MÉMOIRE DE MAÎTRISE

MODÉLISATION DES ÉCOULEMENTS SOUTERRAINS DANS UN MASSIF DE RÉSIDUS MINIERS

par Andrée Moïra Lebrun

Directeur: Jean Pierre Villeneuve Codirecteur: Olivier Banton

Université du Québec Institut National de la Recherche Scientifique - Eau

Mai 1993

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier le personnel du Ministère de l'Énergie et des Ressources du Québec, plus particulièrement M. Robert Tremblay et M. Claude Dufour, de l'intérêt qu'ils ont manifesté à mes démarches de recherche. La contribution financière de ce ministère a permis d'effectuer les travaux nécessaires à la réalisation du projet.

Je tiens également à remercier le personnel de l'Institut National de la Recherche Scientifique - Eau pour leur soutien technique et scientifique, plus particulièrement MM. Olivier Banton et Jean-Pierre Villeneuve pour leur contribution scientifique, leur soutien financier et leur support moral, ayant permis de mener à bien les travaux de recherche.

À tous mes condisciples, avec lesquels j'ai passé ces deux dernières années, un gros merci pour leurs conseils et leur soutien moral.

<u>RÉSUMÉ</u>

Le peu de connaissances concernant la contamination de l'eau souterraine par les résidus miniers, nous ont guidé vers l'étude de l'impact des terrils de mines sur la qualité de l'eau souterraine. Le but du travail était d'étudier le transfert du lixiviat des résidus de mines vers la nappe d'eau souterraine, les conditions de celui-ci, et les paramètres qui contrôlent l'infiltration dans le massif de résidus.

Une investigation sur le terrain a été effectuée afin de recueillir les informations de base nécessaires à la détermination des paramètres utilisés par le modèle mathématique de l'écoulement souterrain "MODFLOW". 14 sondages électriques et 2 traînées ont été effectués sur le terrain afin d'obtenir les élévations de la nappe et des différents constituants des résidus et du sol sous-jacent. 12 sites d'échantillonnage et de mesure de conductivité hydraulique ont fourni au modèle les paramètres reliés à l'hydraulique du système. Différents scénarios de modélisation utilisant les valeurs de paramètres mesurées ou évaluées ont permis d'obtenir les débits d'eau quittant le terril pour différentes conditions. Les deux principales conditions simulées portent sur la condition minimale où l'alimentation en eau est régie par le ressuyage des résidus forestiers recouvrant une partie du site et la situation maximale qui peut se présenter lors de l'ennoiement du site.

L'interprétation des résultats nous amènent à l'évidence d'un transfert possible de l'eau des résidus vers la nappe pour une conductivité hydraulique du mort-terrain supérieure à 10⁵ m/h. Il est clair que les paramètres hydrauliques du mort-terrain sont très déterminants dans l'infiltration de l'eau possiblement contaminée vers le sous-sol. Dans le cas d'un mort-terrain imperméable sous les résidus, le seul facteur déterminant l'infiltration dans le massif de résidus, en plus des conditions météorologiques (recharge), est la tranche de sol (épaisseur de la nappe perchée) par laquelle le lixiviat s'écoule au pourtour du talus. Il faut prendre en considération lors de la réhabilitation que plus le niveau d'eau dans les résidus est élevé, plus la charge hydraulique imposée est grande. D'autre part, une condition d'assèchement si elle n'est pas parfaite, va favoriser la génération d'un lixiviat fortement acide et hautement chargé en métaux.

Une caractérisation plus précise des résidus et surtout du mort-terrain donnerait des résultats plus précis sur la quantité exacte de l'eau contaminée qui passe des résidus vers le sous-sol. La connaissance approfondie du bilan hydrique donnerait la quantité d'eau atmosphérique potentiellement disponible au site. Lorsque ces débits seront définis, d'autres recherches pourront alors évaluer la concentration des contaminants dans le lixiviat et leur impact sur la qualité des eaux souterraines.

TABLE DES MATIERES

REME	
RÉSU	IMÉ III
TABL	E DES MATIÈRES v
LISTE	DES FIGURES
LISTE	E DES TABLEAUX
1.	INTRODUCTION11.1PROBLÉMATIQUE11.2ÉTAT DE LA RECHERCHE21.3OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE3
2.	REVUE DE LITTÉRATURE 5 2.0 AVANT PROPOS 5 2.1 IDENTIFICATION DES PROBLÈMES DES PARCS À TERRILS 5 2.1.1 Aspect législatif 5 2.1.2 Processus d'acidification et de mise en solution des métaux 6 5 2.1.3 Processus régissant le transport des solutés 6 2.1.4 Couverture sèche 10 2.2.1 Couverture sèche 10 2.2.2 Barrière humide 11 2.2.3 Traitement des eaux contaminées 12 2.3 VALORISATION DES RÉSIDUS MINIERS 13 2.3.1 Attrait touristique 13 2.3.2 Utilisation des résidus dans des ouvrages 14 2.3.3 Réexploitation par lixiviation en réacteur ou in situ 14
3.	OUTILS ET MÉTHODES 15 3.0 AVANT PROPOS 15 3.1 DESCRIPTION DU SITE 15 3.2 INVESTIGATIONS GÉOPHYSIQUES 17 3.2.1 Théorie et principes 17 3.2.2 Sondages électriques effectués 19 3.3 MESURES DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES 20 3.3.1 Mesures sur le terrain 20 3.3.2 Mesures en laboratoire 21

