

7 Description du milieu et des impacts associés au projet

7.1 Milieu physique

7.1.1 Climat

Selon le système de classification des climats du Québec du MDDEP (Gérardin et Mckenney, 2001), la zone d'étude est située dans la région climatique 11, les températures y sont subpolaires douces et les précipitations de type douce subhumide. Ce type de climat est caractérisé par des hivers froids et des étés frais.

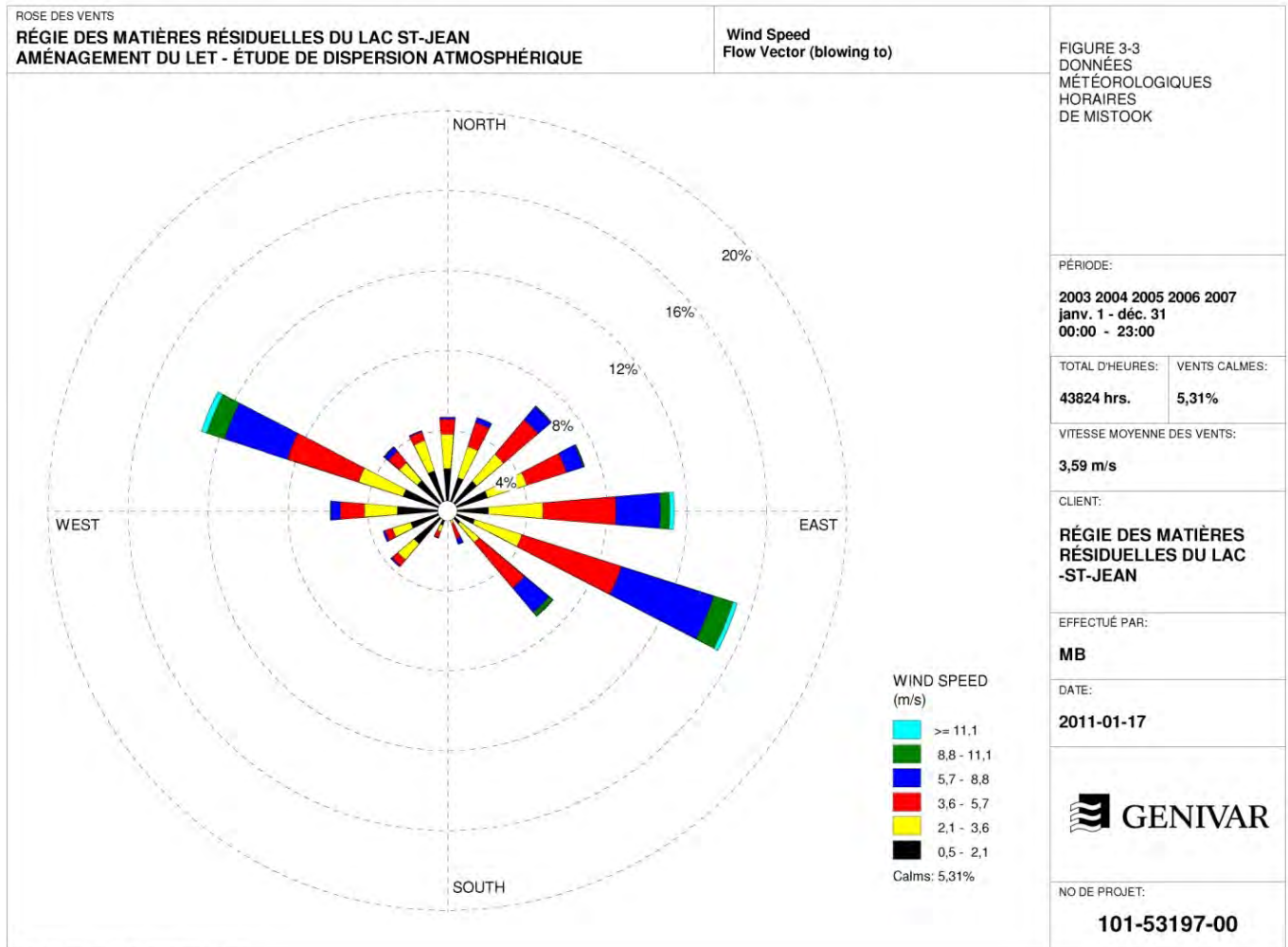
Aux fins de modélisation de la dispersion atmosphérique, les données de température, de vitesse et de la direction des vents de la station de Mistook (Environnement Canada) enregistrées de 2003 à 2007 ont été utilisées (GENIVAR, 2011b). Pour cette période, le mois de janvier s'avère être le plus froid avec une température journalière moyenne de $-16,1^{\circ}\text{C}$ et le mois de juillet est le plus chaud avec une température moyenne de $18,5^{\circ}\text{C}$. La température moyenne annuelle pour cette période était de $3,2^{\circ}\text{C}$. L'amplitude moyenne annuelle des températures entre les mois de janvier et de juillet est d'environ $34,6^{\circ}\text{C}$. Enfin, on compte en moyenne 259 jours par année avec une température maximale au-dessus de 0°C .

La figure 7-1 montre la rose des vents telle que présentée dans l'étude de dispersion atmosphérique (GENIVAR, 2011b). On constate que les vents dominants soufflent dans l'axe Ouest-Nord-ouest / Est-Sud-est dans la région à l'étude.

Au niveau des précipitations, les données du secteur proviennent de la station de Lac-Sainte-Croix (MDDEP). Les statistiques de 1970 à 1999 ont été utilisées dans le cadre de l'étude technique pour prédire les quantités de lixiviat qui seront produites par le L.E.T. (GENIVAR, 2011a). Celles-ci indiquent que les précipitations sont plus abondantes en été qu'en hiver. Du mois de juin à septembre, l'accumulation moyenne mensuelle est de $107,8\text{ mm}^5$ d'eau, tandis que d'octobre à mai, elle est de $71,2\text{ mm}$. La figure 7-2 présente sous forme graphique l'évolution temporelle des températures et précipitations mensuelles dans la région à l'étude.

Ce graphique indique que de manière générale, l'accumulation mensuelle des précipitations est proportionnelle à la température mensuelle moyenne. Pour l'ensemble de l'année, les précipitations, sous forme de pluie, sont de $708,1\text{ mm}$ et celles en neige sont de $291,8\text{ cm}$. Les mois les plus humides sont de juin à septembre et les mois les plus secs sont février et mars.

⁵ Un centimètre de neige équivaut à 1 millimètre de pluie.



WRPLOT View - Lakes Environmental Software
 Source : GENIVAR, (2011b).

Figure 7-1 : Rose des vents et données sur les conditions de vent enregistrées à la station de Mistook.

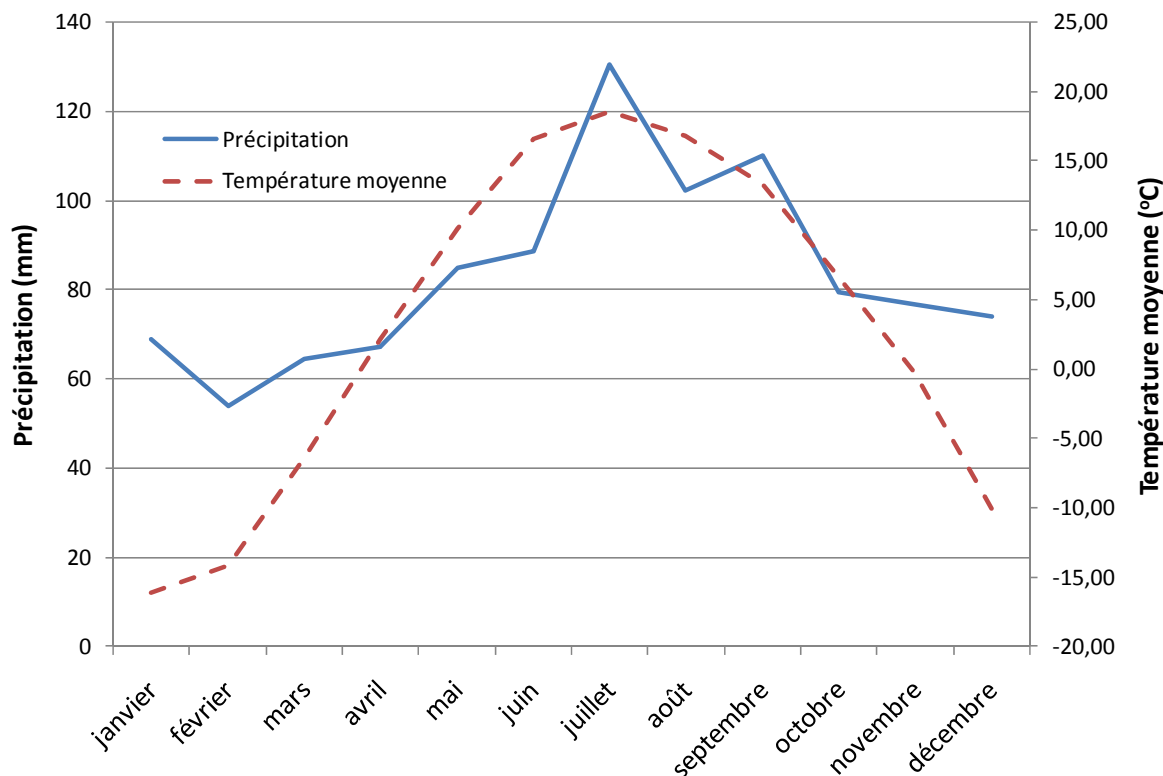


Figure 7-2 : Évolution moyenne des températures (station de Mistook) et des précipitations (station de Lac-Sainte-Croix) dans la région à l'étude.

