

Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec : Résultats de 10 ans de suivi

Bruno BUSSIÈRE^{1,a,*}, Robin POTVIN^{1,a}, Anne-Marie DAGENAI²,
Michel AUBERTIN³, Abdelkadir MAQSOU³, Johanne CYR⁴

1. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, UQAT, Rouyn-Noranda, Québec, Canada

2. Golder Associés, Montréal, Québec

3. Chaire industrielle CRSNG Polytechnique-UQAT en environnement et gestion des rejets miniers, École Polytechnique, Montréal, Québec, Canada

4. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Canada

a : Chaire de recherche du Canada sur la restauration des sites miniers abandonnés

Contacts : Bruno.Bussiere@uqat.ca. ou robin.potvin@uqat.ca ou abdelkadir.maqsoud@uqat.ca ou Michel.aubertin@polymtl.ca ou anne-marie_dagenais@golder.com ou Johanne.Cyr@mrnf.gouv.qc.ca

Résumé

Le gisement polymétallique de la mine Lorraine (Latulipe, Québec), exploité de 1964 à 1968, a généré environ 600 000 tonnes de résidus miniers potentiellement générateurs d'acide. Ces résidus ont été entreposés dans un parc d'une superficie de 15,5 hectares. Le parc a été laissé à l'abandon pendant environ 30 ans. Durant cette période, les réactions d'oxydation des sulfures contenus dans les rejets miniers se sont enclenchées, ce qui a conduit à la génération de drainage minier acide (DMA), dont les traces sont principalement observées dans le secteur sud du parc. Afin de réduire les impacts sur l'environnement, des travaux de restauration ont été entrepris à l'été 1998. L'approche de restauration préconisée inclut la construction d'une couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) pour limiter la migration de l'oxygène jusqu'aux résidus réactifs. En plus de la CEBC, un système de traitement passif, constitué de drains dolomitiques (3) et calcaire (1), a été mis en place pour améliorer la qualité de l'eau des exfiltrations du site. Les mesures effectuées sur le site montrent qu'après une période transitoire de deux ans, la CEBC est efficace pour limiter la migration de l'oxygène. Les flux mesurés sont inférieurs à l'objectif de design, qui était de l'ordre de 20 à 40 g d'O₂/m²/an. Malgré la bonne performance de la CEBC, l'eau qui sort du site (avant traitement passif) ne respecte toujours pas les critères de rejets québécois; cependant, une amélioration notable a été observée au cours des deux dernières années. Grâce aux drains dolomitiques, on améliore significativement la qualité de l'eau de l'effluent final, sans toutefois respecter tous les critères.

Introduction

La restauration des sites miniers générateurs de drainage minier acide (DMA) est probablement le défi environnemental le plus important auquel doit faire face l'industrie minière québécoise, canadienne et mondiale (Ritcey, 1989; MEND, 2001; Aubertin *et al.*, 2002; Bussière, 2007). La res-

tauration de sites abandonnés ayant déjà généré du DMA, pour une période plus ou moins longue, est encore plus compliquée que celle des sites actifs en fin d'opération (Bussière *et al.*, 2005). Un des aspects importants qui distingue les sites abandonnés par rapport aux sites existants est la qualité de l'eau interstitielle. En présence de sulfures, l'oxydation dans les rejets durant les années d'exposition peut avoir contaminé de façon significative la qualité de l'eau interstitielle; on peut alors y mesurer des pH inférieurs à 4, des teneurs élevées en sulfates et en métaux (de l'ordre du millier de ppm) tels le fer, le zinc, le cuivre, le nickel, l'arsenic, etc. (voir Aubertin *et al.*, 2002, pour des exemples concrets). Les fortes teneurs en fer et les faibles pH peuvent alors entraîner une oxydation indirecte des minéraux sulfureux. Les réactions d'oxydation peuvent ainsi se poursuivre pendant un certain temps, même si l'on limite l'apport en oxygène par la mise en place d'une barrière constituée de sols (telle une couverture avec effets de barrière capillaire - CEBC) ou d'eau (e.g. Gleisner *et al.*, 2006). Dans le cas des sites abandonnés, il faut non seulement empêcher une nouvelle contamination mais aussi s'occuper de la contamination antérieure. Ainsi, il est généralement nécessaire de prévoir un système de traitement afin, éventuellement, de décontaminer l'eau qui va sortir des pores des rejets. Pour ce faire, on peut avoir recours à un traitement passif plutôt qu'à un traitement chimique actif (Bussière *et al.*, 2005; Neculita *et al.*, 2007).

Même si les spécificités associées à la restauration des sites miniers abandonnés générateurs d'acide ont été identifiées, il existe relativement peu de cas de suivi à long terme (10 ans et plus) de tels sites restaurés avec des méthodes éprouvées de réhabilitation. Dans le présent papier, on présente les résultats du suivi d'un site générateur de DMA (abandonné pendant plusieurs années) qui a été restauré par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), à la fin des années 1990, soit le site Lorraine. Après une description du site et de l'approche de restauration appliquée, on présente les principaux résultats de suivi mesurés depuis 1999. Les résultats pré-

sentés sont de deux ordres : le comportement hydrogéologique du recouvrement et sa capacité à limiter la migration de l'oxygène et l'évolution de la qualité des eaux, avant et après le traitement passif, à l'aide des drains dolomitiques. Enfin, des liens entre les deux types de résultats sont discutés, et on termine par une description sommaire des principaux travaux en cours et à venir sur le site.

Site Lorraine

Localisation et historique de l'ancienne mine Lorraine

L'ancienne mine Lorraine est située à mi-distance entre les villages de Belleterre et de Latulipe, dans la région du Témiscamingue au Québec, à environ 130 km de Rouyn-Noranda (figure 1).

Le gisement de la mine Lorraine a été découvert en 1961 par prospection de surface (Lulin, 1990). La mine, en opération entre 1964 et 1968, a produit un minerai contenant du cuivre, du nickel, de l'or et de l'argent (Lavergne, 1985). Les minéraux sulfureux présents dans la zone minéralisée sont principalement la chalcoppyrite, la pyrite, la pyrrhotite et la pentlandite. La proportion des minéraux sulfureux dans les rejets est d'environ 10 %. On ne retrouve pratiquement pas de minéraux carbonatés dans la gangue. Le potentiel net de neutralisation (PNN) des rejets, évalué à l'aide d'essais statiques, donne une valeur de $-199,7 \text{ kg d'équivalent CaCO}_3/\text{t}$ (Bernier, 1996), confirmant la pro-

pension des rejets à générer du DMA (note : on considère habituellement qu'un rejet minier ayant un PNN inférieur à $-20 \text{ kg d'équivalent CaCO}_3/\text{t}$ est générateur d'acide; e.g. SRK, 1989).

Au cours de son exploitation, le gisement Lorraine a généré environ 600 000 tonnes de résidus miniers (ou rejets de concentrateur), qui ont été entreposés dans un bassin couvrant une superficie d'environ 15,5 hectares. L'épaisseur de résidus miniers accumulés sur le site varie de quelques centimètres, au nord, jusqu'à 6 m d'épaisseur; au sud. Une partie de ce parc à résidus est sous le niveau phréatique, mais une grande partie des résidus du parc sont non saturés (principalement près des digues perméables au sud du parc à résidus, voir la vue en plan du site de la figure 1). Les résidus de la zone non saturée ont été exposés à l'atmosphère pendant environ 30 ans, amenant l'enclenchement des réactions d'oxydation des sulfures et la génération d'un lixiviat acide au pied des digues. Plus d'informations concernant le parc à résidus du site Lorraine peuvent être trouvées dans Nastev et Aubertin (2000), Dagenais *et al.* (2001, 2002, 2005), Bernier (2002), Dagenais (2005) et Potvin (2009).

Restauration du site

Suite à une série d'études, le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) a entrepris, en 1998, un programme de réhabilitation du site, visant à contrôler la génération du DMA et à limiter les dégâts causés par les épanchements de rejets générateurs d'acide. Le plan de restauration comprenait plusieurs étapes, incluant princi-

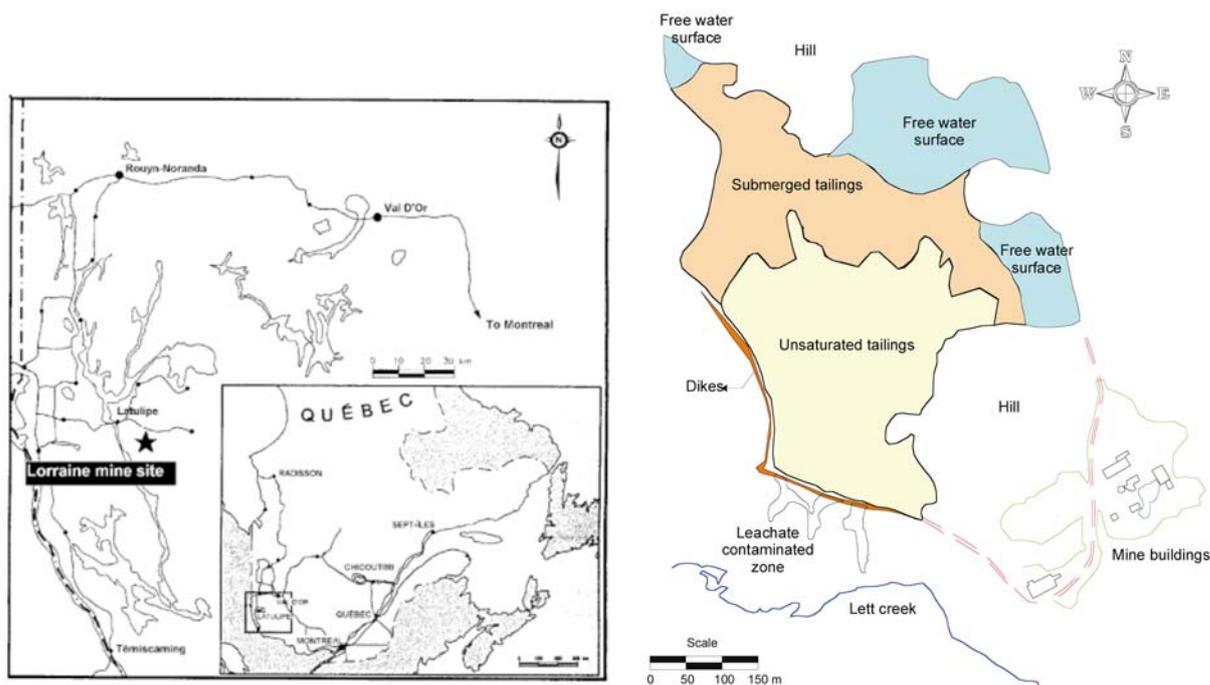


Figure 1 : Localisation du site minier Lorraine (tirée de Fontaine 1999) et vue en plan du site avant la restauration (tirée de Nastev et Aubertin, 2000).

palement la construction d'une couverture à effets de barrière capillaire (CEBC) ainsi que la construction de drains dolomitiques (3) et calcaire (1) situés aux effluents finaux.

