du Projet. Par conséquent, les niveaux existants de vibration devraient être négligeables. Les véhicules qui circulent à Napadogan, y compris les camions de transport, sont susceptibles d'induire une vibration près de la chaussée. La vibration transitoire de la circulation des véhicules n'agira cependant pas de manière cumulative avec la vibration liée au Projet. La raison est qu'un seul camion à la fois passera à tout moment donné (possiblement dans chacune

des directions). Par conséquent, une évaluation de la vibration provenant d'un camion qui circule à la plus proche résidence serait représentative d'une vibration issue de la circulation existante ou de celle liée au Projet.

### 7.3.2 Résultats de modélisation

#### 7.3.2.1 Construction

##### 7.3.2.1.1 Son

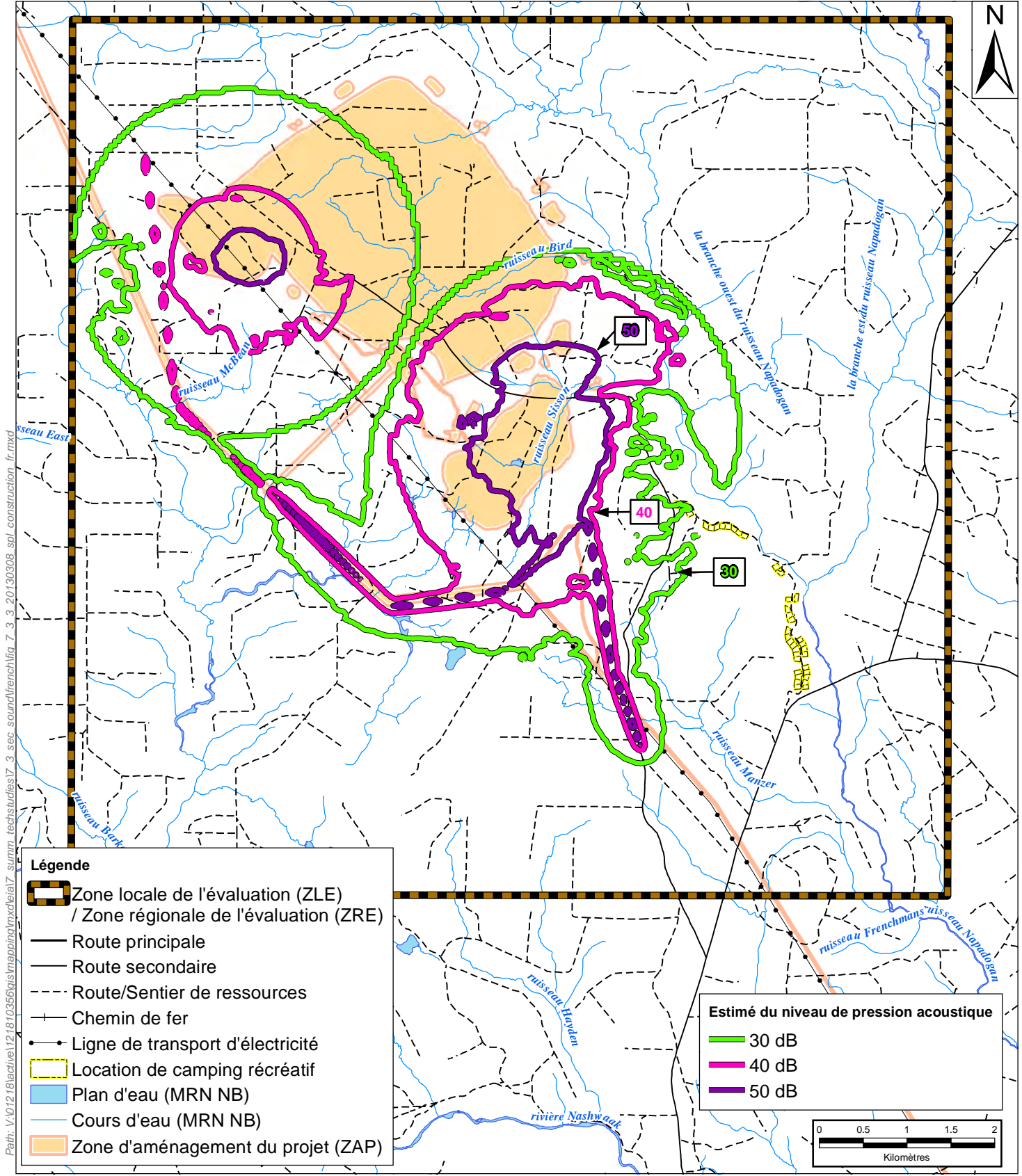
Pour estimer les niveaux de pression acoustique provenant du Projet pendant la construction, Stantec a pris en compte le scénario du pire cas où la machinerie de construction se trouve à la limite de la ZAP la plus proche du site de camping récréatif le plus proche. En raison du calendrier d'extraction programmé, dans lequel l'étendue la plus éloignée de l'exploitation ne sera pas atteinte avant une période plus tardive de la phase d'exploitation, il est probable que la machinerie de construction se trouve en fait à des distances plus éloignées du site de camping récréatif que celles utilisées dans le modèle. Par conséquent, la modélisation doit représenter des prévisions prudemment élevées pour les niveaux de pression acoustique aux sites de camping récréatif pendant la construction.

Pour la phase de construction, la modélisation n'a pas été réalisée pour la période de nuit, car il n'est pas prévu que des activités de construction, y compris de camionnage, s'y produisent. Par conséquent, les niveaux de pression acoustique nocturnes ont été supposés comme étant identiques aux niveaux de références de nuit à chacun des récepteurs.

Les résultats de la modélisation des activités de construction sont fournis dans les tableaux 7.3.1 (évaluation du  $L_{eq}$  horaire) et 7.3.2 (changement dans l'évaluation du % de personnes très gênées). Les niveaux de pression acoustique prévus à l'intérieur de 100 km<sup>2</sup> autour du Projet, pendant la construction, sont également illustrés de façon graphique dans la figure 7.3.3.

**Tableau 7.3.1 Résultats de la modélisation acoustique pendant la construction –  $L_{eq}$  sur 1 h**

Récepteur	Niveau de référence diurne – $L_{eq}$ maximum observé sur 1 h (dB <sub>A</sub> )	$L_{eq}$ diurne prévu sur 1 h du Projet (dB <sub>A</sub> )	$L_{eq}$ sur 1 h du Projet + référence (dB <sub>A</sub> )	Inférieur à 65 dB <sub>A</sub> ?
Récepteur résidentiel le plus proche (Napadogan, à environ 10 km au nord-est du site du Projet)	59	3	59	Oui
Site de camping récréatif le plus proche (à environ 1,5 km à l'est de l'exploitation à ciel ouvert)	62	29	62	Oui
<b>Remarques :</b> Puisque les niveaux de pression acoustique sont une mesure logarithmique, le $L_{eq}$ Projet + référence est calculé à l'aide d'une équation logarithmique (non directement additive). $L_{\Sigma} = 10 \cdot \log_{10}(10^{\frac{L_1}{10}} + 10^{\frac{L_2}{10}} + \dots + 10^{\frac{L_n}{10}})dB$				



Path: V:\012181active\121810356\gis\mapping\mxd\erial\summ\_techstudies\7\_3\_3\_20130308\_spl\_construction\_fr.mxd

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<b>Estimé de la pression acoustique moyenne - Phase de construction</b>  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:60,000	121810356	MRN NB	7.3.3	
Client: Sisson Mines Ltd.	Date: 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par: DLM		





**Tableau 7.3.2 Résultats de la modélisation acoustique pour la construction – Pourcentage de personnes très gênées**

Récepteur	L <sub>DN</sub> de référence moyen (dB <sub>A</sub> )	L <sub>eq</sub> sur 1 h prévu du Projet (dB <sub>A</sub> )	L <sub>DN</sub> de référence moyen (dB <sub>A</sub> )	% de référence de personnes très gênées	% de personnes très gênées (Projet + référence)	Différence
Récepteur résidentiel le plus proche (Napadogan, à environ 10 km au nord-est du site du Projet)	58	34	58	5.8	5.8	0
Site de camping récréatif le plus proche (à environ 1,5 km à l'est de l'exploitation à ciel ouvert)	48	29	48	1.7	1.7	0
<b>Remarques :</b> Le pourcentage de personnes très gênées est calculé comme décrit dans l'annexe D de la norme ISO 1996-1:2003, sur la base de la courbe de Schultz, représenté par $HA = 100 / [1 + \exp(10.4 - 0.132L_{dn})] \%$						

Veuillez noter que les sources de transport sur la Route 107 sont actuellement les principales contribuant aux niveaux de pression acoustique à Napadogan.

Comme le tableau 7.3.2 l'illustre, le niveau de pression acoustique équivalent jour-nuit n'augmentera de manière perceptible avec les activités du Projet et aucun changement du % de personnes très gênées n'est prévu.

### 7.3.2.1.3 Vibration

Il est probable que le plus grand élément de machinerie de construction mobile sur le site du Projet soit un grand bouteur, lequel a une VCP de 2,3 mm/s à une distance de 7,6 m. À une distance de 1 500 m (du site de camping récréatif le plus proche jusqu'à l'exploitation à ciel ouvert), La VCP causée par l'utilisation d'un grand bouteur est de 0,007 mm/s, ce qui est bien en deçà du seuil de perceptibilité de 0,15 mm/s pour une vibration constante signalée par Jones et Stokes (2004). En guise de contexte, la distance la plus importante pour laquelle la vibration provenant d'activités de construction serait perceptible est d'environ 300 m.

Aucun enfoncement de pieux ne sera nécessaire pendant la construction.

### 7.3.2.1.4 Son et vibration issus du dynamitage

Il sera nécessaire de réaliser du dynamitage sur le site d'implantation à l'aide d'un abattage équilibré par chambre remblayée pour niveler la zone pour l'usine de traitement du minerai. Ce dynamitage utilisera des trous et des charges plus petites que ceux requis pendant l'exploitation. Pendant la construction, il est possible qu'il soit nécessaire de réaliser du dynamitage et du concassage de roche dans la zone de la carrière. Une certaine quantité de dynamitage aura également lieu dans la zone d'exploitation à ciel ouvert pendant la construction alors que le stockage du minerai pour le lancement des activités commencera. Puisque la carrière et l'usine de traitement du minerai se trouvent plus éloignées des sites de camping récréatifs que l'exploitation à ciel ouvert (environ 5,6 km), l'analyse de la vibration provenant de l'exploitation à ciel ouvert pendant la construction et l'exploitation sera réalisée pour évaluer de manière prudente la vibration du dynamitage dans d'autres zones pendant la construction. Il est possible que le niveau de pression acoustique dû au dynamitage dans la carrière et

à l'usine de traitement du minerai soit significativement supérieur au niveau de référence aux sites de camping récréatifs, mais il devrait être d'une ampleur inférieure au niveau de pression acoustique dû au dynamitage dans l'exploitation à ciel ouvert une fois que les opérations auront commencé (en raison de la distance accrue entre les sites de camping récréatifs et la carrière et l'usine de traitement du minerai, en comparaison avec l'exploitation à ciel ouvert). Par conséquent, si l'analyse des niveaux de vibration et de pression acoustique provenant du dynamitage pendant l'exploitation du site à ciel ouvert respecte les critères, il est possible d'inférer que les niveaux de vibration et de pression acoustique découlant du dynamitage pendant la Construction respecteront également les critères étant donnée la distance accrue de l'exploitation à ciel ouvert par rapport aux récepteurs résidentiels et récréatifs.

### 7.3.2.2 Exploitation

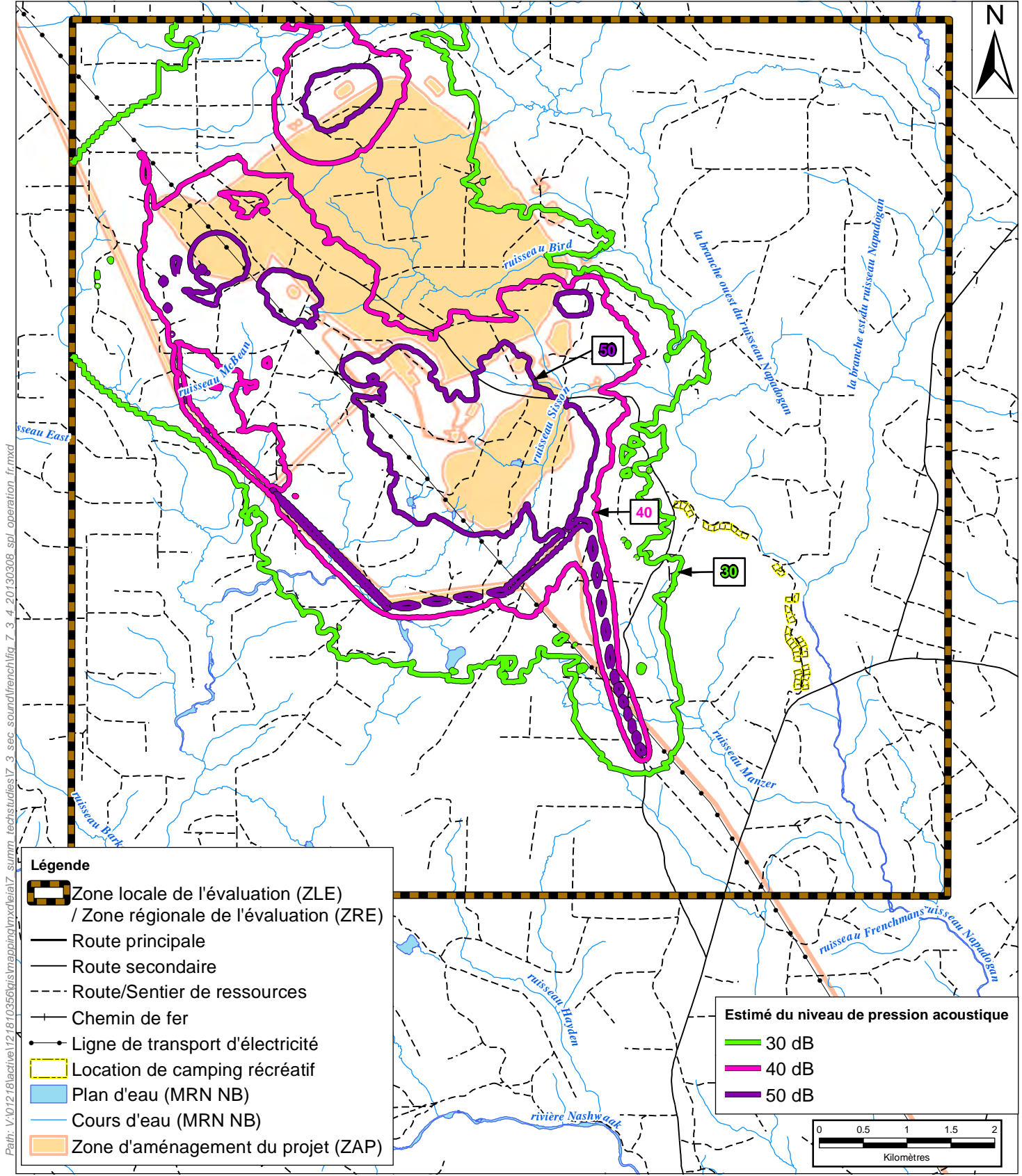
#### 7.3.2.2.1 Son

La modélisation des émissions acoustiques provenant de l'exploitation s'est basée sur des activités d'exploitation normales, y compris le forage de trous de dynamitage, le dynamitage, le chargement du minerai dans des camions d'exploitation minière, le transport, le traitement du minerai et le transport de produits. Aux fins de la modélisation, Stantec a placé du matériel d'exploitation minière à des endroits représentatifs sur l'ensemble du site, y compris dans l'exploitation à ciel ouvert, le bâtiment de traitement, l'installation de stockage des résidus (TSF) et la carrière.

Les tableaux 7.3.3 et 7.3.4 présentent les résultats de la modélisation, évaluation du  $L_{eq}$  sur 1 h et % de personnes très gênées, respectivement. Les niveaux de pression acoustique prévus à l'intérieur de 100 km<sup>2</sup> alentour du Projet pendant l'exploitation sont également illustrés dans la figure 7.3.4.

**Tableau 7.3.3 Résultats de la modélisation acoustique pendant l'exploitation –  $L_{eq}$  sur 1 h**

Récepteur	Niveau de référence diurne - Max (dB <sub>A</sub> )	Niveau de référence nocturne - Max (dB <sub>A</sub> )	$L_{eq}$ diurne du Projet (dB <sub>A</sub> )	$L_{eq}$ nocturne du Projet (dB <sub>A</sub> )	$L_{eq}$ horaire diurne Projet + Référence max (dB <sub>A</sub> )	$L_{eq}$ horaire nocturne Projet + Référence max (dB <sub>A</sub> )	Satisfait la directive sur 1 h?
Récepteur résidentiel le plus proche (Napadogan, 10 km du site)	59	59	35	Aucune contribution <sup>a</sup>	59	59	Aucune - le niveau de référence max est supérieur à 55 dB <sub>A</sub> .
Site de camping récréatif le plus proche (1,5 km de l'exploitation à ciel ouvert)	62	47	29	23	62	47	Oui
<b>Remarques :</b> <sup>a</sup> Il est supposé qu'aucune activité de camionnage n'aura lieu pendant l'exploitation. En outre, le son provenant des activités du site ne devrait pas être perceptible à Napadogan. 1) Puisque les niveaux de pression acoustique sont une mesure logarithmique, le $L_{eq}$ Projet + référence est calculé à l'aide d'une équation logarithmique (non directement additive). $L_z = 10 \cdot \log_{10}(10^{\frac{L_1}{10}} + 10^{\frac{L_2}{10}} + \dots + 10^{\frac{L_n}{10}})dB$							



Path: V:\012\18\active\121810356\gis\mapping\mxd\erial\7\_summ\_techstudies\7\_3\_4\_20130308\_spl\_operation\_fr.mxd

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<b>Estimé de la pression acoustique moyenne - Phase d'exploitation</b>  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:60,000	121810356	MRN NB	7.3.4	
Client: Sisson Mines Ltd.	Date: (jj/mm/aaaa) 08/01/2015	Des. par: JAB	Appr. par: DLM		



**Tableau 7.3.4 Résultats de la modélisation acoustique pour l'exploitation – Pourcentage de personnes très gênées**

Récepteur	L <sub>DN</sub> de référence moyen (dB <sub>A</sub> )	L <sub>eq</sub> diurne du Projet (dB <sub>A</sub> )	L <sub>eq</sub> nocturne du Projet (dB <sub>A</sub> )	L <sub>DN</sub> de référence moyen (dB <sub>A</sub> )	% HA de référence	% HA (Projet + référence)	Différence
Récepteur résidentiel le plus proche (Napadogan, 10 km du site)	58	33	0 (aucun camionnage la nuit)	58	5,8	5,8	0
Site de camping récréatif le plus proche (1,5 km de l'exploitation à ciel ouvert)	48	25	23	48	1,7	1,7	0
<b>Remarques :</b> Le pourcentage de personnes très gênées est calculé comme décrit dans l'annexe D de la norme ISO 1996-1:2003, sur la base de la courbe de Schultz, représenté par $HA = 100/[1 + \exp(10,4 - 0,132L_{dn})]\%$							

Les niveaux de pression acoustique instantanés (pendant une détonation de deux secondes à la surface et au commencement de l'exploitation minière, avant que l'activité diminue dans la carrière) provenant du dynamitage dans l'exploitation à ciel ouvert au site de camping récréatif le plus proche devraient être de l'ordre de 80 dB<sub>A</sub> et 56 dB<sub>A</sub>, respectivement. Pour se mettre en contexte, il est possible d'expérimenter un niveau de pression acoustique de 75 dB<sub>A</sub> en se tenant au coin d'une intersection achalandée (ERCB 2007b).

Le niveau de pression acoustique au site de camping récréatif devrait être au-delà du niveau de référence diurne mesuré pendant le dynamitage; cependant, puisque le bruit impulsionnel ne durera que pendant quelques secondes, le L<sub>eq</sub> sur 1 h pour toute heure où se produit un événement de dynamitage augmentera légèrement (devrait être de 2 à 15 dB<sub>A</sub> si l'on considère le L<sub>eq</sub> diurne le plus élevé et le plus bas mesuré). Une détonation pourrait avoir lieu la nuit; le L<sub>eq</sub> subséquent sur 1 h pourrait être aussi élevé que 48 dB<sub>A</sub> (considérant le L<sub>eq</sub> sur 1 h minimum mesuré comme référence). Aux résidences de Napadogan, le niveau de pression acoustique dû au dynamitage sera similaire ou inférieur au niveau de référence.

### Vibration

Les principales sources de vibration pendant l'exploitation sont le déplacement des camions chargés depuis la carrière jusqu'à l'équipement de concassage et l'équipement de concassage en lui-même. De la même manière que pour l'évaluation de la vibration pour l'équipement de construction, les VPC de référence des camions chargés ont été établies et sont fournies dans le tableau 3.4.11.

La VPC estimée au site de camping récréatif le plus proche est de 0,007 mm/s, ce qui est inférieur au seuil de perceptibilité de 0,15 mm/s pour une vibration constante (Jones et Stokes 2004).

#### 7.3.2.2.2 Son et vibration issus du dynamitage

Les niveaux acoustiques et de vibration dus à des événements de dynamitage ont été estimés à l'aide des graphiques de prévision du document « Guidelines on Information Required for the Assessment of Blasting Noise and Vibration » produit par le ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO 1985).

Les distances à l'échelle pour le son et la vibration ont été estimées pour une charge instantanée de 998 kg et différentes distances par rapport à un récepteur; celles-ci sont illustrées dans le tableau 7.3.5.

**Tableau 7.3.5 Niveaux de pression acoustique estimés et vitesses de crête d'une particule associées au dynamitage**

Emission	Distance de la source (m)				
	1,000	1,500	3,000	5,000	10,000
Niveau de pression acoustique (dB <sub>A</sub> )	85	80	71	65	56
Vibration (mm/s)	4,5	2,4	0,8	0,4	0,1
<b>Remarques :</b>					
1) Le seuil de perception des vibrations est établi à 0,15 mm/s (Jones et Stokes 2004).					
2) Les résultats linéaires en dB ont été convertis à une échelle de dB pondérée A en soustrayant 45 dB (en supposant une fréquence de 25 Hz pour le bruit de dynamitage).					

La vibration du sol au site de camping récréatif le plus proche (1 500 m plus loin) pendant un événement de dynamitage pourrait atteindre une VCP de 2,4 mm/s pendant plusieurs secondes. La VCP perçue pendant un dynamitage au site de camping le plus proche serait similaire à la vibration expérimentée lorsqu'un grand bouteur opère à 7,6 m. Il est possible que les occupants du site de camping récréatif trouvent cette VCP perceptible (Jones et Stokes 2004), plus particulièrement parce que les avertisseurs auront alerté les occupants d'un dynamitage éminent. Il est prévu qu'à environ 8,5 km d'un événement de dynamitage, la vibration sera imperceptible.

## 7.4 PERTE D'HABITAT DU POISSON ET PLAN POUR COMPENSER LES DOMMAGES SÉRIEUX AU POISSON

### 7.4.1 Aperçu

Comme discuté dans le chapitre 3, le Projet altérera les modèles de drainage et l'écoulement du bassin versant du ruisseau Napadogan (et à moindre échelle ceux du bassin versant du ruisseau McBean) en raison d'activités liées au Projet qui seront réalisées pendant la construction, l'exploitation et ultimement le déclassement, la remise en état et la fermeture du Projet. Ces altérations de l'écoulement entraîneront la perte directe d'habitat physique pour le poisson et d'autres organismes aquatiques, et la perte indirecte d'habitat due aux réductions de l'écoulement en aval du Projet. Une perte directe correspond à la destruction directe de l'habitat du poisson qui se produira lorsque les caractéristiques et installations concrètes liées au Projet empiètent sur des cours d'eau existants. Une perte indirecte correspond à la destruction, réduction ou altération indirecte de l'habitat du poisson qui est susceptible de se produire lorsque l'écoulement d'un cours d'eau est réduit en raison de changements induits par le Projet dans la zone du bassin versant (ou bassin hydrographique), ce qui entraîne une réduction dans la zone disponible pour l'habitat du poisson.

Comme l'exige la *Loi sur les pêches*, et comme il en a été question à la section 4.1.2.1, les dommages sérieux à tout poisson visé par les pêches CRA doivent être autorisés en vertu du paragraphe 35(2) de la loi. En plus de cette autorisation, les dommages sérieux au poisson doivent être compensés par l'entremise d'un plan de compensation approuvé par le MPO. SML a déployé des efforts considérables pour éviter et atténuer la perte directe et indirecte d'habitat aquatique et les dommages sérieux au poisson qui y sont associés pendant les phases de conception et de planification du Projet. Les cours d'eau dans la zone d'aménagement du projet (ZAP) (figure 1.2.1) qui disparaîtront en raison des installations du Projet et ceux dont l'écoulement sera réduit sont traités dans la présente section afin de caractériser la perte directe et indirecte d'habitat du poisson et les dommages sérieux au poisson découlant du Projet, qui exigeront une autorisation ainsi que la compensation connexe en vertu de la *Loi sur les pêches*.

Dans le cadre de cette évaluation, la prévision du niveau de perte d'habitat du poisson qui pourrait survenir, autant directement qu'indirectement, en raison des caractéristiques et des activités, a été réalisée. Comme discuté dans les sous-sections qui suivent, ces prédictions comprennent la perte directe d'habitats, la perte physique d'habitats du poisson découlant de l'empiètement des installations du Projet ainsi que les pertes indirectes qui pourraient survenir en raison des altérations subies par l'écoulement de l'eau dans les bassins versants des ruisseaux McBean et Napadogan.

Les sous-sections qui suivent traitent de la perte d'habitat du poisson découlant de la construction des installations du Projet. Par la suite, la perte indirecte d'habitat du poisson découlant des altérations de l'écoulement dans les bassins versants des ruisseaux Napadogan et McBean est présenté, y compris les résultats de la modélisation numérique qui a été réalisée pour quantifier ces réductions dans la zone d'habitat du cours inférieur du ruisseau Napadogan en employant une approche par périmètre mouillé. La perte totale estimée d'habitat du poisson découlant des effets directs et indirects du Projet est ensuite quantifiée. Finalement, un plan de compensation des dommages sérieux au poisson et aux pêches possibles avant la perte totale de l'habitat du poisson est présenté.

## 7.4.2 Perte directe d'habitat

Une perte directe d'habitat du poisson, tel que discuté dans le présent rapport d'EIE, se définit comme un habitat du poisson qui est directement perdu par l'entremise des activités de Projet et qui n'est plus présent ou fonctionnel et capable de soutenir la vie aquatique. Un habitat qui se trouve à l'intérieur des zones qui seront occupées par l'exploitation à ciel ouvert et l'installation de stockage de résidus (TSF) sera entièrement perdu; il s'agit là d'exemples de perte directe d'habitat du poisson. La perte directe se produira uniquement dans la ZAP, ce qui comprend les composants du Projet et les corridors d'installation linéaire. Il n'y aura cependant aucune perte directe en raison de la nouvelle ligne de transport de 138 kV ou de la ligne de transport déplacé de 345 kV, puisque toutes les structures de ligne de transport seront placées à l'extérieur des zones riveraines. Par ailleurs, aucune perturbation ne se produira à moins de 30 m d'un cours d'eau afin d'éviter l'empiètement sur des cours d'eau et la perte d'habitat qui y serait associée. De même, aucune perte directe ne découlera du déplacement du chemin forestier de défense, car, bien que des traverses de cours d'eau soient requises, la perturbation temporaire de l'habitat du poisson n'est pas considérée par le MPO comme une cause de dommages sérieux au poisson.

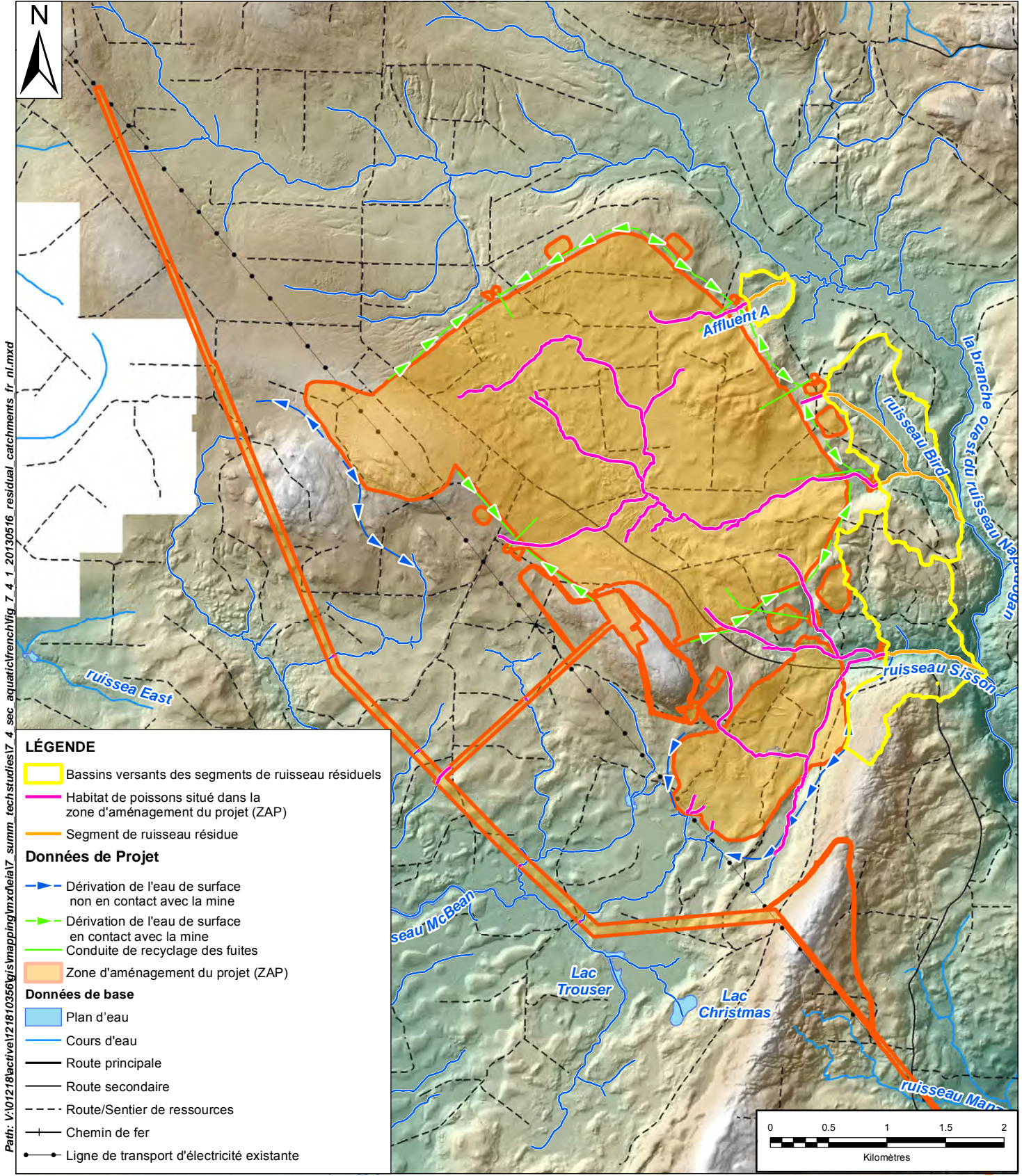
### 7.4.2.1 Méthodologie : Estimation de la perte directe d'habitat

La perte directe d'habitat du poisson a été estimée à l'aide des données recueillies sur le terrain dans le cadre d'études aquatiques complètes sur le terrain réalisées dans la ZAP, comme documenté dans le Rapport technique sur l'état initial du milieu aquatique (Stantec 2012d). L'étendue géographique et la qualité de l'habitat du poisson dans les cours d'eau qui sont touchées de manière directe par la mine ont été caractérisées par l'entremise d'un programme complet d'études aquatiques sur le terrain réalisé en 2011 (Stantec 2012d), avec une plus ample caractérisation de l'habitat du poisson touché par le déplacement de la route forestière de défense réalisée en 2012 (Stantec 2013c). Dans le cadre de ces programmes, tous les cours d'eau de la ZAP ont été étudiés dans leur totalité, et les mesures du niveau de débordement, de la largeur des cours d'eau et d'autres données ont été enregistrées pour chacun des tronçons de ces cours d'eau.

La superficie totale des cours d'eau dans la ZAP a été calculée à l'aide de ces mesures et d'un système d'information géographique (SIG) fourni par LiDAR data. La perte directe totale d'habitat du poisson a été présumée comme étant représentée par la superficie de cours d'eau perdue. Cette approche pour calculer la zone d'habitat n'établit pas de différence sur la pertinence de l'habitat, mais elle suppose de manière prudente que la longueur et largeur totale du cours d'eau qui ont été perdues est tout aussi adéquate pour le soutien de la vie aquatique.

Plusieurs barrages de castor ont été observés pendant les études aquatiques. Ces barrages ont créé des accumulations d'eau en amont des barrages, ce qui a augmenté la largeur des cours d'eau dans les zones d'accumulation. La largeur des cours d'eau à l'endroit de ces accumulations d'eau n'a pas été utilisée dans les calculs des zones d'habitat en raison de la nature éphémère des étangs de castor. On a plutôt estimé la largeur pour les zones d'accumulation d'eau en amont des barrages de castor selon les largeurs en amont et en aval. Cette approche a été acceptée par Pêches et Océans Canada (MPO) (Parker, E. Communication personnelle, 6 novembre 2012).





PatH: V:\01218\active\121810356\gis\mapping\mxd\eia17\_summ\_tech\studies\17\_4\_sec\_aquatic\frnch\fig\_7\_4\_1\_20130516\_residual\_catchments\_fr\_ni.mxd

**LÉGENDE**

- Bassins versants des segments de ruisseau résiduels
- Habitat de poissons situé dans la zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Segment de ruisseau résiduel

**Données de Projet**

- Dérivation de l'eau de surface non en contact avec la mine
- Dérivation de l'eau de surface en contact avec la mine
- Conduite de recyclage des fuites
- Zone d'aménagement du projet (ZAP)

**Données de base**

- Plan d'eau
- Cours d'eau
- Route principale
- Route secondaire
- Route/Sentier de ressources
- Chemin de fer
- Ligne de transport d'électricité existante

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.									
Emplacement des habitats de poissons directement touchés et bassins versants des segments de ruisseau résiduels  Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.	Échelle :	1:45,000	Projet n° :	121810356	Source des données :	MRN NB	Fig. n° :	7.4.1	
	Date:	(jj/mm/aaaa)	23/10/2012	Des. par:	JAB	Appr. par:	GPY		
Client:		Sisson Mines Ltd.							



### 7.4.2.2 Résultats : Perte directe d'habitat

Il y aura une perte directe dans la ZAP d'une partie d'un petit affluent sans nom de la branche ouest du ruisseau Napadogan (appelée affluent « A »), des parties du ruisseau Bird et du ruisseau Sisson et de leurs affluents, et des parties d'extrémité de petits effluents du ruisseau McBean (figure 7.4.1). Vous trouverez ci-dessous un résumé de la perte d'habitat du poisson dans la ZAP et de sa fonction en rapport avec les processus vitaux des espèces de poisson d'eaux chaudes et froides pour chacun des cours d'eau touchés. Le tableau 7.4.1 décrit la perte directe de cours d'eau dans la ZAP. Les zones de perte d'habitat sont présentées en unités d'habitat du poisson de 100 m<sup>2</sup> comme il est d'usage pour les projets à grande échelle.

**Tableau 7.4.1 Perte directe de l'habitat du poisson attribuable à un composant majeur du Projet dans la ZAP**

Composant du Projet	Cours d'eau touché	Type de perte	Superficie perdue (en ha d'habitat de poisson), nécessitant compensation	Justification	Compensation et autorisation
Mine à ciel ouvert	Ruisseau Sisson	Directe	112	Perte directe permanente d'habitat = dommages sérieux.	<i>Loi sur les pêches, paragr. 35(2)</i>
	Ruisseau McBean	Directe	2	Perte directe permanente d'habitat = dommages sérieux.	<i>Loi sur les pêches, paragr. 35(2))</i>
Installation de stockage de résidus (ISR)	Ruisseau Bird	Directe	172	Perte directe permanente d'habitat attribuable au dépôt de résidus = dommages sérieux.	<i>REMM, amendement à l'annexe 2</i>
	Ruisseau Bird	Directe	72	Perte directe permanente d'habitat attribuable à la construction des remblais de l'ISR = dommages sérieux.	<i>Loi sur les pêches, paragr. 35(2))</i>
	Ruisseau Sisson	Directe	2	Perte directe permanente d'habitat attribuable à la construction des remblais de l'ISR = dommages sérieux.	<i>Loi sur les pêches, paragr. 35(2)</i>
	Affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan	Directe	6	Perte directe permanente d'habitat attribuable à la construction des remblais de l'ISR = dommages sérieux.	<i>Loi sur les pêches, paragr. 35(2)</i>
<b>Perte directe totale de l'habitat du poisson, nécessitant compensation</b>			<b>366</b>		
<b>Remarques :</b> 1 unité d'habitat du poisson = 100 m <sup>2</sup> d'habitat du poisson.					

La discussion plus approfondie sur ces pertes et sur les caractéristiques connexes de ces habitats, comme déterminés par les études aquatiques sur le terrain réalisées en 2011 (Stantec 2012d), vont comme suit : la section 8.5.2 ainsi que la référence Stantec (2012d) présentent de plus amples renseignements.

### **Affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan**

Une perte directe se produira sur un total de 6 unités d'habitat du poisson le long d'une section de 971 m de longueur de l'affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan (WBNB) en raison du Projet. L'affluent « A » est un cours d'eau de premier ordre qui s'écoule directement dans la branche ouest du ruisseau Napadogan (figure 7.4.1), dans la portion nord de l'installation de stockage de résidus.

Les 130 m supérieurs de cet affluent sont dotés d'une pente escarpée sans chenal défini et ils n'offrent pas d'habitat au poisson bien qu'ils soient compris par mesure de prudence dans les calculs de la perte d'habitat. L'habitat était de qualité moyenne dans les cours inférieurs et était adéquat pour la fraie et le grossissement des ombles de fontaine et d'autres espèces d'eaux chaudes et d'eaux froides. Certaines portions du cours d'eau sont viables pour l'omble de fontaine et adéquates pour le grossissement, la fraie et l'alimentation pendant toutes les étapes de la vie. Il existe aussi des parties du cours d'eau qui sont marginales ou peu importantes, comme les étangs de castor qui sont viables pour le poisson, mais qui ne constituent pas un habitat idéal.

### **Ruisseau Bird et affluents**

Une perte directe se produira sur un total de 244 unités d'habitat du poisson le long de 10 276 m du ruisseau Bird et de ses affluents à l'intérieur de la ZAP en raison de la présence de l'installation de stockage des résidus. Dans la ZAP, le ruisseau Bird possède six affluents de premier ordre, deux sections de second ordre et une branche principale de troisième ordre (Figure 7.4.1).

Les affluents de premier ordre commencent en amont avec un débit intermittent et leur dimension augmente plus on se dirige en aval. L'habitat et la qualité de l'eau de premier ordre, ainsi que la structure de l'habitat, constituent un habitat de grossissement adéquat pour l'omble de fontaine à l'extérieur des sections en aval. Les deux affluents de second ordre de la ZAP se rencontrent à l'étang d'un petit milieu humide pour former la branche principale du ruisseau Bird. Des poissons ont pu être observés dans l'étang. Par ailleurs, dans la ZAP, la qualité de l'eau était adéquate dans les zones d'accumulation d'eau ainsi que dans les sections comportant un écoulement, pour les espèces de poisson d'eaux froides et chaudes (CCME 1999).

Les affluents de second ordre sont composés d'un mélange d'habitats de haute qualité pour l'alimentation et le grossissement, et d'habitats d'eau stagnante de qualité médiocre généralement non viables pour la plus grande partie du poisson.

La section de troisième ordre du ruisseau Bird présente une certaine quantité d'accumulation d'eau au milieu du cours en raison d'un vieux barrage de castor. Globalement, dans la ZAP, l'habitat de troisième ordre et la qualité de l'eau du ruisseau Bird représentent une qualité d'habitat pour le poisson de bonne à élevée, adéquate pour la fraie, l'alimentation et le grossissement d'espèces de poisson d'eaux froides et chaudes.

Il existe plusieurs endroits sur tous les affluents de premier ordre où l'oxygène dissous (OD) et le pH sont faibles. Ces endroits sont généralement entourés par des milieux humides, ou ils les traversent, ou encore des zones en amont où les eaux souterraines remontent. Dans les affluents de second ordre, la qualité médiocre de l'eau est due aux eaux lentes passant par des retenues créées par les

castors, ainsi qu'à un milieu humide qui ceinture la majeure partie du ruisseau Bird. Aucun problème concernant la qualité de l'eau n'a été détecté dans les sections de troisième ordre du ruisseau Bird.

Globalement, le ruisseau Bird dispose d'un habitat dont la qualité varie de médiocre à très bonne pour l'omble de fontaine. Un milieu humide entoure la majeure partie du ruisseau Bird, le pH est donc plus faible et dans certains cas, les concentrations d'oxygène dissous sont extrêmement faibles. La ZAP n'est pas un habitat adéquat pour le saumon atlantique; certaines sections du ruisseau Bird en aval de la ZAP constituent cependant un habitat du saumon (Stantec 2012d).

### **Ruisseau Sisson et affluents**

Une perte directe se produira sur un total de 114 unités d'habitat du poisson le long de 7 393 m du ruisseau Sisson et de ses affluents à l'intérieur de la ZAP en raison de la présence de l'exploitation à ciel ouvert et de deux autres unités d'habitat du poisson en raison de la présence de l'ISR. Dans la ZAP, le ruisseau Sisson possède quatre affluents de premier ordre, deux de second ordre et une partie de troisième ordre de la branche principale (figure 7.4.1).

Les deux affluents de premier ordre les plus au sud possèdent une faible pente et sont entourés par des milieux humides et des étangs de castor. Un grand barrage de castor englobe la majeure partie de l'affluent qui se trouve au centre de l'emplacement proposé pour l'exploitation à ciel ouvert. Les deux affluents de premier ordre se trouvant le plus au nord possèdent une pente élevée et disposent d'un débit intermittent en amont. La structure de l'habitat et la qualité de l'eau dans les affluents de premier ordre du ruisseau Sisson représentent un habitat de grossissement de qualité bonne à excellente pour l'omble de fontaine.

Dans la ZAP, le ruisseau Sisson possède deux affluents de second ordre. L'affluent le plus au sud comporte un pré en milieu humide dans son cours supérieur; la pente des deux affluents augmente en allant en aval. Les affluents de second ordre du ruisseau Sisson constituent un habitat bon à excellent pour la truite (fraie, grossissement et alimentation).

Globalement, le ruisseau Sisson est doté d'un habitat du poisson qui varie d'une qualité médiocre à excellente. Les habitats en amont sont variables, variant d'étangs de castor en milieu humide à des vallées rocheuses escarpées. Il existe une barrière naturelle au passage du poisson, une chute, située à environ 280 m en amont de l'embouchure du ruisseau Sisson qui est susceptible de limiter la migration de toutes les espèces de poisson à l'exception de l'anguille d'Amérique (qui peut escalader des surfaces verticales lorsqu'elle est jeune).

### **Affluents du ruisseau McBean**

Une perte directe se produira sur un total de 2 unités d'habitat du poisson le long de 415 m des affluents de premier ordre du ruisseau McBean à l'intérieur de la ZAP (figure 7.4.1) en raison de la présence de l'exploitation à ciel ouvert.

Dans la ZAP, un total de 415 m d'habitat en amont sera perdu dans le ruisseau McBean. Les trois effluents de premier ordre s'écoulent dans un petit étang de castor se trouvant sous la ligne de transport existante. Tous les affluents sont ceinturés par un pré en milieu humide et les cours d'eau

sont souvent indéfinis et sinueux dans le milieu humide. L'habitat existant est un habitat marginal pour la truite en raison des caractéristiques de milieu humide et du manque d'écoulement.

Globalement, l'habitat du poisson du ruisseau McBean qui subira une perte directe en raison des activités du Projet présente une qualité de médiocre à bonne. L'habitat qui subira une perte directe est celui en amont. Ce dernier est composé principalement du drainage du milieu humide et d'étangs. L'habitat présent est plus adéquat pour les espèces de poisson d'eaux chaudes qui préfèrent les eaux stagnantes ou se déplaçant lentement.

#### **7.4.2.3 Résumé de la perte directe d'habitat**

Comme le résume le tableau 7.4.1, un total de 366 unités d'habitat du poisson seront perdues de manière directe à l'intérieur de la ZAP. L'habitat qui sera perdu varie d'une qualité médiocre, comprenant des étangs de milieu humide et de castor, à excellente, avec des rapides idéaux pour la fraie, le grossissement et l'alimentation des salmonidés. Dans la ZAP, la qualité de l'eau de tous les cours d'eau varie de relativement bonne à élevée; quelques emplacements ne sont pas adéquats pour la plupart des espèces.

#### **7.4.3 Perte indirecte d'habitat**

La perte indirecte d'habitats, comme discuté dans le présent rapport d'EIE, correspond à la perte d'un habitat comme conséquence indirecte des activités du Projet en raison de la diminution de l'écoulement dans les cours d'eau en aval de la ZAP. Les pertes indirectes sont considérées pour deux groupes de cours d'eau : les segments résiduels de cours d'eau; et les réductions de l'écoulement dans les cours d'eau en aval, particulièrement dans les ruisseaux Napadogan et McBean.

##### **7.4.3.1 Perte indirecte d'habitat dans des segments résiduels de cours d'eau**

Des segments résiduels relativement petits de cours d'eau demeureront après les pertes directes décrites dans la section 7.4.1 concernant les ruisseaux Bird et Sisson, et un affluent de la branche ouest du ruisseau Napadogan, comme illustré dans la figure 7.4.1.

#### **Méthodologie : Perte indirecte d'habitat dans des segments résiduels de cours d'eau**

Les segments résiduels de cours d'eau identifiés à la figure 7.4.1 connaîtront une diminution de débit en raison des activités du Projet. Ceci altèrera les zones de drainage de bassin versant en amont de ces segments. La réduction du débit du cours d'eau comme un rapport du débit annuel moyen (MAF) du pré-aménagement (pré-projet) peut être estimée directement à partir du rapport de réduction dans la zone du bassin versant. La réduction dans la zone du bassin versant illustrée dans le tableau 7.4.2 est équivalente à la réduction du débit annuel moyen par l'entremise d'un processus appelé proration aréale. À titre d'exemple, les pertes directes du ruisseau Bird entraîneront une réduction de 84 % dans la zone du bassin versant, ce qui à son tour aura pour résultat une réduction de 84 % du débit annuel moyen.

**Tableau 7.4.2 Réduction dans la zone du bassin versant pour les segments résiduels de cours d'eau**

Cours d'eau	Zone existante du bassin versant (km <sup>2</sup> )	Zone de bassin versant perdue (km <sup>2</sup> )	Réduction de la zone du bassin versant (%)
Affluent de la branche ouest du ruisseau Napadogan	1,5	1,3	87
Ruisseau Bird	8,1	6,8	84
Ruisseau Sisson	5,2	3,0	58

Source : Knight Piésold (2012h).

Les ouvrages scientifiques suggèrent que des réductions du débit des cours d'eau de plus de 30 % du débit annuel moyen entraînent un changement écologique fondamental dans le cours d'eau (Bradford et Heinonen 2008; Poff *et coll.* 2010). Comme le montre le tableau 7.4.2, les réductions du débit dans les segments résiduels de cours d'eau devraient être supérieures à 30 %. Par conséquent, la longueur totale des segments résiduels de cours d'eau est considérée de manière prudente comme étant une perte totale indirecte.

La zone d'habitat de ces segments résiduels de cours d'eau est estimée de la même manière que les pertes directes décrites dans la section 7.4.1.1.

#### Résultats : Perte indirecte d'habitat dans des segments résiduels de cours d'eau

Il y aura une perte indirecte d'habitat du poisson dans les segments résiduels de cours d'eau de l'affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan, du ruisseau Bird et du ruisseau Sisson (figure 7.4.1). Vous trouverez ci-dessous un résumé de l'habitat et de sa fonction en rapport avec les processus vitaux des espèces de poisson d'eaux chaudes et froides pour chacun des cours d'eau touchés. Le tableau 7.4.3 décrit la perte indirecte des segments résiduels de cours d'eau. Une brève discussion de la perte indirecte de ces segments résiduels de cours d'eau et de leurs caractéristiques d'habitat connexes, comme déterminés par les études aquatiques sur le terrain réalisées en 2011 (Stantec 2012d), suit le tableau 7.4.3.

**Tableau 7.4.3 Perte indirecte de l'habitat du poisson attribuable à un composant majeur du Projet**

Composant du Projet	Cours d'eau touché	Type de perte	Superficie perdue (unités d'habitat du poisson), nécessitant compensation	Justification	Compensation et autorisation
Segments de cours d'eau résiduels	Ruisseau Sisson	Indirecte	36	Dommages sérieux attribuables à la diminution substantielle de la zone du bassin hydrographique dans le segment de cours d'eau résiduel.	<i>Loi sur les pêches</i> paragr. 35(2)
	Ruisseau Bird	Indirecte	77	Dommages sérieux attribuables à la diminution substantielle de la zone du bassin hydrographique dans le segment de cours d'eau résiduel.	<i>Loi sur les pêches</i> paragr. 35(2)

**Tableau 7.4.3 Perte indirecte de l'habitat du poisson attribuable à un composant majeur du Projet**

Composant du Projet	Cours d'eau touché	Type de perte	Superficie perdue (unités d'habitat du poisson), nécessitant compensation	Justification	Compensation et autorisation
	Affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan	Indirecte	10	Dommages sérieux attribuables à la diminution substantielle de la zone du bassin hydrographique dans le segment de cours d'eau résiduel.	<i>Loi sur les pêches</i> paragr. 35(2)
Réductions de débit en aval	Cours inférieur du ruisseau Napadogan	Indirecte	55	Dommages sérieux attribuables à la perte indirecte découlant des réductions moyennes annuelles du débit en aval > 10 %.	<i>Loi sur les pêches</i> paragr. 35(2)
<b>Perte indirecte totale de l'habitat, nécessitant compensation</b>			<b>178</b>		
<b>Remarques :</b> 1 unité d'habitat du poisson = 100 m <sup>2</sup> d'habitat du poisson.					

#### **Affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan**

Une perte indirecte se produira sur un total de 10 unités d'habitat du poisson le long du cours d'eau résiduel de premier ordre de l'affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan. La pente du cours d'eau est modérée et diminue en approchant de la branche ouest du ruisseau Napadogan. Il y a un petit barrage de castor dans la section inférieure, ce qui entraîne une certaine accumulation d'eau. La qualité de l'eau était bonne et l'habitat dans le segment résiduel de cours d'eau de l'affluent de la branche ouest du ruisseau a été déterminée comme étant de qualité bonne à excellente pour le grossissement, la fraie et l'alimentation de l'omble de fontaine.

#### **Ruisseau Bird**

Une perte indirecte se produira sur un total de 77 unités d'habitat du poisson le long des segments résiduels du ruisseau Bird. L'habitat existant dans les sections de premier ordre du ruisseau Bird qui expérimentera une perte indirecte de superficie de bassin versant constitue un habitat marginal pour le poisson. Les cours d'eau de premier ordre coulent de façon intermittente à travers un milieu humide. Parmi les affluents de premier ordre, la qualité de l'eau variait de médiocre à bonne. Les sections d'amont n'étaient pas adéquates comme habitat du poisson. En outre, il est probable que les sections inférieures soient viables pour l'omble de fontaine, tout comme dans des cours d'eau similaires à l'intérieur et l'extérieur de la ZAP (Stantec 2012d).

Les sections de second ordre du ruisseau Bird qui expérimentent une perte indirecte de superficie de bassin versant représentent un bon habitat pour le poisson. Les cours d'eau de second ordre possèdent une bonne qualité d'eau, une pente modérée et certaines sections coulent à travers d'anciennes retenues de castor. L'habitat existant dans les sections de troisième ordre du ruisseau Bird est d'excellente qualité pour le poisson, adéquat pour la fraie, le grossissement et l'alimentation des salmonidés et des cyprinidés.



## Ruisseau Sisson

Une perte indirecte se produira sur un total de 36 unités d'habitat du poisson le long des segments résiduels du ruisseau Sisson. Environ 823 m d'un chenal de cours d'eau de troisième ordre hors de la ZAP subira une perte directe totale. Il existe aussi un affluent de premier ordre du ruisseau Sisson qui coule vers le nord-est qui sera tronqué et dévié vers le ruisseau McBean par la construction de la mine à ciel ouvert. Celui-ci expérimentera une perte indirecte (figure 7.4.1) (avec l'augmentation correspondante du débit dans le bassin versant du ruisseau McBean en raison de la déviation).

L'habitat existant de l'affluent de premier ordre du ruisseau Sisson qui subira une perte indirecte est de bonne qualité. La section du cours d'eau de premier ordre coule à travers plusieurs milieux humides et d'anciennes prairies de castor. La section de troisième ordre du ruisseau Sisson est composée d'un habitat du poisson de haute qualité. La qualité de l'eau dans ce cours était excellente. L'habitat dans cette section du ruisseau Sisson constitue un habitat de qualité bonne à excellente pour la fraie, le grossissement et l'alimentation de l'omble de fontaine. Une chute située à environ 280 m de l'embouchure du ruisseau Sisson représente une barrière probable à la migration du poisson dans le ruisseau Sisson, sauf en ce qui concerne l'anguille d'Amérique.

### 7.4.3.2 Perte indirecte d'habitat dans le ruisseau Napadogan

Les réductions du débit dans l'affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan, Bird et Sisson entraîneront des réductions du débit dans le ruisseau Napadogan et la perte indirecte d'habitat conséquente. Cette section décrit la méthodologie utilisée pour prédire la perte indirecte d'habitat du poisson dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan, premièrement en ce qui concerne la manière dont les réductions du débit ont été calculées, puis sur la façon dont la perte d'habitat a été déterminée en raison de ces réductions du débit. La section conclut avec les résultats globaux des calculs de la perte indirecte d'habitat.

#### **Méthodologie : Prévion des réductions du débit dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan**

Les prévisions des altérations du débit dans le ruisseau Napadogan ont été réalisées par Knight Piésold (2012h). Ces prédictions sont basées sur des débits par unité de surface à long terme développés pour la station NB-2B, située sur le ruisseau Napadogan, en amont de la confluence de la branche ouest du ruisseau Napadogan avec la branche est de ce même cours d'eau. Les débits par unité de surface ont ensuite été multipliés par les superficies de bassin hydrographique des sept emplacements numérotés du ruisseau Napadogan, comme illustré dans la figure 7.4.2. Dans cette section, le terme Cours inférieur du ruisseau Napadogan concerne les portions de ce cours d'eau qui seront touchées par des réductions du débit en raison du Projet, en commençant par la branche ouest du ruisseau Napadogan, immédiatement en amont de sa confluence avec le ruisseau Bird, jusqu'à la branche combinée ouest et est du ruisseau Napadogan, juste avant leur confluence avec la rivière Nashwaak.

Une plage de débits a été sélectionnée pour la modélisation afin d'évaluer la possible variabilité des changements au périmètre mouillé sous plusieurs conditions qui pourraient être observées dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan. Les sept différents scénarios de débit de cours d'eau choisis pour l'analyse sont énumérés dans le tableau 7.4.4. Comme l'illustre le tableau, les statistiques varient

parmi la plage prévue des débits dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan, de débits élevés (0,15<sup>e</sup> percentile) à faibles (95<sup>e</sup> percentile).

**Tableau 7.4.4 Scénarios de débit pour la modélisation de DDP dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan**

Numéro de scénario	Percentile du débit <sup>a</sup>	Description correspondante
1	0,15	Débit annuel maximum
2	32	Débit annuel moyen (DAM)
3	61	Débit réservé du MPO A <sup>b</sup>
4	74	Débit réservé du MPO B <sup>c</sup>
5	88	Débit hivernal réduit
6	94	Débit estival réduit
7	95	Débit annuel minimum

**Remarques :**

<sup>a</sup> Les valeurs du percentile représentent le pourcentage du nombre de fois que la statistique de débit est égalée ou dépassée sur la courbe de durée du débit. Les valeurs du percentile ont été fournies par Knight Piésold (2012h).

<sup>b</sup> Débit réservé du MPO A : Le dépassement de 50 % de la courbe de durée du débit est multiplié par 0,7 pour déterminer le débit réservé requis. (Currie, T. Communication personnelle, 12 avril 2012).

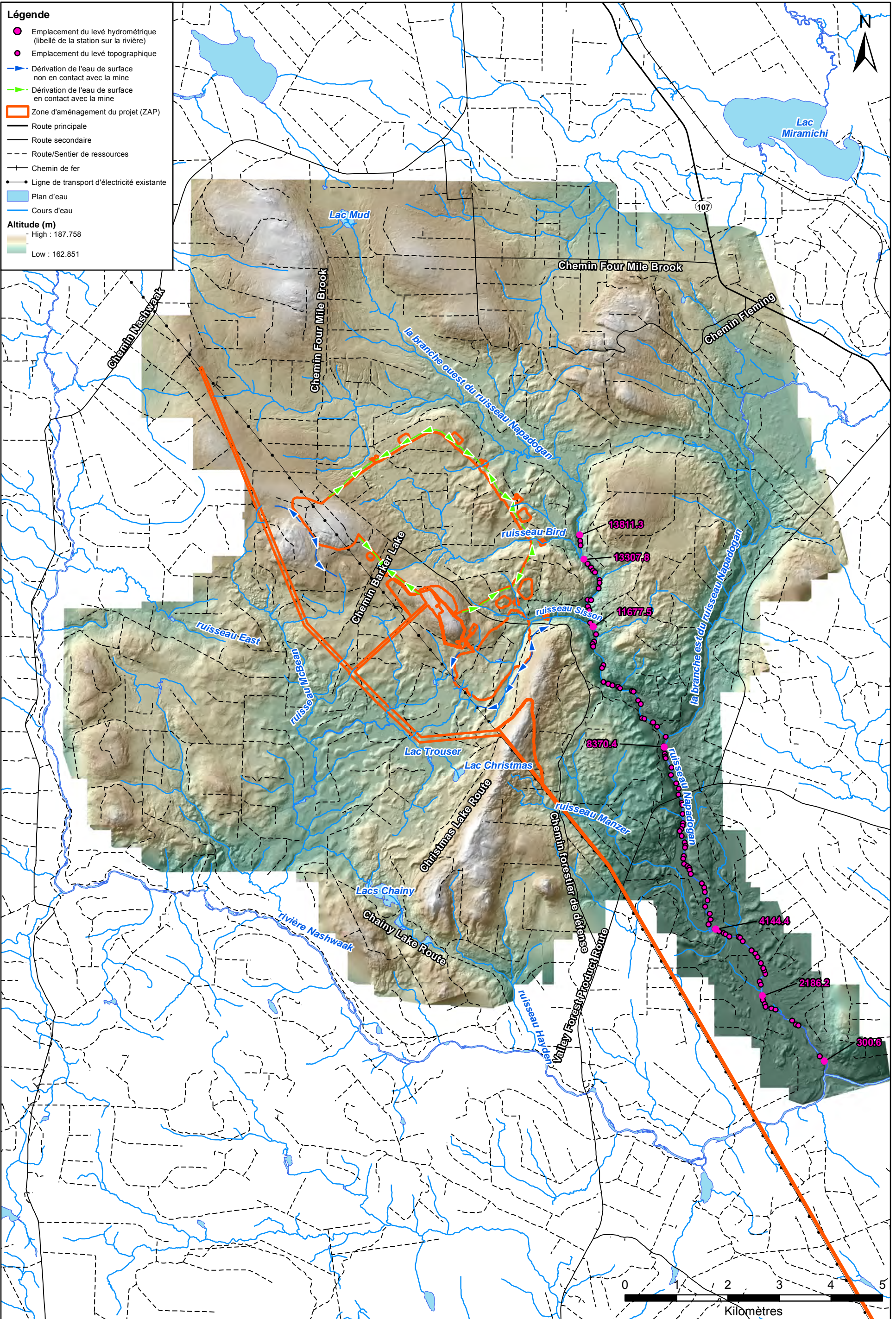
<sup>c</sup> Débit réservé de MPO B : Le débit réservé correspond à 25 % du débit annuel moyen prévu. (Currie, T. Communication personnelle, 12 avril 2012).

Les statistiques sur le débit pour les scénarios de référence et les futurs scénarios ont été élaborées à sept emplacements visant à représenter les limites supérieures et inférieures de six sous-cours hydrauliques clés du cours inférieur du ruisseau Napadogan. Ces emplacements sont énumérés ci-dessous et sont illustrés dans la figure 7.4.2 :

1. En amont de la confluence avec le ruisseau Bird (Station de rivière 13881.3);
2. En aval de la confluence avec le ruisseau Bird (Station de rivière 13307.8);
3. En aval de la confluence avec le ruisseau Sisson (Station de rivière 11677.5);
4. En aval de la confluence avec la branche est du ruisseau Napadogan (Station de rivière 8370.4);
5. En aval de la confluence avec le ruisseau Manzer (Station de rivière 4144.4);
6. En aval de la confluence avec le ruisseau Frenchman (Station de rivière 2186.2); et
7. En amont de la confluence avec la rivière Nashwaak (Station de rivière 300.6).

Les réductions de débit ont ensuite été utilisées comme intrants du modèle employé pour calculer la perte indirecte d'habitat du poisson dans le cours inférieur en aval du ruisseau Napadogan en utilisant une technique modélisation par périmètre mouillé. La modélisation par périmètre mouillé utilise un modèle numérique unidimensionnel (1 D) appelé « Hydrologic Engineering Centers River Analysis System (HEC-RAS) », élaboré par le « Army Corps of Engineers » des États-Unis (USACE 2010); voir ci-dessous. Le modèle par périmètre mouillé a été élaboré à chacun des sept emplacements ci-dessus pour deux cas :

- un cas des « conditions de référence », pour simuler les débits et l'étendue aréale associée pour l'habitat du poisson actuel sans la présence du Projet; et



REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<b>Emplacement des statistiques de débit</b> Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.		Échelle : 1:68,000		Projet n° : 121810356		Source des données : MRN NB Leading Edge Geomatics Ltd.		Fig. n° : 7.4.2	
		Date: (jj/mm/aaaa) 02/04/2013	Des. par: JAB	Appr. par: DLM					
Client: Sisson Mines Ltd.									



- un cas des « futures conditions », pour simuler les débits et l'étendue aréale associée de l'habitat du poisson dans le futur, une fois que le Projet sera opérationnel et que les eaux de l'affluent « A » de la branche ouest du ruisseau Napadogan, le ruisseau Bird et le ruisseau Sisson ne se déchargeront plus dans le ruisseau Napadogan en raison de la perte directe ou indirecte de segments résiduels de cours d'eau.

Knight Piésold (2012h) a fourni les intrants du modèle par périmètre mouillé pour chacune des sept statistiques sur le débit à chacun des emplacements. Ces débits ont été utilisés comme intrants du modèle par périmètre mouillé sur la base des sous-cours. Les débits de cours d'eau dans chacun des sous-cours sont présumés comme étant constants dans le modèle.

Il est important de remarquer que le cas des « futures conditions » (c.-à-d., une fois que le Projet sera fonctionnel) présume l'absence de décharge d'eau depuis le Projet. Par ailleurs, toutes les eaux confinées dans la ZAP sont séquestrées. Cela sera le cas pendant les années d'exploitation 1 à 7, alors que toutes les eaux de contact de la mine, dans la ZAP, seront entreposées dans l'installation de stockage de résidus. Cependant, à l'année d'exploitation 8 environ, les eaux de l'installation de stockage des résidus seront en surplus et elles seront donc traitées (dans la mesure nécessaire pour satisfaire les exigences de décharge) et rejetées dans l'ancien chenal du ruisseau Sisson, ce qui permettra de restaurer une partie du débit du cours inférieur du ruisseau Napadogan. De même, bien que la mine à ciel ouvert soit remplie pendant la fermeture, pendant environ 12 ans, il n'y aura plus de rejets dans l'ancien chenal du ruisseau Sisson, mais l'eau de surplus sera traitée et rejetée ensuite. Aux fins de la présente analyse, il a été présumé qu'aucune eau de surplus n'est rejetée dans le chenal du ruisseau Sisson. Ces résultats sont les estimations les plus prudentes des superficies de perte indirecte d'habitat dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan, car il y aura de l'eau de surplus à décharger à différentes étapes pendant l'exploitation et après la fermeture.

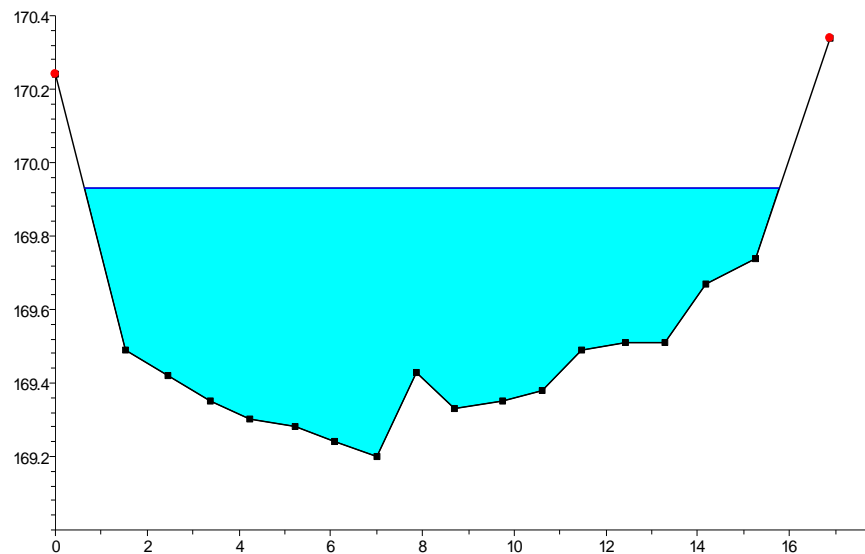
La modélisation utilise des données de transect de chenal recueillies dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan, pendant les mois de septembre à octobre 2011. Les données recueillies comprennent des études topographiques de la géométrie des chenaux aux transects (c.-à-d., largeur de cours d'eau, élévations de la base de chenal et élévations de la surface de l'eau) et des données sur la décharge de cours d'eau provenant des profondeurs de cours d'eau et des mesures de vitesse. Ces données ont été recueillies à 106 endroits le long du ruisseau Napadogan, depuis l'amont du ruisseau Bird à l'embouchure du ruisseau Napadogan, à l'endroit où il rencontre la rivière Nashwaak (figure 7.4.2). Ces données ont été utilisées pour préparer un modèle unidimensionnel (1 D) HEC-RAS pour aider à l'évaluation des possibles changements de l'habitat du poisson découlant de la perte de périmètre mouillé en raison de réductions du débit en aval du ruisseau. Par ailleurs, une plage de statistiques sur le débit a été calculée à partir de la surveillance du débit du courant du Projet et des données de modélisation. Elles ont été utilisées pour évaluer les changements potentiels dans le périmètre mouillé résultant de l'aménagement du Projet.

### **Méthodologie : Estimation des superficies d'habitat dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan**

Le modèle HEC-RAS a été conçu pour estimer la superficie d'habitat qui existe dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan pour une variété de conditions du débit de référence et futures possibles (Stantec 2012l). HEC-RAS est un programme hydraulique unidimensionnel pour débit régulier/irrégulier

capable de simuler un réseau complet de chenaux ouverts, comme des cours d'eau et des canaux faits par l'homme, ainsi que des structures comme des ponts, des ponceaux et des barrages, dotés d'une discrétisation spatiale variable (USACE 2010). L'utilisation d'HEC-RAS est très répandue, le programme est présent dans le domaine public et il a été appliqué à une variété de problèmes de fonction d'écosystème, comme la simulation de l'inondation d'une plaine inondable, l'évaluation du passage du poisson par des ponceaux et la prévision de changements dans l'habitat aquatique.

Le modèle du cours inférieur du ruisseau Napadogan a été créé à partir de transects arpentés le long de la longueur du ruisseau, depuis l'amont du ruisseau Bird jusqu'à sa confluence avec la rivière Nashwaak. La figure 7.4.3 montre une simple section transversale pour un transect dans le modèle HEC-RAS qui a été créé à partir de données d'arpentage (veuillez noter qu'il existe une exagération verticale considérable dans cette figure, à des fins d'illustration). Le modèle a été étalonné selon les conditions du site (niveau et débit) observées pendant les mois de septembre et octobre 2011.



**Figure 7.4.3 Exemple de section transversale de transect provenant du modèle HEC-RAS**

Les statistiques sur le débit préparées par Knight Piésold sont présentées dans les tableaux 7.4.5 et 7.4.6 pour le cas des conditions de référence et celui du cas des futures conditions, respectivement. La figure 7.4.2 montre les emplacements de station de rivière fournis.

**Tableau 7.4.5 Scénario des débits de cours d'eau (m<sup>3</sup>/s) selon des conditions de référence Cas (Préalable à l'aménagement)**

Percentile du débit	Station de rivière (m en amont de la confluence avec la rivière Nashwaak)						
	13811,3	13307,8	11677,5	8370,4	4144,4	2186,2	300,6
0,15	8,9	11,3	13,5	26,2	31,1	33,8	34,8
32	0,807	1,025	1,227	2,379	2,823	3,067	3,158
61	0,312	0,396	0,473	0,919	1,090	1,184	1,219
74	0,202	0,256	0,307	0,595	0,706	0,767	0,790
88	0,102	0,125	0,147	0,262	0,304	0,327	0,336
94	0,062	0,077	0,092	0,173	0,204	0,221	0,228
95	0,056	0,070	0,084	0,158	0,186	0,202	0,208

**Tableau 7.4.6 Scénario des débits de cours d'eau (m<sup>3</sup>/s) selon un cas de conditions futures (aménagement)**

Percentile du débit	Station de rivière (m en amont de la confluence avec la rivière Nashwaak)						
	13811,3	13307,8	11677,5	8370,4	4144,4	2186,2	300,6
0,15	8,4	8,9	10,2	22,9	27,8	30,5	31,5
32	0,765	0,805	0,929	2,081	2,525	2,769	2,860
61	0,295	0,311	0,358	0,804	0,975	1,069	1,104
74	0,191	0,201	0,232	0,520	0,631	0,692	0,715
88	0,097	0,101	0,115	0,233	0,276	0,299	0,308
94	0,058	0,061	0,070	0,153	0,184	0,201	0,207
95	0,053	0,056	0,064	0,139	0,167	0,183	0,189

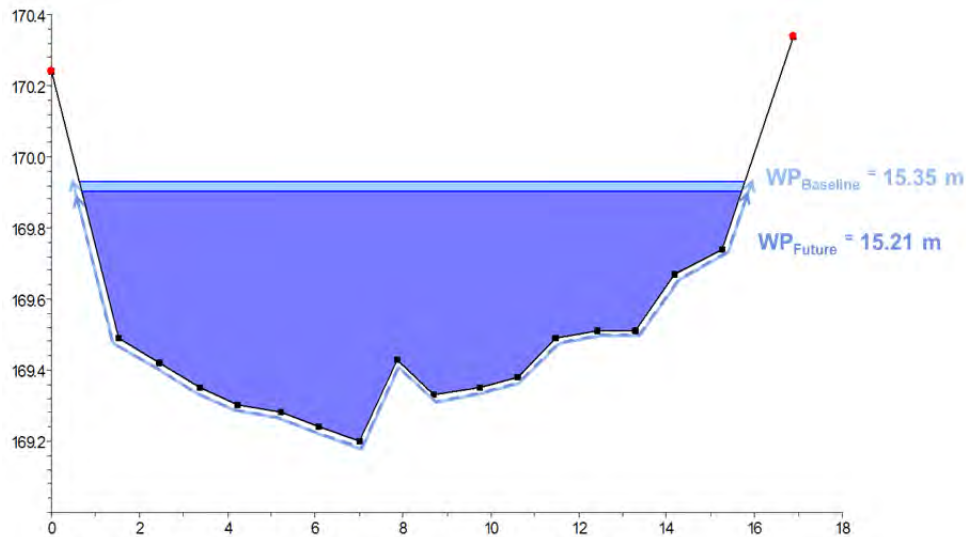
Les réductions prévues du débit le long du cours inférieur du ruisseau Napadogan sont récapitulées dans le tableau 7.4.7 pour chacune des stations. Par exemple, une réduction de 24 % du débit annuel moyen est prévue pour le ruisseau Napadogan à la confluence avec le ruisseau Sisson (station de rivière 11677.5). La réduction diminue à environ 12 % en aval de la confluence avec la branche est du ruisseau Napadogan (station de rivière 8370.4) et à environ 9 % à la confluence avec la rivière Nashwaak (station de rivière 300.6), selon le scénario de débit (percentile). Il est important de ne pas oublier qu'il s'agit d'estimations prudentes puisque les eaux rejetées dans le ruisseau Sisson pendant l'exploitation, et particulièrement pendant l'après-fermeture, réduiront ces effets sur l'environnement.

**Tableau 7.4.7 La réduction des débits de cours d'eau (m<sup>3</sup>/s) et les réductions de pourcentage (%) des futures conditions en comparaison aux conditions de référence**

Percentile du débit	Station de rivière (m en amont de la confluence avec la rivière Nashwaak)						
	13811,3	13307,8	11677,5	8370,4	4144,4	2186,2	300,6
0,15	0,500 (6 %)	2,40 (21 %)	3,30 (24 %)	3,30 (13 %)	3,30 (11 %)	3,30 (10 %)	3,30 (9 %)
32	0,042 (5 %)	0,220 (21 %)	0,298 (24 %)	0,298 (13 %)	0,298 (11 %)	0,298 (10 %)	0,298 (9 %)
61	0,017 (5 %)	0,085 (21 %)	0,115 (24 %)	0,115 (13 %)	0,115 (11 %)	0,115 (10 %)	0,115 (9 %)
74	0,011 (5 %)	0,055 (21 %)	0,075 (24 %)	0,075 (13 %)	0,075 (11 %)	0,075 (10 %)	0,075 (9 %)
88	0,005 (5 %)	0,024 (19 %)	0,032 (22 %)	0,029 (11 %)	0,028 (9 %)	0,028 (9 %)	0,028 (8 %)
94	0,004 (6 %)	0,016 (21 %)	0,022 (24 %)	0,020 (12 %)	0,020 (10 %)	0,020 (9 %)	0,021 (9 %)
95	0,003 (5 %)	0,014 (20 %)	0,020 (24 %)	0,019 (12 %)	0,019 (10 %)	0,019 (9 %)	0,019 (9 %)

Le modèle HEC-RAS a été exécuté pour chacun des sept scénarios de débit pour le cas des conditions de référence ainsi que pour le cas des futures conditions. Les superficies d'habitat ont été estimées pour les simulations de débit en multipliant le périmètre mouillé simulé à chacun des transects arpentés par la moitié de la distance en amont et en aval entre les transects.

Un exemple de changement simulé dans le périmètre mouillé (« WP ») calculé à l'aide du modèle HEC-RAS est illustré dans la figure 7.4.4. Dans la figure, le périmètre mouillé associé au cas de conditions de référence ( $WP_{référence}$ ) est illustré par une ligne bleue continue et le périmètre mouillé associé au cas des conditions futures ( $WP_{future}$ ) est illustré par une ligne pointillée bleu plus foncée. Comme le montre la figure 7.4.4, le périmètre mouillé pour le cas des futures conditions est moins important que pour le cas des conditions de référence en raison de la retenue des eaux des ruisseaux Bird et Sisson par le Projet.