7.1.2 Géologie

Les données de cette section proviennent essentiellement de l'étude sectorielle traitant de la géologie et de l'hydrogéologie du L.E.T. d'Hébertville-Station produite par LVM (2011). En référence à la carte géologique obtenue sur la carte du SIGEOM 22D05 (2010), il s'avère que le socle rocheux du site à l'étude est constitué de roches d'âge mésoprotérozoïque appartenant à la province du Grenville. Plus précisément, on trouve principalement la suite anorthositique du lac Saint-Jean au faciès mafique à ultramafique. À un peu plus de 1 km au sud-est du site, se présente une intrusion de mangérite d'âge protérozoïque d'environ 4,5 x 1,7 km. Finalement, on trouve au sein de ces intrusions des dykes de gneiss granitique. À l'échelle locale, le contact entre les différentes unités a pu engendrer une fracturation de la roche compétente et, par le fait même, des conduits favorables à l'emmagasinement et l'écoulement de l'eau souterraine. Le potentiel hydrique souterrain est fonction de l'orientation, de la densité et de l'extension des fractures. D'autres fractures sont associées à l'altération de surface qui affecte la roche en place.

Peu de données sont disponibles sur la structure et la fracturation locale de la roche, sinon ce qui est visible sur les photographies aériennes et les coupes le long des routes. À environ 500 m au nord du site, des zones de cisaillement à mouvement indéterminé ont été identifiées. Les données disponibles ne permettent pas de déterminer le potentiel hydrique souterrain du secteur dans ce type de roches. Néanmoins, il apparaît peu probable que le potentiel hydrogéologique soit intéressant étant donné qu'aucune structure majeure, telle une faille, n'est présente aux alentours du site. L'annexe G tirée de LVM (2011) présente le contexte géologique au niveau du socle rocheux autour du site du L.E.T.

En référence à la carte de dépôts de surface du ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec (MER, 1991), les dépôts meubles présents dans l'entourage du site investigué reflètent des environnements marins et

littoraux de la dernière glaciation du Quaternaire. De manière générale, les dépôts glaciaires sont peu épais sur les parties surélevées et sont plus abondants dans les parties basses. L'annexe H présente les dépôts de surface à proximité du site projeté pour le L.E.T. (LVM, 2011).

Le till qualifié de moraine de fond ou d'ablation est un dépôt d'origine glaciaire (1AR) indifférencié de granulométrie et de composition hétérogène. Cette unité a une épaisseur variable et repose directement sur la roche en place, souvent de manière discontinue. Le till est généralement peu perméable en raison de sa granulométrie très étalée et du pourcentage relativement élevé de particules fines. Par endroits, le délavement du till lui confère une perméabilité plus élevée. Ce matériau recouvre la presque totalité des affleurements rocheux visibles dans les régions montagneuses des hautes terres. Le potentiel hydrique souterrain du till est qualifié de très faible.

Les sédiments d'origine marine de faciès d'eau profonde (5A) provenant de la mer de Laflamme présentent un très faible potentiel hydrique souterrain, puisque constitués de silt et d'argile. Les formations silto/argileuses sont considérées comme des aquicludes : c'est-à-dire des formations géologiques saturées en eau, mais très faiblement conductrices d'eaux souterraines dans lesquelles le captage de quantités d'eau appréciables n'est pas possible. Les dépôts silto/argileux couvrent une grande superficie de terrain au nord-ouest du site à l'étude. Ces dépôts sont absents ou montrent une très faible épaisseur autour des zones montagneuses.

Un dépôt d'origine marine de faciès d'eau peu profonde (5S) est constitué de sédiments associés aux deltas qui ponctuaient le pourtour du bassin glacio-marin. Ce type de dépôt peut constituer une bonne formation aquifère si la proportion de sable et gravier est favorable à l'écoulement et l'emmagasinement de l'eau souterraine, et si la formation est saturée et propre ainsi que d'épaisseur suffisante. Cette formation peut recouvrir en partie l'argile d'origine marine et/ou les sédiments d'origine fluvioglaciaire, le cas échéant. La présence de ces sédiments est peu importante dans le secteur d'étude.

Des dépôts (7) constitués de tourbe et de terre noire sont formés aux endroits où le drainage est mauvais, en raison du relief peu accidenté et de la nature peu perméable des unités géologiques de surface. Ce type de dépôt offre un faible potentiel hydrique souterrain et la qualité de l'eau y est médiocre.

7.1.2.1 Stratigraphie du secteur

Le site d'implantation du L.E.T. a été caractérisé à partir de huit (8) sondages (LVM, 2011). Les résultats révèlent une stratigraphie assez homogène, soit une faible épaisseur de mort-terrain reposant sur le roc. Un résumé des résultats est présenté au tableau 7-1.

Tableau 7-1 : Résumé de la stratigraphie des sols en place

| Description des matériaux | Tourbes (sol organique) | Till | Sable | Roc (anorthosite) |
|---------------------------|-------------------------|-------------|-------------|-------------------|
| TF-1-11 | 0,0 à 0,76 | - | 0,76 à 1,98 | 1,98 à 4,27* |
| PO-2-11 | 0,0 à 0,15 | | | 0,15 à 3,00* |
| TF-3-11 | - | | | 0,0 à 1,52* |
| PO-4-11 | 0,0 à 0,46 | | | 0,46 à 10,64* |
| PO-5-11 | 0,0 à 0,12 | | 0,12 à 0,51 | 0,51 à 10,67* |
| PO-6-11 | 0,0 à 1,83 | | | 1,83 à 12,68* |
| PO-7-11 | 0,0 à 2,75 | 2,75 à 5,18 | | 5,18 à 6,71* |
| PO-8-11 | 0,0 à 0,15 | | | 0,15 à 2,43* |

* Fin des sondages

Source : LVM (2011).

7.1.2.1.1 Tourbe (matière organique, racines, etc.)

Dans tous les sondages effectués, on trouve une couche de tourbe d'une épaisseur variant de 0 à 2,75 mètres. Celle-ci est composée de terre noire, de racines et de matière organique. Dans quatre (4) des huit (8) forages réalisés, la tourbe repose directement sur le roc. Il s'agit de conditions qui coïncident avec la superficie humide importante observée au terrain. De plus, la position de certains sondages coïncide avec la localisation de milieux humides cartographiés suite aux relevés de terrain (figure 7-6).

7.1.2.1.2 Dépôt de sable

Une unité de sable très lâche d'une épaisseur variant de 0,39 à 1,22 mètre a été interceptée dans les sondages TF-1-11 et PO-5-11. Il s'agit de sable fin, de couleur gris-brunâtre à brun moyen, contenant quelques traces de gravier et de silt.

7.1.2.1.3 Dépôt de till

Dans le sondage PO-7-11, une unité de till très lâche d'une épaisseur de 2,43 mètres a été observée. Il s'agit d'une unité de till composée de silt gris sableux, avec un peu de gravier.

7.1.2.1.4 Roc

Le socle rocheux a été intercepté dans tous les sondages effectués à une profondeur variant de 0 et 5,18 mètres. Il s'agit d'un roc sain d'excellente qualité.

7.1.2.2 Potentiel de mouvement de terrain

Le secteur à l'étude est caractérisé par une topographie relativement plane. L'étude des cartes topographiques révèle la présence de quelques butons suivant le profil du roc situé de part et d'autre de l'aire d'enfouissement. Ceux-ci mesurent entre 5 et 10 mètres de hauteur. D'autre part, on trouve une pente descendante vers le sud-ouest d'une hauteur totale moyenne de 25 mètres à près de 200 mètres au sud-ouest de l'aire d'enfouissement. Le site est caractérisé par la présence de roc subaffleurant à affleurant en sommet de talus et aucune restriction quant au mouvement de sol n'est à prévoir à cet emplacement (LVM, 2011). En tenant compte de la faible topographie du secteur et de la mince couche de mort-terrain reposant sur le roc, LVM (2011) est d'avis que les risques de mouvements de sols ne sont pas un facteur limitant pour l'implantation du projet.

7.1.2.3 Altération de la qualité du sol

La qualité du sol sera affectée lors des travaux de déboisement et de décapage, lors de l'aménagement des C.E.T. et des infrastructures connexes et au cours de l'exploitation du L.E.T.

Le retrait du couvert végétal, des racines et de la couche superficielle provoquera une perte de volume de sol et des changements sur le sol restant. La couche superficielle sera retirée sur l'aire des ouvrages du L.E.T., soit un total de 20,33 ha. De plus, l'instabilité accrue du sol pourra provoquer son érosion par ruissellement.

L'utilisation de machinerie lors de l'aménagement du site et des C.E.T. et des activités de transport comporte des risques de contamination du sol par déversement accidentel. La contamination du sol pourrait également survenir par une infiltration de lixiviat causée par une défaillance du système de protection.

Enfin, la présence accrue de goélands pourrait modifier ponctuellement la qualité du sol en raison des fientes qu'ils génèrent.

| Impact : altération de la qualité du sol | |
|---|----------------------|
| Source d'impact : déboisement et décapage, aménagement et exploitation du L.E.T., gestion du lixiviat, présence d'espèces indésirables | |
| Intensité : faible | modification mineure |
| Étendue : locale | |
| Durée : longue | |

Mesures d'atténuation

- Effectuer un contrôle de l'érosion par la stabilisation des talus.
- Effectuer un entretien régulier de la machinerie.
- Munir les aires de travail du matériel nécessaire pour circonscrire tout déversement.
- Veiller à ce que le recouvrement journalier des matières résiduelles soit effectué.
- Mettre en place un programme de contrôle des espèces indésirables.
- Respecter les dispositions du programme de surveillance et de suivi environnemental.

Évaluation de l'effet résiduel

Les effets potentiels sur la qualité des sols du site sont limités par les mesures de gestion. L'effet est jugé de faible intensité et se déroulera sur une étendue locale et sur une longue durée. Somme toute, l'effet sur la qualité du sol est qualifié de mineur.