• *La couverture à effets de barrière capillaire CEBC*

La CEBC mise en place au site Lorraine est formée de trois couches de matériaux meubles soit, de la base au sommet (Aubertin, 1996; voir figure 2) : un bris capillaire de 0,3 m d'épaisseur composé de sable, 0,5 m de silt agissant comme couche de rétention d'eau et une couche protectrice faite de sable avec gravier de 0,3 m d'épaisseur (Aubertin, 1996 ; Nastev et Aubertin, 2000). Selon la classification USCS (Holtz et Kovacs, 1981), le matériau fin constituant la couche de rétention d'eau est un silt inorganique non plastique (ML). Le pourcentage de particules de taille inférieure à 80 microns est typiquement supérieur à 70 %, alors que le D_{10} est de l'ordre de 1 à 2 μm . Les essais réalisés sur des échantillons ayant une porosité (n) similaire à celle des résidus en place (soit de l'ordre de 0,4 à 0,5) ont donné des valeurs de conductivité hydraulique saturée (k_{sat}) comprises entre 10^{-5} et 10^{-6} cm/s. Quant à la

capacité de rétention d'eau du matériau, la pression d'entrée d'air (ψ_a) mesurée à l'aide d'essais de succion est de plus de 2 m d'eau. Le matériau granulaire utilisé dans la couche de bris capillaire du bas est un sable uniforme (SP-SM) contenant un peu de particule silteuse (moins de 10 % des particules $< 80 \mu\text{m}$) ; le D_{10} du sable varie entre 60 et 150 μm . La valeur de k_{sat} mesurée sur le sable est de l'ordre de 7×10^{-3} cm/s pour une porosité similaire à celles observées sur le terrain (n d'environ 0,35). La pression d'entrée d'air ψ_a mesurée au laboratoire est de 25 cm d'eau. Le matériau de la couche supérieure n'a pas été caractérisé en détails, puisque le matériau est très similaire à celui de la couche de bris capillaire du bas, à l'exception de la présence de cailloux. On considère ici que les cailloux ne devraient pas modifier de façon significative les propriétés du sable. Plus d'informations concernant le design, la construction et la caractérisation des matériaux constituant la CEBC peuvent être trouvées dans Nastev et Aubertin (2000), Dagenais *et al.* (2001, 2002) et Dagenais (2005).

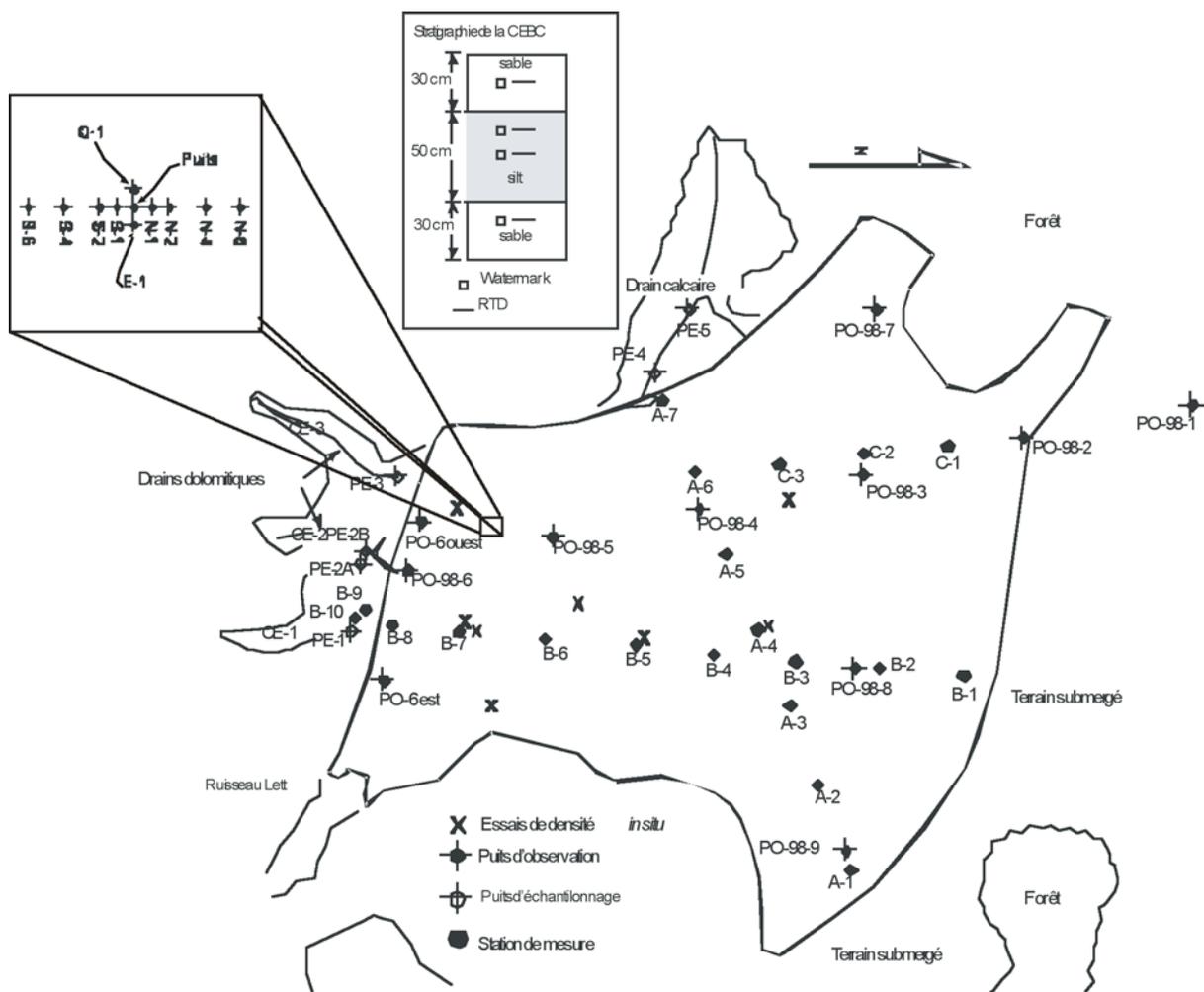


Figure 2 : Configuration de la CEBC et emplacement des stations de monitoring (tirée de Dagenais, 2005).

• Le traitement passif des exfiltrations

Même si la couverture multicouche, qui sert de barrière à l'oxygène, empêche l'oxydation directe des résidus miniers de se poursuivre, le DMA généré avant son installation doit être traité. C'est ici que les drains dolomitiques entrent en jeu. En 1998, trois drains dolomitiques (Dol-1, 2, 3) ont été construits au sud du parc à résidus, en aval de la digue, afin de traiter les exfiltrations contaminées par le DMA collecté au pied de la digue. Un quatrième drain calcaire, rempli de marbre (98,2 % calcite; Cal-1), a été construit au bas de la digue située à l'ouest du site (Bernier *et al.*, 2002). Étant donné la configuration du site, ce dernier drain intercepte peu (ou pas) de DMA, et il est donc difficile de le comparer aux drains dolomitiques et de juger de ses performances. Pour ces raisons, les résultats associés à ce drain ne seront pas discutés davantage dans ce document.

Comme mentionné, les drains dolomitiques du site Lorraine sont des tranchées remplies de pierres dolomitiques grossières (particules comprises entre 10 et 100 mm), et dont les parois sont constituées d'un matériau silteux à faible conductivité hydraulique saturée (par rapport au matériau du drain). La tranchée est isolée, sur le dessus, par un géocomposite bentonitique recouvert de sol, qui en assure l'étanchéité. L'effluent acide s'écoule dans le drain par gravité, et l'effluent neutralisé est évacué par un tuyau qui s'écoule directement dans l'environnement. Les trois drains ont une section d'environ 1,5 m² et des longueurs de 65, 69 et 55 m respectivement pour Dol-1, Dol-2 et Dol-3. La position des drains et des puits d'échantillonnage sur le site est indiquée à la figure 2. Des coupes longitudinale et transversale du drain dolomitique 3 (Dol-3) sont présentées à la figure 3 (schéma représentatifs des deux autres drains). Le temps de rétention hydraulique

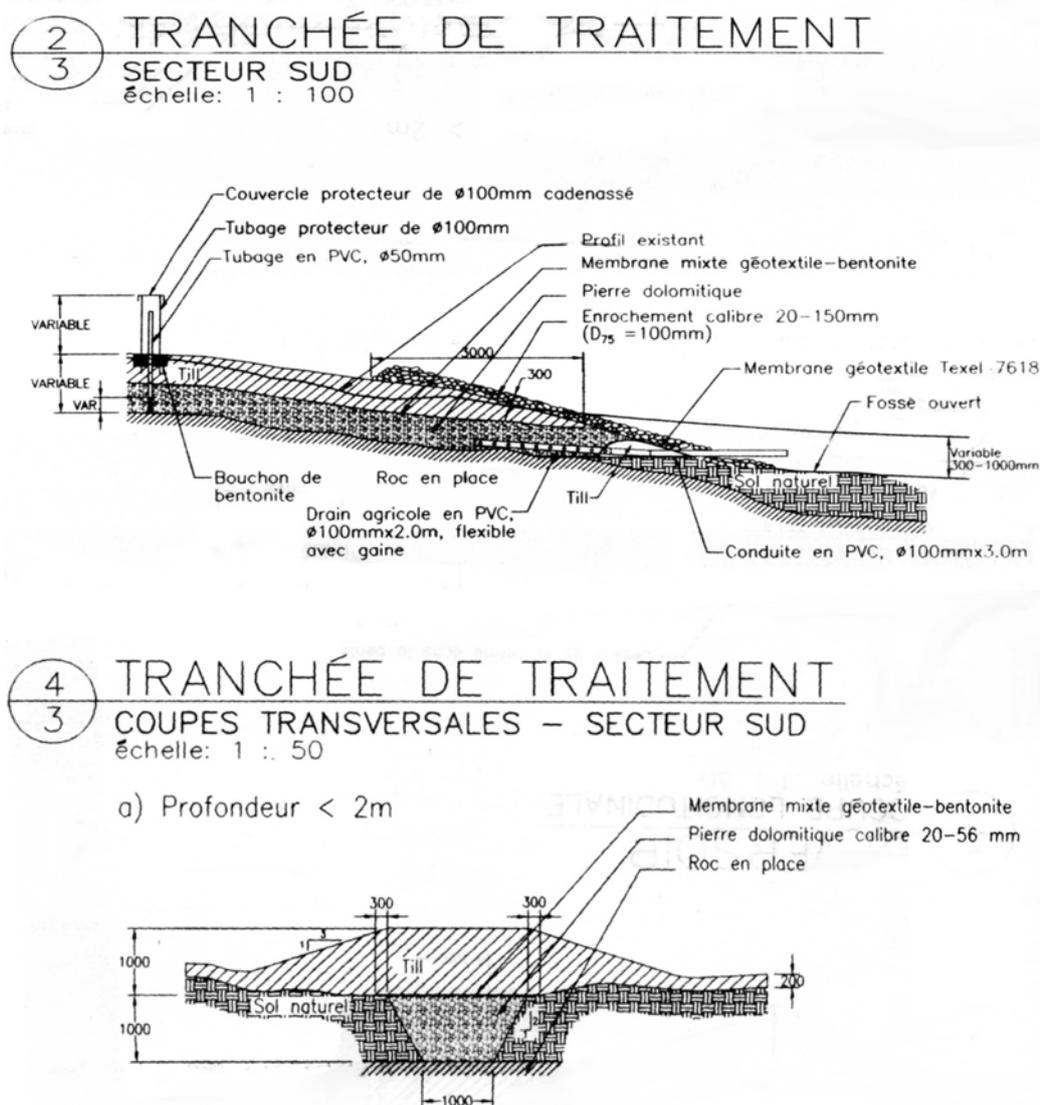


Figure 3 : Coupes longitudinales et transversales du drain dolomitique Dol-3 (d'après Fontaine, 1999).