**Figure 7.4.4** Changement simulé du périmètre mouillé pour un exemple de transect

Les changements subis par l'habitat disponible du poisson ont été calculés en additionnant les différences entre les superficies estimées pour de cas des conditions de référence et celui des futures conditions pour les tronçons de ruisseau dont la diminution du débit annuel moyen (DAM) devrait dépasser 10 %. Une réduction du débit annuel moyen inférieure à 10 % est considérée ne pas causer de dommages sérieux aux pêches CRA (MPO 2013b). Les réductions du DAM en pourcentage (qui correspondent au 32<sup>e</sup> percentile du débit du ruisseau Napadogan) sont présentées par tronçon de ruisseau au tableau 7.4.7. Le tableau 7.4.8 présente un sommaire des superficies cumulatives calculées où le DAM a subi une réduction supérieure à 10 %.

**Résultats : Perte indirecte d'habitat dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan**

Le tableau 7.4.8 présente la réduction de l'habitat du poisson pour les différentes statistiques sur le débit. La réduction est calculée comme étant la somme de tous les changements dans la superficie d'habitat dont le DAM subit une réduction supérieure à 10 %; c'est-à-dire, l'habitat total calculé pendant le cas des conditions de référence moins l'habitat total calculé pendant le cas des futures conditions.

**Tableau 7.4.8** Réductions totales estimées des superficies d'habitat pour les différents scénarios de débit

Percentile du débit	Cas des futures conditions : Réduction de l'habitat du poisson		
	(m <sup>2</sup> )	(unités d'habitat du poisson)	(% de réduction <sup>a</sup> )
0,15	S.O.	S.O.	S.O.
32	2,380	24	1,3
61	4,480	45	2,7
74	5,150	52	3,5
88	4,760	48	4,0
94	5,540	55	5,4
95	4,760	48	5,0

Remarques :  
<sup>a</sup> % de réduction en comparaison avec le cas des conditions de référence.



Comme l'illustre le tableau 7.4.8, aucun changement dans la zone d'habitat n'est fourni pour le scénario du 0,15<sup>e</sup> percentile de débit, car ces conditions de débit ont entraîné la prévision de niveaux d'eau au-delà des berges du chenal principal. Ce modèle n'a pas été étalonné pour prendre en compte des conditions de débit débordant les berges, car les observations ont été recueillies lorsque les niveaux d'eau étaient entièrement confinés dans la largeur des berges du chenal. Par conséquent, cette condition ne peut être simulée de manière adéquate dans le modèle en utilisant les données disponibles. Par ailleurs, cette condition n'est pas représentative d'un habitat du poisson, car les crêtes de débit se produisent pendant des périodes très courtes de l'année. Pour ces raisons, ce scénario n'est pas davantage pris en compte.

Les scénarios de modélisation réalisés indiquent une perte indirecte d'habitat aquatique de 24 à 55 unités d'habitat du poisson selon la statistique de débit qui est utilisée. Afin de préserver la nature prudente des estimations de la perte indirecte d'habitat déjà utilisée, l'estimation la plus importante établie à 55 unités d'habitat du poisson a été présumée comme mesure prudente pour le cours inférieur du ruisseau Napadogan. Il s'agit d'une perte assumée comme permanente pour laquelle on demandera l'autorisation du MPO et on cherchera à satisfaire la compensation associée, en considérant que le débit pourrait être partiellement rétabli à certains stades de la vie du Projet alors que des eaux de surplus traitées seront rejetées. La recherche d'une autorisation pour cette perte ainsi que la compensation associée constituent donc une approche prudente.

#### **7.4.3.3 Perte indirecte d'habitat dans le ruisseau McBean**

Les réductions du débit dans les affluents de premier ordre qui seront perdus de manière directe comme décrit dans la section 7.4.2.2.4 entraîneront des réductions du débit de cours d'eau dans le ruisseau McBean. Toutefois, comme illustré ci-dessous, cela sera en partie compensé par la déviation d'une partie de la zone du bassin versant du ruisseau Sisson dans le ruisseau McBean.

#### **Méthodologie : Prévision d'une perte indirecte d'habitat dans le ruisseau McBean**

Les réductions du débit de cours d'eau dans le ruisseau McBean en raison des activités du Projet pendant la durée de vie de la mine ont été estimées par Knight Piésold (2012f). Les débits ont été estimés à plusieurs nœuds dans le bassin versant du ruisseau McBean à l'aide du modèle de bassin versant développé pour le Projet (Knight Piésold 2012b), comme l'illustre la figure 7.4.5. Le débit du cours d'eau est calculé à chacun des nœuds comme étant la somme des eaux provenant du ruissellement direct des précipitations et des contributions de la décharge des eaux souterraines dans la zone de drainage de chacun des nœuds.

Les réductions prévues du débit dans le ruisseau McBean sont présentées dans le tableau 7.4.9. Comme illustré dans le tableau, la réduction la plus importante de débit est prévue au nœud MB-4, tandis qu'une augmentation du débit est prévue au nœud MB-3. L'effet combiné des altérations du débit au nœud MB-5, situé en aval des débits combinés provenant des nœuds MB-3 et MB-4, est une réduction d'un pour cent du débit annuel moyen.

**Tableau 7.4.9 Réductions prévues du débit dans le bassin versant du ruisseau McBean**

Nœud	Débit annuel moyen (L/s)				Réduction maximum du débit annuel moyen (%)
	Référence	An 2	An 15	An 27	
TL-2	105	105	105	103	2
MB-3	36	53	44	41	-14
MB-4	33	32	31	29	12
MB-5	277	294	284	274	1

Source : Knight Piésold (2012f).

Il est important de noter que les réductions prévues du débit à TL-2, MB-4 et MB-5 sont en grande partie dues aux réductions du débit de base, lequel augmente pendant la durée de vie de la mine avec l'augmentation de l'aménagement de la mine à ciel ouvert. Une fois l'assèchement de la mine à ciel ouvert terminé, les contributions au débit de base de ces cours d'eau devraient retourner aux niveaux de référence.

#### Résultats : Perte indirecte d'habitat dans le ruisseau McBean

En raison de la perte directe d'habitat dans le ruisseau McBean, qui est décrite dans la section 7.4.2.2.4, et des réductions du débit de base prévues ci-dessus, il y aura une légère perte indirecte en aval de trois affluents de premier ordre. Les pertes indirectes dues aux réductions du débit en amont de la station MB-4 devraient être compensées par des améliorations à l'habitat en raison de gains de débit à la station MB-3, grâce à la déviation de l'écoulement d'une partie du ruisseau Sisson. La réduction d'un pour cent du débit prévue dans le ruisseau McBean à MB-5 est négligeable et n'entraînera aucune réduction de la superficie de l'habitat. Par conséquent, aucune perte indirecte nette d'habitat n'est anticipée pour le ruisseau McBean.

L'habitat existant dans le cours d'eau de premier ordre du ruisseau McBean offre un habitat de qualité médiocre à bonne. L'habitat qui subira une perte directe est celui en amont. Ce dernier est composé principalement du drainage du milieu humide et d'étangs. L'habitat présent est plus adéquat pour les espèces de poisson d'eaux chaudes qui préfèrent les eaux stagnantes ou se déplaçant lentement.

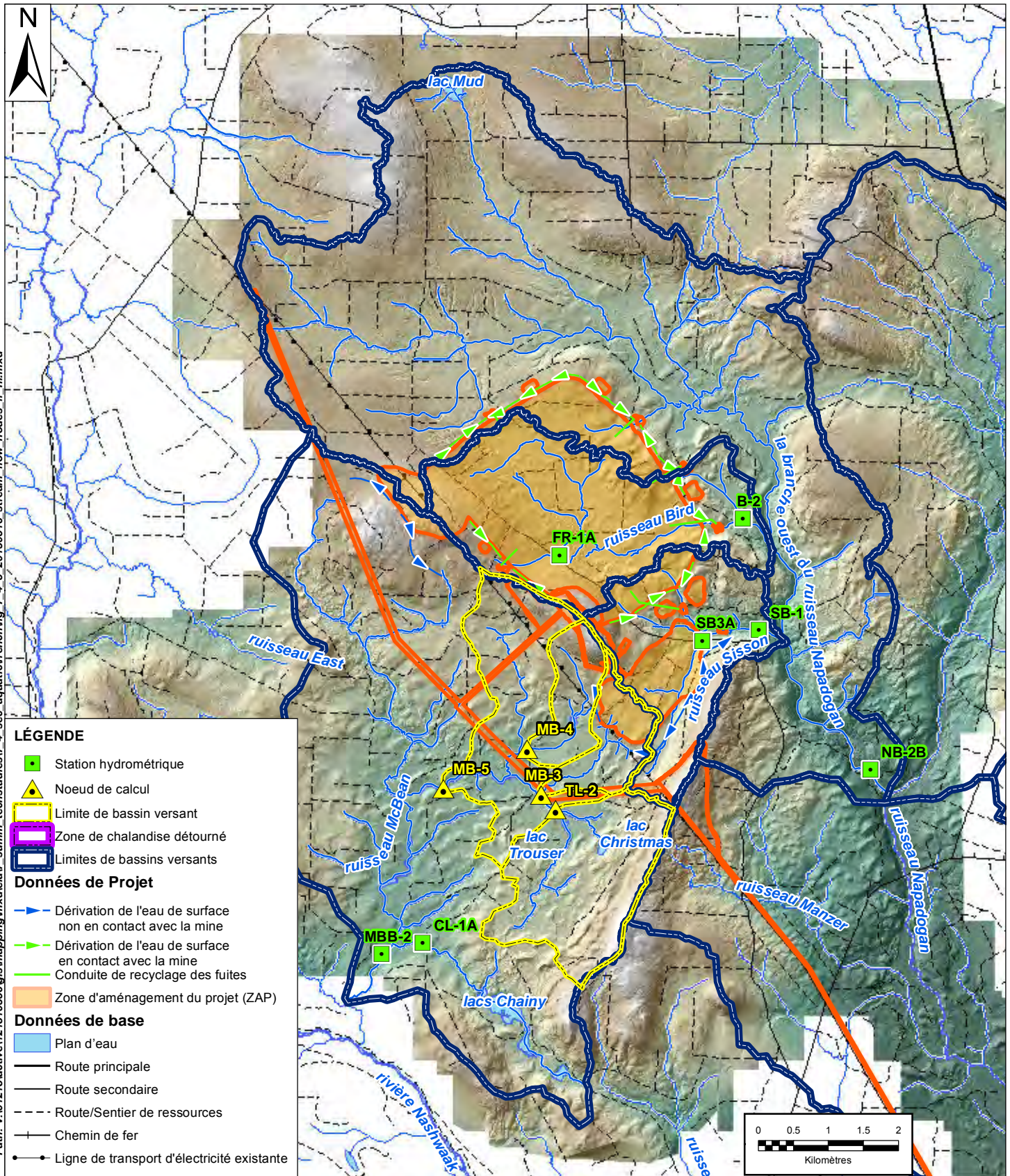
#### 7.4.3.4 Résumé de la perte indirecte d'habitat

Au total, 178 unités d'habitat du poisson seront perdues de manière indirecte en aval de la ZAP en raison des activités du Projet. Ceci comprend 55 unités d'habitat du poisson qui devraient être perdues en raison des réductions du débit dans le ruisseau Napadogan. Le tableau 7.4.10 fournit un résumé de la perte indirecte d'habitat.

**Tableau 7.4.10 Résumé de la perte indirecte par catégorie**

Catégorie de perte indirecte	Perte indirecte d'habitat (unités d'habitat du poisson)
Perte indirecte provenant des segments résiduels de cours d'eau	123
Perte indirecte provenant des réductions du débit en aval dans le ruisseau Napadogan	55
Perte indirecte provenant des réductions du débit en aval dans le ruisseau McBean	0
<b>Total</b>	<b>178</b>
<b>Remarques :</b>	
<sup>a</sup> 1 unité d'habitat du poisson = 100 m <sup>2</sup> de perte d'habitat du poisson.	

Path: V:\01218\active\121810356\gis\mapping\mxd\17\_4\_sec\_aquat\frnch\fig\_7\_4\_5\_20130516\_stream\_flow\_nodes\_fr\_ni.mxd



**LÉGENDE**

- Station hydrométrique
  - ▲ Noeud de calcul
  - Limite de bassin versant
  - Zone de chalandise détournée
  - Limites de bassins versants
- Données de Projet**
- ▶ Dérivation de l'eau de surface non en contact avec la mine
  - ▶ Dérivation de l'eau de surface en contact avec la mine
  - Conduite de recyclage des fuites
  - Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Données de base**
- Plan d'eau
  - Route principale
  - Route/Sentier de ressources
  - Chemin de fer
  - Ligne de transport d'électricité existante

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<b>Emplacement des nœuds d'estimation du débit dans le bassin versant McBean</b>	Échelle : 1:75,000		Projet n° : 121810356		Data Sources: MRN NB Leading Edge Geomatics Ltd.		Fig. n° : 7.4.5		
	Date: (jj/mm/aaaa) 02/04/2013		Des. par: JAB		Appr. par: GPY				
Client: <b>Sisson Mines Ltd.</b>									



L'habitat qui devrait être perdu varie de médiocre à excellent; cours supérieur de premier ordre à cours d'eau de quatrième ordre. L'habitat qui sera perdu de manière indirecte varie d'habitat idéal pour la fraie, le grossissement et l'alimentation des salmonidés dans le ruisseau Napadogan à un habitat médiocre pour les salmonidés dans les affluents de premier ordre du ruisseau Bird.

#### 7.4.4 Perte totale d'habitat du poisson estimée

Comme le résume le tableau 7.4.11, un total de 544 unités d'habitat du poisson devraient être perdues en raison du Projet.

**Tableau 7.4.11 Résumé de la perte d'habitat par catégorie**

Catégorie de perte	Perte d'habitat (unités d'habitat du poisson)
Perte directe totale	366
Perte indirecte totale	178
<b>Total</b>	<b>544</b>
<b>Remarques :</b>	
<sup>a</sup> 1 unité d'habitat du poisson = 100 m <sup>2</sup> de perte d'habitat du poisson.	

La section 7.4.5 présente un plan conceptuel récapitulatif pour compenser la perte d'habitat du poisson et les dommages sérieux au poisson et aux pêches qui y sont associés.

#### 7.4.5 Plan de compensation des dommages sérieux au poisson et à l'habitat du poisson

##### 7.4.5.1 Aperçu réglementaire

La *Loi sur les pêches* est administrée par Pêches et Océans Canada (MPO). Il s'agit de la principale législation protégeant le poisson, les pêches et l'habitat du poisson au Canada. L'article 35 de la *Loi sur les pêches* interdit de mener des travaux de construction d'ouvrages ou des activités entraînant des « dommages sérieux à tout poisson visé par une pêche commerciale, récréative ou autochtone » (ci-après appelé les « pêches CRA ») sans d'abord obtenir une autorisation de Pêches et Océans Canada (MPO). L'expression « dommages sérieux à tout poisson visé par une pêche commerciale, récréative ou autochtone » désigne dans la *Loi sur les pêches* la « mort de tout poisson ou la modification permanente ou la destruction de son habitat ». Aucune autorisation ne sera accordée à moins que le promoteur accepte de compenser tout dommage sérieux causé à tout poisson visé par les pêches CRA ou à tout poisson dont dépendent ces pêches pour en assurer la productivité ou l'accroître. Le plan de compensation est évalué par le MPO conformément à la Politique d'investissement en matière de productivité des pêches : Guide sur les mesures de compensation à l'intention des promoteurs de projet (MPO 2013).

Aussi, la compensation est une obligation en vertu de l'article 36 de la *Loi sur les pêches*, qui « interdit d'immerger ou de rejeter une substance nocive — ou d'en permettre l'immersion ou le rejet — dans des eaux où vivent des poissons, ou en quelque autre lieu si le risque existe que la substance ou toute autre substance nocive provenant de son immersion ou rejet pénètre dans ces eaux » sans autorisation. Les autorisations accordées aux mines de métaux de rejeter des substances nocives dans les eaux sont permises en vertu du *Règlement sur les effluents de mines de métaux (REMM)*. Quand les eaux ou les lieux énumérés dans l'annexe 2 de ce règlement servent à l'habitat du poisson et ont été désignés comme réservoirs de stockage de résidus, l'article 27.1 du *REMM* exige de fournir un plan

pour compenser la perte d'habitat du poisson découlant du rejet de substances nocives dans le réservoir de stockage de résidus, qui doit obtenir approbation du Ministre. Le *REMM* exige aussi que le promoteur dépose une lettre de crédit irrévocable pour le paiement des frais relatifs au plan de compensation de l'habitat du poisson.

En plus des exigences en vertu de la *Loi sur les pêches*, l'article 16(1)(d) de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCEE)* exige que l'EIE considère des « *mesures d'atténuation viables, sur les plans technique et économique, des effets environnementaux négatifs importants du projet*; ». À la lumière de cet énoncé, les mesures de compensation qui sont viables du point de vue technique et économique pourraient faire partie d'une approche d'atténuation globale afin de réduire la possibilité de l'apparition d'effets environnementaux nocifs découlant du Projet.

Un plan de compensation conceptuel de l'habitat du poisson a été préparé par Stantec (2013d) afin d'appuyer le rapport d'EIE; ce plan est résumé ici et il est reproduit dans l'annexe E du présent rapport d'EIE.

#### **7.4.5.2 Estimation de la quantité de compensation de l'habitat du poisson requise**

Si la *Loi sur les pêches* telle qu'elle a été modifiée en 2012 met l'accent sur le maintien de la productivité des pêches CRA, la quantité d'unités d'habitat du poisson touchées par un projet, et accompagnée d'un projet de compensation, demeure toutefois un paramètre significatif. En vertu de la *Loi sur les pêches* avant sa modification en 2012, le MPO exigeait habituellement de compenser l'habitat perdu selon un a 3:1. Ainsi, d'après le paramètre attribué à une unité d'habitat du poisson, la compensation exigée pour la perte totale d'habitat découlant du projet Sisson correspondrait à 544 unités d'habitat multipliée par trois, soit 1 632 unités d'habitat.

La quantité requise de compensation a été estimée selon le total estimé de perte d'habitat du poisson présentée dans la section 7.4.4. Afin d'atteindre l'objectif de gestion du MPO « aucune perte nette », un rapport de compensation de 3:1 a été appliqué à la perte d'habitat prévue de 562 unités DDP. La compensation de la DDP requise pour le Projet est par conséquent de 1 686 unités DDP (c.-à-d., 562 unités DDP à un rapport de compensation de 3:1).

#### **7.4.5.3 Opportunités de compensation de l'habitat du poisson**

Étant donné la quantité relativement élevée de compensation de l'habitat du poisson indiqué pour le Projet, il est irréaliste de tenter la compensation avec des mesures de compensation à petite échelle typique de l'industrie ou la limitation de leur étendue géographique à la proximité du Projet. De la même manière, il est irréaliste de compenser exclusivement dans des habitats qui sont comme les petits cours d'eau où la perte d'habitat et de productivité du poisson une DDP se produit.

Par conséquent, les opportunités à grande échelle sont favorisées, le tout complété par des opportunités à petite échelle au besoin. Les opportunités à grande échelle sont considérées comme étant des travaux concrets importants, comme les enlèvements de barrage, l'installation de passes à poissons autour de grandes barrières naturelles, comme des chutes, ou d'autres opportunités qui offrent un important crédit de compensation de l'habitat. Les opportunités à petite échelle comprennent le remplacement ou la modification de ponceaux standard, la stabilisation des berges, ou des opportunités qui génèrent normalement un crédit de compensation de l'habitat plus petit.

## Opportunités évaluées

Des opportunités à grande échelle ont été identifiées sur une carte fournie par le MPO, qui comprendrait notamment des données provenant des organismes de réglementation provinciaux et de Canards illimités Canada. Parmi les opportunités identifiées, les quatre suivantes ont été sélectionnées pour une évaluation plus approfondie en consultation avec le MPO et le MRN NB :

- l'établissement d'une passe à poissons à la chute Dunbar Stream;
- l'enlèvement du barrage du ruisseau Campbell;
- l'enlèvement du barrage du lac Lower; et
- l'enlèvement d'un barrage de régulation des eaux et d'un ponceau routier existants sur la rivière Nashwaak juste en aval de sa sortie du lac Nashwaak.

La figure 7.4.6 illustre l'emplacement de ces quatre opportunités.

La chute de Dunbar Stream est une chute naturelle de 3,35 m de hauteur qui empêche complètement le passage du saumon de l'Atlantique. Il existe un excellent habitat pour le saumon de l'Atlantique en amont et en aval de la chute. Par conséquent, l'opportunité de compensation consiste à fournir un accès migratoire au saumon de l'Atlantique adulte vers l'habitat de fraie qui se trouve en amont de la chute. Par l'entremise d'une consultation avec des organismes de réglementation provinciaux, il a été déterminé que l'introduction d'une nouvelle espèce de poisson dans un habitat où il ne s'est jamais trouvé antérieurement en raison de barrières naturelles, est indésirable. En conséquence, cette opportunité n'a pas été considérée davantage comme compensation pour le Projet.

Le barrage du ruisseau Campbell, au nord de Fredericton, a été construit au début des années 1900 afin de fournir de l'eau à la filature de coton de Marysville et sa présence constitue une barrière complète pour le passage du poisson dans les deux directions. Il est probable que le ruisseau Campbell, au-delà de la nouvelle Route 8 fournisse un habitat de bonne qualité à l'omble de fontaine, au saumon de l'Atlantique et à l'anguille d'Amérique. Par conséquent, l'opportunité de compensation consiste à fournir l'occasion d'un nouvel usage/utilisation améliorée de cet habitat par ces espèces. Au cours du processus d'évaluation, il a été déterminé que le crédit de compensation pour entreprendre cette opportunité n'était pas suffisant (environ 10 % du total de la compensation de l'habitat total requis) pour justifier la dépense considérable et d'autres risques associés avec l'exécution de ce projet. Par conséquent, cette opportunité n'a pas été prise davantage en compte comme mesure de compensation pour le Projet.

Le barrage du lac Lower (abordé ci-dessous) se trouve sur la rivière Nashwaak, à environ 2,5 km en amont de la confluence avec le ruisseau Napadogan. Il a été construit dans les années 1960 pour faciliter la drave sur la rivière afin d'appuyer l'exploitation forestière dans la région. Après le dépôt du rapport d'EIE aux gouvernements en juillet 2013, dans lequel l'enlèvement de ce barrage était proposé comme opportunité de compensation d'habitat, il a été démontré que le barrage du lac Lower est considéré par le MPO comme une obstruction partielle au passage du poisson, pour certaines espèces à certains débits. Si l'enlèvement du barrage ferait probablement augmenter la productivité du poisson dans le bassin versant de la rivière Nashwaak en amont du barrage, il est toutefois évident que l'effet

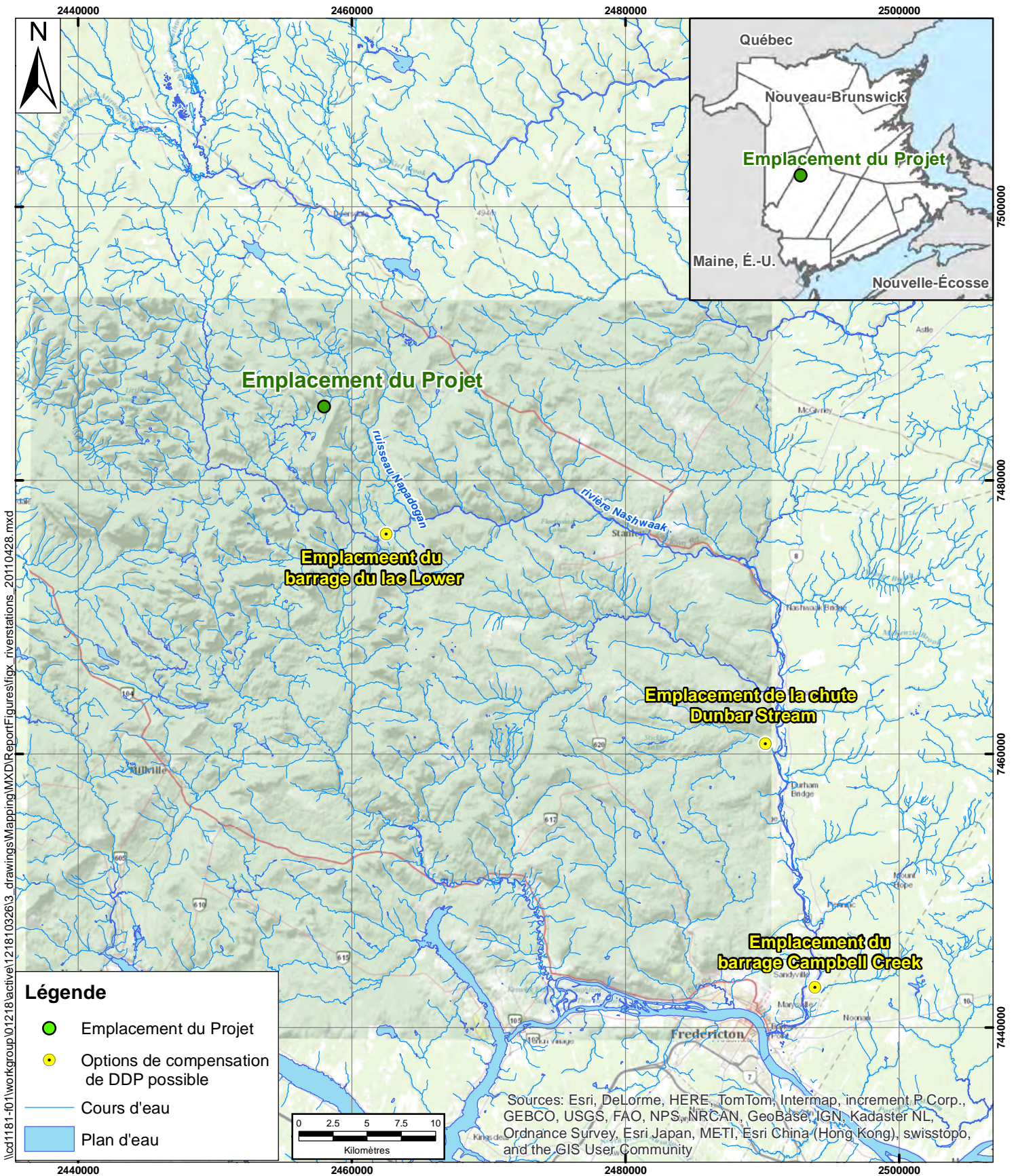
bénéfique sur la productivité du poisson serait difficile à prévoir et à démontrer par des arguments scientifiques défendables. Ainsi, l'enlèvement de ce barrage n'a pas été retenu comme projet de compensation.

Par conséquent, uniquement l'enlèvement du barrage de régulation des eaux et du ponceau routier de la rivière Nashwaak existants a été considéré comme étant une opportunité viable pour satisfaire à l'exigence de compenser le projet Sisson. Il en est question ci-dessous.

### **Choix de l'opportunité : Remplacement du barrage et du ponceau du lac Nashwaak**

Pour compenser les dommages sérieux découlant du projet Sisson, SML propose d'enlever un barrage de régulation des eaux et d'un ponceau routier sur la rivière Nashwaak juste à sa sortie sur lac Nashwaak pour faciliter le passage de différentes espèces de poisson. L'emplacement du ponceau du lac Nashwaak est présenté à la figure 7.4.6. Sa structure est un dalot (caisson) de bois muni de poutres en acier formant le tablier pour supporter la chaussée (photo 7.4.1). Il appartient actuellement au MRN NB.





REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<b>Emplacement du Projet et Options de compensation de DDP possible</b>		Échelle : 1:375,000	Projet n° : 121810356	Source des données : ArcGIS World Topo MRN NB SNB	Fig. n° : 7.4.6	
Projet Sisson : Rapport d'évaluation d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.		Date: (jj/mm/aaaa) 04/02/2013	Des. par : JAB	Appr. par : DLM		
Client: Sisson Mines Ltd.						

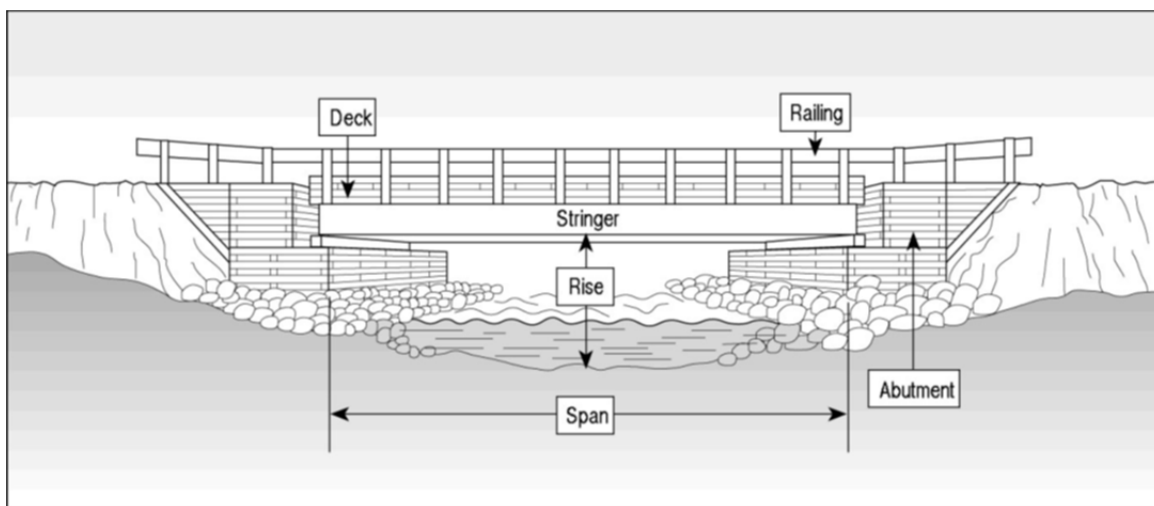




**Photo 7.4.1** Structure faisant obstacle au passage du poisson à l'entrée du lac Nashwaak.

L'eau chute du bas de la structure, créant ainsi un espace dépourvu d'eau qui constitue un obstacle vertical. Immédiatement en aval se trouve une cascade ne fournissant pas une profondeur suffisante pour que le poisson saute (Plante, F. Communication personnelle, 24 octobre 2013). Pour ces motifs, la structure est jugée obstacle partiel à total au passage du poisson en amont, ce qui empêche la plupart des espèces de poisson de la rivière Nashwaak à accéder à l'habitat du lac Nashwaak.

Il est proposé d'enlever le barrage de régulation des eaux et le ponceau routier existants pour les remplacer par un pont de « chemin de bois » standard. La structure de pont proposée serait composée d'une charpente métallique fixée sur des culées de béton, de caisson en bois ou de gabion, dont la chaussée serait de bois (voir la figure 7.4.7). Les pentes d'approche sont actuellement de caisson en bois qui peut rester en place; cependant, elles pourraient être endommagées ou devoir être déplacées pendant l'enlèvement.



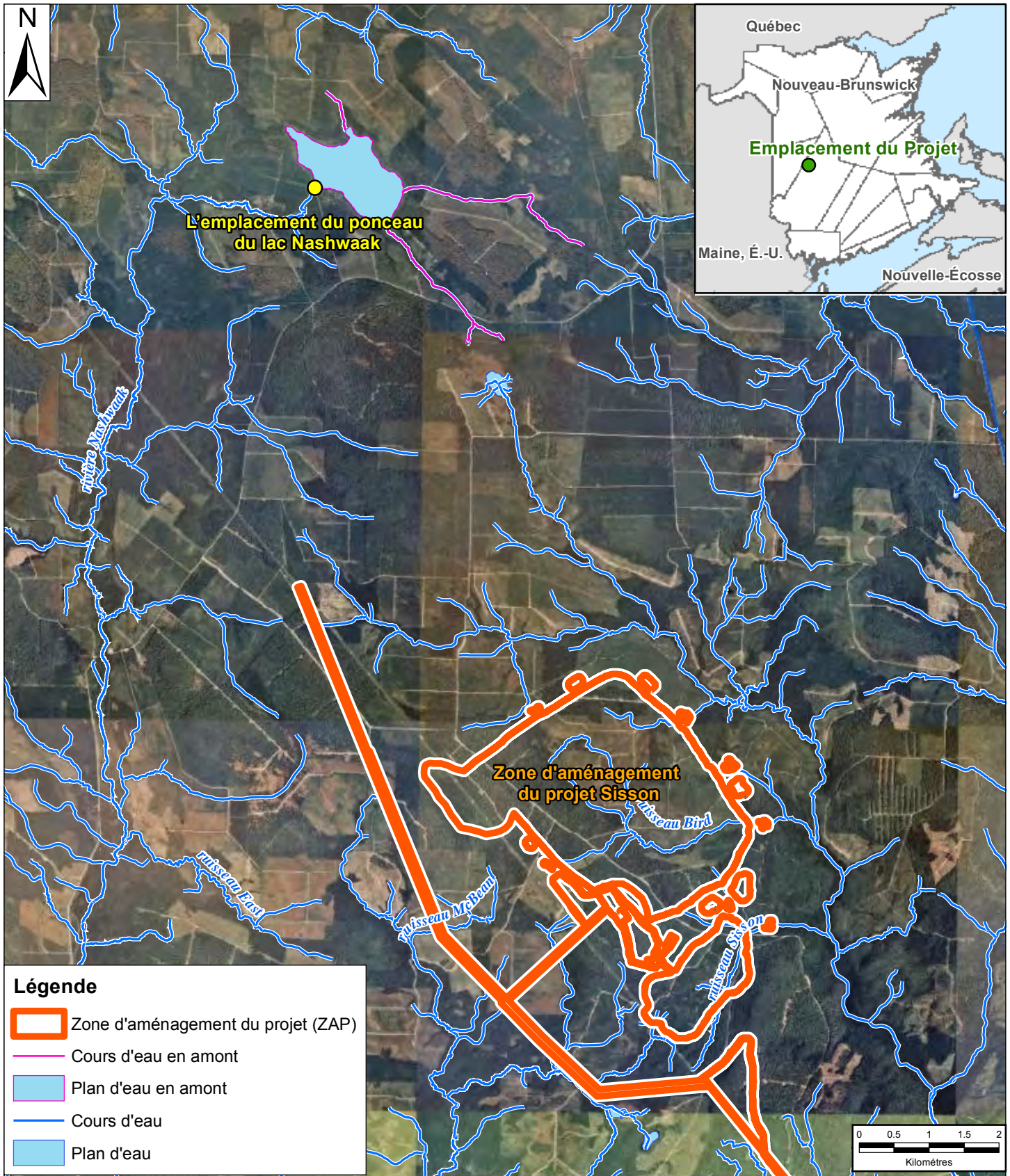
**Figure 7.4.7** Pont de « chemin de bois » classique à une voie

## Opportunité assurant la compensation des dommages sérieux

Le plan de compensation pour le retrait de l'actuel barrage de régulation du niveau d'eau et du ponceau du chemin à la rivière Nashwaak respecte tous les « principes directeurs » de la protection des pêches (MPO 2013A). Pour le moment, le MPO travaille encore avec les provinces et les territoires pour déterminer la manière dont les objectifs fédéraux, provinciaux et territoriaux de gestion des pêches seront intégrés aux fins d'utilisation dans le processus d'examen réglementaire. L'enlèvement des obstacles anthropogéniques à la migration du poisson figure parmi les priorités locales, comme le démantèlement de ces ouvrages que sont le barrage de régulation des eaux et le ponceau routier du lac Nashwaak. Sur le plan de la productivité, leur démantèlement accroîtra la productivité écologique, que le MPO (2012) définit comme « la capacité d'un habitat ou d'une zone donnée ». Ainsi, aux fins du projet Sisson et de la compensation qu'il exige, on déduit qu'il y a productivité du poisson d'après les données sur l'habitat du poisson, disponibles pour toutes les espèces visées par les pêches CRA.

Le lac Nashwaak est situé dans le bassin versant de la rivière Nashwaak, dans lequel serait mené le Projet, que le MPO considère comme compensation « en nature », car il compense pour la perte d'habitat à l'omble de fontaine, et possiblement à d'autres espèces présentes dans cette zone où des dommages sérieux ont lieu. Le plan de compensation propose que le remplacement du barrage de régulation des eaux et du ponceau routiers existants par un pont à portée libre qui permettra la circulation sans obstacle au gaspareau, à l'omble de fontaine et possiblement au saumon de l'Atlantique et à d'autres espèces entre la rivière Nashwaak et le lac et ses affluents de premier ordre et de second ordre. L'habitat en amont de ces ouvrages est en grande partie différent de celui de la ZAP, c'est-à-dire qu'il s'agit d'un habitat lacustre alors que la ZAP est un habitat fluvial; cependant, l'omble de fontaine a été observé dans les habitats du lac et en profitera probablement.

Le lac Nashwaak (figure 7.4.8) est un plan d'eau naturel approvisionné en eau douce par deux cours d'eau de premier ordre et un cours d'eau de second ordre. Le lac a une profondeur maximale de 8,5 m (28 pieds, comme le montre la figure 7.4.9), dont le lit au contour en cuvette assez uniforme coule du nord-ouest au sud-est. On y trouve une baie relativement moins profonde du côté nord. Ce lac abrite une population de poisson diversifiée, comprenant des ombles de fontaine résidents et des ombles de fontaine d'ensemencement.



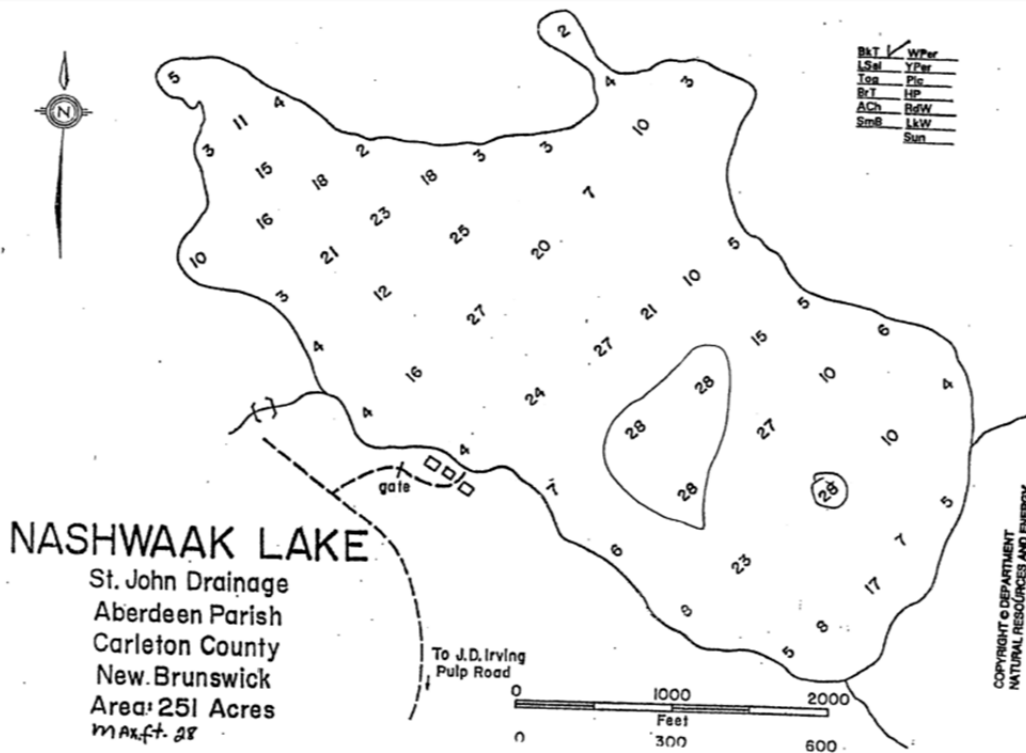
**Légende**

- Zone d'aménagement du projet (ZAP)
- Cours d'eau en amont
- Plan d'eau en amont
- Cours d'eau
- Plan d'eau

REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE L'INFORMATION À L'APPUI D'UN PROJET PARTICULIER DE STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

<p><b>Lac Nashwaak et ses affluents</b></p> <p>Projet Sisson : Rapport d'étude d'impact sur l'environnement (EIE), Napadogan, N.-B.</p>	Échelle :	Projet n° :	Source des données :	Fig. n° :	
	1:75,000	121810356	MRN NB SNB	7.4.8	
Client:	Date: (jj/mm/aaaa)	Dessin de:	App. par :		
Sisson Mines Ltd.	13/11/2014	JAB	DLM		





Source: Seymour, P. Communication personnelle, 24 octobre 2013.)

**Figure 7.4.9 Bathymétrie du lac Nashwaak**

La plus forte augmentation de la productivité des espèces de poisson des pêches CRA qu'on prévoit obtenir grâce à l'enlèvement du barrage de régulation des eaux et caniveau du lac Nashwaak est attribuable à l'habitat additionnel qui sera disponible pour le frai du gaspareau (*Alosa pseudoharengus*) et l'alevinage des premiers stades de vie des juvéniles. Bien que le gaspareau et que l'aloise d'été (*Alosa aestivalis*) soient toutes deux communément appelées « gaspareau », il est bien connu que l'aloise d'été ne fraie pas dans les lacs, et qu'il est donc fort probable que seul le gaspareau en profitera.

Le gaspareau est une espèce importante pour le commerce, employée comme source d'aliment frais ou salé pour la consommation humaine et comme appât, dans la farine de poisson et dans l'huile de poisson (Pardue 1983). Dans la même région maritime, la plus grande partie des pêches commerciales de gaspareau (< 1 000 t par an) ont lieu dans la rivière Saint-Jean et la rivière Miramichi (MPO 2001). Dans la rivière Saint-Jean et la plus grande partie du Canada atlantique, la majorité de la remonte du gaspareau est composée de gaspareau (MPO 2001). Le gaspareau fraie dans de grandes rivières, de petits cours d'eau, des étangs et des lacs (Pardue 1983). Les substrats du frai comprennent du gravier, du sable, des débris et de la végétation submergée dans des eaux à faible débit et à des profondeurs de 15 cm à 3 m (Pardue 1983).

Il est probable que le gaspareau n'ait pas frayé dans le lac Nashwaak avant l'aménagement des structures de traverse du barrage de contrôle de régulation des eaux et du ponceau routier en aval (Seymour, P. Communication personnelle, 5 novembre 2013). Avec l'enlèvement récent du barrage Barker, le seul obstacle possible au passage du poisson entre le lac Nashwaak et la rivière Saint-Jean est le barrage du lac Lower sur la branche principale de la rivière Nashwaak.

L'omble de fontaine peut employer les zones profondes du lac comme refuge en eau froide durant l'été, et peut aussi résider là l'hiver. Il peut également utiliser l'habitat du lac pour le frai ou l'alevinage. L'omble de fontaine utilisera l'habitat des affluents qui coulent dans le lac pour le frai et l'alevinage ou comme refuge thermal pendant l'été.

Le plan de compensation proposé procure d'autres avantages à la productivité des pêches en permettant au gaspareau, une espèce probablement présente depuis des lustres dans le lac Nashwaak, à avoir accès à l'habitat de frai et d'alevinage du lac. Faire en sorte que le gaspareau accède au lac Nashwaak peut aussi accroître la productivité des nutriments marins en raison de l'excrétion et de la mortalité chaque an, et la possibilité qu'elle nuise à la dynamique des réseaux trophiques et au cycle des nutriments dans le lac (Walters *et coll.*, 2009). Il peut aussi augmenter productivité des pêches CRA par l'élargissement ou l'amélioration de l'accès de l'omble de fontaine à un plus grand habitat lacustre, du saumon de l'Atlantique à un plus grand habitat dans les affluents se déversant dans le lac Nashwaak. L'enlèvement du ponceau du lac Nashwaak offrira des avantages à d'autosuffisance à long terme, car le démantèlement du ponceau est permanent et offrira aux espèces de pêches CRA un accès à perpétuité.

Ce projet de compensation commencera pendant la Construction du Projet pour diminuer les retards causés par une compensation réalisée plus tard, car la majorité des dommages sérieux survient à la phase de construction du Projet. L'enlèvement du ponceau et son remplacement auront lieu la première année de l'exécution du plan de compensation, et la surveillance qui l'accompagne, l'année suivante. Ce plan de compensation vise l'autosuffisance avantageuse de la productivité des pêches en élargissant l'accès des espèces migratoires au lac et à ses affluents comme habitat à perpétuité.

#### **7.4.6 Estimation du crédit de compensation**

Pour estimer la valeur de la compensation des dommages sérieux au poisson que permettrait le rétablissement du passage du poisson à cet emplacement, les systèmes actuels d'images aériennes et d'information géographique ont servi à calculer la superficie totale du lac, et la longueur des affluents. On a fait l'hypothèse que les affluents avaient une largeur de 3 m, ce qui est conforme aux ruisseaux de premier ordre dans cette région. À l'aide de cette méthode, la superficie totale du lac Nashwaak est estimée à 11 238 unités d'habitat du poisson, et la superficie combinée des trois affluents et de la décharge totalise 199 unités d'habitat du poisson. La superficie combinée totale atteint donc 11 437 unités d'habitat du poisson.

Le lac fournissant actuellement d'habitat à un certain nombre d'espèces de poisson, il est peu probable qu'un crédit complet serait accordé pour toute cette superficie. Si on prend l'exemple du projet de la chute Dunbar Stream, le MPO a laissé entendre que d'accorder le crédit pour assurer l'accès du saumon de l'Atlantique équivaldrait à 25 % de la zone d'habitat en amont. L'application du même facteur au projet du ponceau du lac Nashwaak, un crédit de compensation plus probable est estimé à 2 859 unités d'habitat du poisson (25 % des 11 437 unités d'habitat du poisson), à confirmer auprès



du MPO. Ainsi, en matière de mesure de la productivité représentée en unités d'habitat du poisson, la compensation de l'habitat issue de l'enlèvement du barrage de régulation des eaux et du ponceau routier existants du lac Nashwaak et à leur remplacement par un pont à portée libre correspond à cinq fois la valeur exigée pour le projet Sisson (544 unités d'habitat du poisson). Ainsi, l'enlèvement du barrage de régulation des eaux et du ponceau routier entraînera probablement des augmentations suffisantes de productivité pour pallier toute incertitude associée à la compensation et justifier tout décalage engendré par la mise en œuvre de la compensation pendant la phase de construction du Projet.

#### **7.4.7 Opportunités complémentaires à petite échelle d'amélioration de l'habitat**

En parallèle, SML peut envisager de financer des opportunités à petite échelle pour améliorer l'habitat du poisson dans le cadre de ses programmes communautaires ou de ses relations avec les Premières nations durant la vie du Projet, mais ces opportunités n'entrent pas dans les exigences relatives à l'autorisation de la compensation en vertu de la *Loi sur les pêches* pour la perte d'habitat du poisson et de la productivité du poisson liée au Projet.

Ces projets possibles seraient proposés par les membres des communautés, des groupes d'intérêt et des Premières nations, puis soumis au Comité de coordination avec les communautés. SML s'engage à travailler avec les communautés vivant à proximité de la mine et les Premières nations à concevoir des opportunités qui auront un apport favorable à la population et à l'environnement pendant toute la durée de vie du Projet, soit pendant la Construction et l'Exploitation.



## 7.5 CARACTÉRISATION GÉOCHIMIQUE DES DÉCHETS

Les renseignements présentés dans cette sous-section ont été fournis par SRK Consulting selon SRK (2013).

Comme il a été noté dans le chapitre 3, le Projet générera plusieurs déchets, qui, aux fins de la caractérisation géochimique, comprennent les déchets produits par l'extraction et le traitement du minerai (roche stérile et résidus), minerai à teneur faible ou moyenne, parois de puits exposées par l'extraction et matériaux d'emprunt utilisés à des fins de construction (roche concassée). Puisque ces matériaux ont le potentiel d'entraîner une lixiviation des métaux et une exhaure de roche acide (LM/ERA), une caractérisation géochimique de leur potentiel LM/ERA a été réalisée par plusieurs laboratoires analytiques et techniques de vérification sur le terrain (SRK 2013) de manière à ce que les effets environnementaux potentiels puissent être atténués au besoin. La méthodologie et la caractérisation des résultats des déchets du Projet Sisson sont décrites dans les sections suivantes.

### 7.5.1 Méthodes d'évaluation LM/ERA

#### 7.5.1.1 Contexte géologique pour une LM/ERA potentielle

Une description du contexte géologique du centre du Nouveau-Brunswick est fournie à la section 6.3.1, et une description du gîte minéral Sisson à la section 3.1.3. Un résumé du contexte géologique de la ZAP est cependant fourni ici, car il a trait à la caractérisation de la LM/ERA potentielle.

Le dépôt de Sisson a été décrit comme étant de tungstène-molybdène-cuivre porphyrique lié au granite (Geodex 2009). Le métamorphisme régional est surimprimé par métamorphisme de contact en raison de l'intrusion du granodiorite d'Howard Peak. Une altération du genre porphyrique est présente, bien qu'elle ne soit pas aussi intense ou largement distribuée que les systèmes porphyriques de cuivre caractéristiques. L'altération la plus courante observée est la biotite et la séricite; l'altération la plus importante se trouvant le long du contact du gabbro occidental avec la section orientale du dépôt, appelé formation Porten Road. Le tungstène et le molybdène sont présents de façon prédominante, comme la scheelite et la molybdénite qui semblent régis par des filons et des fractures. Selon l'état actuel des connaissances, la partie viable du dépôt du point de vue économique est constituée de la Zone III et de la Zone Ellipse (voir la figure 3.1.2). La Zone III possède une orientation plus ou moins nord-sud, tandis que la Zone Ellipse est nord-ouest/sud-est, au sud de la Zone III. La moitié ouest de la Zone III est constituée principalement de gabbro et de lithologies à l'est de l'intrusion de gabbro. Il se produit une métamorphose au nord de la Zone Ellipse, se composant en majeure partie de roches volcaniques et sédimentaires. La Zone Ellipse est composée de diorite de quartzique et de gabbro inférieur. Les lithologies majeures sont énumérées dans le tableau 7.5.1, y compris une brève description ainsi que les lithocodes associés utilisés dans les figures 7.5.1 à 7.5.3.

**Tableau 7.5.1 Résumé des principaux types de roche anticipés dans la roche stérile de Sisson**

Lithocode	Nom de la roche	Description
FTA.	Tuf felsique œillé	Similaire à FTQ, mais contient jusqu'à >10 % de grand feldspath œillé. Fabrique métamorphique très robuste. Type de roche important localement.
FTQ	Tuf felsique avec quartz	Grain moyen à grossier, foliation généralement forte, bien recuit.

**Tableau 7.5.1 Résumé des principaux types de roche anticipés dans la roche stérile de Sisson**

Lithocode	Nom de la roche	Description
IGB	Intrusion de gabbro	Intrusion de Gabbro; grain moyen, équi-granulaire, fabrique métamorphique faible à nulle.
IQD	Intrusion de diorite quartzique	Intrusion de diorite quartzique, présente essentiellement dans la Zone Ellipse; possibles dykes trouvés dans des trous de forage de 2010. Grain moyen, équi-granulaire à porphyrique, fabrique métamorphique faible à inexistante.
MTF	Tuf mafique	Grain fin, massif, possède une forte foliation.
WKB	Wacke à biotite	Principalement à grain fin et foliation laminée. Un type de roche métasédimentaire doté d'une forte concentration de biotite.
WKS	Wacke à biotite avec séricite	Similaire au WKB, mais de la muscovite accompagne la biotite.

La teneur en pyrite et en pyrrhotite, des minéraux sulfureux, avoisine généralement 1 % à 2 %, avec une moindre quantité d'arsénopyrite, de sphalérite, de galène et de bismuth. Les minéraux carbonatés semblent être présents en quantité moindre et sont associés à des filons de quartz étroits (c.-à-d., de moins de 50 cm). Selon les observations géologiques, une exhaure de roche acide est possible étant donné la présence de minéraux sulfurés et les quantités limitées de minéraux carbonatés.

#### 7.5.1.2 Roche stérile, parois de puits et minerai à teneur moyenne

Pour cette caractérisation géochimique, les types de roche sélectionnés pour représenter la roche stérile, les parois de puits, le minerai à teneur moyenne et le matériel de carrière comprennent les principales zones lithologiques du dépôt Sisson, c'est-à-dire la Zone III et la Zone Ellipse. Elles comprennent du gabbro, des roches volcaniques felsiques, des roches volcaniques mafiques, des roches métasédimentaires et de la diorite quartzique. À Sisson, la minéralisation du tungstène et du molybdène est régie par des filons et des fractures. Par ailleurs, de grands blocs de différentes zones lithologiques au modèle d'altération variable inhérente seront extraits.

Des essais pour la détermination du bilan acide-base (ABA) ont été réalisés sur des carottes composites à l'aide de la méthode modifiée par potentiel de neutralisation (PN) (MEND 1991), du pH de la pâte, de la conductivité de la pâte, du soufre total, du soufre sous forme de sulfate (méthodes par carbonate de sodium et par acide hydrochlorique) et de l'analyse du carbonate total. L'analyse des éléments comprenait un balayage par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) suite à une digestion à l'eau régale, et le baryum total, le mercure à faible teneur et le fluorure total. Au total, 269 carottes composites de roche stérile, 68 de parois de puits et 20 de minerais à teneur moyenne ont été testés par les méthodes listées ci-dessus.

Des enceintes humides en laboratoire ont été lancées le 19 septembre 2011. Au moment de finaliser les travaux de SRK (2013), les résultats pour 89 semaines de test avaient été reçus. Treize enceintes contenant des échantillons de roche stérile et de composite de minerai à teneur moyenne sont en cours de test. Les échantillons ont été sélectionnés afin de représenter la gamme des principales lithologies et les concentrations de sulfure prévues dans la roche stérile, les parois de puits et le minerai à teneur moyenne. La procédure de test respecte le protocole décrit par le programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier (NEDEM) (1991) avec une surveillance hebdomadaire du volume d'eau, du pH et de la conductivité et des analyses bimensuelles de l'acidité, de l'alcalinité, du sulfate, du chlore, du fluorure, du mercure à faible teneur et un balayage

des métaux par ICP-MS. À des fins d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) un échantillon répété de roche stérile a été testé et une enceinte vide a aussi été incluse.

Des tests en colonne saturée ont été amorcés le 8 mars 2013 pour évaluer la qualité de l'eau prévue de la roche stérile submergée dans l'installation de stockage de résidus (ISR) et, au moment de finaliser les travaux de SRK (2013), neuf semaines de résultats étaient disponibles.

La caractérisation minéralogique des dédoublements représentatifs provenant de toutes les enceintes humides comprenait une pétrographie optique, une diffraction quantitative aux rayons X (Rietveld) et une analyse par microsonde électronique des grains sulfurés et carbonatés sélectionnés pendant les observations par pétrographie optique.

Des tests cinétiques sur le terrain (barils) ont été lancés le 13 septembre 2011. En outre, au moment de finaliser SRK (2013), les résultats de près de deux années de test avaient été reçus. Les barils de terrain ont été placés sur le site du Projet Sisson pour évaluer la lixiviation selon les conditions du site afin de la comparer avec les essais en laboratoire. Cinq barils contiennent environ 300 kg de roche stérile représentant le gabbro, le tuf felsique, le tuf mafique, le wacke à biotite et la diorite quartzique. Les échantillons ont été sélectionnés à partir de carottes qui ont été concassées et mélangées par SGS Lakefield avant d'être placés dans des barils de 200 L. Pendant la saison des eaux libres, le lixiviat a été surveillé sur une base hebdomadaire relativement au pH, à la conductivité et au potentiel d'oxydo-réduction (ORP), et des échantillons ont été recueillis une fois par mois pour l'analyse des mêmes paramètres, énumérés ci-dessus, que pour les enceintes humides. À des fins d'AQ/CQ, un baril a été placé comme blanc de terrain. Des dédoublements de chacun des cinq échantillons de baril ont aussi été placés en enceintes humides.

### **7.5.1.3 Roche de carrière (emprunt)**

Une carrière fournira la roche source pour la construction du remblai de l'installation de stockage de résidus. La carrière se trouvera près du coin nord-ouest de l'installation de stockage de résidus. Par ailleurs, les principaux types de roche utilisés seront le gabbro et le granite. Environ 29 066 m<sup>3</sup> de roche seront extraits. Six carottes composites ont été sélectionnées à l'emplacement d'extraction.

La même procédure de test que celle décrite pour la roche stérile (Section 7.5.1.2) a été utilisée sur le matériel de carrière, à l'exception de la caractérisation minéralogique et des essais en baril sur le terrain. Deux enceintes humides ont été créées le 10 septembre 2012, et au moment de finaliser les travaux de SRK (2013), 38 semaines de données avaient été reçues. Les deux échantillons représentent un composite de gabbro et un composite de granite avec la même fréquence d'essai et les mêmes paramètres que pour la roche stérile.

### **7.5.1.4 Résidus**

Des résidus provenant du traitement métallurgique d'un composite maître contenant une teneur en minerai ont été produits à partir de la caractérisation de LM/ERA. Le composite maître était constitué de six lithologies principales qui devraient se retrouver à Sisson et on a présumé qu'elles représentaient les caractéristiques moyennes du minerai des dix premières années d'extraction. Deux flux de résidu ont été produits à partir de la concentration de molybdène et de celle de tungstène, ainsi que des fractions plus propres ou plus grossières pour chacune d'entre elles. Le tungstène sera raffiné

dans une usine de paratungstate d'ammonium (APT). Les résidus de l'usine d'APT n'ont pas été testés puisqu'ils seront stockés dans des fûts scellés hors du site.

Les échantillons de résidu ont été séparés en fractions de trois dimensions (+0,149 mm; -0,149+0,074 mm; et -0,074 mm), puis ils ont été envoyés pour y effectuer les mêmes analyses de composition que pour la roche stérile (Section 7.5.1.2).

Deux enceintes humides ont été créées, l'une le 2 avril 2012 et l'autre le 5 novembre 2012 pour des résidus de tungstène plus grossiers (diverses tailles de particule combinées). Au moment de finaliser les travaux de SRK (2013), on avait reçu 61 semaines de données pour la première enceinte humide et 28 semaines de données pour la seconde à l'issue de tests. La fréquence d'essai et la liste des paramètres étaient les mêmes que pour la roche stérile. Le seul ajout était l'analyse des formes d'azote. Les essais en enceinte humide n'ont pas été terminés sur l'échantillon de molybdène puisqu'il n'a pas été présumé qu'il serait nécessaire de le submerger en raison de la concentration élevée de sulfure dans les résidus.

La caractérisation minéralogique (conformément à la section 7.5.1.2) a également été réalisée sur des résidus de tungstène plus grossiers.

D'autres tests menés pour comprendre l'action de l'eau dans l'ISR Les analyses en attente comprenaient les surnageants de résidu, la caractérisation des substances chimiques, ainsi que des tests de vieillissement de surnageants.

#### **7.5.1.5 Mesures d'AQ/CQ**

L'assurance et le contrôle de la qualité étaient un composant majeur de tous les travaux de test. Environ 10 % de tous les échantillons ont été testés sous forme de répliques, en plus des blancs testés pour 10 % de toutes les analyses de lixiviat. Tout échantillon répété présentant une différence relative en pourcentage (DRP) supérieure à  $\pm 15$  % était analysé de nouveau, en plus de toute analyse du lixiviat présentant une balance ionique avec une DRP supérieure à  $\pm 15$  %.

#### **7.5.1.6 Critère de classification du potentiel d'exhaure de roche acide (ERA)**

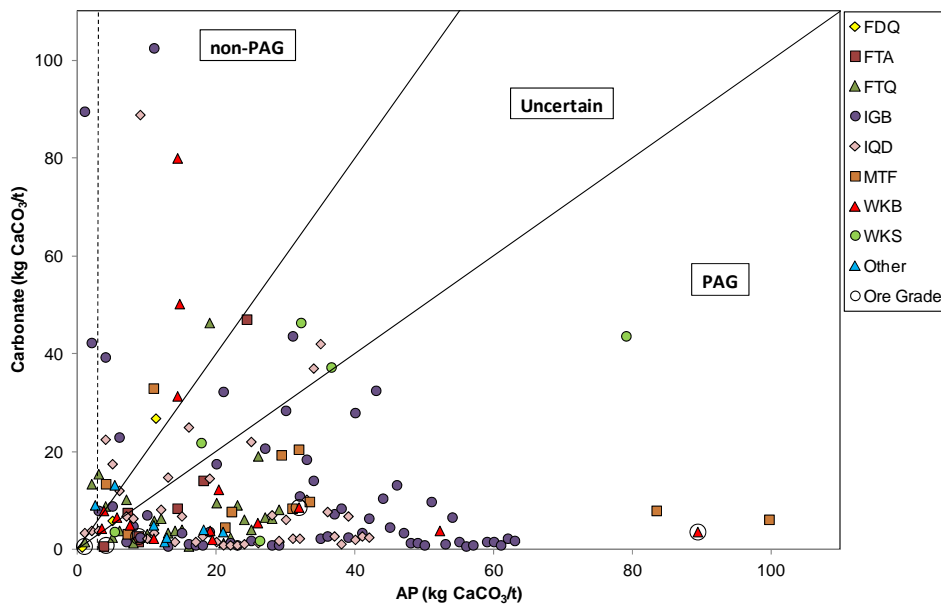
La classification du potentiel d'exhaure de roche acide de tous les déchets est basée sur les rapports entre le potentiel de neutralisation (PN) et le potentiel de génération d'acide (PGA) (ci-après appelés RPN). Les échantillons avec un RPN inférieur à 1 ont été classés comme étant potentiellement acidogènes, les échantillons entre 1 et 2 comme étant incertains, et les échantillons supérieurs à 2 comme étant non potentiellement acidogène. En outre, si la concentration de soufre était inférieure à 0,1 %, les échantillons étaient classés comme étant non potentiellement acidogènes.

L'utilisation d'un RPN supérieur à 2 afin de classer des matériaux comme étant non potentiellement acidogène (plutôt que 3) a été déterminée sur la base de résultats sur la caractérisation minéralogique et sur près de deux années de tests en enceinte humide. Ceux-ci ont démontré que du carbonate est présent principalement sous forme de calcite. Ce dernier a démontré qu'on ne s'attend pas à ce que des matériaux avec des valeurs RPN supérieures à 1 produisent de l'acide.

## 7.5.2 Caractérisation LM/ERA des déchets de Sisson

### 7.5.2.1 Caractérisation de la roche stérile

Environ 54 % des échantillons de roche stérile ont été classifiés comme étant potentiellement acidogènes, 16 % comme étant incertains et 30 % comme étant non potentiellement acidogènes. Les RPN variaient d'un minimum de 0,1 à un maximum de 7,6, et la moyenne était de 0,9 (figure 7.5.1). La ligne pointillée dans la figure 7.5.1 représente 0,1 % de soufre, tandis que les lignes continues définissent les rapports entre le potentiel de neutralisation et le potentiel de génération d'acide, 1:1 et 2:1, pour la classification de l'ERA.



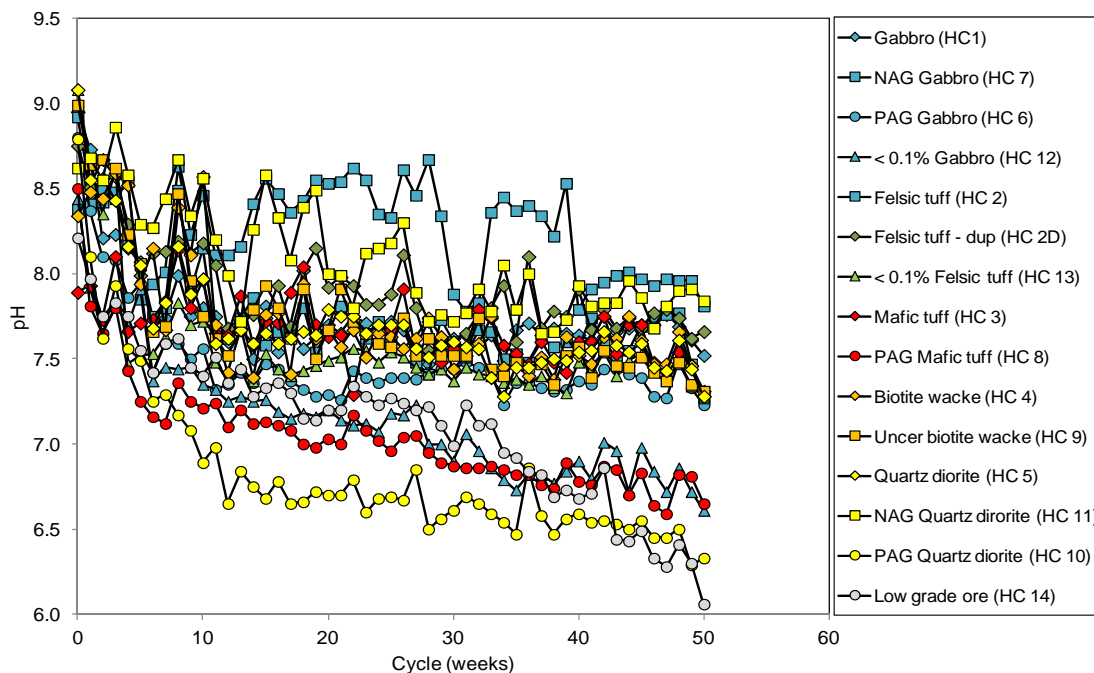
**Figure 7.5.1 Potentiel de neutralisation du carbonate versus potentiel de génération d'acide du sulfure**

Selon la compréhension actuelle de la géologie locale et le plan de la mine, les zones potentiellement acidogènes ne semblent pas se restreindre à certaines lithologies ou à certains blocs susceptibles d'être exploités. Par conséquent, l'ensemble de la roche stérile a été présumé potentiellement acidogène aux fins de la planification de la gestion de la roche stérile. Cette roche sera stockée sous l'eau dans l'installation de stockage de résidus afin d'empêcher de manière efficace la possible exhaure de roche acide et la lixiviation des métaux.

Le délai de commencement de l'ERA a été estimé à partir de tests en enceinte humide et par l'application d'un facteur d'échelle géochimique de 0,14. Les taux d'oxydation des résultats de test des barils de terrain et l'expérience recueillie à d'autres sites d'exploitation minière ont été utilisés pour calculer le facteur d'échelle géochimique. En général (du moins au Canada), des taux d'oxydation du sulfure plus lents ont été observés dans les installations de stockage de déchets grandeur nature par rapport aux taux en laboratoire. La principale différence est attribuable aux températures plus froides sur le site. L'échange gazeux peut également être limité dans les installations grandeur nature et limiter les taux d'oxydation, mais cela n'a pas été pris en considération dans la présente vérification.

Les taux « proportionnés » géochimiquement basés sur la vérification cinétique en laboratoire et sur le terrain ont été interprétés pour indiquer que le délai moyen pour l'apparition d'une ERA est de 100 ans; le taux le plus rapide étant estimé à 10 ans. La figure 7.5.2 offre une comparaison du pH de lixiviat en enceintes humides pour tous les échantillons.

La lixiviation des métaux provenant de la roche stérile pour l'arsenic, selon une comparaison avec les moyennes crustales globales signalées par Price (1997). Selon les résultats des tests minéralogique et cinétique, cela est dû à l'oxydation du sulfure; les mesures pour limiter l'oxydation du sulfure par l'entremise du stockage sous l'eau de la roche stérile dans l'installation de stockage de résidus doivent aussi empêcher de manière efficace la lixiviation de l'arsenic de la roche stérile.



**Figure 7.5.2** pH du lixiviat des enceintes humides pour les échantillons de roche stérile et de minerai à teneur moyenne

### 7.5.2.2 Caractérisation des parois de puits

Le matériau des parois de puits a été classé comme étant potentiellement acidogène avec un rapport moyen de RPN de 0,5 (carbonate minéralogique utilisé pour le PN). Selon la profondeur, aucune tendance n'était apparente. Les RPN des trous de forage sont illustrés dans la figure 7.5.3, avec une moyenne pour tous les échantillons et une moyenne de déplacement par intervalles de 50 m illustrés par des lignes de traitillés. Les trous de forage ont été sélectionnés pour couvrir l'étendue spatiale des limites de paroi de puits à la fin de la durée de vie de la mine.

Le délai d'apparition de l'ERA est estimé comme étant supérieur à 100 ans. Celui-ci est basé sur des taux d'oxydation des enceintes humides de roche stérile en laboratoire avec une composition sulfurée et carbonatée similaire, et proportionnés géochimiquement de la même manière que pour la roche stérile. L'inondation de la mine devrait se produire avant 100 ans et cela empêchera de manière



efficace l'ERA. Il est anticipé qu'une lixiviation d'arsenic des parois de puits se produise en raison de concentrations élevées dans la roche des parois en comparaison avec les moyennes crustales globales signalées par Price (1997). Cependant, l'origine en sera l'oxydation du sulfure et l'inondation des parois de puits empêchera la lixiviation d'arsenic à long terme.

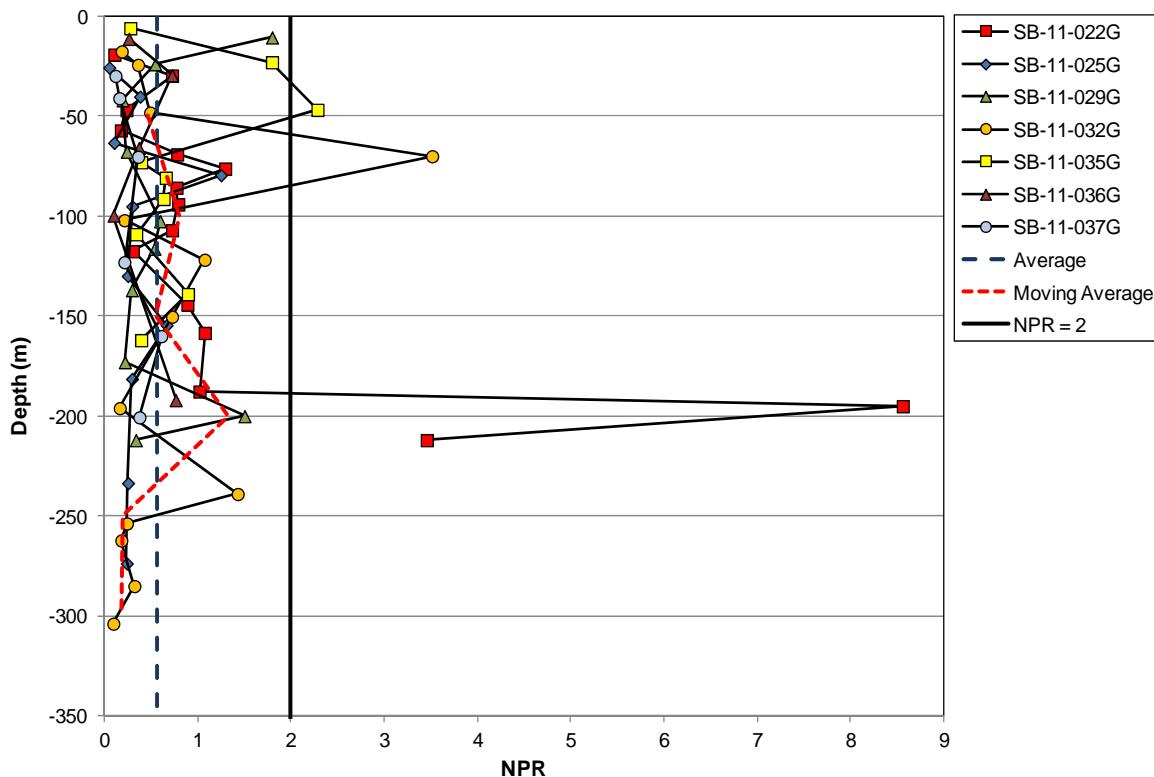


Figure 7.5.3 RPN des parois de puits par trou de forage et profondeur

### 7.5.2.3 Caractérisation du minerai à teneur moyenne

Le minerai à teneur moyenne a été classifié comme étant potentiellement acidogène. Le délai pour l'apparition d'une ERA est estimé à 10 ans lorsqu'un facteur d'échelle géochimique de 0,14 est appliqué au taux d'oxydation des enceintes humides en laboratoire. La lixiviation des métaux due à l'oxydation du sulfure est possible en raison des concentrations enrichies d'arsenic, de cuivre, de molybdène et de sélénium. Le fluor (sous forme de fluorure) est également enrichi. La disposition du minerai à teneur moyenne dans la zone de l'installation de stockage de résidus pour un éventuel stockage sous l'eau, s'il n'est pas utilisé, doit empêcher de manière efficace la production potentielle d'acide et de lixiviation des métaux.

### 7.5.2.4 Caractérisation de la roche de carrière

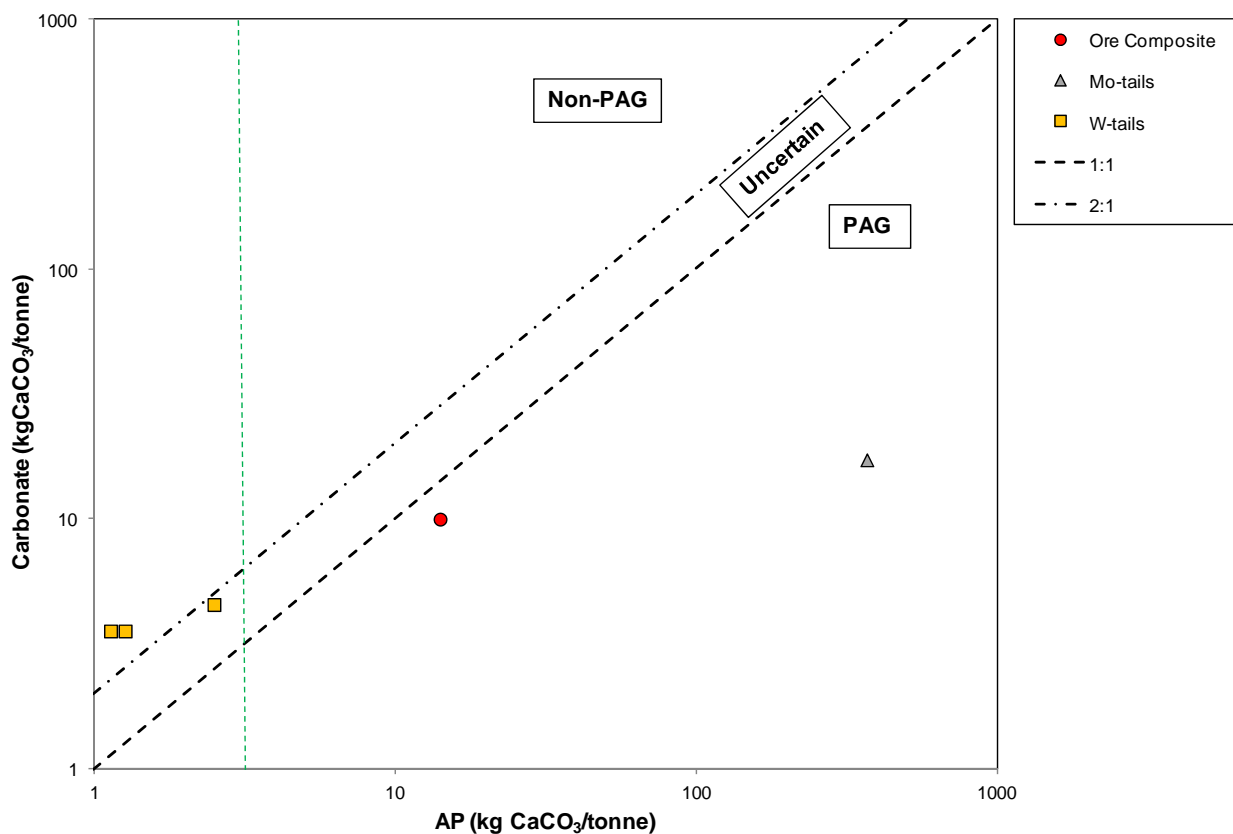
À ce jour, la roche de carrière pour la construction du remblai de l'installation de stockage de résidus a été classée comme n'étant pas potentiellement acidogène selon les essais statistiques et cinétiques sur le matériel. Les concentrations de soufre étaient généralement sous le seuil de détection

(p. ex., 0,02 % de soufre total), et les métaux et autres contaminants étaient également sous les limites de détection analytiques, ou près de celles-ci.

### 7.5.2.5 LM/ERA potentielle des résidus

Il est prévu que deux flux de résidus proviendront du traitement du minerai du Projet : un flux de résidus de molybdène et un flux de résidus de tungstène. Le composite de minerai a été classifié comme étant potentiellement acidogène en raison d'une RPN de 0,7.

