

*Le suivi de la restauration par inondation  
au parc à résidus miniers*

*Solbec*

*Serge Vézina*

*Directeur Recherche et Environnement*

*Gail Amyot*

*Ingénieure en environnement*

800 Boul. René-Lévesque ouest, Suite 850  
Montréal, Québec, Canada  
H3B 1X9

Tél: (514) 878-3166  
Télécop: (514) 878-0635  
courriel: [gail\\_amyot@cambior.com](mailto:gail_amyot@cambior.com)  
[serge\\_vezina@cambior.com](mailto:serge_vezina@cambior.com)

Juin 1999

---

**RÉSUMÉ**

Le parc à résidus miniers Solbec a été actif de 1962 à 1977. Plus de 2,5M mètres cubes de résidus sulfurés y ont été déversés et des échantillonnages sporadiques effectués entre 1972 et 1980 ont confirmé la présence de drainage minier acide (DMA) sur le site. Un rapport de caractérisation du parc déposé en 1987 proposait l'inondation des résidus comme la solution la plus valable pour remédier au problème. C'est à ce moment que Cambior inc. fut impliquée dans le dossier par l'acquisition du Groupe minier Sullivan, l'exploitant de la mine

## Solbec.

Une série d'expérimentations et d'études ont suivi de 1989 à 1993 pour vérifier l'efficacité et la viabilité de la solution. Les travaux requis pour l'inondation ont été effectués en 1994. Depuis ce temps, un projet de monitoring est en cours dans le cadre du programme NEDEM pour faire le suivi de la qualité des eaux de recouvrement et souterraines du parc à résidus. L'étude comprend également un volet hydrologique sur le bilan d'eau et l'effet des vagues ainsi qu'une évaluation de la viabilité des micro-organismes participant au processus d'oxydation et de leur état d'activité.

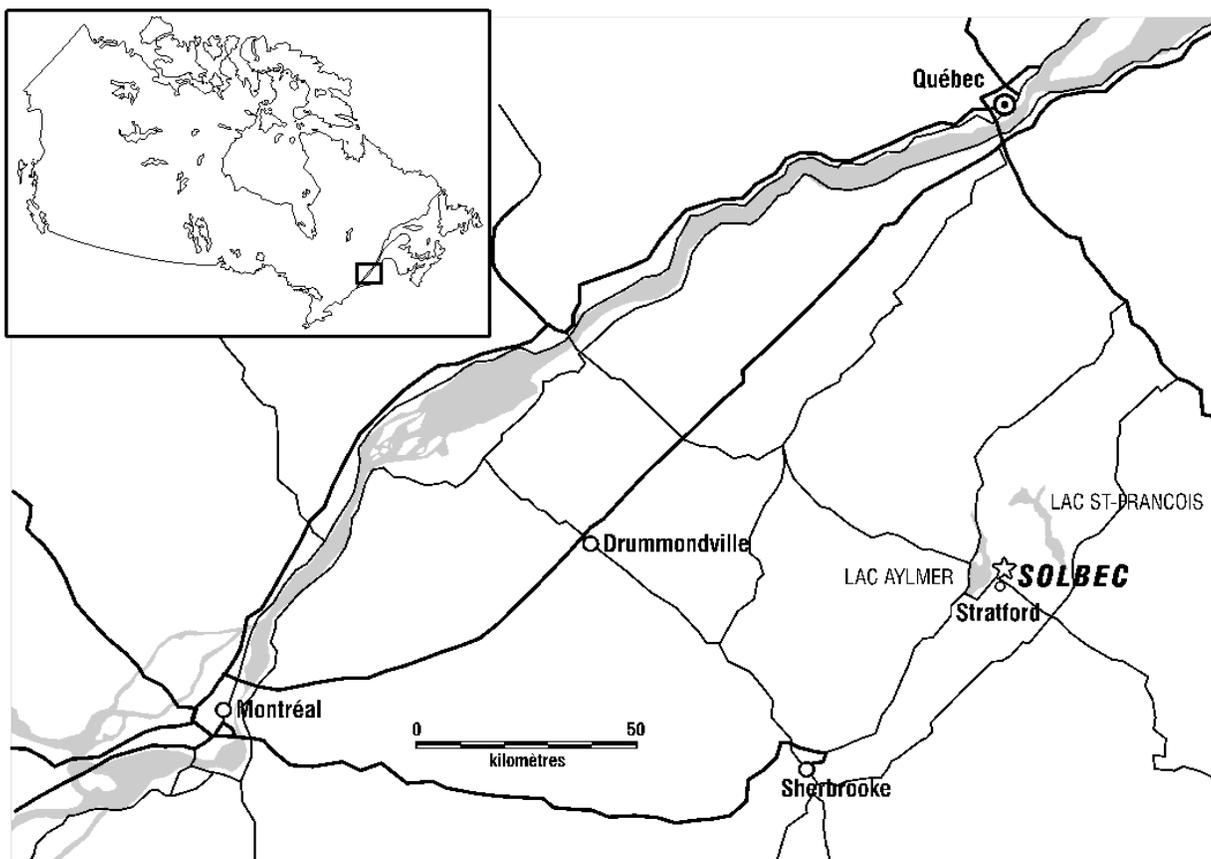
Après douze campagnes d'échantillonnage comprenant plus de cinquante échantillons chacune et portant sur plus de dix paramètres par relevé, la solution est jugée efficace. Le pH est maintenant près de la neutralité, les concentrations anormales - le fer, le zinc, le cuivre - sont résorbées et le bassin retient suffisamment d'eau pour garder les résidus inondés et empêcher un remaniement néfaste par l'effet des vagues.