7.1.3 Hydrogéologie

L'étude hydrogéologique réalisée par LVM (2011) indique que trois (3) unités hydrostratigraphiques sont définies à la hauteur du site à l'étude sur la base du contexte géologique et de la mesure des niveaux d'eau souterraine. Les trois (3) unités sont décrites ci-après :

- La première unité hydrostratigraphique correspond à une unité de terre végétale qui a été rencontrée à l'emplacement de tous les forages. L'épaisseur de cette unité varie entre 0,15 et 1,83 mètre. La terre végétale recouvre soit le till ou directement le socle rocheux. Ce type de dépôt offrant un faible potentiel hydrique souterrain, aucun ouvrage n'a été aménagé dans cette unité.
- La seconde unité hydrostratigraphique correspond au dépôt naturel de till intercepté au site TF-1-11 et PO-5-11. Le till repose, de façon discontinue, directement sur le socle rocheux. L'épaisseur de cette unité varie entre 0,39 et 1,22 mètre. Étant donné la discontinuité de cette unité hydrostratigraphique, cette unité n'a pas fait l'objet d'aménagement piézométrique.
- La troisième unité hydrostratigraphique correspond au massif rocheux identifié comme étant de l'anorthosite. Le massif rocheux est considéré comme un aquifère aux endroits où la circulation de l'eau souterraine est possible dans les fractures et dans les zones d'altération. À d'autres endroits, le roc est plutôt associé à un aquitard en l'absence de discontinuités structurales et de zones altérées. Une nappe libre circule au sein des fractures du massif rocheux dont la partie supérieure peut être en lien hydraulique avec la portion inférieure des dépôts de till ou de terre végétale.

7.1.3.1 Nappe d'eau souterraine

Le niveau de l'eau souterraine subit des fluctuations dans le temps en raison des variations des conditions climatiques et saisonnières ainsi que des modifications de l'environnement. Le tableau 7-2 présente les niveaux statiques de la nappe d'eau souterraine mesurés entre le 13 avril et le 11 mai 2011. La localisation des puits d'observation est présentée à l'annexe I. Notez que l'abaissement généralisé des niveaux d'eau est essentiellement attribuable à la fin de la fonte de la neige durant cette période.

La nappe d'eau souterraine qui circule dans le socle rocheux peut être qualifiée de libre étant donné l'absence de couche géologique imperméable en surface.

Tableau 7-2 : Niveau naturel de l'eau souterraine

| Puits d'observation | Élévation du point de mesure (m) | Niveau naturel de l'eau souterraine | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|-------------------------------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|
| | | 13-04-2011 | | 04-05-2011 | | 11-05-2011 | |
| | | Lecture | Élévation | Lecture | Élévation | Lecture | Élévation |
| PO-2-11 | 196,700 | 2,335 | 194,365 | 2,340 | 194,360 | 2,350 | 194,350 |
| PO-4-11 | 198,090 | 2,270 | 195,820 | 2,320 | 195,770 | 2,400 | 195,690 |
| PO-5-11 | 194,480 | 1,450 | 193,030 | 1,310 | 193,170 | 1,330 | 193,150 |
| PO-6-11 | 195,090 | 1,300 | 193,790 | 1,330 | 193,760 | 1,350 | 193,740 |
| PO-7-11 | 189,160 | 1,050 | 188,110 | 1,140 | 188,020 | 1,190 | 187,970 |
| PO-8-11 | 196,490 | 1,075 | 195,415 | 1,160 | 195,330 | 1,230 | 195,260 |

Source : LVM (2011).

7.1.3.2 Conductivité hydraulique des unités hydrostratigraphiques

LVM (2011) a procédé à des essais de perméabilité à charge hydraulique à niveau ascendant dans six (6) puits d'observation. La conductivité hydraulique mesurée à l'emplacement des ces puits, aménagés dans la partie supérieure du socle rocheux, varie de $4,44 \times 10^{-4}$ à $2,94 \times 10^{-6}$ m/min pour une moyenne géométrique de $8,32 \times 10^{-6}$ m/min. La valeur obtenue au PO-7-11 est toutefois à écarter étant donné que la cellule piézométrique est en lien hydraulique avec le till surmontant le socle rocheux. La conductivité hydraulique dans la partie profonde du socle rocheux varie entre $7,11 \times 10^{-5}$ et $5,15 \times 10^{-7}$ m/min pour une moyenne géométrique de $5,73 \times 10^{-6}$ m/min.

7.1.3.3 Gradient hydraulique horizontal

Les niveaux statiques de l'eau souterraine mesurés le 11 mai 2011 ont été utilisés pour déterminer la direction d'écoulement de l'eau souterraine ainsi que les gradients hydrauliques horizontaux à partir des puits d'observation aménagés à la hauteur du socle rocheux.

À la hauteur de l'aire d'implantation projetée du L.E.T., l'eau souterraine circule dans le roc selon une direction moyenne de N044° vers le nord-est sous un gradient hydraulique horizontal moyen de 1,7 % (Annexe J).

À la hauteur de l'aire d'implantation projetée du L.E.T., la vitesse horizontale moyenne d'écoulement du socle rocheux est évaluée à 1,48 m/an, en considérant une conductivité hydraulique moyenne de $8,32 \times 10^{-6}$ m/min, un gradient hydraulique horizontal moyen de 0,017 m/m et une porosité efficace de 5 %.

7.1.3.4 Potentiel aquifère régional

En l'absence de forage dans un rayon d'un (1) km du site, nous avons examiné les données de forage disponibles dans le *Système d'Information Hydrogéologique* (SIH) du MDDEP pour les municipalités d'Hébertville, d'Hébertville-Station et de Saint-Bruno. Pour les 34 forages productifs rapportés, la profondeur moyenne des forages est de 74,5 m, alors que le débit moyen est de 2,5 m³/h. Lorsque l'on ne considère que les 25 forages complétés dans le roc, les profondeurs et débits moyens passent respectivement à 96 m et 1 m³/h. Ces informations tendent à confirmer qu'à l'échelle plus régionale l'aquifère rocheux est de faible capacité.

De plus, aucun des forages rapportés dans la SIH pour ces trois municipalités ne montre des débits équivalents ou supérieurs à 25 m³/h (et cela tant pour les forages captant le roc profond que ceux captant les dépôts meubles). En conséquence, sur la base des informations de forages existants disponibles, il peut être avancé que l'aquifère sous-jacent au site du L.E.T. respecte l'article 16 du REIMR, c'est-à-dire qu'il ne représente pas un aquifère à potentiel élevé. Ceci est également le cas pour les aquifères présents dans un rayon de 5 à 7 km du site proposé.

7.1.3.5 Classification des eaux souterraines

La classification des eaux souterraines est réalisée en conformité avec la méthodologie proposée dans le *Guide de classification des eaux souterraines du Québec* (MDDEP, 1999). Le système de classification comprend trois (3) classes majeures : classe I, II et III. Les classes II et III sont subdivisées en deux sous-classes dans un but de raffinement. Le tableau 7-3 montre la définition de chacune des classes.

Tableau 7-3 : Classification des eaux souterraines

| CLASSE | DÉFINITION |
|--------|--|
| I | Hautement vulnérable et irremplaçable pour une population substantielle ou vitale écologiquement |
| IIA | Source courante d'eau de consommation |
| IIB | Source potentielle d'eau de consommation |
| IIIA | N'est pas une source d'eau de consommation : degré de liaison hydraulique intermédiaire à élevé; de piètre qualité; ne peut être purifiée ou ne présente pas un potentiel suffisant en quantité ou ne peut être considérée d'un point de vue économique comme un substitut valable, en totalité ou en partie, à la source actuelle d'approvisionnement |
| IIIB | N'est pas une source d'eau de consommation : faible degré de liaison hydraulique; piètre qualité et ne peut être purifiée |

En référence à la procédure de classification, il s'avère que les nappes d'eau souterraine qui circulent au sein des unités hydrostratigraphiques de till silto/argileux et de roc se situent à l'intérieur de la classe IIIA, et ce, pour les raisons suivantes :

- Actuellement dans un rayon de plus d'un (1) kilomètre, il n'y a aucun puits de captage qui est aménagé au sein du socle rocheux.
- Les nappes d'eau souterraine ne sont pas exploitées comme des sources d'approvisionnement en eau potable dans un rayon d'un (1) kilomètre du L.E.T. projeté.
- Le potentiel hydrique souterrain du socle rocheux est qualifié de faible en vertu des résultats des essais de perméabilité.
- Il n'existe aucun projet municipal visant à rechercher une source d'alimentation en eau souterraine ou à implanter un ouvrage de captage collectif dans le secteur visé pour y aménager un L.E.T.

7.1.3.6 Topographie et drainage

Localement, le site à l'étude se situe à la limite des basses terres du Saguenay-Lac-Saint-Jean et des hautes terres du Bouclier canadien. Le terrain au relief relativement plat et uniforme se trouve à une altitude moyenne de 200 m au-dessus du niveau moyen de la mer. Les reliefs les plus bas ou les dépressions observées à la hauteur du site sont généralement associés au passage des ruisseaux intermittents ou à la présence de lacs. Ces derniers se situent à des altitudes moyennes variant entre 165 et 170 m.

L'hydrographie de la région, fortement influencée par le relief, est caractérisée par la présence d'un grand nombre de cours d'eau de petite et de moyenne importance à régime d'écoulement intermittent ou permanent en fonction de leur emplacement. Le réseau hydrographique dans l'entourage du site fait partie du bassin versant du lac Saint-Jean. En effet, le lac Saint-Jean situé à environ 20 km au nord-ouest du site à l'étude est un tributaire du fleuve Saint-Laurent. L'écoulement superficiel de l'eau est directement lié à la topographie de la surface du sol.

Au niveau local, l'émissaire du L.E.T. se jettera dans un tributaire sans nom du ruisseau de L'Abattoire, Celui-ci s'écoule dans la rivière Raquette qui se déverse à son tour dans la rivière Bédard, elle-même un tributaire de la rivière Saguenay.

Sur la base des observations sur le terrain, l'ensemble du site semble plus ou moins bien drainé selon le secteur. L'eau s'infiltré faiblement dans le till, mais se draine relativement bien aux abords des pentes du terrain et à proximité des ruisseaux.

7.1.3.7 Hydrologie

L'évapotranspiration moyenne annuelle est évaluée à 521,3 mm. À partir de la relation d'équilibre du bilan hydrologique, on estime donc une moyenne annuelle de 282,1 mm d'eau qui peut potentiellement s'infiltrer dans le sol. Considérant la superficie estimée de l'aire d'implantation du L.E.T. à 0,17 km², on évalue approximativement à 131,4 m³/d la quantité d'eau qui peut potentiellement percoler dans le sol à la hauteur du site à l'étude. Toutefois, la nature silto/argileuse des dépôts meubles superficiels et la présence de surface rocheuse favorisent davantage le ruissellement de l'eau météoritique que son infiltration.