des drains a été estimé à l'aide de tests de traceurs (Maqsooud *et al.*, 2007a). Les résultats ont montré que, pour les drains Dol-1 et Dol-2, le temps de rétention moyen dans le drain varie entre 700 et 2 000 minutes, selon les débits à l'entrée du drain. Quant au Dol-3, des problèmes sérieux d'écoulement sont observés depuis 2002, et il n'a pas été possible de déterminer le temps de rétention hydraulique à l'aide d'essais de traceur.

Instrumentation et suivi

La CEBC a été instrumentée en 1999, afin de suivre sa performance. La sélection et la position des instruments ont été basées sur des études réalisées en laboratoire et en cellules expérimentales au cours des années précédentes (Aubertin *et al.*, 1997; 1999; Bussière, 1999; Bussière *et al.*, 2007). Les paramètres mesurés dans les différentes couches de la CEBC sont la teneur en eau volumique et la succion matricielle. La mesure de ces deux paramètres permet d'observer les effets de barrière capillaire et d'évaluer l'efficacité du recouvrement à limiter les flux d'oxygène. La teneur en eau volumique est mesurée par la méthode de réflectométrie dans le domaine du temps (TDR pour *Time Domain Reflectometry*), qui utilise la propagation d'ondes électromagnétique pour mesurer la constante diélectrique qui est liée à la teneur en eau volumique du milieu. La succion est mesurée par des blocs Watermark de la compagnie *Irrrometer*. Le principe est basé sur la mesure de la résistance électrique du milieu en fonction de sa teneur en eau. Le bloc, inséré dans le sol en équilibre avec les conditions environnantes, indique une résistance qui est liée à la succion. Ces deux types d'équipement ont été utilisés avec succès par les auteurs, au cours des années, pour évaluer le comportement hydrogéologique *in situ* de la CEBC (Aubertin *et al.*, 1995; Ricard *et al.*, 1997; Bussière *et al.*, 2007 ; Maqsooud *et al.*, 2007b). Après neuf années d'opération, une mise à jour de l'équipement a été nécessaire, puisqu'environ 45 % des équipements étaient inopérants. Cette mise à jour a consisté à remplacer plusieurs sondes TDR et quelques blocs Watermark aux stations de mesure existantes et à ajouter 5 stations de mesures dans la portion sud du parc, près des digues et des drains. Les nouvelles stations sont identiques aux anciennes, en termes de configuration, à l'exception du fait que des sondes Ech2O ont été utilisées pour mesurer les teneurs en eau volumique. Seuls les résultats de l'instrumentation placée en 1999 sont présentés et analysés dans le cadre de cet article.

Au total, vingt stations instrumentées ont été installées en 1999, selon 3 axes et espacées de 50 m. Leur emplacement est présenté sur un schéma du site à la figure 4. Chaque station comporte quatre sondes TDR et quatre sondes Watermark. Une sonde TDR et une sonde Watermark sont posées horizontalement au milieu de

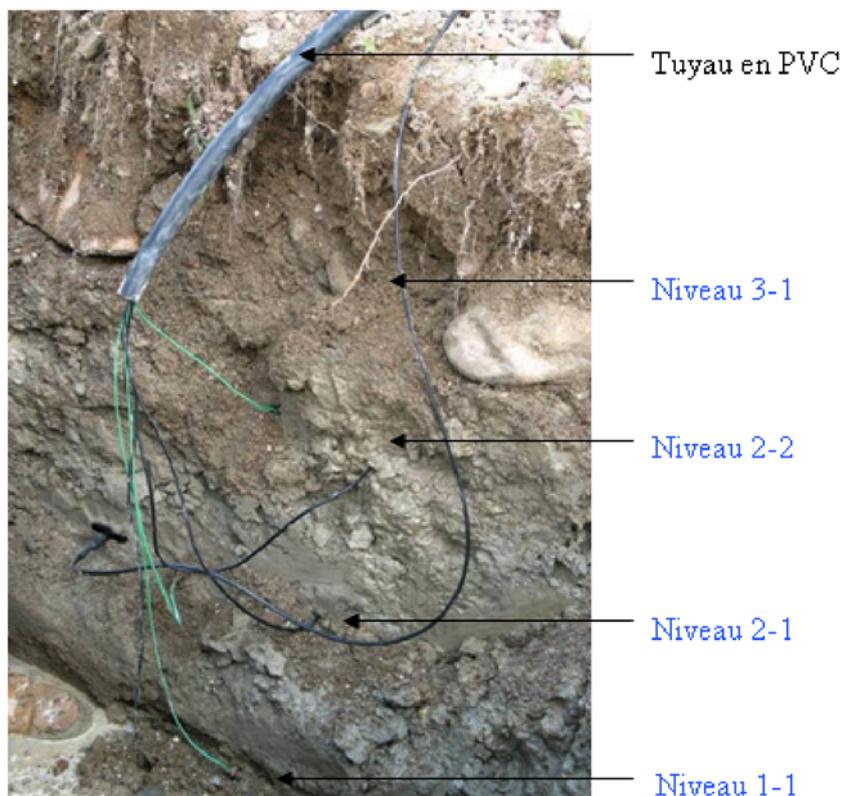


Figure 4 : Positionnement des instruments sur le terrain dans la CEBC (Fabre, 2008).

chaque couche de sable (Niveaux 1-1 et 3-1 de la figure 4). Deux instruments de chaque type sont également installés horizontalement dans la couche de silt à 10 cm et à 25 cm de l'interface supérieure sable-silt (Niveaux 2-1 et 2-2 de la figure 4).

La fréquence de mesures pour la teneur en eau volumique et la succion est de l'ordre de 4 à 8 fois par année. La même fréquence a été adoptée pour les mesures de débits et de qualité d'eau aux influents et effluents des drains dolomitiques.

En plus de l'instrumentation installée dans la CEBC, 8 piézomètres ont été mis en place, afin de suivre les niveaux piézométriques sur le parc à résidus miniers (Maqsooud et Bussière, 2008). Des tests ponctuels de consommation d'oxygène ont aussi été réalisés sur le site, afin d'évaluer les flux d'oxygène traversant la CEBC (Dagenais, 2005). Enfin, l'évolution de la végétation est suivie à tous les deux ans (Trépanier *et al.*, 2006). Dans le cadre du présent article, on s'attardera principalement au comportement hydrogéologique de la CEBC et à la qualité de l'eau à la sortie des drains dolomitiques. L'écoulement de l'eau sous la couverture ainsi que les résultats des essais de consommation d'oxygène et de suivi de la végétation ne seront pas abordés ici.

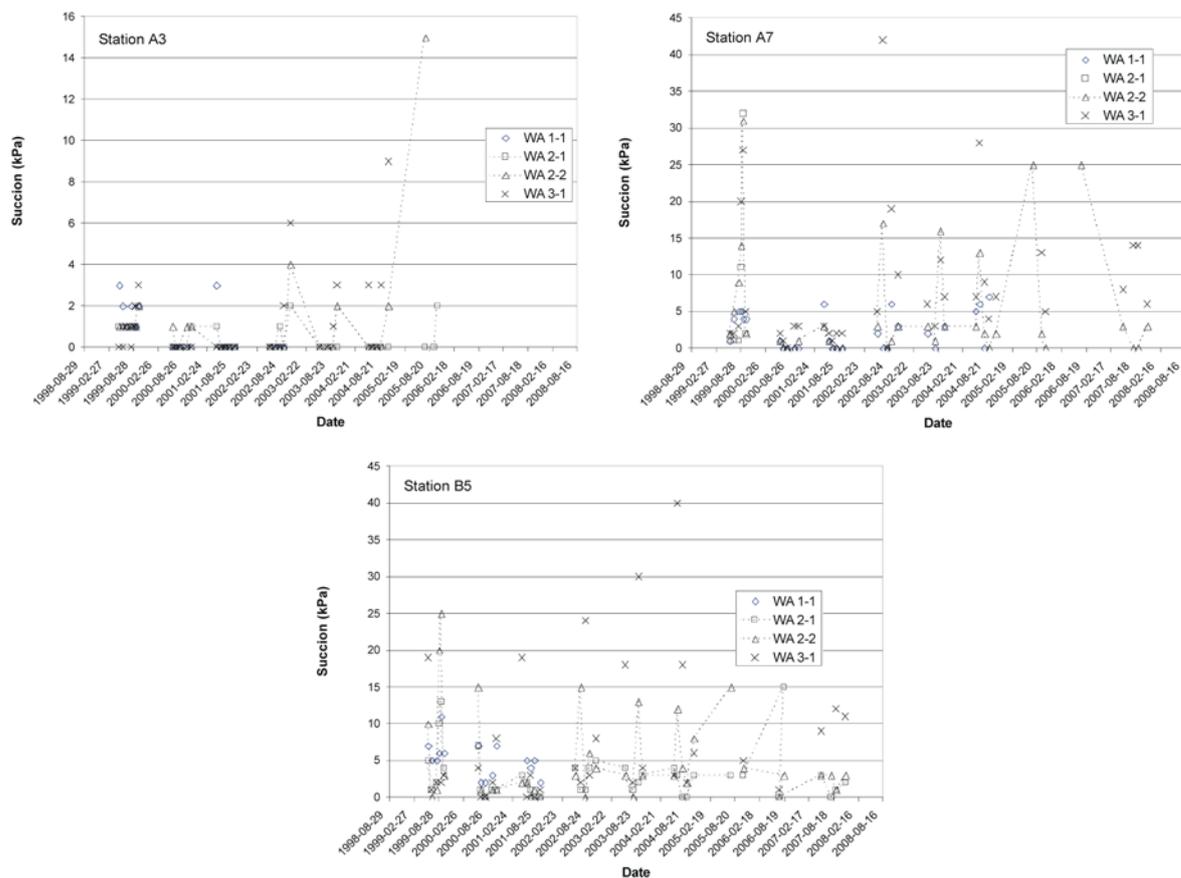


Figure 5 : Mesures de la succion dans les différentes couches de la CEBC aux stations A3, A7 et B5.