L'efficacité de la solution est appuyée par la diminution des populations bactériennes oxydantes, la cessation de leur activité oxydante et, le plus notable, par l'apparition de bactéries sulfato-réductrices. Celles-ci contribuent au processus inverse de l'oxydation en réduisant les ions sulfates en ions sulfures lesquels reprécipitent les métaux présents sous la forme plus stable de sulfures métalliques.

## ***INTRODUCTION***

Le site Solbec est situé au Québec, à environ deux cent kilomètres à l'est de Montréal entre les lacs St-François et Aylmer, près du village de Stratford (figure 1). La mine Solbec a été exploitée de 1962 à 1970 par le Groupe minier Sullivan et un total de plus de 1,9M tonnes de minerais sulfurés de cuivre, zinc et plomb y ont été extraits dans une gangue de schiste à séricite. Le concentrateur du site a opéré de 1962 à 1977 et a traité non seulement le minerai de Solbec mais plus de 2,9M tonnes de minerais semblables provenant des mines Cupra, Weedon et Clinton, toutes situées dans la même région. Le concentrateur a traité un total de 4,8M tonnes de sulfures massifs constitués de chalcopryrite, sphalérite, galène, pyrrhotite et pyrite.

Les résidus miniers étaient acheminés dans un parc de 66 hectares situé dans une cuvette marécageuse à un kilomètre au nord du concentrateur. Ils contiennent les valeurs résiduelles des différents minerais, du quartz, de la chlorite, de la séricite, des plagioclases et des fractions mineures en calcite, dolomite, jarosite, magnétite et limonite. Le volume total des résidus est estimé à 2,5M mètres cubes ou 4,2M tonnes. Après la fermeture, environ 20 hectares du parc étaient submergés dans sa partie Nord et le pH de l'eau variait de 3,0 à 3,5. Les concentrations en métaux de cette eau étaient de l'ordre de 3 mg/l pour le zinc, 1 mg/l pour le cuivre et 10 mg/l pour le fer, les autres métaux n'étant pas problématiques. Les résidus étaient oxydés en surface seulement, sur une épaisseur variant de zéro à cinquante centimètres, à partir du plan d'eau au nord vers le point de déversement au sud.



## ***DRAINAGE MINIER ACIDE***

Un groupe d'étude du ministère de l'Environnement du Québec (maintenant le MEF - ministère de l'Environnement et de la Faune) a procédé, en 1983, à un inventaire de tous les lieux ayant potentiellement reçu des déchets dangereux au Québec, et publié un rapport en 1985 (GERLED, 1985). Dans ce cadre, le ministère a compilé différents échantillonnages des eaux du parc depuis 1972. Les résultats laissaient entrevoir l'oxydation des sulfures et la production de drainage minier acide (DMA). Comme plusieurs autres anciens sites miniers générateurs de DMA, le parc à résidus miniers Solbec fut classifié dans la catégorie de risque élevé pour l'environnement. Il devenait alors prioritaire que des mesures soient prises pour la caractérisation et la restauration éventuelle du parc. En 1986, le ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec (maintenant le MRN - ministère des Ressources naturelles) commandait une étude sur la caractérisation et les différentes possibilités de restauration du parc Solbec. Le rapport d'étude publié en 1987 présente l'inondation du site comme la solution la plus valable tant aux points de vue économique qu'environnemental. Il recommande de procéder à l'expérimentation de la solution afin de vérifier son efficacité et sa viabilité (Centre de Recherches Minérales, 1987).

C'est à peu près à ce moment, en octobre 1987, que Cambior inc. intervient dans le dossier avec la prise de contrôle et la fusion du Groupe minier Sullivan. Dès 1988, la caractérisation puis la restauration de l'emplacement de la mine et du concentrateur sont entreprises. Les différents essais pour expérimenter l'inondation comme solution au DMA du parc à résidus débutent l'année suivante.

## ***EXPÉRIMENTATION DE L'INONDATION***

### **1989**

Les premiers essais pour expérimenter l'inondation des résidus oxydés comme solution pour la restauration du parc Solbec ont été menés en 1989. Des colonnes de 10 cm de diamètre testant différentes épaisseurs d'eau de recouvrement ont été l'objet d'un suivi en laboratoire pendant huit semaines. En 1989 également, des cylindres de 1,22 m de diamètre ont été foncés dans les résidus jusqu'à la nappe d'eau pour simuler l'inondation in situ. Le monitoring y a été mené pendant 17 semaines. Les résultats ont démontré que le phénomène d'acidification est arrêté par l'inondation lorsque l'eau interstitielle est changée.

### **1990**

En 1990, un bassin d'essai de 3m x 3m est construit avec des piézomètres dans les différentes couches pour simuler et étudier les conditions d'écoulement dans le parc et confirmer que la circulation des eaux interstitielles est un élément important dans l'inhibition du processus de génération d'acide. Le suivi a été mené sur une période de 15 semaines. En parallèle, une étude de faisabilité technico-économique est menée. Il a été établi que les caractéristiques géologiques et géotechniques du site étaient favorables à la construction de digues et à la rétention d'eau à long terme. Le sol a une bonne capacité portante et, comme il est démontré que les résidus ont été déposés sur un horizon de tourbe lequel recouvre un till imperméable, la capacité de retenir de l'eau à long terme semble réaliste.