Comme l'indique la stratigraphie locale (LVM, 2011), on trouve sur une grande surface du site où sera implanté le L.E.T. une couche de tourbe d'une épaisseur variant de 0 à 2,75 mètres. Celle-ci est composée de terre noire, de racines et de matière organique.

7.1.3.8 Altération de l'écoulement des eaux souterraines

Considérant qu'il s'agit d'un L.E.T. en surélévation, le système de captage de lixiviat et le système de traitement se situent au-dessus du sol naturel et de la nappe souterraine. En conséquence, l'aménagement de ce L.E.T. n'entraîne pas de modification significative permanente à la nappe souterraine comme ce serait le cas pour un site en enfouissement souterrain avec mur étanche et système de trappe hydraulique.

Les impacts potentiels se limitent à une modification du patron d'écoulement de la nappe phréatique circulant dans les dépôts meubles et la partie supérieure du roc : l'aire d'enfouissement étant rendue étanche par le système de captage du lixiviat, ceci vient modifier le patron et le taux de recharge naturel de la nappe. Il s'agit d'une situation qui s'applique également pour les aires des bassins de traitement.

| Impact : altération de la qualité des eaux souterraines | |
|--|----------------------|
| Source d'impact : construction des systèmes d'imperméabilisation des C.E.T. et du système de traitement des eaux de lixiviation | |
| Intensité : faible | modification mineure |
| Étendue : locale | |
| Durée : longue | |

Mesures d'atténuation

Aucune mesure en particulier n'est prévue étant donné que toute l'eau de ruissellement tombant sur les aires rendues étanches seront ultimement dérivées de manière permanente dans le réseau hydrique local via les fossés de drainage périphériques. Le réseau de suivi des eaux souterraines permettra d'identifier les modifications au patron d'écoulement de la nappe phréatique et d'en suivre l'évolution.

Évaluation de l'effet résiduel

Les effets potentiels sur l'écoulement des eaux souterraines sont limités par la nature du sol et l'importance relative des travaux sous le niveau du sol. L'effet est jugé de faible intensité et se déroulera sur une étendue locale et sur une longue durée. L'effet sur l'écoulement des eaux souterraines est qualifié de mineur.

7.1.4 Qualité des eaux souterraines et de surface

L'échantillonnage des eaux souterraines et des eaux de surface a été confié à LVM (2011) et est inclus dans le mandat de la réalisation de l'étude sectorielle concernant la géotechnique et l'hydrogéologie du L.E.T. d'Hébertville-Station. Le détail des méthodes d'échantillonnage ainsi que les certificats d'analyse fournis par le laboratoire sont présentés dans ce rapport.

7.1.4.1 Qualité des eaux souterraines

Des échantillons d'eau souterraine ont été prélevés dans les six (6) puits d'observation PO-2-11, PO-4-11, PO-5-11, PO-6-11, PO-7-11 et PO-8-11 (Annexe I). Le tableau 7-4 présente les résultats analytiques pour les échantillons d'eau souterraine prélevés le 11 mai 2011 dans les puits d'observation aménagés dans le massif rocheux.

Tableau 7-4 : Résultats d'analyses chimiques

| Paramètres | | Résultats | | | | | |
|----------------------|------------|-----------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | | PO-2-11 | PO-4-11 | PO-5-11 | PO-6-11 | PO-7-11 | PO-8-11 |
| Benzène | µg/L | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Toluène | µg/L | 0,5 | 0,2 | 10 | 0,6 | 0,6 | 1,9 |
| Éthylbenzène | µg/L | ND | ND | 4,5 | ND | ND | 0,4 |
| Xylène (o, m, p) | µg/L | ND | ND | 64 | ND | ND | 3,3 |
| Azote ammoniacal | mg/L | 0,08 | 0,12 | 0,13 | 0,25 | 0,92 | 0,2 |
| Bore | mg/L | ND | ND | 0,06 | 0,05 | 0,22 | ND |
| Cadmium | mg/L | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Chlorure | mg/L | 12 | 120 | 23 | 14 | 48 | 34 |
| Chrome | mg/L | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Coliformes fécaux | UFC/100 ml | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 | <1 |
| Cyanures totaux | mg/L | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Fer | mg/L | ND | ND | 0,2 | 1,1 | 0,1 | 0,1 |
| Manganèse | mg/L | 0,44 | ND | 0,61 | 0,21 | 0,025 | 0,38 |
| Mercurure | mg/L | 0,0002 | ND | ND | ND | ND | ND |
| Nickel | mg/L | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Nitrites/nitrates | mg/L | ND | ND | ND | ND | ND | 0,07 |
| Plomb | mg/L | 0,003 | ND | 0,001 | 0,003 | ND | ND |
| Sodium | mg/L | 7,8 | 0,9 | 62 | 16 | 70 | 19 |
| Sulfates totaux | mg/L | 11 | 13 | 22 | 7,5 | 29 | 25 |
| Sulfures totaux | mg/L | ND | ND | ND | ND | ND | ND |
| Zinc | mg/L | 0,006 | ND | 0,014 | 0,025 | 0,006 | 0,005 |
| Conductivité | µS/cm | 0,16 | 0,52 | 0,26 | 0,22 | 0,45 | 0,28 |
| Composés phénoliques | mg/L | ND | ND | 0,002 | ND | ND | 0,002 |
| DBO5 | mg/L | 24 | 69 | 29 | ND | ND | 7 |
| DCO | mg/L | 670 | 110 | 140 | 33 | 150 | 290 |

ND : Non détectable

Source : LVM (2011).

Les résultats de la campagne de caractérisation menée par LVM (2011) permettent d'établir le bruit de fond tel qu'il existait avant l'aménagement du L.E.T. Il est à noter que certaines teneurs en fer et en manganèse mesurées dans des puits d'observation présentent des valeurs significativement élevées. Toutefois, le fer et le manganèse ne sont pas considérés comme des éléments toxiques et ils se trouvent souvent en concentrations relativement élevées dans certaines eaux souterraines au Québec. Il est donc convenu de considérer les teneurs en manganèse et en fer comme naturelles dans l'eau souterraine qui migre dans le socle rocheux au site du futur L.E.T. Cependant, afin de respecter les dispositions de l'article 58 du REIMR, la RMR devra s'assurer pour ces paramètres de ne pas contribuer à une détérioration accrue des eaux souterraines.

Les concentrations de certains BTEX (éthylbenzène et xylène) au puits PO-5-11 présentent des teneurs qui semblent anormalement élevées. Le site étant vierge avant le début des travaux de caractérisation exécutés par LVM et ces éléments dérivés du pétrole ne se trouvant pas naturellement dans les eaux souterraines, la situation est paradoxale. Un second échantillonnage devra être réalisé avant le début des travaux d'aménagement du L.E.T. afin de valider les résultats obtenus et de confirmer les concentrations de bruit de fond des paramètres présents dans les eaux souterraines.

7.1.4.2 Qualité des eaux de surface

Un échantillon d'eau de surface a été recueilli dans le cours d'eau à proximité du futur point de rejet des eaux de lixiviation traitées. Le tableau 7-5 présente les résultats analytiques de l'échantillon d'eau de surface prélevé.

Bien que le nombre limité d'échantillons ne permette pas d'établir un niveau de référence (bruit de fond) des contaminants dans les eaux de surface à proximité du L.E.T., l'analyse des résultats tend à démontrer que l'eau de surface au point prévu pour le rejet de l'émissaire du L.E.T. est de bonne qualité pour la vie aquatique. Cette situation tend à être confirmée par la présence de nombreux alevins d'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) dans ce ruisseau, tant en amont qu'en aval du point d'échantillonnage.

Aucun usage officiel du ruisseau de L'Abattoire n'est identifié entre le point prévu pour le rejet de l'émissaire du L.E.T. et l'émissaire de la station d'assainissement des eaux usées de la municipalité de Saint-Bruno qui se situe à l'extérieur de la zone locale d'étude (figure 4-1) (communication personnelle avec les responsables municipaux).

7.1.4.3 Altération de la qualité des eaux de surface et souterraines

Les eaux de surface comprennent tout le réseau hydrographique où les eaux de ruissellement en provenance du site se déversent, incluant les fossés de drainage, les milieux humides, les ruisseaux et les rivières. Les eaux souterraines sont caractérisées par une nappe libre circulant au sein des fractures du massif rocheux et dont la partie supérieure est en lien hydraulique avec les dépôts meubles sus-jacents.

Les sources qui pourraient porter atteinte à la qualité des eaux de surface et souterraines sont les suivantes :

- déboisement, décapage et construction;
- gestion du lixiviat;
- aménagement, remplissage et fermeture du L.E.T. (fuites potentielles de lixiviat);
- gestion des eaux de surface;
- déversements accidentels;
- présence de vermines.

Tableau 7-5 : Résultats d'analyse chimiques de l'eau de surface

| Paramètres | | Limite de détection ⁽¹⁾ | Résultats eau du ruisseau ⁽¹⁾ | Critère de qualité des eaux de surface pour la protection de la vie aquatique (effet Aigu) ⁽²⁾ |
|-----------------------|------------|------------------------------------|--|---|
| Benzène | mg/L | 0,0002 | ND | 0,95 |
| Toluène | mg/L | 0,0001 | ND | 1,3 |
| Éthylbenzène | mg/L | 0,0001 | ND | 0,16 |
| Xylène (o, m, p) | mg/L | 0,0004 | ND | 0,37 |
| pH | | - | 6,81 | 6,5 < pH < 9,0 |
| Phénol 4AAP | mg/L | 0,002 | ND | 3,4 |
| Matière en suspension | mg/L | 2 | ND | Ne doit pas augmenter de plus de 25 mg/L par rapport à la concentration naturelle |
| Azote ammoniacal | mg/L | 0,02 | ND | 22,9 à 25,8 pour un pH de 6,8 |
| Bore | mg/L | 0,05 | ND | 28 |
| Cadmium | mg/L | 0,001 | ND | 0,00021 à 0,0087 ⁽³⁾ |
| Chlorure | mg/L | 0,05 | 0,48 | 860 |
| Chrome | mg/L | 0,03 | ND | 0,27 à 5,6 ⁽³⁾ |
| Coliformes fécaux | UFC/100 ml | - | < 1 | Aucun critère |
| Cyanures totaux | mg/L | 0,003 | ND | 0,022 ⁽⁴⁾ |
| Fer | mg/L | 0,1 | ND | 3,4 |
| Manganèse | mg/L | 0,003 | ND | 0,55 à 14,0 ⁽³⁾ |
| Mercure | mg/L | 0,0001 | ND | 0,0016 |
| Nickel | mg/L | 0,01 | ND | 0,067 à 1,5 ⁽³⁾ |
| Nitrites/nitrates | mg/L | 0,02 | 0,06 | Nitrites : 0,06 / Nitrates : 2,9 |
| Plomb | mg/L | 0,001 | ND | 0,0044 à 0,48 ⁽³⁾ |
| Sodium | mg/L | 0,2 | 0,8 | Aucun critère |
| Sulfates totaux | mg/L | 0,5 | 3,4 | 500 |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,02 | ND | Aucun critère |
| Zinc | mg/L | 0,005 | ND | 0,017 à 0,39 ⁽³⁾ |
| Conductivité | µS/cm | 0,001 | 0,033 | Aucun critère |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,002 | ND | 3,4 |
| DBO5 | mg/L | 4 | ND | Aucun critère |
| DCO | mg/L | 10 | 10 | Aucun critère |

⁽¹⁾ Source : LVM (2011). : ND : Non détectable

⁽²⁾ Source : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp.