La figure 7.5.4 fournit un résumé des essais pour la détermination du bilan acide-base (ABA) à ce jour. La ligne traitillée rouge de la figure 7.5.4 dénote 0,1 % de soufre.



**Figure 7.5.4 Comparaison du PN versus le PGA des résidus**

La concentration métallurgique de molybdénite a produit des résidus enrichis en sulfure de fer qui ont été classifiés comme étant acidogènes. Il existe un potentiel de lixiviation pour l'arsenic, le cadmium, le cuivre, le plomb, le molybdène, le sélénium, l'argent, l'uranium et le zinc en raison de l'oxydation du sulfure. Le stockage sous l'eau des résidus de molybdénite dans l'installation de stockage de résidus empêche de manière efficace l'oxydation du sulfure et la lixiviation des métaux.

La concentration du tungstène a lieu après l'enlèvement du sulfure et c'est pourquoi les résidus ont été classifiés comme étant non potentiellement acidogènes sur la base de RPN supérieurs à 2 et de faibles concentrations en soufre (p. ex., < 0,1 %). En plus des échantillons testés dans le présent cadre, les

résultats des tests cycliques de fermeture métallurgique ont également révélé de très faibles concentrations en soufre (p. ex., < 0,1 %) dans les résidus de tungstène. Selon les tests statiques, les tests en enceinte humide sur 61 semaines et la caractérisation minéralogique, aucune ERA ne devrait provenir de résidus plus grossiers ou plus propres de tungstène. La lixiviation d'éléments à l'état de trace et d'autres paramètres (p. ex., le fluorure) ne devrait pas dépasser les concentrations de référence.

L'eau du bassin de l'ISR (soit l'eau de traitement) du projet Sisson devrait, au début, être alcaline et dominée par le sulfate, les sulfosels, le carbonate, le bicarbonate, le sodium et le potassium. À mesure que vieillit l'eau du bassin, on prédit que le pH diminue pour atteindre 8 environ en raison de l'équilibration avec le gaz carbonique atmosphérique (formation d'acide carbonique), la conversion du carbonate en bicarbonate et l'oxydation des sulfosels en sulfate.

### 7.5.3 Prévisions relatives à la chimie du drainage

Pour chaque élément de résidu minier, la chimie du drainage a été prévue en termes de source de la forme de déchet. La série des paramètres prévus est comprise dans le *Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM)* et elle a été calculée comme suit.

- Les taux de lixiviation de l'installation de stockage de résidus grandeur réelle ont été générés en appliquant des facteurs d'échelle géochimiques aux taux de lixiviation en enceinte humide pour prendre en compte les effets de la température, la taille des particules et le facteur de contact. Pour tous les déchets, à l'exception des résidus, le facteur d'échelle appliqué était de 0,07 sur la base des taux obtenus à partir de tests en baril sur le terrain. Pour les résidus, le facteur d'échelle était de 0,2 pour le matériel de test. Par ailleurs, la même dimension de particule a été assumée pour le matériel grandeur nature.
- Pour deux raisons, les taux d'échelle étaient en soi de nature prudente : sur la base de l'expérience, il est probable que le taux d'échelle des tests en baril soit surestimé, car on n'a accordé aucune importance à la diminution de l'échange gazeux dans des installations grandeur nature et les taux de laboratoire utilisaient des concentrations du 95<sup>e</sup> percentile pour le soufre et les éléments à l'état de trace, dans la mesure du possible.
- Des taux de lixiviation proportionnés en mg/kg/semaine ont été appliqués à différents composants et différentes concentrations de la mine sur la base de l'estimation de la composition des déchets, du volume, des précipitations nettes et de l'infiltration.
- La majeure partie des déchets sera submergée, ce qui permettra d'empêcher de manière efficace l'oxydation du sulfure. De petites parties des plages seront insaturées. En outre, les termes sources pour ces zones ont été calculés en présumant que l'oxygène pénètre uniquement jusqu'à 10 m.
- Il a été présumé que les déchets classifiés comme étant potentiellement acidogènes seraient submergés dans l'eau avant l'apparition d'ERA.

- Bien qu'il est prévu que, dans des conditions hydrométéorologiques moyennes, la mine sera remplie en 39 ans, environ 12 ans après l'achèvement de l'exploitation, il a été assumé de manière prudente que la fosse serait remplie dans les 20 ans suivant la fermeture. Une fois la fosse remplie, seule une petite paroi (c.-à-d., d'une hauteur moyenne estimée de 20 m) demeurera exposée.
- Des concentrations ont été évaluées en ce qui concerne les limites de solubilité des minéraux déterminées à l'aide du programme de modélisation de l'équilibre Phreeqc (Parkhurst *et coll.* 1999). Il a été permis à tout minéral sursaturé de se saturer et les concentrations ont été établies pour qu'elles égalent la concentration maximum de la solubilité individuelle du minéral. Par exemple, le ferrihydrite minéral a été utilisé pour limiter la concentration de fer à un pH neutre.
- Des prévisions pour la lixiviation des résidus explosifs provenant de la roche stérile et des parois de puits menant à du nitrate soluble, du nitrite et de l'ammoniac ont été calculées à l'aide de la méthode Ferguson et Leask (1988).
- Les concentrations ajustées de la solubilité pour chacune des installations de stockage de résidus ont été fournies par Knight Piésold pour modéliser la qualité de l'eau prévue pour le Projet (Section 7.6). Les résultats détaillés se trouvent dans SRK (2013).

## 7.6 MODÉLISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU ET DU BILAN HYDRIQUE

Les renseignements présentés dans cette sous-section ont été fournis par Knight Piésold Ltd (Knight Piésold 2013c et 2014).

### 7.6.1 Plan de gestion de l'eau

#### 7.6.1.1 Généralités

Les sections suivantes décrivent le bilan hydrique du site minier et le plan de gestion de l'eau pour le Projet, de la phase préalable à la production (Année 2) à la période suivant la fermeture. Le bilan hydrique du site minier constitue la base de la modélisation prédictive de la qualité de l'eau (Section 7.6.3).

##### 7.6.1.1.1 Gestion de l'eau pendant la construction

Le plan de gestion de l'eau pendant la construction commencera environ 24 mois avant la mise en service du concentrateur (c.-à-d., 24 mois avant le commencement des opérations). La construction est caractérisée par :

- le défrichement, l'essouchement et le nivellement généralisés du site;
- l'aménagement de routes d'accès (et de transport) au site et sur le site; et
- l'établissement d'une gestion de l'eau et de structures de lutte contre les sédiments, y compris des batardeaux, des systèmes de pompage, des fossés de collecte des eaux de ruissellement et des chenaux de dérivation.

Certains des travaux temporaires, comme les batardeaux et les chenaux de dérivation seront mis en service une fois que les remblais initiaux de l'installation de stockage de résidus auront été construits. Des bassins de collecte des sédiments et des canaux collecteurs demeureront en place pendant toute la durée de vie du Projet.

##### 7.6.1.1.2 Gestion de l'eau pendant l'exploitation

Toute l'eau qui a été en contact avec les installations minières ou les zones de construction connexes (appelée eau de contact), y compris la mine à ciel ouvert, le site de l'usine de traitement du minerai et les dépôts de sol, sera contrôlée et gérée. Le plan opérationnel de gestion de l'eau pour le site comprend les composants suivants :

- Des chenaux de diversion en amont des installations du Projet, y compris l'installation de stockage de résidus, le site de l'usine et d'autres infrastructures, redirigeront l'eau n'ayant pas subi de contact dans le milieu naturel; dans la mesure du possible. Au besoin, ces eaux peuvent être recueillies pour lutter contre les sédiments avant le rejet.
- L'ensemble du ruissellement non détourné à l'intérieur des empreintes au sol des installations du projet (p.ex., site d'implantation) sera recueilli dans des chenaux et acheminé vers des bassins de gestion de l'eau.

- L'ensemble du ruissellement non détourné par rapport au bassin de l'installation de stockage de résidus sera acheminé vers l'installation de stockage de résidus.
- L'eau de la mine à ciel ouvert sera pompée vers un bassin de collecte à proximité de la bordure de la mine, puis pompée vers l'installation de stockage de résidus.
- Les résidus seront déposés de manière sélective depuis la crête des remblais de l'installation de stockage de résidus pour développer des plages de résidus, qui fonctionneront comme une vaste zone à faible perméabilité, afin d'atténuer les infiltrations par les remblais. Le bassin opérationnel de surnageant sera géré de manière à réduire le potentiel de génération de poussière et pour assurer qu'une quantité suffisante de stockage existe pour disposer d'une flexibilité opérationnelle et un stockage de l'afflux d'eau en cas de tempête.
- L'eau de traitement contenue dans les résidus de tungstène et de molybdène sera rejetée dans l'installation de stockage de résidus avec les boues de résidus à une vitesse approximative de 2 022 m<sup>3</sup>/h en mode de production plein régime.
- Les eaux de surnageant de résidu seront restaurées, traitées et pompées de nouveau vers le concentrateur, dans la mesure du possible, pour qu'elles satisfassent les exigences concernant l'eau de traitement pour une production plein régime d'environ 2 003 m<sup>3</sup>/h.
- Lorsque l'installation connaîtra une condition de surplus d'eau, cette dernière sera rejetée depuis l'installation de stockage de résidus vers une usine de traitement des eaux usées (UTEU). Il est probable que cela se produise à partir de la 8e année d'opération de la mine dans des conditions climatiques moyennes, pour maintenir un volume acceptable d'exploitation du bassin de stockage de résidus.
- Des bassins de gestion de l'eau (BGE) à des emplacements plus bas sur le périmètre de l'installation de stockage des eaux usées recueilleront les infiltrations et le ruissellement provenant des remblais de l'installation de stockage de résidus. Ces eaux seront pompées de nouveau vers l'installation de stockage de résidus à moins que la qualité de l'eau soit adéquate au rejet.
- Des puits de surveillance des eaux souterraines se situeront sous les BGE. Des puits de reflux des eaux souterraines seront aménagés et utilisés au besoin pour retourner les eaux souterraines aux BGE et à l'installation de stockage de résidus si la qualité des infiltrations risque de mettre en danger la qualité de l'eau en aval.

#### **7.6.1.1.3 Gestion de l'eau pendant le déclassement, la remise en état et la fermeture**

##### **Gestion de l'eau pendant la fermeture**

La fermeture comprend la période entre la fin des opérations d'extraction actives et de traitement, et le moment où la mine à ciel ouvert se sera remplie d'eau. Il est estimé que la fermeture commencera l'année 28 et que la mine à ciel ouvert sera remplie à l'année 39 environ. Le plan de gestion des eaux pour le site pendant la phase de déclassement, de remise en état et de fermeture comprend les éléments suivants :

- Des chenaux de dérivation seront conservés en amont des installations du Projet qui n'auront pas encore été enlevées ou désaffectées pour rediriger l'eau n'ayant pas subi de contact dans le milieu naturel; dans la mesure du possible. Au besoin, ces eaux peuvent être recueillies pour lutter contre les sédiments avant le rejet. Une fois que les zones affectées par le Projet auront été entièrement désaffectées et stabilisées, le drainage de surface sera redirigé pour imiter le régime préalable au Projet; dans la mesure du possible.
- L'ensemble du ruissellement non détourné à l'intérieur des empreintes au sol des installations du projet (p.ex., des remblais de l'installation de stockage de résidus) sera recueilli dans des chenaux et acheminé vers des bassins de gestion de l'eau jusqu'à ce que la qualité de l'eau soit adéquate au rejet. Une fois que la qualité de l'eau des zones restaurées aura satisfait les critères de décharge applicables, les structures de gestion des eaux (c.-à-d., les canaux de collecte et les bassins de gestion de l'eau) seront désaffectés.
- L'ensemble du ruissellement non détourné par rapport au bassin de l'installation de stockage de résidus s'écoulera vers l'installation de stockage de résidus.
- La forme des plages de résidus sera modifiée pour augmenter le drainage en direction du bassin de l'installation de stockage de résidus et pour satisfaire les objectifs d'utilisation finale des terres pour le site. La surface de résidus sera recouverte de roche et de sol pour minimiser l'érosion par l'eau et le vent, offrir une surface utilisable par la circulation et permettre une revégétalisation.
- La zone de la carrière de l'installation de stockage de résidus sera reliée au bassin de l'installation de stockage de résidus par un canal creusé dans la roche.
- Un canal de décharge sera construit entre le bassin de l'installation de stockage de résidus pour permettre à l'excès d'eau provenant de l'installation de stockage de résidus de s'écouler dans la mine à ciel ouvert. Ceci aidera à remplir la mine à ciel ouvert plus rapidement pendant la fermeture.
- Des bassins de gestion de l'eau (BGE) à des emplacements plus bas sur le périmètre de l'installation de stockage des eaux usées continueront à recueillir les infiltrations et le ruissellement provenant des remblais de l'installation de stockage de résidus. Ces eaux seront pompées de nouveau vers l'installation de stockage de résidus jusqu'à ce que la qualité de l'eau soit adéquate au rejet.
- Des puits de surveillance des eaux souterraines seront conservés sous les bassins de gestion de l'eau. Au besoin, on utilisera des puits de reflux des eaux souterraines.

### **Gestion de l'eau pendant la post-fermeture**

La période post-fermeture commence lorsque la mine à ciel ouvert est complètement remplie d'eau et que la décharge commence dans le milieu en aval. Le plan de gestion des eaux pour le site pendant la phase post-fermeture comprend les éléments suivants :

- Le chenal de dérivation du côté sud-est de la mine à ciel ouvert sera conservé pour continuer à fournir un débit au bassin versant du ruisseau McBean.
- Toutes les installations de gestion de l'eau qui ne sont plus nécessaires seront récupérées comme installations d'eau libre, terres humides et/ou autres utilisations finales des terres.
- Le canal de décharge entre le bassin de l'installation d'entreposage de résidus et la mine à ciel ouvert continuera à permettre à l'excès d'eau provenant de l'installation de stockage de résidus de s'écouler dans la mine à ciel ouvert.
- Le niveau d'eau dans le lac de la fosse sera maintenu en pompant de l'eau dans l'UTEU et en la traitant au besoin avant le rejet. Le niveau du lac sera maintenu de manière à ce que toute l'eau souterraine s'y écoule. Toutes les eaux devant être rejetées seront traitées aussi longtemps que nécessaire pour satisfaire les conditions du permis pour la qualité de l'eau rejetée. Il est prévu que l'installation de traitement des eaux utilisée pendant l'exploitation sera réutilisée à cette fin, bien qu'il faille peut-être la remettre à neuf et/ou la reconfigurée pour qu'elle satisfasse aux exigences de traitement des eaux.
- Lorsque les eaux du lac constitué par le puits seront d'une qualité suffisante pour en permettre le rejet dans des drainages en aval, le pompage et le traitement cesseront, on laissera le puits se remplir complètement et le lac se déversera dans le ruisseau Sisson par l'entremise d'un canal artificiel à un emplacement de faible élévation en bordure de fosse.
- Des puits de surveillance des eaux souterraines seront conservés sous les bassins de gestion de l'eau. Au besoin, on utilisera des puits de reflux des eaux souterraines.

## 7.6.2 Modèle de bilan hydrique opérationnel

### 7.6.2.1 Généralités

Une analyse stochastique a été réalisée sur le bilan hydrique opérationnel mensuel du site minier, cas de référence, à l'aide du progiciel GoldSim<sup>®</sup>. L'objectif de la modélisation était d'estimer l'ampleur et l'étendue du surplus d'eau et/ou conditions de déficit dans l'installation de stockage de résidus sur la base d'une plage de possibles conditions climatiques. Le calendrier de modélisation comprend une année de préproduction (Année -1) et 27 ans d'opérations minières (années 1 à 27) à une vitesse moyenne de 30 000 tonnes métriques sèches par jour. Le modèle incorpore les principaux composants miniers suivants :

- Une mine à ciel ouvert;
- Un concentrateur;
- Une ISR;
- La roche stérile et le minerai à teneur moyenne entreposé dans l'ISR (appelés conjointement Débris de roche);
- Une usine de clarification des eaux de récupération; et



- Une usine de traitement des eaux usées (UTEU).

La figure 7.6.1 présente le modèle de façon schématique et le tableau 7.6.1 comprend des descriptions de chacune des voies d'écoulement.

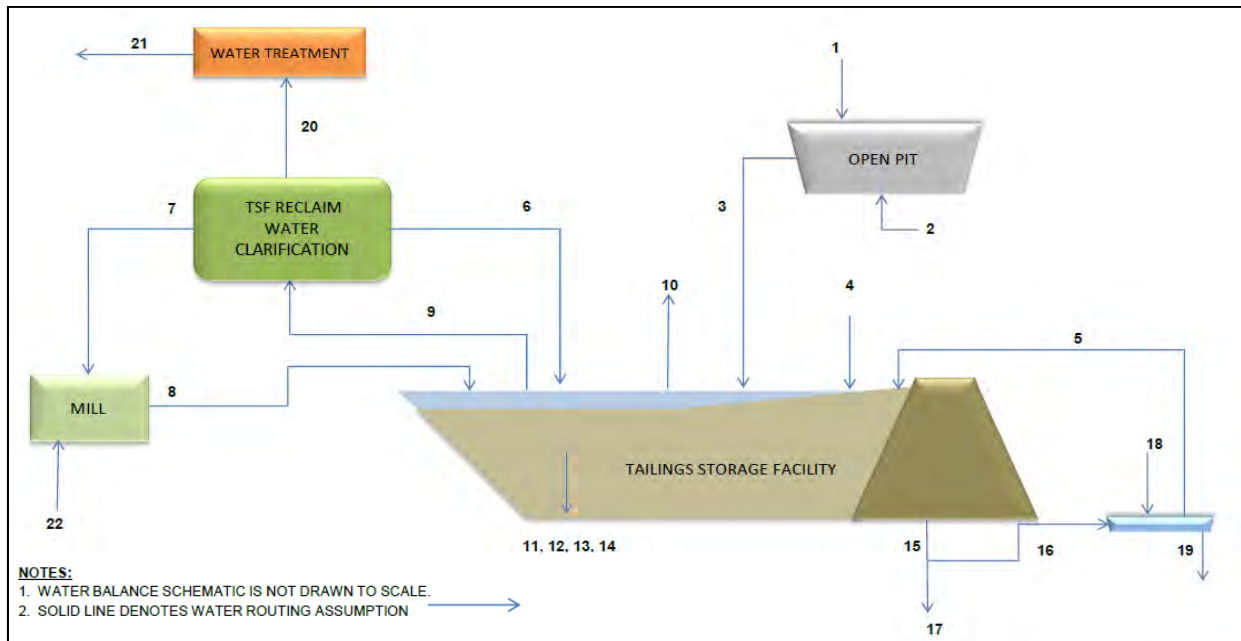


Figure 7.6.1 Feuille d'analyse schématique du modèle de bilan hydrique opérationnel (phase d'exploitation)

Tableau 7.6.1 Descriptions des voies d'écoulement relatives au bilan hydrique opérationnel

Numéro	Description
1	Précipitations directes dans la mine à ciel ouvert et ruissellement de bassin
2	Afflux d'eau souterraine à la mine à ciel ouvert
3	Assèchement de la mine à ciel ouvert vers l'IED
4	Ruissellement de bassin et de plage de l'ISR, précipitations directes dans le bassin
5	Recyclage du bassin de gestion de l'eau
6	Eau provenant de l'usine de clarification des eaux vers le bassin de l'ISR
7	Eau provenant de l'usine de clarification vers le concentrateur
8	Eau dans les résidus de l'ISR
9	Eau de récupération de l'ISR vers l'usine de clarification
10	Évaporation de bassin de l'ISR
11	Eau retenue dans les interstices des résidus
12	Eau retenue dans les interstices des boues de clarification
13	Eau retenue dans les interstices de la roche stérile
14	Eau retenue dans les interstices des dépôts de minerai à teneur moyenne
15	Infiltrations des remblais de l'ISR - totales
16	Infiltrations des remblais de l'ISR - capturées par le système de collecte des infiltrations/BGE
17	Infiltrations des remblais de l'ISR - perdues
18	Remblai de bassin de gestion de l'eau et ruissellement de bassin
19	Infiltrations du bassin de gestion de l'eau
20	Excès d'eau clarifiée au traitement

**Tableau 7.6.1 Descriptions des voies d'écoulement relatives au bilan hydrique opérationnel**

Numéro	Description
21	Rejet d'eau traitée dans l'environnement
22	Eau douce d'appoint vers le concentrateur

Les suppositions et les paramètres du modèle sont discutés dans les sections suivantes, et des détails supplémentaires sont présentés dans Samuel Engineering (2013).

### 7.6.2.2 Données de modélisation et suppositions

#### 7.6.2.2.1 Conditions climatiques

Le modèle de bilan hydrique opérationnel mensuel (cas de base) a été élaboré à l'aide des valeurs mensuelles présentées dans le tableau 7.6.2. Le ruissellement unitaire annuel moyen (RUAM) pour les bassins non perturbés dans la zone du Projet a été estimé comme étant d'environ 827 mm sur la base du RUAM à long terme pour la station B-2 du site du Projet sur le ruisseau Bird à Napadogan. Les précipitations moyennes annuelles (PMA) ont été estimées à 1 350 mm, 75 % d'entre elles tombant sous forme de pluie et le reste sous forme de neige. L'évapotranspiration potentielle (ETP) moyenne annuelle pour le site du Projet a été estimée à 500 mm. L'ETP a été présumée comme étant égale à l'évaporation du lac et elle a été appliquée à la surface du bassin de l'IED pour estimer les pertes d'évaporation.

**Tableau 7.6.2 Entrées hydrométéorologiques moyennes**

Paramètre	Valeur mensuelle (mm)												Annuel (mm)
	Janv	Févr.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juill.	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.	
Précipitations	115	83	107	96	111	114	127	122	119	117	116	123	1350
Pluie	34	21	45	70	110	114	127	122	119	114	85	51	1012
Neige	81	62	62	26	1	0	0	0	0	3	31	72	338
Sublimation	15	15	15	15	0	0	0	0	0	0	0	15	75
Fonte de neige	0	0	28	113	121	1	0	0	0	0	0	0	263
Précipitations disponibles	34	21	73	183	231	115	127	122	119	114	85	51	1275
Évaporation du lac	0	0	0	15	68	100	119	104	65	29	0	0	500
Ruissellement disponible	41	28	65	213	138	49	33	26	25	54	82	73	827
<b>Remarques :</b>													
1) Les valeurs correspondant aux précipitations ont été estimées pour la station climatique Sisson, laquelle se trouve à une élévation approximative de 305 m.													
2) Le ruissellement de surface a été estimé en multipliant les valeurs pour les précipitations disponibles par le coefficient de ruissellement correspondant pour chacune des zones du Projet.													
3) Les valeurs d'évaporation du lac ont été appliquées à la zone du bassin de l'IED pour estimer les pertes évaporatives.													
4) Les valeurs de ruissellement disponibles ont été appliquées aux zones non perturbées dans l'empreinte au sol de la mine pour estimer le ruissellement.													

#### 7.6.2.2.1.1 Coefficients de ruissellement pour les zones perturbées

Les valeurs de ruissellement naturel ne sont pas directement applicables aux zones perturbées du site de la mine en raison des changements importants causés par l'altération de la couverture du sol. Par conséquent, les quantités d'eau (ruissellement/infiltration) générées par les zones affectées par la mine (mine à ciel ouvert, remblais d'IED, roche stérile, minerai à teneur moyenne et plages de l'IED) et les eaux ouvertes (bassin de surnageant de l'IED) ont été estimées en multipliant la pluie et la fonte de la neige par les coefficients de ruissellement présumés suivants :

- Plages de l'IED : 0.7;
- Remblais de l'IED, minerai à moyenne teneur et roche stérile : 0.8;
- Bassin de l'IED : 1,0; et
- Parois de mine à ciel ouvert : 0.9.

#### 7.6.2.2.1.2 Entrées stochastiques

La variabilité des conditions climatiques a été traitée en utilisant une version stochastique du modèle de bilan hydrique qui comprenait des techniques de simulation de type Monte Carlo. Les paramètres climatiques mensuels ont été modélisés comme des distributions de probabilité plutôt que de simples valeurs moyennes. La variabilité d'une année à l'autre du ruissellement mensuel a été quantifiée en utilisant des valeurs de coefficient de variation ( $C_v$ ) qui ont été dérivées d'ensembles de données régionaux. La moyenne mensuelle et les valeurs d'écart-type ont été utilisées pour élaborer les distributions de probabilité mensuelles qui sont requises pour une simulation Monte Carlo. Les distributions des précipitations mensuelles ont été modélisées en présumant une distribution Gamma.

#### 7.6.2.2.1.3 Collecte des infiltrations et du drainage des remblais de l'ISR

Les analyses des infiltrations en régime continu ont été réalisées à l'aide du logiciel par éléments finis SEEP/W pour estimer la quantité des infiltrations provenant des remblais de l'ISR. Il a été présumé qu'une partie du drainage et des infiltrations des remblais sera capturée par le système de collecte des infiltrations des remblais ou interceptée et recueillie par des puits de reflux des eaux souterraines de l'ISR. Il a été présumé qu'une petite partie des infiltrations totales éviterait tout de même les systèmes de collecte des infiltrations et sera perdue dans l'environnement en aval de l'ISR.

Il est à souligner que des valeurs prudentes (plus élevées) d'infiltrations de l'ISR ont servi à modéliser la qualité de l'eau en comparaison à celles du modèle de bilan de bilan hydrique opérationnel produit à des fins techniques. Les données de l'estimation des pertes attribuables aux infiltrations provenant de l'ISR à chaque phase selon le modèle prédictif de la qualité de l'eau sont illustrées dans le tableau 7.6.3, accompagnés des taux estimatifs de captage des infiltrations des bassins de gestion des eaux et des taux d'efficacité du captage qui y correspondent.

**Tableau 7.6.3 Taux estimatifs des infiltrations pour chaque phase du Projet**

	Exploitation	Fermeture et post-fermeture
Infiltrations de l'ISR (L/mois)	$2,8 \times 10^8$ (106 L/s)	$6,3 \times 10^7$ (24 L/s)
Captage des infiltrations (L/mois)	$2,3 \times 10^8$ (87 L)	$4,2 \times 10^7$ (16 L/s)
Efficacité du captage (%)	82 %	67 %

#### 7.6.2.2.1.4 Usine de clarification des eaux de récupération de l'ISR

L'eau de récupération pompée à partir de l'ISR sera envoyée à une usine de clarification pour l'enlèvement des solides avant d'être pompée vers le concentrateur pour l'y utiliser dans le procédé. Les décantats produits par le système de clarification comprendront un sous-écoulement de chaux et un précipité de carbonate de calcium, qui seront pompés à nouveau dans l'ISR sous forme de boues.

#### 7.6.2.2.1.5 Pompage à l'usine de traitement des eaux usées

Les eaux seront acheminées à une UTEU à partir de l'usine de clarification de l'eau de récupération à une vitesse d'environ 6 millions m<sup>3</sup>/a pour conserver un volume de fonctionnement acceptable du bassin dans l'ISR et pour compléter le débit dans le milieu en aval. Il est présumé que le pompage vers le traitement devrait commencer approximativement à l'année 8 et continuera jusqu'à la fin des opérations à l'année 27, dans des conditions climatiques moyennes.

#### 7.6.2.2.1.6 Exigences en eau du concentrateur

Les exigences en eau du concentrateur ont été calculées en fonction du taux de production spécifié du concentrateur et du contenu prévu de solides (% en poids) des résidus. L'ensemble de l'eau de traitement sera envoyé au système de récupération de l'ISR. L'exigence en eau douce pour le concentrateur est d'environ 14 m<sup>3</sup>/h. Il est présumé que ce besoin en eau douce doit être ajoutée à toute eau de traitement d'appoint extraite du système de récupération de l'ISR.

#### 7.6.2.2.1.7 Système d'assèchement de puits

L'eau pompée à partir de la mine à ciel ouvert par le système d'assèchement comprend le ruissellement des parois de puits, le ruissellement du captage de puits non perturbé entrant dans le puits et les afflux d'eau souterraine. Les afflux d'eau souterraine vers la mine à ciel ouvert ont été estimés à environ 40 L/s à l'ampleur maximum de la mine. Il a été présumé que la vitesse de l'afflux d'eau allait augmenter de façon linéaire pendant les 27 ans d'exploitation, de 0 L/s à l'année 1 jusqu'à 40 L/s à l'année 27. On a supposé que les écoulements d'assèchement de la mine seront pompés vers l'ISR pendant l'exploitation.

#### 7.6.2.2.1.8 Eau retenue dans les interstices de l'ISR

La quantité d'eau retenue dans les résidus, les solides de l'usine de clarification, la roche stérile et le minerai à moyenne teneur entreposé dans l'ISR dépend du calendrier de production et de la densité sèche ainsi que de la densité relative des solides.

Environ 209 millions de tonnes de roche stérile et de minerai à moyenne teneur seront entreposées dans l'ISR à partir de l'année 1 jusqu'à l'année 20; à partir de l'année 21, la roche stérile sera entreposée dans la mine à ciel ouvert et sera submergée pendant la fermeture, en même temps que la

mine. Dans l'IER, il a été présumé que le minerai à teneur moyenne serait partiellement submergé dans le bassin de surnageant, et ce, à partir de l'année 15 jusqu'à l'année 25, avec environ 17 millions de tonnes submergées. La roche stérile commencera par être submergée par l'eau du bassin à l'année 3 et sera progressivement saturée jusqu'à l'année 21.

#### 7.6.2.2.1.9 Eau de récupération

Le volume de l'eau disponible à la récupération dans le concentrateur a été estimé à l'aide du bilan hydrique de l'IER.

Les principaux afflux d'eau de l'IER sont :

- l'eau pompée dans l'IER à partir du concentrateur avec les boues de résidu;
- l'eau des boues de l'usine de clarification;
- les précipitations directes et le ruissellement vers l'IER, ce qui comprend le ruissellement du dépôt exposé de minerai à teneur moyenne, la roche stérile et la carrière; et
- le recyclage des infiltrations des remblais.

Les principales émissions d'eau de l'IER sont :

- le pompage de l'excès d'eau vers l'UTEU;
- l'eau retenue dans les dépôts et les interstices de la roche;
- l'évaporation; et
- les infiltrations des remblais.

Il est présumé que l'eau disponible pour une utilisation dans le traitement est égale à 100 % de la différence entre ces afflux d'eau et ces émissions d'eau.

#### 7.6.2.3 Résultats du bilan hydrique

Les résultats du modèle de bilan hydrique ont été utilisés pour estimer la probabilité d'avoir un surplus ou un déficit d'eau dans l'IER. Il est prévu que le bassin de l'IER connaisse un surplus net pendant la totalité de la durée de vie de la mine, ce qui indique que le système (y compris l'IER et les captages contributeurs) est en mesure de fournir une quantité plus que suffisante d'eau pour satisfaire les exigences en eau de traitement pour le concentrateur, même dans des conditions de sécheresse. Des conditions de surplus signifient que l'eau doit être entreposée dans l'ISR ou rejetée.

Le modèle de bilan hydrique présumait que le bassin de départ de l'IER permettait d'accumuler plus d'une saison de crue nivale avant le début des opérations de la mine. Par ailleurs, le volume de fonctionnement minimum du bassin est de 3 millions de m<sup>3</sup>. Le volume du bassin de l'IER augmentera ensuite pendant les huit premières années d'exploitation alors que l'étendue aréale de l'IER augmente et que l'eau de surplus est recueillie dans le bassin; dans des conditions climatiques moyennes, aucun

rejet d'eau de surface n'est prévu jusqu'à l'année 8. Environ 6 millions m<sup>3</sup>/année d'eau du bassin de l'IER seront pompés vers l'UTEU pendant l'exploitation à compter de l'année 8, dans des conditions moyennes. L'eau de surplus dans l'IER sera acheminée à la mine à ciel ouvert après la fermeture (à compter de l'année 28) pour remplir le lac plus rapidement. L'eau sera rejetée du lac par l'entremise de l'UTEU à compter de l'année 40. Le calendrier du modèle est résumé ci-dessous dans le tableau 7.6.4.

**Tableau 7.6.4 Résumé du calendrier du modèle de bilan hydrique**

Année de la mine/modèle	Jalon
An -1	Démarrage – le ruissellement est recueilli dans l'IER pour l'exploitation initiale du concentrateur jusqu'à environ 3 millions m <sup>3</sup> .
Année 1 à 7	Exploitation – l'IER croît avec l'agrandissement de l'installation.
Année 8 à 27	Exploitation – le bassin de l'IER atteint un volume de fonctionnement constant et le rejet à l'UTEU commence.
Année 28 à 39	Fermeture – l'eau de surplus provenant de l'IER est acheminée à la mine à ciel ouvert pour en augmenter la vitesse de remplissage.
Année 40 et au-delà	Post-fermeture - la mine à ciel ouvert est pleine et l'eau est rejetée depuis le lac du puits vers une UTEU.

### 7.6.3 Modélisation prédictive de la qualité de l'eau

#### 7.6.3.1 Introduction et objectifs de modélisation

Les prévisions de la qualité de l'eau pour le Projet ont été modélisées à l'aide du logiciel GoldSim© depuis le point de référence jusqu'à la post-fermeture, avec des sorties mensuelles sur une période de plus de 100 ans. Le modèle se base généralement sur des stratégies de conception et d'exploitation employées dans le Rapport technique pour l'étude de faisabilité (Samuel Engineering 2013). Les résultats du modèle ont été utilisés dans un processus itératif pour aider à optimiser le design du Projet et à réduire la possibilité de changements induits par le Projet dans la qualité de l'eau en aval. Ce processus d'optimisation a entraîné plusieurs changements au design présumé et à l'exploitation du Projet par rapport au moment de l'étude de faisabilité.

L'objectif de la modélisation prédictive était d'estimer de manière quantitative les effets environnementaux du Projet sur la qualité de l'eau dans l'environnement en aval, y compris dans le ruisseau Napadogan, le ruisseau McBean et ses affluents. Les détails complets des méthodes et résultats sont présentés dans le rapport intitulé Predictive Water Quality Modelling (Knight Piésold 2013c) et mis à jour dans Knight Piésold (2014).

Les résultats relatifs à la qualité de l'eau ont été prédits pour sept nœuds le long du ruisseau Napadogan (NAP1, NAP2, NAP3, NAP5, NAP7 et NAP8), et un nœud le long du ruisseau McBean (MBB2). Les prévisions relatives à la qualité de l'eau ont été calculées pour trois affluents sans nom (UT1, UT3 et UT4). L'emplacement des nœuds du modèle est illustré dans la figure 7.6.2. En outre, la figure 7.6.3 montre un gros plan de la zone du site de la mine.

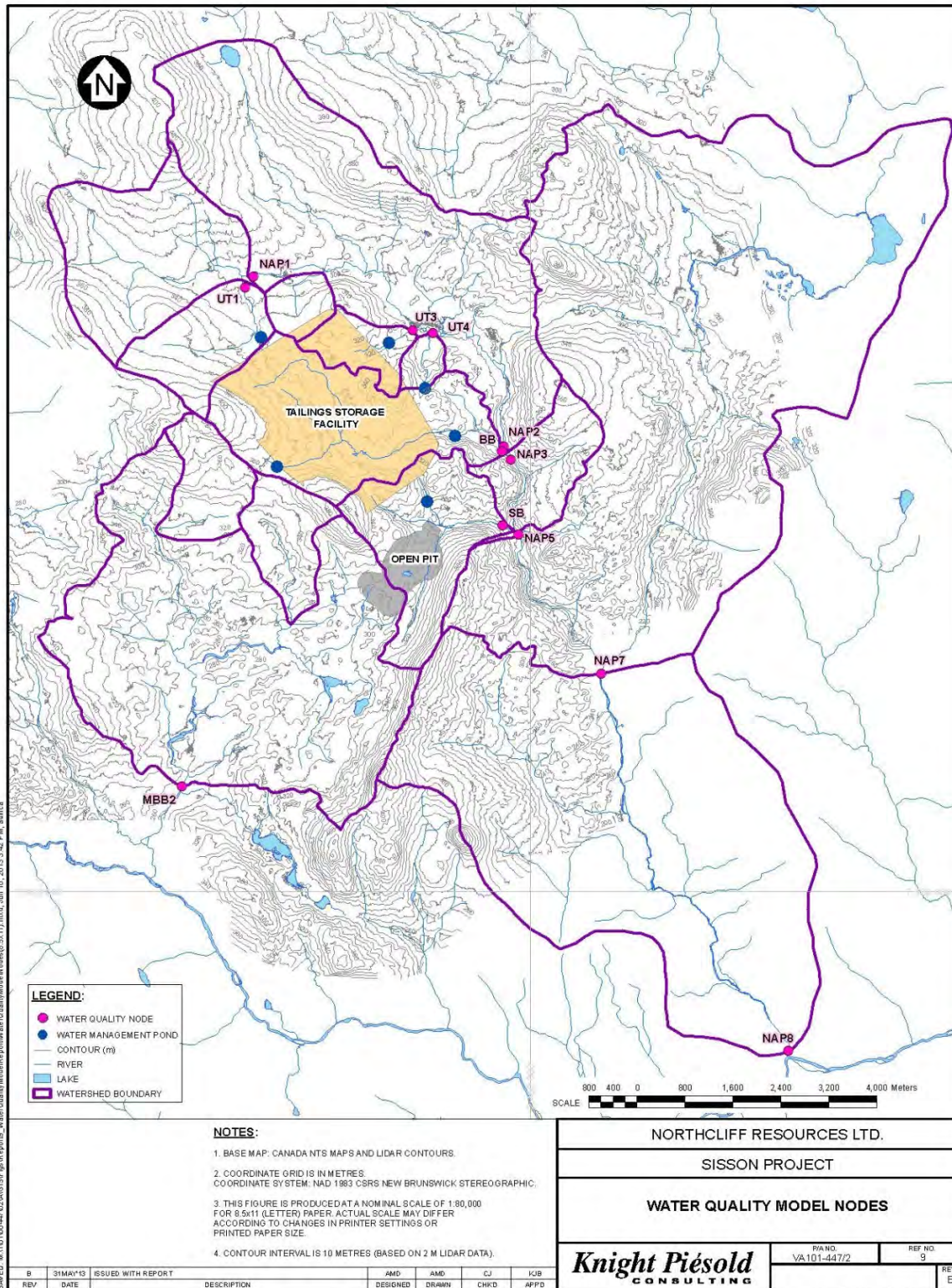


Figure 7.6.2 Nœuds du modèle relatif à la qualité de l'eau

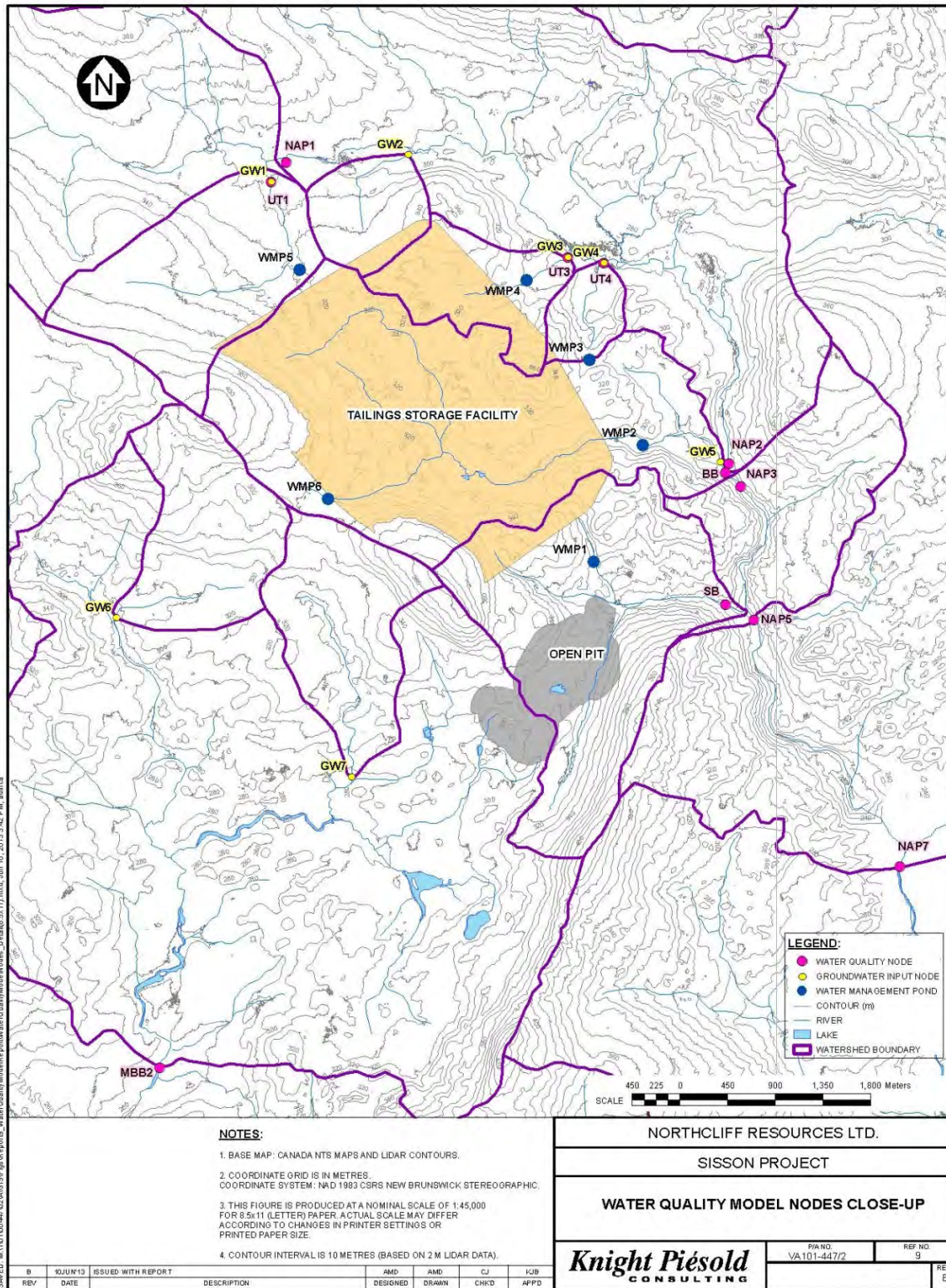


Figure 7.6.3 Gros plan des nœuds du modèle relatif à la qualité de l'eau



### 7.6.3.2 Calendrier du Projet

Le calendrier du modèle englobe toutes les phases du Projet (Exploitation, fermeture et post-fermeture) ainsi que deux ans avant de début de l'Exploitation (c.-à-d., la construction, années du modèle -2 et -1), qui représentent les conditions de référence aux nœuds relatifs à la qualité de l'eau en aval. Suite au deux années de référence, le modèle s'exécute en continu de l'année 1 (début des opérations) jusqu'à l'année 100 (il est présumé que la qualité prévue de l'eau pendant la post-fermeture atteindra un état stable avant l'année 100). Les changements de la qualité de l'eau prévus sont régis par la stratégie de gestion des eaux dans chacune des phases de Projet suivantes :

#### 7.6.3.2.1 Exploitation (années 1-27)

L'exploitation commence avec la mise en service du concentrateur et se termine lorsque le traitement du minerai est terminé, période pendant laquelle la stratégie de gestion comprend les éléments suivants :

- Des fossés de dérivation sont construits autour de la zone de la mine à ciel ouvert pour transporter l'eau qui n'a pas eu de contact depuis les bassins versants en amont jusqu'aux ruisseaux McBean et Sisson. Cela a pour conséquence qu'une certaine quantité d'eau qui aurait dû ruisseler naturellement dans le ruisseau Sisson est rejetée dans le ruisseau McBean.
- L'eau de contact et l'eau non détournée n'ayant pas subi de contact provenant de l'IER et des empreintes de la mine à ciel ouvert arrivent à l'IER et à la mine à ciel ouvert, respectivement.
- Les infiltrations des remblais de l'ISR sont recueillies dans des bassins de gestion de l'eau (BGE) et elles sont continuellement pompées à nouveau dans l'ISR. Dans des conditions d'exploitation normales, l'eau ne sera pas stockée dans les BGE.
- Les infiltrations du bassin de l'ISR qui évitent les BGE se mélangent avec les eaux souterraines dans le milieu récepteur et pénètrent dans le ruisseau le plus proche après un délai de cinq ans.
- Le système de récupération des infiltrations est modélisé le long de la partie nord de la pente descendante de l'ISR du BGE 5 qui est présumé récupérer 30 % des infiltrations du bassin de l'ISR dans cette partie du bassin versant.
- Toute l'eau n'ayant pas subi de contact qui est recueillie dans la mine à ciel ouvert est pompée dans l'ISR.
- À partir de l'année 8, environ 6 millions m<sup>3</sup>/a d'eau excédentaire provenant de l'ISR seront pompés vers une usine de traitement des eaux usées (UTEU) et rejetés dans le ruisseau Napadogan après traitement, à la confluence avec le ruisseau Sisson. Généralement, la vitesse de rejet de l'UTEU est proportionnelle à l'hydrographie de référence à l'emplacement du rejet. Le rejet diminue encore pendant les mois à faible débit, à la fin de l'été et au milieu de l'hiver, pour minimiser l'impact sur la qualité de l'eau réceptrice.

- Les apports du concentrateur (dépôt de résidus) vers l'ISR cessent à la fin de l'année 27.

#### 7.6.3.2 Fermeture (Années 28-39)

La fermeture commence lorsque le concentrateur s'arrête et se termine lorsque la mine à ciel ouvert est remplie au point où le rejet contrôlé de l'excès d'eau est nécessaire. Pendant la fermeture, la stratégie de gestion des eaux comprend les éléments suivants :

- L'assèchement de la mine à ciel ouvert cesse et le puits commence à se remplir d'eau.
- Le pompage de l'ISR vers l'UTEU cesse et le rejet de l'effluent de l'UTEU dans le ruisseau Sisson cesse; ceci entraîne un changement dans la qualité prévue de l'eau dans le ruisseau Napadogan en aval du ruisseau Sisson.
- Les apports provenant du concentrateur vers l'ISR cessent à la fin de l'année 27, ce qui entraîne des changements dans la qualité de l'eau dans l'ISR à compter de l'année 28. Les changements prévus dans la chimie aux nœuds en aval le long du ruisseau Napadogan sont évidents à l'année 33, ces nœuds sont affectés par les infiltrations provenant de l'ISR, ce qui se produit avec un délai de cinq ans.
- L'eau recueillie dans l'ISR et la carrière s'écoule dans la mine à ciel ouvert par l'entremise d'un canal artificiel à compter de l'année 31.
- L'eau recueillie dans les BGE est continuellement pompée à nouveau vers l'ISR.
- À l'année 34, le procédé en lots du sulfate ferrique de l'eau de la mine à ciel ouvert commence.

#### 7.6.3.2.3 Post-fermeture (années 40 et au-delà)

La post-fermeture commence lorsque la mine à ciel ouvert est pleine et qu'elle commence à se décharger dans le milieu récepteur.

- L'eau de la mine à ciel ouvert est pompée vers une UTEU qui procède au rejet dans le ruisseau Sisson à compter de l'année 40. Le niveau du lac créé par la mine est conservé à une certaine élévation pour s'assurer que l'eau souterraine puisse s'écouler.
- L'eau recueillie dans les BGE est perpétuellement pompée à nouveau dans l'ISR jusqu'à ce que la qualité de l'eau soit adéquate au rejet.

### 7.6.3.3 Description du modèle pour le bilan massique et la qualité de l'eau

#### 7.6.3.3.1 Calculs de la qualité de l'eau

Le modèle relatif à la qualité de l'eau a été élaboré à l'aide d'une approche de calcul par bilan massique dans le progiciel GoldSim® afin de prévoir la chimie moyenne mensuelle de l'eau à des endroits sélectionnés dans la zone du Projet, et en aval de celle-ci. La méthode par bilan massique présume que les afflux entrants à n'importe quel nœud modélisé sont entièrement mélangés à cet endroit.

L'équation généralisée pour le bilan massique aux emplacements de mélange sur des cours d'eau naturels est :

$$C_{\text{Nouveau}} = \frac{C_A \times Q_A + C_B \times Q_B}{(Q_A + Q_B)}$$

où :

$C_{\text{Nouveau}}$  = concentration mélangée (mg/L);

$C_A$  = concentration du cours A (mg/L);

$Q_A$  = débit du cours A ( $\text{m}^3/\text{s}$ );

$C_B$  = concentration du cours B (mg/L); et

$Q_B$  = débit du cours B ( $\text{m}^3/\text{s}$ ).

Une approche prudente a été adoptée pour la prévision de la qualité de l'eau dans les composants réservoir du modèle, y compris pour l'ISR, les BGE et la mine à ciel ouvert. Les concentrations mensuelles dans chacun des réservoirs sont égales à la somme de la charge stockée et des charges d'entrée à partir de l'étape temporelle en cours (chargement mensuel), divisé par le volume du réservoir déterminé par le modèle du bilan hydrique. Les charges retirées de chacun des réservoirs ont été déterminées en utilisant cette concentration multipliée par le volume d'eau retirée du réservoir à cette étape temporelle.

L'équation généralisée pour le bilan massique des réservoirs est la suivante :

$$C_{\text{Nouveau}} = \frac{(C_A \times V_A) + (C_B \times V_B) - (C_A \times V_C)}{(V_A + P - E)}$$

où :

$C_{\text{Nouveau}}$  = concentration mélangée (mg/L);

$C_A$  = concentration du réservoir A à l'étape temporelle précédente (mg/L);

$V_A$  = volume du réservoir A ( $\text{m}^3$ );

$C_B$  = concentration du cours B (mg/L);

$V_B$  = volume mensuel de l'afflux du cours B ( $\text{m}^3$ );

$V_C$  = volume mensuel de l'émission de la décharge C ( $\text{m}^3$ );

P = précipitations mensuelles ( $m^3$ ); et

E = évaporation mensuelle ( $m^3$ ).

### 7.6.3.3.2 Paramètres

Au total, 77 paramètres ont été modélisés, y compris la dureté, l'alcalinité, le carbone organique, les principaux ions et 33 métaux (totaux et dissous). Plusieurs métaux ont été signalés comme étant sous le seuil de détection de la méthode (SDM), autant dans les termes sources que dans les données de référence (béryllium, tellure et étain), et n'ont par conséquent pas été modélisés. Les métaux ont été modélisés uniquement sous forme dissoute dans les installations minières proposées, et sous la forme totale et dissoute à des emplacements en aval.

### 7.6.3.4 Données et suppositions

#### 7.6.3.4.1 Généralités

La modélisation de la qualité de l'eau impliquait une série d'études et d'analyses, notamment : a) la caractérisation des propriétés géochimiques des déchets (débris de roche et résidus), parois de puits et matériaux d'emprunt; b) selon ces propriétés, la création de termes sources géochimiques pour ces matériaux; c) l'élaboration du modèle de bilan hydrique opérationnel pour le Projet; et d) l'application des termes sources dans le modèle de bilan hydrique pour prévoir des caractéristiques conséquentes de la qualité de l'eau à différents nœuds dans le modèle. Dans chacun des cas, les analyses intégraient des suppositions basées sur l'expérience et le meilleur jugement professionnels. Les suppositions les plus prudentes ont été retenues lorsque les données des analyses comprenaient un degré d'incertitude plus élevé.

Sur la base des renseignements disponibles, les résultats du modèle sont considérés comme représentant les meilleures estimations possible. Il est prévu qu'avec l'augmentation du nombre de données recueillies, les données et suppositions du modèle seront raffinées, ce qui permettra de réduire le niveau de prudence inhérent dans les résultats. Il est prévu que ceci aura tendance à entraîner des prévisions plus faibles des concentrations chimiques à chacun des nœuds du modèle.

#### 7.6.3.4.2 Climat, hydrologie et eau souterraine

Les données sur les afflux pour le modèle sur la qualité de l'eau du bilan hydrique ont été dérivées en utilisant le cas de base de bilan hydrique opérationnel mensuel du site minier qui a été développé précédemment pour l'ingénierie de l'étude de faisabilité en utilisant le progiciel GoldSim®. L'objectif d'origine de la modélisation était d'estimer l'ampleur et l'étendue de tout surplus d'eau et/ou conditions de déficit dans l'installation de stockage de résidus sur la base d'une plage de possibles conditions climatiques. Ce modèle a été modifié pour inclure les différentes voies d'écoulement de l'eau de contact définies entre le Projet et le milieu en aval, puis il a été intégré dans le modèle prédictif de qualité de l'eau du bilan hydrique.

Les paramètres hydrométéorologiques mensuels moyens étaient fondés sur les valeurs utilisées dans le modèle de bilan hydrique opérationnel. Dans la mesure du possible, le calcul des bassins versants été réalisé à l'aide de données topographiques LiDAR et avec la cartographie du Système national de

référence cartographique (SNRC) lorsqu'aucune donnée LiDAR n'était disponible (p. ex., dans les cours supérieurs de la branche est du ruisseau Napadogan).

Les données sur le débit de base de l'eau souterraine ont été estimées sur la base des données hydrologiques du ruisseau Bird, à l'aide d'une approche qualitative par séparation hydrographique. Les données sur le débit ont été estimées sur une base mensuelle à l'aide de 40 ans de données desquelles des moyennes mensuelles ont été générées à partir de l'ensemble de données.

#### **7.6.3.4.3 Termes sources géochimiques**

Les termes sources géochimiques ont été fournis par SRK Consulting (Canada) Inc. (SRK) pour les éléments suivants :

- puisard de mine à ciel ouvert : mg/jour;
- minerai broyé : mg/L (sur la base de ~18,5 Mm<sup>3</sup>/a d'eau de traitement);
- réactifs de procédé : mg/tonne de minerai traité;
- ruissellement/infiltration de dépôt de minerai à faible teneur : mg/L;
- ruissellement/infiltration de roche stérile : mg/L;
- inondation de roche stérile : mg/tonne de roche submergée;
- ruissellement des plages de l'ISR : mg/m<sup>2</sup>/semaine;
- infiltration insaturée des plages de l'ISR : mg/L;
- ruissellement/infiltration des remblais de l'ISR : mg/L;
- puisard de carrière de l'ISR : mg/L;
- parois de puits : mg/L; et
- effluent de l'usine de traitement des eaux usées : mg/L.

Des détails concernant l'élaboration des termes sources de l'eau de contact sont fournis dans SRK (2013).

#### **7.6.3.4.4 Usine de traitement des eaux usées**

Il a été déterminé de façon précoce dans le processus de modélisation prédictive de la qualité de l'eau que le traitement des eaux usées pourrait être nécessaire afin d'atténuer les effets du Projet sur les eaux réceptrices. Un concept d'usine de traitement des eaux usées (UTEU) qui pourrait être intégré au modèle de bilan massique a par la suite été élaboré par SRK. L'efficacité estimée de l'enlèvement par l'UTEU pour chacun des paramètres a été appliquée au rejet provenant de l'ISR pendant l'exploitation et de la mine à ciel ouvert pendant la post-fermeture. L'estimation des concentrations de rejet de l'UTEU a été fournie par SRK (2013).

Dans le modèle du bilan massique, l'UTEU a été représenté en limitant les concentrations maximales de paramètre du rejet aux concentrations estimées de rejet de l'UTEU. Il a été présumé que l'UTEU n'enlèverait pas de constituants dans l'eau de pénétration lorsque ces concentrations étaient sous les concentrations de rejet estimées de l'UTEU. Un système de clarification de l'eau est également compris dans la conception du Projet afin de prétraiter l'eau recyclée vers le concentrateur provenant de l'ISR. Cependant, les améliorations de la qualité de l'eau n'ont pas été créditées à l'usine de clarification, ce qui constitue une supposition prudente. Des travaux d'essai et des analyses supplémentaires sont en cours afin de mieux comprendre la contribution potentielle du système clarification par rapport aux améliorations de la qualité de l'eau. Le traitement additionnel de l'eau a été appliqué au modèle pour la mine à ciel ouvert, sous la forme d'un procédé en lots qui sera mis en place pendant la fermeture (environ à l'année 34 du modèle).

#### **7.6.3.4.5 Qualité de référence de l'eau**

##### **7.6.3.4.5.1 Données sur la qualité de référence de l'eau**

Le programme sur la qualité de référence de l'eau pour le Projet a commencé en 2007 avec le prélèvement d'échantillons sur une base mensuelle ou trimestrielle (saisonniers). Les données de référence sur la qualité de l'eau de surface qui ont été recueillies jusqu'à décembre 2011 ont été incluses pour l'élaboration des intrants relatifs à la qualité mensuelle moyenne de référence de l'eau pour le modèle; de manière cohérente avec la qualité de référence de l'eau. Dans les cas où aucune donnée n'était disponible pour un mois en particulier ou lorsque les données avaient été recueillies sur une base saisonnière et non mensuelle, les concentrations du paramètre ont été présumées comme étant égales à celle du mois précédent.

Les données sur la qualité des eaux souterraines recueillies entre décembre 2011 et juin 2012 ont été utilisées pour générer la qualité de référence de l'eau pour le modèle du bilan massique. De manière générale, les données sur la qualité des eaux souterraines n'ont pas été appliquées directement au modèle, mais elles ont été utilisées à des fins de comparaison avec les données des eaux de surface à faible débit pour des sites à proximité. Des diagrammes trilineaires Piper ont été utilisés pour évaluer les similarités des faciès géochimiques pour la qualité des eaux souterraines aux eaux de surface à faible débit. Les faciès étaient similaires et pour cette raison il a été présumé que les données sur la chimie de l'eau de la moitié de l'hiver pour les sites d'eau de surface à proximité étaient égaux à la chimie des eaux souterraines. Beaucoup de paramètres sont supérieurs dans les eaux souterraines que dans les cours d'eau à proximité pendant les conditions de faible débit, bien qu'on peut supposer que la majorité des écoulements est générée par les afflux d'eau souterraine. Des processus géochimiques complexes et simples peuvent se produire dans un milieu d'eau souterraine/eau de surface peu profonde, ce qui peut entraîner la précipitation de certains paramètres hors de la solution. En supposant que la chimie de l'eau de surface à faible débit est équivalente aux nouveaux comptes de la chimie des afflux d'eau souterraine pour ces processus sans le besoin d'une modélisation supplémentaire. Les moyennes des concentrations des paramètres mesurées dans tous les échantillons de chacun des emplacements des puits de surveillance (puits peu profonds et profonds) ont été calculées et utilisées comme concentrations de référence des eaux souterraines pour chacun des emplacements de puits. Il a été présumé que la qualité des eaux souterraines aux nœuds sans puits de surveillance des eaux souterraines était la même que celle du site de surveillance des eaux souterraines le plus proche.

On doit noter que le prélèvement d'échantillon d'eau de surface et d'eau souterraine est continu, mais les dates de fin mentionnées ci-dessous sont les points de coupure pour les données utilisées dans l'élaboration de termes d'entrée de référence pour le modèle. Les conditions de référence fournies dans le présent rapport se rapportent aux données mensuelles moyennes pour chacun des nœuds de modèle qui ont été utilisées comme intrants dans le modèle. Ces données sous-représentent la plage mesurée pour certains des paramètres, mais elles sont cohérentes avec les résultats du modèle, qui sont des concentrations moyennes mensuelles prévues.

#### **7.6.3.4.5.2 Modèle d'étalonnage de la qualité de référence de l'eau**

Il a été présumé que la qualité de référence de l'eau aux nœuds modélisés était égale à la qualité mensuelle moyenne de l'eau de surface observée à ces emplacements pendant la période de consignation. Cependant, plusieurs entrées de données clés du modèle de qualité de l'eau exigeaient une estimation et un calcul plus approfondis. GoldSim® a élaboré un modèle d'étalonnage pour fournir des estimations pour les renseignements suivants qui ne sont pas disponibles dans l'ensemble de données de référence :

- la séparation des composants d'eau de surface et d'eau souterraine de la qualité de l'eau mesurée résultante;
- le calcul de concentrations de paramètre dans les affluents et les nœuds modélisés pour lesquels aucune donnée de référence n'était disponible;
- l'estimation des charges de paramètre atténuées dans des conditions de référence lorsqu'il s'agit de surfaces d'eau souterraine; et
- l'estimation des charges de paramètre atténuées dans des conditions de référence entre les nœuds modélisés pour lesquels des données de référence sont disponibles.

Les intrants du modèle d'étalonnage comprenaient des données sur les eaux souterraines des sites très proches de chacun des nœuds, des données sur le débit des eaux souterraines, des moyennes de données sur l'eau de surface des sites très proches de chacun des nœuds et des données sur le débit de l'eau de surface.

Les paramètres pour lesquels une diminution a été prévue entre les nœuds dans le modèle d'étalonnage illustré dans la figure 7.6.2, dans au moins un mois chaque année dans des conditions de référence, comprennent :

- NAP1 à NAP2 : ammoniac, nitrate, manganèse dissous et cuivre total, plomb, phosphore, étain, vanadium et zinc;
- BB à NAP3 : nitrate, molybdène dissous et molybdène total;
- NAP3 à NAP4 : dureté, alcalinité, ammoniac, nitrate, phosphate, sulfate, chlorure, fluorure et aluminium dissous et total, arsenic, bore, cadmium, calcium, cuivre, fer, plomb, lithium, manganèse, magnésium, mercure, molybdène, phosphore, potassium, rubidium, silicone, sodium, strontium et tungstène;

- SB à NAP5 : molybdène dissous et total; et
- NAP5 à NAP7 : ammoniac, phosphate, sulfate, aluminium dissous, arsenic, cadmium, plomb, molybdène, phosphore, silicone, uranium et zinc, et aluminium total, antimoine, arsenic, cadmium, chrome, cobalt, plomb, lithium, molybdène, phosphore, silicone, étain, uranium, vanadium et zinc.

Le modèle de référence étalonné a été utilisé comme base pour le modèle prédictif de bilan massif pour l'exploitation, la fermeture et la post-fermeture.

### 7.6.3.5 Résultats

#### 7.6.3.5.1 Généralités

Les valeurs de référence suivantes dans le calendrier du modèle influencent grandement les résultats du modèle et constituent la clé de l'interprétation des prévisions de la chimie de l'eau :

- le traitement de l'eau a été appliqué au modèle pour le rejet du site de la mine dans le ruisseau Sisson pendant l'exploitation et la post-fermeture (Modèle, années 8 à 27 et année 40 et au-delà);
- la qualité de l'eau de l'ISR est grandement affectée par les apports du concentrateur (minerai broyé et réactifs de procédé) pendant l'exploitation; et
- les taux d'infiltration de l'ISR sont plus faibles pendant la fermeture et la post-fermeture que pendant l'exploitation.

Les changements à la chimie de l'eau aux nœuds de modèle en aval, le long du ruisseau Napadogan, sont attribués au chargement provenant de l'eau de contact par l'entremise de deux voies principales : (1) les infiltrations de l'ISR et ses bassins de gestion de l'eau, et (2) le rejet du surplus d'eau traitée par l'entreprise de l'usine de traitement des eaux usées (UTEU) pendant l'exploitation et la post-fermeture. Le caractère saisonnier des changements prédits est directement proportionnel aux conditions de débit de l'eau réceptrice, avec des concentrations modélisées plus élevées en réponse aux conditions de débit d'eau de surface plus faibles.

Il a été observé que les changements prévus dans la chimie en aval qui sont régis par la chimie des infiltrations augmentent par rapport aux concentrations de base à tous les nœuds modélisés qui sont situés en aval de NAP5 (le ruisseau Napadogan à la confluence avec le ruisseau Sisson), sauf en aval du Projet. Les paramètres qui changent en raison du rejet de l'eau traitée provenant du Projet sont marqués par une augmentation de la concentration à NAP5 qui coïncide avec le rejet de l'UTEU du modèle, année 8 et au rejet de l'UTEU post-fermeture à l'année 40. Il n'existe aucune charge additionnelle générée par le Projet en aval de NAP5 et les concentrations de tous les paramètres affectés par la mine diminuent avec la distance en aval.



### 7.6.3.5.2 Recommandations pour la comparaison

Les prévisions de la qualité de l'eau ont été comparées avec les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique (eau douce) (recommandations pour VAED du CCME) et les recommandations de Santé Canada pour la qualité de l'eau potable au Canada (RQEPC). Les recommandations sont présentées dans le tableau 7.6.5 avec le *Règlement sur les effluents des mines de métaux (REMM)* pour les métaux pertinents. La qualité prévue de l'eau a été comparée avec les recommandations et règlements pour les emplacements de nœud de modèle le long du ruisseau Napadogan (NAP1, NAP2, NAP3, NAP5, NAP7 et NAP8), du ruisseau McBean (MBB2) et d'un affluent sans nom (UT1). La qualité de l'eau dans d'autres zones du Projet a également été modélisée, mais elle n'a pas été comparée avec ces recommandations. Ces zones comprennent l'installation de stockage de résidus (ISR), la mine à ciel ouvert, l'usine de traitement des eaux usées (UTEU), trois affluents sans nom (UT3 et UT4), le ruisseau Bird et le ruisseau Sisson.

Même si les prévisions de la qualité de l'eau sont comparées aux recommandations ci-dessous, il est important de noter qu'il n'est pas possible d'inférer des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le poisson à partir de tout dépassement des recommandations. Ces risques sont évalués dans le chapitre 8 du présent rapport d'EIE, car ils se rapportent à une considération des composantes valorisées de l'environnement précises. Les résultats présentés ci-dessous n'infèrent pas nécessairement la détérioration ou la protection de la qualité de l'environnement. Les résultats visent à fournir une indication des problèmes qui nécessiteraient une étude plus approfondie et une confirmation au fur et à mesure que le Projet avance.

**Tableau 7.6.5 Recommandations et règlements sur la qualité de l'eau applicables**

Paramètre	Directives		Règlements
	Recommandations pour VAED du CCME (mg/L)	RQEPC (mg/L)	REMM - Colonne 2 (mg/L)
pH	pH 6,5 à 9	pH 6,5 à 8,5	
Ammoniaque	0,499 <sup>a</sup>		
Nitrate	3	10	
Sulfate		500	
Bromure (Br)		0,01	
Chlorure (Cl)	640		
Fluorure (F)	0,12	1,5	
Aluminium (Al)	0,005 à 0,1 <sup>b</sup>	0,2	
Antimoine (Sn)		0,006	
Arsenic (As)	0,005	0,01	0,50
Baryum (Ba)		1	
Bore (B)		5	
Cadmium (Cd)	$10^{(0,86 \cdot (\log(H)-3,2))} / 1000$ à 0,000055 <sup>c</sup>	0,005	
Chrome (Cr)	0,0089	0,05	
Cuivre (Cu)	$e^{(0,8545 \cdot \ln(H) - 1,465)}$ 0,2/1000 à 0,004 <sup>c</sup>	1	0,30
Fer (Fe)	0,3	0,3	
Plomb (Pb)	$e^{((1,273 \cdot \ln(H) - 4,705))} / 1000$ à 0,007 <sup>c</sup>	0,01	0,20
Manganèse (Mn)		0,05	
Mercure (Hg)	0,000026	0,001	
Molybdène (Mo)	0,073		

**Tableau 7.6.5** Recommandations et règlements sur la qualité de l'eau applicables

Paramètre	Directives		Règlements
	Recommandations pour VAED du CCME (mg/L)	RQEPC (mg/L)	REMM - Colonne 2 (mg/L)
Nickel (Ni)	$e^{((0,76 \cdot \ln(H)+1,06))} / 1000$ à 0,15 <sup>c</sup>		0,50
Phosphore (P)	Narration		
Sélénium (Se)	0,001	0,01	
Argent (Ag)	0,0001		
Sodium (Na)		200	
Thallium (Tl)	0,0008		
Uranium (U)	0,015	0,02	
Zinc (Zn)	0,03	5	0,50

**Remarques :**

- 1) À moins d'indications contraires, les unités sont en mg/L.
- 2) Les recommandations sur les métaux ont été appliquées aux concentrations totales et dissoutes générées dans le modèle.
  - a Les recommandations pour VAED du CCME pour l'ammoniaque varient de 0,017 à 192 mg/l; la recommandation est inversement proportionnelle au pH et à la température. La valeur des recommandations utilisée pour la comparaison était basée sur le pH et la température de référence du 90<sup>e</sup> percentile.
  - b Les recommandations pour VAED du CCME pour l'aluminium dépendent du pH; la recommandation est de 0,005 mg/L pour un pH < 6,5 et 0,1 mg/L pour un pH > 6,5.
  - c Recommandations dépendantes de la dureté (D); les recommandations sont calculées à l'aide de la dureté prévue. La dureté maximum précisée est généralement basée sur une dureté présumée de 180 mg/L de CaCO<sub>3</sub>.
- \* Recommandations de Santé Canada pour la qualité de l'eau potable au Canada (RQEPC) concernant l'aluminium : c'est une « valeur recommandée opérationnelle » établie à des fins opérationnelles pour le traitement de l'eau potable et ne s'applique donc pas aux eaux.

### 7.6.3.5.3 Résultats

La qualité prévue de l'eau est discutée dans cette section pour les nœuds le long du ruisseau Napadogan (NAP1 à NAP8), du ruisseau McBean (MBB2) et de l'affluent sans nom immédiatement en amont de NAP1 (UT1).

Depuis l'achèvement de la version préliminaire du rapport d'EIE en juillet 2013, les tests géochimiques LM/ERA sur les matières du site ont continué. Par exemple, des tests poussés en enceinte humide sur la roche de carrière menés par SRK ont montré la nécessité de réévaluer les termes sources de la modélisation de la qualité de l'eau du ruissellement et les infiltrations du remblai de l'ISR. De plus, une correction a été apportée à l'estimation prudente des niveaux du traitement du chrome dans le rejet de la station de traitement de l'eau au stade actuel de la planification du Projet. Les résultats de modélisation précédents étaient calculés d'après une hypothèse inexacte quant à la teneur en chrome de l'eau de traitement, soit 0,001 mg/L; les nouveaux résultats sont calculés d'après une hypothèse corrigée, soit 0,01 mg/L. Les autres hypothèses, données de référence et termes sources employés pour produire la précédente modélisation demeurent valides et n'ont pas été actualisés. Les résultats de la version actualisée de la modélisation prédictive de la qualité de l'eau sont présentés ci-dessous. Le changement le plus notable dans les résultats de modélisation précédents est la réduction considérable des concentrations de cuivre prévues aux nœuds modélisés.

*Bien que les résultats pour l'emplacement modélisé de l'affluent sans nom du ruisseau Napadogan (UT1) sont présentés dans les graphiques avec les résultats pour les nœuds des ruisseaux Napadogan et McBean. Le degré d'incertitude pour les résultats d'UT1 est supérieur à celui des autres nœuds en raison d'un manque de renseignements de référence sur la qualité de l'eau, l'hydrologie, et l'hydrologie dans cette zone. Il est important de noter que les résultats d'UT1 le sont à titre indicatif uniquement et*

*qu'ils n'ont pas le même niveau de précision ou de certitude que les résultats des autres nœuds. Ils représentent une hypothèse prudente que toutes les infiltrations modélisées qui évitent les systèmes de gestion de l'eau de l'ISR deviennent de l'eau de surface avant de pénétrer dans le ruisseau Napadogan et ils sont pris en compte au nœud NAP1 alors qu'en réalité une partie de l'eau est susceptible de pénétrer dans le ruisseau sous forme d'eau souterraine.*

L'accent de la discussion pour la chimie de l'eau de surface prévue pour le Projet est mis sur les paramètres qui devraient augmenter à des niveaux dépassant une ou plusieurs recommandations pour VAED du CCME ou RQEPC aux nœuds de modèle dans le ruisseau Napadogan. Le rejet prévu d'effluent provenant de l'UTEU ne dépasse le *REMM* pour aucun paramètre. La discussion concerne les concentrations dissoutes pour ces paramètres, car il n'y a que les solubles qui sont modélisés pour les installations du Projet. Les résultats pour les nœuds de qualité de l'eau réceptrice comprennent les concentrations de métaux totaux prévues, mais celles-ci diffèrent des concentrations de référence seulement avec l'ajout de charges dissoutes provenant des infiltrations et rejets du site de la mine. Le caractère saisonnier des données prévues est résumé pour chacun des paramètres clés ainsi que la durée (ou calendrier) pendant laquelle des concentrations élevées devraient se produire. En outre, la manière dont les concentrations varient avec la distance par rapport à la source est présentée. Les paramètres d'intérêt ont été déterminés en fonction des résultats prévus dépassant une ou plusieurs recommandations pour n'importe laquelle des phases de la mine; ces paramètres sont le sodium (Na), le manganèse (Mn), le fluorure (F), l'aluminium (Al), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu) et le sélénium (Se). Pour une raison de brièveté, les paramètres qui ne dépassent pas les recommandations pour VAED du CCME ou RQEPC ne sont pas discutés ici; uniquement les paramètres qui dépassent l'une ou l'autre, ou les deux recommandations sont discutés.

Tous les changements de concentration de paramètre clé sont affectés par les infiltrations. Les concentrations de Na, F, Cd et Se sont aussi influencées par le rejet de l'excès d'eau traitée provenant de l'ISR et de la mine à ciel ouvert. Certaines similarités sont évidentes dans la saisonnalité des résultats du modèle pour ces paramètres qui sont régis par des changements dans les conditions de débit de l'eau réceptrice. Les taux d'infiltration provenant de l'ISR et des BGE sont des taux définis constants pour chacune des années dans le modèle et ne respectent pas un modèle saisonnier chaque année; par conséquent, il est prévu que les concentrations aux nœuds de qualité de l'eau de surface en aval augmentent en réponse aux conditions de faible débit saisonnier d'eau de surface. L'hydrographie annuelle moyenne pour la zone du Projet est bimodale, les débits les plus faibles étant observés en février, août et septembre. La majeure partie des paramètres demeure sous les recommandations pour le reste de l'année, mais s'élèvent à des niveaux dépassant les recommandations pendant ces mois en raison de l'influence des infiltrations.

Il est également prévu que les changements dans la chimie qui résultent du rejet de l'eau traitée suivent la même tendance saisonnière que les changements affectés par les infiltrations. Cependant, il existe quelques paramètres (Al, As, Cd, Cr, Cu et Mn) pour lesquels le traitement de l'eau est appliqué, mais cette tendance n'est pas aussi prononcée.