### **1991**

En 1991, une troisième phase d'expérimentation est mise en œuvre pour statuer sur l'efficacité et la faisabilité technique de l'inondation comme mode de restauration du parc à résidus Solbec. Il s'agissait concrètement de s'assurer que la couverture d'eau pourrait être maintenue à long terme, i.e. d'établir un bilan hydrique potentiel, de vérifier la capacité portante du sol au droit des digues et de répertorier des matériaux d'emprunts à faible conductivité hydraulique ainsi que d'observer l'évolution physico-chimique et microbiologique des eaux interstitielles aux résidus. La possibilité de maintenir l'inondation est confirmée. Avec la construction de deux digues, l'eau d'un bassin versant de 5 km<sup>2</sup> pourrait s'accumuler pendant 18 mois dans le réservoir créé de 1,2 km<sup>2</sup> avant qu'il y ait un déversement. Ensuite un surplus annuel de 3M m<sup>3</sup> est prévu. Cependant, l'inondation ne semble pas avoir inhibé le processus d'oxydation et de production d'acide dans les résidus oxydés. La question du lessivage des produits d'oxydation est alors avancée.

### **1992 / 1993**

En 1992, une quatrième phase est amorcée. Cette fois, on expérimente l'utilisation de pierres à chaux pour neutraliser et stabiliser les eaux déjà acidifiées. En décembre 1993, l'inondation du parc après ajout de chaux est recommandée comme méthode de restauration du parc. Et d'autres études sont menées pour élaborer le projet.

La première (McGill, 1993) cherche à évaluer l'épaisseur d'eau nécessaire pour inhiber la génération d'acide en considérant l'action des vagues et la possible remise en suspension des particules. Mais le modèle utilisé était conçu pour un fetch plus long et des vents plus forts et le diamètre de particule considéré dans le modèle était très fin, représentatif que de la partie centrale du parc. Les résultats ont donc été considérés à titre indicatif. L'étude recommandait une couverture minimale d'eau au-dessus des résidus réactifs de 1,34 m ou de 0,74 m si les résidus étaient recouverts de sable. En considérant le diamètre des particules dans les zones où il y aurait moins d'eau, il a été statué qu'un recouvrement de un mètre d'eau serait efficace.

Une autre étude (Karam et Guay, 1994) avait pour but d'évaluer la quantité et le mode d'application de la chaux. Il est préconisé d'appliquer 118 tonnes/ha sur une profondeur moyenne de 15 cm. Ensuite, l'effet de

l'inondation sur l'activité microbiologique est étudié (Karam et Guay, 1994). En laboratoire, le maintien sous l'eau des résidus non oxydés a empêché leur colonisation par des bactéries du type *Thiobacillus ferrooxidans* alors que l'inondation artificielle des résidus non oxydés et oxydés combinés à la chaux a inhibé l'activité bactérienne sans détruire la viabilité des cellules. Les auteurs anticipaient une réduction de cette population bactérienne avec le temps mais aucun essai n'a été mené en ce sens.

Il doit être mentionné que de 1990 à 1993, les travaux d'expérimentation cités ci-haut faisaient partie du programme NEDEM et que les rapports sont disponibles.

## ***TRAVAUX DE RESTAURATION DU PARC***

L'inondation du parc avec un recouvrement minimal de un mètre d'eau a été réalisable avec la construction de deux digues, soit une digue principale de 396 m de longueur et 9 m de hauteur ainsi qu'une digue secondaire de 192 m de longueur et 2,5 m de hauteur.

Les travaux ont débuté en août 1994 par le déboisement de 27 hectares de terrain. Cette superficie comprend les lieux du chemin d'accès, des digues et d'une portion de la zone à inonder.

À l'endroit des digues, le roc a été décapé et dynamité pour améliorer le nivellement de la base, puis nettoyé et les fractures ont été cimentées. Les digues ont un noyau de till imperméable. Dans la partie supérieure amont (intérieure) du parc, le noyau est recouvert de géomembrane imperméable alors que du côté aval (externe), le noyau est entièrement recouvert de géomembrane puis d'un lit filtrant. Les pentes sont complétées en gravier et recouvertes de perré.

À l'extrémité Nord de la digue principale, un déversoir en béton a été aménagé pour évacuer facilement une crue centenaire. Le seuil a quatre mètres de largeur.

Pour minimiser la hauteur des digues, une section d'environ 50 000 m<sup>2</sup> localisée dans la partie sud du parc à résidus a été régallée vers le centre.

Avant la mise en eau, l'ensemble de la surface des résidus a été chaulé. Dans la zone inondée, c'est de la chaux hydratée (Ca(OH)<sub>2</sub>) qui a simplement été épandue sur l'eau. Dans la zone exondée, l'agent neutralisant a été des poussières et des granules de calcite (CaCO<sub>3</sub>). Il a été incorporé aux résidus par hersage sur une épaisseur de 300 mm. Ce travail a été difficile et il en est résulté un épandage irrégulier. En moyenne, 230 tonnes de matériel ont été appliquées par hectare.

Les travaux ont pris fin en novembre 1994. Le recouvrement complet des résidus à leur élévation la plus haute (cote 329 m) a eu lieu en septembre 1995. C'est en février 1996, lors d'une période de redoux, que la cote 330 m a été atteinte et que la première crue a été évacuée.

## ***MONITORING***

Le programme de suivi environnemental de l'inondation du parc a été élaboré dans le cadre du programme NEDEM. Il vise à évaluer la qualité de l'eau de recouvrement, de l'eau souterraine, de l'eau d'effluent, le bilan hydrologique, l'effet des vagues et des glaces sur le remaniement des sédiments de fond et sur l'érosion des berges ainsi que le devenir des populations microbiologiques. Il a débuté dès l'automne 1994 et se poursuit présentement. Trois campagnes d'échantillonnage ont été menées en 1995, 1996 et 1997 au printemps, à l'été et

à l'automne. En 1998, deux campagnes ont été menées une à l'été et l'autre à l'automne.