⁽³⁾ Le critère varie en fonction de la dureté de l'eau.

⁽⁴⁾ Critère pour les cyanures libres, il n'y a pas de critère pour les cyanures totaux.

a) *Déboisement, décapage et construction*

Les activités de déboisement et de décapage du terrain pour la construction du chemin d'accès ainsi que l'aménagement des ouvrages prévus peuvent altérer la qualité des eaux de surface en raison du phénomène d'érosion des sols. Effectivement, les eaux de surface, lesquelles sont drainées vers des fossés, peuvent potentiellement se charger de matières en suspension, ce qui pourrait générer un transport de sédiments hors du site, notamment vers le ruisseau de l'Abattoire et des milieux humides.

b) *Gestion du lixiviat*

Les eaux de lixiviation produites par le L.E.T. sont récupérées par un système de captage. Par la suite, elles sont acheminées au système de traitement des eaux de type biologique composé d'un bassin aéré complètement mélangé avec système de nitrification par réacteur biologique sur supports fluidisés suivi de chambres de coagulation, floculation et décantation pour se terminer par la réduction des coliformes par injection de peroxyde d'hydrogène. Une fois traitées, les eaux sont acheminées par canalisation aux points de rejet, un tributaire sans nom du ruisseau de l'Abattoire.

Selon les données présentées dans l'étude de GENIVAR (2011a), un volume annuel maximal de lixiviat atteignant 35 825 m³ est anticipé en l'an 2039, soit 28 863 m³ de lixiviat brut auquel s'ajoute le volume de 6 925 m³ correspondant aux précipitations annuelles qui tombent dans le bassin d'accumulation (tableau 3-4).

Le système de traitement a été conçu pour être en mesure d'augmenter sa capacité de traitement par l'ajout de média dans le système RSBF tout en répondant aux exigences de rejet du MDDEP et de la composition du lixiviat. Le débit mensuel moyen de traitement du système variera autour de 4 800 à 9 300 m³/mois en fonction de la performance globale du traitement et des exigences de rejet spécifiques aux diverses périodes de l'année. Entre autres, pour la période hivernale (novembre à mai inclusivement), les eaux de lixiviation seront entreposées dans un bassin d'accumulation.

L'ensemble des infrastructures pour l'entreposage des eaux de lixiviation a été conçu de façon sécuritaire pour éviter toutes fuites potentielles dans l'environnement. Un bassin d'accumulation de lixiviat étanche d'une capacité de stockage de 26 500 m³ sera aménagé. Le bassin d'accumulation permettra un tamponnement des variations journalières, mensuelles et saisonnières des volumes de lixiviat produits. De plus, il fournira un volume d'accumulation en cas d'arrêt temporaire du système de traitement pour réparation ou entretien.

Selon GENIVAR (2011a), le système de traitement qu'il propose permettra d'assainir les eaux de lixiviation afin de respecter les critères alloués à l'effluent (OER) calculés par le MDDEP (annexe E). Le respect de ces critères couplé aux usages limités du ruisseau de l'Abattoire en raison de son caractère agricole et l'absence de prise d'eau potable en aval du rejet sont autant de facteurs qui permettront d'atténuer et de circonscrire les impacts potentiels.

c) *Aménagement, remplissage et fermeture du L.E.T. (fuites potentielles de lixiviat)*

Si une fuite accidentelle provenant des bassins d'entreposage des eaux de lixiviation ou si un déversement accidentel lors de la manutention des eaux de lixiviation (pompage) survenait, la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines pourrait être altérée. Cependant, les mesures d'ingénierie intégrées à la conception du système de gestion des eaux de lixiviation et les mesures de contrôle et de surveillance mises en place pour assurer la sécurité des opérations limitent grandement ces risques.

D'autre part, les eaux de lixiviation pourraient affecter la qualité des eaux souterraines dans le cas où une exfiltration se produirait par le fond ou les parois du L.E.T. En raison de la conception de celui-ci, lequel est pourvu d'un système d'imperméabilisation à double niveau de protection, incluant un système de captage des eaux de lixiviation, le risque de modification de la qualité des eaux souterraines est très faible. Bien que le risque de contamination des eaux souterraines soit très limité, la RMR réalisera un suivi environnemental exhaustif du site en vue de s'assurer qu'il ne se produise aucune dégradation de la qualité de l'eau souterraine.

d) *Gestion des eaux de surface*

En ce qui concerne les eaux pluviales et de ruissellement circulant sur le site, celles-ci seront déviées vers un fossé périphérique de manière à ce qu'elles n'entrent pas en contact avec les matières résiduelles en évitant ainsi leur contamination. Ces eaux pourront alors percoler dans le sol. Les eaux pluviales et de ruissellement qui auront été en contact avec les matières résiduelles seront confinées à l'intérieur du L.E.T. et récupérées par le système de collecte du lixiviat.

Les activités de déboisement et de décapage du terrain pour la construction de la voie d'accès peuvent également altérer la qualité des eaux de surface en raison du phénomène d'érosion des sols. Les eaux de surface peuvent potentiellement se charger de matières en suspension, ce qui pourrait générer un transport de sédiments, hors du site des travaux, non négligeable, notamment vers les milieux humides avoisinants (figure 7-6). Si requis, des bassins de sédimentation des eaux de surface pourront être construits avant les points de rejet. Ceux-ci permettraient aux eaux de surface des fossés de décanter et ainsi d'avoir une charge en matières en suspension beaucoup moins importante.

e) *Déversements accidentels*

Un déversement involontaire d'hydrocarbures à la suite de bris d'équipement ou de d'autres produits chimiques entreposés sur le site pourrait modifier la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Des mesures de nettoyage appropriées étant prévues dans de tels cas, la modification de la qualité des eaux de surface ou des eaux souterraines sur le site des travaux ou dans les fossés périphériques et le long de la voie d'accès dépend de l'ampleur des déversements, mais elle ne saurait présenter un risque significatif en raison des procédures de récupération prévues dans les plans de mesures d'urgence.

f) *Présence de vermines*

La présence de goélands aux abords du site risque d'affecter la qualité bactériologique des eaux de surface en raison des fientes produites par ces oiseaux. Il est également possible que des goélands transportent avec eux des débris issus du site sur les terrains avoisinants (p. ex., terres agricoles, rivière, etc.). Des rongeurs et d'autres espèces animales risquent d'être attirés par les odeurs et la présence de débris, mais cela est peu probable en raison du recouvrement journalier et du taux de compaction des déchets.

| Impact : altération de la qualité des eaux de surface et souterraines | |
|---|---|
| Source d'impact : déboisement, décapage et construction des infrastructures, gestion du lixiviat, aménagement, remplissage et fermeture du L.E.T. (fuites potentielles de lixiviat), gestion des eaux de surface, déversements accidentels et présence de vermines | |
| Intensité : faible | Modification de mineure à non significative |
| Étendue : ponctuelle | |
| Durée : longue | |

Mesures d'atténuation

- Lors des travaux, si des phénomènes d'érosion des sols sont constatés, mettre en place des moyens pour réduire l'apport de matières en suspension dans les milieux récepteurs (ruisseau et milieux humides).
- Installer, si requis, au pourtour de la zone des travaux, préalablement au décapage des sols, des barrières à sédiments et en assurer l'entretien.

- Effectuer un entretien régulier de la machinerie.
- Munir les aires de travail du matériel nécessaire pour circonscrire tout déversement.
- Veiller à ce que le recouvrement journalier des matières résiduelles soit effectué.
- Maintenir un programme efficace d'effarouchement des goélands pour réduire les risques de contamination des eaux de surface par les défécations.
- Maintenir un programme de suivi des eaux de surface et souterraines.

Évaluation de l'effet résiduel

En résumé, la qualité des eaux de surface et souterraines ne devrait pas subir de modification en raison des systèmes de collecte et de captage mis en place et des nombreuses mesures d'ingénierie, de contrôle et de suivi qui seront implantées. Le projet n'aura aucun effet cumulatif négatif sur la qualité des eaux souterraines.

7.1.5 Qualité de l'air

7.1.5.1 Étude de dispersion atmosphérique

Afin d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air ambiant, une étude de dispersion atmosphérique a été réalisée par la firme GENIVAR (2011b) conformément aux exigences du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). La méthodologie utilisée et les résultats sont présentés ci-après.

A) Description du modèle retenu

Le modèle AERMOD a été retenu pour effectuer la modélisation de la dispersion atmosphérique des contaminants. Ce modèle a été développé par l'USEPA et est recommandé par le MDDEP.

Les paramètres de modélisation se divisent en trois catégories, soient les données reliées aux sources d'émissions, les données météorologiques et les données reliées à la grille réceptrice. Les détails relatifs aux paramètres de modélisation sont présentés dans l'étude de dispersion atmosphérique (Source : GENIVAR, 2011b). Les données relatives aux sources d'émissions sont présentées dans la section 5.2 du présent rapport.