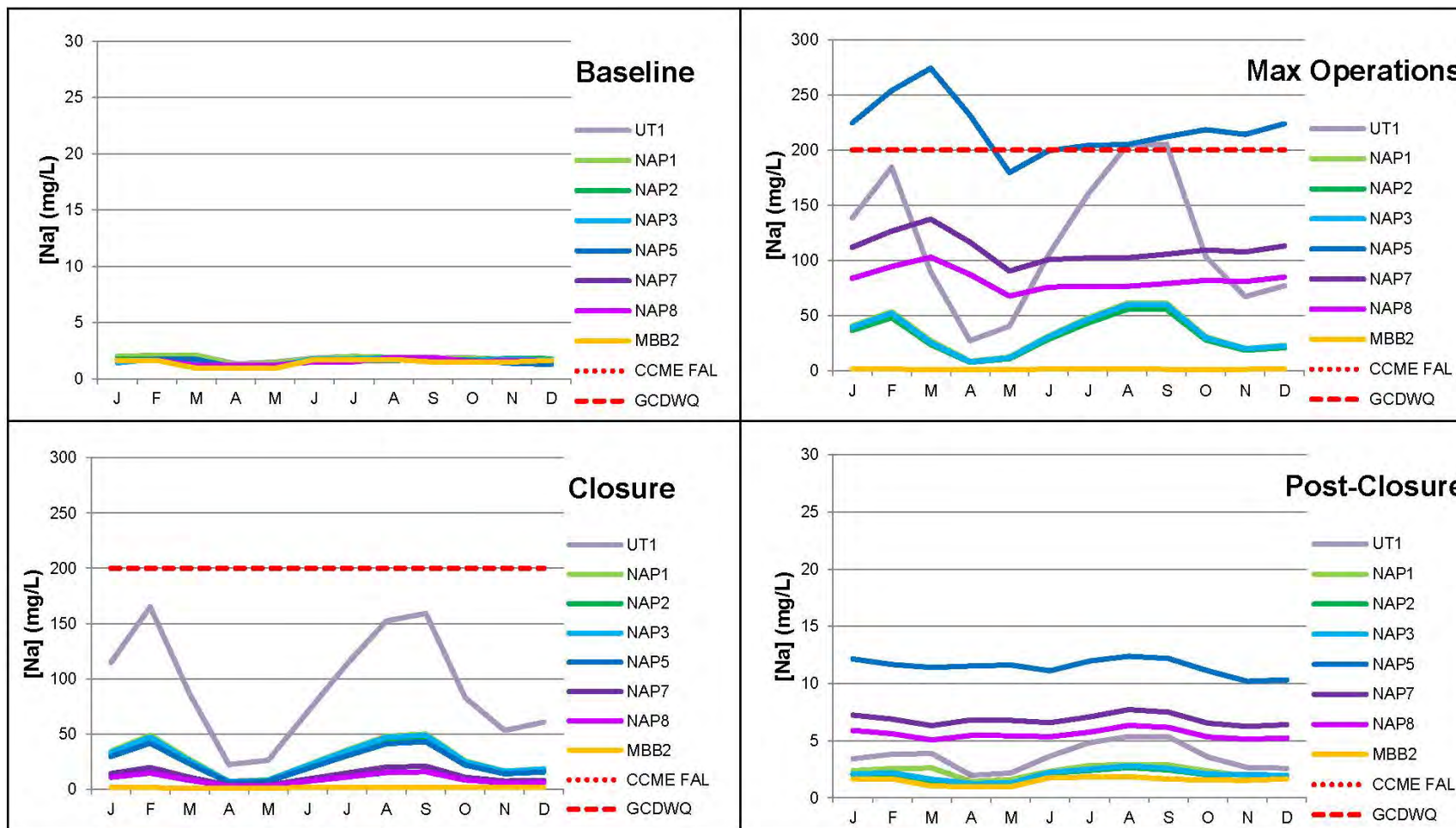
La chimie prévue de l'eau du ruisseau McBean n'est pas altérée par les infiltrations de la mine; cependant, les changements sont modélisés en raison de l'eau déviée autour de la mine à ciel ouvert, du bassin versant du ruisseau Sisson au ruisseau McBean. Les structures de diversion des eaux de surface achemineront le ruissellement qui en temps normal aurait été drainé par le ruisseau Sisson

dans le bassin versant du ruisseau McBean. Les données modélisées pour le ruisseau McBean sont comprises dans le présent document, mais aucune discussion détaillée des résultats n'a été fournie puisqu'aucun paramètre n'a été noté comme augmentant jusqu'à un point où ils empiétaient sur les recommandations, sauf pour ceux qui ont été observés comme dépassant les recommandations dans les données de référence.

#### **7.6.3.5.3.1 Sodium (Na)**

La distribution annuelle des concentrations prévues de sodium pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.4. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Les concentrations de sodium devraient dépasser l'objectif esthétique des RQEPC de 200 mg/L à NAP5 et à UT1 uniquement pendant l'exploitation; il n'existe pas de recommandation pour VAED du CCME pour ce paramètre. Le sodium sert de réactif du concentrateur, soit la principale source de charge pour ce paramètre; ainsi, les concentrations de sodium dans l'ISR et aux nœuds modélisés du milieu récepteur diminuent au début de la Fermeture, quand les apports du concentrateur ne contribuent plus au système. Le dépassement de l'objectif au nœud NAP5 du modèle résulte du rejet d'eau traitée de l'ISR vers le ruisseau Sisson pendant l'Exploitation (années 8 à 27); les concentrations prévues devraient diminuer à des niveaux inférieurs aux objectifs au nœud suivant du modèle (NAP7). Les concentrations de sodium devraient dépasser l'objectif des RQEPC au nœud NAP5 du modèle pendant toute l'année, de l'année 8 à l'année 14 (Exploitation), puis de façon saisonnière en raison des conditions de faible débit des eaux réceptrices de l'année 15 à l'année 27 (généralement de septembre à avril). La concentration maximale de sodium devrait atteindre 293 mg/L au nœud NAP5 du modèle à l'année 17 (Exploitation). La composition chimique prévue au nœud UT1 est principalement affectée par les infiltrations d'eau provenant de l'ISR, où les concentrations de sodium sont les plus élevées pendant l'exploitation. Les concentrations diminuent pour atteindre des niveaux inférieurs à l'objectif au nœud du modèle suivant (NAP1). Les concentrations de sodium dépassent l'objectif des RQEPC de façon saisonnière de l'année 10 à l'année 15 (généralement d'août à septembre). La concentration maximale de sodium devrait atteindre 207 mg/L au nœud UT1 du modèle à l'année 14 (Exploitation).



**Remarques :**

1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations maximum » se rapporte à l'année pour laquelle le sodium atteint sa valeur maximum (Année 14 pour NAP1, NAP2, NAP3 et MBB2; Année 16 pour NAP5, NAP7 et NAP8).
3. Il n'y a pas de recommandation pour VAED du CCME pour le sodium.
4. Les RQEPC pour le sodium sont des recommandations esthétiques basées sur la préférence et elles ne se trouvent pas dans l'échelle des graphiques de référence et de post-fermeture.
5. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME ou pour la protection de la vie aquatique en eau douce..
6. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

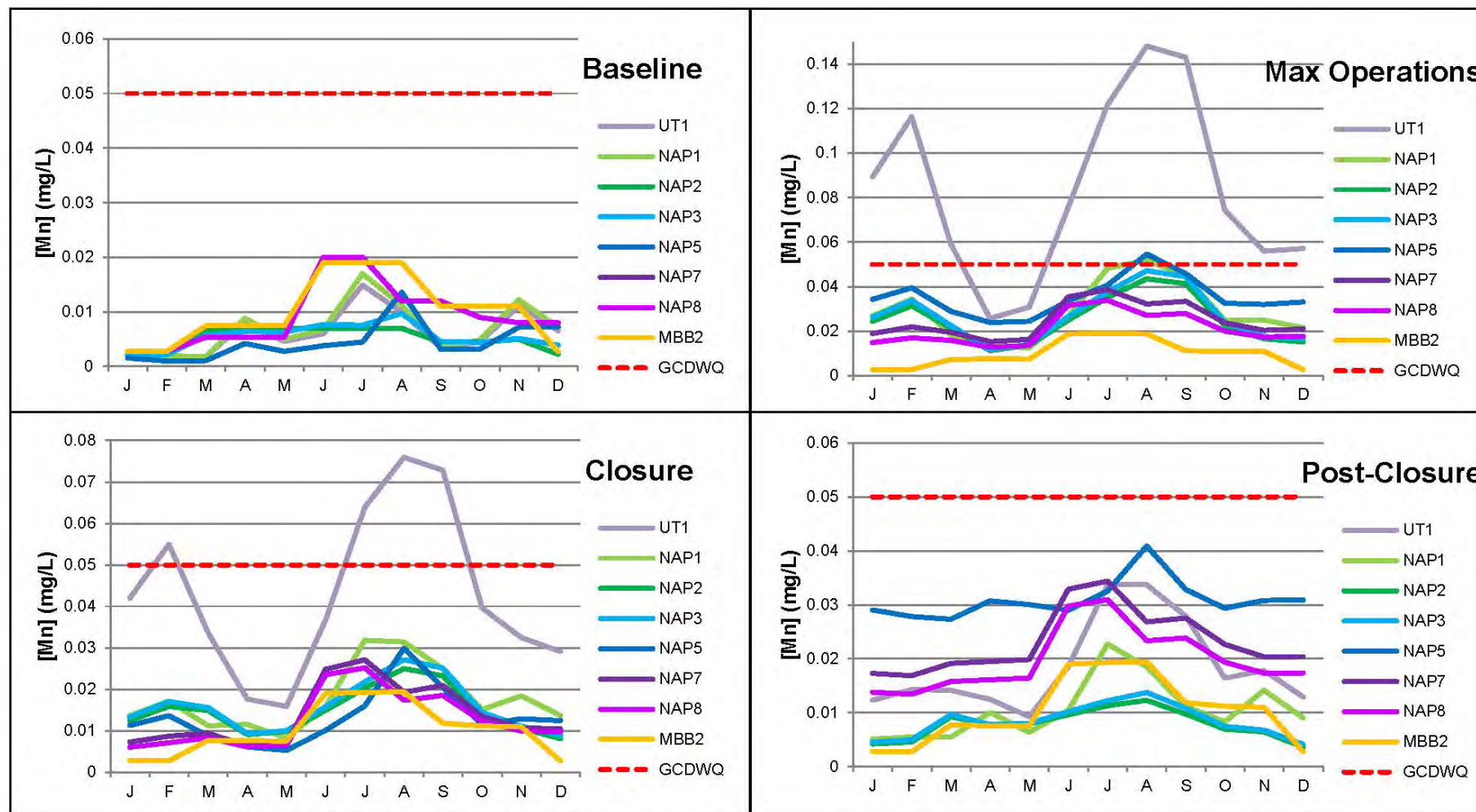
**Figure 7.6.4 Concentrations de sodium prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.2 Manganèse (Mn)

La distribution annuelle des concentrations prévues de manganèse pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.5. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), Milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Il est prévu que les concentrations de manganèse dépassent l'objectif esthétique des RQEP établis à 0,05 mg/L sur une base saisonnière à UT1, NAP1 et NAP5 pendant l'Exploitation et à UT1 pendant la Fermeture; aucune recommandation pour VAED du CCME n'est prévue pour le manganèse. Les concentrations maximum annuelles se produisent en août en raison des conditions de faible débit des eaux de surface; les concentrations prévues demeurent inférieures à l'objectif pour le reste de l'année à quelques exceptions près. Les concentrations maximum annuelles devraient dépasser l'objectif pendant l'Exploitation de l'année 10 à l'année 25 aux nœuds NAP5, et de l'année 13 à l'année 19 au nœud NAP1; cependant, les concentrations moyennes annuelles à ces sites demeurent inférieures à celles visées. Les concentrations maximum annuelles devraient dépasser l'objectif à UT1 pendant l'Exploitation et la Fermeture de l'année 7 à l'année 33; il est prévu que les concentrations moyennes annuelles dépassent cet objectif à UT1 pendant l'Exploitation de l'année 9 à l'année 26.

La valeur prévue la plus élevée en aval de UT1 est établie à 0,055 mg/L au NAP5 de l'année 16 du modèle (Exploitation), suivie par 0,052 mg/L pour NAP1 à l'année 14 du modèle (Exploitation). À UT1, la valeur prévue la plus élevée est établie à 0,147 mg/L serait observée durant l'année 16 (Exploitation). Les changements dans les concentrations de manganèse à NAP5 et en aval sont attribuables aux infiltrations de l'ISR, au ruissellement du remblai et au rejet de l'UTEU, bien que le rejet de l'UTEU ne produise pas de variation notable à NAP5 par rapport aux nœuds en amont touchés par les infiltrations et le ruissellement du remblai. Les concentrations diminuent à des niveaux inférieurs aux recommandations au nœud du modèle suivant en aval à NAP1 et à NAP5 (NAP2 et NAP7, respectivement). Il est observé que la distribution saisonnière des concentrations du manganèse est légèrement différente à NAP7 et à NAP8 en comparaison à celles observées à NAP5 en raison de la charge de manganèse provenant des sources de référence en aval de la zone du Projet.



**Remarques :**

1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle le manganèse atteint sa valeur maximum (année 14 pour tous les nœuds).
3. Il n'y a pas de recommandation pour VAED du CCME pour le manganèse.
4. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

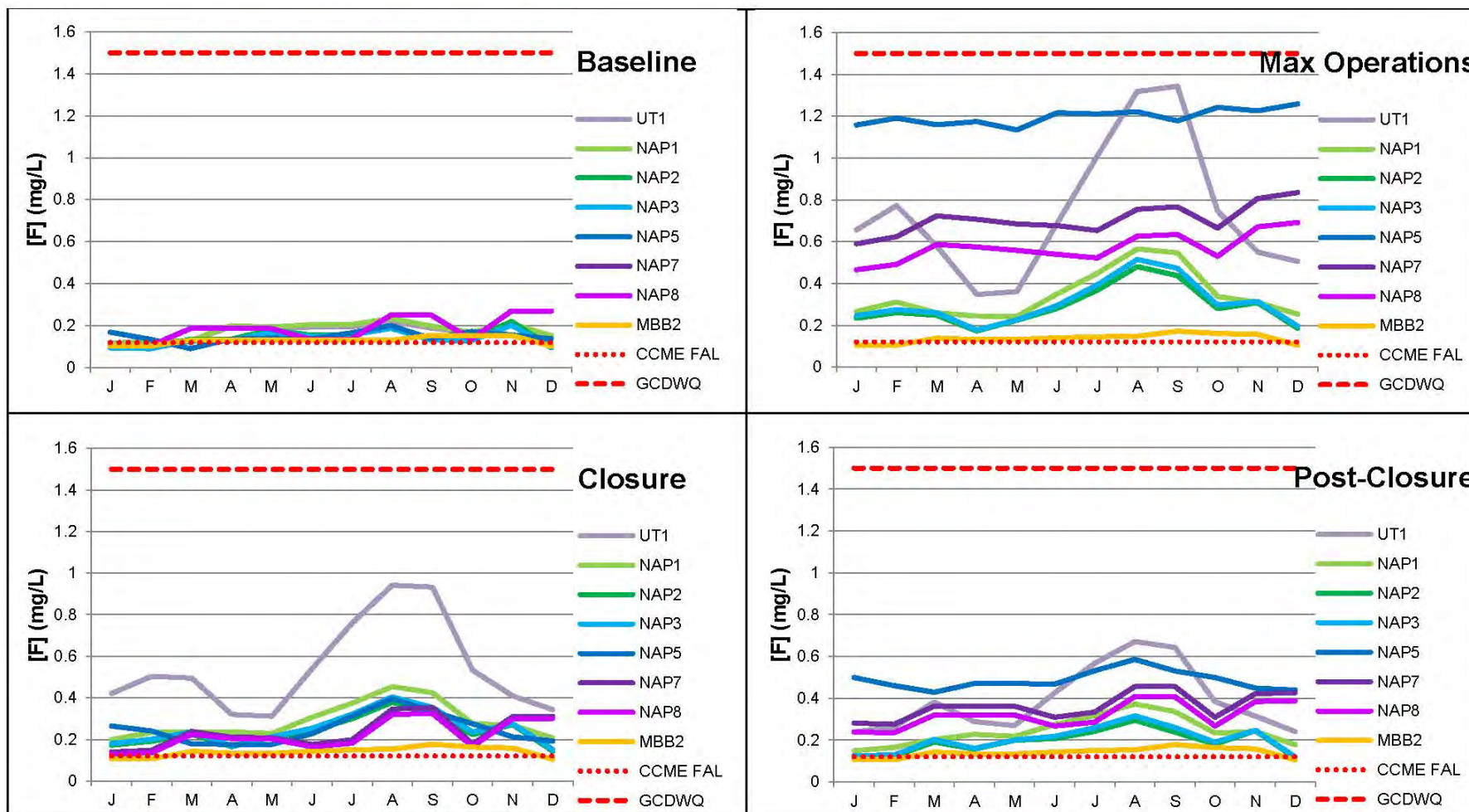
**Figure 7.6.5 Concentrations de manganèse prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

### 7.6.3.5.3.3 Fluorure (F)

La distribution annuelle des concentrations prévues de fluorure pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.6. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Il est prévu que les concentrations de fluorure ne dépassent pas les RQEPC établies à 1,5 mg/L, mais elles devraient dépasser la recommandation pour VAED du CCME établie à 0,12 mg/L à chacun des nœuds pendant la durée de vie du Projet modélisé. Les concentrations de référence de fluorure sont élevées partout dans la zone du Projet et les niveaux moyens dépassent généralement la recommandation pour VAED du CCME. Des changements dans les concentrations de fluorure sont prévus en raison des infiltrations et du rejet de sources ponctuelles provenant de l'UTEU. La plus grande augmentation a été relevée à UT1 en raison des infiltrations provenant de l'ISR et du bassin de gestion des eaux 5 (BGE5), atteignant une concentration maximum de 1,4 mg/L à l'année 17 (Exploitation). Les concentrations de pointe diminuent à NAP1 (concentration maximum de 0,57 mg/L à l'année 17) et continuent à diminuer en aval, le long du ruisseau Napadogan, en amont du point de décharge de l'effluent de l'usine de traitement de l'eau (UTEU) dans le ruisseau Sisson. La variabilité prévue à chacun de ces nœuds est saisonnière, les concentrations les plus élevées dans les mois au débit plus faible, à la fin de l'été. Les concentrations de pointe de fluorure diminuent à NAP5 par rapport à celles observées aux nœuds situés en amont (concentration maximum de 1,3 mg/L à l'année 12) en raison au rejet d'eau traitée provenant de l'UTEU pendant l'exploitation et dans une moindre mesure pendant la fermeture. La concentration de fluorure dans l'effluent de l'UTEU est plus élevée pendant l'exploitation que pendant la post-fermeture en raison du traitement du minerai, principale source de charge de fluorure, qui cesse à la fin de la phase d'exploitation.





**Remarques :**

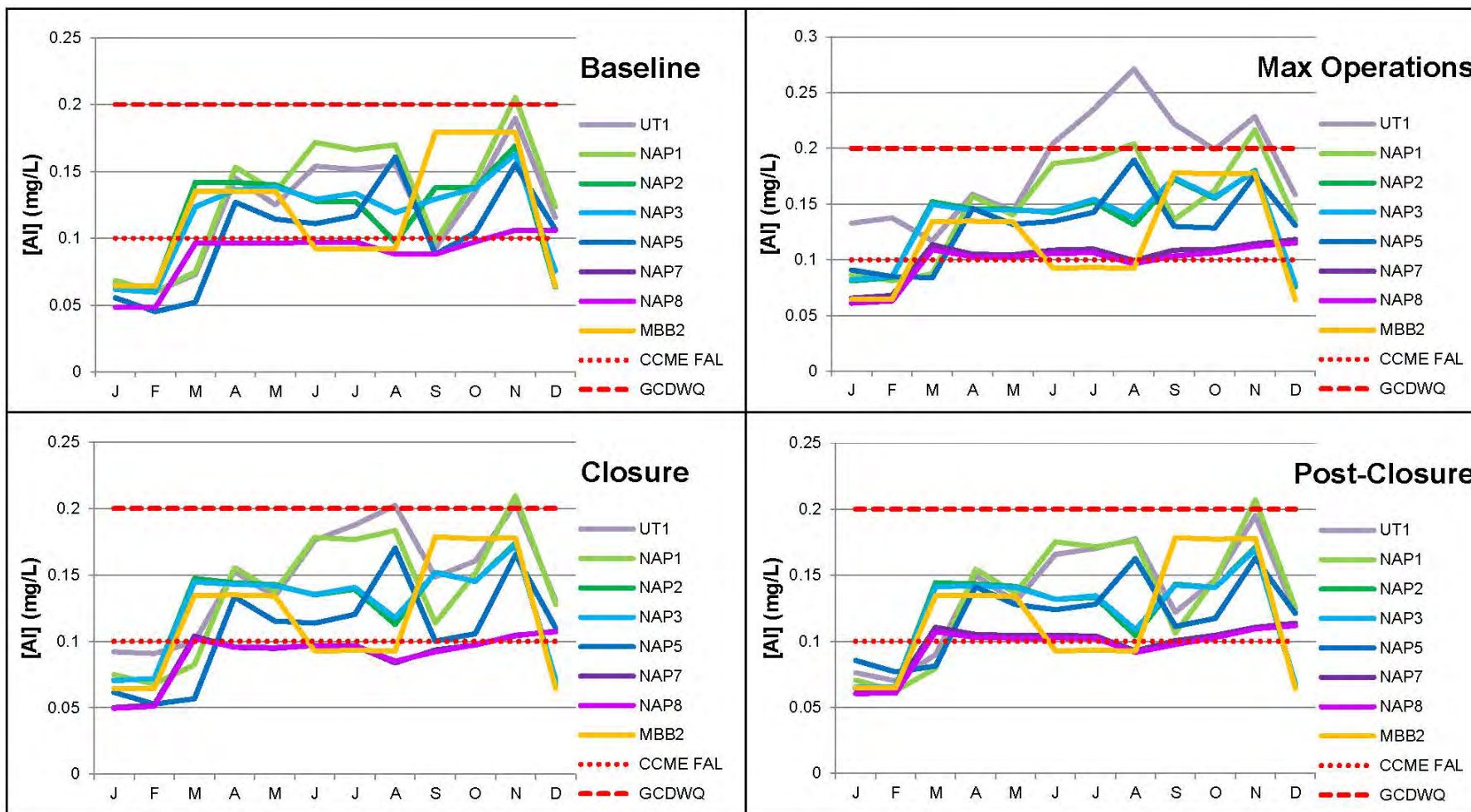
1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle le fluorure atteint sa valeur maximum (Année 24 pour NAP1, NAP2, NAP3 et MBB2; Année 11 pour NAP5, NAP7 et NAP8).
3. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce.
4. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

**Figure 7.6.6 Concentrations de fluorure prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.4 Aluminium (Al)

La distribution annuelle des concentrations prévues d'aluminium dissous pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.7. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Les concentrations d'aluminium sont naturellement élevées dans la zone du Projet, particulièrement dans les échantillons prélevés dans la portion supérieure du bassin versant du ruisseau Napadogan, et diminuent avec la distance en aval. Les concentrations de référence d'aluminium dissous dépassaient la recommandation pour VAED du CCME à tous les sites, sauf dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan et dépassaient les RQEPC de façon saisonnière à NAP1, UT1 et NAP5 (les valeurs de référence proviennent de la moyenne de l'ensemble de données mensuel utilisé pour les intrants du modèle pour chacun des nœuds. En outre, les concentrations maximum et minimum mesurées étaient sous représentées). La RQEPC pour l'aluminium est une valeur recommandée opérationnelle pour les usines de traitement de l'eau et ne s'applique donc pas directement aux effets potentiels de la qualité de l'eau sur la santé humaine; la référence à cette recommandation a été donnée dans cette évaluation de manière à donner les informations complètes (Mackie, J. Communication personnelle, 27 octobre 2014). Les concentrations d'aluminium prévues résultant du Projet sont légèrement supérieures aux concentrations de référence, mais elles suivent la même distribution saisonnière. Les concentrations d'aluminium devraient dépasser la recommandation pour VAED du CCME établie à 0,1 mg/L (pH > 6,5) sur une base régulière à tous les nœuds modélisés pendant la durée du modèle et devraient dépasser la valeur recommandée opérationnelle des RQEPC de 0,2 mg/L à l'occasion, mais uniquement à NAP1, à UT1 et à NAP5 (concentrations maximum de 0,227 mg/L, 0,346 mg/L et 0,206 mg/L, respectivement). Il est prévu que les concentrations maximum du modèle se produisent à l'année 24 (Exploitation) pour tous les nœuds du ruisseau Napadogan.



**Remarques :**

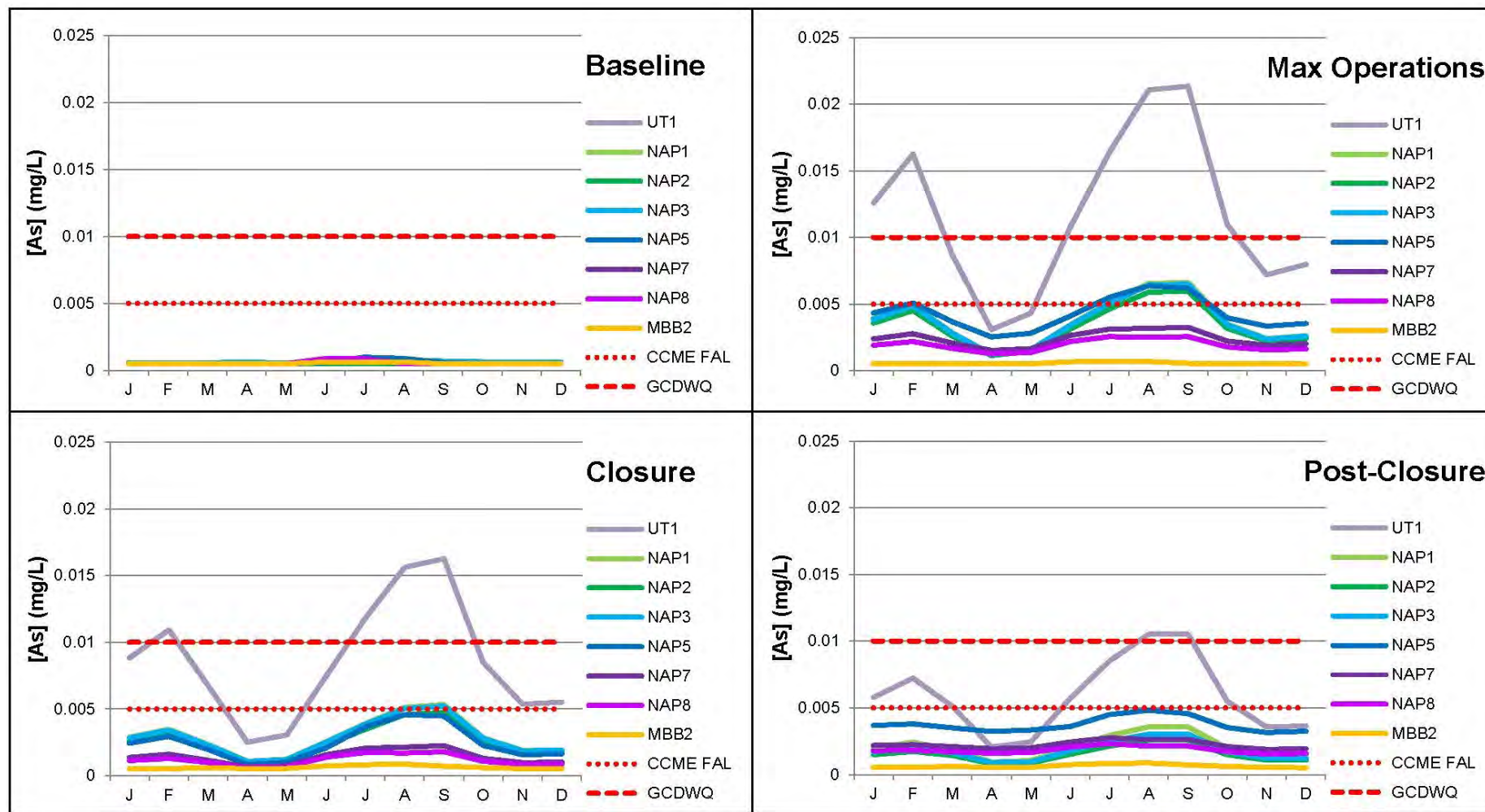
1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle l'aluminium atteint sa valeur maximum (année 24 pour tous les nœuds).
3. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce..
4. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

**Figure 7.6.7 Concentrations d'aluminium prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.5 Arsenic (As)

La distribution annuelle des concentrations prévues d'arsenic dissous pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.8. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Il est prévu que les concentrations d'arsenic augmentent pendant l'Exploitation et dépassent de façon saisonnière les recommandations à plusieurs nœuds. Ces dépassements sont principalement attribuables aux infiltrations de l'ISR, dont de faibles augmentations sont attribuables à l'effluent de l'UTEU; elles devraient diminuer à des niveaux inférieurs à tous les nœuds le long du ruisseau Napadogan au début de la Fermeture. L'arsenic devrait dépasser la valeur établie à 0,01 mg/L dans les RQEPC et à 0,005 mg/L dans les recommandations pour VAED du CCME à UT1 de façon saisonnière de l'année 10 à l'année 13 (pendant l'Exploitation), après quoi les concentrations d'arsenic dépassent de façon saisonnière les recommandations pour VAED du CCME pendant toute la durée du modèle. Les concentrations annuelles moyennes à UT1 dépassent aussi la RQEPC de l'année 13 à l'année 16 (Exploitation) et dépassent les recommandations pour VAED du CCME à compter de l'année 10. Les concentrations prévues à UT1 sont les plus élevées; cependant, les résultats attendus pour ce nœud comportent un plus faible degré de certitude que les résultats des autres nœuds. En aval de UT1, l'arsenic devrait dépasser les recommandations pour VAED du CCME sur une base saisonnière de NAP1 à NAP5 pendant l'Exploitation uniquement. Les concentrations prévues ne dépassent pas les recommandations pour VAED du CCME aux nœuds en aval de NAP5 (NAP7 et NAP8). Les changements dans les concentrations d'arsenic en amont de NAP5 sont attribuables aux infiltrations de l'ISR et des bassins de gestion des eaux (BGE) ainsi qu'au ruissellement du remblai. Les changements à NAP5 sont aussi causés par l'effluent de l'UTEU pendant l'Exploitation et la Post-fermeture. Les concentrations d'arsenic prévues sont plus élevées dans des conditions de faible débit et à leur plus haut pendant l'été (juillet, août et septembre). L'arsenic devrait atteindre des concentrations de pointe à tous les sites à l'année 14 du modèle (Exploitation), dont une concentration maximum établie à 0,020 mg/L à UT1. Il est prévu que les concentrations d'arsenic les plus élevées en aval de UT1 atteignent 0,0063 mg/L à NAP1.



**Remarques :**

1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle l'arsenic atteint sa valeur maximum (année 14 pour tous les nœuds).
3. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce..
4. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

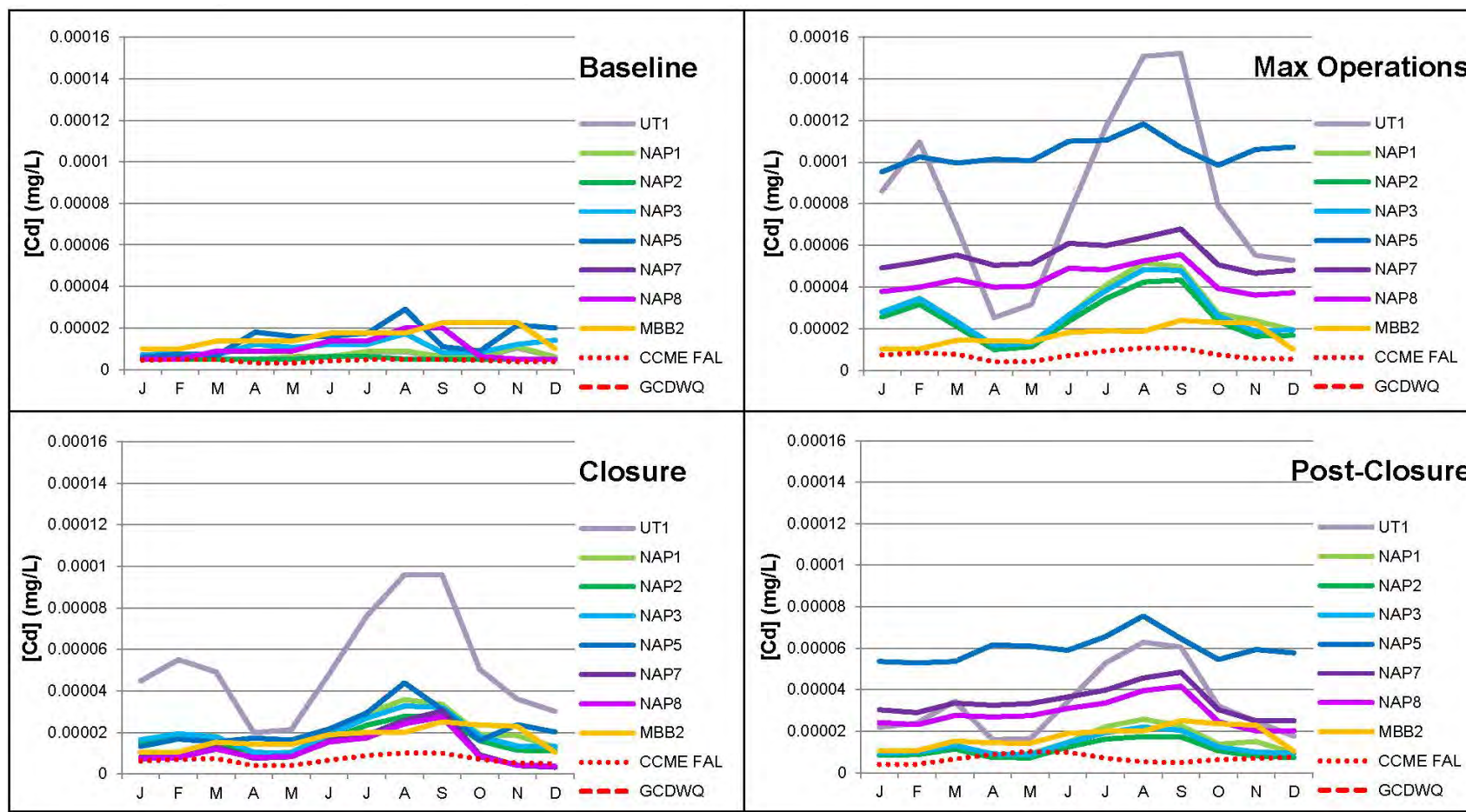
**Figure 7.6.8 Concentrations d'arsenic prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.6 Cadmium (Cd)

La distribution annuelle des concentrations prévues de cadmium dissous pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.9. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Il a été noté que les concentrations de référence de cadmium sont élevées et dépassent généralement la recommandation pour VAED du CCME variant selon la dureté partout dans la zone du Projet.

Les concentrations prévues de cadmium ne dépassent pas la recommandation pour VAED du CCME à court terme pour le cadmium à aucun nœud, mais plusieurs dépassements de cette recommandation à long terme ont été indiqués. Les concentrations annuelles minimum, moyennes et maximum prévues à NAP5 pendant l'Exploitation et la Post-fermeture dépassent la recommandation à long terme (la concentration annuelle maximum de référence dépasse aussi cette recommandation). À NAP7, les concentrations de cadmium dépassent la recommandation toute l'année pendant l'Exploitation, et la concentration annuelle maximum dépasse cette recommandation pendant la Post-fermeture. En amont de NAP5, les concentrations de cadmium devraient dépasser la recommandation de façon saisonnière pendant l'Exploitation, la Fermeture et la Post-fermeture à UT1, et seulement pendant l'Exploitation à NAP1 et à NAP3. Les changements dans les concentrations de cadmium en amont de NAP5 sont attribuables aux infiltrations de l'ISR et des BGE, ainsi qu'au ruissellement du remblai. Ces changements à NAP5 sont aussi causés par l'effluent de l'UTEU pendant l'Exploitation et la Post-fermeture. Les concentrations de cadmium prévues sont plus élevées dans des conditions de faible débit et sont à leur plus haut pendant l'été (juillet, août et septembre).



**Remarques :**

1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle le cadmium atteint sa valeur maximum (Année 24 pour NAP1, NAP2, NAP3 et MBB2; Année 20 pour NAP5, NAP7 et NAP8).
3. La recommandation pour VAED du CCME dépend de la dureté; la recommandation illustrée est celle de l'exposition à long terme et elle est calculée pour déterminer la dureté à NAP1; la recommandation pour VAED du CCME relative à l'exposition à court terme est supérieure à l'échelle de ces graphiques.
4. **L'objectif de 0,005 mg/l des recommandations RQEPC n'est pas illustré dans ces graphiques.**
5. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce.
6. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

**Figure 7.6.9 Concentrations de cadmium prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.7 Chrome (Cr)

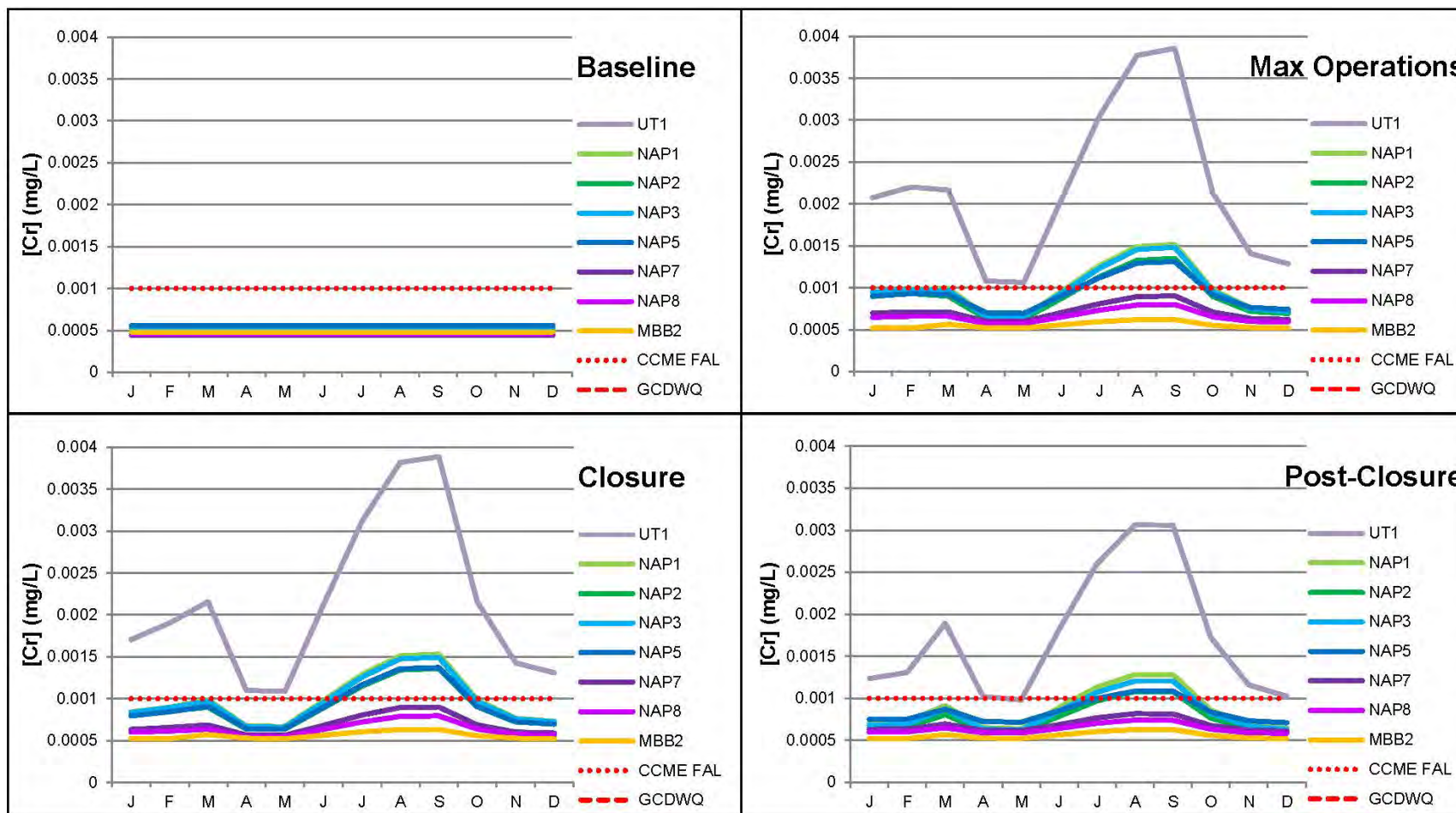
La distribution annuelle de la concentration prévue de chrome dissous pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.10. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

La recommandation pour le chrome hexavalent (Cr VI) a été employée à des fins de comparaison à la place de la recommandation pour le chrome trivalent (recommandation pour VAED du CCME établie à 0,0089 mg/L), car le Cr VI est la principale espèce chimique relevée dans les eaux de surface (CCME 1999). Les concentrations de chrome devraient être égales ou supérieures à 0,001 mg/L, valeur établie dans la recommandation pour VAED du CCME pour le Cr VI pendant toute l'année à UT1 de l'année 6 de l'Exploitation jusqu'à la Fermeture et à la Post-fermeture. Les concentrations de chrome prévues dépassent cette recommandation sur une base saisonnière dans des conditions de plus faible débit des eaux réceptrices, à tous les nœuds modélisés, de NAP1 à tous les nœuds en amont de NAP5. On prévoit la même variabilité saisonnière à NAP5 pendant la Fermeture, avec des dépassements saisonniers comparables à la recommandation pour VAED du CCME. Il est prévu que les concentrations de chrome diminuent pour atteindre des niveaux inférieurs à cette recommandation à NAP7, et en aval, pendant la Fermeture. Les concentrations de chrome devraient augmenter à NAP5, à NAP7 et à NAP8 pendant l'Exploitation et la Post-fermeture, en raison du rejet de l'UTEU. Avant l'année 8 de l'Exploitation, les concentrations de chrome devraient dépasser la recommandation pour VAED du CCME de façon saisonnière à NAP5 en raison des infiltrations de l'ISR. Cependant, il est prévu que le chrome continue de dépasser la recommandation pour VAED du CCME pour le reste des années d'Exploitation et à la Post-fermeture. Les concentrations de chrome dans l'effluent de l'UTEU sont inférieures au seuil de 0,01 mg/L établi pour l'eau de traitement pendant la Fermeture et, par conséquent, n'entraîne aucun retrait de ce paramètre dans le modèle de cette phase; c'est une hypothèse prudente. Les concentrations de chrome diminuent en aval de NAP5 (aux nœuds NAP7 et NAP8), bien qu'elles devraient demeurer supérieures à la recommandation pour VAED du CCME pendant l'Exploitation (après l'année 8) et jusqu'à la Post-fermeture.

Les changements en amont de NAP5 sont principalement attribuables aux infiltrations et au ruissellement du remblai qui entraînent des effets saisonniers sur la qualité de l'eau en aval, avec des concentrations plus élevées pendant les périodes de faible débit. Ces périodes de faible débit ont lieu de juin à octobre, et une seconde pointe de faible débit est marquée en février. Ces effets continuent de nuire à la qualité de l'eau prévue à NAP5 et en aval, mais les concentrations prévues sont plus homogènes pendant l'année en raison du rejet constant (variabilité saisonnière) de l'UTEU pendant l'Exploitation et la Post-fermeture. Les concentrations de chrome devraient être au plus haut pendant l'Exploitation à UT1 (0,0045 mg/L); les concentrations de pointe saisonnière devraient être plus élevées à ce nœud pendant la Fermeture et la Post-fermeture qu'aux autres nœuds du modèle. Les concentrations maximum prévues à NAP5 et en aval auraient lieu à la Post-fermeture dans des conditions de régime stabilité (après l'année 50 du modèle). Les concentrations prévues pendant la Post-fermeture varient de 0,0021 mg/L à 0,0028 mg/L, dont la moyenne serait de 0,0023 mg/L.

Les concentrations prévues demeurent bien inférieures à la valeur établie à 0,05 mg/L dans la RQEPC à tous les nœuds.





**Remarques :**

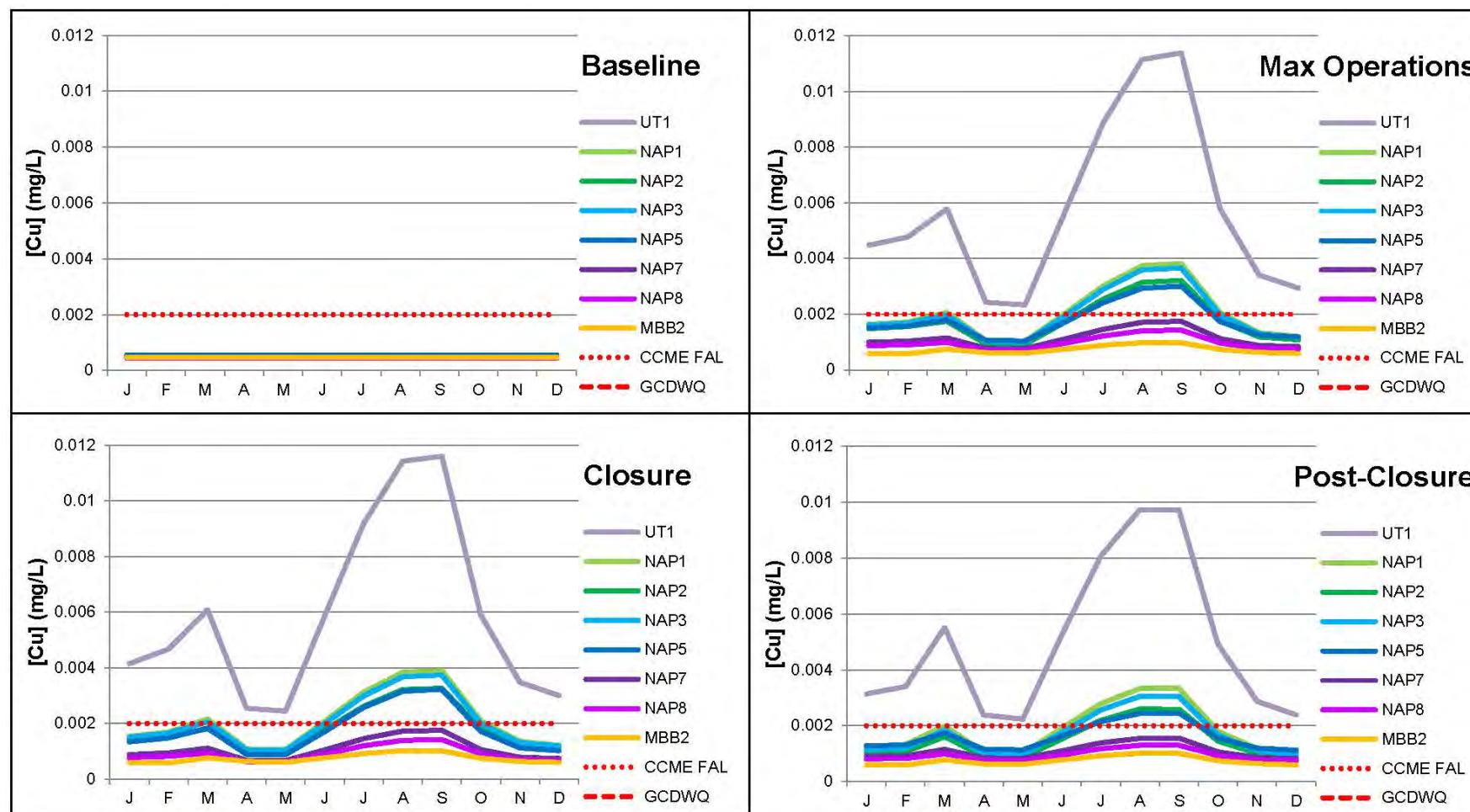
1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle le chrome atteint sa valeur maximum (année 26 pour tous les nœuds).
3. La recommandation pour VAED du CCME pour le chrome trivalent est de 0,0089 mg/l; la recommandation pour VAED du CCME pour le chrome hexavalent est de 0,001 mg/l.
4. **L'objectif de 0,05 mg/l des recommandations RQEPC n'est pas illustré dans ces graphiques.**
5. Les conditions actuelles indiquent que le chrome se trouve sous le seuil de détection de la méthode à tous les nœuds.
6. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce.
7. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produites par Santé Canada.

**Figure 7.6.10 Concentrations de chrome prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.8 Cuivre (Cu)

Les distributions annuelles des concentrations prévues de cuivre dissous pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.11. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Les concentrations de cuivre devraient dépasser la recommandation pour VAED du CCME selon la dureté à UT1, et dans des proportions marginales à NAP1 et à NAP3. Les concentrations annuelles moyennes dépassent cette recommandation seulement à UT1. La recommandation applicable à tous les nœuds modélisés est de 0,002 mg/L pour la dureté des concentrations de CaCO<sub>3</sub> inférieures à 83 mg/L. Les concentrations prévues demeurent bien inférieures à la valeur de la RQEP établie à 1 mg/L à tous les nœuds. Les concentrations de cuivre varient selon les effets des infiltrations et de l'effluent de l'UTEU (limite de rejet d'effluent établie à 0,002 mg/L); toutefois, l'effluent de source ponctuelle n'a pas d'effet sur la tendance aux concentrations plus faibles prévues entre UT1 et NAP1 en aval. Les changements prévus dans les concentrations de cuivre pour tous les sites sont principalement attribuables aux infiltrations et au ruissellement du remblai et sont donc saisonniers, affichant des concentrations plus élevées pendant les périodes de faible débit. Les concentrations à UT1 devraient dépasser la recommandation pour VAED du CCME de juin à novembre, et de nouveau de janvier à mars pendant l'Exploitation et la Fermeture. Pendant la Post-fermeture, les concentrations de cuivre devraient dépasser la recommandation pour VAED du CCME à UT1 de juin à octobre et de nouveau en mars. Les fluctuations saisonnières suivent la même tendance aux nœuds en aval de UT1, mais les concentrations maximum (en août et en septembre) devraient dépasser légèrement la recommandation pour VAED du CCME seulement pendant l'Exploitation à NAP1 et à NAP3. Les concentrations maximum de cuivre sont atteintes à la fin de l'Exploitation et au début de la Fermeture, dont la concentration de pointe serait de 0,0062 mg/L à UT1. La valeur suivante de concentration la plus élevée devrait être relevée à NAP1, avec une concentration maximum (plutôt qu'une moyenne annuelle) de 0,0022 mg/L. Les concentrations de cuivre devraient diminuer à des niveaux égaux ou inférieurs à la recommandation pour VAED du CCME dans le cours inférieur du ruisseau Napadogan (de NAP5 à NAP8) pendant toutes les phases du Projet.



**Remarques :**

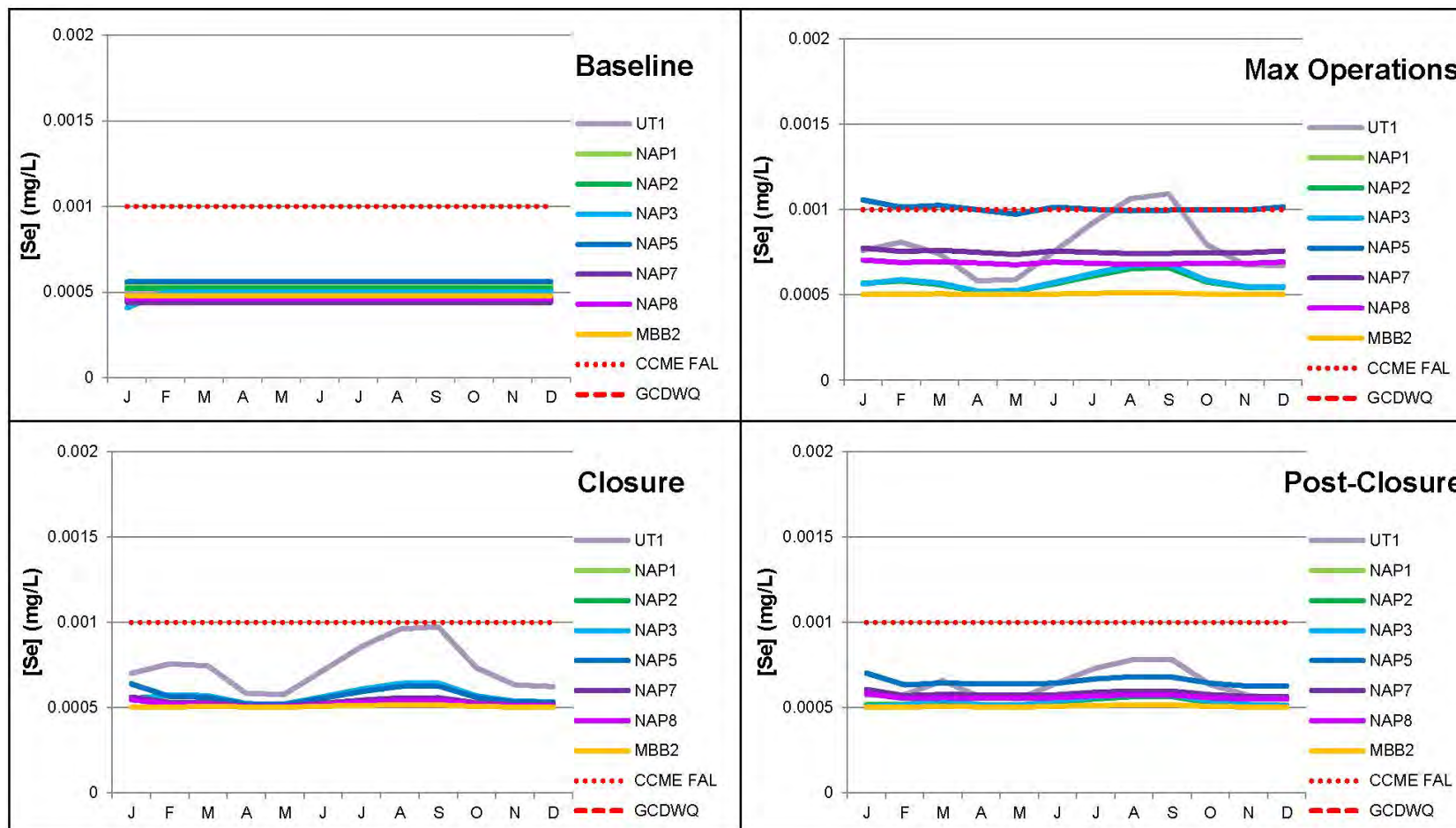
1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle le cuivre atteint sa valeur maximum (année 26 pour tous les nœuds).
3. **L'objectif des recommandations RQEPC est de 1.0 mg/l. En outre, il ne se trouve pas à l'intérieur de l'échelle de ces graphiques.**
4. La recommandation pour VAED du CCME dépend de la dureté, avec un minimum de 0,002 mg/l pour une dureté inférieure à 83 mg/l.
5. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce.
6. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produits par Santé Canada.

**Figure 7.6.11 Concentrations de cuivre prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**

#### 7.6.3.5.3.9 Sélénium (Se)

La distribution annuelle des concentrations prévues de sélénium dissous pour une année dans chacune des phases du Projet est illustrée à la figure 7.6.12. L'usage et l'interprétation de ces prévisions dans la prise en compte des risques conséquents pour la santé humaine, l'écologie et le milieu aquatique se trouvent dans l'ERSHE (Section 7.7), milieu aquatique (Section 8.5), et Santé et sécurité publiques (Section 8.9).

Les concentrations de sélénium devraient varier de façon saisonnière, affichant des valeurs avoisinant les recommandations pour VAED du CCME à NAP5 pendant l'Exploitation en raison de l'effluent de l'UTEU qui se déverse dans le ruisseau Sisson, à compter de l'année 8 du modèle (Exploitation). Les concentrations à ce nœud devraient demeurer bien inférieures aux RQEP établies à 0,01 mg/L et chuter sous les recommandations pour VAED du CCME d'ici à l'année 17 (phase d'exploitation). Les concentrations prévues à NAP5 pendant l'Exploitation correspondent effectivement à la recommandation (variant de 0,00097 mg/L à 0,00105 mg/L).



**Remarques :**

1. « Référence » se rapporte au modèle, années -1 et -2; « Fermeture » se rapporte à l'année 30; « Post-fermeture » se rapporte à l'année 50.
2. « Opérations max. » se rapporte à l'année pour laquelle le sélénium atteint sa valeur maximum (Année 24 pour NAP1, NAP2, NAP3 et MBB2; Année 11 pour NAP5, NAP7 et NAP8).
3. **L'objectif des recommandations RQEPC est de 0.01 mg/l. En outre, il ne se trouve pas à l'intérieur de l'échelle de ces graphiques.**
4. Les conditions actuelles indiquent que le sélénium se trouve sous le seuil de détection de la méthode à tous les nœuds.
5. La recommandation pour VAED du CCME se rapporte aux Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME pour la protection de la vie aquatique en eau douce.
6. Les RQEPC se rapportent aux Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada produits par Santé Canada.

**Figure 7.6.12 Concentrations de sélénium prévues aux nœuds en aval par phase de Projet**



## 7.7 ÉVALUATION DES RISQUES POUR LA SANTÉ HUMAINE ET POUR L'ÉCOLOGIE (ERSHE)

Comme l'indiquent les sections 3.4.1.6 et 3.4.2.5, les activités réalisées pendant les phases de construction, exploitation, déclassement, remise en état et fermeture rejeteront des substances chimiques potentiellement préoccupantes (SCPP) auxquelles les récepteurs humains et écologiques sont susceptibles d'être exposés. En particulier :

- les émissions de principaux contaminants atmosphériques (PCA) provenant des activités du Projet ont le potentiel d'affecter la santé humaine par voie d'inhalation;
- le dépôt de SCPP dans la poussière provenant de l'extraction et du transport du minerai a le potentiel d'affecter la qualité du sol, affectant aussi la végétation, la faune et les consommateurs d'aliments sylvestres;
- le rejet d'eau traitée de surplus provenant de l'usine de traitement des eaux usées et le rejet d'infiltrations provenant de l'ISR sont susceptibles de rejeter des SCPP dans les eaux souterraines ou dans l'eau de surface, ce qui pourrait affecter la qualité de l'eau près des cours d'eau et par conséquent avoir un impact sur l'eau potable, la vie aquatique et les consommateurs de poissons ou de plantes aquatiques.

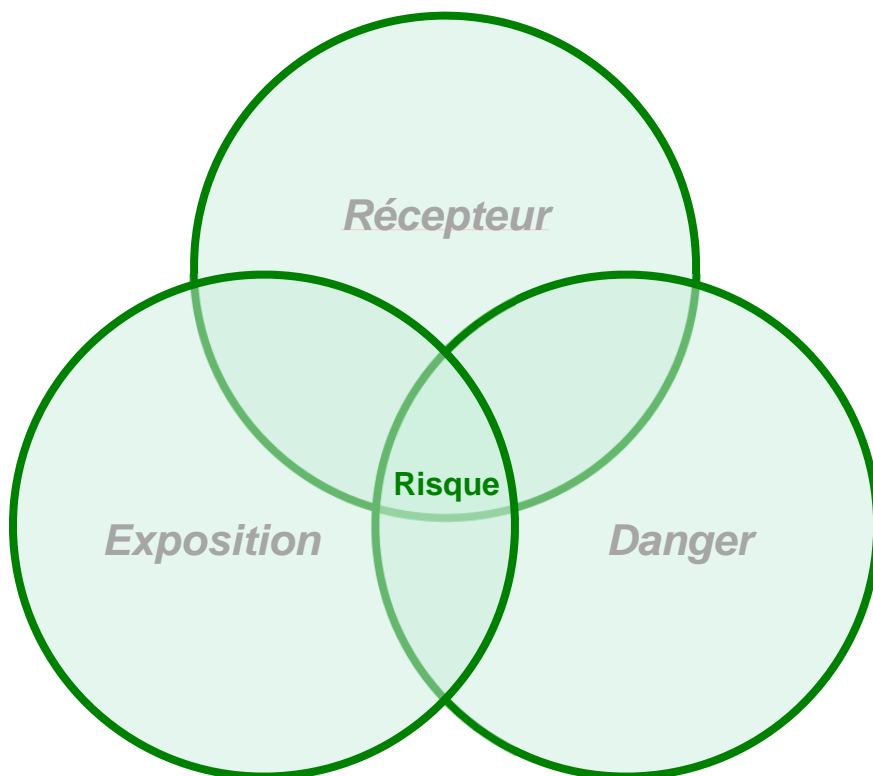
Une évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie (ERSHE) est le mécanisme le plus approprié pour quantifier les risques potentiels pour la santé humaine et l'écologie pouvant découler des activités du Projet. Une ERSHE comprend deux volets principaux : une évaluation du risque pour la santé humaine (ERSH) et une évaluation du risque écologique (ERE). Une ERSH est une évaluation des risques toxicologiques potentiels pour les récepteurs humains. Une ERE est une évaluation des risques écotoxicologiques potentiels pour les récepteurs écologiques. La section 4.13 des Instructions finales (ME NB 2009) et la section 4.8 du cadre de référence (Stantec 2012a) exigent qu'une ERSHE du Projet soit réalisé dans le cadre de l'évaluation de l'impact sur l'environnement (EIE) du Projet.

Tous les produits chimiques, qu'ils soient fabriqués par l'homme ou d'origine naturelle, possèdent une toxicité inhérente et peuvent par conséquent avoir le potentiel de poser un risque toxicologique pour la santé des organismes vivants. La nature et l'ampleur du risque pour la santé associées à un produit chimique dépendent des facteurs suivants :

- le type de récepteur exposé (p. ex., humain ou faunique);
- la durée et la voie d'exposition (p. ex., exposition aiguë par rapport à une exposition chronique; avec des voies d'exposition cutanées, par inhalation ou ingestion);
- le risque représenté par la substance chimique (c.-à-d., sa toxicité inhérente).

Si les trois composants (c.-à-d., le récepteur, l'exposition et le danger) sont présents, il existe alors la possibilité de l'apparition d'un risque pour la santé (Figure 7.7.1). Cependant, si un ou plusieurs de ces trois composants n'est pas présent, il n'y a alors pas de risque. Par exemple, un récepteur humain ou écologique pourrait être exposé à un contaminant, mais si ce contaminant a une très faible toxicité ou s'il est présent à de très faibles niveaux, aucun risque inacceptable n'est alors attendu. Sinon, un

contaminant présent ou rejeté dans le milieu peut être très toxique, mais s'il n'existe aucune voie d'exposition par laquelle un récepteur risque d'être exposé, il n'y a encore là aucun risque pour le récepteur.



**Figure 7.7.1 Composants de risque pour la santé**

### 7.7.1 Méthodologie d'évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie

Cette évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie a été réalisée conformément aux méthodologies d'évaluation des risques généralement acceptées et respecte l'orientation publiée et ratifiée par les organismes de réglementation, y compris les publications suivantes :

- « L'évaluation des risques pour les lieux contaminés fédéraux au Canada - Partie I : Directives sur l'évaluation quantitative préliminaire des risques (EQPR) pour la santé humaine, version 2.0 » (Santé Canada 2010a);
- « L'évaluation des risques pour les lieux contaminés fédéraux au Canada, Partie II : Guide d'orientation pour l'évaluation de l'intrusion de vapeurs du sol sur les sites contaminés, version 2.0 ». (Santé Canada 2010b);

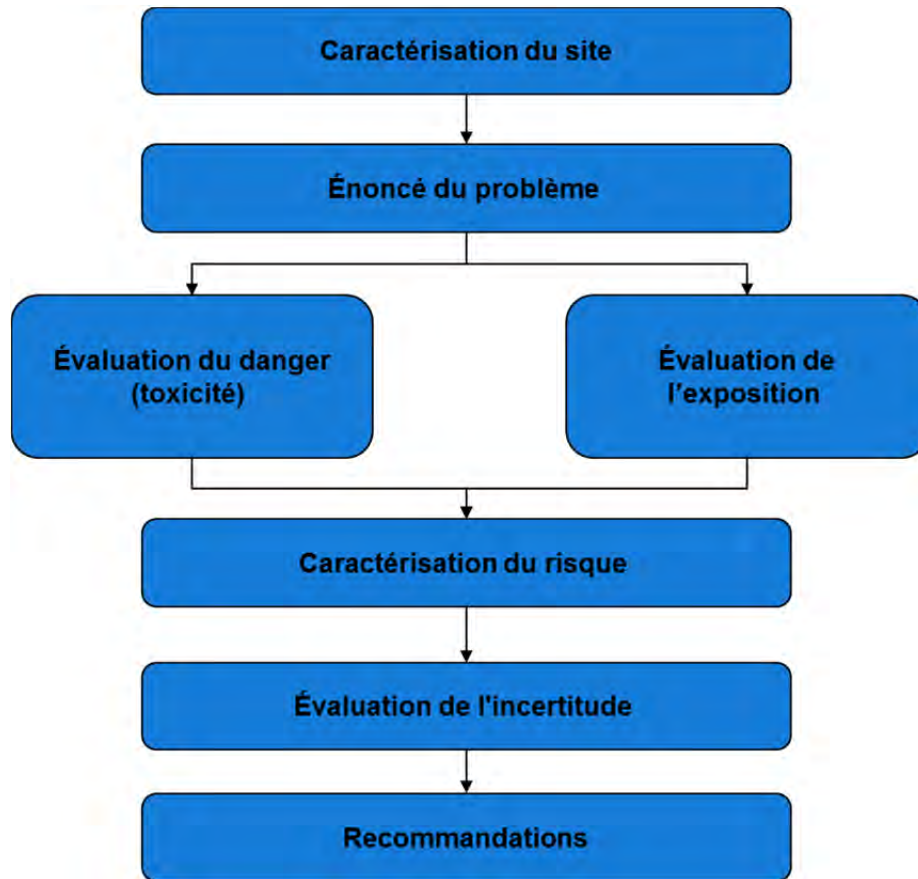


- « L'évaluation des risques pour les lieux contaminés fédéraux au Canada, Partie V : L'évaluation quantitative détaillée du risque pour la santé humaine associée aux substances chimiques (EQDR<sub>CHIM</sub>) », (Santé Canada 2010c); et
- « Cadre de travail pour l'évaluation du risque écotoxicologique—Conseil canadien des Ministres de l'environnement » (CCME 1996).

Le cadre conceptuel de l'ERSHE (Figure 7.7.2) est composé des principaux composants suivants, lesquels sont les mêmes que pour la caractérisation des risques pour les récepteurs humains et écologiques.

- **Caractérisation du site du Projet et prévisions modélisées** : Ce composant comprend un examen et une compilation des renseignements existants, y compris les composants du Projet et activités connexes, et les études biophysiques et d'utilisation des terres réalisées pour appuyer l'EIE.
- **Énoncé du problème** : L'énoncé du problème comprend l'identification des dangers environnementaux potentiels liés au Projet qui sont susceptibles de poser un risque sanitaire (c.-à-d., une SCPP), les récepteurs potentiels (humains et écologiques), et les voies d'exposition pertinentes (p. ex., l'inhalation d'une SCPP dans l'air). Le composant d'énoncé du problème assure que l'ERSHE met l'emphase sur les sujets clés et sur les enjeux préoccupants.
- **Évaluation du danger (toxicité)** : L'évaluation du danger (toxicité) comprend l'identification des renseignements scientifiquement éprouvés et publiés sur la toxicité de chacun des SCPP, par rapport à laquelle les expositions de récepteurs peuvent être comparées.
- **Évaluation de l'exposition** : L'évaluation de l'exposition correspond à l'évaluation qualitative et quantitative du degré auquel les récepteurs seront exposés à la SCPP, généralement exprimée comme une dose (p. ex., mg de SCPP par kg de poids corporel par jour). Généralement, les récepteurs humains et écologiques peuvent être exposés à ces contaminants par l'entremise d'une inhalation directe, d'un contact cutané ou de l'ingestion avec l'eau et la nourriture.
- **Caractérisation du risque** : La caractérisation du risque est une évaluation qualitative ou quantitative du risque sanitaire de chacun des SCPP pour chacun des récepteurs, sur la base du degré d'exposition. La possibilité que des activités du Projet aient un impact sur la santé d'un récepteur peut être évaluée sur la base de l'ampleur du risque prévu.
- **Évaluation de l'incertitude** : Un examen des suppositions et des incertitudes associées avec l'estimation des risques est réalisé. Si, après examen, une ou plusieurs suppositions utilisées pour estimer l'exposition (et le risque) sont jugées non fiables, la supposition peut être révisée et les calculs du risque refaits jusqu'à ce que les résultats soient considérés comme étant fiables, mais pas excessivement prudente dans son approche. Une évaluation ou supposition prudente en est une qui est susceptible de surévaluer le risque réel ou la conséquence, plutôt que de la sous-estimer.

- **Recommandations** : Si nécessaire, des recommandations sont offertes pour une atténuation et/ou une surveillance qui réduirait le risque.



**Figure 7.7.2 Cadre d'évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie**

Pour évaluer les risques potentiels sur la santé humaine et l'écologie, l'ERSHE a pris en compte la manière dont les activités du Projet peuvent entraîner le rejet de contaminants dans l'environnement. Des détails sur les activités associées avec chacune des phases de construction du Projet (la période pendant laquelle le Projet sera construit), d'exploitation (la période après la phase de construction, pendant laquelle la mine sera en service), et le déclassement, la remise en état et la fermeture (c.-à-d., la période suivant la fin de l'exploitation du Projet) sont fournis dans la section 3.4. L'ERSHE a pris en compte les risques potentiels découlant du Projet seul et dans le contexte des conditions environnementales existantes, comme suit.

- Le « cas de référence » évalue les risques potentiels pour la santé qui existent actuellement sur le site du Projet, et près de celui-ci, et il est basé sur des données mesurées pour les concentrations de SCPP dans l'air, le sol, les plantes, l'eau, les invertébrés du sol, les petits mammifères et le poisson. Les concentrations de SCPP pour le gibier sauvage (p. ex., l'original) ont été estimées sur la base des concentrations mesurées de SCPP dans d'autres milieux.

- Le « cas du Projet seul » évalue les futurs risques potentiels pour la santé découlant des changements dans la qualité de l'air et la charge du dépôt de métaux sur les sols et la végétation causée par une chute de poussière près du site du Projet, et des changements dans la qualité de l'eau dans des cours d'eau en aval (c.-à-d., dans le ruisseau Napadogan) causés par le Projet.
- Comme le nom l'indique, le « cas Projet + référence » évalue les risques pour la santé associés avec les concentrations prévues dans l'environnement, ce qui intègre les risques potentiels pour la santé découlant des conditions existantes et ceux provenant des changements prévus dans l'environnement qui pourraient être causés par des activités du Projet.

### **7.7.2 Caractérisation du site du Projet et prévisions du modèle sur la qualité de l'environnement :**

Afin de compléter l'ERSHE, il a été nécessaire de comprendre la zone dans laquelle de possibles effets sur l'environnement liés au Projet pouvaient être prévus ou mesurés avec un degré raisonnable de fiabilité et de sécurité. Pour l'ERSHE, ceci comprend une zone de 20 x 20 km centrée sur la zone d'aménagement du projet (ZAP, telle que définie comme étant l'empreinte physique des composants du Projet; voir la figure 1.2.1). Appelée zone d'étude de l'ERSHE dans le présent document, cette zone de 20 km x 20 km englobe la mine à ciel ouvert, l'usine de traitement du minerai, les zones de stockage, l'ISR, la carrière et les zones contiguës de la ZAP (figure 7.7.3).

La zone du Projet chevauche une division topographique qui sépare le cours supérieur du ruisseau McBean et les bassins versants du ruisseau Napadogan. Les deux ruisseaux se déchargent dans la rivière Nashwaak, laquelle pénètre dans le fleuve St-Jean à Fredericton. La majeure partie des installations du Projet se trouvent dans les bassins versants des petits ruisseaux Bird et Sisson jusqu'à la branche ouest du ruisseau Napadogan, lequel se draine par l'entremise du ruisseau Napadogan, dans la rivière Nashwaak. La partie sud-ouest de la mine à ciel ouvert croise cependant partiellement de petits affluents d'aval du ruisseau McBean. Ces bassins versants sont viables pour des espèces de poisson d'eau chaude et d'eau froide. Les principales espèces aquatiques d'intérêt dans le ruisseau Napadogan et les eaux dominantes de la rivière Nashwaak sont le saumon de l'Atlantique, l'anguille d'Amérique et l'omble de fontaine. Les sections 7.6, 8.4 et 8.5 offrent une description détaillée de la qualité de l'eau, du poisson et de l'habitat du poisson.

La majeure partie du Projet se trouve près de la limite sud-ouest de l'écorégion des Hautes Terres Centrales dans l'écodistrict Beadle, une région dotée d'un grand nombre de lacs et de collines ondulées séparées par des vallées profondes. De façon générale, cette zone est composée de hautes terres boisées et bien drainées, séparées par des vallées onduleuses. La zone d'étude de l'ERSHE comprend une forêt de feuillus à fortes élévations effectuant une transition à une forêt dominée par l'épinette noire/sapin baumier dans le fond des vallées. Comme il en sera discuté dans la section 8.7.2 (Végétation), plus de 400 espèces de plante vasculaire ont été identifiées dans la zone d'étude de l'ERSHE, y compris une espèce S2/sensible (spiranthe penchée, *Spiranthes cernua*) à un emplacement à l'extérieur de la ZAP. La section 8.7 présente de plus amples renseignements sur les communautés végétales existantes dans la ZAP et des parties de la zone d'étude de l'ERSHE.

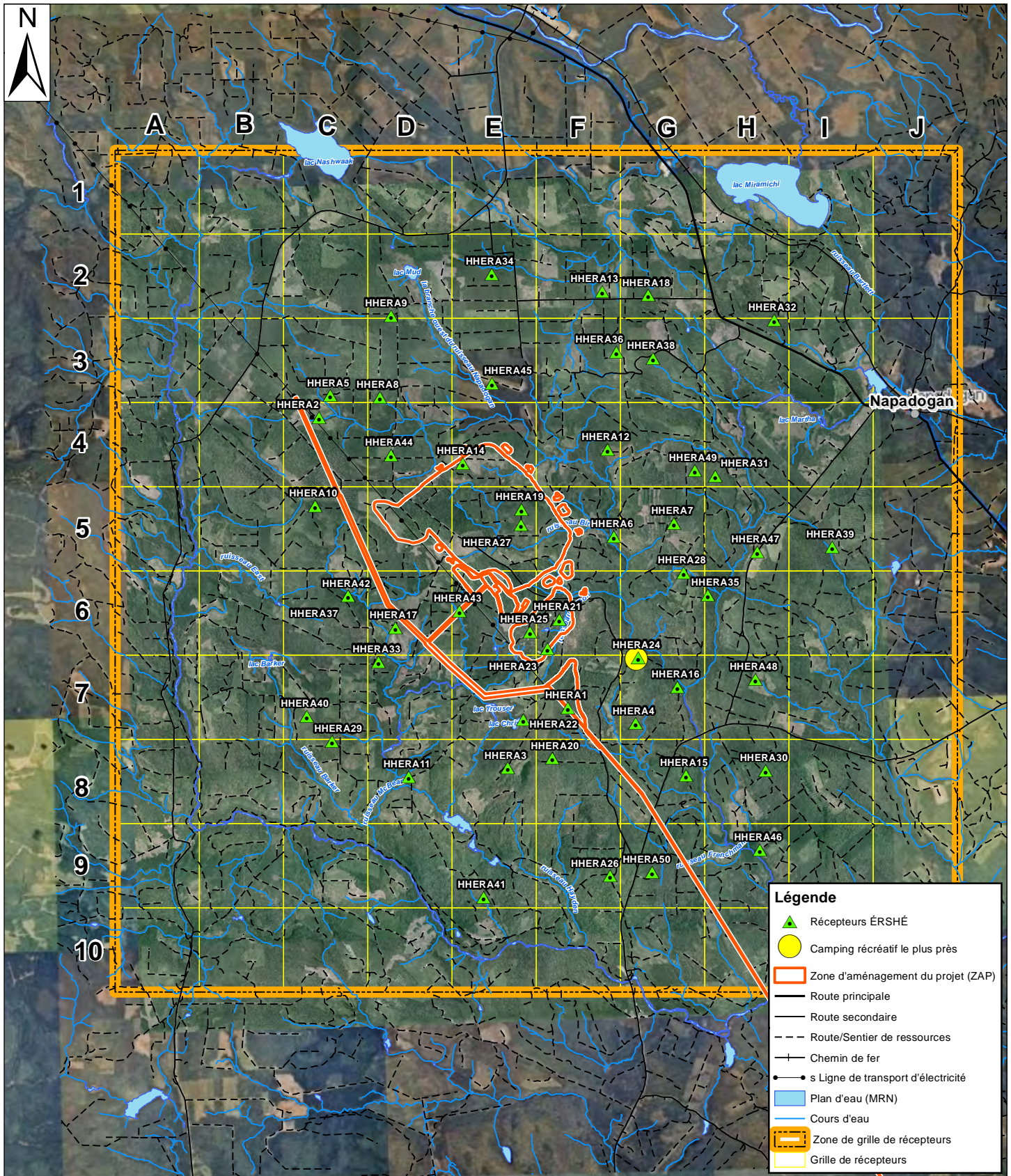
Comme il en sera question dans la section 8.6.2 (milieu terrestre), la faune de la ZAP et de parties de la zone d'étude de l'ERSHE est composée de pas moins de 22 espèces de mammifère, environ 146 espèces d'oiseau chanteur qui utilisent tous les types d'habitat de la zone et de 11 reptiles et amphibiens. Au total, 13 espèces en péril (EP) pourraient être présentes dans la région, dont le lynx du Canada, la pipistrelle de l'Est, le vespertilion nordique, le petit vespertilion, la tortue des bois, le pygargue à tête blanche, l'engoulevent d'Amérique, le martinet ramoneur, le moucherolle à côtés olive, le pioui de l'Est, l'hirondelle rustique, la paruline du Canada et le quiscale rouilleux. La section 8.6 fournie de plus amples détails sur la faune et l'habitat de la faune de la ZAP et de parties de la zone d'étude de l'ERSHE.