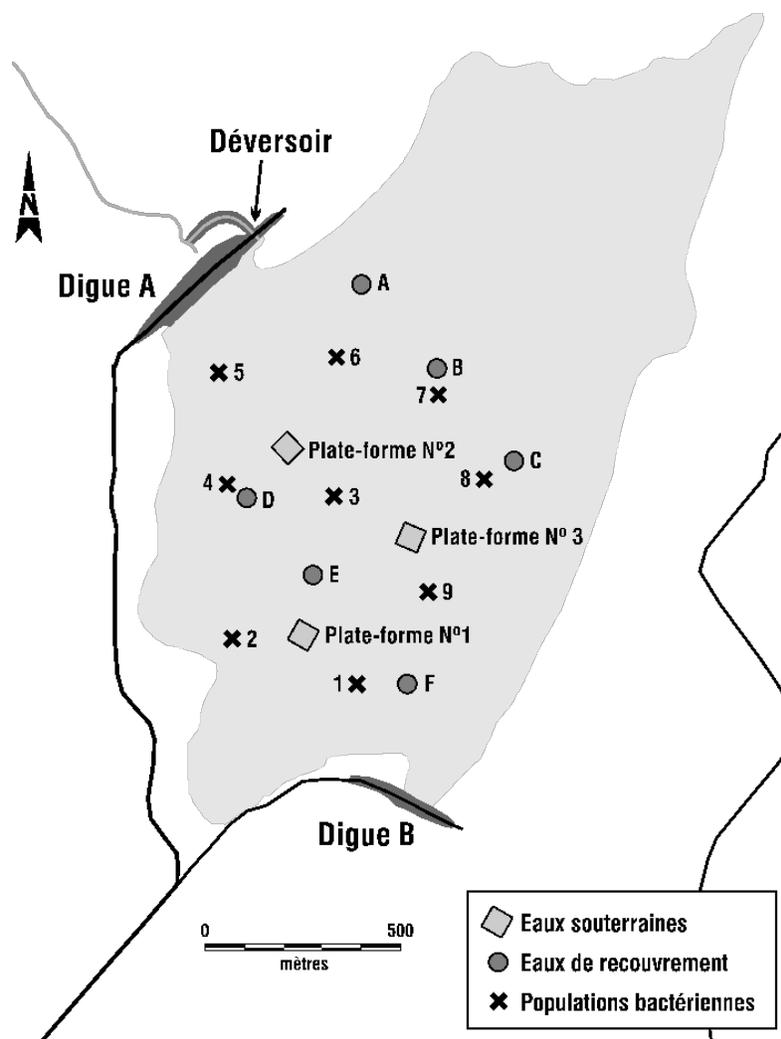
### Échantillonnage de l'eau de recouvrement

Afin de statuer sur la qualité de l'eau du bassin, des échantillons sont recueillis à trois profondeurs distinctes au droit de six stations localisées avec des bouées. Les stations (A-B-C-D-E-F) sont implantées le long des deux transects dont l'orientation est plus ou moins perpendiculaire à l'axe de la digue principale (figure 2). Les échantillons sont prélevés en surface, à la mi-profondeur du plan d'eau et à environ 150 mm du fond du bassin.

Les 18 échantillons sont soumis à différentes analyses sans être filtrés.

*En chantier* : pH, conductivité électrique et  $Fe^{+2}$

*En laboratoire* : Les métaux (Fe, As, Cu, Ni, Pb, Zn), les sulfates, les matières en suspension, l'alcalinité et l'acidité lorsqu'il y a lieu.