Les données météorologiques utilisées sont celles des stations météorologiques de Mistook pour les données de température, point de rosée, vitesse et direction des vents, pression atmosphérique et humidité relative. Les données de couverture nuageuse et de plafond nuageux proviennent de la station météorologique de Bagotville. La station aérologique utilisée est celle de Maniwaki. Les données horaires pour les années 2003 à 2007 ont été utilisées pour la modélisation.

Le modèle AERMOD requiert les coordonnées d'une grille réceptrice, dans le but d'estimer les concentrations de polluants dans l'atmosphère aux environs du lieu d'enfouissement. La grille cartésienne utilisée couvre l'aire d'étude dans son ensemble sur une superficie de 25 km² (5 km x 5 km) et comprend 620 points, avec un maillage de 200 m par 200 m. En plus de la limite de propriété, cinq récepteurs discrets ont été ajoutés à cette grille. Ces récepteurs correspondent à cinq résidences situées près du site.

B) Résultats de la modélisation

L'étude de dispersion a permis de calculer les concentrations ambiantes sur une base horaire, huit heures, journalière et annuelle de contaminants émis à partir des sources de surface (SRT, composés de COV retenus et le mercure) ainsi qu'à partir de la source ponctuelle, soit la torchère (CO, NO_x et SRT).

L'étude de dispersion a été effectuée en utilisant les taux d'émissions de contaminants pour l'année correspondant à celle ayant le plus haut taux d'émission à l'atmosphère de biogaz, soit 2049. Pour les émissions de la torchère, les débits de biogaz capté de 2057 ont été préférés à ceux de 2049 pour calculer les taux d'émission de polluants, puisque c'est en 2057 que les taux de captation du biogaz sont les plus élevés.

Pour les contaminants ayant une norme annuelle (sauf le NO₂), leur concentration dans l'air ambiant a été déterminée en fonction des émissions moyennes de biogaz à l'atmosphère pour les 25 années de plus grandes émissions, soit de 2032 à 2056, plutôt que pour l'année d'émission maximale de biogaz à l'atmosphère (2049), et ce, conformément à la directive du MDDEP.

➤ SRT

Les concentrations maximales de SRT sur une période d'une heure obtenues par la modélisation de la dispersion des émissions sont présentées au tableau 7-6, et ce, pour le point d'impact maximal et pour les cinq récepteurs considérés, soit les 5 résidences les plus rapprochées du L.E.T.

Tableau 7-6 : Résultats de la modélisation de la dispersion atmosphérique des SRT

| Lieu | Concentration moyenne maximale sur 1 heure ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Critère ⁽²⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | % par rapport au critère |
|---------------------------------------|---|---|--------------------------|
| Point d'impact maximal ⁽¹⁾ | 2,82 | 6 | 47,0 |
| Résidence 1 | 1,53 | 6 | 25,5 |
| Résidence 2 | 1,49 | 6 | 24,8 |
| Résidence 3 | 0,75 | 6 | 12,5 |
| Résidence 4 | 1,23 | 6 | 20,5 |
| Résidence 5 | 1,02 | 6 | 17,0 |

⁽¹⁾ Le point d'impact maximal où la concentration horaire maximale est atteinte se trouve à la coordonnée (223927, 5367085).

⁽²⁾ Critère d'évaluation des impacts reliés au biogaz du MDDEP, base horaire.

Source : GENIVAR INC, Étude de dispersion atmosphérique Q126623/101-53197-00.

Ainsi, comme montré au tableau 7-6, la concentration moyenne maximale sur une heure obtenue par modélisation au point d'impact maximal, lequel est situé à environ 100 mètres à l'ouest de la propriété du L.E.T. Cette concentration correspond à 47,0 % du critère du MDDEP.

La résidence la plus affectée par les émissions de SRT est la résidence 1 où la concentration maximale horaire obtenue par modélisation est de $1,53 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ce qui correspond à 25,5 % du critère du MDDEP. La résidence 1 correspond à la maison située dans le rang 8 (coordonnée 223672, 5367525). La localisation exacte de cette résidence est illustrée aux figures 7-3 et 7-4 qui présentent respectivement le profil de distribution des concentrations maximales horaires et moyennes annuelles de SRT pour les données météorologiques de l'année 2004, soit l'année où la concentration moyenne annuelle de SRT au point d'impact maximal hors des limites de propriété est la plus élevée. Il est à noter que, pour les autres années modélisées, le profil de dispersion est similaire.

La figure 7-4 montre que les plus fortes concentrations de SRT sur la base annuelle sont localisées à l'ouest du L.E.T. près de la limite de propriété, soit à proximité de la zone prévue pour la future aire d'exploitation. La concentration maximale de SRT obtenue par modélisation sur une base annuelle hors des limites de propriété est de $0,027 \mu\text{g}/\text{m}^3$, et ce, pour les conditions météorologiques de l'année 2003.

➤ COV et du mercure

Le tableau 7-6 présente les résultats de la modélisation de la dispersion atmosphériques des émissions en provenance du L.E.T. lors de son exploitation et les comparent avec les critères du MDDEP et ce pour chacun des COV retenus ainsi que pour le mercure. Cette comparaison avec les critères du MDDEP est effectuée à partir de concentrations résultantes calculées en additionnant les concentrations obtenues par la modélisation à la concentration initiale dans l'air ambiant.

Les concentrations ambiantes de COV sur la base horaire ont été calculées à partir des concentrations dans le biogaz établies dans le document produit par l'USEPA pour les lieux d'enfouissement sanitaire (AP-42), et ce, en utilisant le facteur de dilution établi pour les SRT par rapport au biogaz pur qui équivaut à 28 333 fois. Ce facteur a été calculé en considérant que la concentration de départ des SRT dans le biogaz est de $79,9 \text{ mg}/\text{m}^3$ et

que la valeur moyenne maximale dans l'air ambiant sur base horaire obtenue par la modélisation au point d'impact maximal est de $2,82 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Pour pouvoir comparer les concentrations horaires obtenues aux critères de qualité de l'air du MDDEP exprimés sur une base de 4 minutes et 24 heures, les concentrations correspondantes pour chaque COV ont été calculées à l'aide des équations suivantes tirées du *Guide de la modélisation de la dispersion atmosphérique* du MDDEP (avril 2005) :

| | | |
|----------------------|--------------------|---|
| Normes 4 minutes | | $C(4\text{min}) = 1,9 \times C(1\text{h})$ |
| Normes sur 24 heures | | $C(24\text{h}) = C(1\text{h}) \times 0,24$ |
| Où | $C(1\text{h}) =$ | Concentration établie sur base horaire |
| | $C(4\text{min}) =$ | Concentration établie sur une base de 4 minutes |
| | $C(24\text{h}) =$ | Concentration établie sur base 24 heures |

Pour les composés ayant un critère annuel, leur concentration dans l'air ambiant a été déterminée en fonction des émissions moyennes de biogaz à l'atmosphère pour les 25 années de plus grandes émissions (2032-2056) plutôt que pour l'année d'émission maximale de biogaz à l'atmosphère (2049), soit $1,85 \text{ Mm}^3/\text{an}$ plutôt que $2,01 \text{ Mm}^3/\text{an}$, et ce, conformément à la directive du MDDEP

On peut constater au tableau 7-7 que les concentrations maximales probables de COV et du mercure prévues dans l'air ambiant au point d'impact maximal sont, en général, pour tous les composés considérés, de plusieurs ordres de grandeur inférieures aux critères de qualité de l'air du MDDEP.

Afin de simplifier la présentation des résultats, les concentrations dans l'air ambiant pour ces substances calculées aux cinq résidences les plus rapprochées n'ont pas été intégrées au tableau 7-7. Ces concentrations sont toutes minimalement de 25 % inférieures aux résultats de modélisation présentés au tableau 7-7 et par conséquent respectent les critères de qualité de l'air du MDDEP.

➤ CO et NOx

Les émissions de monoxyde de carbone et d'oxydes d'azote provenant de la torchère ont fait l'objet d'une modélisation de dispersion atmosphérique. Les concentrations moyennes maximales au point d'impact maximal de monoxyde de carbone (CO) obtenues de la modélisation des émissions sur des périodes d'une heure et huit heures ainsi que celles d'oxydes d'azote (NO_x) sur des périodes d'une heure, de 24 heures et d'un an sont présentées au tableau 7-8 et comparées aux critères de qualité de l'air du MDDEP.

Tableau 7-7 : Concentrations ambiantes de CO et NOx obtenues par la modélisation de la dispersion atmosphérique au point d'impact maximal

| Période | Concentration moyenne maximale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Concentration initiale dans l'air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | Concentration résultante ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ⁽¹⁾ | Critère du MDDEP ⁽¹⁾ ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) | % par rapport au critère |
|---|---|--|--|--|--------------------------|
| CO | | | | | |
| 1 heure | 5,81 | 2650 | 2655,8 | 34 000 | 7,81 |
| 8 heures | 4,27 | 1750 | 1754,3 | 12 700 | 13,81 |
| NOx (exprimé sous forme de NO₂) | | | | | |
| 1 heure | 1,75 | 150 | 151,8 | 414 | 36,7 |
| 24 heures | 0,91 | 100 | 100,9 | 207 | 48,7 |
| 1 an | 0,10 | 30 | 30,1 | 103 | 29,2 |

⁽¹⁾ tiré de la mise à jour des critères québécois de qualité de l'air de la Direction du Suivi de l'état de l'environnement du MDDEP (Mars 2010).

Source : GENIVAR INC : *Étude de dispersion atmosphérique* Q126623/101-53197-00.