Comportement hydrogéologique de la CEBC

Cette section présente des résultats typiques, qui permettent d'apprécier le comportement hydrogéologique du recouvrement ainsi que sa performance à limiter la migration de l'oxygène de l'atmosphère vers les rejets réactifs. Plus spécifiquement, l'emphase sera mise sur trois stations : A3, A7 et B5 (voir figure 2 pour la localisation). La station A3 est représentative du comportement dans une zone où la CEBC est envoyée de façon permanente, la station A7 a un comportement qui varie (parfois envoyé, parfois non saturée; voir figure 1), alors que la station B5 est en conditions non saturées en tout temps. La sélection des stations représentatives est également basée sur la fonctionnalité des appareils de mesure, depuis la mise en place des équipements en 1999 jusqu'à aujourd'hui. Les résultats complets peuvent être consultés dans Dagenais (2005), pour les autres stations et pour les premières années de suivi (de 1999 à 2003).

Mesure de la succion

Les résultats de mesures de succion, présentés à la figure 5, montrent des comportements différents à la station 1-1, localisée dans la couche de bris capillaire (couche inférieure). Pour la station située dans la zone où on suspecte

un ennoisement (station A3), les succions ont été constamment inférieures à 2 kPa, confirmant que la nappe phréatique est située près ou dans la CEBC. Pour la station A7, située à la limite de la zone ennoyée, les succions sont relativement faibles (mais plus élevées que celles mesurées à la station A3), variant entre 0 et 5 kPa. Les succions mesurées à la station B5 sont habituellement comprises entre 2 et 11 kPa (appareil défectueux à partir de 2002), confirmant que l'on se situe dans une zone du parc où on retrouve des conditions non saturées.

Au niveau de succions dans la couche de rétention d'eau (WA 2-1 et WA 2-2), les résultats montrent que les succions sont faibles à la station A3, avec des valeurs habituellement inférieures à 2 kPa. À la station A7, les valeurs mesurées en haut de la couche (WA 2-2 ; le WA 2-1 est défectueux depuis 2000) sont habituellement inférieures à 5 kPa, mais avec des épisodes où les succions augmentent à des valeurs supérieures à 15 kPa. On peut penser que cette station oscille entre des conditions quasi-saturées et non saturées. Pour la station B5, les succions mesurées au bas de la couche (WA 2-1) sont habituellement faibles (en-dessous de 5 kPa), alors que celles mesurées dans le haut de la couche (WA 2-2) atteignent fréquemment des valeurs supérieures à 10 kPa (voir les mesures reliées par des pointillés).

Les valeurs de succion les plus élevées dans la CEBC sont mesurées dans la couche de protection du dessus (WA 3-1), aux stations A7 et B5. Les succions mesurées durant les périodes sèches peuvent atteindre des valeurs supérieures à 30 kPa. Quant à la station A3, la présence de la nappe phréatique dans la CEBC entraîne des faibles succions dans cette couche de surface (valeur maximale mesurée de 9 kPa).

En résumé, on remarque que le comportement hydrogéologique des 3 stations est différent. La station A3 confirme la présence de la nappe phréatique dans (ou près de) la CEBC par des mesures de succion faibles dans l'ensemble des couches. La station A7 a un comportement hydrogéologique différent selon les saisons. À certaines périodes, on retrouve des succions supérieures à 2 kPa dans la couche de bris capillaire, confirmant que la nappe est sous la CEBC, alors que dans d'autres conditions, la succion est pratiquement nulle, ce qui indique que la nappe phréatique est dans (ou près de) la CEBC. Quant à la station B5, elle montre un comportement typique d'une CEBC où les effets de barrière capillaire sont présents, c'est-à-dire que l'on retrouve une succion relativement faible dans la couche de bris capillaire, alors que la succion dans la couche de rétention d'eau augmente avec l'élévation (à partir de l'interface couche avec le bris capillaire du

bas). Enfin, les valeurs de succion dans la couche du haut montrent que cette dernière est peu affectée par les interactions avec l'atmosphère (évaporation). Les mesures de succion confirment donc la capacité de la CEBC à maintenir des conditions hydrogéologiques qui favorisent le maintien d'un haut degré de saturation de la couche de rétention d'eau (ce qui la rend efficace à limiter la génération de DMA), puisque la grande majorité des succions mesurées sont inférieures à la pression d'entrée d'air du matériau, qui est de l'ordre de 20 kPa (ou encore 2 m d'eau).

Mesure des teneurs en eau volumique

La figure 6 montre l'évolution de la teneur en eau volumique dans les différentes couches de la CEBC, aux stations de mesure A3, A7 et B5. On remarque que la teneur en eau dans la couche de bris capillaire du bas (TDR 1-1; voir les lignes pointillées dans les graphiques) est élevée à la station A3 (valeurs entre 0,3 et 0,35), variable à la station A7 (entre 0,1 et 0,3) et faible à la station B5 (habituellement entre 0,1 et 0,18). Ces valeurs sont en accord avec les mesures de succion qui étaient pratiquement nulles à A3, faibles à A7 et plus élevées à B5. La position de la nappe phréatique influencerait donc les mesures dans cette couche (ceci est confirmé par les mesures du niveau d'eau dans les différents piézomètres). Pour A3 et A7, la nappe phréatique est parfois suffisamment proche de la surface pour saturer complè-

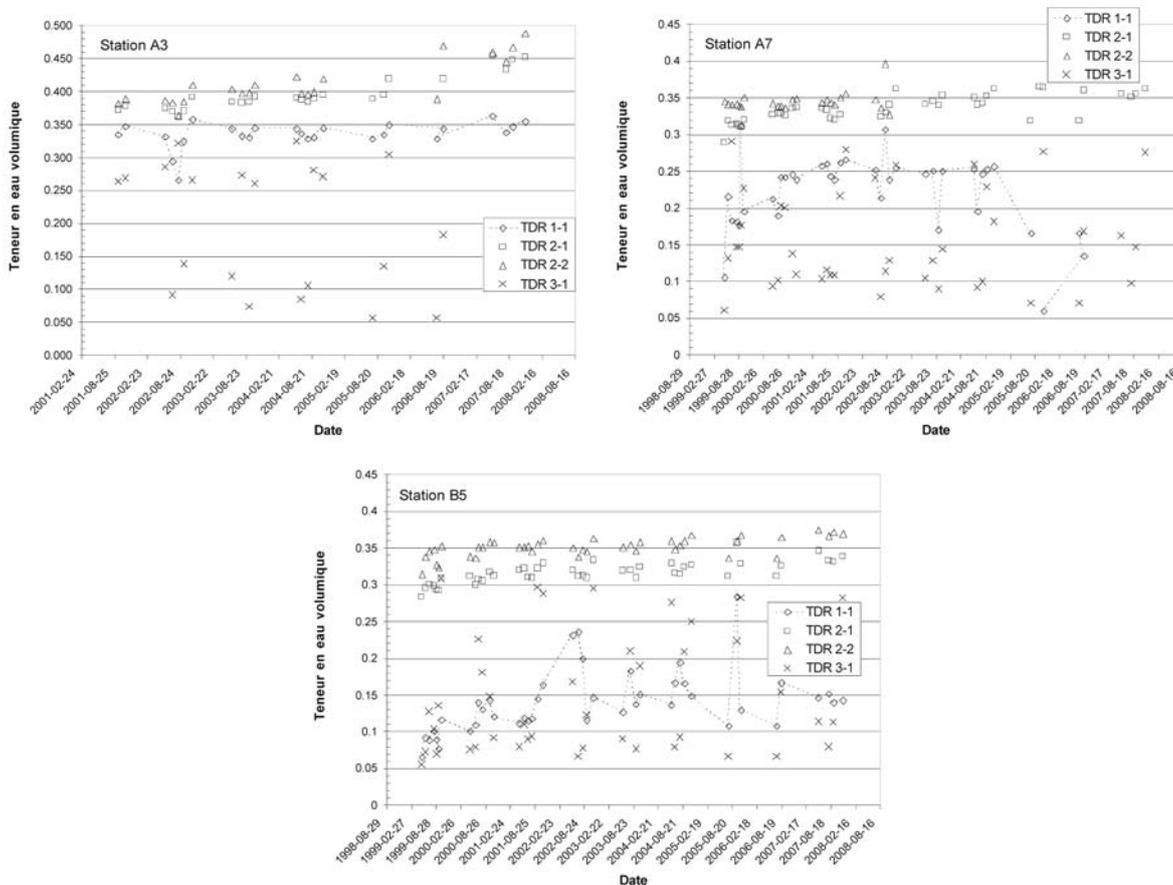


Figure 6 : Mesures de la teneur en eau volumique dans les différentes couches de la CEBC aux stations A3, A7 et B5.

tement cette couche (la teneur en eau volumique valeur à saturation est d'environ 0,30 à 0,35; Dagenais, 2005).

En ce qui concerne les teneurs en eau volumiques dans la couche de rétention d'eau (TDR 2-1 et TDR 2-2), on observe des valeurs entre 0,35 et 0,45 à la station A3, entre 0,32 et 0,36 à la station A7, et entre 0,32 et 0,36 à la station B5. On observe également une augmentation progressive des teneurs en eau volumiques durant les deux premières années de mesure. Cette augmentation est attribuée, du moins en partie, à la saturation du silt par les premières fontes des neiges. Rappelons que le silt a été mis en place à sa teneur en eau naturelle et non à sa teneur en eau à saturation. Après deux cycles saisonniers, une saturation complète semble être atteinte; la porosité du silt (donc sa teneur en eau volumique à saturation) après installation est de l'ordre de 0,35 à 0,40.

Les mesures de la teneur en eau dans la couche supérieure (TDR 3-1) fluctuent selon les saisons et sont en lien avec les suctions mesurées. À la station A3 et A7, les appareils mesurent des teneurs en eau volumique, qui oscillent entre 0,3 (saturation complète) et 0,1. Cela signifie que les suctions générées à ces endroits sont parfois supérieures et parfois inférieures à la pression d'entrée d'air du sable qui est estimée à environ 2,5 kPa (ou 25 cm d'eau). À la station B5, les mesures supérieures à 0,15 sont beaucoup moins fréquentes en raison des suctions, qui sont habituellement supérieures à 2 kPa à cet endroit.