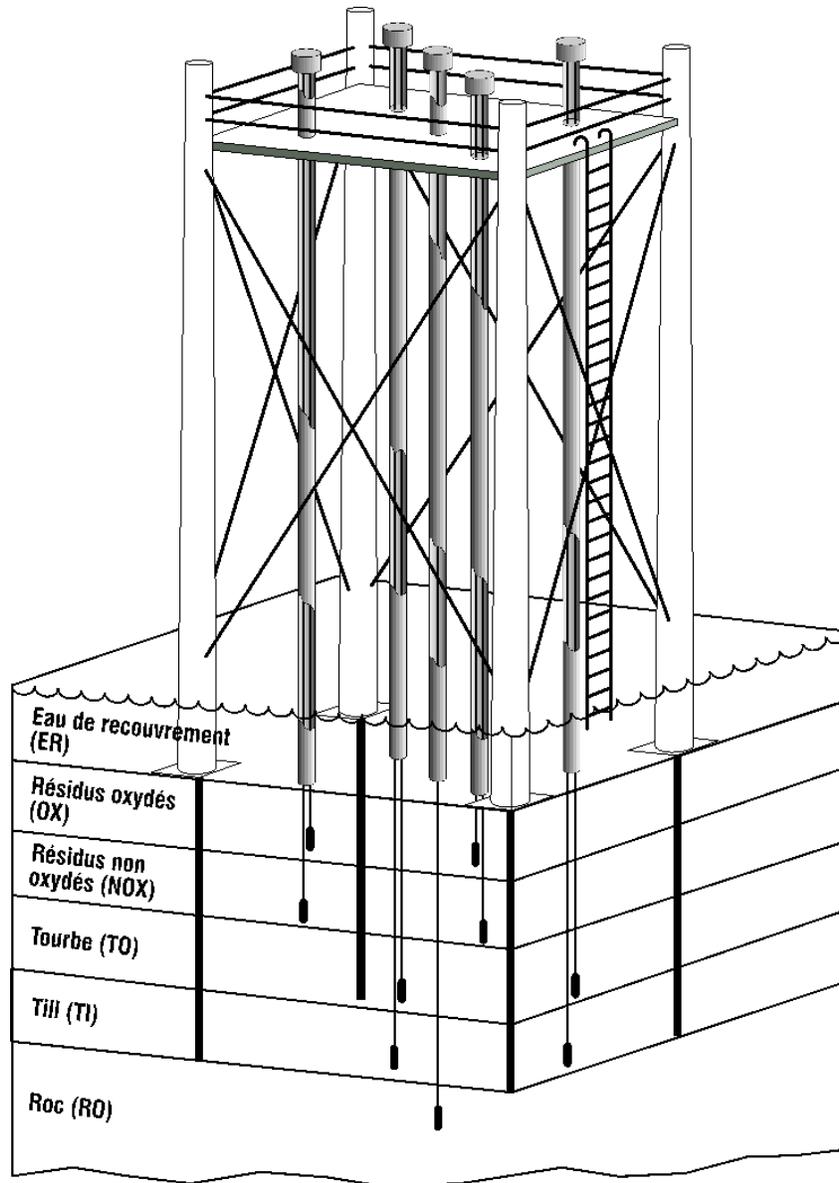
*Figure 2*

### Échantillonnage des eaux souterraines

Les eaux présentes dans les différentes unités stratigraphiques sont échantillonnées, soit les eaux interstitielles aux

résidus miniers oxydés en surface et celles interstitielles aux résidus non oxydés situés en dessous ainsi que les eaux souterraines que l'on retrouve dans le socle rocheux, dans le till et dans la tourbe, lesquels dépôts sont présents sous les résidus miniers du parc.

À chaque campagne d'échantillonnage, vingt-sept échantillons d'eau ont été prélevés à partir de trois plates-formes (1, 2 et 3) positionnées à l'intérieur du parc à résidus (figure 2). Chaque plate-forme retient cinq trous de forage atteignant chacune des différentes zones stratigraphiques à partir du socle rocheux. Des tubes d'échantillonnage à section crépinée ont été mis en place à l'intérieur de tous les trous de forage à raison de deux tubes par unité stratigraphique, à l'exception du socle rocheux avec un seul tube (figure 3). Il est à noter que la plate-forme # 2 s'est effondrée pendant l'hiver 1997-98, il a donc été impossible d'échantillonner les tubes de cette plate-forme en 1998.



**Figure 3**

Avant chaque analyse de laboratoire, les échantillons d'eau sont filtrés au tamis 0,45 microns. Les paramètres analysés en chantier et au laboratoire sont identiques à ceux de l'eau de recouvrement à l'exception des matières en suspension, l'alcalinité et l'acidité.

## **Échantillonnage des résidus pour le suivi microbiologique**

Les échantillons de résidus miniers sont obtenus par carottage à neuf stations d'échantillonnage identifiées par des bouées de couleur différente des bouées pour les stations d'eau de recouvrement (figure 2). Les échantillons d'environ 250 grammes prélevés proprement sont placés dans des sacs stériles. Des milieux de culture sont ensemencés avec une partie des échantillons solides pour permettre l'isolement, l'identification et le décompte des bactéries présentes. Les inocula servent aussi aux déterminations du potentiel oxydatif des divers isolats bactériens vis-à-vis le sulfate ferreux (oxydation du fer ferreux) et le soufre élémentaire (production d'acide sulfurique et diminution du pH).

## ***RÉSULTATS***

Les résultats ont généré une banque de données sous forme de différents tableaux. Pour simplifier leur présentation, nous les avons regroupés sous la forme présentée aux figures 4, 5, 6 et 7 pour l'eau et à la figure 8 pour les bactéries.

Les figures sur la qualité des eaux présentent les paramètres significatifs notés sous forme d'instantané de la situation dans chaque unité stratigraphique, et ce à chaque campagne d'échantillonnage. Elles représentent donc, dans chaque zone, l'évolution des concentrations moyennes de chacun de ces paramètres dans le temps. L'arsenic, le plomb et le nickel n'ayant affiché que de très faibles concentrations, quelques ppb ou inférieures au seuil de détection, ne sont pas présentés.

## ***DISCUSSION DES RÉSULTATS***

Il faut noter que le recouvrement par l'eau de tous les résidus dans le parc a été complété à l'automne 1995 (à la cote 329 m) et que ce n'est que depuis février 1996 que le parc a un effluent (au-dessus de la cote 330 m) au seuil déversoir. C'est à cet endroit que l'eau de recouvrement était échantillonnée avant l'inondation. Il s'est donc établi un nouvel équilibre démontré par les douze campagnes d'échantillonnage complétées à ce jour. La présente discussion exprime l'interprétation des résultats qui a mené à cette conclusion.

Il faut aussi tenir compte de deux facteurs importants. La superficie du bassin versant du réservoir est de 500 hectares (5 km<sup>2</sup>). Les précipitations mesurées dans la région sont de 1,1 à 1,2 mètres par année et leur pH moyen mesuré oscille autour de 4,4. Le second facteur à considérer est le chaulage du plan d'eau et des résidus avant leur inondation. La pierre à chaux se dissout lentement et influence fortement la qualité des eaux de recouvrement.

De plus, l'application de la pierre à chaux a été difficile, la profondeur du mélange et la quantité de matériel neutralisant ajouté aux résidus ont été inégales. Il en résulte une hétérogénéité qui affecte les lectures ponctuelles.