Comme c'est le cas de la majeure partie du centre du Nouveau-Brunswick, la zone générale du Projet est peuplée de manière clairsemée, mais comprend une variété d'utilisation des terres, y compris pour la chasse, la pêche, le VTT, la motoneige et l'exploitation forestière commerciale. Il existe un long historique d'exploitation forestière commerciale active. Par conséquent, il existe beaucoup de chemins forestiers dans la zone générale du Projet. De nombreuses concessions de sites de camping récréatif actifs (certaines abritant des camps privés) se trouvent près de la ZAP. Le site de camping récréatif le plus proche se trouve à environ 1,5 km à l'est de l'emplacement de la mine à ciel ouvert (figure 7.7.3). Il n'y a aucune résidence permanente située dans le voisinage immédiat du Projet; les résidences permanentes les plus proches se trouvent à Napadogan, une petite communauté sur la route 107, à environ 9 km au nord-est du site du Projet (figure 7.7.3).

Une étude des connaissances indigènes (Moccasin Flower Consulting 2013) (ECI) a été réalisée par les Premières nations de St. Mary's (PNSM), Woodstock (PNW) et malécite de Madawaska (PNMM). L'ECI a permis d'identifier plusieurs espèces de plante et d'animal importantes pour les Premières nations dans la zone générale du Projet, y compris des baies, des noix (p. ex., noix cendrées, noisettes), des crosses de fougère, l'original et le cerf, le rat musqué, le castor, le lièvre, le tétras et le poisson, dont le saumon de l'Atlantique. L'ECI a également fourni des renseignements sur des zones spécifiques d'utilisation des terres à des fins traditionnelles (p. ex., des zones où la végétation est cueillie à des fins d'alimentation et de médecine, des sources pour l'eau potable, et des territoires de pêche et de chasse).

#### **7.7.2.1 Substances chimiques potentiellement préoccupantes (SCPP)**

Comme il a été noté précédemment, les sources de contaminants provenant des activités du Projet comprennent des principaux contaminants atmosphériques (PCA, c.-à-d., SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, particules, PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) provenant de sources de combustion, d'émissions de contaminants atmosphériques non principaux (CANP) provenant de poussière fugitive de minerai pendant l'extraction et le transport, et du rejet d'eau traitée de surplus ou d'infiltrations contenant des métaux à l'état de trace dans les eaux souterraines et de surface du milieu récepteur. Pour une raison de commodité, ces contaminants sont appelés substances chimiques potentiellement préoccupantes (SCPP). Les milieux environnementaux qui sont susceptibles d'être directement affectés par ces rejets comprennent l'air, le sol et les eaux de surface. Les changements dans les concentrations de SCPP dans le sol et les eaux de surface peuvent également entraîner des changements des concentrations de SCPP dans les plantes, le gibier et le poisson.



REMARQUE : CE DESSIN ILLUSTRE DES RENSEIGNEMENTS DE SOUTIEN PROPRES À UN PROJET STANTEC ET NE PEUT SERVIR À D'AUTRES FINS.

Grille de récepteurs pour ÉRSHE	Échelle : NTS 0 0.5 1 1.5 Kilometres		Projet n° : 121810356	Source des données : MRN NB	Fig. n° : 7.7.3	
	Date: (jj/mm/aaaa) 12/07/2013		Des. par: JAB	Appr. par: DLM		
Client: Sisson Mines Ltd.						



Les valeurs de concentration au point d'exposition (CPE) sont des concentrations de SCPP dans le milieu environnemental pertinent qui sont sélectionnées pour représenter les conditions auxquelles les récepteurs humains et écologiques sont susceptibles d'être exposés.

#### 7.7.2.1.1 Identification des SCPP

Un processus de sélection à plusieurs étapes a été utilisé pour identifier les SCPP pour l'ERSHE. Pour l'air, les SCPP identifiées dans la section 7.1 (c.-à-d., SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, particules, PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub>) ont été reportées dans l'ERSHE.

Pour les milieux terrestres et aquatiques, les métaux à l'état de trace contenus dans le minerai (indiqués dans le tableau 3.4.33) ont été identifiés comme étant de possibles SCPP; cependant, un processus d'évaluation a été appliqué pour sélectionner lesquels de ces métaux devaient être reportés comme étant des SCPP. Pour les expositions terrestres (liées au sol), la sélection prenait en compte les aspects suivants : si le contaminant existait déjà dans l'environnement à des concentrations supérieures aux recommandations, le potentiel toxique des constituants du métal dans la poussière de minerai, et la possibilité que les niveaux des métaux dans la poussière soient inférieurs aux conditions existantes dans le sol.

Pour les expositions aquatiques (liées aux eaux de surface), la sélection de SCPP a pris en compte les concentrations prévues par le modèle de plusieurs métaux à l'état de trace dans les eaux de surface associées aux phases d'exploitation et de déclassement, de remise en état et de fermeture (Section 7.6) en comparaison avec les recommandations sur la qualité de l'eau potable et les recommandations pour la protection de la vie aquatique en eau douce.

#### 7.7.2.1.2 Sélection des SCPP en fonction des recommandations sur la qualité des sols

Pour le sol, si les concentrations existantes d'un contaminant dans le sol (comme mesurées dans le programme d'échantillonnage de référence, Stantec 2012h) étaient supérieures aux recommandations réglementaires existantes, le contaminant était reporté comme étant un SCPP afin de procéder à une évaluation plus approfondie. Les données de référence mesurées du sol obtenues dans le cadre du programme d'échantillonnage de référence (Stantec 2012h) ont été comparées aux normes de qualité de l'environnement applicables et aux recommandations pour le sol. Les données sur le sol étaient suffisantes pour déterminer un intervalle supérieur de confiance de 95 pour cent pour la moyenne (ISC 95 % M). L'utilisation d'un ISC 95 % M pour comparer les concentrations du site par rapport aux normes de nettoyage ou établir les niveaux de référence est recommandée par l'USEPA (2002). Lorsque les concentrations dans le sol selon l'ISC 95 % M dépassaient les recommandations du niveau de sélection, le contaminant était reporté comme étant une SCPP. L'ISC 95 % M de l'arsenic, du manganèse et du sélénium dans les données mesurées du sol était supérieur aux valeurs des recommandations préalables pour la santé humaine et l'écologie contenues dans :

- Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), « Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine 1999, rév. 2011 » (CCME 1999);
- Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO) « Table 3 Site Condition Standards of Soil, Groundwater and Sediment Standards for Use dans la partie XV.1 de la *Loi sur la protection de l'environnement*, 2009 » (MEO 2009);

- United States Environmental Protection Agency (USEPA) « Ecological Soil Screening Levels, 2007 » (USEPA 2007).

### 7.7.2.1.3 Sélection des SCPP selon la toxicité potentielle du minerai

Suite à l'identification initiale des possibles SCPP décrite ci-dessus, la concentration de métaux totaux pour chacune des SCPP a ensuite été évaluée selon le potentiel toxique relatif (PTR) pour la santé humaine, les mammifères, les oiseaux et les invertébrés du sol (Alberta Health and Wellness 2011). Pour évaluer la possibilité que la poussière de minerai affecte la qualité de l'air par l'entremise de la dispersion et du dépôt subséquent sur le sol, le PTR a été calculé en divisant la concentration de chacun des métaux dans le minerai (comme l'illustre le tableau 3.4.31), par la valeur toxicologique de référence appropriée (VTR, mg/kg de masse corporelle-jour pour l'ingestion orale pour les humains, les mammifères et les oiseaux; mg/kg pour le contact direct pour les plantes et les invertébrés du sol). Conformément à l'orientation de l'USEPA (1989), les paramètres totalisant plus d'un pour cent du PTR ont été sélectionnés comme étant des SCPP qui seront évaluées de manière plus approfondie dans l'ERSHE.

Les paramètres totalisant plus d'un pour cent du potentiel toxique relatif comprennent : aluminium, arsenic, bore, chrome, cobalt, cuivre, plomb, manganèse, molybdène, nickel, thallium, titane, uranium, vanadium et zinc; ces SCPP ont été reportées dans l'ERSHE. Une quantité de données toxicologiques très limitée est offerte pour de nombreux métaux (p. ex., bismuth, calcium, fer, magnésium, potassium, rubidium, sodium, soufre et titane), et par conséquent ces métaux sont omis de l'ERSHE. Bien que les recommandations pour le sol et l'eau de robinet pour le lithium provenant des tableaux régionaux préalables de l'USEPA ont été élaborées à l'aide d'une valeur de toxicité provisoire évaluée par les pairs développée pour un lieu couvert par le Superfund, la valeur de toxicité provisoire évaluée par les pairs offre très peu de renseignements sur les effets environnementaux nocifs d'un contaminant ou sur la qualité de la preuve sur laquelle l'évaluation de la toxicité se base (USEPA 2012). Une recension des études (Aral et Vecchio-Sadus 2008) a indiqué que le lithium ne serait pas bioaccumulable et que son effet toxique sur les humains et sur l'environnement est faible. D'après les résultats des études recensées, il a été conclu que ni l'ingestion de lithium dans les aliments et l'eau ni l'exposition au travail ne présentaient de risque de toxicité (Aral et Vecchio-Sadus 2008). Puisqu'aucune des ressources recommandées par Santé Canada (2010a) n'a élaboré de valeur toxicologique de référence pour le lithium et étant donné les conclusions de la recension des études publiées, le lithium n'a pas été retenu comme SCPP.

Une troisième étape consistant à comparer les concentrations de métaux dans le minerai aux concentrations de référence dans le sol (sur la base de la médiane des résultats d'échantillon de sol) a été réalisée. Les paramètres pour lesquels les concentrations de minerai étaient inférieures aux concentrations de référence du sol, ou égales, n'ont pas été reportés pour une analyse ultérieure puisque le dépôt de minerai n'augmentera pas les concentrations de référence existantes de métaux totaux dans le sol. Ce sous-ensemble comprend le sélénium.



#### 7.7.2.1.4 Sélection des SCPP en fonction des recommandations sur la qualité de l'eau

Les concentrations de métaux existantes (mesurées) et futures anticipées ont été sélectionnées par comparaison aux recommandations provinciales et fédérales pour la protection de la vie aquatique, et pour l'eau potable, comme indiqué dans :

- recommandations pour la qualité de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique du CCME (eau douce) (CCME 1999 et mises à jour);
- les lignes directrices approuvées de la Colombie-Britannique (Ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique 2010b); et
- « recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada » produits par Santé Canada (RQEPC; Santé Canada 2012b).

#### 7.7.2.1.5 Résumé de la sélection des SCPP

Le processus de sélection pour les SCPP CANP comprend par conséquent la sélection des éléments à l'état de trace au cours d'une série d'étapes (Tableau 7.7.1), comme suit.

- À l'étape 1, il a été déterminé si les concentrations mesurées dans le sol dépassaient les recommandations.
- À l'étape 2, le potentiel toxique des éléments à l'état de trace dans le minerai pour les récepteurs humains et écologiques est considéré.
- À l'étape 3, il est vérifié si les concentrations des éléments à l'état de trace dans le minerai sont supérieures aux valeurs de référence du sol local.
- À l'étape 4, l'eau est comparée aux recommandations pour l'eau potable et la vie aquatique. Les éléments qui sont signalés comme étant des SCPP lors de cette étape sont ajoutés à la liste dégagée de la sélection des sols.

En outre, du mercure a été ajouté à la liste des SCPP comme ayant un intérêt inhérent. Par ailleurs, le sodium a été retiré, car il est sélectionné par l'entremise d'objectifs esthétiques pour la qualité de l'eau potable et non par des recommandations basées sur la santé.

**Tableau 7.7.1 Résumé de la sélection des SCPP CANP**

Paramètre	Étape 1	Étape 2 - Potentiel toxique par récepteur				Étape 3		Étape 4 - Sélection de l'eau			
	Dépassement des recommandations	SH	Oiseau	Petite proie	Plante/invertébrés du sol	La concentration du minéral est-elle plus élevée que la référence?	Liste des SCPP du sol	Sélection des recommandations pour l'eau potable	Sélection pour la vie aquatique en eau douce	Liste définitive de SCPP de l'ERSH	Liste définitive de SCPP de l'ERE
Aluminium		X		X			Aluminium			Aluminium	Aluminium
Antimoine											
Arsenic	X	X		X	X		Arsenic			Arsenic	Arsenic
Baryum											
Bismuth											
Bore					X		Bore		X	Bore	Bore
Cadmium											
Calcium											
Chrome		X	X	X			Chrome			Chrome	Chrome
Cobalt			X		X		Cobalt			Cobalt	Cobalt
Cuivre			X	X	X		Cuivre			Cuivre	Cuivre
Fer											
Plomb		X					Plomb			Plomb	Plomb
Lithium											
Magnésium											
Manganèse	X	X		X	X		Manganèse			Manganèse	Manganèse
Mercuré						non				Mercuré (II)	Mercuré (II)
Molybdène		X	X	X	X		Molybdène			Molybdène	Molybdène
Nickel				X			Nickel			Nickel	Nickel
Phosphore											
Potassium											
Rubidium											
Sélénium	X					non					
Argent											
Sodium								X			
Strontium											

**Tableau 7.7.1 Résumé de la sélection des SCPP CANP**

Paramètre	Étape 1	Étape 2 - Potentiel toxique par récepteur				Étape 3		Étape 4 - Sélection de l'eau			
	Dépassement des recommandations	SH	Oiseau	Petite proie	Plante/invertébrés du sol	La concentration du minéral est-elle plus élevée que la référence?	Liste des SCPP du sol	Sélection des recommandations pour l'eau potable	Sélection pour la vie aquatique en eau douce	Liste définitive de SCPP de l'ERSH	Liste définitive de SCPP de l'ERE
Soufre											
Thallium		X			X		Thallium	X	X	Thallium	Thallium
Titane					X		Titane			Valeur de référence non mesurée. Par conséquent, il sera traité uniquement pour les plantes exposées au sol soumis au dépôt de poussière pendant 27 ans; il est présumé que le sol de référence est exempt de concentration.	
Tungstène	X						Tungstène		X	Tungstène	Tungstène
Uranium		X			X		Uranium		X	Uranium	Uranium
Vanadium		X	X	X	X		Vanadium	X	X	Vanadium	Vanadium
Zinc					X		Zinc			Zinc	Zinc
<b>Remarques :</b> Le fer et le manganèse sont omis de la liste des SCPP puisque leur recommandation est fondée sur des objectifs esthétiques et non sur des effets sanitaires.											
<b>Légende :</b> II Intérêt inhérent SH Santé humaine SCPP substance chimique potentiellement préoccupante ERSH Évaluation des risques pour la santé humaine ERE Évaluation des risques pour l'écologie											

La liste définitive des SCPP CANP pour l'ERSH et l'ERE comprend (Tableau 7.7.1) :

- Aluminium (Al);
- Arsenic (As);
- Bore (B);
- Chrome (Cr);
- Cobalt (Co);
- Cuivre
- Plomb (Pb);
- Manganèse (Mn);
- Mercure (Hg);
- Molybdène (Mo);
- Nickel (Ni);
- Thallium (Tl);
- Tungstène (W);
- Uranium (U);
- Vanadium (V);
- Zinc (Zn).

De plus, les PCA (c.-à-d., SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO, particules, PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub>) ont été reportées comme étant des SCPP dans l'ERSH.

#### 7.7.2.2 Concentrations existantes et futures anticipées de contaminant dans l'environnement

Afin d'évaluer les risques potentiels pour la santé des SCPP provenant du Projet, l'ERSHE s'est appuyé sur les résultats de la modélisation prédictive de la dispersion atmosphérique et des précipitations de polluants (Section 7.1) et la modélisation prédictive de la qualité de l'eau (Section 7.6). Ces modèles prédictifs fournissent des estimations des SCPP dans l'air et l'eau de surface dans les conditions futures (c.-à-d., cas Projet + référence). Les futures concentrations de SCPP dans la végétation, les invertébrés du sol et les petits mammifères ont été estimées selon les futures (c.-à-d., cas Projet + référence) concentrations du sol, en fonction des prévisions issues de la modélisation de la dispersion atmosphérique et des précipitations de polluants. Les futures concentrations de SCPP pour le poisson, les invertébrés benthiques et les sédiments ont été estimées à l'aide des futures concentrations prévues de SCPP (c.-à-d., cas Projet + référence) dans l'eau de surface, comme indiquées par la modélisation prédictive de la qualité de l'eau.

L'équation utilisée pour calculer une concentration de SCPP dans un tissu biologique issu d'une concentration dans le sol ou l'eau (appelée ci-après « équation généralisée » s'articule comme suit :

$$CPE_j = CPE_i \times FA_{ij}$$

où :

CPE<sub>j</sub> = Concentration au point d'exposition dans le tissu biotique cible *j* (p. ex., plantes ou poisson, mg/kg poids humide);

CPE<sub>i</sub> = Concentration au point d'exposition dans un milieu mesuré *i* (p. ex., sol et eau de surface, en mg/kg poids sec ou en mg/L);

FA<sub>ij</sub> = Facteur d'assimilation provenant du vecteur environnemental *i* dans le tissu biotique ciblé *j* (dépend du vecteur environnemental et du tissu biotique).

Cependant, un autre aspect important de l'ERSHE consiste à évaluer le risque provenant du Projet dans le contexte des expositions existantes et de référence. Étant donné l'importance des concentrations existantes pour la prévision des futures concentrations et pour fournir un contexte pour les estimations du risque pour la santé, les concentrations existantes de contaminants dans l'environnement (c.-à-d., les concentrations qui sont actuellement présentes, avant toute activité du Projet) sont présentées avec les futures concentrations prévues de contaminants (c.-à-d., Projet + référence).

Lorsque des données de référence mesurées étaient disponibles pour les tissus biologiques, les valeurs sont considérées comme étant plus fiables qu'une valeur estimée par un modèle. Cependant, pour les prévisions du cas Projet + référence, il est toujours nécessaire de compter sur des valeurs estimées par un modèle. Afin de rapprocher les valeurs mesurées et celles estimées par un modèle, l'approche suivante a été adoptée.

L'ampleur prévue du changement introduit par le projet a été estimée en calculant les prévisions du cas de référence et celles du cas Projet + référence pour les concentrations de métal dans les tissus biologiques. Le rapport des deux prévisions (c.-à-d., (prévision cas Projet + référence) / (prévision cas de référence)) a été calculé pour fournir une estimation de l'ampleur prévue du changement à introduire en raison de la décision d'aller de l'avant avec le Projet. Les concentrations de référence mesurées dans le tissu ont ensuite été multipliées par le rapport afin d'estimer les concentrations futures prévues dans les tissus.

À titre d'exemple concret de cette approche, la valeur de l'ISC 95 % M pour l'arsenic dans un filet d'omble de fontaine qui serait consommé par des humains a été mesurée et a été établie à 0,89 mg/kg poids humide pour la carcasse de poisson dans la branche ouest du ruisseau Napadogan pour le cas de référence. Williams *et coll.* (2006) ont fourni un examen de la bioaccumulation de l'arsenic pour une variété d'espèces de poisson, et ont donné une équation relative au facteur de bioaccumulation pour l'arsenic dans le tissu du poisson par rapport à la concentration d'arsenic dans l'eau. En utilisant l'équation de Williams *et coll.* (2006), le rapport prévu du cas Projet + référence par rapport aux concentrations d'arsenic du cas de référence dans le tissu du poisson a été estimé à l'aide des concentrations mesurées et futures anticipées d'arsenic dans l'eau à chacun des emplacements d'évaluation dans la branche ouest du ruisseau Napadogan et du ruisseau McBean. La concentration de référence d'arsenic dans le tissu du poisson a ensuite été multipliée par ces valeurs de rapport propres au site pour évaluer les futures concentrations d'arsenic dans le tissu du poisson.

Le même processus a été appliqué en utilisant les modèles de bioaccumulation et les facteurs d'assimilation pour chacune des SCPP, et pour chacun des types de tissu biologique utilisé comme une source potentielle de nourriture par des récepteurs humains ou écologiques (c.-à-d., le tissu du poisson, les invertébrés benthiques, les tissus végétaux, les invertébrés du sol, les tissus des proies, etc.), pour prédire les concentrations de métal dans le tissu pour le cas Projet + référence lorsque des données de référence mesurées étaient disponibles. En l'absence de données de référence mesurées sur le tissu, alors les concentrations de métal dans le tissu du cas de référence et du cas Projet + référence étaient simplement prévues à partir des concentrations de métal mesurées ou prévues dans l'eau, le sol ou les sédiments, en utilisant des facteurs d'assimilation ou des modèles de bioaccumulation.

Les emplacements de récepteurs de l'ERSHE ont été établis selon des grilles de 2 km x 2 km dans la zone de l'étude de l'ERSHE de 20 km x 20 km, afin d'évaluer les expositions potentielles dans chacun des carrés de la grille. Généralement, les emplacements de l'ERSHE correspondent aux emplacements des échantillons de référence du sol (Stantec 2012h), desquels dix représentaient des emplacements d'échantillonnage du biote où des échantillons de végétation, d'invertébrés du sol et de petit gibier ont aussi été prélevés. Ces emplacements ont été sélectionnés pour offrir une couverture adéquate de la zone d'étude de l'ERSHE, en incorporant les emplacements prévus de récepteurs humains et écologiques sensibles dans l'évaluation. Dans l'éventualité où plusieurs échantillons (ou emplacements récepteurs de l'ERSHE) étaient prélevés dans la même grille, la valeur maximum était reportée pour l'évaluation. La figure 7.7.3 montre les emplacements des récepteurs de l'ERSHE et les carrés de la grille pris en compte pour l'évaluation.

Des détails supplémentaires concernant les concentrations de SCPP utilisées dans l'ERSHE sont fournis ci-dessous.

#### 7.7.2.2.1 Air

Les SCPP atmosphériques sont détaillées dans les sections 7.1 et 8.2, et comprennent les PCA suivantes: les particules (PM) (y compris les  $PM_{2.5}$  et  $PM_{10}$ ), le dioxyde d'azote ( $NO_2$ ), le dioxyde de soufre ( $SO_2$ ) et le monoxyde de carbone (CO). Les concentrations de CANP dans l'air ont également été évaluées.

Pour caractériser les concentrations de référence des SCPP dans l'air ambiant, comme discuté dans la section 8.2.2, Northcliff a réalisé un programme de surveillance de la qualité de l'air ambiant sur le site du Projet pendant une période de six mois afin traiter trois saisons (été, automne et hiver). La surveillance a été réalisée d'août 2011 à février 2012 au site de Napadogan qui a été sélectionné, car il s'agit de la zone résidentielle la plus proche du Projet. Des données supplémentaires sur la qualité de l'air qui ont été recueillies par la province du Nouveau-Brunswick ont été utilisées pour décrire encore davantage la qualité de l'air ambiant que l'on retrouve habituellement au centre du Nouveau-Brunswick

Les concentrations de particules (retombée de poussière) dans l'air ont été mesurées à Napadogan dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air ambiant. La concentration moyenne de particules mesurée était de  $17,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , avec des concentrations variant d'un creux de  $7,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en février 2012 à un sommet de  $35,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en août 2011. Il a été présumé que ces niveaux représentaient les conditions existantes pour le cas de référence.

Les concentrations prévues de PCA pour le cas du Projet + référence sont fournies dans le tableau 7.1.8. Veuillez noter que ces concentrations de PCA représentent les concentrations maximales observées au sol (CS) pendant l'exploitation. Comme l'indique la section 8.2, les CS maximales de PCA pendant la construction étaient inférieures à celles observées pendant l'exploitation. Par ailleurs, il est prévu que les émissions de PCA pendant le déclassement, la remise en état et la fermeture soient similaires à celles produites pendant la construction, ou moindres.

Les concentrations maximum de métaux dans l'air ont été déterminées à partir de résultats d'analyses chimiques du minerai et des résultats du modèle de dispersion atmosphérique pour les  $PM_{10}$  émis pendant les activités du Projet liées à la production de poussière de minerai. Les détails sur la manière dont les concentrations de métaux dans les échantillons de minerai (présentés au tableau 3.4.31) ont

été déterminées et sur le calcul de l'estimation des émissions de poussière de minerai et du mort-terrain figurent aux sections 3.4.1.5 (Construction) et 3.4.2.5 (Exploitation). Un résumé de la modélisation des dépôts dans l'air est présenté à la section 7.1. Ainsi, les CS maximum prévues des métaux provenant de la dispersion atmosphérique pendant l'exploitation apparaissent dans les tableaux 7.7.2 à 7.7.4.

**Tableau 7.7.2 Concentrations maximum de SSCP sur 1-heure dans l'air ambiant (mg/m<sup>3</sup>)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) atmosphérique sur 1-h observées au sol (mg/m <sup>3</sup> )	
	Cas de référence	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	7,00E-04	1,13E-01
Arsenic (As)	5,99E-06	2,72E-04
Bore (B)	6,08E-06	6,37E-06
Chrome (Cr)	2,52E-06	4,44E-04
Cobalt (Co)	2,00E-06	8,18E-05
Cuivre (Cu)	6,57E-04	1,19E-03
Plomb (Pb)	6,62E-06	2,98E-04
Manganèse (Mn)	2,56E-05	8,63E-03
Mercure (Hg)	1,95E-08	2,53E-07
Molybdène (Mo)	3,04E-06	9,74E-05
Nickel (Ni)	2,99E-06	1,33E-04
Thallium (Tl)	1,01E-05	6,11E-06
Tungstène (W)	3,67E-06	1,72E-04
Uranium (U)	6,46E-05	1,76E-05
Vanadium (V)	2,01E-06	5,04E-04
Zinc (Zn)	5,72E-05	9,94E-04

**Tableau 7.7.3 Concentrations maximum de SSCP sur 24-heures dans l'air ambiant (mg/m<sup>3</sup>)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) atmosphérique sur 24-h observées au sol (mg/m <sup>3</sup> )	
	Cas de référence	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	2,88E-04	4,75E-03
Arsenic (As)	2,46E-06	1,14E-05
Bore (B)	2,50E-06	1,29E-06
Chrome (Cr)	1,03E-06	1,86E-05
Cobalt (Co)	8,20E-07	3,43E-06
Cuivre (Cu)	2,70E-04	5,00E-05
Plomb (Pb)	2,72E-06	1,25E-05
Manganèse (Mn)	1,05E-05	3,61E-04
Mercure (Hg)	8,01E-09	6,24E-08
Molybdène (Mo)	1,25E-06	1,97E-05
Nickel (Ni)	1,23E-06	5,55E-06
Thallium (Tl)	4,16E-06	2,56E-07
Tungstène (W)	1,51E-06	3,48E-05
Uranium (W)	2,65E-05	7,39E-07
Vanadium (V)	8,27E-07	2,11E-05
Zinc (Zn)	2,35E-05	4,17E-05

**Tableau 7.7.4 Concentrations moyennes maximum annuelles de SCPP dans l'air ambiant (mg/m<sup>3</sup>)**

SCPP	Concentrations annuelles moyennes au point d'exposition (CPE) atmosphérique à la grille G8 (mg/m <sup>3</sup> )		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	1,64E-04	1,51E-04	3,16E-04
Arsenic (As)	2,16E-06	3,51E-07	2,51E-06
Bore (B)	2,47E-06	1,59E-07	2,63E-06
Chrome (Cr)	8,13E-07	5,66E-07	1,38E-06
Cobalt (Co)	7,19E-07	1,08E-07	8,27E-07
Cuivre (Cu)	1,93E-04	1,55E-06	1,94E-04
Plomb (Pb)	1,75E-06	3,83E-07	2,13E-06
Manganèse (Mn)	6,53E-08	6,78E-06	1,33E-05
Mercuré (Hg)	6,95E-09	5,87E-08	1,28E-08
Molybdène (Mo)	1,24E-06	2,40E-06	3,64E-06
Nickel (Ni)	1,10E-06	1,68E-07	1,27E-06
Thallium (Tl)	4,12E-06	8,12E-09	4,13E-06
Tungstène (W)	1,45E-06	4,25E-06	5,70E-06
Uranium (U)	2,28E-05	2,33E-08	2,28E-05
Vanadium (V)	7,59E-07	6,69E-07	1,43E-06
Zinc (Zn)	1,52E-05	1,27E-06	1,65E-05

#### 7.7.2.2.2 Sol

Comme indiqué dans Stantec (2012h), des échantillons de sol ont été prélevés des emplacements de récepteur de l'ERSHE identifiés dans la figure 7.7.3. Pour prévoir les futures concentrations dans le sol (c.-à-d., cas du Projet + référence), le chargement de masse associé au dépôt de poussière de minerai pendant l'exploitation, comme prévu par la modélisation du dépôt atmosphérique de la poussière de minerai, a été ajouté aux concentrations existantes mesurées de métal dans le sol à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE. Pendant les phases de construction et de déclassement, de remise en état et de fermeture, la mine ne produira, ne traitera et ne manipulera pas de minerai. Par conséquent, il n'y aura pas de dépôt atmosphérique de poussière de minerai.

Les taux de dépôt de la poussière de minerai ont été obtenus sur une base propre au site sous forme de valeurs moyennes annuelles du modèle de dispersion et de dépôt atmosphérique (Section 7.1). Pour estimer le dépôt de la poussière de minerai sur la concentration du sol, il a été présumé que 100 pour cent de la poussière de minerai déposée et des SCPP qui y sont associées s'intégraient à la couche de surface du sol (c.-à-d., les 10 premiers cm) dans la grille de récepteurs de l'ERSHE. Par exemple, pour les concentrations dans le sol à l'emplacement de grille G8 (voir figure 7.7.3), les concentrations dans le sol pour le cas de référence correspondent aux concentrations mesurées dans l'échantillon de sol provenant de l'ERSHE15, les concentrations du cas du Projet seul se basent sur les résultats de la modélisation du dépôt pour l'ERSHE15, et le cas du Projet + référence correspond à la somme de la concentration mesurée dans le sol et du dépôt modélisé. À titre indicatif, les résultats de la grille G8 sont illustrés dans le tableau 7.7.5. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.



**Tableau 7.7.5 Concentrations dans le sol à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids sec)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) dans le sol à la grille G8 (mg/kg poids sec)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	6,24E+03	1,24E-04	6,24E+03
Arsenic (As)	1,00E+01	3,34E-07	1,00E+01
Bore (B)	2,00E+00	7,36E-08	2,00E+00
Chrome (Cr)	7,00E+00	5,37E-07	7,00E+00
Cobalt (Co)	1,00E+00	9,04E-08	1,00E+00
Cuivre (Cu)	5,00E+00	1,45E-06	5,00E+00
Plomb (Pb)	1,16E+01	3,73E-07	1,16E+01
Manganèse (Mn)	4,80E+01	1,32E-05	4,80E+01
Mercuré (Hg)	6,00E-02	5,20E-09	6,00E-02
Molybdène (Mo);	2,00E-01	1,11E-06	2,00E-01
Nickel (Ni)	3,00E+00	1,63E-07	3,00E+00
Thallium (Tl)	5,00E-02	6,70E-09	5,00E-02
Tungstène (W)	2,00E-01	1,96E-06	2,00E-01
Uranium (U)	5,00E-01	1,93E-08	5,00E-01
Vanadium (V)	3,20E+01	5,53E-07	3,20E+01
Zinc (Zn)	1,40E+01	1,20E-06	1,40E+01

### 7.7.2.2.3 Eaux de surface

Pour l'ERSHE, l'exposition aux eaux de surface pour les conditions existantes (cas de référence) s'est basée sur les concentrations annuelles moyennes de métal dans des échantillons d'eau de surface du bassin versant de la rivière Napadogan prélevés entre juin 2007 et avril 2012 (Section 8.4 et Knight Piésold 2012e). Des échantillons ont été prélevés à de multiples occasions par Rescan entre 2007 et 2008, et par Northcliff entre 2009 et 2012.

Une modélisation de la qualité de l'eau (Section 7.6) a été utilisée pour prévoir la qualité des eaux de surface pendant la construction, l'exploitation, et le déclassement, la remise en état et la fermeture à sept emplacements le long du ruisseau Napadogan (NAP1, NAP2, NAP3, NAP5, NAP7 et NAP8), et à un emplacement le long du ruisseau McBean (MBB2), comme l'illustre la figure 7.6.2. La modélisation prévoyait aussi la qualité de l'eau de surface à trois affluents sans nom du ruisseau Napadogan (UT1, UT3 et UT4), bien qu'avec des niveaux de confiance moins élevés. Aux fins d'établir les concentrations dans les eaux de surface pour le cas du Projet + référence à utiliser pour l'ERSHE, la concentration annuelle moyenne maximum de SCPP pendant n'importe quelle phase a été sélectionnée pour le cas du Projet + référence et représente par conséquent, une estimation prudente de la qualité de l'eau pour toutes les phases et activités du Projet. Les concentrations du Projet seul ont été estimées selon la concentration du cas du Projet + référence moins le cas de référence.

Pour les grilles de récepteurs de l'ERSHE qui contenaient un des cours d'eau notés ci-dessus, les résultats de la surveillance de la qualité des eaux de surface et de la modélisation de la qualité de l'eau qui représentaient le mieux ce cours particulier du cours d'eau ont été appliqués à la grille. Par exemple, pour la grille G8 (voir la figure 7.7.3), les résultats à NAP5 sont ceux qui représentent le mieux le ruisseau Napadogan dans cette zone. À titre indicatif, les données sur la qualité de l'eau pour les cas de référence, de Projet seul et de Projet + référence pour la grille G8 sont fournis dans le tableau 7.7.6. Ce même processus a été réitéré à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la

figure 7.7.3. Veuillez noter que si un carré de la grille ne contenait pas de cours d'eau, aucune exposition de l'eau de surface (ou du poisson) n'a alors été attribuée à cet emplacement de la grille.

**Tableau 7.7.6 Concentrations dans l'eau de surface à la grille G8 de l'ERSHE (mg/L)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des eaux de surface à la grille G8 (mg/L)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	1,34E-01	1,39E-01	2,73E-01
Arsenic (As)	6,90E-04	3,86E-03	4,55E-03
Bore (B)	1,69E-03	2,15E-01	2,16E-01
Chrome (Cr)	5,42E-04	5,17E-04	1,06E-03
Cobalt (Co)	6,02E-05	1,26E-03	1,32E-03
Cuivre (Cu)	5,00E-04	1,40E-03	1,90E-03
Plomb (Pb)	1,30E-04	1,67E-04	2,97E-04
Manganèse (Mn)	8,64E-03	3,22E-02	4,08E-02
Mercure (Hg)	1,31E-05	3,88E-07	1,35E-05
Molybdène (Mo)	2,08E-04	1,40E-02	1,43E-02
Nickel (Ni)	5,00E-04	1,99E-03	2,49E-03
Thallium (Tl)	5,00E-05	1,63E-04	2,13E-04
Tungstène (W)	2,19E-03	1,79E-02	2,01E-02
Uranium (U)	1,96E-04	1,91E-03	2,10E-03
Vanadium (V)	6,37E-04	1,20E-02	1,27E-02
Zinc (Zn)	1,56E-03	1,11E-02	1,26E-02

#### 7.7.2.2.4 Eaux souterraines

Il n'est pas prévu que les récepteurs humains et écologiques soient exposés directement à de possibles augmentations des SCPP identifiées dans les eaux souterraines. On croit que plusieurs sites de camping récréatifs (certains comprenant des camps) captent l'eau s'écoulant des sources (à confirmer avant la Construction); ces sources sont également identifiées comme des sources d'eau potable par les Premières nations. Comme l'illustre la figure 8.4.11, les sites de camping récréatifs se trouvent au moins à 1,5 km de la limite est de la mine à ciel ouvert, et il n'est pas prévu que les sources ou puits qui pourraient s'y trouver soient touchés par l'assèchement de la mine (voir la section 8.4). Les utilisateurs de puits connus les plus proches identifiés par ENV NB se trouvent dans la communauté de Napadogan, à plus de 9 km du Projet, et ils ne seront pas touchés par les infiltrations provenant du Projet (Section 8.4). Bien qu'une série de puits d'eau souterraine seront installés pour fournir de l'eau potable pendant l'exploitation, ils seront implantés de manière à éviter la migration de contaminants potentiels provenant de l'ISR dans le puits (Section 8.4). Par conséquent, aucune évaluation plus approfondie des eaux souterraines n'est considérée dans le cadre de cette ERSHE.

#### 7.7.2.2.5 Végétation

Puisque les métaux sont omniprésents dans l'environnement, il est nécessaire de déterminer les concentrations existantes de métaux dans la végétation pour évaluer les expositions actuelles à des SCPP dans la végétation. Comme décrit dans Stantec (2012h), un total de 16 échantillons de végétation, y compris d'arbustes (8 échantillons, appelés ci-dessous « brout ») et de graminées (8 échantillons, appelés ci-dessous « fourrage ») et 9 échantillons de fruits sauvages (appelés ci-dessous « baie ») ont été recueillis à des emplacements d'échantillonnage clés illustrés à la

figure 7.7.3. Ces données ont été utilisées pour estimer l'ISC 95 % M pour la végétation feuillue et les baies, lesquelles ont ensuite été utilisées comme concentrations d'exposition pour l'ingestion de végétation pour le cas de référence (c.-à-d., avant les activités du Projet).

Les concentrations de SCPP dans les tissus végétaux pour le futur cas de Projet + référence ont été estimées sur la base de concentrations prévues de SCPP dans le sol pour le cas de Projet + référence, à l'aide de l'équation généralisée reliant les concentrations élémentaires dans la végétation aux concentrations dans le sol, et en utilisant les facteurs d'assimilation publiés (Baes *et coll.* 1984; Bechtel Jacobs 1998; Bechtel Jacobs 1998 dans USEPA 2007; CSA 1987; Davis *et coll.* 1993; EcoMatters *et coll.* 2004; Garn *et coll.* 2001; Hamilton *et coll.* 2002; Haus *et coll.* 2007; Holdway *et coll.* 1983; IAEA 1994; Koutsospyros *et coll.* 2006; Lijzen *et coll.* 2001; McGeer *et coll.* 2003; ORNL 1998; Sample *et coll.* 1998a; Sample *et coll.* 1998b; Sheppard et Evenden 1988; Sheppard et Evenden 1990; Sheppard *et coll.* 2010; Strigul *et coll.* 2010; Torres et Johnson 2001; USEPA 2007; Williams *et coll.* 2006; Zach *et coll.* 1998). Les concentrations du cas du Projet seul dans la végétation ont été estimées comme correspondant à la différence entre les concentrations du cas du Projet + référence et celles du cas de référence. À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans les brouts, le fourrage et les baies pour la grille G8 sont illustrées dans le tableau 7.7.9. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.7 Concentrations dans les brouts à la grille G8 de l'ERSHE  
(mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des brouts à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	2,43E+01	4,83E-07	2,43E+01
Arsenic (As)	3,71E-02	1,24E-09	3,71E-02
Bore (B)	1,14E+01	4,19E-07	1,14E+01
Chrome (Cr)	8,88E-02	6,81E-09	8,88E-02
Cobalt (Co)	2,24E+00	1,84E-07	2,24E+00
Cuivre (Cu)	3,71E+00	4,24E-07	3,71E+00
Plomb (Pb)	2,18E-01	3,93E-09	2,18E-01
Manganèse (Mn)	9,63E+02	2,64E-04	9,63E+02
Mercure (Hg)	2,35E-02	1,11E-09	2,35E-02
Molybdène (Mo)	5,01E-02	2,78E-07	5,01E-02
Nickel (Ni)	2,23E+00	9,06E-08	2,23E+00
Thallium (Tl)	6,25E-03	8,37E-10	6,25E-03
Tungstène (W)	1,48E-01	5,47E-07	1,48E-01
Uranium (U)	2,00E-03	2,87E-11	2,00E-03
Vanadium (V)	7,00E-02	1,21E-09	7,00E-02
Zinc (Zn)	1,76E+02	8,37E-06	1,76E+02

**Tableau 7.7.8 Concentrations dans le fourrage à la grille G8 de l'ERSHE  
(mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) du fourrage à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	5,24E+01	1,04E-06	5,24E+01
Arsenic (As)	5,13E-02	1,71E-09	5,13E-02
Bore (B)	1,81E+00	6,65E-08	1,81E+00
Chrome (Cr)	3,10E-01	2,38E-08	3,10E-01
Cobalt (Co)	1,27E-01	1,04E-08	1,27E-01
Cuivre (Cu)	3,33E+00	3,80E-07	3,33E+00
Plomb (Pb)	6,61E-01	1,19E-08	6,61E-01
Manganèse (Mn)	6,56E+02	1,80E-04	6,56E+02
Mercure (Hg)	2,72E-02	1,28E-09	2,72E-02
Molybdène (Mo)	5,79E-01	3,21E-06	5,79E-01
Nickel (Ni)	6,09E-01	2,48E-08	6,09E-01
Thallium (Tl)	8,50E-03	1,14E-09	8,50E-03
Tungstène (W)	5,50E-02	2,03E-07	5,50E-02
Uranium (U)	4,00E-03	5,74E-11	4,00E-03
Vanadium (V)	1,35E-01	2,33E-09	1,35E-01
Zinc (Zn)	2,17E+01	1,03E-06	2,17E+01

**Tableau 7.7.9 Concentrations dans les baies à la grille G8 de l'ERSHE  
(mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des baies à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	3,50E+01	6,96E-07	3,50E+01
Arsenic (As)	6,00E-03	2,00E-10	6,00E-03
Bore (B)	1,76E+00	6,49E-08	1,76E+00
Chrome (Cr)	6,55E-02	5,03E-09	6,55E-02
Cobalt (Co)	1,35E-02	1,11E-09	1,35E-02
Cuivre (Cu)	7,66E-01	8,75E-08	7,66E-01
Plomb (Pb)	7,90E-02	1,42E-09	7,90E-02
Manganèse (Mn)	1,70E+02	4,66E-05	1,70E+02
Mercure (Hg)	5,00E-03	2,36E-10	5,00E-03
Molybdène (Mo)	5,00E-02	2,77E-07	5,00E-02
Nickel (Ni)	2,27E-01	9,24E-09	2,27E-01
Thallium (Tl)	4,00E-03	5,36E-10	4,00E-03
Tungstène (W)	5,00E-03	1,85E-08	5,00E-03
Uranium (U)	2,00E-03	2,87E-11	2,00E-03
Vanadium (V)	1,10E-01	1,90E-09	1,10E-01
Zinc (Zn)	5,84E+00	2,77E-07	5,84E+00

### 7.7.2.2.6 Invertébrés du sol

Les invertébrés du sol représentent une source importante de nourriture pour beaucoup de petits mammifères et d'oiseaux. Puisque les invertébrés du sol accumulent des SCPP provenant de leur milieu, il est important de déterminer les concentrations existantes de métaux dans les invertébrés du sol pour évaluer les risques sanitaires pour la faune. Comme l'a indiqué Stantec (2012h), des concentrations des métaux dans les tissus d'invertébrés ont été analysées dans neuf échantillons (c.-à-d., sept échantillons de limace et deux échantillons de lombric) recueillis à des emplacements récepteurs choisis de l'ERSHE illustrés dans la figure 7.7.3. La concentration dans les invertébrés du sol pour le cas de référence correspond à une moyenne de la concentration existante dans les limaces (sur la base d'un ISC 95 % M des sept échantillons de limace) et des concentrations existantes dans les lombrics (sur la base d'une moyenne des deux échantillons de lombric). Ces concentrations ont ensuite été utilisées comme des concentrations d'exposition représentatives pour l'ingestion de métaux par la faune pour le cas de référence (c.-à-d., avant les activités du Projet).

Les concentrations de SCPP dans les invertébrés du sol pour le cas du Projet + référence ont été estimées sur la base de concentrations prévues de SCPP dans le sol pour le cas du Projet + référence, à l'aide de l'équation généralisée reliant les concentrations élémentaires dans le biote aux concentrations dans le sol, et en utilisant les facteurs d'assimilation publiés (Baes *et coll.* 1984; Bechtel Jacobs 1998; Bechtel Jacobs 1998 dans USEPA 2007; CSA 1987; Davis *et coll.* 1993; EcoMatters *et coll.* 2004; Garn *et coll.* 2001; Hamilton *et coll.* 2002; Haus *et coll.* 2007; Holdway *et coll.* 1983; IAEA 1994; Koutsospyros *et coll.* 2006; Lijzen *et coll.* 2001; McGeer *et coll.* 2003; ORNL 1998; Sample *et coll.* 1998a; Sample *et coll.* 1998b; Sheppard et Evenden 1988; Sheppard et Evenden 1990; Sheppard *et coll.* 2010; Strigul *et coll.* 2010; Torres et Johnson 2001; USEPA 2007; Williams *et coll.* 2006; Zach *et coll.* 1998). Les concentrations du cas du Projet seul dans les invertébrés du sol ont été estimées comme étant la différence entre les concentrations du cas du Projet + référence et celles du cas de référence. À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans les invertébrés du sol pour la grille G8 apparaissent dans le tableau 7.7.10. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.10 Concentrations dans les invertébrés du sol à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des invertébrés terrestres à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	2,22E+02	4,41E-06	2,22E+02
Arsenic (As)	1,22E+00	2,87E-08	1,22E+00
Bore (B)	1,75E+00	6,45E-08	1,75E+00
Chrome (Cr)	4,28E-01	3,28E-08	4,28E-01
Cobalt (Co)	7,93E-01	6,52E-08	7,93E-01
Cuivre (Cu)	7,68E+00	5,87E-07	7,68E+00
Plomb (Pb)	6,14E+00	1,59E-07	6,14E+00
Manganèse (Mn)	1,71E+03	4,69E-04	1,71E+03
Mercure (Hg)	7,51E-02	6,50E-09	7,51E-02
Molybdène (Mo)	1,85E-01	1,03E-06	1,85E-01
Nickel (Ni)	3,93E-01	2,14E-08	3,93E-01
Thallium (Tl)	3,24E-02	4,33E-09	3,24E-02
Tungstène (W)	2,30E-02	2,26E-07	2,30E-02

**Tableau 7.7.10 Concentrations dans les invertébrés du sol à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des invertébrés terrestres à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Uranium (U)	2,85E-02	1,10E-09	2,85E-02
Vanadium (V)	5,48E-01	9,46E-09	5,48E-01
Zinc (Zn)	1,45E+02	4,06E-06	1,45E+02

#### 7.7.2.2.7 Petits mammifères

Les petits mammifères sont des proies consommées par d'autres récepteurs fauniques. Comme l'a indiqué Stantec (2012h), un total de 30 échantillons de petit mammifère ont été recueillis à des emplacements de récepteur choisis de l'ERSHE (figure 7.7.3). Ces données ont été utilisées pour estimer l'ISC 95 % M, lequel est considéré comme représentant les concentrations existantes de métaux dans les petits mammifères avant toute activité du Projet, puis utilisées comme concentrations d'exposition du cas de référence pour l'ingestion de métaux dans les petits mammifères par la faune.

Les concentrations de SCPP dans les petits mammifères pour le cas du Projet + référence ont été estimées sur la base de concentrations prévues de SCPP dans le sol pour le cas du Projet + référence, à l'aide de l'équation généralisée reliant les concentrations élémentaires dans le biote aux concentrations dans le sol, et en utilisant les facteurs d'assimilation publiés (Baes *et coll.* 1984; Bechtel Jacobs 1998; Bechtel Jacobs 1998 dans USEPA 2007; Davis *et coll.* 1993; EcoMatters *et coll.* 2004; IAEA 1994; Koutsospyros *et coll.* 2006; Sheppard et Evenden 1988; Torres et Johnson 2001; USEPA 2007; Zach *et coll.* 1998). Les concentrations du cas du Projet seul dans les petits mammifères ont été estimées comme étant la différence entre les concentrations du cas du Projet + référence et celles du cas de référence. À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans les petits mammifères pour la grille G8 apparaissent dans le tableau 7.7.11. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.11 Concentrations dans les petits mammifères à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des petits mammifères à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	8,36E+00	1,66E-07	8,36E+00
Arsenic (As)	4,90E-02	1,34E-09	4,90E-02
Bore (B)	7,24E-01	2,66E-08	7,24E-01
Chrome (Cr)	3,11E-01	2,39E-08	3,11E-01
Cobalt (Co)	3,52E-02	2,89E-09	3,52E-02
Cuivre (Cu)	3,82E+00	1,11E-06	3,82E+00
Plomb (Pb)	1,82E-01	2,59E-09	1,82E-01
Manganèse (Mn)	3,32E+01	9,10E-06	3,32E+01
Mercuré (Hg)	1,88E-02	1,63E-09	1,88E-02
Molybdène (Mo)	1,47E-01	8,15E-07	1,47E-01
Nickel (Ni)	2,11E-01	5,35E-09	2,11E-01
Thallium (Tl)	2,33E-02	3,12E-09	2,33E-02
Tungstène (W)	9,48E-03	9,30E-08	9,48E-03
Uranium (U)	1,00E-03	3,87E-11	1,00E-03

**Tableau 7.7.11 Concentrations dans les petits mammifères à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des petits mammifères à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Vanadium (V)	2,43E-02	4,20E-10	2,43E-02
Zinc (Zn)	3,15E+01	1,99E-07	3,15E+01

#### 7.7.2.2.8 Gibier

La consommation de gibier sauvage est considérée comme une voie d'exposition importante pour les humains; plus particulièrement, la consommation d'original était une préoccupation pour les Premières nations. Puisqu'aucun échantillon de tissu d'original n'était disponible pour analyse, les concentrations de SCPP dans le gibier sauvage ont été estimées pour les Cas de référence et le Projet + Cas de référence. Il est présumé que le gibier sauvage (c.-à-d., l'original) consomme de la végétation, autant du fourrage que des brouts, et fortuitement du sol affecté par des SCPP ainsi que de l'eau de surface affectée par des SCPP. L'équation généralisée utilisée pour calculer les concentrations dans le tissu d'original pour la consommation humaine va comme suit :

$$C_{\text{gibier}} = [(F_V \times Q_{V(\text{gibier})} \times C_V) + (B_S \times Q_{S(\text{gibier})} \times C_S) + (F_E \times Q_{E(\text{eau})} \times C_E)] \times B_{a(\text{gibier})} \times MF$$

où :

$C_{\text{gibier}}$  = Concentration de SCPP dans le tissu du gibier sauvage (mg/kg poids humide);

$F_V$  = Fraction de végétation provenant du site (définie de façon prudente à 100 %; sans unité);

$Q_{V(\text{gibier})}$  = Quantité de végétation ingérée par le gibier sauvage (kg poids sec/jour);

$C_V$  = Concentration de SCPP dans la végétation (mg/kg poids sec);

$B_S$  = Fraction de sol provenant du site (définie de façon prudente à 100 %; sans unité);

$Q_{S(\text{gibier})}$  = Quantité de sol ingérée par le gibier sauvage (kg poids sec/jour);

$C_S$  = Concentration de SCPP dans le sol (mg/kg poids sec);

$F_E$  = Fraction d'eau provenant du site (définie de façon prudente à 100 %; sans unité);

$Q_{E(\text{gibier})}$  = Quantité d'eau ingérée par le gibier sauvage (L/jour);

$C_E$  = concentration de SCPP dans l'eau de surface (mg/L);

$B_{a(\text{gibier})}$  = facteur de biotransfert propre à la SCPP pour le gibier sauvage (jour/kg poids humide); et

$MF$  = Facteur métabolique (défini à 1.0; sans unité).

De façon prudente, il a été présumé que le gibier sauvage passait toute sa vie à proximité du Projet, dans les emplacements de la grille illustrés à la figure 7.7.3, et qu'il ne se déplaçait pas dans d'autres

zones qui pourraient être assujetties à des régimes de dépôt différents. Par conséquent, les fractions de végétation, de sol et d'eau provenant du site sont définies à 100 %. Il a aussi été présumé de manière prudente que toutes les SCPP étaient 100 % biodisponibles pour le gibier sauvage et qu'elles n'étaient pas métabolisées (c.-à-d., facteur métabolique de 1.0). La végétation mangée par le gibier sauvage (c.-à-d., l'original) a été évaluée à 2,8 kg/poids sec de végétation par jour. Par ailleurs, il a été présumé qu'elle était composée à 80 % de brouts et à 20 % de fourrage. Puisque de façon générale aucune végétation aquatique n'est disponible à proximité du Projet, il a été présumé que le régime de végétation du gibier sauvage était composé entièrement de végétation terrestre. Des facteurs d'assimilation issus de littérature de première main pour prévoir les concentrations dans le tissu animal sont disponibles pour le bœuf. Conformément aux directives de l'USEPA (2005), pour prédire l'assimilation des SCPP dans le gibier sauvage, le facteur d'assimilation du bœuf est ajusté en fonction du contenu relatif en lipide du gibier (10 % de contenu en gras présumé pour l'original, en comparaison à 19 % pour le bœuf conformément à Shultz *et coll.* (1994); Stephenson (2003); et Knott *et coll.* (2005)). À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans le gibier sauvage pour la grille G8 apparaissent dans le tableau 7.7.12. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.12 Concentrations dans le gibier sauvage à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) du gibier sauvage à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	2,79E+00	2,47E-03	2,80E+00
Arsenic (As)	4,55E-03	2,64E-04	4,81E-03
Bore (B)	7,43E-02	1,10E-03	7,54E-02
Chrome (Cr)	2,26E-02	1,16E-04	2,27E-02
Cobalt (Co)	6,88E-01	2,00E-04	6,88E-01
Cuivre (Cu)	6,87E-01	5,99E-04	6,88E-01
Plomb (Pb)	2,42E-03	1,95E-06	2,42E-03
Manganèse (Mn)	6,73E+00	4,04E-04	6,73E+00
Mercuré (Hg)	2,43E-03	1,02E-06	2,43E-03
Molybdène (Mo)	1,86E-02	9,90E-04	1,96E-02
Nickel (Ni)	2,19E-01	1,04E-04	2,19E-01
Thallium (Tl)	5,71E-03	7,34E-05	5,79E-03
Tungstène (W)	5,99E-02	5,54E-03	6,54E-02
Uranium (U)	2,06E-05	1,76E-06	2,24E-05
Vanadium (V)	1,45E-02	3,18E-04	1,48E-02
Zinc (Zn)	2,44E-01	1,10E-05	2,44E-01

#### 7.7.2.2.9 Tissu du poisson

Des échantillons de tissu du poisson ont été recueillis sur des ombles de fontaine de plus de 9 cm de longueur provenant du ruisseau Sisson, du ruisseau Bird, du ruisseau McBean et de la branche ouest du ruisseau Napadogan (voir la section 8.5). Des échantillons ont été recueillis à neuf emplacements (deux au ruisseau Bird, deux au ruisseau Sisson, un au ruisseau McBean et trois à la branche ouest du ruisseau Napadogan). Ces résultats ont été utilisés pour déterminer les ISC 95 % M pour les contaminants détectés. Pour les SCPP qui n'ont pas été détectées dans les échantillons de tissu, il a été présumé que les CPE se situaient à la moitié du seuil de détection déclaré. Les concentrations



mesurées dans le tissu du poisson ont été incorporées dans l'évaluation comme des données existantes propres au site pour l'évaluation des voies d'exposition par ingestion du poisson en ce qui concerne les récepteurs humains et écologiques pour le cas de référence; des concentrations pour la totalité du poisson ont été utilisées pour l'évaluation des récepteurs écologiques, alors que seules les concentrations dans la carcasse (c.-à-d., le poisson nettoyé – tête et entrailles retirées) ont été utilisées pour évaluer les expositions humaines. Ces concentrations dans le poisson, utilisées dans le cas de référence, représentent les conditions actuelles ou existantes, avant toute activité du Projet.

Pour chaque emplacement de la grille de récepteurs de l'ERSHE, les concentrations de SCPP pour le tissu du poisson pour le futur (cas du Projet + référence) ont été estimées en fonction des concentrations futures modélisées (cas du Projet + référence) de SCPP dans l'eau pour cet emplacement de grille, comme décrit dans la section 7.7.2.2.3, et l'équation généralisée pour l'estimation des concentrations dans le tissu du poisson à partir des concentrations dans l'eau de surface. Les facteurs d'assimilation pour l'eau de surface par rapport au poisson ont été obtenus auprès de CSA (1987); Davis *et coll.* (1993); Holdway *et coll.* (1983); Lijzen *et coll.* (2001); McGeer *et coll.* (2003); Sheppard *et coll.* (2010); Strigul *et coll.* (2010); et Williams *et coll.* (2006). Les concentrations du cas du Projet seul dans les tissus du poisson ont été estimées comme étant la différence entre les concentrations du cas du Projet + référence et celles du cas de référence. À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans les tissus de la totalité du poisson et de la carcasse du poisson pour la grille G8 sont illustrées dans les tableaux 7.7.13 et 7.7.14. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.13 Concentrations dans les tissus de la totalité du poisson à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des tissus du poisson à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	2,59E+01	2,68E+01	5,28E+01
Arsenic (As)	7,24E-01	5,04E-01	1,23E+00
Bore (B)	2,66E-02	3,38E+00	3,41E+00
Chrome (Cr)	1,09E-01	1,04E-01	2,13E-01
Cobalt (Co)	7,86E-02	1,64E+01	1,72E+00
Cuivre (Cu)	8,00E-01	6,02E-01	1,40E+01
Plomb (Pb)	4,94E-02	1,66E-02	6,60E-02
Manganèse (Mn)	7,11E+00	2,65E+01	3,36E+01
Mercuré (Hg)	1,13E-01	3,36E-03	1,16E-01
Molybdène (Mo)	1,56E-02	1,05E+00	1,07E+00
Nickel (Ni)	4,66E-02	7,15E-02	1,18E-01
Thallium (Tl)	1,68E-02	5,48E-02	7,16E-02
Tungstène (W)	7,19E-03	5,86E-02	6,57E-02
Uranium (U)	8,94E-03	8,68E-02	9,58E-02
Vanadium (V)	4,76E-02	9,01E-01	9,49E-01
Zinc (Zn)	2,58E+01	4,70E+00	3,05E+01

**Tableau 7.7.14 Concentrations dans les tissus de la carcasse du poisson à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des carcasses du poisson à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	3,16E+00	3,27E+00	6,43E+00
Arsenic (As)	8,90E-01	6,19E-01	1,51E+00
Bore (B)	2,50E-02	3,18E+00	3,20E+00
Chrome (Cr)	3,48E-02	3,32E-02	6,80E-02
Cobalt (Co)	4,01E-02	8,39E-01	8,79E-01
Cuivre (Cu)	4,06E-01	3,05E-01	7,11E-01
Plomb (Pb)	2,40E-02	8,05E-03	3,20E-02
Manganèse (Mn)	2,82E+00	1,05E+01	1,33E+01
Mercure (Hg)	1,28E-01	3,80E-03	1,32E-01
Molybdène (Mo)	6,36E-03	4,29E-01	4,35E-01
Nickel (Ni)	2,85E-02	4,37E-02	7,22E-02
Thallium (Tl)	1,41E-02	4,60E-02	6,01E-02
Tungstène (W)	3,54E-03	2,88E-02	3,24E-02
Uranium (U)	2,95E-03	2,87E-02	3,16E-02
Vanadium (V)	2,50E-02	4,73E-01	4,98E-01
Zinc (Zn)	1,64E+01	2,99E+00	1,94E+01

### 7.7.2.2.10 Sédiments

Dans le cadre des études qualitatives et quantitatives de référence, des échantillons de sédiments ont été recueillis dans le ruisseau Sisson, le ruisseau Bird, le ruisseau McBean et de la branche ouest du ruisseau Napadogan. Huit échantillons ont été prélevés dans le ruisseau McBean et onze échantillons ont été recueillis dans la branche ouest du ruisseau Napadogan. Ces résultats ont été utilisés pour déterminer les ISC 95 % M pour les contaminants détectés. Pour les SCPP qui n'ont pas été détectées dans les échantillons de sédiments, il a été présumé que les CPE se situaient à la moitié du seuil de détection constaté. Ces concentrations dans les sédiments, utilisées dans le cas de référence, représentent les conditions actuelles ou existantes, avant toute activité du Projet.

Pour chaque emplacement de la grille de récepteurs de l'ERSHE, les concentrations de SCPP dans les sédiments pour le futur (cas du Projet + référence) ont été estimées en fonction des concentrations futures modélisées (cas du Projet + référence) de SCPP dans l'eau pour cet emplacement de la grille, comme décrit dans la section 7.7.2.2.3, et l'équation généralisée pour l'estimation des concentrations dans les sédiments à partir des concentrations dans l'eau de surface. Lorsque disponibles, les facteurs d'assimilation eau-à-sédiment étaient basés sur des rapports de concentration de Sheppard *et coll.* (2010) qui ont été ajustés pour prendre en compte les caractéristiques propres au site des sédiments (p. ex., le carbone organique et la taille des grains) et fournir la quantité du contenu en métaux disponible et minéralisé dans les sédiments. Pour le cas du Projet seul, l'augmentation des concentrations de sédiment, pour la partie non minéralisée du sédiment, a été calculée comme étant le produit de l'augmentation des concentrations d'eau et des rapports de concentration ajustés propres au site. Pour le cas du Projet + référence, les concentrations de sédiment contenant du métal ont été calculées comme étant la somme des concentrations de sédiments de référence et de leur augmentation prévue correspondante. Pour les métaux non couverts par Sheppard *et coll.* (2010), les coefficients de partition sédiment-à-eau ont été obtenus d'autres sources, comme suit : bore de

Lemarchand (2005), mercure de CSA (mise à jour de 2011) et tungstène de Clausen *et coll.* (2010). À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans les sédiments pour la grille G8 apparaissent dans le tableau 7.7.15. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.15 Concentrations dans les sédiments à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids sec)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des sédiments à la grille G8 (mg/kg poids sec)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	7,87E+03	1,01E+04	1,80E+04
Arsenic (As)	3,25E+01	8,82E-01	3,34E+01
Bore (B)	2,00E+00	8,58E+00	1,06E+01
Chrome (Cr)	9,86E+00	1,43E-01	1,00E+01
Cobalt (Co)	1,19E+01	9,05E+00	2,10E+01
Cuivre (Cu)	1,93E+01	1,19E+00	2,05E+01
Plomb (Pb)	2,94E+01	1,31E+00	3,07E+01
Manganèse (Mn)	1,82E+03	2,78E+01	1,85E+03
Mercure (Hg)	7,59E-02	6,22E-05	7,60E-02
Molybdène (Mo)	4,70E+00	3,44E+00	8,14E+00
Nickel (Ni)	1,64E+01	4,22E+00	2,06E+01
Thallium (Tl)	3,09E-01	1,07E+00	1,37E+00
Tungstène (W)	2,50E+00	8,04E+00	1,05E+01
Uranium (U)	5,11E+00	3,42E+00	8,53E+00
Vanadium (V)	2,03E+01	1,08E+01	3,12E+01
Zinc (Zn)	6,30E+01	1,81E+00	6,48E+01

#### 7.7.2.2.11 Invertébrés benthiques

Les invertébrés benthiques représentent une source importante de nourriture pour beaucoup de petits mammifères et d'oiseaux. Puisque les invertébrés du sol accumulent des SCPP provenant de leur milieu, il est important de déterminer les concentrations existantes de métaux dans les invertébrés benthiques pour évaluer les risques sanitaires pour la faune. Aucun échantillon d'invertébrés benthiques n'a été analysé quant à sa concentration en SCPP; cependant, les concentrations en SCPP des invertébrés benthiques pour le Cas de référence et le Cas du Projet + Cas de référence ont été estimées.

Les concentrations de SCPP dans les invertébrés benthiques pour le cas du Projet + référence ont été estimées sur la base de concentrations prévues de SCPP dans le sol pour le cas du Projet + référence, à l'aide de l'équation généralisée reliant les concentrations élémentaires dans le biote aux concentrations dans les sédiments, et en utilisant les facteurs d'assimilation publiés (Garn *et coll.* 2001; Hamilton *et coll.* 2002; Haus *et coll.* 2007; ORNL 1998). Les concentrations du cas du Projet seul dans les invertébrés benthiques ont été estimées comme étant la différence entre les concentrations du cas du Projet + référence et celles du cas de référence. À titre indicatif, les concentrations de SCPP dans les invertébrés benthiques pour la grille G8 apparaissent dans le tableau 7.7.16. Ce même processus a été répété à chacun des carrés de la grille de récepteurs dans la figure 7.7.3.

**Tableau 7.7.16 Concentrations dans les invertébrés benthiques à la grille G8 de l'ERSHE (mg/kg poids humide)**

SCPP	Concentrations au point d'exposition (CPE) des invertébrés benthiques à la grille G8 (mg/kg poids humide)		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	3,59E+02	4,61E+02	8,20E+02
Arsenic (As)	7,78E-02	4,35E-01	5,13E-01
Bore (B)	4,58E-01	1,97E+00	2,42E+00
Chrome (Cr)	5,50E-02	5,25E-02	1,08E-01
Cobalt (Co)	1,04E-03	2,17E-02	2,28E-02
Cuivre (Cu)	2,09E+00	5,87E+00	7,96E+00
Plomb (Pb)	1,16E-01	1,49E-01	2,66E-01
Manganèse (Mn)	1,13E+00	4,22E+00	5,36E+00
Mercure (Hg)	9,32E-03	7,64E-06	9,33E-03
Molybdène (Mo)	2,66E-02	1,79E+00	1,82E+00
Nickel (Ni)	1,50E-01	5,97E-01	7,47E-01
Thallium (Tl)	1,86E-02	1,22E-01	1,40E-01
Tungstène (W)	9,12E-02	2,93E-01	3,84E-01
Uranium (U)	5,92E-03	5,75E-02	6,35E-02
Vanadium (V)	1,03E-02	1,96E-01	2,06E-01
Zinc (Zn)	2,24E+00	1,59E+01	1,82E+01

### 7.7.3 Évaluation des risques pour la santé humaine (ERSH)

Une évaluation des risques pour la santé humaine (ERSH) est une étude scientifique qui estime la nature et l'ampleur des possibles risques nocifs pour la santé chez les humains suite à l'exposition à des contaminants rejetés par un projet. La portée de l'ERSH consiste à évaluer les interactions entre les niveaux prévus ou mesurés de SCPC dans un milieu environnemental (c.-à-d., air, sol, eau et aliments) qui sont susceptibles de se produire en raison des émissions ou rejets liés au Projet, et la possibilité que ces interactions entraînent des risques négatifs pour la santé des récepteurs humains exposés à ce milieu.

#### 7.7.3.1 Énoncé du problème

L'étape de l'énoncé du problème définit la nature et la portée des travaux à mener, permet de fixer des limites concrètes à la portée générale des travaux et met l'accent de l'évaluation sur les domaines clés et les sujets de préoccupation. Comme les emplacements de récepteur pertinents pour l'ERSHE ont été identifiés ailleurs comme ayant des SCPP pertinentes pour l'évaluation, les tâches clés liées à l'étape de l'énoncé du problème de la présente ERSH comprennent ce qui suit :

- l'identification et la caractérisation des récepteurs; c'est-à-dire l'identification des « récepteurs préoccupants », qui comprend les personnes les plus susceptibles d'être exposées aux contaminants et/ou celles qui ont la plus grande sensibilité à ces contaminants; et
- détermination des voies d'exposition et des cheminements.

### 7.7.3.1.1 Identification et caractérisation des récepteurs

Un récepteur humain est une personne hypothétique, peu importe l'âge (c.-à-d., un nourrisson, un tout-petit, un enfant, un adolescent, un adulte), qui est susceptible d'être exposée à la SCPP pendant qu'elle se trouve dans la zone d'étude de l'ERSHE. Les caractéristiques physiques et comportementales générales propres au type de récepteur (p. ex., le poids corporel, le rythme respiratoire, le taux de consommation alimentaire) sont utilisées pour obtenir l'ampleur d'exposition au contaminant (c.-à-d., la dose) subie par chacun des récepteurs. L'ERSH doit être suffisamment complète pour garantir l'inclusion des récepteurs ayant le plus grand potentiel d'exposition à une SCPP, et ceux qui ont la plus grande sensibilité, ou potentiel de développer des problèmes de santé en raison de ces expositions.

Sur la base de l'utilisation actuelle et future des terres, les récepteurs humains pris en compte pour l'évaluation comprennent les utilisateurs traditionnels, récréatifs ou commerciaux des terres entourant le Projet. Santé Canada (2009; 2010a) a fourni les caractéristiques d'ingestion alimentaire propres aux populations autochtones canadiennes pour le poisson et le gibier, et des caractéristiques supérieures à l'ingestion de poisson pour la population canadienne en général, comme illustré dans le tableau 7.7.17 (Santé Canada ne fournit pas de taux d'ingestion pour le gibier sauvage pour la population canadienne en général). Comme l'indique Santé Canada (2010a), toutes les autres caractéristiques (p. ex., l'ingestion de sol, le poids corporel) doivent être présumées comme étant équivalent à celles de la population générale. Pour cette ERSHE, les caractéristiques physiques de chaque stade de la vie du récepteur humain (nourrisson, tout-petit, enfant, adolescent, adulte) ont été obtenues de Santé Canada (2010a), à l'exception des taux d'ingestion de poisson, obtenus quant à eux d'un autre document de Santé Canada (2009).

Un récepteur des Premières nations, sans égard à l'âge, a été choisi pour cette étude, car il a été présumé que tous les autres récepteurs (p. ex., récréatifs, commerciaux) subissent une exposition potentielle inférieure à celle des membres des communautés autochtones locales qui sont susceptibles d'utiliser les terres et ressources de la ZAP, ou à proximité de celle-ci, pour des usages traditionnels des terres ou des ressources, comme la pêche, la chasse et la cueillette des plantes pour l'alimentation ou la médecine. Bien que les taux de consommation de plantes locales ne soient pas connus, il a été présumé de manière prudente qu'un récepteur des Premières nations pouvait consommer la végétation qu'il collecte dans la même proportion que la consommation totale de végétaux de la population canadienne en général. De façon prudente, il a été présumé que le récepteur des Premières nations serait présent dans la zone d'étude de l'ERSHE, en moyenne, deux jours par semaine, chaque semaine, chaque année. Cette approche est considérée comme étant prudente et reflète les commentaires émis par un membre des Premières nations de la région qui a indiqué qu'il passerait environ 10 % de son temps (c.-à-d., moins d'un jour par semaine) dans la zone générale de la ZAP pour la chasse (Polchies, P. Communication personnelle, 26 septembre 2012).

Conformément aux directives de Santé Canada, les SCPP cancérigènes et non cancérigènes sont évaluées différemment. Il est présumé que les SCPP non cancérigènes agiront par l'entremise d'un mécanisme à seuil. Par ailleurs, les expositions sont évaluées dans des étapes de la vie en particulier. L'étape de la petite enfance est définie comme se déroulant de six mois à quatre ans (étape de 3,5 ans au total) (Santé Canada 2010a). Comme l'a déterminé Santé Canada, les tout-petits sont généralement plus susceptibles aux expositions orales que les autres groupes d'âge en raison de leur rapport de taux

d'ingestion généralement plus élevé par rapport au poids corporel. Si l'évaluation pour les tout-petits conclut en des niveaux de risque acceptables, alors, par défaut, les risques pour les autres personnes d'autres étapes de la vie sont aussi considérés comme étant acceptables. Pour les SCPP non cancérigènes, un adulte et un tout-petit des Premières nations ont été considérés dans l'ERSH pour les SCPP non cancérigènes; cependant, puisqu'il a été confirmé que les estimations des risques pour la santé pour le tout-petit étaient plus élevés que pour l'adulte, uniquement les résultats pour un tout-petit se trouvent dans le présent document.

Il est présumé que les SCPP cancérigènes agissent par l'entremise d'un mécanisme sans seuil et les expositions sont évaluées pour toute une vie. Les risques cancérigènes découlant d'expositions à des SCPP ont été évalués en présumant un récepteur composite (ou pour la durée d'une vie).

**Tableau 7.7.17 Caractéristiques des récepteurs humains**

Caractéristique présumée	Valeurs des récepteurs			Unités pour la durée de la vie
	Tout-petit	Adulte	Durée de la vie	
<b>Population canadienne en général</b>				
Poids corporel (kg)	16,5	70,7	--	--
Taux fortuit d'ingestion de sol (kg/j)	0,08	0,02	0,047	g sol-a/pc bw-j
Taux d'inhalation (m <sup>3</sup> /j)	8,3	16,6	21,7	m <sup>3</sup> air-a/kg pc-j
Taux d'ingestion d'eau (L/j)	0,6	1,5	1,76	L eau-a/kg pc-j
Ingestion de végétaux (kg/j)	0,172	0,325	0,4	kg végétation-a/kg pc-j
Ingestion de végétaux (kg/j)	0,056	0,111		kg poisson-a/kg pc-j
<b>Populations autochtones canadiennes (Premières nations)</b>				
Ingestion de poisson (kg/j)	0,095	0,22	0,276	kg poisson-a/kg pc-j
Ingestion de gibier sauvage (kg/j)	0,085	0,27	0,302	kg de viande de gibier-a/kg pc-j
<b>Remarques :</b>				
« -- » le poids corporel pour la durée de la vie n'est pas employé; le poids corporel est pris en compte dans les taux d'ingestion ajustés selon la durée de la vie.				
« * » Le taux d'ingestion de poisson de la population canadienne en général n'est pas utilisé dans l'ERSH (l'ERSH utilise les taux de consommation des Premières nations pour le poisson).				
<b>Légende :</b>				
kg	kilogramme	pc	poids corporel	
a	année	j	jour	
L	litre	m <sup>3</sup>	mètre cubique	

Source : Santé Canada (2009) (taux d'ingestion de poisson uniquement) et Santé Canada (2010a).

Il est présumé que la fraction de poisson provenant de la zone d'étude de l'ERSHE représentait 20 % de la consommation totale de poisson illustrée au tableau 7.7.17. Cette supposition a été formulée en prenant en compte l'ingestion annuelle de poisson pour une famille de quatre qui est considérée comme étant représentative des populations autochtones canadiennes (Santé Canada 2009) et la productivité halieutique des cours d'eau dans la zone d'étude de l'ERSHE. Sur la base des taux d'ingestion de poisson présentés par Santé Canada (2009), un total de 230 kilogrammes de poisson par an serait nécessaire pour satisfaire les besoins alimentaires en poisson d'une famille de cette ampleur (deux adultes et deux tout-petits). En fonction de poissons mesurés de 15 cm (et plus) de poids moyen provenant de la zone d'étude de l'ERSHE (selon les mesures prises pendant les études sur le terrain, section 8.5.2), ceci représenterait environ 4580 poissons. Cependant, selon les observations sur la densité du poisson à partir des programmes d'échantillonnage exécutés dans le milieu aquatique (voir la section 8.5.2), ni le ruisseau McBean ni la branche ouest du ruisseau

Napadogan ont la capacité de fournir autant de poisson. Par ailleurs, la variété des espèces présumée comme étant comprise dans la catégorie du poisson comestible (y compris les poissons à nageoires, les crustacés et les mollusques) est bien plus importante que celle que l'on retrouve dans la zone d'étude de l'ERSHE. Par exemple, l'étude des connaissances indigènes (ECS) indique que beaucoup de participants pêchent le saumon au sud-ouest de la rivière Miramichi. Par conséquent, un scénario d'exposition prudent, quoique réaliste, pour l'ingestion de poisson, sur la base de 20 % de poisson provenant de la zone d'étude de l'ERSHE, a été sélectionné.

La fraction de végétation provenant de la zone d'étude de l'ERSHE est présumée représenter 10 % de la consommation totale de végétation par un récepteur humain. Cette supposition a été formulée en prenant en compte l'estimation du temps passé dans la zone d'étude de l'ERSHE ainsi que la supposition réaliste selon laquelle une variété d'espèces provenant de plusieurs emplacements serait comprise dans la voie d'exposition par ingestion de végétation.