Les résultats des mesures de teneur en eau volumique montrent que les effets de barrière capillaire sont présents à la station B5 et qu'ils permettent de maintenir une teneur en eau volumique élevée dans la couche de rétention d'eau. La couche de rétention d'eau de la station A7 a également une teneur en eau volumique élevée, mais les effets de barrière capillaire ne sont pas toujours responsables de ce comportement. En effet, il semble qu'à certains moments, la saturation de la couche se produit principalement en raison d'une localisation élevée de la nappe phréatique (près de la couche). Enfin, à la station A3, la saturation de la couche de rétention d'eau s'effectue principalement par montée capillaire ; les effets de barrière capillaire sont pratiquement absents à cet endroit.

Estimation des flux d'oxygène

L'évaluation du flux d'oxygène à travers un recouvrement de type CEBC permet de juger de son efficacité à limiter la génération de DMA. Pour ce faire, on peut utiliser des approches simplifiées, qui se servent des mesures de teneur en eau volumique pour estimer, à l'aide des lois de Fick, le flux à travers le recouvrement. En présence d'une consommation complète et rapide de l'oxygène sous le recouvrement ($C_L = 0$), le flux d'oxygène $F_{s,L}$ à travers la couche de rétention d'eau d'épaisseur L (on considère ici que les couches de sable ont un impact négligeable sur les

flux d'oxygène) en régime permanent s'exprime par la formule suivante (Mbonimpa *et al.*, 2003):

$$F_{s,L} = \frac{C_0 D_e}{L} \quad (1)$$

Où C_0 est la concentration d'oxygène dans l'air (en mole/m³) et D_e est le coefficient de diffusion effectif du matériau constituant la couche de rétention d'eau.

Pour calculer les flux d'oxygène, on doit connaître le paramètre D_e qui est principalement fonction de la teneur en air du milieu (ou du degré de saturation). La relation proposée par Aachib *et al.* (2002; 2004) a été utilisée dans cette étude pour évaluer D_e (m²/s):

$$D_e = \frac{1}{n^2} \left(D_a^o \theta_a^{p_a} + H D_w^o \theta_w^{p_w} \right) \quad (2)$$

Où n est la porosité, D_a^o est le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air ($1,8 \times 10^{-5}$ m²/s à 25°C), D_w^o le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'eau ($2,5 \times 10^{-9}$ m²/s à 25°C), θ_a la teneur en air volumique du matériau, θ_w la teneur en eau volumique du matériau, H la constante de Henry (environ 0,03 à 25°C) et p_a et p_w des paramètres reliés à la tortuosité (considérés constants ici à 3,3).

On peut estimer les flux d'oxygène aux trois stations de mesure considérées représentatives du comportement hydrogéologique du site Lorraine (A3, A7 et B5) à partir des mesures de teneur en eau volumique. Les principaux résultats sont présentés à la figure 7; ceux-ci sont basés sur des moyennes annuelles des mesures de teneur en eau volumique dans la couche de rétention d'eau. Pour le besoin des calculs des flux, les valeurs de porosité utilisées sont de 0,40 pour la couche de rétention d'eau de la station A3 (on considère que les valeurs mesurées avec les sondes TDR qui excèdent cette valeur de porosité sont surestimées, probablement en raison des effets du temps sur les sondes) et de 0,37 pour les stations A7 et B5. Ces valeurs de porosité sont basées sur plusieurs mesures effectuées sur le terrain au cours des dernières années (Dagenais, 2005).

Les résultats de la figure 7 montrent clairement une période transitoire au cours des deux premières années. Les valeurs plus élevées du flux d'oxygène s'expliquent par la saturation graduelle de la couche de rétention d'eau après les premiers cycles de fonte des neiges. À partir de 2002, les valeurs de flux sont relativement constantes à moins de 5 g d'O₂/m²/an pour la station A3, inférieures à 12 g d'O₂/m²/an pour la station A7 (sauf à l'année 2006, où le flux a été de 22 g d'O₂/m²/an) et entre 20 et 40 g

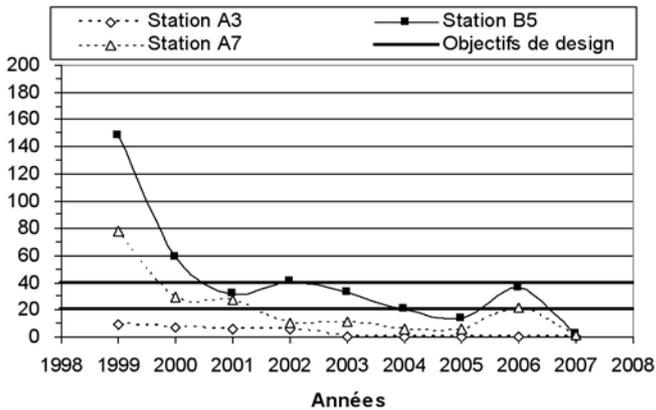


Figure 7 : Estimation des flux à travers la CEBC aux stations A3, A7 et B5.

d'O₂/m²/an pour la station B5. Les objectifs initiaux de la CEBC étant de limiter les flux d'oxygène à des valeurs comprises entre 20 et 40 g d'O₂/m²/an (Nastev et Aubertin, 2000), on peut conclure que le système en place au site Lorraine s'avère efficace pour limiter la diffusion d'oxygène.

Traitement du DMA par les drains dolomitiques

Évolution de la qualité d'eau

Une évaluation globale de l'efficacité du traitement passif au site Lorraine peut se faire en comparant la chimie des effluents produits par le passage dans les drains dolomitiques avec la chimie de l'influent analysé à l'entrée de ceux-ci. Dans cette section, les tendances générales observées pour les principaux paramètres physico-chimiques (pH, Eh, conductivité, alcalinité) ainsi que pour certains métaux (Fe, Zn, Ni) et autres éléments chimiques importants (Ca, Mg, SO₄) sont présentés. Les résultats détaillés peuvent être trouvés dans Potvin (2009).

• pH, Eh et conductivité

Le pH à l'affluent des drains (PO-98-6 à la figure 8) a légèrement augmenté entre 1999 à 2007. Les premières valeurs de pH mesurées en 1999 avoisinaient 3 unités, alors que de 2000 à 2002 le pH était stable autour de 4. Ce dernier est passé sous 3,5 en 2003 et 2004, pour revenir à des valeurs près de 4 en 2007. Le pH à la sortie du Dol-1 se situe entre 6 et 6,5 depuis 1999. Pour le drain Dol-2, les valeurs du pH mesurées à la sortie fluctuent entre 5 et 6, à l'exception de l'année 2003, où le pH est descendu sous 5 unités. Le pH à la sortie du Dol-3 variait entre 4 et 5 de 1999 à 2002, pour descendre sous 4 unités en 2003 et remonté progressivement à un peu plus de 4,5 en 2007.

Le Eh à l'affluent des drains (PO-98-6) est passé progressivement environ 600 mV en 1999 à moins de 400 mV en 2007. Les valeurs de Eh mesurées à la sortie du Dol-1 ont peu variées entre 1999 et 2007, se situant entre 110 et 175 mV depuis l'installation du drain dolomitique. Des variations plus importantes ont été mesurées à la sortie des drains Dol-2 et Dol-3. Les valeurs du Eh à la sortie du Dol-2 sont passées de 200 à près de 300 mV entre 1999 et 2005. Dans le cas du Dol-3, le Eh est passé de 300 à 400 mV au cours de la même période.

La valeur de la conductivité électrique de l'eau est proportionnelle à la concentration des ions en solution dans l'eau. Les ions présents dans le DMA et ceux liés à la dissolution de la pierre dolomitique contribuent aux variations de la conductivité électrique de l'eau. Cette dernière a quelque peu diminué dans le PO-98-6 de 1999 à 2000, passant de 8 000 à 6 000 µS/cm. En 2001, elle a augmenté à près de 9 000 µS/cm, pour diminuer à 3 000 µS/cm en 2004. En 2007, la conductivité du DMA se situait à 6 500 µS/cm. De 1999 à 2004, la conductivité mesurée à la sortie du Dol-1 est passée progressivement de 3 800 à 2 200 µS/cm. De 2005 à 2007, elle était stable à près de 4 000 µS/cm. L'évolution de la conductivité mesurée à la sortie des drains Dol-2 et Dol-3 suit, à peu de choses près, celle de la conductivité d l'affluent. La conductivité à l'effluent de ces deux drains dolomitiques a diminué de 1999 jusqu'au printemps 2001, augmenté à l'été de la même année pour diminuer à nouveau jusqu'en 2004. En 2007, les valeurs mesurées à la sortie des drains et à l'affluent étaient similaires et avoisinaient 6 200 µS/cm.

• Alcalinité, Ca et Mg

L'alcalinité à l'affluent des drains mesurée dans le PO-98-6 est nulle pour toute la période d'observation. Les trois drains dolomitiques ont produit de l'alcalinité au début de leur mise en service. Le Dol-2 a produit de l'alcalinité de 1999 à 2002, alors que le Dol-3 a cessé d'en produire dès l'été 2000. L'alcalinité produite au cours de ces périodes dans le Dol-2 est inférieure à 40 mg/L d'équivalent CaCO₃, alors que des valeurs inférieures à 8 sont mesurées dans le Dol-3. Seul le Dol-1 continue encore à produire de l'alcalinité.

Les concentrations en calcium mesurées dans le DMA ont peu varié de 1999 à 2007, demeurant entre 330 et 400 mg/L. Celles à la sortie des drains dolomitiques ont également été stables. À la sortie du Dol-1, les concentrations de calcium se situaient entre 450 et 550 mg/L, entre 400 et 450 mg/L à la sortie du Dol-2, alors que l'effluent du Dol-3 donnait des concentrations en calcium du même ordre que celles obtenues à l'affluent, soit entre 300 et 450 mg/L.