Des études, hydraulique et hydrogéologique, ainsi que celle sur l'action des vagues et de la glace ont permis de statuer (Les Consultants S.M. inc., Mars 1998) sur le risque non-significatif de la mise à jour des résidus ou de leur remise en suspension. En effet, pour que les phénomènes d'évaporation et d'exfiltration permettent la mise à jour des résidus, 210 jours consécutifs de sécheresse sont nécessaires alors que la remise en suspension des résidus requiert, au minimum, des vents de 64 km/h pendant 20 minutes dans l'axe du bassin. Par ailleurs, ni le couvert de glace, ni la phase d'eau semi-solide sous le couvert de glace n'atteignent les résidus.

		Travaux			Recouvrement			Déversement					
		A 1994	P 1995	É 1995	A 1995	P 1996	É 1996	A 1996	P 1997	É 1997	A 1997	É 1998	A 1998
Eaux de recouvrement	ER	5,0	10,7	6,7	7,6	7,8	7,2	7,3	7,3	7,7	7,8	7,6	7,2
Eaux interstitielles dans résidus oxydés	OX	6,8	7,0	6,4	6,5	6,1	6,4	6,1	6,2	7,0	7,5	6,6	6,7
Eaux interstitielles dans résidus non-oxydés	NOX	7,2	8,6	8,1	8,4	8,3	7,7	8,2	7,4	8,6	8,0	8,3	8,7
Eaux souterraines dans tourbe	TO	6,6	8,1	6,9	6,8	6,8	6,5	6,8	6,6	7,3	7,3	6,6	6,6
Eaux souterraines dans till	TI	7,4	7,6	7,6	7,8	7,7	7,2	7,7	7,4	7,7	7,4	7,4	7,2
Eaux souterraines dans socle rocheux	RO	7,7	8,5	7,6	7,5	8,2	7,4	8,2	7,4	7,9	7,4	6,8	7,6

Figure 4 : Qualité des eaux, pH

Les eaux de recouvrement sont passées de pH légèrement acides à l'automne 1994 pour remonter à des valeurs très alcalines au printemps 1995 suite à la fonte des neiges et au début de la solubilisation de la chaux. Par la suite, elles se sont maintenues à des pH près de la neutralité.

Suite au recouvrement complet des résidus à l'automne 1995 et à la saturation graduelle des résidus, la campagne du printemps 1996 (P-96) a détecté des pH légèrement acides ( $\approx 6,1$ ) dans la couche de résidus oxydés. Des pH plus neutres sont réapparues lors de la campagne suivante de l'été 1996 (É-96).

Pour toutes les autres unités stratigraphiques, on n'observe aucune anomalie quant aux valeurs de pH mesurées dans les eaux.

		Travaux			Recouvrement			Déversement					
		A 1994	P 1995	É 1995	A 1995	P 1996	É 1996	A 1996	P 1997	É 1997	A 1997	É 1998	A 1998
Eaux de recouvrement	ER	142	2,9	1,80	0,35	0,29	0,17	0,30	0,41	0,05	1,4	0,10	0,05
Eaux interstitielles dans résidus oxydés	OX	555	99,8	183	373	343	130	150	132	18	38	70	29
Eaux interstitielles dans résidus non-oxydés	NOX	0,15	0,01	0,04	0,01	49,4	0,04	0,06	0,05	0,24	0,26	0,43	0,50
Eaux souterraines dans tourbe	TO	0,01	0,01	0,10	0,85	7,8	28,9	34,9	10,4	0,91	0,54	0,09	2,2
Eaux souterraines dans till	TI	<0,01	0,12	0,15	0,06	0,03	0,02	0,15	0,19	0,31	0,08	0,27	1,9
Eaux souterraines dans socle rocheux	RO	<0,01	0,01	0,35	0,08	<0,01	<0,01	0,03	0,03	<0,01	<0,01	0,09	<0,01

Figure 5 : Qualité des eaux, Fer total (mg/l)

À l'exception de la campagne de l'automne 1994 (A-94), les eaux de recouvrement n'ont jamais dépassé le seuil d'acceptabilité de la Directive 019 du MEF en ce qui concerne le fer.

Cependant, dans la couche des résidus oxydés, il faut noter dès le début des concentrations de fer de l'ordre de 100 ppm. Suite à la progression de l'inondation, la solubilisation des précipités de surface et à la saturation graduelle des résidus oxydés qui a favorisé leur lessivage, les concentrations observées ont augmenté pour atteindre un maximum de 373 ppm à l'automne 1995 (A-95) et ensuite redescendre sous le seuil de 100 ppm à partir de l'été 1997 (É-97).

Dès le recouvrement complet du parc à résidus, cette migration du fer s'est poursuivie à des concentrations de l'ordre de 50 ppm dans les eaux de la couche non-oxydée et de 10 ppm dans la zone de tourbe, au printemps de 1996 (P-96). Depuis l'été 1996 (É-96), les concentrations en fer de la zone non-oxydée ont régressé à des niveaux très bas alors que celles de la zone de tourbe ont commencer à atteindre de faibles concentrations seulement à l'été 1997 (É-97). Le fer est maintenant résorbé dans les couches supérieures.

Le métal le plus abondant, le fer, n'apparaît pas sous l'horizon de tourbe, phénomène prévisible dans ce type de matériel. La présence de tourbe et de till sous les résidus est d'ailleurs une des caractéristiques du parc Solbec qui ont favorisé son inondation comme solution au DMA.