Pour l'ingestion de gibier, il a été assumé que 100 % du gibier proviendrait de la zone d'étude de l'ERSHE. Cette supposition a été émise en prenant en compte qu'un grand animal (c.-à-d., un orignal) pourrait représenter une grande partie de la consommation de gibier d'une famille pour une période d'une année, et aussi que les individus tendent à retourner aux zones de chasses d'une année à l'autre. Cette même période d'un an représenterait une partie importante de l'étape de la vie d'un tout-petit. Par conséquent, la supposition selon laquelle 100 % du gibier est obtenu dans la zone d'étude de l'ERSHE est considérée comme étant un scénario prudent, mais réaliste, pour le récepteur des Premières nations.

#### **7.7.3.1.2 Sélection des voies d'exposition et modèle conceptuel de site**

Les emplacements de récepteur pertinents pour l'ERSHE et les SCPP pertinents pour l'évaluation ont été identifiés dans la section 7.7.2. Il reste à identifier les liens clés ou les voies d'exposition par lesquels les récepteurs humains pourraient être exposés de manière importante à des SCPP en vertu des cas de référence et futur (Projet + référence).

Dans l'évaluation de l'exposition, la probabilité que des récepteurs humains entrent en contact avec une SCPP est évaluée en examinant la voie d'exposition potentielle pour le mouvement d'une SCPP depuis sa source vers l'éventuel point d'absorption (exposition) par le récepteur. Aux fins de cette évaluation, le moyen d'exposition et les voies d'exposition sont les suivants :

- l'inhalation de SCPP provenant des émissions de contaminants atmosphériques liées au Projet;
- le contact direct avec le sol, y compris l'ingestion accidentelle de sol, l'inhalation de poussière du sol et le contact cutané avec le sol;
- l'ingestion de plantes, de poissons et de gibier qui ont accumulé des contaminants provenant du sol et d'autres sources d'exposition; et
- l'ingestion d'eau.

Le tableau 7.7.18 présente un sommaire des sources d'exposition potentielles pour les récepteurs humains et une justification propre à la voie d'exposition pour l'inclusion ou l'exclusion dans le cadre de la présente ERSH.

**Tableau 7.7.18 Justification pour l'inclusion de la voie d'exposition dans l'ERSH**

Voie d'exposition	Incluse dans l'ERSH?	Justification
L'inhalation de SCPP provenant des émissions atmosphériques	Oui	Des SCPP seront rejetées par l'exploitation du Projet. Les effets environnementaux potentiels sur la qualité de l'air de la région ont été soulevés par des intervenants. Cette voie d'exposition a été reportée dans l'étude.
Contact cutané avec le sol	Oui	L'absorption cutanée de SCPP par l'entremise d'un contact avec le sol a été évaluée, car la poussière de minerai dispersée par les activités dans la ZAP pourrait affecter la qualité du sol et puisque les concentrations actuelles dans le sol de la zone d'étude de l'ERSH (figure 7.7.3) dépassaient déjà les recommandations pour la qualité du sol pour certaines SCPP. Cette voie d'exposition a été reportée dans l'étude.
L'ingestion accidentelle et l'inhalation de sol	Oui	Par l'entremise de l'activité traditionnelle de cueillette de plantes et de végétation, il existe un potentiel d'ingestion accidentelle du sol, et d'inhalation de particules provenant du sol. Pour cette raison, cette voie d'exposition a été reportée dans l'étude.
Ingestion d'eau de surface	Oui	Il est possible que des plans d'eau reçoivent des apports en SCPP provenant du transport de sources terrestres. Bien qu'aucune eau de surface n'ait été identifiée comme une source d'eau potable, les récepteurs humains sont susceptibles d'être exposés à des concentrations de SCPP dans les eaux de surface s'ils boivent de ces sources. Cette voie d'exposition a été reportée dans l'étude.
Ingestion de nourriture sylvestre (végétation, gibier et poisson)	Oui	L'accumulation potentielle de SCPP dans les aliments sylvestres est une préoccupation des Premières nations. Le dépôt de poussière et de métaux sur les sols, et l'accumulation subséquente dans les aliments sylvestres (végétation et gibier), peuvent se produire en raison des activités du Projet. De la même manière, des changements dans la qualité de l'eau en raison des activités du Projet peuvent survenir dans des concentrations plus élevées de SCPP dans les tissus du poisson. Cette voie d'exposition a été reportée dans l'étude.
Ingestion ou contact avec des eaux souterraines	Non	Les utilisateurs de puits connus les plus proches identifiés par ENV NB se trouvent dans la communauté de Napadogan, à plus de 9 km du Projet, et ils ne seront pas touchés par les infiltrations ou rejets provenant du Projet. Bien qu'une série de puits d'eau souterraine seront installés pour fournir de l'eau potable pendant l'exploitation, ils seront implantés de manière à éviter la migration de contaminants potentiels provenant de l'ISR dans les puits. Cette voie d'exposition n'a pas été reportée dans l'étude.

En commençant par la source d'origine (p. ex., l'air, le sol, l'eau), les voies d'exposition clés par lesquelles les aliments potentiels peuvent accumuler des SCPP, et les récepteurs humains qui peuvent devenir exposés à des SCPP, sont résumés dans le modèle conceptuel de l'ERSH à la figure 7.7.4.



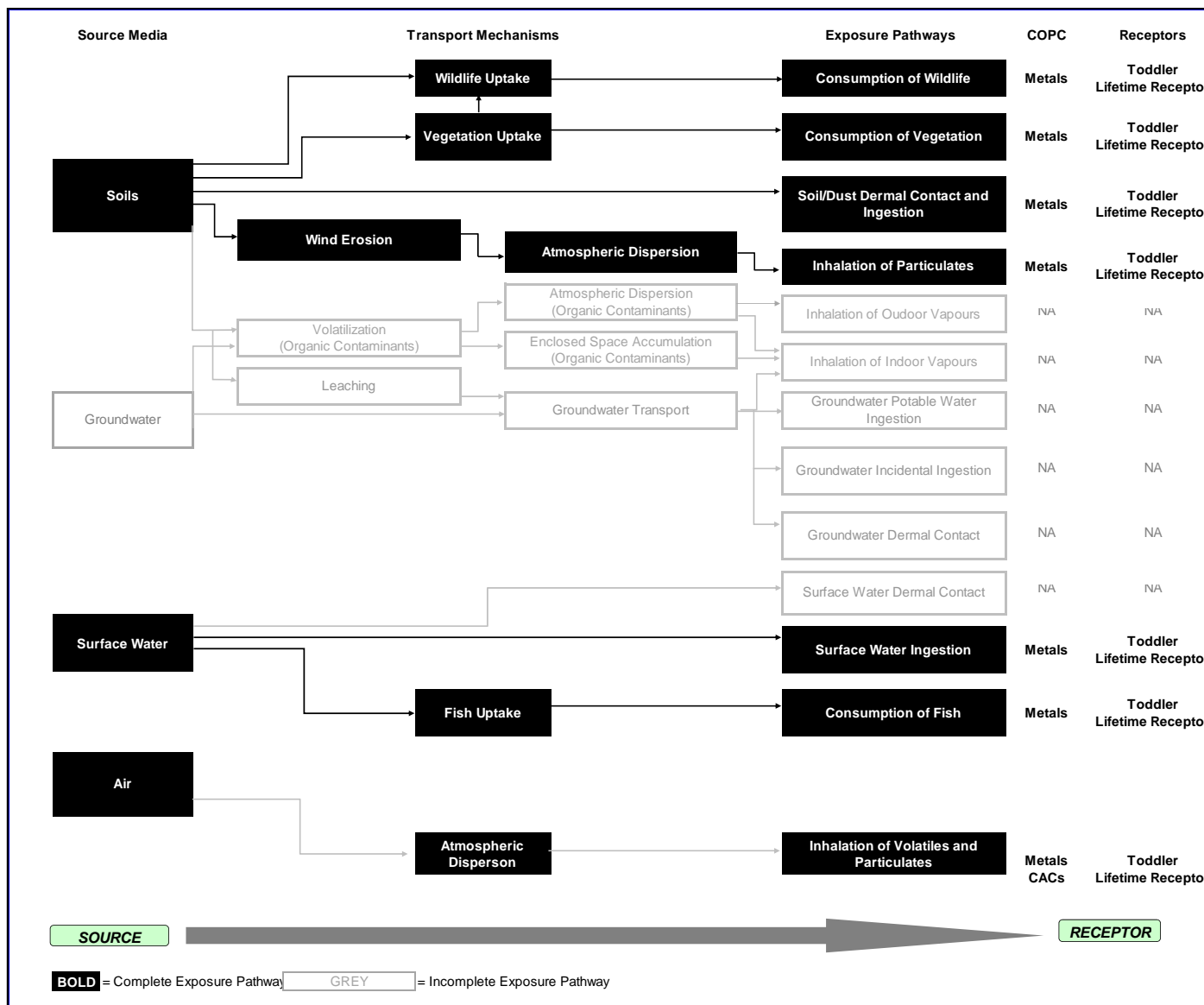


Figure 7.7.4 Modèle conceptuel de site pour les récepteurs pour la santé humaine

### 7.7.3.2 Évaluation des dangers

L'évaluation des dangers (connue aussi en tant qu'évaluation de la toxicité) comporte la sélection de valeurs toxicologiques de référence (VTR), aussi appelées limites d'exposition, pour chacun des contaminants. La toxicité correspond au potentiel qu'a une substance chimique de produire tout type de dommages, permanents ou temporaires, à la structure ou au fonctionnement de n'importe quelle partie du corps du récepteur. La toxicité d'un contaminant dépend de la quantité absorbée dans le corps (nommée « dose ») et de la durée d'exposition (c.-à-d., le temps pendant lequel le récepteur est exposé au contaminant). Pour chacun des contaminants, il existe une dose et une durée nécessaires pour produire un effet environnemental toxique dans un récepteur donné. Il s'agit de la « relation dose-réponse » d'un contaminant. Le potentiel toxique d'un contaminant (c.-à-d., sa faculté d'infliger tout type de dommages à la structure ou au fonctionnement de n'importe quelle partie du corps), dépend aussi bien des propriétés inhérentes au contaminant lui-même (c.-à-d., sa faculté de provoquer une réponse biochimique ou physiologique sur le site d'action dans le corps du récepteur), que de sa faculté d'atteindre le site d'action. Ce principe de dose-réponse est au cœur de la méthodologie d'évaluation des risques.

#### 7.7.3.2.1 Valeurs toxicologiques de référence (VTR)

Il existe deux catégories élémentaires de contaminants généralement reconnues par les organismes de réglementation (selon le mode d'action toxique du contaminant) et qui sont appliquées lors de l'estimation des VTR pour la santé humaine (USEPA 1989). Il s'agit de l'approche « avec seuil » (généralement utilisée pour évaluer les contaminants non cancérigènes) et l'approche « sans seuil » (généralement utilisée pour les composants cancérigènes).

Dans le cas des contaminants avec seuil, un niveau de seuil doit être dépassé pour que la toxicité se produise. Une dose sans effet nocif observé (DSENO) peut être identifiée pour des contaminants avec seuil; il s'agit de la dose ou de la quantité de contaminant qui n'entraîne aucune réponse évidente sur les espèces testées les plus sensibles et sur le paramètre de test. L'application de facteurs d'incertitude à la DSENO ajoute un niveau de protection supplémentaire, ce qui permet le calcul d'une VTR prévue comme étant sûre pour le public en général suite à une exposition pour une période de temps prescrite. La nomenclature générique pour les VTR pour les contaminants avec seuil comprend la concentration de référence (CR), qui se rapporte à la concentration acceptable d'un contaminant atmosphérique pour lequel la principale voie d'exposition est l'inhalation, et la dose de référence (DR), qui se rapporte à la dose admissible d'un contaminant, et qui est le plus souvent exprimée en terme d'apport total du contaminant par unité de poids corporel par jour (mg/kg-jour).

Les contaminants sans seuil sont capables de produire un cancer en altérant le matériel génétique. Les organismes de réglementation tels que Santé Canada et l'USEPA présument que n'importe quel niveau d'exposition à long terme à des contaminants cancérigènes est associé à un certain « risque hypothétique de cancer ». Par conséquent, les organismes de réglementation emploient généralement des niveaux d'accroissement des risques de cancer sur la durée de vie (RAC) (c.-à-d., des niveaux supérieurs à ceux auxquels on s'attend d'être exposé en vertu de sources d'arrière-plan, autres que celles liées au Projet). La nomenclature générique pour les VTR pour les contaminants sans seuil comprend le risque unitaire (RU), défini comme un risque de cancer accru pendant la durée de vie selon une limite supérieure estimée comme découlant de l'exposition continue à un agent à une concentration unitaire de 1 µg/L dans l'eau, ou de 1 µg/m<sup>3</sup> dans l'air (USEPA 1989), et le facteur de

penne (FP) relatif au cancer, lequel est généralement défini comme un risque accru de cancer selon une limite supérieure lié à une exposition durant la durée de vie à un agent généralement exprimé en unités de proportion (d'une population) affectée par mg/kg-jour (USEPA 1989).

### 7.7.3.2.2 Sélection des VTR

Une partie essentielle du processus d'évaluation du risque est l'identification des valeurs toxicologiques de référence (VTR) auxquelles comparer les expositions. Ces valeurs sont fondées sur les évaluations toxicologiques publiées par des sources canadiennes et américaines, dont le caractère scientifique est validé. Les VTR ont été établies par plusieurs organismes de réglementation, dont Santé Canada, l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA), l'Organisation mondiale de la santé (OMS), le Conseil canadien des ministres de l'Environnement (CCME), l'Institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas (RIVM) et l'Agence américaine du registre des substances toxiques et des maladies (ATSDR). Pour la sélection des valeurs de toxicité, l'orientation de Santé Canada a été suivie. Par exemple, conformément aux instructions de Santé Canada (2010a), la préférence a été donnée aux valeurs de Santé Canada et, pour les substances ne comportant pas de VTR de Santé Canada, d'autres VTR ont été obtenues des organismes de réglementation suivants, par ordre de préférence :

- autres VTR de Santé Canada;
- système intégré d'information sur le risque de l'USEPA (IRIS);
- organisation mondiale de la santé (OMS);
- l'institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas (RIVM);
- l'agence américaine du registre des substances toxiques et des maladies (ATSDR); et
- l'agence californienne de la protection de l'environnement (Cal EPA).

Les valeurs toxicologiques de référence et les facteurs de pente orales utilisés dans la présente ERSHE pour l'exposition orale à des substances non cancérigènes et cancérigènes sont résumées dans le tableau 7.7.19, le tableau 7.7.20 et le tableau 7.7.21.

**Tableau 7.7.19 Valeurs toxicologiques de référence pour une inhalation aigüe**

SCPP	Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Effet sur la santé	Source
<b>Exposition aigüe sur 1 heures</b>			
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	0,90	sans objet	GNB (1997), CCME (1996)
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> sous forme de NO <sub>2</sub> )	0,40	sans objet	GNB (1997), Santé Canada (2006)
Monoxyde de carbone (CO)	35	sans objet	GNB (1997), CCME (1996)
Particules (PM) totales	--	--	--
Particules de moins de 2,5 microns (PM <sub>2,5</sub> )	--	--	--
Particules de moins de 10 microns (PM <sub>10</sub> )	--	--	--
Aluminium (Al)	0,05	santé	TCEQ (2013)

**Tableau 7.7.19 Valeurs toxicologiques de référence pour une inhalation aigüe**

SCPP	Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Effet sur la santé	Source
Arsenic (As)	0,0001	sans objet	AENV (2011)
Bore (B)	0,05	santé	TCEQ (2013)
Chrome (Cr)	0,001	santé (chrome total)	AENV (2011)
Cobalt (Co)	0,0002	santé	TCEQ (2013)
Cuivre (Cu)	0,10	système respiratoire	Cal EPA (2012)
Plomb (Pb)	0,0015	sans objet	AENV (2011)
Manganèse (Mn)	0,002	sans objet	AENV (2011)
Mercuré (Hg) - total	--	--	--
Molybdène (Mo)	0,03	santé	TCEQ (2013)
Nickel (Ni)	0,006	sans objet	AENV (2011)
Thallium (Tl)	0,001	santé	TCEQ (2013)
Tungstène (W)	0,01	santé	TCEQ (2013)
Uranium (U)	0,0005	santé	TCEQ (2013)
Vanadium (V)	--	--	--
Zinc (Zn)	--	--	--
<b>Exposition aigüe sur 24 heures</b>			
Dioxyde de soufre (SO <sub>2</sub> )	0,30	sans objet	GNB (1997), Santé Canada (2006)
Oxydes d'azote (NO <sub>x</sub> sous forme de NO <sub>2</sub> )	0,20	sans objet	GNB (1997), Santé Canada (2006)
Monoxyde de carbone (CO)	--	--	--
Particules (PM) totales	0,12	sans objet	GNB (1997)
Particules de moins de 2,5 microns (PM <sub>2,5</sub> )	0,03	santé	MEO (2012)
Particules de moins de 10 microns (PM <sub>10</sub> )	0,05	valeur provisoire fournie comme guide	MEO (2012)
Aluminium (Al)	--	--	--
Arsenic (As)	0,0003	santé	MEO (2012)
Bore (B)	0,12	particules	MEO (2012)
Chrome (Cr)	0,0005	santé	MEO (2012)
Cobalt (Co)	0,0001	santé	MEO (2012)
Cuivre (Cu)	0,05	santé	MEO (2012)
Plomb (Pb)	0,0005	santé	MEO (2012)
Manganèse (Mn)	0,0002	santé	MEO (2012)
Mercuré (Hg) - total	0,003	santé	MEO (2012)
Molybdène (Mo)	0,12	particules	MEO (2012)
Nickel (Ni)	0,0001	particules	MEO (2012)
Thallium (Tl)	--	--	--
Tungstène (W)	--	--	--
Uranium (U)	0,0001	particules	MEO (2012)
Vanadium (V)	0,002	santé	MEO (2012)
Zinc (Zn)	0,12	particules	MEO (2012)
<b>Remarques :</b>			
« -- » indique que la VTR n'est pas disponible			

**Tableau 7.7.20 Valeurs toxicologiques de référence pour une inhalation chronique  
(substances non cancérigènes)**

SCPP	Tout-petit Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Adulte Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Effet sur la santé	Source
<b>Inhalation (mg/m<sup>3</sup>)</b>				
Aluminium (Al)	1,99	1,99	provisoire	ATSDR (2008)
Arsenic (As)	Sans objet	Sans objet	évalué comme une substance cancérigène	Santé Canada (2010b)
Bore (B)	0,0348	0,0348	dérivé du paramètre oral	Santé Canada (2010b)
Chrome (Cr)	0,000008	0,000008	atrophie de la cloison du nez	US EPA IRIS (1998)
Cobalt (Co)	0,0001	0,0001	effets respiratoires	ATSDR (2004)
Cuivre (Cu)	0,001	0,001	effets sur les poumons et sur le système immunitaire	RIVM (2001)
Plomb (Pb)	0,00368	0,00368	provisoire – dérivé du paramètre oral	MEO (1994)
Manganèse (Mn)	0,00005	0,00005	trouble de la fonction neuro-comportementale	US EPA IRIS (1993)
Mercure (Hg) - total	0,0003	0,0003	tremblement des mains et augmentation de la perturbation de la mémoire	US EPA IRIS (1995)
Molybdène (Mo)	0,012	0,012	aucune concentration provoquant un effet nocif n'a été observée	RIVM (2001)
Nickel (Ni)	0,022	0,022	provisoire – dérivé du paramètre oral	Santé Canada (2010b)
Thallium (Tl)	0,000028	0,000028	provisoire – dérivé du paramètre oral	Cal EPA (1999)
Tungstène (W)	0,0033	0,0033	non précisé	NIOSH (1994)
Uranium (U)	0,0012	0,0012	provisoire – dérivé du paramètre oral	Santé Canada (2010b)
Vanadium (V)	0,0001	0,0001	effets respiratoires	ATSDR (2009)
Zinc (Zn)	0,95	0,95	provisoire – dérivé du paramètre oral	Santé Canada (2010b)
<b>Oral (mg/kg-jour)</b>				
Aluminium (Al)	1	1	neurotoxique	ATSDR (2008)
Arsenic (As)	Sans objet	Sans objet	évalué comme une substance cancérigène	Santé Canada (2010b)
Bore (B)	0,0175	0,0175	atrophie testiculaire	Santé Canada (2010b)
Chrome (Cr)	0,001	0,001	hépatotoxicité (effets sur le foie)	Santé Canada (2010b)
Cobalt (Co)	0,01	0,01	polyglobulie (maladie du sang)	ATSDR (2004)
Cuivre (Cu)	0,091	0,141	hépatotoxicité (effets sur le foie)	Santé Canada (2010b)
Plomb (Pb)	0,0019	0,0019	effets comportementaux et troubles d'apprentissage chez les enfants	MEO (1994)
Manganèse (Mn)	0,136	0,156	neurotoxicité semblable au syndrome parkinsonien	Santé Canada (2010b)
Mercure (Hg) - inorganique	0,0003	0,0003	néphrotoxicité (effets sur les reins)	Santé Canada (2010b)

**Tableau 7.7.20 Valeurs toxicologiques de référence pour une inhalation chronique  
(substances non cancérigènes)**

SCPP	Tout-petit Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Adulte Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Effet sur la santé	Source
Diméthylmercure (MeHg)	0,0002	0,0002 (femmes en âge de procréer)	neurotoxicité	Santé Canada (2010b)
Molybdène (Mo)	0,023	0,028	effets sur la reproduction	Santé Canada (2010b)
Nickel (Ni)	0,011	0,011	léthalité périnatale	Santé Canada (2010b)
Thallium (Tl)	0,000014	0,000014	alopécie (perte des cheveux)	Cal EPA (1999)
Tungstène (W)	0,0075	0,0075	poids corporel	Schroeder et Mitchener (1975)
Uranium (U)	0,0006	0,0006	néphrotoxicité (effet sur les reins) et hépatotoxicité (effets sur le foie)	Santé Canada (2010b)
Vanadium (V)	0,009	0,009	diminution de la cystine des poils	US EPA IRIS (1988)
Zinc (Zn)	0,48	0,57	diminution de la croissance des nourrissons	Santé Canada (2010b)

**Tableau 7.7.21 Valeurs toxicologiques de référence pour une inhalation chronique  
(substances cancérigènes)**

SCPP	Durée de la vie Valeur toxicologique de référence (VTR) (mg/m <sup>3</sup> )	Effet sur la santé	Source
<b>Inhalation [1/(mg/m<sup>3</sup>)]</b>			
Arsenic (As)	6,4	cancer de la vessie, des poumons et du foie	Santé Canada (2010b)
Chrome (Cr)	11	cancer des poumons	Santé Canada (2010b)
Nickel (Ni)	1,3	cancer pulmonaire et nasal	Santé Canada (2010b)
<b>Oral [1/(mg/kg-jour)]</b>			
Arsenic (As)	1,8	cancer des poumons	Santé Canada (2010b)

### 7.7.3.3 Évaluation de l'exposition

L'objectif principal de l'évaluation de l'exposition est de développer une estimation quantitative pour les récepteurs humains de chacune des SCPP, sur la base des concentrations dans les milieux et des caractéristiques des récepteurs.

#### 7.7.3.3.1 Concentrations au point d'exposition (CPE)

La section 7.7.2.2 présentait les CPE utilisées dans l'évaluation des risques pour l'air, le sol, l'eau, la végétation, le tissu des poissons et le gibier, dans le contexte du cas de référence, du cas du Projet seul et du cas du Projet + référence. L'ERSHE a employé ces CPE dans l'évaluation du risque pour la santé humaine à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE. Pour le poisson et l'original, les concentrations utilisées dans l'ERSHE ont été calculées comme une moyenne pour la zone d'étude de l'ERSHE, puisqu'aucun emplacement n'était viable pour les taux de consommation.

Aux fins de la présente évaluation, il a été présumé de manière prudente que les récepteurs récoltaient leurs aliments sylvestres (c.-à-d., la végétation, le gibier et le poisson) dans la zone d'étude de l'ERSHE pendant la durée d'exposition (2 jours/semaine) et qu'ils les consommaient pendant toute l'année.

Bien qu'aucune spéciation des métaux n'a été réalisée, les directives existantes pour l'évaluation du mercure et de l'arsenic dans les tissus du poisson ont été appliquées. Aux fins de l'ERSH, il a été présumé que la totalité du mercure contenue dans le poisson l'était sous sa forme la plus toxique, le diméthylmercure, en conformité avec les directives de l'US EPA (2005). Le ministère de l'Environnement du Canada a réalisé des études analysant les concentrations d'arsenic organique et inorganique dans le poisson d'eau douce qui a permis de déterminer que 10 % de l'arsenic total est inorganique (Weiler 1987), tandis que le reste (90 %) semble se manifester sous forme organique, laquelle est considérée comme étant non toxique. Par conséquent, il a été présumé que 10 % de l'arsenic total dans le poisson provenant de la zone d'étude de l'ERSHE se manifestaient sous forme d'arsenic inorganique.

#### 7.7.3.3.2 Calcul de la dose journalière moyenne

Les apports quotidiens de chacun des types d'aliment ont été déterminés pour chacune des SCPP. En l'absence de détails sur la consommation et l'usage propres à la communauté pour les aliments traditionnels dans la zone d'étude de l'ERSHE, les quantités de consommation de Santé Canada (2010) ont été utilisées dans l'évaluation, avec des suppositions concernant la portion de la consommation totale qui proviendrait de la zone d'étude de l'ERSHE. La section 7.7.3.1.1 contient les quantités de consommation.

Les apports quotidiens sont calculés sous forme de doses journalières chroniques (DJC) (pour évaluer les effets non cancérogènes) et de doses journalières moyennes pour la durée de la vie (DJMDV) (pour évaluer les effets cancérogènes), en utilisant les équations présentées ci-dessous.

$$CDI_i = \text{Intake}_{nc} \times EPC_i$$

$$LADD_i = \text{Intake}_c \times EPC_i$$

où :

$DJC_i$  = dose journalière chronique via voie d'exposition  $i$ , mg/kg pc-jour (Remarque : pc signifie poids corporel);

$DJMDV_i$  = dose journalière moyenne pour la durée de la vie via voie d'exposition  $i$ , mg/kg pc-jour;

$\text{Apport}_{nc}$  = taux d'absorption pour un vecteur  $i$  (p. ex., gibier) (non cancérogène), kg vecteur/kg pc-jour;

$\text{Apport}_c$  = taux d'absorption pour un vecteur  $i$  (p. ex., gibier) (cancérogène), kg vecteur/kg pc-jour; et

CEC<sub>i</sub> = Concentration d'exposition d'un contaminant dans un vecteur *i* (p. ex., gibier), mg  
SCPP/kg vecteur.

#### 7.7.3.4 Caractérisation du risque

L'étape finale de l'ERSHE est la caractérisation du risque. Ceci implique l'estimation, la description et l'évaluation du risque associé à l'exposition à une SCPP en comparant l'exposition estimée à la VTR appropriée. Pour les récepteurs humains, la valeur de référence diffère selon la cancérogénicité des SCPP.

##### 7.7.3.4.1 Contaminants ne causant pas le cancer

L'évaluation des risques pour la santé humaine provenant des contaminants ne causant pas le cancer est réalisée à l'aide de rapports de concentration (RC) pour la voie d'exposition par inhalation, et de quotients de risque (QR) pour toutes les autres voies d'exposition.

Les rapports de concentration (RC) ont été utilisés pour évaluer les risques pour la santé découlant d'une exposition à court ou à long terme à un contaminant dans l'air pour toutes les étapes de la vie. Les RC ont été calculés en divisant la concentration atmosphérique prévue observée au sol (c.-à-d., sur 1 heure, 24 heures ou selon une moyenne annuelle) comme prévu par la modélisation de dispersion atmosphérique par la VTR appropriée. Veuillez noter que la VTR pour les contaminants ne causant pas le cancer sont considérés comme protectrices de la population en général, y compris toutes les étapes de la vie. Pour l'évaluation des risques non cancérigènes pour la santé dus à l'inhalation directe à court et à long terme de SCPP par des personnes, une valeur de référence de RC inférieur à 1,0 a été utilisée pour la comparaison du RC calculé, conformément à la recommandation de l'Alberta Health and Wellness (2011). En général, les risques associés avec l'inhalation directe sont différents de ceux associés aux expositions orales et cutanées, et sont par conséquent évalués séparément.

Les quotients de risque (QR) ont été calculés en divisant l'exposition prévue (ou dose) par la VTR pour une SCPP en particulier. Les gens sont potentiellement exposés aux contaminants par le biais de cinq vecteurs principaux (c.-à-d., l'air, l'eau, le sol, la nourriture et les produits de consommation) et Santé Canada ainsi que le conseil canadien des Ministres de l'environnement (CCME) considèrent qu'au plus 20 % de l'apport quotidien d'une personne provient d'un seul vecteur (c.-à-d., 100 % divisés par 5 vecteurs = 20 %). Ceci se traduit par un QR où la valeur de référence est QR<0.2. Pour cette ERSHE, les risques possibles pour la santé associés à l'eau, au sol et aux aliments sylvestres ont été évalués, et les risques pour la santé associés avec chacune des sources ont été comparés à la valeur de référence de QR<0.2.

Lorsque les risques prévus pour la santé humaine sont inférieurs à la valeur de référence (p. ex., RC<1.0, QR<0.2), aucun effet nocif sur la santé humaine n'est prévu. Si les risques prévus pour la santé humaine sont supérieurs à la valeur de référence, cela n'indique pas nécessairement un problème de santé. Par contre, cela déclenche un examen plus approfondi. L'examen de telles valeurs de RC et de QR est important puisque les estimations de l'exposition et les critères toxicologiques sont basés sur une série de suppositions prudentes, y compris plusieurs modèles prédictifs et scénarios de « pire cas » d'exposition raisonnable.



#### 7.7.3.4.2 Contaminants cancérigènes

L'évaluation ou la comparaison des risques potentiels pour la santé provenant des SCPP cancérigènes a été exprimée sous la forme d'un accroissement des risques de cancer sur la durée de vie (RAC). Cette valeur représente le risque accru dans une population donnée de développer un cancer pendant la durée de la vie en raison du Projet. Le RAC considère l'augmentation du risque par rapport à un risque de référence. Les estimations d'un RAC provenant de l'inhalation directe d'air ont été calculées en multipliant la concentration dans l'air résultant du Projet par la VTR (pour les contaminants cancérigènes dans l'air, également connues sous le nom de RU).

Pour les SCPP cancérigènes évaluées dans le cadre de l'évaluation de l'exposition par le sol, l'eau ou la nourriture, les estimations de la dose journalière moyenne pour la durée de la vie (DJMDV) (sur une durée de vie présumée de 80 ans) et en multipliant la DJMDV par la VTR (pour les contaminants cancérigènes dans un vecteur autre que l'air, également connu sous le nom de FP). Conformément aux directives de Santé Canada (2010a) et Atlantic PIRI (2007), la DJMDV a été comparée à une valeur de référence de 1 personne dans une population de 100 000 (c.-à-d., 0,00001 ou 1E-05) qui devrait développer un cancer en raison de son exposition à un contaminant provenant des rejets liés au Projet. Il est noté qu'une estimation de risque qui dépasse un RAC de 1E-05 ne serait pas, par elle-même et en elle-même, forcément une indication que l'action ou l'activité proposée n'est pas sûre ou qu'elle présente un risque inacceptable (USEPA 2005). Une estimation du risque qui dépasse un objectif réglementaire suggère plutôt de porter une attention particulière au fondement scientifique sous-jacent (USEPA 2005) et d'assurer une surveillance accrue pour vérifier la prévision et produire un plan de gestion adaptative, le cas échéant.

Le risque de cancer sur la durée de vie (RCDV) est une mesure utilisée pour évaluer les risques reliés aux contaminants pouvant causer le cancer; il est similaire au RAC. Contrairement au RAC, les RCDV prennent en considération tous les risques de cancer provenant des sources de référence et existantes. Étant donné que les organismes de réglementation n'ont pas recommandé de la valeur de référence de RCDV acceptable pour l'exposition aux carcinogènes associés aux conditions de référence, l'interprétation de l'importance des valeurs de RCDV est difficile. Par conséquent, les RCDV pour le cas de référence et le cas du Projet + référence sont fournis à des fins de référence et de contexte uniquement.

#### 7.7.3.4.3 Résultats de la caractérisation des risques

##### 7.7.3.4.3.1 Risques pour la santé humaine via inhalation – Principaux contaminants atmosphériques (PCA)

L'évaluation à court terme (1 heure et 24 heures) et à long terme (moyenne annuelle) des risques pour la santé de l'inhalation pour les principaux contaminants atmosphériques (PCA) à l'emplacement de concentration maximum observée au sol (COS) dans la ZLE, comme prévues par la modélisation de la dispersion atmosphérique (Section 7.1) pour le cas de référence et le cas du Projet + référence, sont fournies dans le tableau 7.7.22.

**Tableau 7.7.22 Risques maximum par inhalation aigüe et chronique pour la santé humaine – principaux contaminants atmosphériques (PCA)**

COPC (PCA)	Risque pour la santé humaine par inhalation, comme mesuré par le rapport de concentration (RC sans dimension)					
	Toutes les étapes de la vie					
	Cas de référence			Cas du Projet + référence		
	1 heures (RC)	24 heures (RC)	Moyenne annuelle (RC)	1 heures (RC)	24 heures (RC)	Moyenne annuelle (RC)
SO <sub>2</sub>	0,0061	0,0075	-	0,0062	0,0078	-
NO <sub>2</sub>	0,034	0,028	-	0,25	0,13	-
CO	0,052	-	-	0,053	-	-
Particules (PM)	-	0,19	-	-	<b>7,0</b>	-
PM <sub>2,5</sub>	-	0,21	-	-	0,95	-
PM <sub>10</sub>	-	S,O,	-	-	0,78	-
<b>Remarques :</b>						
- Indique qu'une VTR pour la période de moyennage sélectionnée n'est pas disponible.						
SO Indique qu'une concentration observée au sol prévue pour la période de moyennage sélectionnée n'est pas disponible.						
Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence applicable (RC<1.0).						

Les résultats des analyses pour l'inhalation aigüe indiquent que les futures COS maximum prévues de PCA étaient inférieures aux valeurs de référence pour l'inhalation aigüe (RC<1.0), sauf pour la concentration de particules maximum sur 24 heures (ou les particules totales en suspension, PTS) concentration. La COS maximum prévue pour les particules (837 µg/m<sup>3</sup>) est supérieure à la recommandation réglementaire de 120 µg/m<sup>3</sup>, comme il a été discuté dans la section 7.1, et les valeurs de RC conséquentes dépassent la valeur de référence. Il est important de noter que l'emplacement de la COS maximale pour les particules ne se trouve à aucun des emplacements de l'ERSH. La concentration maximum prévue de particules se trouve en bordure de la carrière et du secteur de l'ISR, comme l'indique la section 7.1.

Étant donné la faible probabilité qu'une personne soit exposée à l'emplacement de la COS maximum au moment et à l'endroit où elle se produit, il est important d'évaluer la possibilité de risques à court terme liés à des expositions à des particules à l'emplacement où des personnes vivent actuellement, afin de comprendre réellement les risques pour la santé humaine auxquels les gens pourraient être exposés à des endroits où il est actuellement probable qu'ils soient exposés. Les valeurs de RC liées aux concentrations maximum prévues de particules à des camps récréatifs et à des résidences à proximité identifiés précédemment (Section 7.1), ainsi qu'à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE, ont été révisées et apparaissent dans le tableau 7.7.23.

**Tableau 7.7.23 Risques maximum par inhalation aigüe et chronique pour la santé aux emplacements de récepteur sélectionnés – principaux contaminants atmosphériques (PCA)**

SCPP (PCA) (période d'exposition)	Emplacement	Risques pour la santé humaine par inhalation (RC, sans dimension)	
		Toutes les étapes de la vie	
		Cas de référence	Cas du Projet + référence
Particules (24 heures)	COS maximum (près de la carrière et de l'ISR)	0,19	<b>7,0</b>
	Maximum au camp récréatif et à la résidence le plus proche	0,19	0,24
<b>Remarques :</b> Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence applicable (RC<1.0).			

Sauf pour les concentrations de particule situées dans le secteur de la carrière et de l'ISR, il n'est prévu qu'aucune des concentrations de particules n'entraîne une valeur de RC qui dépasse la valeur de référence applicable (RC<1.0) à ces emplacements (Tableau 7.7.23).

#### 7.7.3.4.3.2 Risques pour la santé humaine via inhalation – contaminants atmosphériques non principaux (CANP)

Les valeurs de RC pour les expositions à des concentrations de SCPP de type CANP, comme prévues par la modélisation de la dispersion atmosphérique (Section 7.1) sont présentées dans le tableau 7.7.24. Les valeurs de RC pour des périodes d'exposition moyenne de 1 heure, 24 heures et moyenne annuelle se fondent sur la COS globale maximum prévue par le modèle dans toute la zone d'étude de l'ERSHE.

**Tableau 7.7.24 Risques maximum par inhalation aigüe et chronique pour la santé humaine – contaminants atmosphériques non principaux (CANP)**

SCPP (non P)	Risque pour la santé humaine par inhalation, comme mesuré par le rapport de concentration (RC), sans dimension					
	Toutes les étapes de la vie					
	Cas de référence			Cas du Projet + Cas de référence		
	1 heures (RC)	24 heures (RC)	Moyenne annuelle (RC)	1 heures (RC)	24 heures (RC)	Moyenne annuelle (RC)
Aluminium (Al)	0,014	-	8,3E-05	<b>2,3</b>	-	1,6E-04
Arsenic (As)	0,060	0,0082	-	<b>2,7</b>	0,038	-
Bore (B)	1,2E-04	2,1E-05	7,1E-05	1,3E-04	1,1E-05	7,6E-05
Chrome (Cr)	0,0025	0,0021	0,10	0,44	0,037	0,17
Cobalt (Co)	0,010	0,0082	0,0072	0,41	0,034	0,0083
Cuivre (Cu)	0,0066	0,0054	0,19	0,012	0,0010	0,19
Plomb (Pb)	0,0044	0,0054	4,7E-04	0,20	0,025	5,8E-04
Manganèse (Mn)	0,013	0,053	0,13	<b>4,3</b>	<b>1,8</b>	0,27
Mercure (Hg)	-	4,0E-06	2,3E-05	-	3,1E-05	4,3E-05
Molybdène (Mo)	1,0E-04	1,0E-05	1,0E-04	0,0032	1,6E-04	3,0E-04
Thallium (Tl)	0,010	-	0,15	0,0061	-	0,15
Tungstène (W)	3,7E-04	-	4,4E-04	0,017	-	1,7E-03
Uranium (U)	0,13	0,18	0,019	0,035	0,0049	0,019
Vanadium (V)	-	4,1E-04	0,0076	-	0,011	0,014

**Tableau 7.7.24 Risques maximum par inhalation aiguë et chronique pour la santé humaine – contaminants atmosphériques non principaux (CANP)**

SCPP (non P)	Risque pour la santé humaine par inhalation, comme mesuré par le rapport de concentration (RC), sans dimension					
	Toutes les étapes de la vie					
	Cas de référence			Cas du Projet + Cas de référence		
	1 heures (RC)	24 heures (RC)	Moyenne annuelle (RC)	1 heures (RC)	24 heures (RC)	Moyenne annuelle (RC)
Zinc (Zn)	-	2,0E-04	1,6E-05	-	3,5E-04	1,7E-05
<b>Remarques :</b> - Indique qu'un critère réglementaire ou une VTR pour la période de moyennage sélectionnée n'est pas disponible. Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence applicable (RC<1.0).						

Les résultats des analyses d'inhalation aiguë et chronique fournissent les informations suivantes.

- Les COS de CANP maximum prévues du cas du Projet + référence étaient inférieures aux recommandations réglementaires (RC<1.0) pour l'inhalation aiguë, sauf pour les exceptions suivantes : l'aluminium, l'arsenic, le cadmium et le manganèse maximum sur 1 heure ainsi que le manganèse sur 24 heures; les valeurs de ceux-ci sont supérieures aux recommandations réglementaires pertinentes, mais généralement seulement de façon marginale.
- Les COS de CANP maximums prévues pour le cas du Projet + référence étaient inférieures à la VTR pour l'inhalation chronique (CR<1,0).

Il est important de noter que l'emplacement des COS maximales pour l'aluminium, l'arsenic, le cadmium et le manganèse ne se trouve à aucun des emplacements de l'ERSH. Les concentrations maximum prévues d'aluminium, d'arsenic, de cadmium et de manganèse se trouvent en bordure de la carrière et du secteur de l'ISR, comme l'indique la section 7.1.

Étant donné la faible probabilité qu'une personne soit exposée à l'aluminium, l'arsenic, le cadmium et le manganèse à l'emplacement de la COS maximum au moment et à l'endroit où elle se produit, il est important d'évaluer la possibilité de risques à court terme liés à des expositions à l'aluminium, l'arsenic, le cadmium et le manganèse à l'emplacement où des personnes vivent actuellement, afin de comprendre réellement les risques pour la santé humaine auxquels les gens pourraient être exposés à des endroits où il est actuellement probable qu'ils soient exposés. Les valeurs de RC associées aux concentrations maximum prévues d'aluminium, d'arsenic, de cadmium et de manganèse à des camps récréatifs et aux résidences identifiés précédemment, ainsi qu'aux emplacements de récepteur de l'ERSHE indiqués à la figure 7.7.3, ont été examinées et sont présentées dans le tableau 7.7.25. Seuls les risques pour la santé humaine pour lesquels il a été prévu qu'ils dépasseraient une valeur de référence applicable au tableau 7.7.24 sont fournis, puisqu'aucune analyse supplémentaire n'est nécessaire pour ces paramètres et ces périodes de moyennage qui satisfont la valeur de référence.

**Tableau 7.7.25 Risques par inhalation aigüe et chronique pour la santé humaine aux emplacements de récepteur sélectionnés – contaminants atmosphériques non principaux (CANP)**

SCPP (CANP) (période d'exposition)	Emplacement	Risque pour la santé humaine par inhalation (RC, sans dimension)	
		Toutes les étapes de la vie	
		Cas de référence	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al) (1 heure)	À l'emplacement de la COS maximale prévue	0,014	<b>2.3</b>
	Maximum au camp récréatif et à la résidence le plus proche	0,014	0.035
	Maximum des 46 emplacements de récepteur de l'ERSHE	0,014	0.28
Arsenic (As) (1 heure)	À l'emplacement de la COS maximale prévue	0,060	<b>2.7</b>
	Maximum au camp récréatif et à la résidence le plus proche	0,060	0.084
	Maximum des 46 emplacements de récepteur de l'ERSHE	0,060	0.33
Cadmium (Cd) (1 heure)	À l'emplacement de la COS maximale prévue	0,020	<b>1.3</b>
	Maximum au camp récréatif et à la résidence le plus proche	0,020	0.032
	Maximum des 46 emplacements de récepteur de l'ERSHE	0,020	0.15
Manganèse (Mn) (1 heure)	À l'emplacement de la COS maximale prévue	0,013	<b>4.3</b>
	Maximum au camp récréatif et à la résidence le plus proche	0,013	0.066
	Maximum des 46 emplacements de récepteur de l'ERSHE	0,013	0.49
Manganèse (Mn) (24 heures)	À l'emplacement de la COS maximale prévue	0,053	<b>1.8</b>
	Maximum au camp récréatif et à la résidence le plus proche	0,053	0.10
	Maximum des 46 emplacements de récepteur de l'ERSHE	0,053	0.26
<b>Remarques :</b> Les caractères <b>en gras</b> indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence applicable (RC<1.0).			

Sauf pour les concentrations de particules situées dans le secteur de la carrière et de l'ISR, il n'est prévu qu'aucune des concentrations d'aluminium, d'arsenic, de cadmium et de manganèse n'entraîne une valeur de RC qui dépasse la valeur de référence (RC<1,0) aux emplacements de camp récréatif ou de résidence les plus proches (Tableau 7.7.25).

Par ailleurs, les risques de cancer associés à trois CANP considérés comme étant cancérigènes par la voie de l'inhalation ont aussi été évalués pour le scénario d'exposition chronique. Ces trois métaux comprennent l'arsenic, le chrome et le nickel. Les résultats sont fournis dans le tableau 7.7.26.

**Tableau 7.7.26 Risques cancérigènes maximum pour la santé humaine associés à l'inhalation**

SCPP	Risque atmosphérique maximum de cancer pendant la durée d'une vie (RCDV ou RAC, sans dimension)		
	Durée de la vie		
	Référence (RCDV)	Projet seul (RAC)	Projet + référence (RCDV)
Arsenic (As) (inhalation seulement)	1,4E-05	2,3E-06	1,6E-05
Chrome (Cr) (inhalation seulement)	8,9E-06	6,2E-06	1,5E-05
Nickel (Ni) (inhalation seulement)	1,4E-06	2,2E-07	1,7E-06
<b>Remarques :</b> Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence d'RAC applicable (RAC<1E-05).			

Les RAC liés au Projet pour les trois métaux sont inférieurs à la valeur de référence de 1 sur 100 000 (c.-à-d., RAC<1E-05), ce qui indique des risques négligeables pour la santé. Comme cela a été noté précédemment, les RCDV liés au cas de référence et au cas du Projet + référence ont été fournis à titre de référence uniquement, car il n'existe aucune valeur de référence pour les valeurs de RCDV.

#### 7.7.3.4.3.3 Risques pour la santé humaine via ingestion et contact cutané avec le sol

Les quotients de risque (QR) ont été déterminés pour chacun des emplacements de récepteur (comme illustré dans la figure 7.7.3) sur la base d'une ingestion accidentelle, d'une inhalation de poussière du sol et d'un contact cutané direct avec le sol. Comme noté dans la section 7.7.3.3, il a été présumé que les personnes passaient deux jours par semaine, chaque semaine, dans la zone d'étude de l'ERSHE. Le tableau 7.7.27 offre un résumé des QR maximums pour le tout-petit (c.-à-d., l'étape de la vie la plus sensible aux substances non cancérigènes).

**Tableau 7.7.27 Risques non cancérigènes maximums pour la santé des tout-petits - Exposition au sol**

SCPP <sup>a</sup>	Quotient maximum total de danger pour le sol (QR, sans dimension)		
	Tout-petit		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,064	8,5E-08	0,064
Bore (B)	3,2E-04	6,8E-10	3,2E-04
Chrome (Cr)	0,066	2,2E-07	0,066
Cobalt (Co)	3,2E-03	3,4E-09	3,2E-03
Cuivre (Cu)	1,0E-03	6,3E-09	1,0E-03
Plomb (Pb)	0,022	4,4E-08	0,022
Manganèse (Mn)	0,14	4,3E-08	0,14
Mercure (Hg)	1,9E-03	6,5E-10	1,9E-03
Molybdène (Mo)	1,0E-03	7,8E-09	1,0E-03
Nickel (Ni)	4,3E-03	5,5E-09	4,3E-03
Thallium (Tl)	0,030	1,8E-07	0,030
Tungstène (W)	1,7E-03	4,5E-08	1,7E-03
Uranium (U)	8,0E-03	1,3E-08	8,0E-03

**Tableau 7.7.27 Risques non cancérigènes maximums pour la santé des tout-petits - Exposition au sol**

SCPP <sup>a</sup>	Quotient maximum total de danger pour le sol (QR, sans dimension)		
	Tout-petit		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Vanadium (V)	0,020	2,5E-08	0,020
Zinc (Zn)	3,7E-04	1,0E-09	3,7E-04
<b>Remarques :</b> Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence du QR applicable (QR<0,2). <sup>a</sup> L'arsenic a été évalué uniquement comme cancérigène (voir le tableau 7.7.28), conformément aux indications de Santé Canada (2010b).			

Comme l'indique le tableau 7.7.27, les QR maximums pour la voie d'exposition par le sol se trouvaient sous la valeur de référence pertinente de QR<0,2 pour le cas de référence, le cas du Projet seul et le cas du Projet + référence.

Les risques de cancer associés avec les SCPP qui sont considérées comme étant cancérigènes ont également été évalués à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE. Les résultats sont fournis dans le tableau 7.7.28. Comme cela a été noté précédemment, les RCDV liés au cas de référence et au cas du Projet + référence ont été fournis à titre de référence uniquement, car il n'existe aucune valeur de référence pour les valeurs de RCDV. Il est noté que les effets cancérigènes sur la santé sont évalués sur la durée de la vie d'un individu, et non pour une étape de la vie en particulier.

**Tableau 7.7.28 Risques cancérigènes maximum pour la santé humaine associés à l'exposition au sol**

SCPP	Risque maximum de cancer associé au sol pendant la durée d'une vie (RCDV ou RAC, sans dimension)		
	Durée de la vie		
	Cas de référence (RCDV)	Cas du Projet seul (RAC)	Cas du Projet + référence (RCDV)
Arsenic (As)	3,4E-05	2,9E-11	3,4E-05
Chrome (Cr) <sup>a</sup>	1,3E-09	4,3E-15	1,3E-09
Nickel (Ni) <sup>*</sup>	1,2E-10	1,5E-16	1,2E-10
<b>Remarques :</b> Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence d'RAC applicable (RAC<1E-05). <sup>a</sup> Les effets cancérigènes potentiels pour le chrome et le nickel associés à l'inhalation de poussière du sol. Les risques pour la santé associés au chrome et au nickel issus de l'ingestion accidentelle de sol sont fournis dans le tableau 7.7.27.			

Les RAC associés à chacun de ces métaux aux emplacements de récepteur de l'ERSHE étaient inférieurs à la valeur de référence de 1 sur 100 000 (c.-à-d., RAC<1E-05). Sur la base de ces résultats, les risques potentiels pour la santé associés aux augmentations prévues des concentrations de SCPP dans le sol associées au dépôt de poussière de minerai sont négligeables.

### Risques pour la santé humaine par ingestion d'eau

Bien qu'il n'existe aucun utilisateur d'eaux souterraines dans le voisinage immédiat du Projet, et bien que les cours d'eau dans la zone d'étude de l'ERSHE n'ont pas été identifiés comme une source d'eau potable, l'ERSHE a pris en compte la possibilité que des gens boivent de l'eau des cours d'eau alors qu'ils se trouvent dans la zone d'étude de l'ERSHE (deux jours par semaine étant considérés comme une supposition très prudente). Le tableau 7.7.29 offre un résumé des QR maximums pour le tout-petit (c.-à-d., l'étape de la vie la plus sensible aux substances non cancérigènes).

**Tableau 7.7.29 Risques non cancérigènes maximums pour la santé humaine associés à l'ingestion d'eau**

SCPP <sup>a</sup>	Quotient de risque maximum pour l'eau de surface (QR, sans dimension)		
	Tout-petit		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	1,5E-03	1,5E-03	2,8E-03
Bore (B)	1,2E-03	0,13	0,13
Chrome (Cr)	5,6E-03	5,8E-03	0,012
Cobalt (Co)	6,3E-05	1,3E-03	1,4E-03
Cuivre (Cu)	6,1E-05	2,0E-04	2,6E-04
Plomb (Pb)	1,1E-03	1,6E-03	2,3E-03
Manganèse (Mn)	9,8E-04	2,5E-03	3,1E-03
Mercure (Hg)	4,5E-04	1,4E-05	4,7E-04
Molybdène (Mo)	1,7E-04	6,4E-03	6,4E-03
Nickel (Ni)	4,7E-04	1,9E-03	2,4E-03
Thallium (Tl)	0,037	0,12	0,16
Tungstène (W)	3,0E-03	0,025	0,028
Uranium (U)	3,4E-03	0,033	0,036
Vanadium (V)	7,4E-04	0,014	0,015
Zinc (Zn)	5,3E-05	2,4E-04	2,7E-04

**Remarques :**  
**Les caractères en gras** indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence du QR applicable (QR<0,2).  
<sup>a</sup> L'arsenic a été évalué uniquement comme cancérigène (voir le tableau 7.7.30), conformément aux indications de Santé Canada (2010b).

Comme l'indique le tableau 7.7.29, les QR maximums pour la voie d'exposition par ingestion d'eau étaient inférieurs à la valeur de référence de QR<0.2.

Le risque de cancer sur la durée de vie associé à l'arsenic (la seule SCPP considérée comme étant potentiellement cancérigène par l'entremise d'une exposition orale) a aussi été évalué à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE. Les risques maximums conséquents pour la santé sont fournis dans le tableau 7.7.30. Comme cela a été noté précédemment, les RCDV liés au cas de référence et au cas du Projet + référence ont été fournis à titre de référence uniquement, car il n'existe aucune valeur de référence pour les valeurs de RCDV.

**Tableau 7.7.30 Risques cancérigènes maximum pour la santé humaine associés à l'ingestion d'eau**

SCPP	Risque maximum de cancer associé à l'eau de surface pendant la durée d'une vie (RCDV ou RAC, sans dimension)		
	Durée de la vie		
	Cas de référence (RCDV)	Cas du Projet seul (RAC)	Cas du Projet + référence (RCDV)
Arsenic (As) (ingestion d'eau)	7,8E-06	4,4E-05	5,1E-05

Les RAC maximum associés à l'ingestion d'arsenic dans l'eau de surface aux emplacements de récepteur de l'ERSHE étaient supérieurs à la valeur de référence de 1 sur 100 000 (c.-à-d., RAC<1E-05) pour le Cas du Projet seul et pour le Cas du Projet + Cas de référence. Sur la base de ces résultats, les augmentations prévues des concentrations de SCPP dans les eaux de surface représentent un risque non négligeable pour la santé pour ceux qui pourraient à l'occasion boire dans les cours d'eau de la zone d'étude de l'ERSHE. D'autres données sont présentées ci-après.



## Risques pour la santé associés à la présence d'arsenic dans l'eau

D'après l'Alberta Health and Wellness (2011), les dépassements du seuil n'indiquent pas forcément que des effets néfastes pour la santé devraient se produire ou encore que les risques pour la santé sont considérés inacceptables. Cependant, un dépassement justifie normalement l'enclenchement d'une évaluation plus poussée de l'importance des risques calculés, ce qui suppose habituellement d'intégrer des données validées à l'échelle locale, et non de se fier à des hypothèses et à des modèles tenus pour acquis, afin de mieux représenter les conditions locales; un dépassement peut aussi indiquer la nécessité d'une évaluation du risque que présente le Projet.

Le RAC calculé est fondé sur des prédictions d'un modèle indiquant que les concentrations annuelles moyennes d'arsenic dans l'eau de surface augmenteront, passant de 0,00069 mg/L à 0,00455 mg/L. Ces concentrations annuelles moyennes d'arsenic pour le Cas du Projet + Cas de référence respectent la valeur des Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada établie à 0,010 mg/L (Santé Canada 2012); cependant, le risque de cancer associé à l'ingestion d'eau potable dont la teneur en arsenic est de 0,010 mg/L est supérieur au risque considéré comme « essentiellement négligeable » par Santé Canada.

Le facteur de pente oral de  $1,8 \text{ (mg/kg-jour)}^{-1}$  utilisé dans la présente évaluation a été dérivé par Santé Canada sur la base de l'incidence de cancers internes (poumon, vessie et foie) chez des individus du sud-ouest de Taïwan exposés à des concentrations d'arsenic variant de 0,35 à 1,14 mg/L dans leur eau potable (Santé Canada 2006). Santé Canada (2006) a admis que la méthode d'extrapolation employée pour estimer les risques de cancers dans les organes internes associés à l'exposition à de faibles quantités d'arsenic, ainsi que les facteurs de confusion (notamment des différences relatives à la constitution génétique, à l'état de santé, ainsi que le métabolisme de l'arsenic et l'état nutritionnel de la population étudiée dans le sud-ouest de Taïwan), peuvent entraîner la surestimation des risques de cancers d'organes internes.

Les études épidémiologiques menées aux États-Unis (Steinmaus *et coll.*, 2003, Lamm *et coll.*, 2004 et l'USEPA et AWWA Research Foundation 2004) n'ont pas conclu qu'il y avait une association évidente entre risques de cancer et présence d'arsenic dans l'eau potable à des concentrations inférieures à 0,05 mg/L. Plus récemment, une étude prospective d'une cohorte danoise de 57 053 personnes suivies de 1970 à 2003 n'a pas conclu à une association des cancers du poumon, de la vessie, du foie, du rein, de la prostate, du côlon (colorectal) ou des mélanomes de la peau à la suite d'une exposition à des concentrations d'arsenic dans l'eau potable pouvant atteindre 0,0253 mg/L (Baastrap *et coll.*, 2008).

Bien qu'on ait observé que l'eau des petits affluents du ruisseau Napadogan alimentés par les sources était utilisée dans les campings récréatifs, le ruisseau Napadogan n'est pas reconnu comme étant une source régulière de consommation d'eau potable. Par conséquent, on estime que les expositions possibles à cette eau sont intermittentes et que l'hypothèse que l'eau du ruisseau serait la seule source d'eau d'une personne deux jours par semaine depuis 80 ans est une surestimation du risque qu'elle présente. Il est fort peu probable que la concentration moyenne annuelle maximale prévue d'arsenic dans le ruisseau Napadogan de 0,00455 mg/L entraîne des effets sur la santé, car :

- le ruisseau Napadogan ne sert pas d'approvisionnement régulier en eau potable;

- la concentration prévue satisfait à la Recommandation pour la qualité de l'eau potable au Canada liée à une concentration d'arsenic de 0,010 mg/L; et
- de récentes études épidémiologiques n'ont pas conclu qu'il y avait association entre risques de cancer et concentrations d'arsenic dans l'eau potable inférieures à 0,010 mg/L.

#### 7.7.3.4.3.4 Risques pour la santé humaine par ingestion de nourriture

Pour la voie d'exposition alimentaire, les quotients de risque ont été déterminés pour chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE sur la base de l'ingestion de gibier, de poisson et de végétation. Le tableau 7.7.31 offre un résumé des QR maximums totaux pour le tout-petit.

**Tableau 7.7.31 Risques non cancérigènes maximums pour la santé humaine associés à l'ingestion de nourriture**

SCPP <sup>a</sup>	Quotient de risque alimentaire maximum total (QR, sans dimension)		
	Tout-petit		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,069	0.0038	0.073
Bore (B)	0,13	<b>0.21</b>	<b>0.34</b>
Chrome (Cr)	<b>0,43</b>	0.042	<b>0.47</b>
Cobalt (Co)	<b>0,37</b>	0.097	<b>0.47</b>
Cuivre (Cu)	0,076	0.0045	0.081
Plomb (Pb)	0,20	0.0045	0.20
Manganèse (Mn)	<b>4,6</b>	0.089	<b>4.6</b>
Mercure (Hg)	0,12	1,7E-05	0.12
Diméthylmercure (poisson seulement)	<b>0,74</b>	0.022	<b>0.76</b>
Molybdène (Mo)	0,026	0.022	0.048
Nickel (Ni)	0,16	0.0046	0.16
Thallium (Tl)	<b>3,8</b>	<b>3.8</b>	<b>7.6</b>
Tungstène (W)	0,053	0.0082	0.059
Uranium (U)	0,012	0.055	0.067
Vanadium (V)	0,026	0.061	0.087
Zinc (Zn)	0,082	0.007	0.089
<b>Remarques :</b>			
Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence applicable (QR<0,2).			
<sup>a</sup> L'arsenic a été évalué uniquement comme cancérigène (voir le tableau 7.7.33), conformément aux indications de Santé Canada (2010b).			

Les QR pour la voie d'exposition alimentaire étaient sous un QR de 0,2, sauf dans les cas suivants : bore, chrome, cobalt, plomb, manganèse, diméthylmercure (poisson uniquement) et thallium.

Une division supplémentaire pour ces métaux qui dépasse la valeur de référence du QR dans le tableau 7.7.31 est fournie dans le tableau 7.7.32 conformément aux QR pour le gibier, le poisson et la végétation pour l'étape de la vie la plus sensible (c.-à-d., le tout-petit).

**Tableau 7.7.32 Risques non cancérigènes maximums pour la santé humaine associés à l'ingestion de gibier, de poisson et de végétation**

Paramètres	Quotient de risque alimentaire maximum total (QR)							
	Cas de référence				Cas du Projet + référence			
Scénario	Gibier	Poisson	Végétation	Total	Gibier	Poisson	Végétation	Total
Bore (B)	0,020	0,0017	0,11	0,11	0,022	<b>0,21</b>	0,11	<b>0,34</b>
Chrome (Cr)	0,16	0,040	<b>0,27</b>	<b>0,43</b>	0,12	0,082	<b>0,27</b>	<b>0,47</b>
Cobalt (Co)	<b>0,35</b>	0,0046	0,011	<b>0,37</b>	<b>0,36</b>	0,10	0,011	<b>0,47</b>
Plomb (Pb)	0,0041	0,010	0,18	0,20	0,0043	0,014	0,18	0,20
Manganèse (Mn)	<b>0,26</b>	0,034	<b>4,3</b>	<b>4,6</b>	<b>0,26</b>	0,11	<b>4,3</b>	<b>4,7</b>
Diméthylmercure (poisson seulement)	---	<b>0,74</b>	---	<b>0,74</b>	---	<b>0,76</b>	---	<b>0,76</b>
Thallium (Tl)	<b>2,1</b>	<b>1,2</b>	<b>0,57</b>	<b>3,8</b>	<b>2,1</b>	<b>4,9</b>	<b>0,57</b>	<b>7,6</b>

**Remarques :**  
 --- = dans le poisson, le mercure est évalué sous forme de diméthylmercure.  
 Veg = végétation.  
**Les caractères en gras** indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence applicable (QR<0,2).

Les résultats de cette analyse indiquent le suivant.

- Les QR futurs prévus (c.-à-d., les risques pour la santé pour le Projet + cas de référence) associés au chrome, au plomb, au manganèse et au diméthylmercure (poisson seulement) dans la nourriture n'ont pas augmenté de manière importante en comparaison aux risques pour la santé associés aux conditions existantes (c.-à-d., cas de référence), comme indiqué par un changement dans un risque pour la santé qui est inférieur à 10 % par rapport aux conditions existantes.
- Les QR futurs prévus (c.-à-d., les risques pour la santé du cas du Projet + référence) associés au bore, au cobalt et au thallium dans la nourriture ont augmenté par rapport aux conditions existantes (c.-à-d., cas de référence). Le changement dans les risques pour la santé est associé à la consommation de poisson.

Une discussion supplémentaire sur les risques potentiels pour la santé associés au bore, au cobalt et au thallium dans la nourriture est fournie plus loin dans cette section.

Le risque de cancer sur la durée de vie associé à l'arsenic (c.-à-d., la seule SPP considérée comme étant potentiellement cancérigène par l'entremise d'une exposition orale) a aussi été évalué à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE. Les risques maximums pour la santé sont fournis dans le tableau 7.7.33. Comme cela a été noté précédemment, les RCDV liés au cas de référence et au cas du Projet + référence ont été fournis à titre de référence uniquement, car il n'existe aucune valeur de référence pour les valeurs de RCDV.

**Tableau 7.7.33 Risques cancérigènes maximum pour la santé associés à l'ingestion de nourriture**

SCPP	Risque alimentaire maximum de cancer pendant la durée d'une vie (RCDV ou RAC, sans dimension)		
	Durée de la vie		
	Cas de référence (RCDV)	Cas du Projet seul (RAC)	Cas du Projet + référence (RCDV)
Arsenic (As)	1,9E-04	<b>6,2E-04</b>	8,1E-04
Remarques : Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence d'RAC applicable (RAC<1E-05).			

Les RAC associés à l'ingestion d'arsenic dans la nourriture aux emplacements de récepteur de l'ERSHE étaient supérieurs à la valeur de référence de 1 sur 100 000 (c.-à-d., RAC<1E-05).

**Tableau 7.7.34 Risques cancérigènes maximum pour la santé humaine associés à l'ingestion de gibier, de poisson et de végétation**

SCPP	Risque alimentaire maximum de cancer pendant la durée d'une vie (RCDV ou RAC, sans dimension)											
	Durée de la vie											
	Cas de référence (RCDV)				Cas du Projet seul (RAC)				Cas du Projet + référence (RCDV)			
	Gibier	Poisson	Veg	Total	Gibier	Poisson	Veg	Total	Gibier	Poisson	Veg	Total
Arsenic (As)	3,1E-05	1,1E-04	4,1E-05	1,8E-04	1,8E-06	<b>7,7E-05</b>	4,5E-10	<b>7,9E-05</b>	3,3E-05	1,9E-04	4,1E-05	2,6E-04
Remarques : Les caractères en gras indiquent que la valeur dépasse la valeur de référence de RAC applicable (RAC<1E-05).												

Une division supplémentaire pour ces métaux conformément aux risques de cancer associés à l'ingestion de gibier, de poisson et de végétation est fournie dans le tableau 7.7.34. Comme indiqué dans le tableau 7.7.34, le RAC associé aux contributions du Projet en ce qui concerne l'arsenic dans la nourriture est lié presque entièrement à la consommation de poisson. Une discussion supplémentaire sur les risques potentiels pour la santé associés à l'arsenic est offerte ci-dessous.

### Risques pour la santé associés au bore

Le bore est un élément très présent dans les minéraux dans la nature et il s'agit du 51<sup>e</sup> élément le plus courant dans la croûte terrestre (ATSDR 2010). L'exposition humaine au bore se produit généralement par l'entremise de la consommation de nourriture (il s'agit d'un élément essentiel aux plantes), et dans une moindre mesure, à l'ingestion d'eau (ATSDR 2010).

L'estimation des risques pour la santé liés au bore se base sur des données toxicologiques provenant de Santé Canada. Santé Canada (2010b) a fourni une dose journalière acceptable (DJA) de 0,0175 mg/kg-jour pour le bore, sur la base des renseignements utilisés par Santé Canada (1991) pour développer les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. La DJA a été dérivée suite à plusieurs études sur des souris, des chiens et des rats, qui ont indiqué qu'une exposition au bore a causé une atrophie testiculaire; cependant, l'USEPA IRIS (2004) a publié une dose de référence orale plus récente de 0,2 mg/kg-jour de bore, sur la base d'effets sur le développement (c.-à-d., une diminution du poids à la naissance).

Il existe une quantité très limitée d'information concernant les concentrations caractéristiques de bore dans les échantillons de tissu du poisson. Dans une étude réalisée par Allen *et coll.* (2001) sur les concentrations élémentaires dans le tissu du poisson provenant de quatre sites de rivière différents au sud-est du Kansas, aucun bore n'a été détecté (c.-à-d., que les concentrations étaient inférieures à limite de détection en laboratoire établie à une plage de 2 à 4 mg/kg) dans n'importe lequel des échantillons de tissu de poisson analysés. Les résultats d'Allen *et coll.* (2001) sont cohérents avec l'échantillonnage de référence dans la zone d'étude de l'ERSHE où aucun bore n'a été détecté dans les échantillons de carcasse de poisson analysés (c.-à-d., que la concentration de référence du tissu de la carcasse du poisson pour le bore, présentée dans le tableau 7.7.14, est toujours  $\frac{1}{2}$  de la limite de détection en laboratoire).

Les augmentations prévues de la concentration de bore dans le tissu du poisson reposent sur les concentrations de référence dans le tissu du poisson et sur les résultats sur la modélisation de la qualité de l'eau. Les résultats de la modélisation prédictive de l'eau indiquent que les concentrations de bore dans les eaux de surface peuvent augmenter de moins de 0,002 mg/L dans la condition de référence à environ 0,2 mg/L, ce qui est similaire à la concentration moyenne dans les eaux de surface signalée aux États-Unis; environ 0,1 mg/L (ATSDR 2010).

Puisqu'aucun bore n'a été détecté dans les échantillons de carcasse de tissu de poisson provenant de la zone d'étude de l'ERSHE, l'utilisation d'une limite de détection  $\frac{1}{2}$  comme base pour la prévision des futures concentrations dans le tissu du poisson introduit une incertitude. Puisqu'aucun bore n'a été détecté dans les échantillons de tissu de poisson d'autres zones (Allen *et coll.* 2001) et que les futures concentrations prévues de bore dans les eaux de surface sont similaires aux concentrations moyennes de bore dans les eaux de surface, les concentrations dans le tissu du poisson utilisées pour évaluer les risques potentiels pour la santé pour le cas du Projet + référence pourraient être très prudentes.

Étant donné la nature prudente des données toxicologiques et les concentrations prévues dans le tissu du poisson, il est improbable qu'une exposition à du bore dans la nourriture entraîne des problèmes néfastes pour la santé.

### **Risques pour la santé associés au cobalt**

Le cobalt est un élément présent dans la nature que l'on retrouve dans la roche, le sol, l'eau, les plantes et les animaux, et il possède des propriétés similaires à celle du fer et du nickel (ATSDR 2004). À de faibles niveaux, il fait partie de la vitamine B12, laquelle est essentielle à une bonne santé; à de hauts niveaux, il peut cependant être nocif pour les poumons et le cœur (ATSDR 2004). Ni Santé Canada ni l'US EPA IRIS n'ont développé une VTR pour les expositions orales au cobalt. Aux fins de la présente évaluation, le niveau de risque minimal intermédiaire de 0,01 mg/kg-jour développé par l'ATSDR (2004) a été utilisé pour évaluer les risques potentiels pour la santé (c.-à-d., avec des augmentations dans le nombre d'érythrocytes) associés au cobalt, car il n'existe actuellement aucune étude adéquate sur la toxicité d'une exposition orale chronique au cobalt ou à des composants du cobalt chez les humaines et les animaux.

Les risques de référence pour la santé associés à la consommation de cobalt dans la nourriture (QR=0,37) sont déjà plus élevés que la valeur de référence de 0,2. Pour les cas où les conditions existantes (c.-à-d., le cas de référence) entraînent un risque pour la santé calculé supérieur à la valeur de référence, Santé Canada (2010a) a recommandé que les risques pour la santé posés par le Projet

seul ne dépassent pas 0,2. Comme indiqué dans le tableau 7.7.31, les risques pour la santé associés à la consommation de nourriture pour le cas du Projet seul sont de 0,097. Même lorsque combiné avec les risques pour la santé associés à l'ingestion de cobalt dans l'eau (QR=0,0013) et les expositions au sol (QR=3,4E-09), les risques accrus pour la santé liés au Projet sont inférieurs à 0,2 et respectent donc la recommandation de Santé Canada (2010a).

### Risques pour la santé associés au thallium

La base de données sur la toxicité disponible pour le thallium contient des études qui sont généralement de faible qualité (USEPA 2009). La VTR de 0,000014 mg/kg-jour qui a été utilisée pour le thallium dans la présente étude a été obtenue auprès de la California Environmental Protection Agency (Cal EPA 1999) et elle se fonde sur l'alopecie (perte de poils) chez les rats. L'alopecie est caractéristique de la toxicité du thallium, autant chez les humains que chez les animaux, et il semble que l'alopecie fait partie d'un continuum de changements morphologiques cutanés et est par conséquent un signe précoce d'un effet nocif sur la santé (Cal EPA 1999).

La concentration existante de thallium (c.-à-d., cas de référence) dans l'omble de fontaine était de 0,017 mg/kg de poids humide (poisson en entier) et 0,014 mg/kg de poids humide (carcasse). Comme l'indique le tableau 7.7.13, les concentrations futures prévues de thallium dans l'omble de fontaine étaient en hausse à 0,072 mg/kg de poids humide (poisson en entier) et à 0,060 mg/kg de poids humide (carcasse). Ces concentrations de thallium dans l'omble de fontaine sont inférieures à la concentration de thallium dans les échantillons d'omble de fontaine entière prélevée du lac Michigan, 0,1408 mg/kg  $\pm$  0,1105 mg/kg (Lin *et. coll* 2001), et aux concentrations de thallium de poissons entiers prélevés dans un écosystème vierge au Pérou par Gutleb *et. coll* (2002), qui ont été déterminées comme étant dans la même gamme que celles reportées par Lin *et. coll* (2001). Puisque les concentrations maximales prévues de thallium dans le tissu du poisson sont inférieures à celles des échantillons du tissu du poisson des emplacements de référence et vierge, les concentrations prévues du tissu du poisson semblent se trouver dans la plage de variabilité naturelle.

### Risques pour la santé associés à l'arsenic

Santé Canada a étudié l'arsenic dans l'alimentation et en a trouvé de petites traces (petites parties par milliard [ppb]) dans plusieurs aliments, y compris la viande et la volaille, le lait et ses dérivés, les produits de boulangerie et les céréales, les légumes, les fruits naturels ou les jus (Santé Canada 2008). Ces traces d'arsenic reflètent généralement une accumulation normale provenant de l'environnement.

La cancérogénicité est considérée comme un effet critique des expositions à l'arsenic. Le facteur de pente oral de 1,8 (mg/kg-jour)<sup>-1</sup> utilisé dans la présente évaluation a été dérivé par Santé Canada sur la base de l'incidence de cancers internes (poumon, vessie et foie) chez des individus du sud-ouest de Taïwan et il est similaire au facteur de pente orale de 1,5 (mg/kg-jour)<sup>-1</sup> développée par l'USEPA (2004).

Bien que les expositions à l'arsenic par l'entremise d'une ingestion de gibier dans l'ERSHE pour le cas de référence sont basées sur un modèle théorique (voir la section 7.7.2.2.8), les concentrations dans le tissu d'original utilisé dans l'ERSHE sont similaires aux valeurs publiées. Les concentrations d'arsenic dans l'original (c.-à-d., dans le gibier) ont été étudiées par le Maliseet Nation Conservation Council (2012); l'étude comprenait 44 échantillons de carcasse d'original provenant de 12 zones de chasse au Nouveau-Brunswick. Dans tous les échantillons analysés, les concentrations d'arsenic de la carcasse

d'originaux étaient inférieures à 0,05 mg/kg, tandis que les concentrations dans le tissu d'original utilisées dans l'ERSHE étaient de 0,0046 mg/kg (cas de référence) et 0,0048 mg/kg (cas du Projet + référence).

De la même manière, les concentrations d'arsenic dans la végétation utilisées dans l'ERSHE étaient similaires aux concentrations déclarées d'arsenic dans les têtes de violon au Nouveau-Brunswick (Maliseet Nation Conservation Council s.d.). Les concentrations d'arsenic dans 25 échantillons de tête de violon cueillis à Jemseg, Sugar Island, Mactaquac et Naskwaaksis contenaient des concentrations d'arsenic de moins de 2 mg/kg. Les concentrations utilisées d'arsenic dans la végétation dans la présente ERSHE étaient de 0,037 mg/kg pour le cas de référence et pour le cas du Projet + référence.

Les concentrations de référence d'arsenic dans l'omble de fontaine (0,89 mg/kg) provenant de la zone d'étude de l'ERSHE ont été comparées aux concentrations publiées sur le tissu du poisson obtenues d'emplacements de référence ou de zones naturelles. Les concentrations de référence d'arsenic dans l'omble de fontaine provenant de la zone d'étude sont supérieures à la moyenne de l'arsenic total dans la truite arc-en-ciel (n=100) de 0,15 mg/kg, pour le poisson échantillonné dans 54 lacs de la Colombie-Britannique (BC Environment 1992) ainsi qu'aux concentrations moyennes observées ailleurs en Amérique du Nord et du Sud (Gutleb *et coll.* 2002; Hinck *et coll.* 2009; Schmitt 2004), ce qui suggère que les concentrations existantes d'arsenic dans le poisson provenant de la zone d'étude de l'ERSHE pourraient provenir d'un enrichissement naturel. Cependant, les concentrations d'arsenic dans le tissu du poisson (0,89 mg/kg [cas de référence] et 1,5 mg/kg [cas du Projet + référence]) sont inférieures aux lignes directrices sur les contaminants chimiques du poisson et des produits du poisson au Canada établies à 3,5 mg/kg pour l'arsenic (CFIA 2007).

Étant donné la similarité entre les concentrations d'arsenic dans le gibier et la végétation dans la zone d'étude de l'ERSHE, et les concentrations trouvées dans l'original et la végétation ailleurs au Nouveau-Brunswick, et puisque les concentrations d'arsenic dans les tissus du poisson pour le cas de référence et le cas du Projet + référence sont inférieures aux lignes directrices canadiennes pour l'arsenic dans le tissu du poisson, il est considéré comme très improbable que la consommation d'arsenic dans les aliments provenant de la zone d'étude de l'ERSHE entraîne des problèmes de santé.