Le magnésium contenu dans le DMA et à la sortie des drains dolomitiques a diminué progressivement depuis

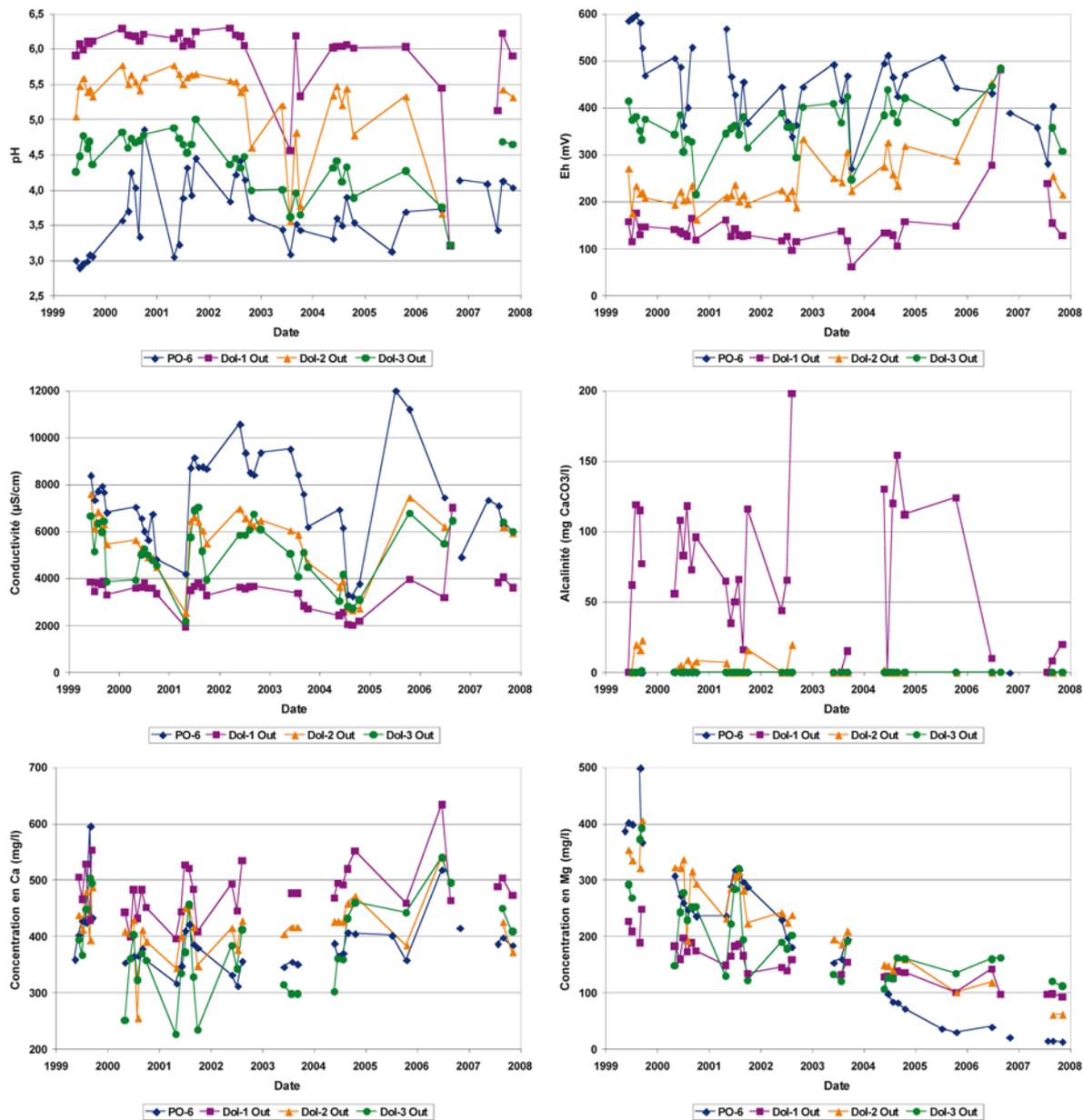


Figure 8 : Évolution de la qualité d'eau (pH, Eh, conductivité, alcalinité, Ca et Mg) de l'influent et des effluents au site Lorraine (Potvin, 2009).

l'installation des drains. Les concentrations mesurées dans le PO-98-6 sont passées de 400 en 1999 à moins de 50 mg/L en 2007. Au cours de la même période, le magnésium est passé de 2 200 à 100 mg/L à la sortie du Dol-1, de 350 à 70 mg/L à celle du Dol-2 et de 350 à 110 mg/L de Mg à l'effluent du Dol-3.

• Fe, sulfates, Ni et Zn

Les concentrations en fer à l'affluent (PO-98-6) sont passées de 3 000 à près de 7 000 mg/L entre 1999 et 2004. En 2000, une légère diminution sous 2 500 mg/L est observable. À partir de 2005, les concentrations en fer ont

diminué, pour atteindre 3 500 mg/L en 2007. Les concentrations en fer mesurées à la sortie du Dol-1 ont peu évoluées depuis 1999, se situant entre 200 et 800 mg/L. Une distribution en forme de cloche atténuée peut tout de même être observée. Aux effluents des drains Dol-2 et Dol-3, les concentrations en fer ont augmenté depuis 1999. Pour Dol-2 Out, elles sont passées de 2 000 à 5 000 mg/L en 2006, alors que la sortie du Dol-3 a connu une augmentation moins importante, soit de 1 500 à 3 500 mg/L. Pour le Dol-2 Out, un repli à 3 500 mg/L est observé en 2007.

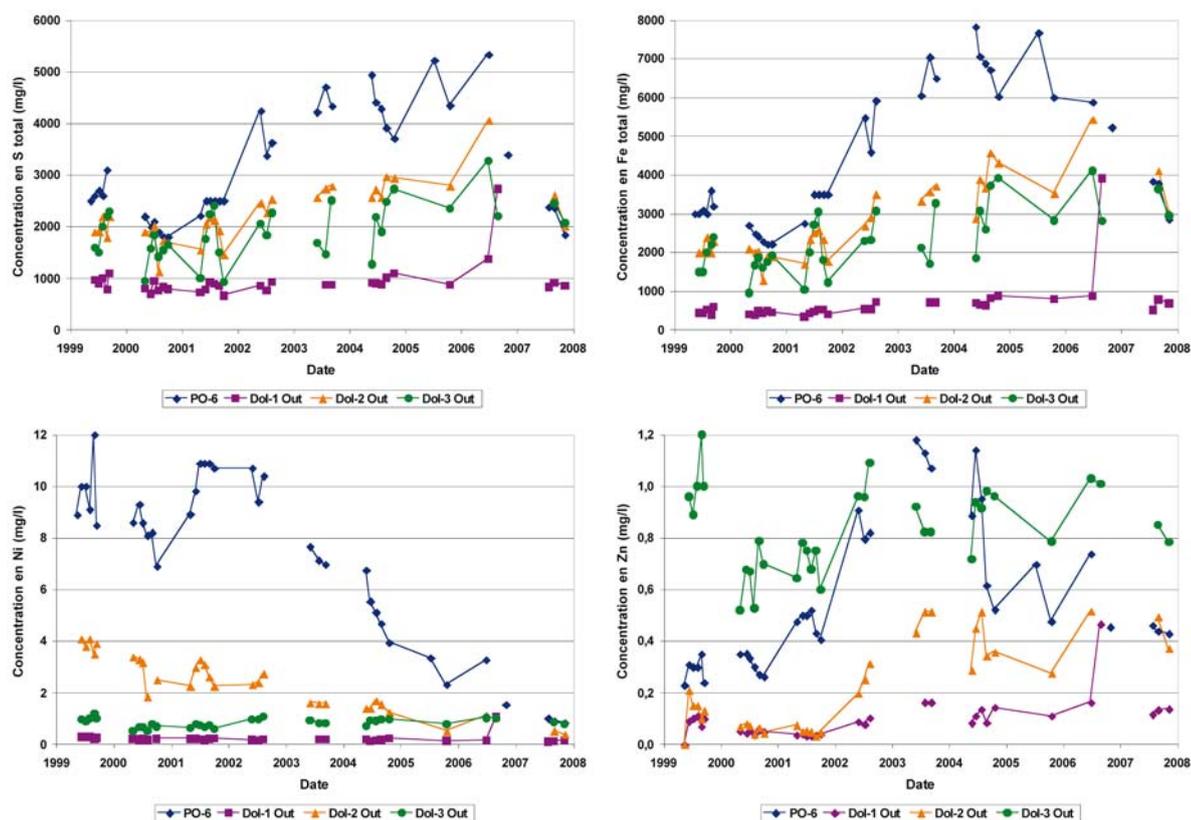


Figure 9 : Évolution de la qualité d'eau (S total, Fe, Ni et Zn) de l'influent et des effluents au site Lorraine (Potvin, 2009).

Le soufre présente des variations similaires à celles observées pour le fer. Dans le PO-98-6, il est passé de 2 700 à 2 000 mg/L entre 1999 et 2000, pour augmenter à 4 500 mg/L en 2003 et diminuer par la suite, atteignant ainsi 2 200 mg/L en 2007. Depuis le début du suivi des drains dolomitiques, les concentrations en soufre à la sortie du drain Dol-1 ont peu varié, demeurant ainsi entre 700 et 1 000 mg/L. Dans les deux autres drains, elles ont augmenté entre 1999 et 2006. Pour le Dol-2, les valeurs en soufre sont passées de 2 000 à 4 000 mg/L, alors qu'à la sortie du Dol-3, elles sont passées de 1 800 à 2 500 mg/L.

Le nickel et le zinc sont respectivement présents dans la pentlandite et la sphalérite; ce sont deux sulfures que l'on retrouvait dans le minerai du gîte Lorraine. Le nickel montre une diminution progressive de sa concentration en fonction du temps dans le DMA. Les concentrations de Ni dans le PO-98-6 ont demeuré entre 8 et 11 mg/L de 1999 à 2002, pour diminuer par la suite. Les concentrations en nickel mesurées dans le DMA en 2007 étaient inférieures à 1 mg/L. À la sortie du Dol-1, les concentrations en nickel sont habituellement inférieures à 0,3 mg/L. À la sortie du drain Dol-2, les valeurs en nickel ont baissé de 4 à 0,5 mg/L entre 1999 et 2007. Durant la même

période, les concentrations en nickel de l'effluent du troisième drain sont passées de 4 à 1 mg/L.

Les concentrations en zinc mesurées dans le DMA et les effluents sont nettement plus faibles que celles en nickel (inférieures à 2 mg/L). Les valeurs dans le DMA ont augmenté entre 1999 et 2003, passant de 0,3 à 1,1 mg/L. Par la suite, elles ont diminué, atteignant ainsi moins de 0,5 mg/L en 2007. Durant l'ensemble de la période étudiée, la concentration à l'effluent du Dol-1 n'a jamais dépassé 0,2 mg/L. Pour Dol-2, les concentrations mesurées à l'effluent sont passées de 0,2 à moins de 0,1 entre 1999 et 2001, pour augmenter par la suite, atteignant 0,4 mg/L en 2007. Les variations des concentrations en zinc mesurées à l'effluent du troisième drain présentent un comportement similaire ; ainsi, elles sont passées de 0,9 en 1999 à 0,7 mg/L en 2001. De 2002 à 2007, elles se situaient entre 0,8 et 1 mg/L.