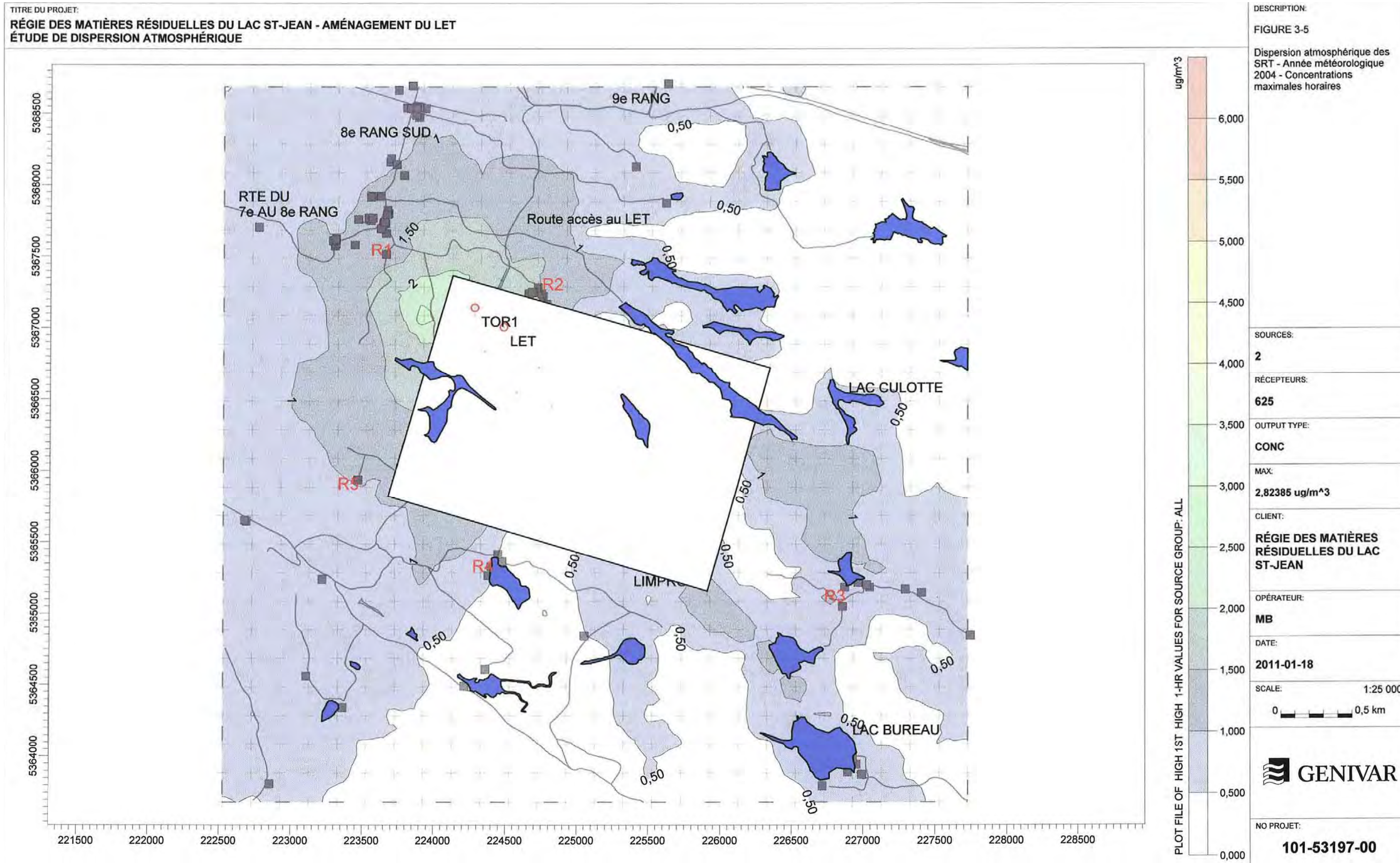


Figure 7-3 : Profil de dispersion des SRT pour l'année météorologique 2003 - Concentrations maximales horaires.

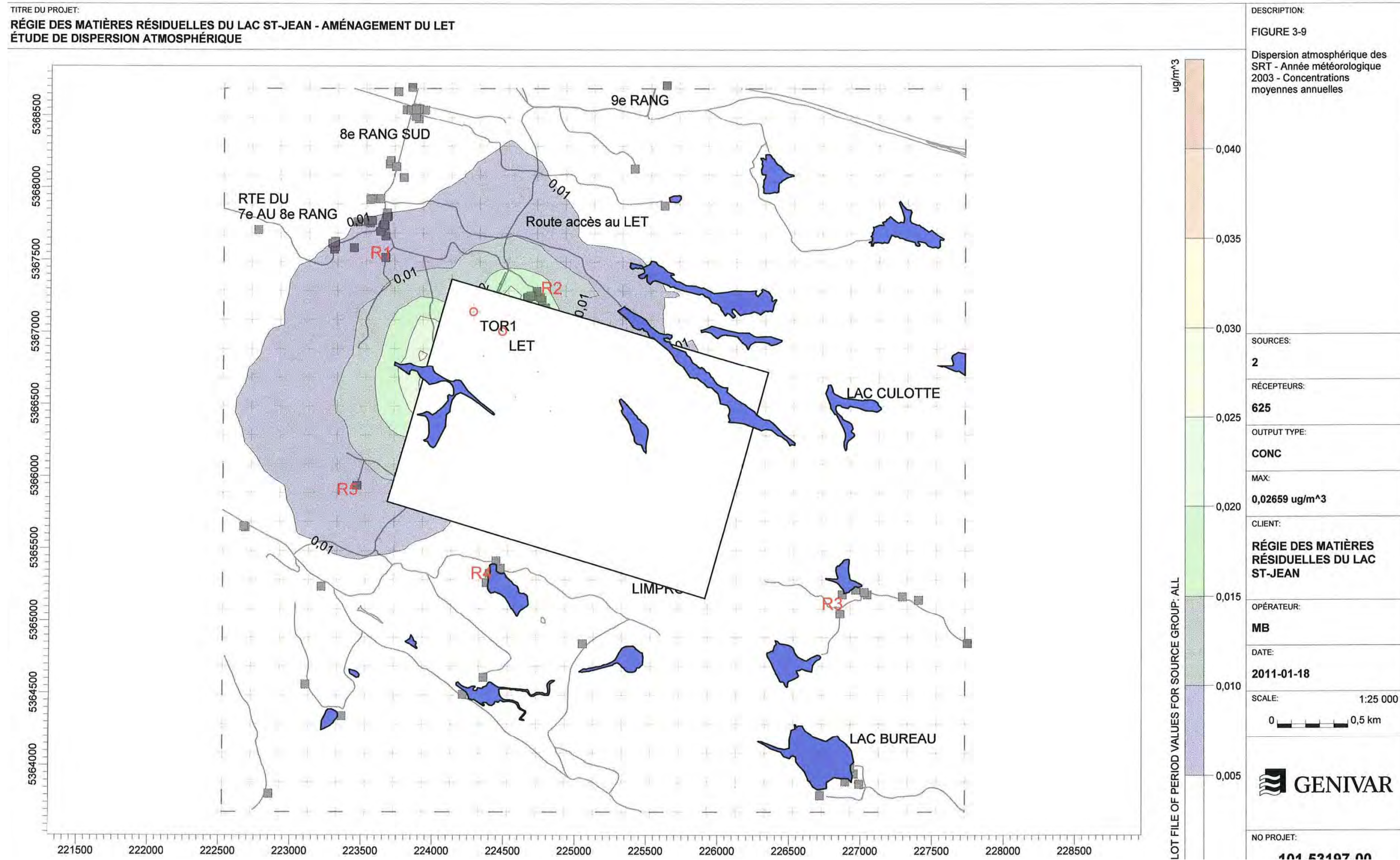


Figure 7-4 : Profil de dispersion des SRT pour l'année météorologique 2003 - Concentrations moyennes annuelles.

Tableau 7-8 : Concentrations résultantes prévues des COV dans l'air ambiant

| Tableau 7.8 Composés Organiques Volatils et mercure | Concentration dans l'air ambiant ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) au point d'impact maximum | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---|--------------------------|-------------------|-------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|----------------------------|--------------------------|-------------------|-------------------|
| | Base horaire | | | | Base 4 minutes | | | | Base 24 heures | | | | Base annuelle | | | |
| | Conc. prob. max. (1) (2) | Conc. initiale MDDEP (3) | Conc. résult. (4) | Critère MDDEP (5) | Conc. prob. max. (1) (2) | Conc. initiale MDDEP (3) | Conc. résult. (4) | Critère MDDEP (5) | Conc. prob. max. (1) (2) | Conc. initiale MDDEP (3) | Conc. résult. (4) | Critère MDDEP (5) | Conc. Probable moyenne (6) | Conc. initiale MDDEP (3) | Conc. résult. (4) | Critère MDDEP (5) |
| 1,1,1-Trichloroéthane | 0.092 | | | | | | | | | | | | 0.0034 | 0 | 0.0034 | 1100 |
| 1,1,2,2-Tétrachloroéthane | 0.27 | | | | | | | | | | | | 0.0099 | 0.03 | 0.040 | 0.05 |
| 1,1,2-Trichloroéthane | 0.019 | | | | | | | | | | | | 0.0007 | 0.04 | 0.041 | 0.06 |
| 1,1-Dichloroéthane | 0.34 | | | | | | | | | | | | 0.012 | 0 | 0.012 | 120 |
| 1,2-Dichloroéthane | 0.059 | | | | | | | | | | | | 0.0022 | 0 | 0.0022 | 0.04 |
| 1,1-Dichloroéthylène | 0.028 | | | | | | | | | | | | 0.0010 | 0.04 | 0.041 | 0.5 |
| 1,2-Dichloropropane | 0.029 | | | | | | | | | | | | 0.0011 | 0 | 0.0011 | 4 |
| Acétone | 0.59 | | | | 1.13 | 170 | 171.1 | 8600 | | | | | 0.022 | 4 | 4.02 | 380 |
| Acrylonitrile | 0.48 | | | | | | | | | | | | 0.018 | 0 | 0.018 | 12 |
| Benzène | 0.21 | | | | | | | | 0.050 | 3 | 3.1 | 10 | | | | |
| Bromodichlorométhane | 0.74 | | | | | | | | | | | | 0.027 | 0 | 0.027 | 1 |
| Chlorobenzène | 0.041 | | | | | | | | | | | | 0.0015 | 0.3 | 0.30 | 8.5 |
| Chloroéthane | 0.12 | | | | 0.23 | 0.00 | 0.23 | 10 900 | | | | | 0.0007 | 0 | 0.0007 | 500 |
| Chloroforme | 0.0052 | | | | | | | | | | | | 0.0002 | 0 | 0.0002 | 0.04 |
| Chlorure de vinyle | 0.66 | | | | | | | | | | | | 0.024 | 0.02 | 0.044 | 0.05 |
| Dibromure d'éthylène | 0.0003 | | | | | | | | | | | | 0 | 0.02 | 0.02 | 0.022 |
| 1,4-Dichlorobenzène | 0.045 | | | | 0.086 | 0.00 | 0.086 | 730 | | | | | 0.0016 | 0 | 0.0016 | 160 |
| Dichlorométhane | 1.75 | 6 | 7.8 | 14 000 | | | | | | | | | 0.065 | 1 | 1.07 | 2 |
| Disulfure de carbone | 0.064 | | | | 0.12 | 0.00 | 0.12 | 25 | | | | | | | | |
| Éthylbenzène | 0.71 | | | | 1.36 | 140 | 141.4 | 740 | | | | | 0.026 | 3 | 3.03 | 200 |
| Mercuré total | 0.000085 | | | | | | | | | | | | 0.0000031 | 0.01 | 0.010 | 0.15 |
| Méthyl Ethyl Cétone | 0.74 | | | | 1.41 | 1.50 | 2.9 | 740 | | | | | | | | |
| Méthyl isobutyl cétone | 0.27 | | | | 0.52 | 0.00 | 0.52 | 400 | | | | | | | | |
| n-Hexane | 0.82 | | | | 1.57 | 140 | 141.6 | 5300 | | | | | 0.030 | 3 | 3.03 | 140 |
| Sulfure d'hydrogène | 1.75 | | | | 3.34 | 0.00 | 3.3 | 6 | | | | | 0.064 | 0 | 0.064 | 2 |
| Tétrachloroéthylène | 0.89 | | | | | | | | | | | | 0.033 | 1 | 1.03 | 2 |
| Tétrachlorométhane | 0.0009 | | | | | | | | | | | | 0 | 0.7 | 0.7 | 1 |
| Toluène | 5.23 | | | | 9.96 | 260.00 | 270.0 | 600 | | | | | | | | |
| Trichloroéthylène | 0.53 | | | | | | | | | | | | 0.020 | 0.3 | 0.32 | 0.4 |
| Xylène (o-, m-, p-) | 1.85 | | | | 3.53 | 150 | 153.5 | 350 | | | | | 0.068 | 8 | 8.1 | 20 |