#### **7.7.3.5 Analyse de l'incertitude**

Toutes les ERSHE possèdent une incertitude inhérente, ce qui a été résolu en intégrant des suppositions prudentes dans tous les aspects de l'évaluation des risques. Bien que beaucoup de facteurs contribuent à une évaluation des risques, les résultats sont généralement sensibles à quelques-uns de ces facteurs seulement, lesquels sont décrits ci-dessous.

##### **7.7.3.5.1 Incertitudes dans les renseignements toxicologiques**

Il existe une quantité limitée de renseignements toxicologiques sur les effets associés à de faibles niveaux d'exposition chimique pour les humains. La majeure partie des renseignements disponibles est basée sur des études épidémiologiques de travailleurs exposés dans leur cadre professionnel. Généralement, ils se basent sur des régimes d'exposition plus élevés, de 8 h/j ou 40 h/semaine, et ne s'appliquent pas bien à des expositions chroniques à de faibles niveaux. Par ailleurs, les doses de référence et les estimations de la puissance du cancer se fondent sur des estimations dose-réponse

tirées d'animaux de laboratoire. L'utilisation d'animaux nécessite la formulation de certaines suppositions, ce qui ajoute encore plus d'incertitude. Les suppositions comprennent :

- l'effet toxicologique sur les animaux se produit aussi chez les humains;
- les expositions à court terme employées dans le cadre des études sur des sujets animaux peuvent être extrapolées à des expositions chroniques ou de long terme chez les sujets humains;
- les processus toxicocinétiques et toxicodynamiques qui se produisent chez les animaux ont aussi lieu chez les humains;
- l'apport du contaminant provenant du véhicule d'essai (le vecteur par lequel le composant d'essai est administré aux animaux, p. ex. l'eau) sera représentatif de l'apport de contaminant provenant d'un milieu environnemental réel (p. ex., le sol, le biote); et
- la supposition est que l'extrapolation d'études de laboratoire à fortes doses à des études environnementales à faible dose est adéquatement représentée par la forme de la courbe dose-réponse selon une faible plage dose-réponse.

Pour prendre en compte ces incertitudes, ainsi que d'autres, les organismes de réglementation, comme Santé Canada et l'USEPA adoptent des suppositions prudentes pour prendre en compte les incertitudes. L'usage de facteurs d'incertitude prend en compte les incertitudes en abaissant la dose de référence du calcul du quotient de risque bien en deçà du niveau où aucun effet ne peut être observé chez les animaux. Des facteurs d'incertitude sont appliqués par facteurs de 10 pour prendre en compte des incertitudes comme, les différences entre espèces (p. ex., la physiologie), la variation individuelle (p. ex., des individus inhabituellement sensibles), des limitations dans les renseignements toxicologiques et une extrapolation des expositions aiguës aux expositions chroniques. Selon le degré d'incertitude, les facteurs caractéristiques varient de 100 à 10 000, certains étant inférieurs à 10 (dans le cas où des données humaines solides sont disponibles). L'incorporation de ces facteurs entraîne des estimations du risque qui sont extrêmement prudentes et assure que des expositions limitées au-delà des doses de référence ou des concentrations de référence n'entraîneront pas d'effets nocifs sur la santé humaine.

#### **7.7.3.5.2 Populations sensibles**

Une population sensible montrera une réponse différente ou plus importante à une SCPP que celle de la plupart des personnes exposées au même niveau de contaminant dans l'environnement. Quelques-unes des raisons possibles sont : la constitution génétique, l'âge (p. ex., enfants ou personnes âgées), l'état sanitaire ou nutritionnel, le comportement et l'exposition à d'autres substances toxiques (p. ex., la fumée de cigarette) (ATSDR 2002). Des récepteurs humains sont sélectionnés de manière à ce que les individus les plus sensibles et les individus ayant le plus grand potentiel d'exposition et de réponses négatives à des SCPP, soient représentés. Pour ces raisons, un récepteur des Premières nations (tout-petit et durée de la vie) a été sélectionné. Il est présumé que le récepteur des Premières nations comptera exclusivement sur du gibier local, et qu'il s'appuiera grandement sur le poisson et la végétation pour compléter son alimentation. Par conséquent, il représente un scénario d'exposition de haut niveau. Le tout-petit des Premières nations représentera l'individu le plus sensible aux substances



non cancérigènes pour les raisons qui viennent d'être mentionnées, en plus de considérations d'ordre physiologique (besoins nutritionnels) et comportemental (transfert fréquent de la main à la bouche) des enfants de cet âge. Les VTR non cancérigènes utilisées dans cette évaluation des risques sont des estimations d'une exposition continue de la population humaine, y compris de sous-groupes sensibles qui devraient être exempts de risque appréciable d'effets non cancérigènes néfastes pendant la durée de la vie. Les doses de toxicité utilisées dans l'évaluation ont pris en compte les populations sensibles en appliquant des facteurs d'incertitude (voir l'évaluation de la toxicité ci-dessus).

#### **7.7.3.5.3 Incertitudes dans l'évaluation de l'exposition**

Comme noté dans la section 7.7.2.2, les concentrations atmosphériques et les taux de dépôt sont issus directement des résultats de la modélisation de la dispersion et des dépôts atmosphérique alors que les futures concentrations des eaux de surface sont tirées directement des résultats de la modélisation de la qualité de l'eau. Des suppositions prudentes ont été utilisées dans l'élaboration du modèle de dispersion et des dépôts atmosphérique (Section 7.1) et du modèle prédictif sur la qualité de l'eau (Section 7.6).

Les concentrations maximum prévues sur 1 heure, 24 heures et la moyenne annuelle dans l'air à chacun des emplacements de récepteur de l'ERSHE ont été utilisées pour évaluer toutes les estimations aiguës et chroniques du risque par inhalation. En réalité, la fréquence avec laquelle la concentration maximum se produirait à n'importe quel emplacement de récepteur est relativement faible pour la plupart des SCPP. Par conséquent, les estimations du risque tendent à surestimer, plutôt qu'à sous-estimer, les risques pour la santé.

L'estimation de l'apport de SCPP par l'entremise de la chaîne alimentaire implique l'usage de suppositions concernant les facteurs d'assimilation. Généralement, ces facteurs d'assimilation sont prudents et tendent à surestimer, plutôt qu'à sous-estimer, les concentrations dans le biote. Par ailleurs, ces facteurs d'assimilation ont été appliqués aux concentrations maximum raisonnables (p. ex., les concentrations dans le sol à la fin des opérations, la moyenne annuelle maximum des concentrations dans les eaux de surface) et il est présumé qu'ils demeurent constants tout au long de la durée de vie du récepteur (p. ex., 80 ans de durée de vie d'exposition); par conséquent, les prévisions d'exposition conséquentes sont prudentes.

#### **7.7.3.5.4 Caractéristiques du récepteur**

Pour chaque scénario de récepteur, les caractéristiques publiées et le jugement professionnel ont été employés pour déterminer les durées d'exposition, les modèles de consommation et les taux d'ingestion (p. ex., Santé Canada 2009, 2010a). Pour cette étude, la fraction totale de l'alimentation qu'un récepteur des Premières nations tirerait de la zone d'étude de l'ERSHE (c.-à-d., 100 % du gibier, 20 % du poisson et 10 % de la végétation) représente une exposition maximum raisonnable qui surestime probablement le risque potentiel.

#### **7.7.3.5.5 Incertitudes dans la caractérisation des risques**

L'évaluation des risques des contaminants est compliquée par le fait que la plupart des études toxicologiques traitent d'un seul contaminant alors que les expositions ne comprennent que rarement un seul contaminant. Les expositions impliquent généralement plus d'un contaminant. Bien que les contaminants dans l'environnement sont souvent présents dans un type ou un autre de mélange, les

recommandations pour la protection de la santé humaine sont presque exclusivement basées sur l'exposition à un seul contaminant. Le manque d'approches pour évaluer les effets biologiques des mélanges chimiques et l'usage de données toxicologiques pour un seul composant rend leur usage hautement spéculatif.

Les substances chimiques dans un mélange peuvent interagir de quatre façons générales pour solliciter une réaction :

- **Sans interaction** –les contaminants n'ont pas d'effet de combinaison entre elles; la toxicité du mélange est la même que la toxicité de la composante la plus toxique du mélange;
- **Par addition** –les contaminants ont des cibles et des modes d'action semblables mais n'interagissent pas; le risque d'exposition au mélange est simplement la somme des risques pour les contaminants individuels;
- **Par synergie** –il y a une interaction positive parmi les contaminants qui fait en sorte que la réaction est supérieure à celle qui aurait été prévue si les contaminants agissaient indépendamment; ou
- **Antagoniste** - il y a une interaction négative parmi les contaminants qui fait en sorte que la réaction est inférieure à celle qui aurait été prévue si les contaminants agissaient indépendamment.

Pour les expositions humaines, il est rare que des renseignements quantitatifs sur les interactions entre substances chimiques soient disponibles. En l'absence de renseignements sur le mélange, le risque est parfois basé sur l'addition des risques de chacun des composants du mélange, à moins qu'il y ait une information indiquant que l'interaction est autre. Cependant, cette pratique n'est appropriée que si la SCPP en question possède des modes d'action et des effets toxiques similaires dans le corps humain. Il y a de l'incertitude associée à chacune des approches ci-dessus, car le risque pourrait être surestimé ou sous-estimé.

Dans cette évaluation des risques, les QR, RAC et RCDV propres à une SCPP pour un récepteur ont été caractérisés pour une seule SCPP. Par le passé, cette approche a été acceptée par de nombreuses juridictions provinciales et Santé Canada.

#### 7.7.4 Évaluation du risque écologique (ERE)

Les valeurs de quotient de risque (QR) sont employées pour évaluer les risques pour la santé des récepteurs écologiques, de manière similaire aux QR pour la santé humaine. Cependant, pour l'évaluation du risque potentiel pour des récepteurs fondés sur une communauté (p. ex., les invertébrés du sol, les plantes terrestres), le QR a été calculé en divisant la concentration de contaminant dans le vecteur environnemental par une concentration toxicologique de référence appropriée, plutôt que par une dose journalière. Les risques pour la santé écologique ont été évalués à l'aide de QR d'évaluations précédentes qui ont été acceptés par plusieurs juridictions provinciales et par Environnement Canada. Le cadre utilisé pour cette évaluation du risque écologique (ERE) a pris en compte les effets environnementaux pour les mammifères et les oiseaux courants, et à un niveau individuel, pour les espèces identifiées comme étant « en péril », « menacées » ou « disparues du pays » dans la *Loi sur*

les espèces en péril (LEP) ou en vertu de la *Loi sur les espèces en péril* du Nouveau-Brunswick (LEP NB).

#### 7.7.4.1 Identification et caractérisation des récepteurs écologiques

Pour l'ERE, les indicateurs clés ont été choisis en mettant l'emphase sur les espèces sauvages qui :

- Sont indigènes dans la région dans laquelle se trouve le Projet;
- Sont susceptibles d'être très exposées à un milieu environnemental en raison de leur habitat, de leurs traits comportementaux et/ou de leur domaine vital; et
- Sont représentatifs de plusieurs niveaux du réseau trophique (p. ex., herbivore, omnivore, carnivore).

Les indicateurs clés sont considérés comme étant représentatifs d'autres récepteurs fauniques ayant des habitudes de vie ou d'alimentation généralement similaires, mais qui pourraient être moins susceptibles à des effets nocifs. Par exemple, en raison de leur domaine vital réduit, il est prévu que les petits mammifères herbivores, comme les campagnols et les lapins, soient plus affectés par des changements de l'environnement local que des herbivores plus grands, comme un orignal ou un cerf, lequel possède un domaine vital plus ample, et qui bénéficierait d'une moyenne de son exposition pour un domaine plus vaste. De la même manière, il est prévu qu'un oiseau nicheur, comme le merle d'Amérique, qui doit tirer toute la nourriture requise pour nourrir une couvée de petits à l'intérieur d'un faible rayon du nid, soit plus exposé que des oiseaux migrateurs qui ne font que passer dans la zone. Par conséquent, s'il n'y a pas de risque important pour des indicateurs clés ayant de petits domaines vitaux et/ou des facteurs de résidence élevés lorsqu'ils sont exposés à des SCPP dans une zone hautement préoccupante, alors, par extension, il n'y aura aucun risque pour les indicateurs clés ayant des domaines vitaux plus importants, ou un comportement migratoire plus important, car ces organismes sont beaucoup moins exposés qu'une espèce ayant un domaine vital limité.

La modélisation de la dispersion atmosphérique et du dépôt montre que le dépôt des métaux provenant de la poussière associée à des activités minières se concentrera dans des zones de haute perturbation, près du site du Projet. Par conséquent, il est raisonnable et prudent de mettre l'accent de l'ERE sur les petits mammifères et oiseaux qui disposent d'un petit domaine vital ou d'un rayon d'alimentation réduit. S'il n'y a aucun effet environnemental important sur les petits mammifères habitant les zones de dépôt maximum de métaux les plus proches du site du Projet, il n'y aura alors aucun effet environnemental important sur des mammifères plus grands qui s'alimentent dans des zones beaucoup plus importantes (où le dépôt de métaux diminue avec l'augmentation de la distance par rapport au site du Projet et est dans une certaine mesure considéré comme négligeable) et/ou qui sont susceptibles d'éviter les zones de dépôt élevé de métaux en raison du haut niveau de perturbation physique, du bruit et/ou de la présence humaine. Les espèces choisies comme indicateurs clés, ainsi que leurs habitudes d'alimentation, sont énumérés dans le tableau 7.7.35.

**Tableau 7.7.35 Récepteurs écologiques identifiés comme indicateurs clés du risque**

Nom commun de l'espèce	Nom scientifique (genre et espèce)	Type d'alimentation
Musaraigne cendrée	<i>Sorex cinereus.</i>	Mammifère insectivore
Campagnol des champs	<i>Microtus pennsylvanicus.</i>	Mammifère herbivore
Lièvre d'Amérique	<i>Lepus americanus.</i>	Mammifère herbivore
Renard roux	<i>Vulpes vulpes</i>	Mammifère omnivore
Vison d'Amérique	<i>Mustela vison</i>	Mammifère piscivore
Orignal	<i>Alces alces.</i>	Mammifère herbivore
Ours noir	<i>Ursus americanus.</i>	Mammifère herbivore
Merle d'Amérique	<i>Turdus migratorius</i>	Oiseau omnivore
Buse à queue rousse	<i>Buteo jamaicensis</i>	Oiseau carnivore
Canard noir	<i>Anas rubripes</i>	Oiseau insectivore
Martin-pêcheur d'Amérique	<i>Megaceryle alcyon</i>	Oiseau piscivore
Gelinotte huppée	<i>Bonasa umbellus</i>	Oiseau herbivore
Pygargue à tête blanche	<i>Haliaeetus leucocephalus</i>	Oiseau piscivore

Plusieurs espèces d'amphibien et de reptile ont été identifiées comme pouvant se trouver dans la ZAP (Section 8.6.2). Afin de réaliser une ERE quantitative, les données toxicologiques appropriées doivent être disponibles. Il existe toutefois un manque général de données toxicologiques adéquates en ce qui concerne les amphibiens et les reptiles. Conformément aux lignes directrices sur les ERE (Environnement Canada 2010; USEPA 2011), les amphibiens et les reptiles ont été évalués en utilisant une approche par récepteur de substitution (c.-à-d., que s'il n'y a aucun risque inacceptable pour le poisson et les autres formes de vie aquatique, ou pour les mammifères et les oiseaux, il a alors été présumé qu'il n'existait aucun risque inacceptable pour les récepteurs amphibiens ou reptiliens).

#### 7.7.4.2 Profils de récepteur écologique

##### 7.7.4.2.1 Musaraigne cendrée

La musaraigne cendrée (*Sorex cinereus*) est la musaraigne possédant la distribution la plus ample en Amérique du Nord. On peut la trouver à peu près partout au Canada (Lee 2001). On la retrouve couramment dans les environnements humides et on peut la retrouver dans les forêts denses, les prés, les berges de rivière, les rives de lac et les fourrés de saules (Lee 2001). La dimension du domaine vital varie de 0,2 à 0,6 ha (Saunders 1988). Les musaraignes cendrées, qui pèsent environ 5 g (U.S. EPA 1993), sont des proies pour beaucoup de petits prédateurs, comme les belettes, faucons, buses, hiboux, chats domestiques, renards, serpents et grandes musaraignes (Lee 2001). La musaraigne cendrée n'hiberne pas (NWF 2007), mais elle se nourrit toute l'année d'invertébrés (Lee 2001; NWF 2007), y compris de larves d'insecte, de fourmis, de coléoptères, de grillons, de criquets, d'araignées, de faucheux, de centipèdes, de limaces et d'escargots. Elle consomme également des graines et des champignons (Lee 2001). Elles absorbent environ 3 g (poids humide) de nourriture par jour et 1 mL d'eau (ou son équivalent) par jour. L'alimentation de la musaraigne cendrée est modélisée de manière à inclure 2,5 % de plantes terrestres et 97,5 % d'invertébrés. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que la musaraigne cendrée ingère accidentellement 0,044 kg/jour de sol sec.



#### 7.7.4.2 Campagnol des champs

Le campagnol des champs (*Microtus pennsylvanicus*) est un petit rongeur (d'environ 42 g) qui fait ses tanières le long des surfaces dans les herbes et d'autres végétations herbues (USEPA 1993). Il est actif toute l'année et il s'agit du petit herbivore avec la distribution la plus vaste en Amérique du Nord. Il préfère les habitats humides, notamment les champs d'herbes, les marais et les tourbières (USEPA 1993). On retrouve les campagnols des champs partout au Canada, plus ou moins jusqu'à la limite forestière au nord. Les domaines vitaux varient considérablement, de moins de 0,0002 ha à plus de 0,083 ha (USEPA 1993). Les campagnols des champs constituent une proie principale pour les prédateurs comme les faucons et les renards. Ils s'alimentent en majeure partie de végétation, comme des feuilles, de la liche, des graines, des racines, des fruits et des champignons, mais aussi à l'occasion d'insectes et de matière animale (USEPA 1993). Ils consomment environ 11 g (poids humide) de nourriture par jour et 6 mL d'eau (ou son équivalent) par jour. L'alimentation du campagnol des champs est modélisée de manière à inclure 98 % de plantes terrestres et 2 % d'invertébrés. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que le campagnol des champs ingère accidentellement environ 0,32 kg/jour de sol sec.



#### 7.7.4.2.3 Lièvre d'Amérique

Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) est un herbivore dont le poids est d'environ 1,35 kg (USEPA 1993) et que l'on retrouve partout au Canada, dans chaque province et territoire (FCF et FCF 2005a). Le lièvre d'Amérique vit généralement en forêt, dans les marécages et dans les fourrés près des rives (USEPA 1993). Son domaine vital varie de 3 ha à 7 ha (Shefferly 1999). Puisqu'il s'agit d'une proie fréquente, le lièvre d'Amérique peut constituer une espèce incontournable dans les forêts boréales, car elle supporte les réseaux trophiques (FCF et FCF 2005a). Actif toute l'année, il se nourrit de plantes herbacées et des feuilles des arbustes en été, ainsi que des petits brouts, bourgeons et d'écorce en hiver; il mange parfois de la viande, si elle est disponible (FCF et FCF 2005a). Le lièvre d'Amérique consomme environ 0,26 kg de poids de nourriture à l'état frais par jour et 0,13 L d'eau ou son équivalent par jour. L'alimentation du lièvre d'Amérique est modélisée de manière à inclure 95 % de plantes terrestres et 5 % de petits mammifères ou de charogne d'oiseau. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que le lièvre d'Amérique ingère accidentellement 3,58 kg/jour de sol sec.



#### 7.7.4.2.4 Renard roux

La distribution du renard roux (*Vulpes vulpes*), dont le poids est d'environ 4,5 kg, s'étend à l'ensemble du Canada continental et il s'agit du carnivore dont la distribution est la plus vaste à l'échelle planétaire (USEPA 1993). On le retrouve dans des habitats aussi divers que l'Arctique et les déserts tempérés, et il préfère les habitats irréguliers et les hautes terres diversifiées (USEPA 1993). Les territoires familiaux, qui consistent en domaines vitaux d'individus de la même famille, varient d'environ 57 ha à plus de 3 000 ha (USEPA 1993). Les renards sont actifs toute l'année et



ils chassent fortement les petits mammifères comme les campagnols, les souris et les lapins. Ils mangent aussi des oiseaux, des insectes, des fruits, des baies et des noix; ce sont des charognards notables (USEPA 1993). Les renards roux consomment environ 0,76 kg (poids humide) de nourriture par jour et 0,38 mL d'eau (ou son équivalent) par jour. L'alimentation du renard roux est modélisée de manière à inclure 10 % de plantes terrestres, 5 % d'invertébrés et 85 % de petits mammifères et d'oiseaux. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que le renard roux ingère accidentellement environ 3 g/jour de sol sec.

#### 7.7.4.2.5 Vison d'Amérique

Le vison (*Mustela vison*), pèse environ 0,85 kg, il s'agit d'un membre de petite taille de la famille des belettes et du mammifère carnivore le plus abondant et dont la distribution est la plus ample en Amérique du Nord (USEPA 1993). On peut retrouver les visons partout sur la portion continentale du Canada, y compris à Terre-Neuve, à l'exception des portions les plus arides du nord-ouest du Québec et de l'est du Nunavut. Les visons sont actifs toute l'année et on peut les associer aux habitats aquatiques comme les rivières, les ruisseaux, les lacs, les fossés, les marécages, les marais et les aires de retenue (USEPA 1993). Leur domaine varie considérablement, mais il est d'environ 7,8 ha à 380 ha (USEPA 1993). Se nourrissant en grande partie de petits mammifères, de poissons, d'amphibiens et de crustacés, ainsi que d'oiseaux, de reptiles et d'insectes, selon la saison (USEPA 1993), le vison consomme environ 0,22 kg de nourriture (poids humide) par jour et 0,09 L d'eau (ou son équivalent) par jour. L'alimentation du vison comprend principalement de petits mammifères ou oiseaux, mais aussi des poissons d'eau douce et des invertébrés benthiques. Pour la présente ERE, il a été présumé que l'alimentation du vison comprenait seulement du poisson d'eau douce.



#### 7.7.4.2.6 Orignal

Au Canada, il est possible de retrouver l'orignal (*Alces alces*) dans les forêts des frontières de l'Alaska jusqu'à la pointe est de Terre-Neuve-et-Labrador (FCF et FCF 1997). Leur distribution suit, mais sans s'y restreindre, les limites de la forêt boréale. L'orignal est très dimorphe entre les sexes, la femelle pesant beaucoup moins que le mâle. Le poids corporel moyen (pour les deux sexes) est de 435 kg, bien que les mâles des sous-espèces nordiques, *A. A. gigans*, peuvent peser jusqu'à 800 kg (Dewey *et coll.* 2000; NWF 2005; SCF et SCF 2007). Bien que les domaines vitaux saisonniers soient étonnamment réduits pour un grand animal herbivore (500 à 1000 ha), les domaines vitaux annuels peuvent atteindre 4 000 ha ou plus selon l'habitat et la disponibilité de la nourriture (BC MOE 2000; Lawson et Rodgers 1997 dans NatureServe 2006). La migration saisonnière suit généralement une pente qui s'élève, alors que l'orignal recherche des terres plus élevées en été et d'autres, plus basses, en hiver. L'orignal est totalement herbivore. Il consomme environ 18,6 kg/jour (poids humide) de nourriture, y compris un mélange de végétation terrestre et aquatique. Le nom « Moose » (orignal en anglais) est dérivé du terme algonquin signifiant « mangeur de brouts » et ceci reflète de manière adéquate son alimentation (Yukon DOE 2006). En hiver, son alimentation est principalement constituée de brouts de conifères et de feuillus, et d'arbustes (FCF et FCF 1997; NatureServe 2006; Dewey *et coll.* 2000). L'alimentation estivale est plus variable. Elle est



composée de feuilles, de brouts, d'écorce, de racines et de pousses de végétaux ligneux, ainsi que de certains graminées. Par ailleurs, une portion considérable de l'alimentation estivale est composée de végétation aquatique (p. ex., des lis, de plantes d'étang, etc.), pour laquelle l'orignal plongera à l'occasion sous l'eau pour aller chercher (FCF et FCF 1997; NatureServe 2006; Dewey *et coll.* 2000). Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que l'orignal ingère accidentellement 0,14 kg/jour de sol sec et 0,11 kg/jour de sédiment sec. L'apport en eau est estimé à environ 23,5 L/jour.

#### 7.7.4.2.7 Ours noir

L'ours noir (*Ursus americanus*) est plus petit que le grizzly (*Ursus arctos*) ou que l'ours polaire (*Ursus maritimus*), pesant environ 68 kg (Eder et Pattie 2001). On le retrouve dans la majeure partie du Canada (sauf dans les portions arctiques et sud des prairies et de l'Ontario). Il préfère les zones densément boisées et les brousses épaisses (FCF et FCF 2007). Il ne s'agit pas d'un animal qui hiberne véritablement, car il entre dans sa tanière d'octobre à décembre et en sort entre mars et le début mai (Kronk 2007). La dimension des domaines vitaux moyens est d'environ 1000 à 4000 ha pour la femelle et souvent plus de 10 000 ha pour les mâles (FCF et FCF 2007). Bien que les ours noirs mangent à peu près n'importe quoi, leur alimentation repose largement sur la végétation, entre autres les baies et les noix, ainsi que sur les insectes comme les fourmis qui constituent également un de leur mets favoris (FCF et FCF 2007). Lorsque disponibles, ils compléteront leur alimentation avec des ongulés nouveau-nés, de petits mammifères et oiseaux, ainsi qu'avec du poisson (FCF et FCF 2007). Les ours noirs consomment environ 14,0 kg de poids de nourriture à l'état frais par jour et 4,1 L d'eau ou son équivalent par jour.



#### 7.7.4.2.8 Merle d'Amérique

Le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*) est un oiseau de taille moyenne (d'un poids d'environ 80 g; USEPA, 1993) présent dans la majeure partie du Canada pendant la saison de nidification et pendant l'hiver dans les zones tempérées du pays (FCF et FCF 2005). Pour le merle d'Amérique, l'accès à de l'eau douce, à un habitat de reproduction protégé et à des aires d'alimentation est important. L'habitat de reproduction comprend la forêt dense humide, les marais, les forêts ouvertes, les vergers, les parcs et les pelouses (USEPA 1993). Par ailleurs, le merle d'Amérique est bien adapté à la vie urbaine et son domaine s'étend jusqu'à la toundra. La dimension des domaines vitaux (pour les fruits, les lombrics et les insectes) est d'environ 0,15 à 0,81 ha (USEPA 1993). Le merle d'Amérique consomme environ 65 g (poids humide) de nourriture par jour et 10 mL d'eau (ou son équivalent) par jour. L'alimentation du merle d'Amérique a été modélisée comme comprenant 52,3 % de plantes terrestres et 47,8 % d'invertébrés du sol. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que le merle d'Amérique ingère accidentellement 0,49 g/jour de sol sec.



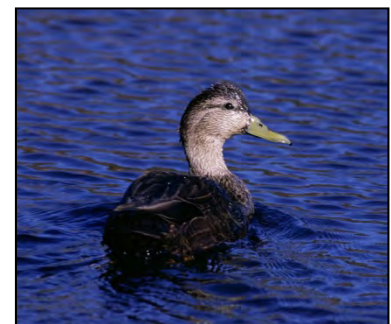
#### 7.7.4.2.9 Buse à queue rousse

La buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) est la buse la plus commune et dont la distribution est la plus ample en Amérique du Nord (Cornell Lab of Ornithology 2003). La buse à queue rousse pèse environ 1,1 kg (USEPA 1993). Elle se reproduit partout dans la partie méridionale du Canada, sauf au Labrador (Tufts 1986), où une niche similaire est occupée par le hibou des marais. Les populations nordiques de buse à queue rousse sont migratoires, tandis que les populations du sud du Canada peuvent être résidentes toute l'année (USEPA 1993; Cornell Lab of Ornithology 2003). On les retrouve généralement dans les zones dégagées dotées de perchoirs élevés et disséminés dans une vaste gamme d'habitats, notamment les déserts dotés d'arbustes, les plaines et les prairies montagneuses, les champs agricoles, les pâturages, les parcs urbains, les bois de conifères et de feuillus épars, et les forêts tropicales humides (Arnold et Dewey, 2002). Les buses à queue rousse préfèrent un terrain mixte contenant d'anciens champs, des milieux humides et des pâturages pour s'alimenter, parsemés de petits bois, d'écores ou d'arbres en bordure de cours d'eau pour se percher et se reproduire (USEPA 1993). La dimension des domaines vitaux de la buse à queue rousse varie d'environ 60 ha à plus de 2 400 ha, selon l'habitat (USEPA 1993, Arnold et Dewey 2002). Elles chassent habituellement depuis un perchoir élevé, s'alimentant principalement (environ 80 à 85 % de l'alimentation) de petits rongeurs comme les souris, les campagnols, les musaraignes, les lapins et les écureuils, ainsi que d'oiseaux et de reptiles (Arnold et Dewey 2002). Ils consomment environ 190 g (poids humide) de nourriture par jour et 60 mL d'eau (ou son équivalent) par jour. L'alimentation de la buse à queue rousse a été modélisée de manière à inclure 100 pour cent de mammifères terrestres. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que la buse à queue rousse ingère accidentellement environ 0,66 g/jour de sol sec.



#### 7.7.4.2.10 Canard noir

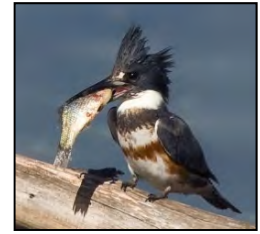
On retrouve le canard noir (*Anas rubripes*) dans les parties boisées du nord-est et de la partie centrale nord de l'Amérique du Nord (c.-à-d., depuis l'est du Manitoba au Canada). En outre, il niche près des lacs et des cours d'eau boisés, ou dans les marais d'eau douce ou intertidaux (USEPA 1993). Bien que tous les canards ont tendance à retourner aux mêmes aires d'alimentation chaque année, cette tendance est plus prononcée chez le canard noir (FCF et FCF 1980). Le poids du canard noir est d'environ 1,16 kg. La dimension des domaines vitaux du canard noir est similaire à celle des canards colvert utilisant le même habitat, c'est-à-dire d'environ 40 ha à 1400 ha (USEPA 1993). Le canard noir se nourrit principalement d'invertébrés aquatiques lorsqu'il est caneton et adulte pendant la saison de reproduction, et de plantes aquatiques et terrestres hors saison de reproduction (FCF et FCF 1980). Les femelles en période de reproduction consomment environ 0,61 kg de poids de nourriture à l'état frais par jour et 0,07 L d'eau ou son équivalent par jour. L'alimentation du canard est modélisée comme incluant 12,5 % de plantes terrestres, 12,5 % de plantes aquatiques et 75 % invertébrés benthiques. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que le canard noir ingère accidentellement 0,438 g/jour de sol sec et 12,4 g/jour de sédiment sec.





#### 7.7.4.2.11 Martin-pêcheur d'Amérique

On retrouve le martin-pêcheur d'Amérique (*Ceryle alcyon*) partout au sud du Canada (aussi au nord que la Baie James, à travers les portions septentrionales des provinces des prairies, au Yukon à l'ouest et au nord du Québec et au sud du Labrador, à l'est). Généralement, on retrouve les martins-pêcheurs le long de rivières et des cours d'eau, des bordures de lac et d'étang, ou sur les littoraux et estuaires (USEPA 1993). Il niche généralement dans des tanières dans un banc abrupt, préférablement près de l'eau, et les tunnels peuvent s'étendre jusqu'à 5 m avant de déboucher dans la chambre du nid. Le poids du martin-pêcheur est d'environ 0,15 kg. La dimension du territoire d'alimentation varie d'environ 2 ha à plus de 10 ha (en présumant une largeur de cours d'eau de 50 m), selon la saison (USEPA 1993). Se nourrissant principalement de poisson, ils préfèrent les rapides et les eaux exemptes de végétation épaisse afin de voir leur proie (USEPA 1993). Le martin-pêcheur consomme des invertébrés aquatiques, des insectes, des mammifères, des oiseaux, des reptiles et des amphibiens (USEPA 1993). Ils consomment environ 0,06 kg de poids de nourriture à l'état frais par jour et 0,02 L d'eau ou son équivalent par jour. Pour la présente ERE, il a été présumé que l'alimentation du martin-pêcheur comprenait seulement du poisson d'eau douce.



#### 7.7.4.2.12 Gelinotte huppée

La gélinotte huppée (*Bonasa umbellus*) est souvent appelée « perdrix ». Elle vit dans les zones boisées, habituellement là où on trouve du bouleau et du peuplier (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec 2005). Le poids approximatif d'une gélinotte huppée est de 500 g (Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec 2005; FCF et FCF 1986). La gélinotte huppée mâle est plus grande que la femelle (mâles de 500 à 750 g; femelles de 450 à 600 g) (FCF et FCF 1986). De loin, il est difficile de déterminer si une gélinotte est un mâle ou une femelle, mais les mâles sont plus grands et ils disposent d'une huppe plus grande et d'une queue plus longue. La gélinotte huppée ne migre pas et une fois qu'elle s'est établie dans une zone, elle vit dans quelques hectares. Pendant les mois hivernaux, la gélinotte huppée creuse dans la neige pour se protéger du froid et des prédateurs. Si la neige est profonde et molle, la gélinotte huppée peut y marcher à l'aide de ses « raquettes », lesquelles sont des prolongements latéraux des écailles des orteils (FCF et FCF 1986). Le domaine vital de la gélinotte huppée est d'environ 2,1 ha. Elle passe la majeure partie de sa vie sur le sol, elle est principalement herbivore, s'alimentant de bourgeons, de feuilles et de brouts. Sa source de nourriture favorite en hiver est les chatons et les bourgeons des feuillus, comme les peupliers, les bouleaux et les aulnes. Les poussins de la gélinotte huppée se nourrissent également d'insectes lorsqu'ils sont disponibles (FCF et FCF 1986). La consommation journalière estimée de nourriture qu'absorbe la gélinotte huppée s'élève à environ 65 g (poids humides) (Nagy 1987). Par ailleurs, elle consomme 37 mL d'eau (Calder et Braun 1983) (ou son équivalent) par jour. L'alimentation de la gélinotte huppée a été modélisée comme comprenant 99,6 % de plantes terrestres et 0,4 % d'invertébrés du sol. Selon cette consommation de nourriture, il a été estimé que la gélinotte huppée ingère accidentellement environ 0,11 kg/jour de sol sec.



#### 7.7.4.2.13 Pygargue à tête blanche

Le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) est le deuxième plus grand oiseau de proie d'Amérique du Nord et le plus grand au Canada (FCF et FCF 1992). Il est facile d'identifier les oiseaux adultes par leur aspect frappant caractérisé par un plumage corporel brun foncé contrastant fortement avec le plumage blanc de la tête et de la queue (Buehler 2000). Le domaine du pygargue à tête blanche se restreint entièrement à l'Amérique du Nord où il préfère les côtes maritimes, les rives de lac ou les habitats riverains dotés d'arbres adéquats à la reproduction. Les femelles pygargues à tête blanche sont jusqu'à 25 % plus grandes que les mâles et les oiseaux des latitudes nordiques (Canada et Alaska) sont plus grands que leurs contreparties du sud-est et du sud-ouest des États-Unis (Buehler 2000). Généralement, la masse corporelle du pygargue à tête blanche varie de 3000 à 6300 g (Palmer *et coll.* 1988 dans Buehler 2000), bien qu'on a déjà enregistré des masses de 7000 g (FCF et FCF 1992). Les pygargues immatures croient rapidement en raison d'un appétit vorace. Les pygargues à tête blanche se nourrissent de manière opportune, capturant des proies vivantes lorsqu'elles sont disponibles, mais préférant rechercher de la charogne ou voler des proies fraîchement tuées à d'autres prédateurs (FCF et FCF 1992; USEPA 1993). Ils préfèrent le poisson, les oiseaux aquatiques et les mammifères; le choix des proies est cependant propre aux sites et est susceptible de varier grandement dans le domaine (Buehler 2000). Les oiseaux adultes sont plus susceptibles de chasser et de tuer des proies, alors que les oiseaux immatures sont plus enclins à rechercher la charogne et à voler des proies (FCF et FCF 1992). Les pygargues à tête blanche ont été modélisés comme consommant 45 % de vertébrés terrestres (mammifères et oiseaux) et 55 % de poissons d'eau douce. Le pygargue à tête blanche consomme 0,649 kg de nourriture (poids humide) par jour et 0,162 L d'eau douce par jour. Par ailleurs, il ingère 0,0879 g de sol et 1,02 g de sédiment par jour.



#### 7.7.4.2.14 Invertébrés du sol et plantes terrestres

Pour certains invertébrés du sol et certaines plantes terrestres, il est plus approprié d'évaluer le risque potentiel au niveau de la communauté (c.-à-d., toutes les plantes terrestres vivant dans une zone contaminée), plutôt qu'au niveau de chacune des espèces. Comme l'illustre le modèle conceptuel de site (figure 7.7.5), la principale voie d'exposition aux SCPP pour ces indicateurs clés est le contact direct avec le sol. La toxicité des SCPP dans ce vecteur est d'une importance capitale au moment d'évaluer les risques potentiels de ces indicateurs clés. Par conséquent, des valeurs de référence de toxicité liées aux concentrations de SCPP dans divers milieux par rapport au seuil des effets nocifs pour les organismes qui résident/comptent sur ce vecteur sont couramment calculés. En outre, ces valeurs de référence sont typiquement générées en utilisant des données de toxicité pour plusieurs espèces comptant sur ce vecteur et non sur une seule. Elles visent à représenter une concentration de SCPP permettant de protéger les espèces associées à ce vecteur (c.-à-d., la communauté des invertébrés du sol).

#### 7.7.4.2.15 Invertébrés benthiques

De la même manière que pour certains invertébrés terrestres, il est plus approprié d'évaluer le risque potentiel pour les invertébrés benthiques au niveau de la communauté (c.-à-d., toutes les plantes terrestres vivant dans une zone contaminée), plutôt qu'au niveau de chacune des espèces. Comme l'illustre le modèle conceptuel de site (figure 7.7.5), la principale voie d'exposition aux SCPP pour ces

indicateurs clés est le contact direct avec les sédiments. Les concentrations de sédiment ont été comparées aux concentrations produisant un effet probable des recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique qui sont générées à l'aide de données toxicologiques pour une gamme d'invertébrés benthiques.

### 7.7.4.3 Emplacements de récepteur écologique

Dans le cadre de la présente ERE, quarante-six emplacements de récepteur terrestre ont été sélectionnés aux fins d'évaluation, sur la base d'une grille de 2 km x 2 km distribuée à travers le site du Projet. Les emplacements de récepteur ont été sélectionnés de manière à inclure des zones où une grande quantité de dépôt est anticipée ainsi que pour fournir une pente aux conditions de référence. Parmi les quatre-vingt-six emplacements de récepteurs, vingt-sept ne comportaient qu'un habitat terrestre, tandis que dix-neuf étaient traversés par des cours d'eau, desquels certaines portions étaient exposées à un effluent de mine ou à des infiltrations provenant de l'installation de stockage de résidus. Par conséquent, ces dix-neuf emplacements de récepteur ont été modélisés comme comprenant des emplacements de récepteur aquatique en plus des emplacements de récepteur terrestres. Les emplacements de récepteur aquatique comprennent quinze sites de la branche ouest du ruisseau Napadogan ou de ses affluents, en amont et en aval de la ZAP, et quatre emplacements du ruisseau McBean, en aval de la ZAP.

#### 7.7.4.3.1 Sélection des voies d'exposition

Le transport de contaminants et les voies d'exposition sont utilisés pour décrire le mouvement des SCPP d'un point de rejet, ou source, (p. ex., la poussière de minerai rejetée par l'activité minière et l'effluent minier ou autres rejets dans les cours d'eau) à un éventuel point de contact avec des indicateurs clés (p. ex., une ingestion ou une exposition directe). La sélection de la voie d'exposition intègre des renseignements sur les rejets de SCPP liés au Projet, les activités dans la région, les caractéristiques des récepteurs et les voies d'exposition. Pour la présente ERE, il est présumé que les récepteurs écologiques peuvent être exposés aux contaminants dans l'environnement des manières suivantes :

- un contact direct avec un sol contaminé ou de l'eau;
- une ingestion de sol et d'eau (p. ex, en raison de l'alimentation, de l'abreuvement ou du toilettage);
- une ingestion d'aliments contenant une accumulation de SCPP du sol ou d'autres vecteurs.

L'identification des voies potentielles d'exposition implique la prise en compte de plusieurs facteurs, y compris les traits historiques de vie de chacun des indicateurs clés (p. ex., habitat, alimentation), les caractéristiques du site minier (p. ex., le biote, la conformité de l'habitat) et le devenir environnemental et les propriétés de transport de chacune des SCPP. Le tableau 7.7.36 présente un sommaire des voies d'exposition potentielles pour les récepteurs écologiques et une justification pour l'inclusion ou l'exclusion dans le cadre de la présente ERE.

**Tableau 7.7.36 Justification pour l'inclusion de la voie d'exposition dans l'ERE**

Voie d'exposition	Comprise dans l'ERE?	Justification
Ingestion de sol	Oui	Il est possible que des récepteurs écologiques ingèrent du sol contenant des SCPP, directement ou indirectement, par l'entremise de l'ingestion d'aliments. Il est également possible d'ingérer du sol en raison du toilettage, de la construction et de l'entretien d'un nid ou d'un terrier, ou en conséquence d'une inhalation, si des particules de poussière inhalées dans les poumons sont retenues et avalées. Par conséquent, l'ingestion de sol constitue une source potentielle d'exposition pour les récepteurs mammaliens ou aviaires.
Contact direct avec le sol	Oui	Le contact direct avec le sol est la principale voie d'exposition pour les invertébrés du sol et les plantes.  Le contact direct (cutané) avec le sol peut être une voie d'exposition potentielle pour l'absorption de SCPP par les mammifères et les oiseaux. Toutefois, il n'est pas prévu qu'il représente une source majeure d'exposition pour les récepteurs mammaliens et aviaires en raison de la protection offerte par la fourrure et les plumes, qui réduiront de manière importante le contact du sol avec la peau (Sample et Suter 1994). Il est possible que du sol adhérent à la fourrure et aux plumes soit ingéré pendant l'activité de toilettage; il s'agit cependant d'un événement qui est considéré dans les estimations d'ingestion accidentelle de sol.
Inhalation	Non	Il est possible que des récepteurs écologiques soient exposés par l'entremise de l'inhalation de poussière de SCPP. On croit cependant que cette voie d'exposition représente un composant relativement mineur de l'exposition globale. Les modèles toxicologiques dose/réponse pour les SCPP inhalées ne sont pas nécessairement les mêmes que pour les SCPP ingérées, et les données toxicologiques pour supporter l'évaluation et l'inhalation d'un mécanisme d'exposition sont généralement déficientes. Par conséquent, l'inhalation n'est pas abordée davantage dans la présente ERE.
Ingestion d'aliments provenant du milieu terrestre	Oui	La consommation d'aliments contaminés, comme des plantes terrestres, des invertébrés du sol, de petits mammifères, des oiseaux ou des poissons peut constituer une source d'exposition pour les récepteurs mammaliens et aviaires.
Ingestion d'eau de surface	Oui	Il est possible que des récepteurs écologiques soient exposés à des SCPP présentes dans les eaux de surface s'ils boivent de ces sources.
Ingestion d'aliments provenant du milieu aquatique	Oui	Il est possible que certains récepteurs mammaliens ou aviaires consomment des aliments (p. ex., du poisson) tirés du milieu aquatique. Puisque les systèmes aquatiques dans la ZAP, ou adjacents à celle-ci, comportent principalement des cours d'eau de pente élevée à moyenne, l'accent est mis sur le poisson, plutôt que sur les plantes aquatiques.
Contact direct avec les eaux de surface	Non	Les récepteurs aquatiques (p. ex., le poisson, les plantes aquatiques et les invertébrés aquatiques) sont traités par l'entremise de l'évaluation des effets environnementaux sur le milieu aquatique (Section 8.5) et ne sont par conséquent pas compris dans la présente ERE. Il est également présumé que cette prise en compte s'étend aux amphibiens, qui possèdent aussi un stade aquatique larvaire.  Pour les récepteurs mammaliens et aviaires, il est présumé que le contact direct avec les eaux de surface est une voie d'exposition mineure en comparaison avec l'ingestion directe d'eau et l'ingestion d'aliments (p. ex., du poisson) provenant du milieu aquatique.
Ingestion de sédiments	Oui	Il est possible que des récepteurs écologiques ingèrent des sédiments contenant des SCPP, directement ou indirectement, par l'entremise de l'ingestion d'aliments. Il est également possible que des sédiments soient ingérés en raison de l'activité de toilettage, et de la construction ou de l'entretien du nid ou du terrier. Par conséquent, l'ingestion de sédiments constitue une source potentielle d'exposition pour les récepteurs mammaliens ou aviaires.

**Tableau 7.7.36 Justification pour l'inclusion de la voie d'exposition dans l'ERE**

Voie d'exposition	Comprise dans l'ERE?	Justification
Ingestion d'aliments provenant du milieu benthique	Oui	Il est possible que certains mammifères mammaliens ou aviaires consomment des aliments (p. ex., des invertébrés benthiques) tirés du milieu benthique. Par conséquent, l'ERE prend en compte cette voie d'exposition.
Contact direct avec les sédiments	Oui	Le contact direct avec des sédiments est la principale voie d'exposition pour les invertébrés benthiques.  Pour les récepteurs mammaliens et aviaires, il est présumé que le contact direct avec les sédiments est une voie d'exposition mineure en comparaison avec l'ingestion directe de sédiments et l'ingestion d'aliments (p. ex., du poisson) provenant du milieu benthique.

Le modèle conceptuel de site élaboré pour ce site, présenté schématiquement dans la figure 7.7.5, représente les interactions entre les récepteurs et les SCPP, par l'entremise des voies d'exposition identifiées. Dans la figure 7.7.5, les voies d'exposition pertinentes sont désignées par des flèches menant du vecteur de la source de contaminants vers chaque récepteur. La voie est considérée comme complète (c.-à-d., qu'elle fonctionne) pour un récepteur lorsque la case de la voie d'exposition est marquée d'un « X ».

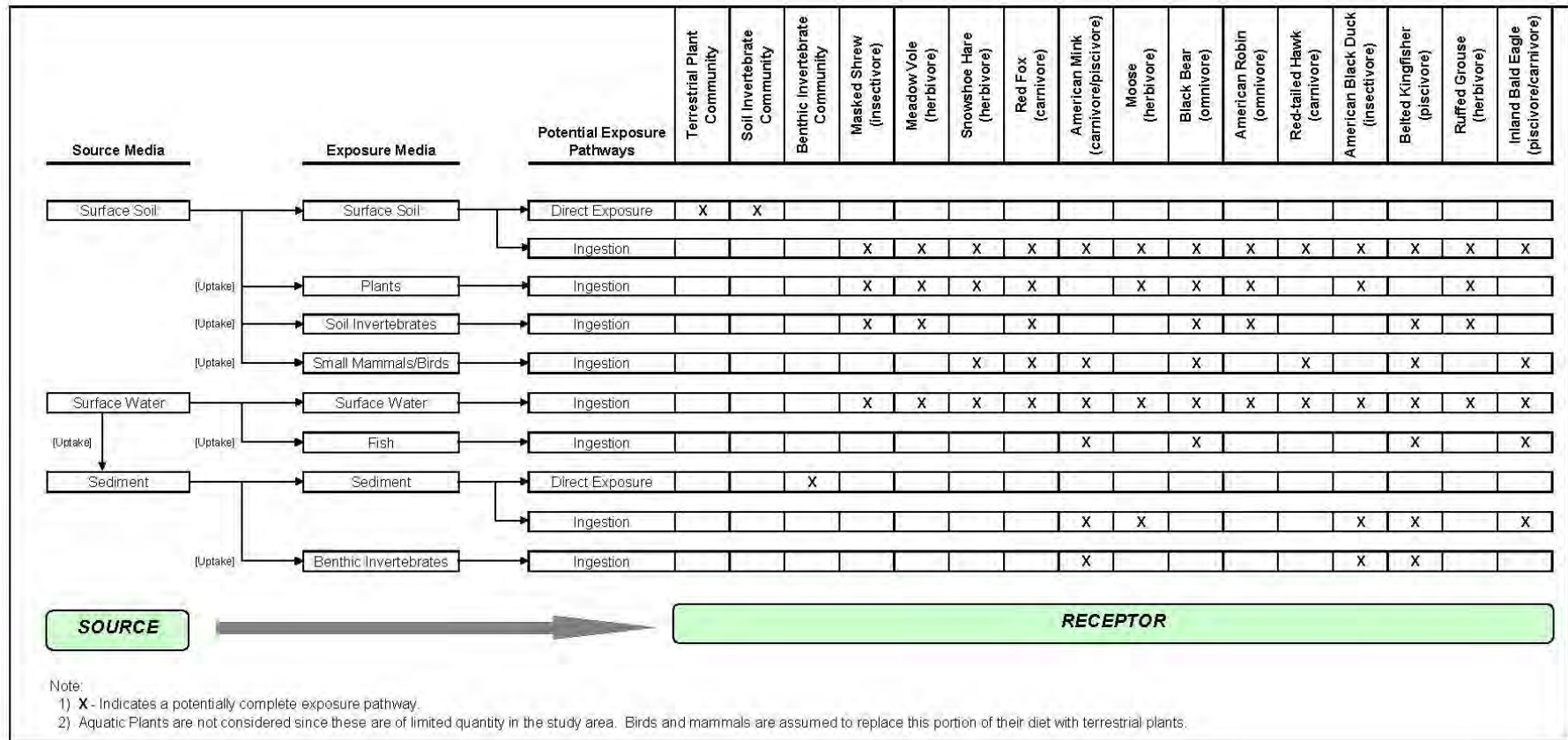


Figure 7.7.5 Modèle conceptuel de site pour les récepteurs écologiques

#### 7.7.4.4 Évaluation de l'exposition

L'objectif de l'évaluation de l'exposition est d'élaborer une estimation quantitative de l'exposition pour chacun des indicateurs clés pour chacune des SCPP, sur la base de données empiriques ou modélisées.

##### 7.7.4.4.1 Calcul de la dose journalière moyenne

Afin de réaliser une évaluation du risque, il est nécessaire d'estimer la quantité d'une SCPP auquel un organisme récepteur peut être exposée sur la base suivante : mg/kg poids corporel/jour (appelée dose journalière moyenne ou DJM). Pour chacun des récepteurs, la DJM a été calculée pour chacune des SCPP en prenant en compte la dose provenant de toutes les voies d'exposition applicables (p. ex., l'ingestion d'eau, de sol, de végétation, d'invertébrés du sol, de petits mammifères, de poissons, de sédiments et/ou d'invertébrés benthiques, selon le cas). Pour cette ERE, il a été présumé de manière prudente que la totalité de la quantité ingérée de SCPP sera absorbée à travers les intestins et entrera dans le courant sanguin de l'organisme récepteur. Par conséquent, le facteur d'absorption (FA, sans unité) a une valeur par défaut de 1.0. L'équation générale pour la DJM est la suivante :

$$DJM_i = FAS \times FA_i \times CPE_i$$

où :

$DJM_i$  = Dose journalière moyenne pour une SCPP  $i$  (mg de SCPP/kg poids corporel/jour);

FAS = Facteur d'assimilation (kg vecteur/kg de poids corporel/jour);

$FA_i$  = Facteur d'absorption pour une SCPP  $i$  (défini de manière prudente à 1.0, présumant que 100 % de la SCPP est absorbée; sans unité);

$CPE_i$  = Concentration au point d'exposition pour une SCPP  $i$  (mg COPC/kg de vecteur).

Le FAS est calculé pour chaque voie d'exposition à l'aide d'un taux d'ingestion (TI) propre au milieu approprié pour chacun des récepteurs. Le FAS dépend aussi de la fraction de temps que chacun des récepteurs passe sur le site ( $f_{\text{Site}}$ ), établi de manière prudente à 1.0 pour la présente ERE, ce qui présume que le récepteur passe 100 % de son temps dans la ZAP. Par ailleurs, il dépend aussi du poids corporel (PC) du récepteur, de la manière suivante :

$$FAS = (TI \times f_{\text{Site}}) / PC$$

La valeur totale de la DJM pour chacun des organismes récepteurs est ensuite la somme de chacune des valeurs de  $DJM_i$ , ce qui représente les diverses voies d'exposition.

#### 7.7.4.5 Évaluation des dangers

L'évaluation des risques (également connue sous le nom d'évaluation de la toxicité) correspond au processus par lequel la toxicité potentielle de chacune des SCPP est déterminée. La toxicité d'un contaminant (c.-à-d., sa capacité de causer du tort ou des dommages au fonctionnement du récepteur) est une propriété inhérente du contaminant lui-même, bien qu'il soit assujéti à de possibles facteurs de

modification. La toxicité est généralement évaluée en administrant des doses mesurées d'un contaminant à un organisme de test. Un des facteurs de modification correspond à la fraction de la dose qui est absorbée et les études toxicologiques règlent généralement ce point en administrant des doses d'une manière, ou en utilisant une forme particulière de contaminant, ce qui entraîne une absorption maximum.

Les interactions chimiques peuvent également modifier la toxicité, et les mélanges de contaminants interagissent de quatre manières générales pour provoquer une réponse :

- **Sans interaction** –les contaminants ne produisent pas de réponse lors d'une combinaison entre elles; la toxicité du mélange est la même que la toxicité de la composante la plus toxique du mélange;
- **Par addition** –les contaminants ont des cibles et des modes d'action semblables mais n'interagissent pas; le risque d'exposition au mélange est simplement la somme des risques pour les contaminants individuels;
- **Par synergie** –il y a une interaction positive parmi les contaminants qui fait en sorte que la réaction est supérieure à celle qui aurait été prévue si les contaminants agissaient indépendamment ou de manière additive; et
- **Par antagonisme** –il y a une interaction négative parmi les contaminants qui fait en sorte que la réaction est inférieure à celle qui aurait été prévue si les contaminants agissaient indépendamment ou de manière additive.

Il existe des catégories de contaminants qui ont des modes d'action et des organes cibles semblables, et dans ces cas, une caractérisation plus appropriée du risque est accomplie en additionnant le QR pour chaque composé. Dans la présente ERE, les SCPP évaluées sont principalement des métaux à l'état de trace. Il existe peu de données disponibles pour décrire la toxicité des mélanges de métal. Par conséquent, les mélanges de contaminants n'ont pas été pris en compte dans la présente ERE et la toxicité potentielle de chacune des SCPP est évaluée en isolement. Dans le cadre d'évaluations précédentes, cette approche a été acceptée par de nombreuses juridictions provinciales et Santé Canada.

#### 7.7.4.6 Valeurs toxicologiques de référence

La quantité d'une substance qui peut être tolérée, sous laquelle il est prévu qu'aucun effet nocif ne sera observé, est appelée la valeur toxicologique de référence (VTR). Idéalement, la base de données toxicologique appuyant une VTR comprend plusieurs études sur une exposition chronique ou multigénérationnelle impliquant une exposition d'espèces testées pertinentes (c.-à-d., le récepteur écologique d'intérêt ou une espèce phylogénétiquement similaire (c.-à-d., des espèces avec des relations évolutives similaires)) aux formes de contaminant pertinentes de la substance d'intérêt. Idéalement, un ou plusieurs effets biologiques pertinents comme la croissance, les effets sur la reproduction ou la survie seront mesurés dans l'étude. Des bases de données qui respectent cette exigence sont offertes pour certains contaminants, mais dans la plupart des cas, les données sur la toxicité se limitent à des études réalisées à l'aide d'animaux domestiqués ou de laboratoire (p. ex., des mammifères : souris, rats, lapins; oiseaux : cailles, poulets et canards).



Les valeurs toxicologiques de référence pour cette ERE sont basées sur des études dose-réponse, généralement réalisées avec des animaux de laboratoire, où la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) ou la dose sans effet nocif observé (DSENO) a été quantifiée. L'usage continu de DMENO et de DSENO en matière de toxicité a récemment été critiqué et il est vrai que ces mesures peuvent être influencées par des décisions de nature méthodologique (p. ex., la sélection de concentrations et de séquences d'exposition particulières pendant la conception de l'étude). Il n'en demeure pas moins que la plupart des études sur la toxicité disponibles ont été réalisées à une époque où il s'agissait d'effets privilégiés, et ces études dominent la littérature disponible. De plus, les VTR utilisées dans la présente ERE ont été déterminées à partir d'études dans lesquelles les effets ont été calculés à partir de la dose administrée plutôt qu'à partir de la dose absorbée. Il s'agit d'une approche prudente, car les composés sont souvent administrés sous une forme plus disponible que celle que l'on retrouve dans l'environnement.

La mesure de toxicité privilégiée utilisée pour la dérivation de la VTR dans cette ERE est la DMENO; cependant, en l'absence d'une DMENO acceptable, des VTR basées sur la DSENO ont été utilisées. La DMENO identifie la concentration d'exposition la plus faible ou le niveau de dose auquel on peut observer un effet nocif. Il est donc possible de prendre en compte un seuil pour le déclenchement des effets qui pourraient avoir un impact sur des organismes individuels (mais pas nécessairement des populations). Généralement, les DMENO utilisées pour la dérivation des VTR sont basées sur les résultats d'études d'exposition chronique; croissance à long terme ou survie, ou reproduction sublétales. Par conséquent, ces effets sont pertinents à la conservation des populations d'animaux sauvages. La DMENO représente une dose seuil à laquelle il est probable que des effets nocifs se manifestent (Sample *et coll.* 1996). Ce seuil est considéré comme un effet approprié pour l'ERE puisque des VTR sont utilisées comme dénominateur dans le calcul du quotient de risque (QR) et que les valeurs des QR sont égales ou supérieures à 1.0, ce qui peut être considéré comme un indicateur de possibles effets environnementaux négatifs sur des récepteurs écologiques.

Les quotients de risque calculés avec des VTR fondées sur des DMENO sont plus prudents puisque les DMENO sont liées au seuil auquel aucun effet individuel causé par l'exposition à une SCPP n'est observé. Les valeurs toxicologiques fondées sur une DMENO peuvent être utilisées pour offrir un niveau de protection supérieur, comme dans le cas où des espèces menacées sont évaluées. Par ailleurs, les effets au niveau individuel seraient inacceptables.

Plusieurs sources ont été examinées afin d'obtenir les VTR les plus appropriées pour les récepteurs écologiques. Les sources d'informations incluaient, mais sans s'y limiter :

- Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement du CCME; (CCME 1999 et mises à jour);
- Documents - Ecological Soil Screening Level (Eco-SSL) de l'USEPA;
- Oak Ridge National Laboratory Toxicity Benchmarks for Wildlife (Sample *et coll.* 1996);
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR); profils de toxicité;
- *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* (LCPE), Rapports d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire; et

- Littérature scientifique de premier ordre.

#### 7.7.4.7 Caractérisation du risque écologique

La possibilité d'effets environnementaux nocifs sur des récepteurs mammaliens et aviaires est quantifiée en comparant la quantité d'une substance qui peut être tolérée, sous laquelle aucun effet nocif sur l'environnemental n'est prévu (c.-à-d., la VTR) avec la quantité prévue d'une SCPP à laquelle un organisme devrait être exposé sur une base journalière (c.-à-d., la DJM). Le quotient des deux (le quotient de risque ou QR) est utilisé pour faire des inférences sur la possibilité de risques écologiques. Le QR se calcule comme suit :

$$QR = DJM/VTR.$$

Lorsque la DJM est inférieure à la VTR associée à de possibles effets environnementaux négatifs, la valeur du QR est inférieure à 1.0. Par conséquent, des valeurs de QR inférieures à 1,0 sont employées pour indiquer qu'il existe une probabilité négligeable que des effets environnementaux négatifs se produisent sur des récepteurs écologiques. Lorsque les valeurs de QR sont supérieures à 1.0, il existe une possibilité (mais pas une certitude) d'effets environnementaux négatifs sur les récepteurs écologiques. De tels cas demandent un examen minutieux des niveaux d'exposition prévus et des dérivations de VTR. Par ailleurs, il est possible que des investigations plus ciblées soient nécessaires pour réduire le conservatisme de l'évaluation afin de fournir une évaluation plus précise du niveau de risque réel. S'il est ultimement déterminé que le QR indique un risque inacceptable, alors des activités d'atténuation ou de remise en état peuvent être appropriées afin de réduire les risques pour les récepteurs écologiques.

Les quotients de risque maximums pour les récepteurs mammaliens et aviaires sont résumés dans les tableaux 7.7.37 à 7.7.49. Les quotients de risque maximums présentés dans ces tableaux correspondent aux valeurs maximums rencontrées et il est possible qu'ils ne représentent pas les valeurs concurrentes au même emplacement. Les SCPP démontrant des quotients de risque supérieurs à 1,0 sont aussi présentées spatialement dans les figures 7.7.6 à 7.7.12.

Afin de faciliter l'interprétation des figures 7.7.6 à 7.7.12, les carrés de la grille dans chacune des figures correspondent aux carrés de la grille, comme établi dans la figure 7.7.3. Un carré précis de la grille est identifié par une lettre et un chiffre, lesquels correspondent à une lettre sur l'axe x de la figure 7.7.3 et à un chiffre sur l'axe y de la figure 7.7.3 (p. ex., « Grille G8 »). Les carrés de la grille sont codés selon une couleur pour une identification rapide du quotient de risque (QR) pour cette espèce en particulier dans le carré de la grille, un carré vert correspondant à un  $QR < 1,0$  et un carré rouge correspondant à un  $QR > 1,0$ . Les carrés gris et blancs de la grille indiquent que le risque n'a pas été calculé pour ces carrés en particulier, car il n'y avait pas d'échantillons de sol (carrés gris) ou, pour le cas d'un récepteur semi-aquatique, il n'y a pas de cours d'eau à cet emplacement (carrés blancs).

##### 7.7.4.7.1 Caractérisation du risque pour les récepteurs écologiques terrestres

Les quotients de risque maximums pour les mammifères terrestres (c.-à-d., la musaraigne cendrée, le campagnol des champs, le lièvre d'Amérique, le renard roux, l'orignal et l'ours; tableaux 7.7.37 à 7.7.32) étaient généralement inférieurs à 1.0, à l'exception de la musaraigne cendrée exposée à l'arsenic, au cuivre, au manganèse et au zinc pour le cas de référence et le cas du Projet + référence,

et du campagnol des champs exposé à l'arsenic pour le cas de référence et le cas du Projet + référence.

**Tableau 7.7.37 Quotients de risque maximums totaux pour la musaraigne cendrée**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Musaraigne cendrée		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0.15	6,7E-04	0.15
Arsenic (As)	<b>2.9</b>	0.020	<b>2.9</b>
Bore (B)	0.012	1,6E-03	0.013
Chrome (total) (Cr)	0.26	7,0E-04	0.26
Cobalt (Co)	0.091	8,1E-05	0.091
Cuivre (Cu)	<b>1.63</b>	1,4E-03	<b>1.63</b>
Plomb (Pb)	0.099	7,6E-06	0.099
Manganèse (Mn)	<b>1.0</b>	1,4E-03	<b>1.0</b>
Mercure (Hg)	0.047	2,7E-06	0.047
Molybdène (Mo)	0.099	4,3E-03	0.099
Nickel (Ni)	0.66	1,3E-03	0.66
Thallium (Tl)	0.088	4,5E-04	0.088
Tungstène (W)	0.047	7,2E-03	0.048
Uranium (U)	7,4E-03	1,5E-04	7,4E-03
Vanadium (V)	0,79	4,2E-03	0,79
Zinc (Zn)	<b>1,1</b>	8,9E-05	<b>1,1</b>
<b>Remarques :</b> Les caractères en gras indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).			

**Tableau 7.7.38 Quotients de risque maximum totaux pour le campagnol des champs**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Campagnol des champs		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,033	5,2E-04	0,033
Arsenic (As)	<b>1,4</b>	0,014	<b>1,4</b>
Bore (B)	5,3E-03	1,2E-03	6,2E-03
Chrome (total) (Cr)	0,15	5,0E-04	0,15
Cobalt (Co)	0,026	5,8E-05	0,026
Cuivre (Cu)	0,31	9,9E-04	0,31
Plomb (Pb)	0,012	5,4E-06	0,012
Manganèse (Mn)	0,24	1,0E-03	0,24
Mercure (Hg)	6,9E-03	1,9E-06	6,9E-03
Molybdène (Mo)	0,080	3,4E-03	0,080
Nickel (Ni)	0,44	9,4E-04	0,44
Thallium (Tl)	0,016	3,2E-04	0,016
Tungstène (W)	0,037	5,2E-03	0,037
Uranium (U)	4,4E-03	1,2E-04	4,4E-03
Vanadium (V)	0,53	3,0E-03	0,53
Zinc (Zn)	0,063	6,3E-05	0,063
<b>Remarques :</b> Les caractères en gras indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).			

**Tableau 7.7.39 Quotients de risque maximums totaux pour le lièvre d'Amérique**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Lièvre d'Amérique		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,033	8,3E-04	0,033
Arsenic (As)	0,51	9,4E-03	0,51
Bore (B)	0,021	1,1E-03	0,022
Chrome (total) (Cr)	0,060	3,4E-04	0,060
Cobalt (Co)	0,043	3,9E-05	0,043
Cuivre (Cu)	0,26	6,7E-04	0,26
Plomb (Pb)	4,7E-03	3,7E-06	4,7E-03
Manganèse (Mn)	0,30	6,9E-04	0,30
Mercure (Hg)	5,8E-03	1,4E-06	5,8E-03
Molybdène (Mo)	0,083	5,4E-03	0,083
Nickel (Ni)	0,46	6,3E-04	0,46
Thallium (Tl)	0,013	3,0E-04	0,013
Tungstène (W)	0,022	3,5E-03	0,023
Uranium (U)	3,8E-03	1,9E-04	3,8E-03
Vanadium (V)	0,27	2,8E-03	0,27
Zinc (Zn)	0,28	4,3E-05	0,28

**Tableau 7.7.40 Quotients de risque maximums totaux pour le renard roux**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Renard roux		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,019	9,9E-04	0,019
Arsenic (As)	0,16	8,3E-03	0,16
Bore (B)	3,1E-03	1,3E-03	4,3E-03
Chrome (total) (Cr)	0,033	3,0E-04	0,033
Cobalt (Co)	3,8E-03	3,4E-05	3,8E-03
Cuivre (Cu)	0,22	5,9E-04	0,22
Plomb (Pb)	2,8E-03	3,2E-06	2,8E-03
Manganèse (Mn)	0,039	6,1E-04	0,039
Mercure (Hg)	5,5E-03	1,6E-06	5,5E-03
Molybdène (Mo)	0,051	6,5E-03	0,051
Nickel (Ni)	0,077	5,6E-04	0,077
Thallium (Tl)	0,030	3,6E-04	0,030
Tungstène (W)	4,1E-03	3,1E-03	4,4E-03
Uranium (U)	1,47E-03	2,29E-04	1,49E-03
Vanadium (V)	0,096	3,38E-03	0,096
Zinc (Zn)	0,079	3,78E-05	0,079

**Tableau 7.7.41 Quotients de risque maximums totaux pour l'original**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Original		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,019	7,5E-04	0,019
Arsenic (As)	0,022	1,1E-03	0,023
Bore (B)	0,026	1,9E-04	0,026
Chrome (total) (Cr)	3,9E-03	1,9E-05	4,0E-03
Cobalt (Co)	0,011	4,4E-05	0,011
Cuivre (Cu)	0,073	1,3E-04	0,073
Plomb (Pb)	4,6E-04	5,6E-06	4,6E-04
Manganèse (Mn)	0,075	2,6E-05	0,075
Mercure (Hg)	4,9E-03	8,4E-07	4,9E-03
Molybdène (Mo)	0,030	1,4E-03	0,031
Nickel (Ni)	0,10	2,2E-04	0,10
Thallium (Tl)	8,4E-03	1,3E-03	9,7E-03
Tungstène (W)	3,2E-03	3,6E-04	3,5E-03
Uranium (U)	8,5E-04	2,6E-04	1,1E-03
Vanadium (V)	0,047	2,2E-03	0,049
Zinc (Zn)	0,082	2,7E-06	0,082

**Tableau 7.7.42 Quotients de risque maximums totaux pour l'ours noir**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Ours noir		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,076	5,1E-04	0,077
Arsenic (As)	0,11	5,2E-03	0,11
Bore (B)	0,013	4,0E-04	0,013
Chrome (total) (Cr)	0,025	3,3E-04	0,025
Cobalt (Co)	3,6E-03	3,1E-04	3,9E-03
Cuivre (Cu)	0,14	9,6E-04	0,15
Plomb (Pb)	3,6E-03	2,3E-06	3,6E-03
Manganèse (Mn)	0,13	3,0E-04	0,13
Mercure (Hg)	0,011	7,6E-05	0,011
Molybdène (Mo)	0,13	6,3E-03	0,13
Nickel (Ni)	0,10	1,6E-04	0,10
Thallium (Tl)	0,030	1,7E-03	0,032
Tungstène (W)	2,8E-03	2,1E-04	3,0E-03
Uranium (U)	3,3E-03	1,7E-04	3,5E-03
Vanadium (V)	0,19	4,0E-03	0,19
Zinc (Zn)	0,054	1,4E-04	0,055

**Tableau 7.7.43 Quotients de risque maximums totaux pour le merle d'Amérique**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Merle d'Amérique		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	0,086	5,3E-04	0,086
Bore (B)	0,015	9,5E-04	0,015
Chrome (total) (Cr)	0,17	3,9E-04	0,17
Cobalt (Co)	0,18	1,5E-04	0,18
Cuivre (Cu)	0,20	1,5E-04	0,20
Plomb (Pb)	0,25	1,8E-05	0,25
Manganèse (Mn)	0,24	2,6E-04	0,24
Mercure (Hg)	0,037	1,9E-06	0,037
Molybdène (Mo)	5,5E-03	2,0E-04	5,5E-03
Nickel (Ni)	0,068	9,9E-05	0,068
Thallium (Tl)	0,048	2,1E-04	0,048
Tungstène (W)	0,031	4,3E-03	0,031
Uranium (U)	5,9E-04	1,1E-05	5,9E-04
Vanadium (V)	<b>4,2</b>	0,019	<b>4,2</b>
Zinc (Zn)	0,66	4,7E-05	0,66

**Remarques :**  
« --- » signifie non disponible ou sans objet.  
Il n'y a pas suffisamment de données pour définir les VTR pour les récepteurs aviaires pour l'aluminium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés.  
**Les caractères en gras** indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).

**Tableau 7.7.44 Quotients de risque maximums totaux pour la buse à queue rousse**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Buse à queue rousse		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	5,6E-03	2,4E-04	5,6E-03
Bore (B)	1,3E-03	4,3E-04	1,7E-03
Chrome (total) (Cr)	0,030	1,7E-04	0,030
Cobalt (Co)	7,7E-03	6,4E-05	7,7E-03
Cuivre (Cu)	0,038	6,3E-05	0,038
Plomb (Pb)	5,6E-03	7,8E-06	5,6E-03
Manganèse (Mn)	4,2E-03	1,1E-04	4,2E-03
Mercure (Hg)	6,4E-03	1,3E-06	6,4E-03
Molybdène (Mo)	1,0E-03	8,7E-05	1,0E-03
Nickel (Ni)	8,5E-03	4,3E-05	8,5E-03
Thallium (Tl)	0,024	1,7E-04	0,024
Tungstène (W)	3,4E-03	1,9E-03	3,6E-03
Uranium (U)	3,9E-05	4,8E-06	4,0E-05

**Tableau 7.7.44 Quotients de risque maximums totaux pour la buse à queue rousse**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Buse à queue rousse		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Vanadium (V)	0,55	0,015	0,55
Zinc (Zn)	0,062	2,1E-05	0,062
<b>Remarques :</b> « --- » signifie non disponible ou sans objet. Il n'y a pas suffisamment de données pour définir les VTR pour les récepteurs aviaires pour l'aluminium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés.			

**Tableau 7.7.45 Quotients de risque maximums totaux pour la gélinotte huppée**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Gélinotte huppée		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	4,0E-05	6,3E-06	4,0E-05
Bore (B)	2,1E-04	1,1E-05	2,2E-04
Chrome (total) (Cr)	1,5E-04	4,7E-06	1,5E-04
Cobalt (Co)	1,5E-03	1,7E-06	1,5E-03
Cuivre (Cu)	3,9E-04	1,7E-06	3,9E-04
Plomb (Pb)	6,5E-05	2,1E-07	6,5E-05
Manganèse (Mn)	1,0E-03	3,1E-06	1,0E-03
Mercure (Hg)	7,0E-05	2,9E-08	7,0E-05
Molybdène (Mo)	5,7E-06	2,4E-06	6,1E-06
Nickel (Ni)	6,1E-04	1,2E-06	6,1E-04
Thallium (Tl)	7,5E-05	3,9E-06	7,5E-05
Tungstène (W)	1,5E-04	5,1E-05	1,8E-04
Uranium (U)	3,6E-07	1,3E-07	3,7E-07
Vanadium (V)	4,4E-03	3,3E-04	4,4E-03
Zinc (Zn)	3,4E-03	5,6E-07	3,4E-03
<b>Remarques :</b> « --- » signifie non disponible ou sans objet. Il n'y a pas suffisamment de données pour définir les VTR pour les récepteurs aviaires pour l'aluminium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés.			

**Tableau 7.7.46 Quotients de risque maximums totaux pour le pygargue à tête blanche**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Pygargue à tête blanche		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	2,8E-03	1,7E-03	4,4E-03
Bore (B)	7,1E-04	8,6E-04	1,6E-03
Chrome (total) (Cr)	0,010	2,3E-03	0,012
Cobalt (Co)	2,2E-03	7,3E-03	9,4E-03
Cuivre (Cu)	0,015	1,3E-03	0,016
Plomb (Pb)	1,5E-03	8,1E-05	1,6E-03
Manganèse (Mn)	1,4E-03	6,4E-04	2,0E-03

**Tableau 7.7.46 Quotients de risque maximums totaux pour le pygargue à tête blanche**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Pygargue à tête blanche		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Mercure (Hg)	0,013	5,5E-04	0,013
Molybdène (Mo)	3,9E-04	6,6E-04	1,0E-03
Nickel (Ni)	2,5E-03	1,6E-04	2,7E-03
Thallium (Tl)	0,017	7,4E-03	0,024
Tungstène (W)	7,0E-04	8,6E-04	1,5E-03
Uranium (U)	1,5E-05	3,1E-05	4,5E-05
Vanadium (V)	0,097	0,15	0,24
Zinc (Zn)	0,040	1,1E-03	0,041
<b>Remarques :</b>			
« --- » signifie non disponible ou sans objet.			
Il n'y a pas suffisamment de données pour définir les VTR pour les récepteurs aviaires pour l'aluminium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés.			

Les distributions spatiales des quotients de risque (QR) pour la musaraigne cendrée et le campagnol des champs sont présentées dans les figures 7.7.6 et 7.7.7, respectivement.

La principale voie d'exposition contribuant au risque pour la musaraigne cendrée était l'ingestion d'invertébrés terrestres, suivie par l'ingestion de sol. Pour le campagnol des champs, la principale voie d'exposition contribuant au risque était l'ingestion de sol, suivie par l'ingestion de végétation. La principale voie d'exposition contribuant au risque pour le merle d'Amérique était l'ingestion de sol, suivie par l'ingestion d'invertébrés terrestres. En raison de l'effet très ténu du dépôt de poussière de minerai sur les concentrations d'arsenic, de cuivre, de manganèse, de vanadium et de zinc dans le sol pour le cas du Projet + référence, il n'y a pas de différence importante entre les risques du cas de référence et ceux du cas du Projet + référence pour les espèces fauniques terrestres exposées aux SCPP, comme l'illustre les figures 7.7.6 à 7.7.8. En d'autres termes, les dépassements identifiés du QR cible pour la musaraigne cendrée, le campagnol des champs et le merle d'Amérique (qui dans certains cas sont localisés) sont liés à des concentrations de référence préexistantes du métal dans l'environnement, et la contribution liée au Projet à ces effets environnementaux est négligeable.