Évolution des débits et rétention des métaux

Depuis septembre 1999, le débit à la sortie des drains dolomitiques du site Lorraine est mesuré manuellement (valeur ponctuelle). Des données plus complètes (4 à 6 mesures annuelles) sont disponibles pour les années 2000

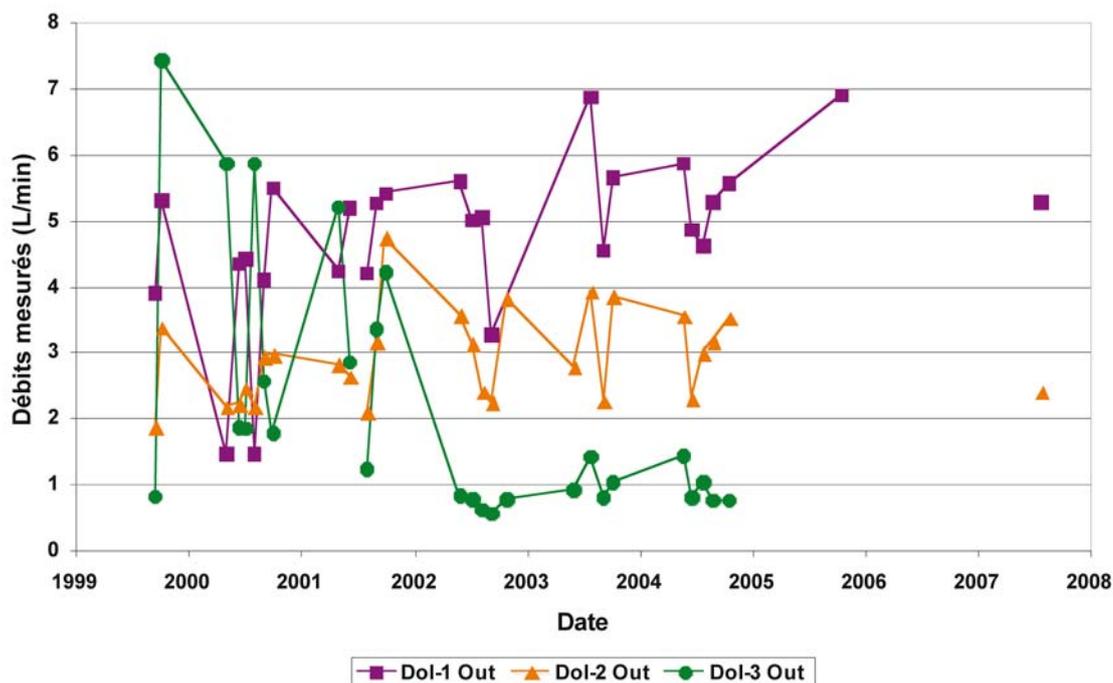


Figure 10 : Évolution des débits mesurés à l'effluent des drains dolomitiques (Potvin, 2009).

à 2004. Le graphique présenté à la figure 10 montre que, malgré les importantes variations, certaines tendances peuvent être observées. Ainsi, les débits mesurés aux effluents des drains Dol-1 et Dol-2 ne semblent pas avoir diminué de façon significative depuis 1999. Par contre, les débits mesurés à la sortie du drain Dol-3, qui ont été très variables entre 1999 et 2001 (0,81 à 7,44 L/min), se situent depuis mai 2002 entre 0,55 et 1,41 L/min. Les débits varient également en fonction des saisons. Les valeurs mesurées au printemps et à l'automne sont plus grandes, alors que les débits minimums se rencontrent au cours des mois les plus secs (juillet et août).

Lorsque l'on estime les quantités de contaminants (débit multiplié par les concentrations) qui entrent dans le système et celles qui en sortent, on se rend compte que les drains dolomitiques Dol-1 et Dol-2 permettent une amélioration significative de la charge de l'effluent (on pose ici comme hypothèse que l'eau qui entre dans les drains dolomitiques a la même composition dans les deux drains). Entre les années 2000 et 2004, le Dol-1 a retenu environ 98 % de la masse de Ni qui est entrée, alors que le Dol-2 et le Dol-3 ont retenu respectivement 75 et 35 % du Ni entrant. Pour le Zn, les pourcentages retenus (entre 2000 et 2004) sont de 85 et 70 % pour Dol-1 et Dol-2 respectivement, alors que le Dol-3 a une performance négligeable (c'est-à-dire que les concentrations à l'entrée et à la sortie sont à peu près les mêmes; voir figure 9).

Quant au fer, une bonne portion de la masse du fer entrant est retenue dans le Dol-1, soit environ 85 %. Les pourcentages retenus dans les deux autres drains sont nettement inférieurs (40 % dans le Dol-2 et 53 % pour le Dol-3). Ces résultats confirment une certaine capacité de traitement des drains, avec un ordre de performance des drains : Dol-1>Dol-2>Dol-3. Cet ordre de performance est valable en posant l'hypothèse que les eaux de l'affluent des trois drains est de même qualité et équivalente à celle mesurée au PO-98-6.

Les mécanismes de traitement des eaux contaminées par les métaux observés dans les drains dolomitiques du site Lorraine peuvent être complexes, mais on estime que la précipitation/co-précipitation de minéraux secondaires et les phénomènes de sorption sont les deux principaux mécanismes en présence. Plus de détails sur le fonctionnement des drains dolomitiques du site Lorraine peuvent être trouvés dans d'autres publications et rapports (Bernier, 2002 ; St-Arnault *et al.*, 2005 ; Maqsood *et al.*, 2007a ; Potvin, 2009).

Sommaire des résultats

Les résultats concernant les mesures hydrogéologiques et la chimie de l'eau permettent de tirer des conclusions quant à l'efficacité du scénario de restauration du site Lorraine.

La CEBC remplit bien son rôle de barrière à l'oxygène. Après une période transitoire de deux ans suivant la mise en place, les flux d'oxygène ont respecté les critères de design et ont même été inférieurs dans certains cas (entre 20 et 40 g d'O₂/m³/jour). La période transitoire s'explique par une saturation graduelle de la couche de rétention d'eau qui a été mise en place à une teneur en eau bien inférieure à celle à saturation.

Trois différentes zones peuvent être identifiées dans la CEBC du site Lorraine : une zone ennoyée en permanence, une zone ennoyée de façon intermittente et une zone non saturée. La performance dans les zones ennoyées est élevée, sans avoir besoin de l'apport des effets de barrière capillaire. Les effets de barrière capillaire permettent cependant d'atteindre les critères de design dans la portion non saturée.

Après 9 ans de suivi, la mise en place de la CEBC semble avoir amélioré la qualité de l'eau interstitielle des rejets. Dans le piézomètre contrôle (PO-98-6), le pH a augmenté d'environ une unité (de 3 à 4), alors que la concentration en Ni a chuté significativement au cours des deux dernières années à des valeurs inférieures à 2 ppm (comparativement à plus de 10 ppm en 1999). Les teneurs en sulfates ont également atteint des valeurs inférieures à celles initiales relevées au cours de la dernière année (< 2000 ppm).

L'effet de la mise en place d'une CEBC sur des rejets ayant déjà été oxydés est progressif. Dans le cas du site Lorraine,

une période géochimique transitoire est observée, avec des concentrations en éléments (voir par exemple les évolutions dans le PO-98-6 du Fe, S et Zn) qui augmentent significativement entre 2001 et 2006. La dissolution de minéraux secondaires liés à l'oxydation préalable pourrait expliquer en partie ce phénomène.

Les drains dolomitiques ont permis en général d'améliorer la qualité de l'eau provenant des rejets miniers, mais sans toutefois réussir à atteindre les niveaux exigés par la réglementation québécoise. L'efficacité des drains n'a également pas été la même : le drain Dol-1 a été plus efficace que le drain Dol-2 qui, lui-même, a été plus efficace que le Dol-3.

Autres travaux réalisés, en cours et à venir

Le site Lorraine est un site unique qui permet d'approfondir les connaissances sur la restauration des sites miniers générateurs d'acide dont les résidus sulfureux ont déjà subi de l'oxydation (sites qui ont été abandonnés pendant plusieurs années). La proximité relative du site et la densité d'équipements de mesure élevée permettent d'investiguer différents aspects de la restauration. Dans cet article, l'emphase a été mise sur le comportement hydrogéologique de la CEBC et sur la chimie des eaux à la sortie des drains dolomitiques servant pour le traitement passif du DMA. D'autres aspects de la restauration ont été étudiés ou sont à l'étude sur le site.

Les résultats démontrent clairement l'efficacité au niveau de la CEBC à court terme (10 ans et moins). De plus, des mesures directes à l'aide d'une nouvelle méthode (appelée consommation d'oxygène modifiée) ont permis de valider les calculs effectués à l'aide des mesures de teneurs



Figure 11 : Évolution de la végétation sur le site Lorraine depuis la construction de la CEBC.

en eau volumiques et des équations 1 et 2 (Dagenais, 2005). Cependant, la végétation a commencé à envahir le site de façon importante (voir figure 11). Un projet est présentement en cours pour caractériser l'évolution de la végétation sur le site (Trépanier et al., 2006) ainsi que les effets de cette dernière sur la performance de la CEBC. L'équipe de recherche des auteurs étudie également des options pour limiter l'apparition des espèces indésirables sur le site (principalement les arbres). L'option qui semble avoir le meilleur potentiel consisterait à revégétaliser le site avec des espèces ayant des racines superficielles et des effets allélopathiques. Ces derniers effets empêcheraient l'implantation des arbres par des phénomènes chimiques et physiques.

Les résultats de l'analyse de la chimie des eaux au drain dolomitique Dol-3 montrent que le système a perdu beaucoup de son efficacité depuis 2002. Une étude au laboratoire est présentement en cours pour identifier un procédé de traitement optimal, afin de remplacer le Dol-3. Différentes options seront testées : drains anoxiques calcaires, système de bio-traitement passif avec bactéries sulfato-réductrices et traitement multi-stage pouvant intégrer plusieurs approches. Les résultats obtenus lors de cette étude permettront de proposer un design qui serait éventuellement appliqué sur le site. Après une période de suivi du nouveau système du Dol-3, des modifications pourront être apportées aux Dol-2 et Dol-1, pour améliorer leur performance de traitement.

Le comportement hydrogéologique des drains dolomitiques a également été étudié à l'aide d'essais de traceur (Maqoud et al., 2007a) et de modélisations numériques (Poirier, 2008). Les résultats ont montré que les drains dolomitiques ne sont pas en charge, ce qui leur confère un comportement hydrogéologique particulier qui affecte sûrement les mécanismes de traitement. Une portion importante des drains n'est pas utile au traitement, puisque l'eau n'y circule pas ou encore très rarement.

Des essais au laboratoire à l'échelle intermédiaire (modèle physique de plus de 2 000 litres) ont été réalisés, afin de simuler la performance d'un système de drains dolomitiques où les conditions seraient réellement anoxiques (voir Potvin, 2009, pour les détails). Les résultats ont montré qu'on pouvait générer davantage d'alcalinité dans des conditions anoxiques, mais qu'on limitait le traitement des métaux en réduisant la précipitation de minéraux secondaires.