		Travaux			Recouvrement			Déversement					
		A 1994	P 1995	É 1995	A 1995	P 1996	É 1996	A 1996	P 1997	É 1997	A 1997	É 1998	A 1998
Eaux de recouvrement	ER	0,83	0,11	0,02	0,04	0,01	0,02	0,19	0,03	<0,01	0,02	0,03	<0,01
Eaux interstitielles dans résidus oxydés	OX	2,4	17,0	17,6	20,2	23,6	10,0	9,3	7,8	1,8	2,0	1,4	1,4
Eaux interstitielles dans résidus non-oxydés	NOX	2,0	0,54	0,31	0,07	0,83	0,25	0,12	0,28	0,12	0,17	0,20	0,20
Eaux souterraines dans tourbe	TO	0,56	0,09	0,31	0,06	0,10	0,24	0,08	0,09	0,03	0,07	0,10	0,09
Eaux souterraines dans till	TI	0,16	0,45	0,02	<0,01	0,63	0,03	0,18	0,03	0,02	0,03	0,01	0,03
Eaux souterraines dans socle rocheux	RO	0,01	<0,01	0,03	0,01	<0,01	0,03	0,02	0,03	0,02	0,06	0,03	<0,01

*Figure 6 : Qualité des eaux, Zinc (mg/l)*

Le zinc affiche un comportement encore plus marqué que le fer, quoique à des concentrations moins élevées. Dès l'automne 1994, avant l'inondation complète du parc, la présence du zinc était remarquable dans les eaux de surface au déversoir, dans les eaux interstitielles aux résidus oxydés, aux résidus non-oxydés ainsi que les eaux de la zone de tourbe à des concentrations de l'ordre de 0,5-2 mg/l.

Avec le remplissage graduel du parc et la saturation des résidus, les concentrations de la zone des résidus oxydés ont augmenté pour atteindre un maximum de 24 mg/l au printemps 1996 puis redescendre à 10 mg/l quelques mois plus tard (É-96). Depuis, la concentration en zinc dans la zone de résidus oxydés continue de se résorber.

La grande mobilité du zinc fait en sorte que dès 1994, il était présent jusqu'à la couche de tourbe. Les concentrations dans les zones de tourbe et de résidus non-oxydés ont baissé autour de 0,1-0,3 mg/l à l'été et à l'automne 1995 pour remonter au printemps 1996 à des valeurs de 0,1-0,8 mg/l pour ensuite redescendre à 0,2 mg/l à l'été 1996 puis continuer de se résorber. Ce phénomène se poursuivra probablement aussi longtemps que la couche des résidus oxydés n'aura pas été purgée à des valeurs traces, tendance qui semble maintenant être confirmée. L'activité microbiologique aura certainement un effet accélérateur sur la précipitation des métaux comme le zinc et ce sujet sera abordé plus loin.

Il est à noter que la migration du zinc s'est également arrêtée à la couche de tourbe.

		Travaux			Recouvrement			Déversement					
		A	P	É	A	P	É	A	P	É	A	É	A
		1994	1995	1995	1995	1996	1996	1996	1997	1997	1997	1998	1998
Eaux de recouvrement	ER	0,49	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,03	<0,01	<0,01	0,07	0,03	<0,01
Eaux interstitielles dans résidus oxydés	OX	0,18	1,4	1,0	0,23	0,59	0,54	0,50	0,05	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
Eaux interstitielles dans résidus non-oxydés	NOX	0,08	0,19	0,09	0,05	0,04	0,06	0,05	0,04	<0,01	0,05	0,10	0,10
Eaux souterraines dans tourbe	TO	0,23	0,05	0,07	0,02	<0,01	0,04	0,04	0,03	<0,01	0,01	<0,01	<0,01
Eaux souterraines dans till	TI	0,20	0,12	0,04	0,01	0,01	0,03	0,02	0,02	<0,01	0,02	<0,01	<0,01
Eaux souterraines dans socle rocheux	RO	<0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	0,03	0,02	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Figure 7 : Qualité des eaux, Cuivre (mg/l)

Dans l'eau de recouvrement, le cuivre, comme le fer et le zinc, a atteint la concentration acceptable de la Directive 019 dès le printemps 1995.

Dans les eaux souterraines, le cuivre a seulement affecté la zone des résidus oxydés. Il a progressé à un maximum de 1,4 mg/l au printemps 1995 pour redescendre à 1,0 à l'été 1995 et 0,2 à l'automne 1995, puis se maintenir à 0,6-0,5 en 1996 et atteindre le seuil de détection à l'été 1997. Il s'est maintenu sous des valeurs moyennes inférieures à 0,1 mg/l dans toutes les couches inférieures.

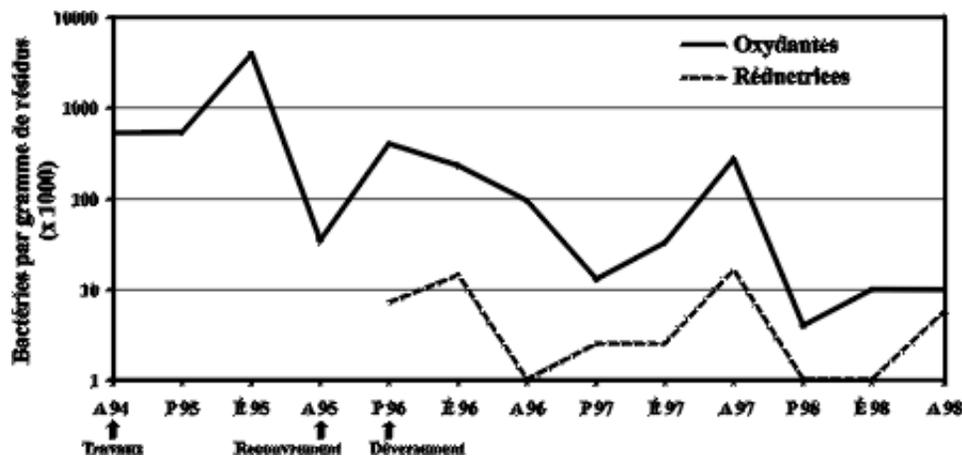


Figure 8 : Populations bactériennes

Dès le début du programme, différentes espèces microbiennes associées au DMA furent identifiées dans les résidus, soit des espèces de thiobacilles et d'autres bactéries hétérotrophes acidifiantes et acidophiles.