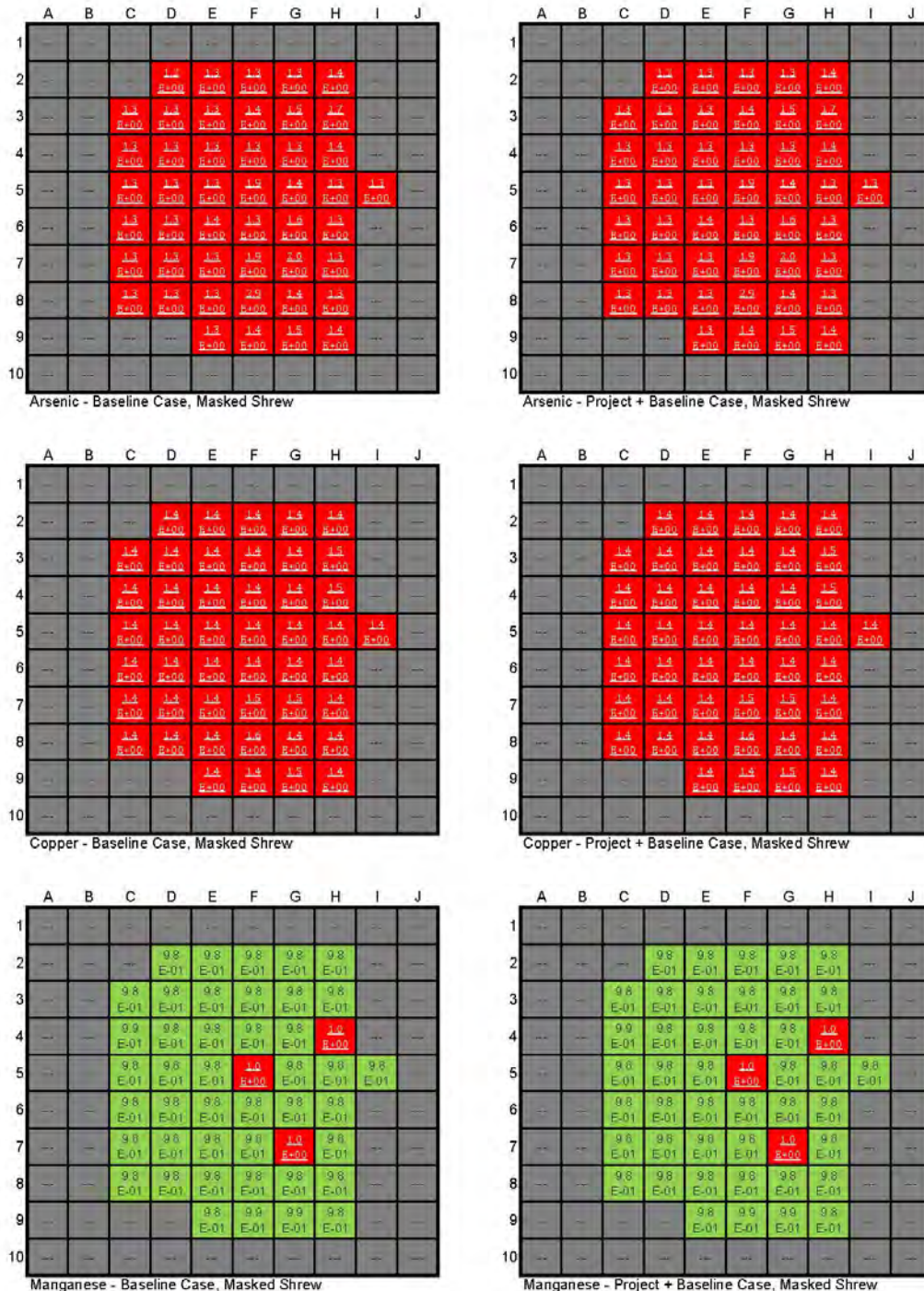


Figure 7.7.6 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour la musaraigne cendrée

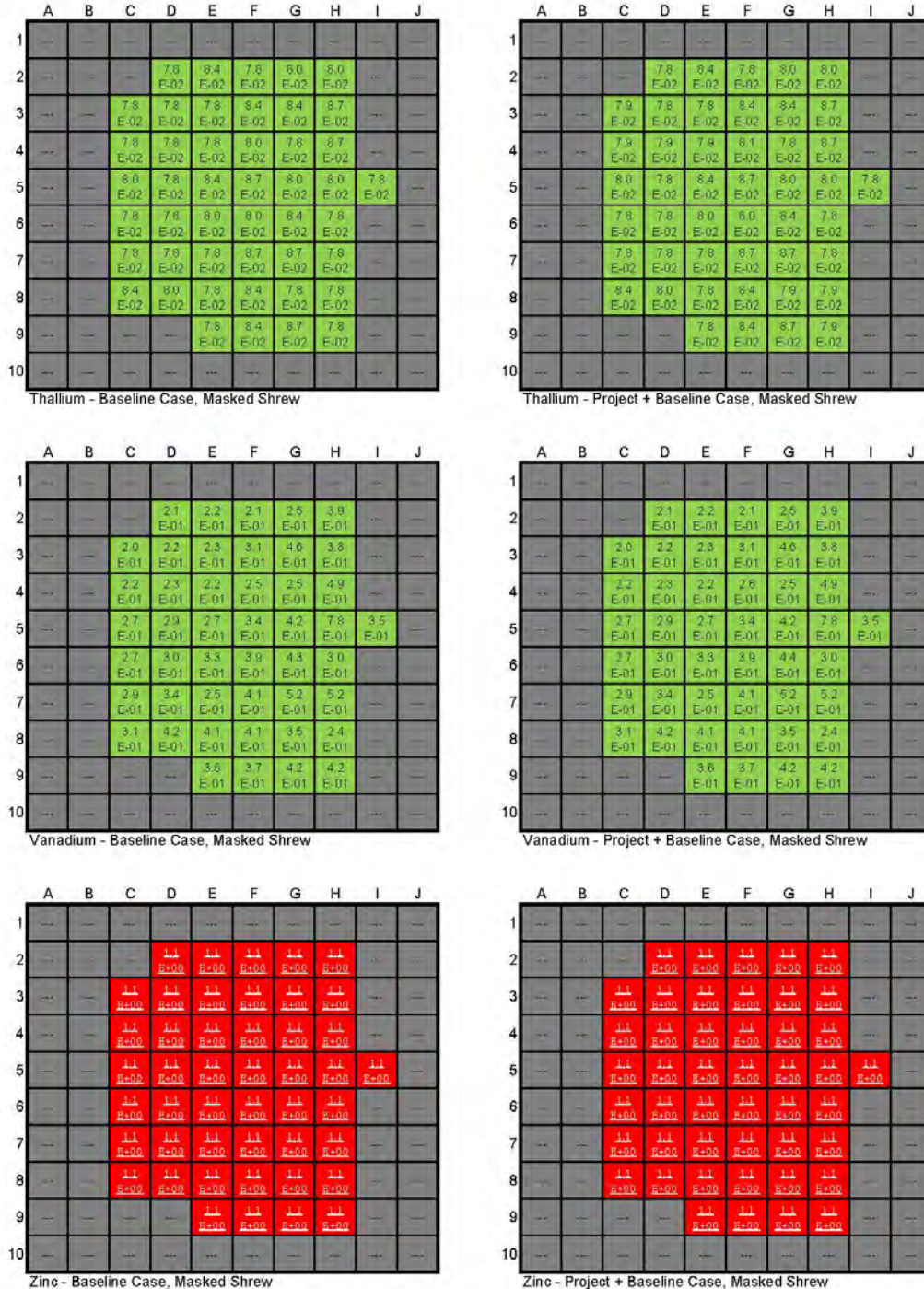


Figure 7.7.6 (suite) Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour la musaraigne cendrée

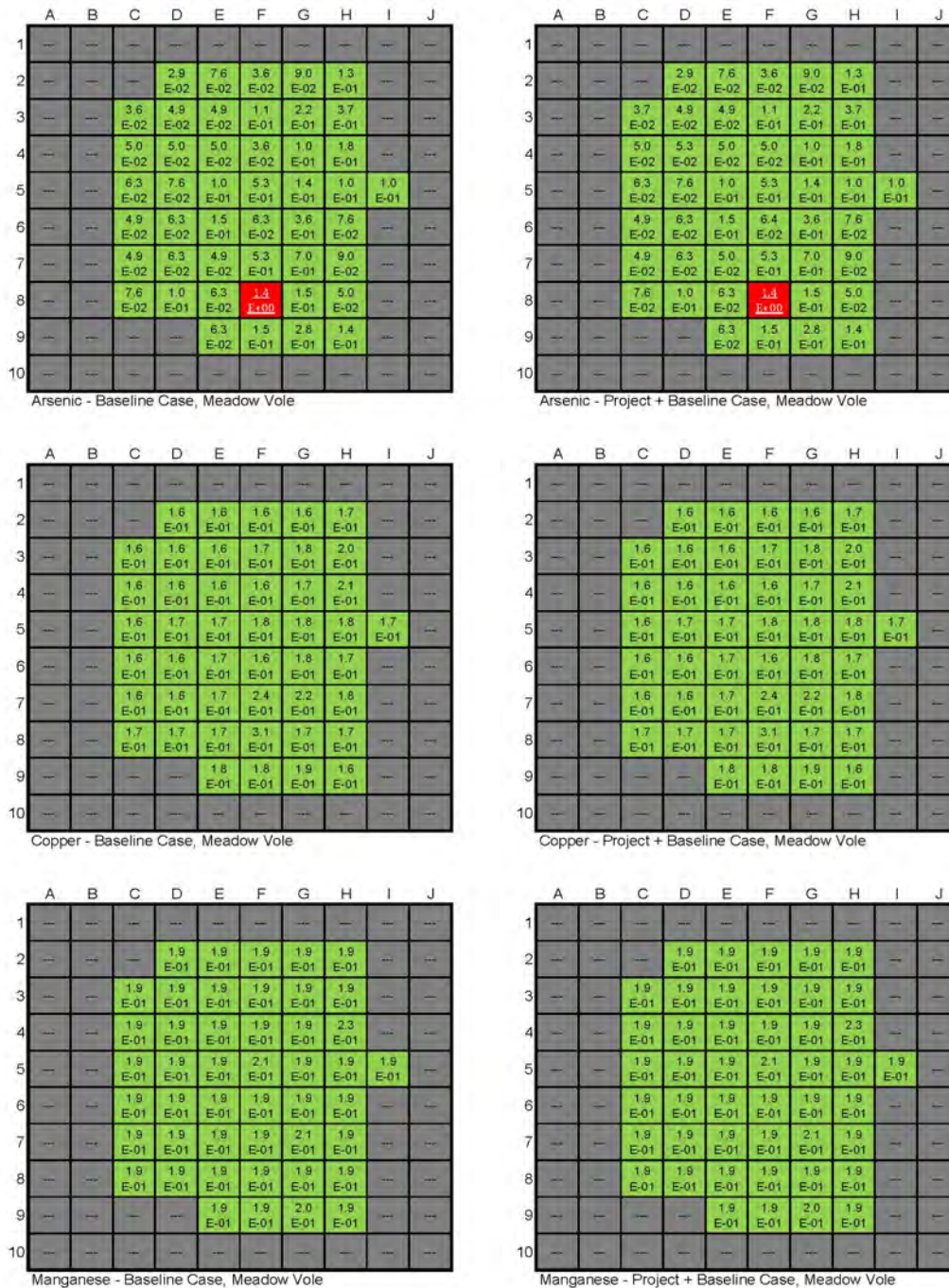


Figure 7.7.7 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le campagnol des champs

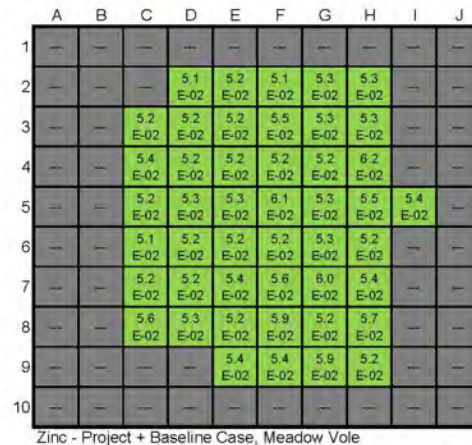
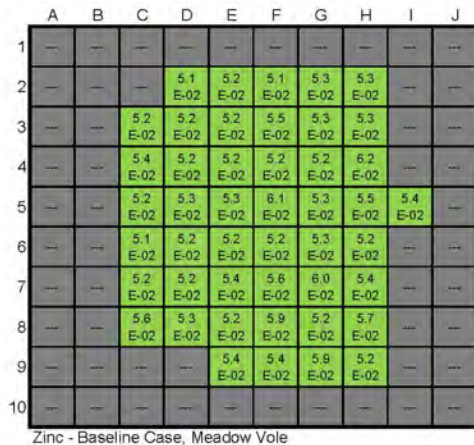
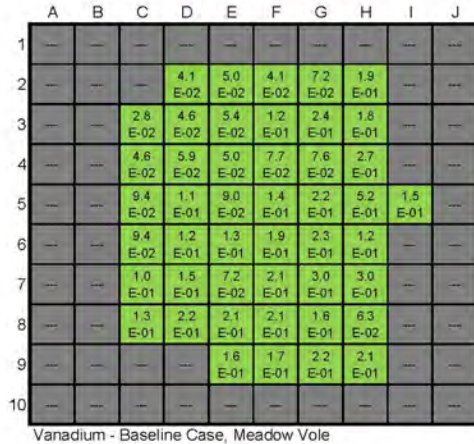
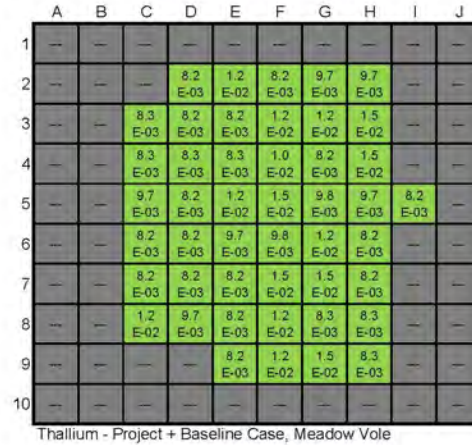
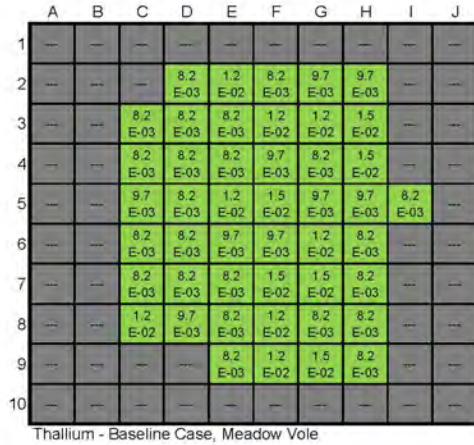


Figure 7.7.7 (suite) Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le campagnol des champs

Les quotients de risque maximums pour les oiseaux terrestres (c.-à-d., le merle d'Amérique, la buse à queue rousse, la gélinotte huppée et le pygargue à tête blanche, tableaux 7.7.43 à 7.7.46) étaient inférieurs à 1,0, sauf dans le cas du merle d'Amérique exposé au vanadium pour le cas de référence et le cas du Projet + référence. La distribution spatiale du QR pour le merle d'Amérique est présentée dans la figure 7.7.8.

Aucune valeur du cas de référence et du cas du Projet + référence ne dépassait 1,0 pour le lièvre d'Amérique, le renard roux, l'orignal, l'ours noir, la buse à queue rousse, la gélinotte huppée ou le pygargue à tête blanche. Les différences de valeurs de QR entre les scénarios du cas de référence et celui du Projet + référence étaient généralement négligeables pour la faune mammalienne terrestre et aviaire. Il est prévu que le dépôt de poussière de minerai affecte la qualité du sol ou les concentrations de SSCP dans les plantes terrestres, les invertébrés du sol ou les petits mammifères de manière négligeable, dans les zones qui ne sont pas directement perturbées par l'activité minière.

#### 7.7.4.7.2 Caractérisation du risque pour les récepteurs écologiques aquatiques

Les quotients de risque maximums pour les mammifères aquatiques (c.-à-d., le vison d'Amérique) et pour les oiseaux aquatiques (c.-à-d., pour le canard noir et le martin-pêcheur d'Amérique) sont présentés dans les tableaux 7.7.47 à 7.7.49.

**Tableau 7.7.47 Quotients de risque maximums totaux pour le vison d'Amérique**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Vison d'Amérique		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	0,049	0,085	0,12
Arsenic (As)	0,17	0,47	0,61
Bore (B)	1,6E-03	1,8E-02	2,0E-02
Chrome (total) (Cr)	0,032	0,074	0,098
Cobalt (Co)	3,0E-03	5,1E-02	5,3E-02
Cuivre (Cu)	0,22	0,35	0,55
Plomb (Pb)	1,4E-03	1,2E-03	2,1E-03
Manganèse (Mn)	0,012	0,057	0,068
Mercure (Hg)	0,013	8,5E-04	0,014
Molybdène (Mo)	0,025	0,52	0,54
Nickel (Ni)	0,066	0,081	0,13
Thallium (Tl)	0,029	0,16	0,18
Tungstène (W)	5,5E-03	0,045	0,048
Uranium (U)	1,1E-03	0,012	0,012
Vanadium (V)	0,038	0,21	0,22
Zinc (Zn)	0,091	0,025	0,12

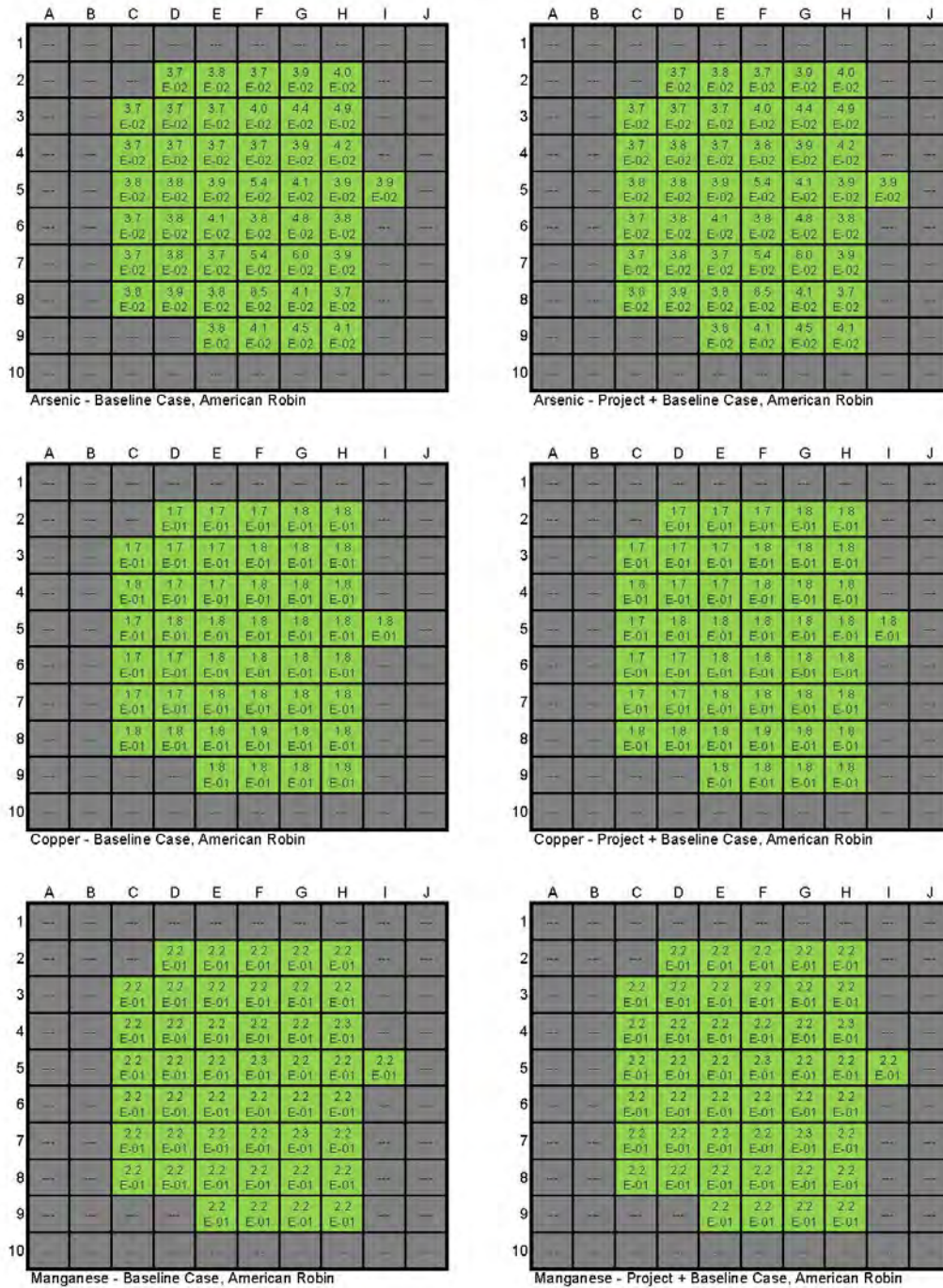


Figure 7.7.8 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le merle d'Amérique

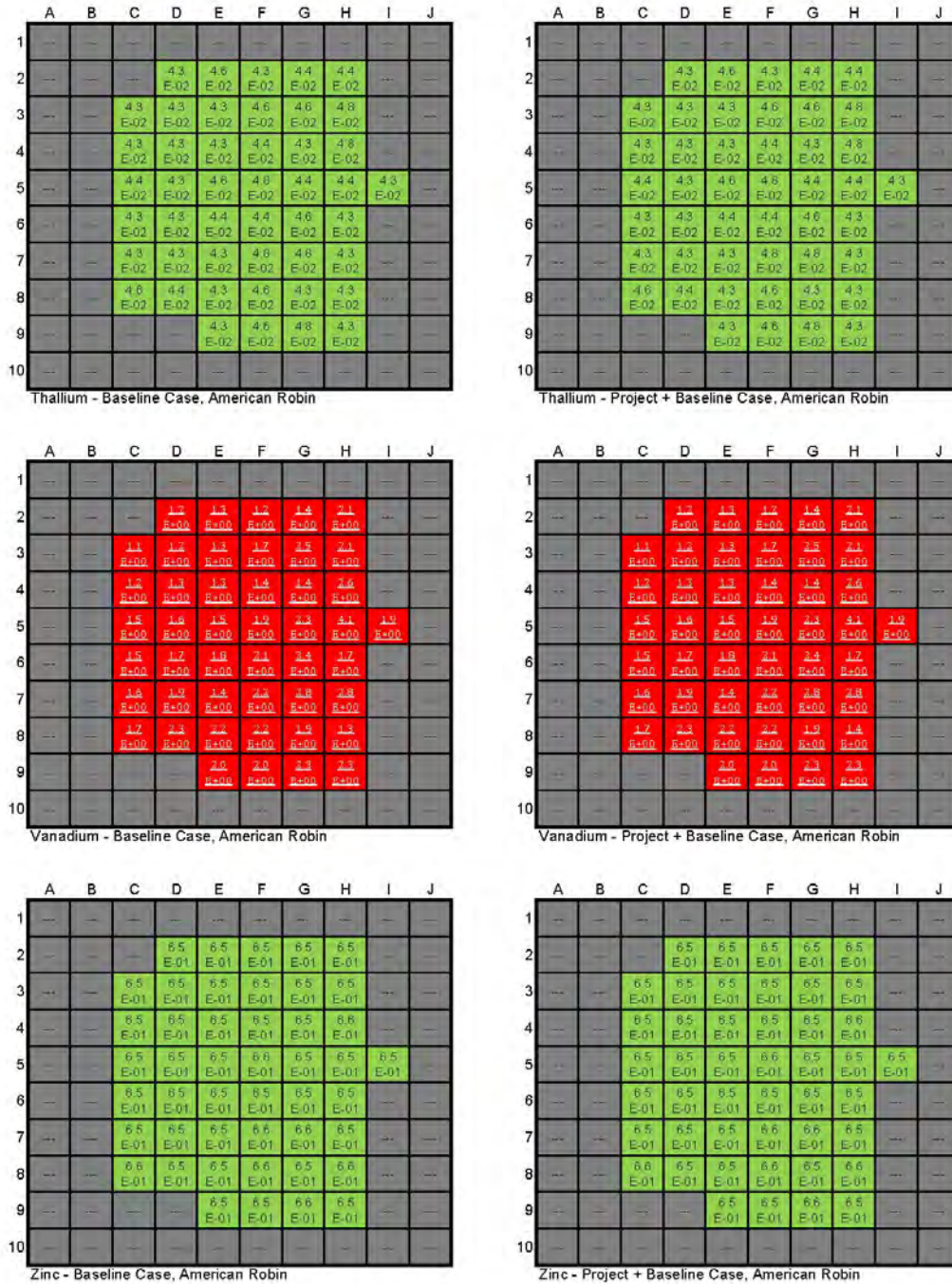


Figure 7.7.8 (suite) Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le merle d'Amérique

**Tableau 7.7.48 Quotients de risque maximums totaux pour le canard noir**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Canard noir		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	4,7E-03	0,12	0,12
Bore (B)	4,6E-03	0,032	0,037
Chrome (total) (Cr)	0,030	0,14	0,16
Cobalt (Co)	0,012	0,098	0,11
Cuivre (Cu)	0,069	0,66	0,70
Plomb (Pb)	0,016	0,056	0,069
Manganèse (Mn)	0,049	0,013	0,061
Mercure (Hg)	0,026	6,9E-06	0,026
Molybdène (Mo)	2,7E-03	0,085	0,087
Nickel (Ni)	0,024	0,11	0,14
Thallium (Tl)	0,11	<b>1,2</b>	<b>1,2</b>
Tungstène (W)	0,037	0,39	0,42
Uranium (U)	1,5E-04	2,8E-03	2,9E-03
Vanadium (V)	0,47	<b>4,4</b>	<b>4,6</b>
Zinc (Zn)	0,047	0,22	0,26

**Remarques :**  
« --- » signifie non disponible ou sans objet.  
Il n'y a pas suffisamment de données pour définir les VTR pour les récepteurs aviaires pour l'aluminium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés.  
**Les caractères en gras** indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).

**Tableau 7.7.49 Quotients de risque maximums totaux pour le martin-pêcheur d'Amérique**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Martin-pêcheur d'Amérique		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	0,047	0,057	0,075
Bore (B)	1,2E-03	0,040	0,041
Chrome (total) (Cr)	0,11	0,20	0,23
Cobalt (Co)	0,065	0,45	0,47
Cuivre (Cu)	0,045	0,15	0,18
Plomb (Pb)	0,039	0,011	0,042
Manganèse (Mn)	0,020	0,050	0,061
Mercure (Hg)	0,041	2,9E-03	0,043
Molybdène (Mo)	2,9E-03	0,047	0,047
Nickel (Ni)	0,034	0,024	0,036
Thallium (Tl)	0,033	0,30	0,33
Tungstène (W)	0,031	0,11	0,11
Uranium (U)	4,2E-04	1,7E-03	1,8E-03



**Tableau 7.7.49 Quotients de risque maximums totaux pour le martin-pêcheur d'Amérique**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Martin-pêcheur d'Amérique		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Vanadium (V)	<b>3,0</b>	<b>4,0</b>	<b>4,4</b>
Zinc (Zn)	0,14	0,056	0,19
<b>Remarques :</b> « --- » signifie non disponible ou sans objet. Il n'y a pas suffisamment de données pour définir les VTR pour les récepteurs aviaires pour l'aluminium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés. Les caractères en gras indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).			

### 7.7.4.7.3 Caractérisation du risque pour les récepteurs écologiques semi-aquatiques

Les quotients de risque maximums pour les mammifères semi-aquatiques (c.-à-d., le vison d'Amérique; tableau 7.7.47) étaient inférieurs à 1.0. Les quotients de risque maximums pour les oiseaux aquatiques (c.-à-d., le canard noir et le martin-pêcheur d'Amérique, tableaux 7.7.48 et 7.7.49) étaient inférieurs à 1.0, sauf dans le cas du canard noir exposé au thallium et au vanadium pour le cas du Projet + référence, et du martin-pêcheur d'Amérique exposé au vanadium pour le cas de référence et le cas du Projet + référence. Les distributions spatiales du QR pour le canard noir et le martin-pêcheur d'Amérique sont présentées dans les figures 7.7.9 et 7.7.10, respectivement.

Pour le canard noir, les quotients de risque pour le thallium sont généralement inférieurs à 1.0, à l'exception d'un emplacement situé à proximité d'UT3 et 4 (correspondant à la grille F4 sur la figure 7.7.3). La principale voie d'exposition contribuant au risque du thallium pour le canard noir était l'ingestion d'invertébrés benthiques d'eau douce, suivie par l'ingestion de sédiments d'eau douce. De la même manière, les quotients de risque pour le vanadium sont généralement inférieurs à 1.0, à quatre exceptions près situées à proximité des nœuds de prévision pour l'eau UT3 et 4 (grille F4), UT1 (grille D4), NAP5 (grille G8) et NAP7 (grille H8) pour le vanadium. La principale voie d'exposition contribuant au risque du vanadium pour le canard noir était l'ingestion de sédiments d'eau douce, suivie par l'ingestion d'invertébrés benthiques d'eau douce. Autant pour le thallium que le vanadium, l'augmentation du QR peut être attribuée à une augmentation des concentrations prévues dans les eaux de surface, principalement en raison des infiltrations modélisées provenant de l'ISR vers les petits affluents de la branche ouest du ruisseau Napadogan. Ces dépassements identifiés des QR cibles sont généralement seulement un peu supérieurs à 1,0 et semblent être localisés. Par conséquent, ils ne devraient pas entraîner des effets au niveau populationnel pour le canard noir.

Pour le martin-pêcheur d'Amérique, les quotients de risque pour le vanadium dépassaient le QR cible de 1,0 pour le cas de référence et le cas du Projet + référence (figure 7.7.10). La principale voie d'exposition contribuant au risque pour le martin-pêcheur d'Amérique était l'ingestion de poisson. Les grilles montrant un dépassement du QR cible avec des changements liés à l'ingestion de poisson sont localisées à proximité des nœuds de prévision de l'eau UT3 et UT4 (grille F4) et UT1 (grille D4), ainsi que dans la branche ouest du ruisseau Napadogan. Puisque les dépassements sont généralement très peu supérieurs à 1.0, il n'est pas prévu qu'ils entraînent des effets au niveau populationnel pour le martin-pêcheur d'Amérique.

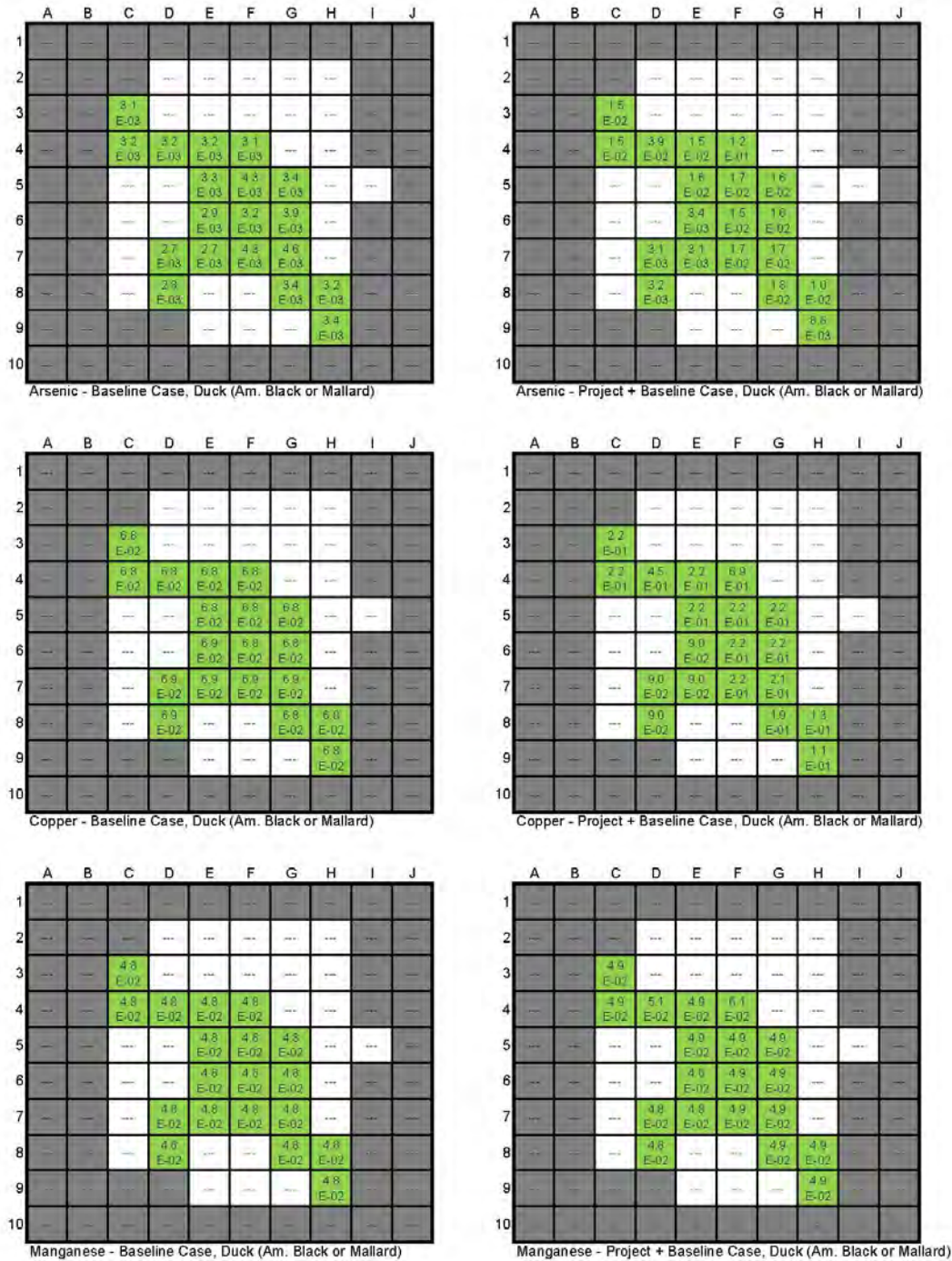


Figure 7.7.9 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le canard noir

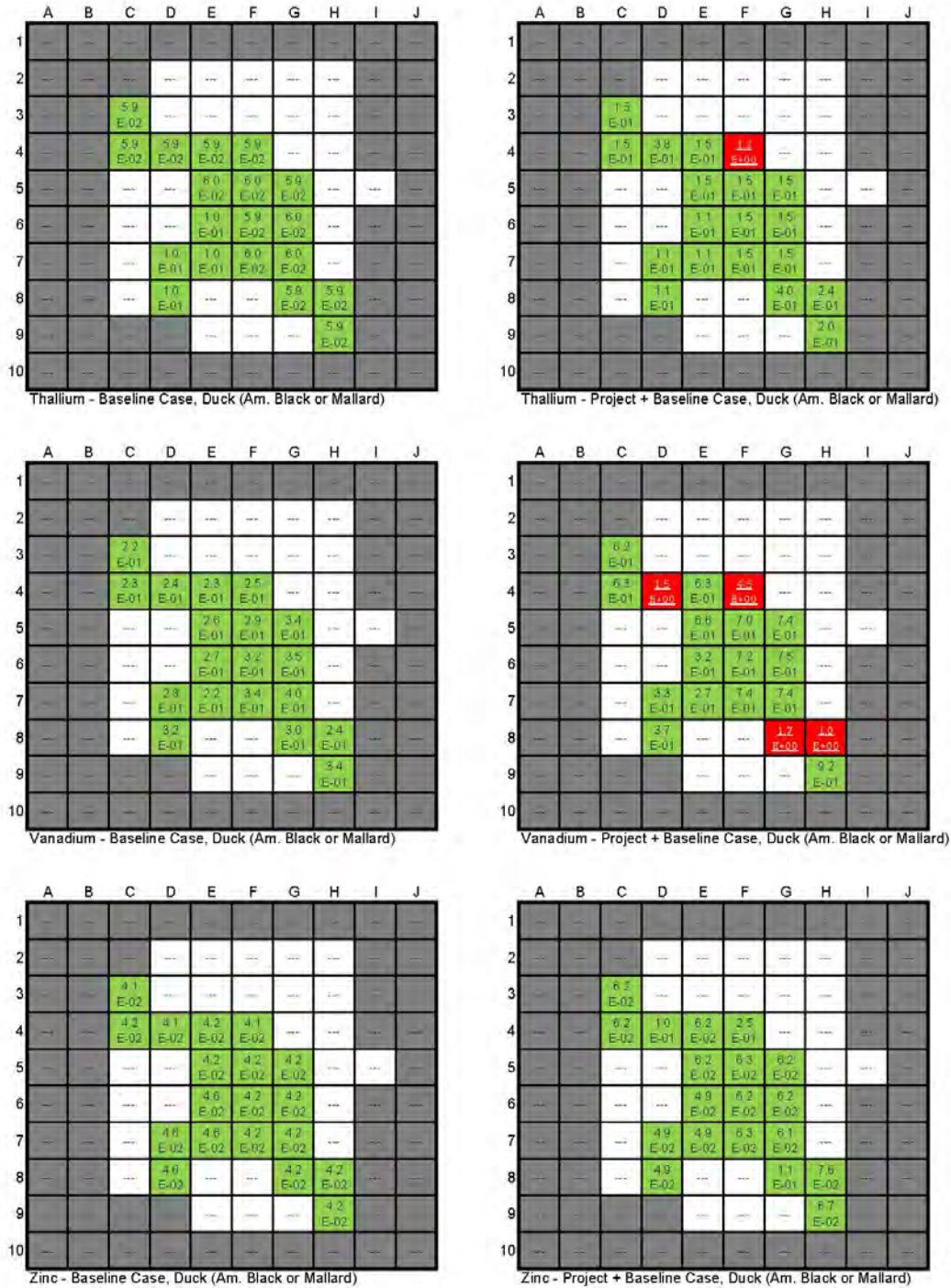


Figure 7.7.9 (suite) Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le canard noir

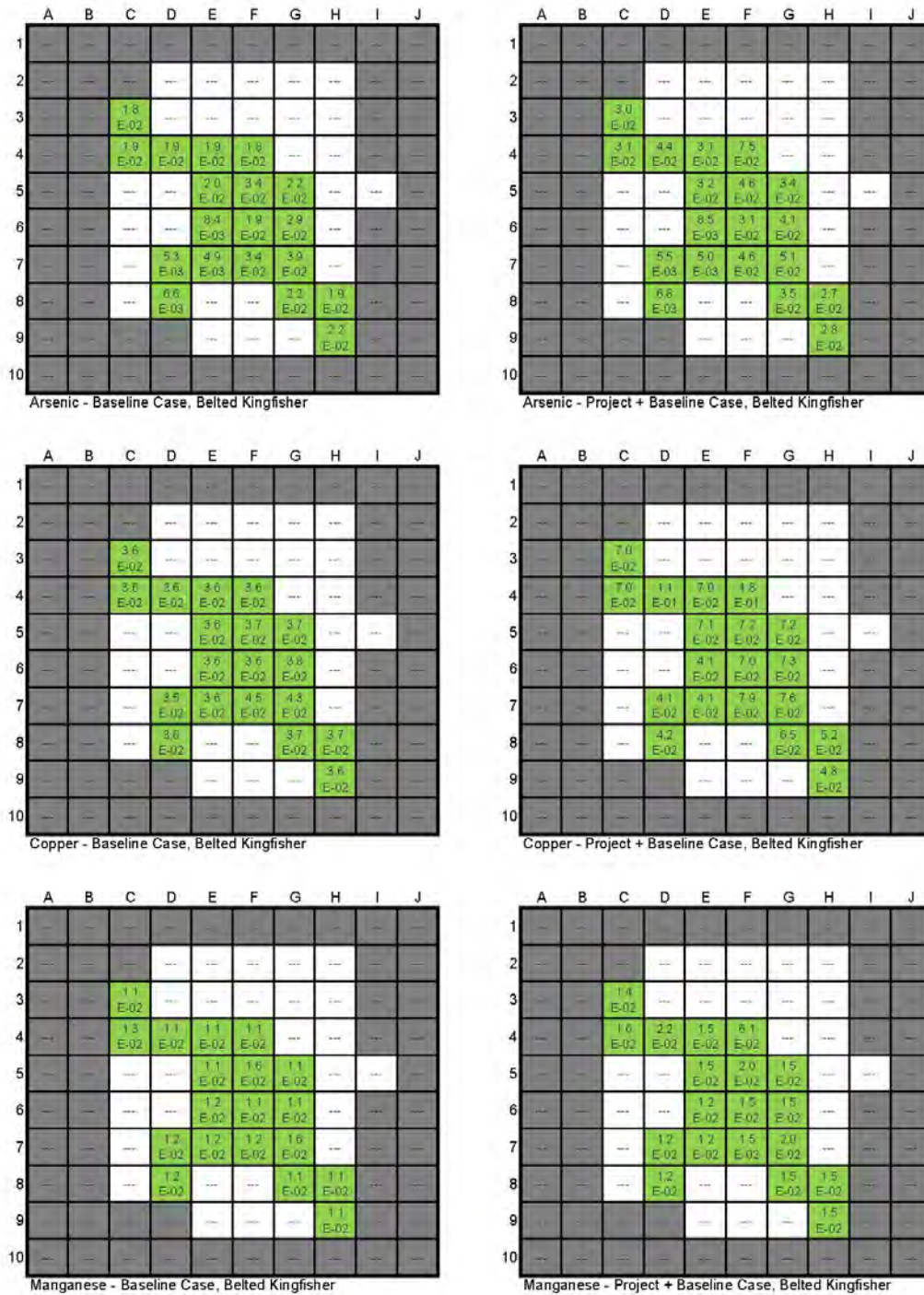


Figure 7.7.10 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le martin-pêcheur d'Amérique

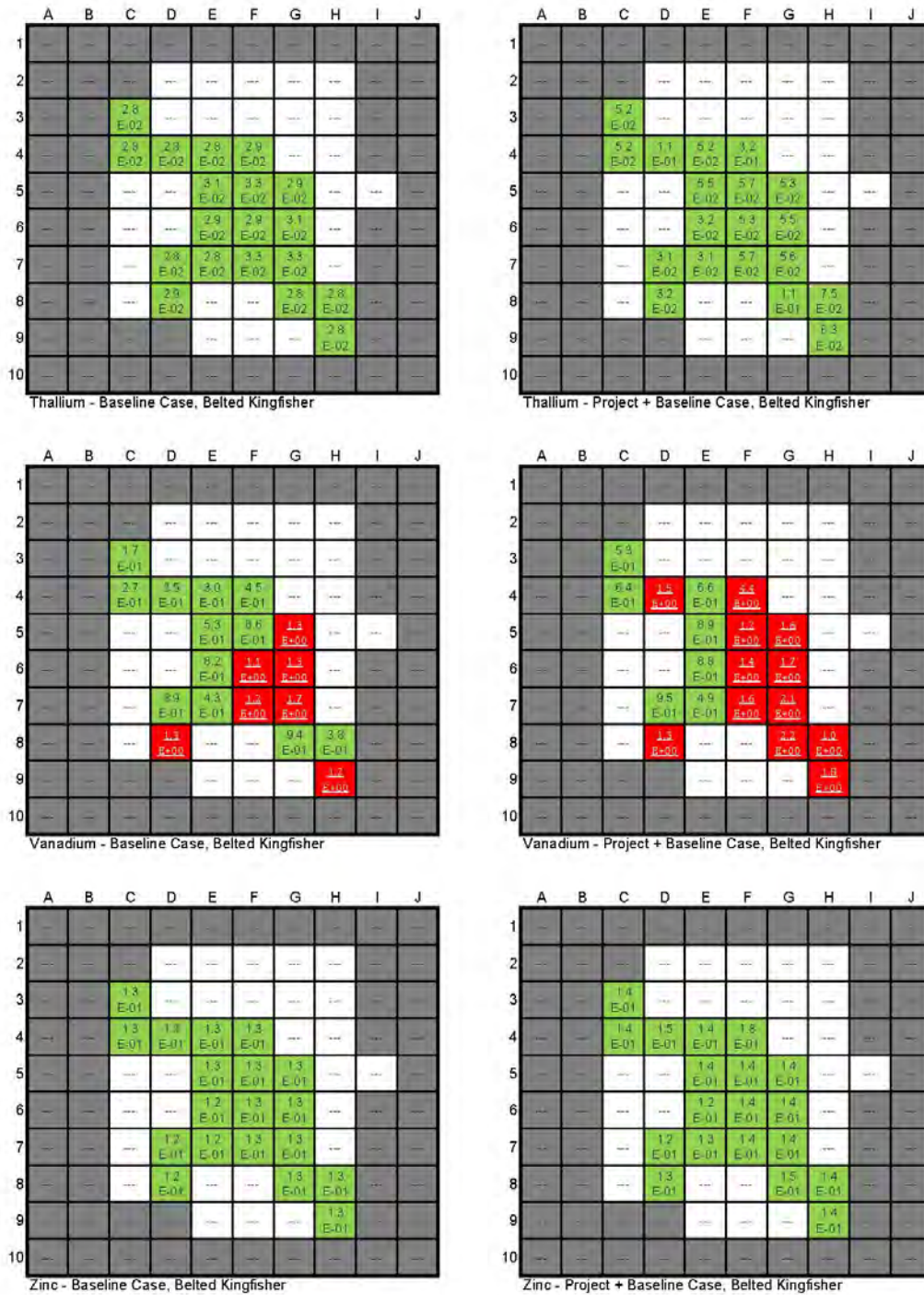


Figure 7.7.10 (suite) Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour le martin-pêcheur d'Amérique

#### 7.7.4.7.4 Caractérisation du risque pour les invertébrés du sol et les plantes terrestres

Les tableaux 7.7.50 et 7.7.51 présentent les quotients de risque maximums pour les invertébrés du sol et les plantes terrestres, respectivement. Les tableaux fournissent des valeurs de QR pour le cas de référence, le cas du Projet seul et le cas du Projet + référence en utilisant les données existantes sur les sols dans la zone d'étude de l'ERSHE.

Les quotients de risque maximums pour les invertébrés du sol étaient inférieurs à 1,0, sauf pour l'arsenic, le bore et le manganèse pour le cas de référence et le cas du Projet + référence. La distribution spatiale du QR pour les invertébrés du sol est présentée dans la figure 7.7.11. Les quotients de risque maximums pour les plantes terrestres étaient inférieurs à 1,0, sauf dans le cas de l'arsenic, du bore, du manganèse et du vanadium pour le cas de référence et le cas du Projet + référence. La distribution spatiale du QR pour les plantes terrestres est présentée dans la figure 7.7.12.

En raison de l'effet très ténu du dépôt de poussière de minerai sur les concentrations d'arsenic, de bore, de manganèse et de vanadium dans le sol pour le cas du Projet + référence, il n'existe pas de différence importante entre les risques du cas de référence et ceux du cas du Projet + référence pour les invertébrés du sol et les plantes terrestres exposées à ces SCPP. Les dépassements identifiés du QR cible (qui dans certains cas sont localisés) sont liés à des concentrations de référence préexistantes de métal dans l'environnement et la contribution liée au Projet à ces effets environnementaux est négligeable.

**Tableau 7.7.50 Quotients de risque maximums totaux pour les invertébrés du sol**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Cas de référence	Invertébrés du sol	
		Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	<b>1,7</b>	1,5E-06	<b>1,7</b>
Bore (B)	<b>2,7</b>	5,7E-06	<b>2,7</b>
Chrome (total) (Cr)	0,14	4,6E-07	0,14
Cobalt (Co)	0,56	6,0E-07	0,56
Cuivre (Cu)	0,44	2,8E-06	0,44
Plomb (Pb)	0,029	5,7E-08	0,029
Manganèse (Mn)	<b>14</b>	4,1E-06	<b>14</b>
Mercure (Hg)	0,040	1,4E-08	0,040
Molybdène (Mo)	0,41	3,2E-06	0,41
Nickel (Ni)	0,12	1,5E-07	0,12
Thallium (Tl)	0,21	1,3E-06	0,21
Tungstène (W)	---	---	---
Uranium (U)	---	---	---
Vanadium (V)	0,58	7,3E-07	0,58
Zinc (Zn)	0,30	8,0E-07	0,30
<b>Remarques :</b> « --- » signifie non disponible ou sans objet. Il n'y a pas suffisamment de données pour définir une valeur de référence pour l'aluminium, le tungstène et l'uranium; par conséquent, les QR ne sont pas calculés. <b>Les caractères en gras</b> indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).			

**Tableau 7.7.51 Quotients de risque maximums totaux pour les plantes terrestres**

SCPP	Quotient de risque maximum total (QR, sans dimension)		
	Plantes terrestres		
	Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	---	---
Arsenic (As)	<b>5,2</b>	4,4E-06	<b>5,2</b>
Bore (B)	<b>2,7</b>	5,7E-06	<b>2,7</b>
Chrome (total) (Cr)	0,14	4,6E-07	0,14
Cobalt (Co)	0,56	6,0E-07	0,56
Cuivre (Cu)	0,44	2,8E-06	0,44
Plomb (Pb)	0,20	3,9E-07	0,20
Manganèse (Mn)	<b>28</b>	8,3E-06	<b>28</b>
Mercure (Hg)	0,040	1,4E-08	0,040
Molybdène (Mo)	0,41	3,2E-06	0,41
Nickel (Ni)	0,34	4,3E-07	0,34
Thallium (Tl)	0,21	1,3E-06	0,21
Tungstène (W)	---	---	---
Uranium (U)	0,64	1,0E-06	0,64
Vanadium (V)	<b>1,2</b>	1,5E-06	<b>1,2</b>
Zinc (Zn)	0,30	8,0E-07	0,30

**Remarques :**  
« --- » signifie non disponible ou sans objet.  
Il n'y a pas suffisamment de données pour définir une valeur de référence pour l'aluminium et le tungstène; par conséquent, les QR ne sont pas calculés.  
**Les caractères en gras** indiquent que la valeur excède le QR cible (1,0).

#### 7.7.4.7.5 Caractérisation du risque pour la communauté des sédiments

La comparaison des concentrations de sédiment pour le cas de référence, le cas du Projet seul et le cas du Projet + référence par rapport aux concentrations produisant un effet probable des recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique est présentée dans le tableau 7.7.52. Les concentrations maximum de sédiments étaient inférieures aux recommandations pour la zone d'étude de l'ERSHE, sauf dans le cas de l'arsenic pour le cas de référence, le cas du Projet seul et le cas du Projet + référence. Les concentrations d'arsenic dans les sédiments pour le cas du Projet + référence sont principalement liées à des concentrations d'arsenic préexistantes pour le cas de référence, dans l'environnement, la contribution liée au Projet à ces effets environnementaux est inférieure à 33 %. Les recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique sont conçues pour protéger une gamme d'espèces et par conséquent, les concentrations de sédiment inférieures à ces recommandations indiquent une probabilité négligeable d'effets environnementaux négatifs. Lorsque les concentrations sont supérieures à ces recommandations, il existe une possibilité (mais pas une certitude) que des effets environnementaux négatifs se produisent sur les récepteurs écologiques. De tels cas exigent un examen minutieux des niveaux d'exposition prévus et il est possible que des investigations plus ciblées soient nécessaires pour réduire le conservatisme de l'évaluation. Il est possible d'utiliser un suivi pour confirmer les changements prévus dans les concentrations d'arsenic dans les sédiments à la lumière des incertitudes et du conservatisme de la modélisation.

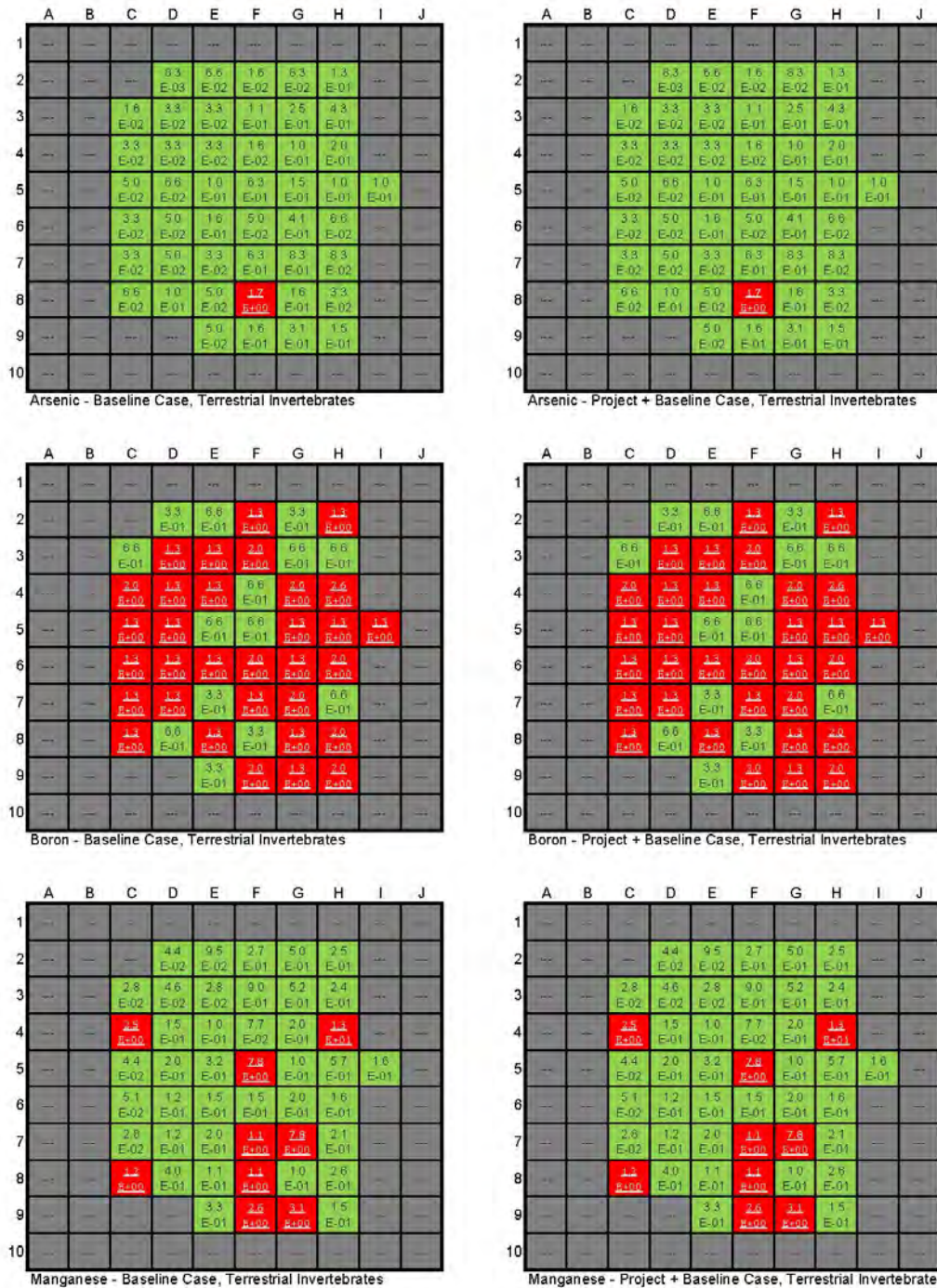


Figure 7.7.11 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour les invertébrés du sol



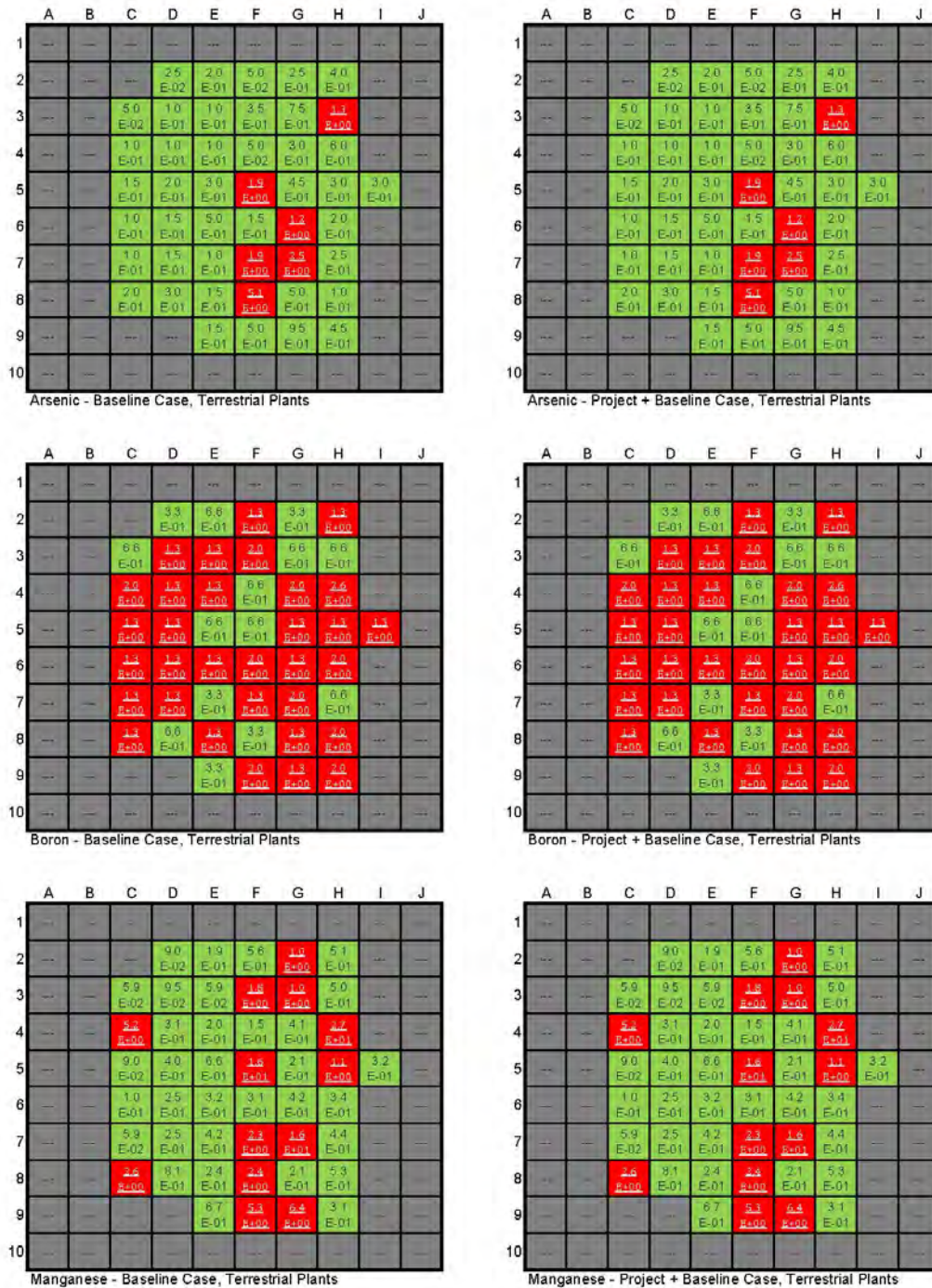


Figure 7.7.12 Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour les plantes terrestres

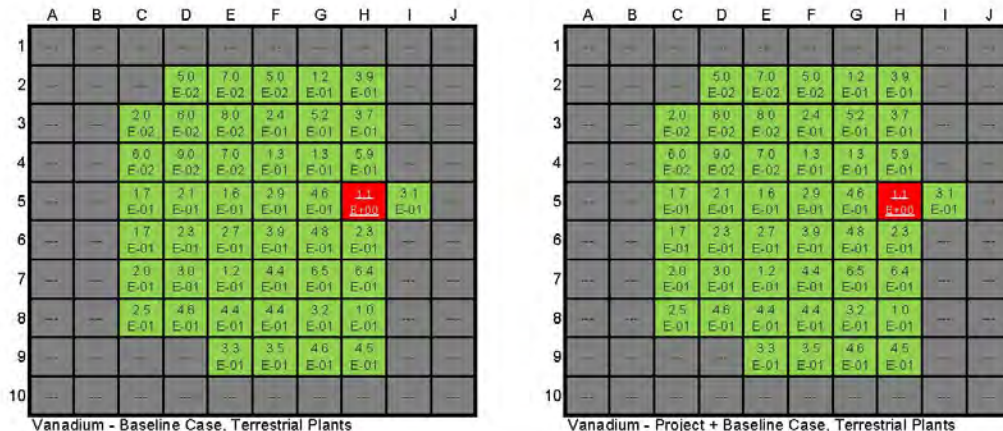


Figure 7.7.12 (suite) Distribution des quotients de risque dans la zone d'étude de l'ERSHE pour les plantes terrestres

Tableau 7.7.52 Comparaison des concentrations de sédiment avec les recommandations canadiennes sur la qualité des sédiments

SCPP	RQS du CCME <sup>a</sup> (mg/kg poids sec)	Concentration maximum de sédiment (mg/kg poids sec)		
		Cas de référence	Cas du Projet seul	Cas du Projet + référence
Aluminium (Al)	---	1,29E+04	2,42E+04	3,21E+04
Arsenic (As)	17	<b>3,83E+01</b>	1,24E+01	<b>4,49E+01</b>
Bore (B)	---	2,00E+00	3,05E+01	3,25E+01
Chrome (total) (Cr)	90	1,36E+01	2,32E+00	1,36E+01
Cobalt (Co)	---	3,40E+01	2,13E+01	3,40E+01
Cuivre (Cu)	197	5,23E+01	1,83E+01	5,25E+01
Plomb (Pb)	91,3	4,55E+01	1,21E+01	4,57E+01
Manganèse (Mn)	---	1,82E+03	3,19E+02	2,14E+03
Mercure (Hg)	0.486	1,71E-01	6,22E-05	1,71E-01
Molybdène (Mo)	---	1,23E+01	1,38E+01	1,85E+01
Nickel (Ni)	---	1,64E+01	1,13E+01	2,77E+01
Thallium (Tl)	---	6,17E-01	3,58E+00	3,89E+00
Tungstène (W)	---	2,50E+00	3,07E+01	3,32E+01
Uranium (U)	---	5,11E+00	8,47E+00	1,36E+01
Vanadium (V)	---	2,17E+01	3,20E+01	5,24E+01
Zinc (Zn)	315	1,39E+02	5,50E+00	1,39E+02

**Remarques :**  
« --- » signifie non disponible ou sans objet.  
<sup>a</sup> Recommandations pour la qualité des sédiments (RQS) en vue de la protection de la vie aquatique — concentrations produisant un effet probable.  
**Les caractères en gras** indiquent que la valeur excède les recommandations du CCME.

#### **7.7.4.8 Évaluation de l'incertitude des risques pour l'écologie**

En raison des investigations scientifiques, des examens de la littérature et des indications sur l'évaluation du risque qui ont été entrepris ou consultés lors de la préparation de la présente ERE, on considère que les résultats de l'évaluation du risque présentent une évaluation raisonnable, quoique prudente, du risque pour les récepteurs écologiques présents dans la zone d'étude de l'ERSHE. Advenant l'apparition d'une incertitude ou d'un manque de connaissance dans le développement des estimations du risque, des suppositions raisonnables, quoique prudentes, ont été émises, ou des données ont été sélectionnées, afin d'assurer que les risques n'ont pas été surestimés.

Certaines limitations et suppositions appliquées à la présente ERE ont été discutées précédemment dans le cadre de l'ERSH (Section 7.7.3.5), y compris des incertitudes liées à l'évaluation de l'exposition et à la caractérisation du risque. Les limitations et suppositions propres à la présente ERE sont identifiées et décrites dans les sous-sections suivantes.

##### **7.7.4.8.1 Étude des habitats et sélection des récepteurs**

Cette évaluation du risque a investi un effort important dans l'examen des habitats existants et des espèces qui pourraient s'y trouver par l'entremise d'une visite du site par un biologiste expérimenté, l'examen des investigations précédentes réalisées sur le site et la révision des renseignements disponibles sur le site. Les habitats terrestres ont été examinés en détail pour identifier les espèces pertinentes et pour appuyer la sélection des récepteurs appropriés. Par conséquent, les récepteurs qui ont été sélectionnés sont connus pour être présents, ou on peut s'attendre raisonnablement à ce qu'ils soient présents dans la ZAP ou à proximité. On sait également que ces récepteurs sont, raisonnablement ou de manière prudente, représentatifs d'autres espèces qui pourraient être présentes dans la ZAP, ou à proximité de celle-ci, et exposées à des SCPP. L'utilisation de récepteurs propres au site diminue l'incertitude parce que les espèces locales sont prises en compte.

##### **7.7.4.8.2 Utilisation de récepteurs comme sentinelles pour représenter d'autres organismes**

L'utilisation de récepteurs comme sentinelles vise à limiter le nombre de récepteurs écologiques qui est évalué. Les récepteurs sélectionnés sont considérés comme sensibles, ils sont présents de façon constante dans la ZAP, ou à proximité de celle-ci, et ils sont fortement exposés aux SCPP présentes sur le site par l'entremise de voies d'exposition pertinentes. Par conséquent, il est raisonnable de supposer que les conclusions déduites au sujet des récepteurs modélisés peuvent être généralisées à d'autres biotes qui pourraient utiliser le site du Projet.

##### **7.7.4.8.3 Données toxicologiques propres aux récepteurs**

Pour la plupart des SCPP et des récepteurs, des données toxicologiques sont disponibles sous une forme ou une autre. Il est toutefois important de noter que des données sur la toxicité ne sont pas nécessairement disponibles pour des espèces de récepteur en particulier (p. ex., les ours noirs). Les valeurs toxicologiques ne sont pas nécessairement propres aux espèces de récepteur, ou à un effet sur la reproduction ou au niveau populationnel. Par conséquent, il existe une incertitude associée aux extrapolations qui peuvent être utilisées pour traduire les données de toxicité pour une espèce en une VTR pour une seconde espèce. Les données toxicologiques représentent un organisme ou des organismes qui sont présumés sensibles à la SCPP. Les facteurs de conversion utilisés sont

scientifiques et sont appliqués d'une manière considérée comme raisonnable. L'usage d'une concentration produisant un effet probable (CPEP) comme méthode pour estimer la VTR vise à fournir l'intégration de nombreuses données sur la toxicité pour les espèces ainsi qu'à fournir une évaluation de valeur probante de données toxicologiques en appui à la VTR.

#### **7.7.4.8.4 Interactions avec la chaîne alimentaire**

Une quantité très restreinte de données réelles existe pour permettre la quantification de la vraie relation entre un contaminant dans un milieu environnemental et le transfert chimique par la chaîne alimentaire. Seules quelques catégories de contaminants (excluant les métaux) semblent être amplifiées par la chaîne alimentaire. Le degré d'amplification dans la chaîne alimentaire est une autre source d'incertitude généralement traitée de façon prudente. Les concentrations de référence (existantes) de métaux à l'état de trace dans une grande variété de milieux environnementaux et d'aliments ont été mesurées, y compris les eaux de surface, les sédiments, le sol, le poisson, le fourrage, les brouets, les petits fruits, les invertébrés du sol et les petits mammifères. Les futures concentrations de métaux à l'état de trace de ces milieux environnementaux et de ces aliments ont été prévues à l'aide de méthodes et de modèles qui sont considérés comme étant réalistes et prudents.

#### **7.7.4.8.5 Facteurs d'exposition de la faune**

Virtuellement tous les facteurs intégrés dans les calculs de la dose pour des espèces fauniques possèdent un composant propre au site. La validité de chacun des facteurs d'exposition dépend de la prise en compte de la nature propre au site de ces facteurs. En l'absence d'une validation propre au site, les facteurs d'exposition sont intégrés sur la base de validations qui ont été réalisées ailleurs pour d'autres cas et parfois pour d'autres espèces. Les considérations comme les taux d'ingestion de nourriture, les taux d'ingestion d'eau, les taux d'ingestion accidentelle de sol, la composition alimentaire, le domaine vital et le temps passé sur le site du Projet ont été relevés dans la littérature scientifique sur la base d'autres sites et d'autres emplacements.

#### **7.7.4.8.6 Paramètres de mesure provenant des données toxicologiques**

La paucité des données toxicologiques pour plusieurs contaminants a limité les paramètres de mesure qui étaient disponibles. Le risque d'un effet toxique est évalué à l'aide de la dose minimale avec effet nocif observé (DMENO) sur la base d'une valeur de référence de la toxicité. Étant donné la tendance générale visant à introduire une certaine prudence (par l'usage de données ou de suppositions qui surestiment probablement, plutôt que de sous-estimer, le risque) dans les évaluations du risque, il est probable qu'aucun effet environnemental négatif ne se produira sous la valeur cible du QR de moins de 1.0. Cette approche est prudente et si les valeurs de QR sont inférieures aux valeurs de QR cibles, il est présumé qu'il y a peu de possibilités que des effets environnementaux négatifs au niveau populationnel ou individuel, respectivement, se produisent. Toutefois, une valeur de QR supérieure à 1 n'est pas en elle-même une indication de certitude qu'un dommage se produira sur des organismes récepteurs. La prudence inhérente dans l'élaboration du modèle atténue cette conclusion et le mouvement des récepteurs fauniques ainsi que le moyennage du risque tend à réduire le niveau d'exposition réel en comparaison avec le niveau d'exposition prévu aux emplacements d'exposition.

#### 7.7.4.8.7 Suppositions de modélisation

Généralement, les incertitudes sont traitées en intégrant des suppositions prudentes (c.-à-d., des suppositions qui surestimeront probablement le risque) dans l'analyse. Lorsque plusieurs suppositions prudentes sont impliquées dans un même calcul, il peut en résulter un haut niveau de prudence. Par conséquent, les évaluations du risque tendent à surestimer le risque réel de manière à ce que le résultat des conclusions soit très robuste. Bien que de nombreux facteurs sont pris en compte lors de la préparation d'une évaluation du risque, les résultats sont de manière générale plus sensibles seulement à quelques suppositions clés. L'analyse de l'incertitude est incluse afin de démontrer que les suppositions employées sont prudentes ou que le résultat de l'analyse n'est pas sensible aux suppositions clés.

#### 7.7.5 Résumé

Une évaluation des risques pour la santé humaine et l'écologie (ERSHE) a été réalisée pour quantifier les risques potentiels pour la santé humaine et l'écologie qui pourraient survenir en raison de la construction, de l'exploitation, et du déclassement, de la remise en état et de la fermeture du Projet. Les risques potentiels pour la santé humaine et l'écologie ont été évalués pour les conditions existantes (cas de référence) et futures (cas du Projet + référence) et ils respectent les recommandations réglementaires publiées pour l'achèvement d'ERSHE.

En ce qui concerne la santé humaine, comme déterminé par l'évaluation du risque pour la santé humaine (ERSH), il n'est pas prévu que les activités du Projet entraînent des expositions à court terme au-delà des recommandations pour la qualité de l'air ambiant basées sur la santé établies par les organismes de réglementation aux sites de camping récréatifs, aux résidences les plus proches à Napadogan ou aux emplacements de récepteur de l'ERSHE. De plus, il n'est pas prévu que le Projet affecte les risques pour la santé humaine pour des expositions à long terme, une exposition au sol ou une ingestion d'eau. Les activités liées au Projet ont le potentiel d'affecter les risques pour la santé humaine en ce qui concerne la consommation de nourriture.

Il a été déterminé par l'entremise de l'ERSH que les risques pour la santé humaine associés à la consommation de nourriture pour les concentrations existantes (concentrations de référence) de plusieurs métaux (c.-à-d., arsenic, chrome, cobalt, plomb, manganèse, diméthylmercure (poisson seulement) et thallium) décelés dans l'environnement à proximité du Projet sont élevés par rapport aux critères acceptés (même en l'absence du Projet), et contribuent donc aux risques pour les récepteurs autochtones qui obtiennent actuellement possiblement 100 % de leur gibier, 20 % de leur poisson et 10 % du total de leur végétation de la zone d'étude. Les risques pour la santé humaine prévus associés aux activités liées au Projet étaient généralement semblables aux risques pour la santé humaine de référence, à l'exception des risques pour la santé humaine associés aux concentrations prévues d'arsenic, de bore, de cobalt et de thallium dans les tissus des poissons. Toutefois, un examen plus approfondi de ces données a permis de déterminer que les concentrations de ces métaux dans les tissus du poisson ou dans les eaux de surface sont similaires à des concentrations publiées provenant d'autres régions du Canada et de l'Amérique du Nord obtenues à des emplacements de référence ou des régions naturelles ou par l'entremise de recommandations sur le tissu du poisson (si disponible).

En ce qui concerne la santé écologique, comme déterminé par l'évaluation du risque écologique (ERE), des risques prévus pour la santé écologique ont été identifiés pour certains récepteurs par rapport à

l'exposition à l'arsenic, au cuivre, au manganèse, au thallium, au vanadium et au zinc. Cependant, les différences dans les risques prévus pour la santé écologique entre les scénarios du cas de référence et celui du Projet + référence étaient généralement négligeables pour la faune mammalienne terrestre et aviaire. Les risques prévus pour la santé écologique identifiés pour la faune terrestre (qui dans certains cas sont localisés) sont généralement liés à des concentrations de référence préexistantes de métal dans l'environnement et la contribution liée au Projet à ces effets environnementaux est négligeable.

Pour la faune semi-aquatique (c.-à-d., le vison d'Amérique, le canard noir et le martin-pêcheur d'Amérique), des risques prévus pour la santé écologique ont été identifiés pour certains récepteurs par rapport à l'exposition au thallium et au vanadium. Des risques pour la santé écologique en ce qui concerne le thallium ont été identifiés pour le cas du Projet + référence pour le canard noir. Des risques pour la santé écologique en ce qui concerne le vanadium ont été identifiés pour le cas de référence et le cas du Projet + référence pour le canard noir et le martin-pêcheur d'Amérique. Les deux peuvent être liés à une augmentation dans les concentrations prévues dans les eaux de surface en raison principalement des infiltrations modélisées provenant de l'ISR vers de petits affluents de la branche ouest du ruisseau Napadogan. Toutefois, il n'est pas prévu que ces risques pour la santé écologique soient localisés et par conséquent aucun effet environnemental au niveau populationnel n'est prévu.

Pour la communauté terrestre (c.-à-d., les invertébrés du sol et les plantes terrestres), des risques potentiels pour la santé écologique ont été identifiés pour les invertébrés du sol et les plantes terrestres exposées à l'arsenic, au bore et au manganèse dans le sol pour le cas de référence et pour le cas du Projet + référence. Des risques pour la santé écologique ont également été identifiés pour les plantes terrestres exposées au Vanadium dans le sol pour le cas de référence et le cas du Projet + référence. La comparaison entre les concentrations du sol dans le cas de référence et celles du cas du Projet + référence a révélée une augmentation de moins de 0,001 % découlant du Projet. Par conséquent, il est prévu que le dépôt de poussière de minerai affecte la qualité du sol de manière négligeable, ou les concentrations de SSCP dans les plantes terrestres ou les invertébrés du sol, dans les zones qui ne sont pas directement perturbées par l'activité minière.

Pour la communauté des sédiments (c.-à-d., les invertébrés benthiques), la comparaison des concentrations de sédiment avec les concentrations produisant un effet probable des recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique a révélé des dépassements concernant l'arsenic. Les concentrations prévues de sédiment pour le cas du Projet + référence sont principalement des concentrations de référence préexistantes pour le métal. Les recommandations pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique sont conçues pour protéger une gamme d'espèces et par conséquent, les concentrations de sédiment inférieures à ces recommandations indiquent une probabilité négligeable d'effets environnementaux négatifs. Lorsque les concentrations sont supérieures à ces recommandations, il existe une possibilité (mais pas une certitude) que des effets environnementaux négatifs se produisent sur les récepteurs écologiques. De tels cas exigent un examen minutieux des niveaux d'exposition prévus et il est possible que des investigations plus ciblées soient nécessaires pour réduire le conservatisme de l'évaluation. Il est possible d'utiliser un suivi pour confirmer les changements prévus dans les concentrations d'arsenic dans les sédiments à la lumière des incertitudes et du conservatisme de la modélisation.