Beaucoup de travaux ont été réalisés au site Lorraine, et ce dernier offre encore un lieu intéressant pour pousser plus loin la recherche dans le domaine de la restauration minière. Par exemple, dans les prochaines années, on prévoit étudier davantage les phénomènes de dissolution des

minéraux secondaires après restauration. On vise aussi à mieux ausculter la nappe phréatique sous la CEBC; jusqu'à présent l'emphase a été mise sur le comportement hydrogéologique de la CEBC. Le comportement hydrogéologique de la CEBC a été étudié surtout au niveau des tendances annuelles, avec des fréquences de mesures de l'ordre de 4 à 8 fois par année. Les nouveaux équipements installés récemment dans la CEBC permettront un suivi plus étroit dans les endroits critiques, où les effets de barrière capillaire sont nécessaires pour assurer une bonne efficacité du recouvrement. À l'aide de ces mesures (dans la CEBC et dans les piézomètres), de l'installation d'une station météorologique aux périodes critiques, de mesures directes de la concentration en oxygène dans et sous la CEBC et des mesures de débits aux différents effluents, on sera en mesure de mieux comprendre le mouvement des fluides à travers la CEBC et l'hydrogéologie globale du site.

Références

- AACHIB, M., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M. (2002). Laboratory measurements and predictive equation for gas diffusion coefficient of unsaturated soils. Proc. 55th Canadian Geotechnical Conference and 3rd joint IAHCNC and CGS Groundwater Specialty Conferences, Niagara Falls, Ont., CD-Rom, 163-171.
- AACHIB, M., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M. (2004). Measurement and prediction of the oxygen diffusion coefficient in unsaturated media, with applications to soil covers. *Water, Air and Soil Pollution*, 156:163-193.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BERNIER, L. (2002). Environnement et gestion des résidus miniers. Les Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, CD-Rom, Montréal, Qc.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BARBERA, J. M., CHAPUIS, R. P., MONZON, M., AACHIB, M. (1997). Construction and instrumentation of in situ test plots to evaluate covers built with clean tailings. Proc., 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, Vol. 2, 715-730.
- AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., JOANES, A. M., MONZON, M., GAGNON, D., BARBERA, J. M., BÉDARD, C., CHAPUIS, R. P., BERNIER, L. (1999). Projet sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers, Phase II: essais en place. MEND Report 2.22.2c.
- AUBERTIN, M. (1996). *Recouvrement multicouche pour le parc à résidus du site minier Lorraine*. Rapport soumis au MRNQ (SDM-R-96-23). 30 p.

- BERNIER, L. (1996). Rapport d'analyses minéralogiques sur 7 échantillons de résidus miniers, Mine Lorraine, Témiscamingue, Québec. Géoberex Recherche, 14 p.
- BERNIER, L. (2002). Suivi du comportement de la couverture multicouche et des drains de calcaire au site minier Lorraine. Centre de développement technologique, École Polytechnique de Montréal, 187 pages.
- BUSSIÈRE B., AUBERTIN M., ZAGURY G.J., POTVIN R., BENZAAZOUA M. (2005) Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des sites miniers abandonnés générateurs de drainage minier acide. Compte-rendu du 2^e Symposium sur l'Environnement et les Mines, organisé par l'ICM – Rouyn-Noranda, 15-18 mai 2005. 29p.
- BUSSIÈRE, B. (1999). Étude du comportement hydrique de couvertures avec effets de barrière capillaire inclinées à l'aide de modélisations physiques et numériques. Thèse de doctorat en Génie minéral, École Polytechnique de Montréal, 354 pages.
- BUSSIÈRE, B. (2007). Colloquium 2004: Hydro-geotechnical properties of hard rock tailings from metal mines and emerging geo-environmental disposal approaches. Canadian Geotechnical Journal, 44: 1019–1052.
- BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., MBONIMPA, M., MOLSON, J.W., CHAPUIS, R.P. (2007). Field experimental cells to evaluate the hydrogeological behaviour of oxygen barriers made of silty materials. Canadian Geotechnical Journal, 44: 245-265.
- DAGENAIS A.-M., AUBERTIN M., BUSSIÈRE B., CYR J., FONTAINE R. (2002). Auscultation et suivi du recouvrement multicouche construit au site minier Lorraine, Latulipe, Québec. Défis & Perspectives: Symposium sur l'Environnement et les Mines, Rouyn-Noranda, 3-5 novembre 2002. Développement Économique Canada/Ministère des Ressources Naturelles du Québec/CIM. Comptes-rendus sur CDROM, 2002
- DAGENAIS, A. M. (2005). Contrôle du drainage minier acide basé sur les effets de barrières capillaires. Ph. D. Thesis, Mineral Engineering Department, École Polytechnique de Montréal, Qc.
- DAGENAIS, A. M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., BERNIE, L., CYR, J. (2001) Monitoring at the Lorraine mine site: a follow up on the remediation plan. National Association of Abandoned Mine Land Annual Conference, CD-ROM.
- DAGENAIS, A. M., AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B., CYR, J. (2005). Performance of the Lorraine mine site cover to limit oxygen migration. SME Transaction, 318, 190-200.
- FABRE, C. (2008). Remise à jour de l'instrumentation d'un site minier réhabilité : Site Lorraine, Latulipe, Québec. Rapport de Stage, École Nationale Supérieure de Géologie de Nancy, France, 61 pp.
- FONTAINE, R. (1999). Restauration du site minier Lorraine. Rapport de surveillance des travaux 7209-700-02. Dessau-Soprin, Val d'Or, Québec, 33 p.
- GLEISNER, M., HERBERT, R.B., FROGNER COCKBURN, P.C. (2006). Pyrite oxidation by *Acidithiobacillus ferrooxidans* at various concentrations of dissolved oxygen. Chemical Geology, 125: 16-29.
- HOLTZ, R.D., KOVACS, W.D. (1981). An Introduction to Geotechnical Engineering, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 733 pp.
- LAVERGNE, C. (1985). Gîtes minéraux à tonnage évalué et production minérale du Québec. Ministère de l'énergie et des ressources. DV 85-08, 76 pp.
- LULIN, J.M. (1990). Une analyse du développement minier du Nord-Ouest québécois. In: Rive, M., Verpaelt, P., Gagnon, Y., Lulin, J.M., Riverin, G., Simard, A. (eds.) The Northwestern Quebec Polymetallic Belt. Can. Institute Min. Metall. Special Volume.
- MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B. (2008). Mise à jour de l'instrumentation du site Lorraine. Rapport URSTM, pour le compte du MRNF, 12 pp.
- MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., AUBERTIN, M., POTVIN, R., CYR, J. (2007a). Evaluation of the hydraulic residence time in the limestone drains of the Lorraine site, Latulipe, Québec. Proceeding of the IV international conference on Mining and the Environment, Sudbury, pp. 1-11.
- MAQSOU, A., BUSSIÈRE, B., MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., WILSON, W.G. (2007b). Instrumentation and monitoring of covers used to control Acid Mine drainage. Proceeding of the Mining Industry Conference, CIM, Montréal CD-rom.
- MBONIMPA, M., AUBERTIN, M., AACHIB, M., BUSSIÈRE, B. (2003). Diffusion and consumption of oxygen in unsaturated cover materials. Canadian Geotechnical Journal 40: 916-932.
- MEND. (2001). Prevention and Control, MEND Manual vol. 4. G.A. Tremblay et C.M. Hogan (eds.) CANMET.
- NASTEV M., AUBERTIN M. (2000). Hydrogeological mod-

elling for the reclamation work at the Lorraine mine site Québec, 1st Joint IAHC-CNC-CGS Groundwater Specialty Conference, Montréal, Québec, pp. 311-318.

NECULITA, C.-M., ZAGURY, G.J., BUSSIÈRE, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36: 1-16.

POIRIER, C. (2008). Étude paramétrique de l'écoulement de l'eau dans un drain de pierre calcaire par analyses numériques selon des variables granulométriques, géométriques et hydrauliques. Mémoire de maîtrise en Sciences appliquées, Département des génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal.

POTVIN, R. (2009) Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents contaminés par le drainage minier acide. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (à paraître).

RICARD, J. F., AUBERTIN, M., FIRLOTTE, F. W., KNAPP, R., MCMULLEN, J. (1997). Design and construction of a dry cover made of tailings for the closure of Les Terrains Aurifères site, Malartic, Québec, Canada. 4th International Conference on Acid Rock Drainage, Vancouver, BC, Vol. 4, 1515-1530.

RITCEY, G.M. (1989). Tailings Management, Problems and Solutions in the Mining Industries. Elsevier.

ST-ARNAULT M., BUSSIÈRE B., POTVIN R., AUBERTIN, M. (2005). Travaux de caractérisation préliminaires réalisés sur les drains dolomitiques du site Lorraine. Rapport de stage, Chaire industrielle CRSNG Polytechnique – UQAT et Chaire de recherche du Canada sur la restauration des sites miniers abandonnés.

STEFFEN, ROBERTSON AND KIRSTEN (B.C.) INC. (SRK) (1989). Draft acid rock drainage technical guide. Volume I. Report prepared for British Columbia Acid Mine Drainage Task Force, Bi-Tech Publishers Ltd., Vancouver, BC.

TRÉPANIÉ, S., BUSSIÈRE, B., TREMBLAY, F., AUBERTIN, M., CYR, J. (2006). Characterization and evolution of vegetation established on a multilayered cover aiming at controlling the production of acid mine drainage. Proceedings of the 31st Annual Meeting and Conference of the Canadian Land Reclamation Association (CLRA) and the 9th Meeting of the International Affiliation of Land Reclamation (IALR), Reclamation and Remediation: Policy to Practice, Ottawa, Ont., [sur cédérom], pp 458-469.

Note aux auteurs

Déchets, Sciences & Techniques, revue francophone d'écologie industrielle, publie les résultats de travaux réalisés dans le domaine de l'écologie industrielle, principalement consacrés aux déchets, aux sols pollués et aux impacts environnementaux.

Les articles peuvent être proposés par des laboratoires scientifiques ou relater des expériences industrielles. La revue est le lieu privilégié des échanges entre recherche et expertise.

Les thématiques abordées sont les suivantes : approche bio-physico-chimique du déchet, procédés de traitement des déchets, caractérisation et traitement des sols et sites pollués, évaluation environnementale et management des systèmes et des procédés, écotoxicologie, toxicologie et santé, économie, droit, sociologie, évaluation des politiques publiques.

Conditions générales de publication

La langue de rédaction est le français. Les articles doivent être accompagnés d'un résumé de 200 mots environ. L'article type comportera environ 6 pages imprimées incluant textes, figures et références, soit l'équivalent de 20 000 signes.

Envoi

L'auteur doit adresser par e-mail, les documents informatiques (format Word) à :
Pierre Moszkowicz, rédacteur en chef
pierre.moszkowicz@insa-lyon.fr

DÉCHETS SCIENCES & TECHNIQUES,

REVUE FRANCOPHONE D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE

SAP - 9, rue de l'Arbre Sec - 69281 LYON CEDEX 01

Mèl : olivier.guichardaz@pro-environnement.com

Service abonnement : SAP/DPE - Service abonnement - 9, rue de l'Arbre Sec - 69281 LYON CEDEX 01 - Tél. : 04 72 98 26 69 - Fax : 04 72 98 26 80

N° de commission paritaire : 0307 T 88295 - N° ISSN : 0753-3454. - Photocomposition SAP

Principaux associés : DPE