La figure 8 présente les populations totales (par gramme de résidus) des espèces oxydant les ions ferreux et le soufre élémentaire et des espèces sulfato-réductrices qui ont été dénombrées.

Sur les neuf sites d'échantillonnage de résidus oxydés dans le parc, il est intéressant de noter que les populations microbiennes sont très importantes mais qu'elles sont néanmoins en décroissance progressive. Elles se situaient juste au-dessus de 500 000 individus par gramme de résidus en 1994 pour se situer à près de 10 000 individus par gramme à l'été 1998. Il faut noter la grande sensibilité de leur reproduction à la température, phénomène visible à l'été 1995 (É-95) où leur nombre est passé à près de quatre millions d'individus par gramme de résidus oxydés. Cependant, dès le recouvrement complet du parc à l'automne 1995, il apparaît que leur viabilité a

diminuée et que la tendance se maintient.

Un élément important à noter et qui contribue à appuyer cette tendance ainsi que la régression des métaux tels le fer, le zinc et le cuivre, est l'apparition des bactéries sulfato-réductrices. Ces dernières sont strictement anaérobiques et se nourrissent de carbone organique. Elles ont d'abord été observées au printemps 1996 et leur population est évaluée aux neuf stations d'échantillonnage depuis la campagne de l'été 1996 (É-96). Ce phénomène laisse entrevoir des perspectives très intéressantes car le processus inverse de l'oxydation microbienne des sulfures métalliques est en train de prendre place, c'est-à-dire la réduction des sulfates disponibles en ions sulfures et la re-précipitation des métaux observés sous la forme plus stable de sulfures métalliques. La croissance de la population a subi une baisse marquée au printemps 1998. Depuis l'inondation, l'apport de carbone organique essentiel à la viabilité de ces bactéries a été limité à un début de croissance de végétaux et il est possible que l'apport naturel soit insuffisant à leur capacité de croissance.

## ***CONCLUSIONS***

Les douze campagnes d'échantillonnage qui ont suivi l'inondation des résidus miniers du parc Solbec ont permis de tracer un portrait de la qualité des eaux de recouvrement et des eaux souterraines incluant celle des eaux interstitielles des résidus oxydés et non-oxydés. Les résultats montrent que l'eau de recouvrement rencontre toutes les exigences de la Directive 019 du MEF et même celles de l'eau potable.

En ce qui concerne les eaux interstitielles et souterraines, les seuls paramètres retenant l'attention sont le fer, le zinc et le cuivre. Suite à la saturation graduelle des résidus suivant la progression du remplissage du parc, ces métaux en solution ont migré de la couche des résidus oxydés vers la couche sous-jacente de résidus non-oxydés et, en ce qui concerne le fer et le zinc, même dans la tourbe qui compose la première unité stratigraphique naturelle sous les résidus. Aucune autre zone stratigraphique n'est atteinte et le phénomène est en régression. Ceci tend à démontrer que l'oxydation a été inhibée lors du recouvrement des résidus par l'eau.

Le suivi des populations microbiologiques et de leur activité oxydatrice vient appuyer cette tendance. En effet, les populations montrent une moins grande viabilité et leur activité oxydatrice est en latence suite à une remontée du pH des eaux vers la neutralité. De plus, le changement des conditions du milieu a favorisé la croissance de bactéries sulfato-réductrices dont l'activité est à l'inverse de celles initialement présentes dans les résidus oxydés. Elles produisent la re-précipitation des métaux observés sous la forme plus stable de sulfures métalliques.

L'ensemble des résultats à ce jour montre donc que l'inondation a été efficace pour atténuer la génération de DMA au parc Solbec.

## ***REMERCIEMENTS***

La réalisation de ce travail n'aurait été possible sans la collaboration des ministères des Ressources naturelles du Québec et du Canada qui ont participé financièrement dans le cadre du programme NEDEM. Le personnel de ces organismes, celui du Groupe S.M. et d'Enviromine ont grandement contribué aux discussions et à la réalisation des travaux. Finalement, une reconnaissance spéciale à la société Cambior inc. qui a mis en œuvre et financé la restauration du parc Solbec et alloué le personnel requis pour ce projet.

## ***RÉFÉRENCES***

Centre de Recherches Minérales, 1987. Assainissement des eaux et revitalisation des terrils - Parc à résidus des mines Solbec et Cupra. Étude préparée par Roche ltée. 184 p.

GERLED, 1985. Rapport de caractérisation, lieu 05-22: Parc à résidus des mines Solbec et Cupra. (Ministère de l'Environnement du Québec, Direction des substances dangereuses). 43 p.

Karam, A. et Guay, R., 1994. Inondation artificielle du parc à résidus miniers Solbec-Cupra: études microbiologique et chimique. (Université Laval). 65 p.

Les Consultants S.M. inc., Mars 1998. Suivi environnemental du parc à résidus miniers Solbec-Cupra - rapport final. 279 p. 11 annexes.

Mohamed, A.M.O., Yong, R.N. Caporuscio, F. and Li R. 1993. Flooding of a mine tailing site suspension of solids - impact and prevention. (McGill Geotechnical Research Centre). 32 p.