(1) Basée sur les émissions maximales de 2032

(2) Concentration obtenue au point d'impact maximum

(3) Tiré de la mise à jour des critères québécois de qualité de l'air, Direction de suivi de l'état de l'environnement, MDDEP mars 2010

(4) Concentration obtenue à partir de l'addition de la concentration maximale et la concentration initiale

(5) Tiré de Critères de qualité de l'air pour l'évaluation des impacts des lieux d'enfouissement sanitaire, MDDEP mai 2010

L'analyse du tableau indique que les concentrations moyennes maximales obtenues au point d'impact maximal dans l'air ambiant pour ces deux contaminants sont de plusieurs ordres de grandeur inférieures aux critères québécois du MDDEP mis à jour en mars 2010. Il est à noter que les concentrations moyennes maximales aux résidences et obtenues par modélisation sont inférieures aux résultats du tableau 7-8 et par conséquent elles sont aussi inférieures de beaucoup aux critères québécois du MDDEP.

➤ Sommaire

En somme, les résultats de la modélisation de la dispersion des émissions de biogaz émis par le L.E.T. indiquent que les concentrations de contaminants dans l'air ambiant hors de la limite de propriété seront en tout temps inférieures aux critères de qualité de l'air du MDDEP.

7.1.5.2 Émissions de gaz à effet de serre

Le biogaz émis par les lieux d'enfouissement constitue un gaz à effet de serre (GES), en raison du méthane qu'il contient. Les GES émis par la future aire d'exploitation ont été calculées sur la base d'une concentration de méthane dans le biogaz de 50 % et d'un ratio de 21 pour le pouvoir contributeur à l'effet de serre (potentiel de réchauffement planétaire) du méthane comparativement au CO₂. Le tableau 7-9 présente le sommaire des émissions de biogaz et de gaz à effet de serre pour la période 2014 à 2100.

Tableau 7-9 : Quantité d'émissions de gaz à effet de serre pour la période 2014 à 2100

| | | Future aire d'exploitation |
|---|--|----------------------------|
| Quantité de biogaz (Mm³) | | |
| Généré | | 527,3 |
| Capté | | 424,0 |
| Dégradé au sol | | 10,4 |
| Émis à l'atmosphère | | 93,1 |
| Quantité de gaz à effet de serre ⁽¹⁾ (M tonne CO₂ eq.) | | |
| Émis à l'atmosphère | | 0,64 |

¹ La quantité de gaz à effet de serre est évaluée sur la base du méthane en considérant que le biogaz est constitué de méthane à 50 % volumique (le CO₂ émis directement d'un site d'enfouissement ou à partir de la combustion du gaz d'enfouissement n'est pas compté dans l'inventaire de GES – Lignes directrices du GIEC).

Le bilan des gaz à effet de serre du projet considère que seule la partie des biogaz émise à l'atmosphère contribue à la génération de gaz à effet de serre. Les émissions de biogaz capté et détruit par la torchère et de biogaz dégradé par le sol sont majoritairement converties en CO₂ et ne doivent pas être comptabilisées dans le bilan. Par conséquent, la future aire d'exploitation contribuera pour 640 000 tonnes de CO₂ équivalent sur la période 2014 à 2100.

7.1.5.3 Altération de la qualité de l'air

7.1.5.3.1 Description des sources d'impact

Les principales sources d'impact sur la qualité du milieu atmosphérique dépendent des périodes de construction et d'exploitation.

Sources d'impact en période de construction

Lors de la phase initiale de construction en 2013, les sources d'émissions atmosphériques (voir tableau 5-1) seront essentiellement reliées à la machinerie utilisée pour effectuer les travaux de construction des chemins d'accès (incluant les chemins de services et temporaires), du système de traitement du lixiviat et des cellules d'enfouissement technique (C.E.T. 1-2-3).

Sources d'impact en période d'exploitation (en 2047)

En période d'exploitation, les sources d'impacts seront essentiellement associées aux émissions atmosphériques des zones d'enfouissement des déchets et de la torchère à flamme invisible.

7.1.5.3.2 Altération de la qualité de l'air (en phase de construction)

Les déplacements d'équipements mécaniques et de camions, utilisés pour effectuer les différents travaux requis lors de la construction des chemins d'accès (incluant les chemins de service et temporaires), du système de traitement du lixiviat et des cellules d'enfouissement technique (C.E.T. 1-2-3), constituent des sources de remise en suspension de particules dans l'atmosphère. Certaines émissions de poussières pourront être engendrées par des accumulations de sol laissées par les véhicules sur les routes et chemins temporaires sur le site. Les moteurs de ces véhicules constituent également des sources d'émissions de monoxyde de carbone (CO), d'oxydes d'azote (NO_x) et, dans une moindre mesure, de composés organiques volatils (COV).

La modification de la qualité de l'air attribuable à l'augmentation des émissions en provenance des véhicules lourds est qualifiée de mineure.

| Impact : altération de la qualité de l'air par les émissions des véhicules (phase de construction) | |
|--|----------------------|
| Source d'impact : machinerie lors de la construction de la route temporaire et des C.E.T. 1-2-3 | |
| Intensité : moyenne | modification mineure |
| Étendue : ponctuelle | |
| Durée : courte | |

Mesures d'atténuation

Utiliser des abats-poussières sur les chemins ou arrosage des chemins.

Évaluation de l'effet résiduel

Inchangé.

7.1.5.3.3 Altération de la qualité de l'air (en phase d'exploitation)

Les émissions de biogaz qui seront générées par la future aire d'exploitation du L.E.T. pourraient affecter la qualité de l'air ambiant. Les concentrations de contaminants de l'air qui résulteront de l'agrandissement du L.E.T. ont été présentées à la section précédente. Les principaux contaminants en provenance de source de surface sont les SRT (composés de soufre réduit totaux) et les COV (composés organiques volatils).

En ce qui concerne les SRT, les résultats de la modélisation de dispersion atmosphérique indiquent que les concentrations maximales horaires les plus élevées enregistrées sont de 2,8 µg/m³ hors des limites de propriété, ce qui correspond à un peu moins de 50 % du critère d'évaluation des impacts reliés au biogaz du MDDEP,

lequel est fixé à $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (base horaire). Ces concentrations sont situées à environ 100 mètres à l'ouest de la propriété du L.E.T.

Pour ce qui est des COV, les résultats de la modélisation de dispersion atmosphérique indiquent également que les concentrations maximales dans l'air ambiant des composés individuels retenus hors des limites de propriété sont toutes inférieures aux critères de qualité de l'air du MDDEP (mars 2010).

Les émissions de la torchère peuvent également contribuer à affecter la qualité de l'air. Les paramètres identifiés et modélisés sont le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NO_x). Les concentrations maximales de CO calculées sur les périodes d'une heure et de huit heures ainsi que celles de NO_x calculées sur les périodes de 1 heure, 24 heures et 1 an ont été présentées au tableau 7-7. Les concentrations obtenues sont comparées aux critères de qualité de l'air du MDDEP mis à jour en mars 2010. On observe, autant pour le CO et les NO_x , que les concentrations ambiantes maximales sont toutes de plusieurs ordres de grandeur inférieures aux critères du MDDEP.

Comme les concentrations ambiantes ajoutées par le projet sont en deçà des critères de la qualité de l'air, alors l'intensité de l'impact sur la qualité de l'air est considérée faible. Comme l'étendue de l'impact est locale et la durée est permanente, la modification de l'impact est mineure.

| Impact : altération de la qualité de l'air (phase d'exploitation) | |
|--|----------------------|
| Source d'impact : émissions atmosphériques des zones d'enfouissement des déchets et de la torchère à flamme invisible | |
| Intensité : Faible | Modification mineure |
| Étendue : locale | |
| Durée : longue | |

Mesures d'atténuation

Aucune.

Évaluation de l'effet résiduel

Inchangé.