	3.4	MODI 3.4.1 3.4.2	3.3.2.1 3.3.2.2 ÈLE MOI Descrip Modèle	Conductivité hydraulique	21 23 25 25 26
		3.4.3	Method		27
4.	RÉSU	JLTATS	5		29
	4.0	AVAN	T PROP	OS	29
	4.1	ÉTUD	E DE TE	RRAIN ET DE LABORATOIRE	29
		4.1.1	Campa	gne de géophysique	29
		4.1.2	Mesure	s en laboratoire et sur le terrain	34
			4.1.2.1	Conductivité Hydraulique	34
			4.1.2.2	Porosité efficace	35
			4.1.2.3	Autres mesures	35
		4.1.3	Conclus	sion	45
	4.2	PARA	MÈTRES	DE MODÉLISATION	46
		4.2.0	Avant p	ropos	46
		4.2.1	Paramè	tres physiques	47
			4.2.1.1	Élévation des constituants	47
			4.2.1.2	Caractéristiques des résidus miniers	51
			a	a) Conductivité hydraulique	51
			t) Porosité efficace	52
			4.2.1.3	Caractéristiques du mort-terrain	52
		4.2.2	Paramè	tres reliés aux données météorologiques	52
	4.3	MODE	ÉLISATIC		53
		4.3.1	Procédu	Jres	53
		4.3.2	Calibrat	ion du modèle	55
			4.3.2.1	Modélisation avec recharge nulle et aucune	
				charge imposée sur le massif	55
			4.3.2.2	Modélisations avec variation de la recharge sur la	
				couche des résidus miniers	57
			4.3.2.3	Simulation en condition d'ennoiement, et mort-	
				terrain intégré à la première couche	58
			4.3.2.4	Modélisations pour la situation estivale	58
		4.3.3	Simulati	ons des conditions prévalant sur le terrain	59
			4.3.3.1	Effet de la variation de la conductivité hydraulique	
				du mort-terrain	59
			4.3.3.2	Effet de la variation de la recharge appliquée	67
			4.3.3.3	Influence relative des conductivités hydrauliques	
				sur l'infiltration	68
			4.3.3.4	Calcul du bilan annuel	68
			 A second second (COM) 		
5.	DISC	USSIO	Ν		71
	5.0	AVAN	T PROP	DS	71

	5.1	IMPA	CTS	SUF	۱ LA	NA	PPE						•••					• •		71
	5.2	PLAN	D'A	CTIC	ON															74
	5.3	DONN	١ÉE	S M	ANC	QUA	NTE	S P	OUI	RU	NE	ME	ILL	.EU	RE	E PI	RÉ	CIS	SION	76
	5.4	PERT	INE	NCE	DE	S TE	ECHI	NIQ	UES	S DE	ΞM	ESI	JR	ES						77
		5.4.1	Gé	ophy	siqu	le.														77
		5.4.2	Me	sure	s de	e co	nduc	ctivit	éh	ydra	ulic	ue						• •		78
	5.5	PERT	INE	NCE	DU	MO	DEL	۲" E.	NO	DFL	OW					• •				81
		5.5.1	Uti	lisatic	on d	les d	donn	iées	et	résu	ultat	s.					• •	• •		81
		5.5.2	Lin	nites	du j	orog	gram	me										• •		81
		5.5.3	An	nélior	atio	n du	i pro	gra	mm	е.						• •				82
		17 -65 - 18 - 18 - 18 - 18 - 18	112 ¹ (212																	
6.	CONC	LUSIC	ON		• • •			< < >						* *	8 R		• •	• •	• •	83
-																				~=
KEFE	RENCI	ES BIE	SLIC)GRA	VPH	IQU	ES	6.000			1.1			× ×	80 B.S					85
ANINE	VEC																			01
ANNE	XES		•••	···							• •				••	•••				91
ANNE	XES A.	DIREC		/E 01	9.		· · · ·	• • • •	•••	•••	•••	•••		• •	* *	•••	••	 	•••	91 91
ANNE	XES A. B.	DIREC	CTIN E D	/E 01 E LO	9 . OCAI	LISA		N .		· · ·	· · ·	••••		• •		•••		•••	•••	91 91 95
ANNE	XES A. B. C.	DIREC CART LOCA	ctiv E d	/E 01 E LO ATIOI	9 .)CAI N D	LISA ES		N	ES I	 ET [D'É(AN	 TILI	 	 NN	AG	 E	• • • • • • • •	91 91 95 99
ANNE	XES A. B. C. D.	DIREC CART LOCA COMF	ctiv e d Lis, pila	/E 01 E LO ATIOI TION	9. DCAI N D I DE	LISA ES I	 TIOI MES RÉSU	N URI	ES I	 ET [DE	 D'É(LA	 	AN [®]	 ГІЦІ РНЪ	 .OI ⁄SI	 	AG	 E	••• •••	91 95 99 105

LISTE DES FIGURES

3.1 :	Vue aérienne du site minier East-Sullivan	17
3.2 :	Configuration géophysique électrique de Schlumberger	18
3.3 :	Infiltromètre de Côté	20
3.4:	Appareil de mesure de la conductivité hydraulique en laboratoire	22
4.1:	Élévation de la surface d'eau libre (m) dans les résidus miniers	31
4.2:	Traînée B'B	33
4.3:	Traînée A'A	33
4.4:	Moyenne des conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain	36
4.5:	Conductivités hydrauliques (cm/h) en laboratoire (1 - 7 cm)	37
4.6:	Conductivités hydrauliques (cm/h) en laboratoire (24-30 cm)	38
4.7:	Conductivités hydrauliques (cm/h) en laboratoire (52-58 cm)	39
4.8:	Moyenne entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de	
	laboratoire (1 - 7 cm)	40
4.9 :	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de	
4.9 :	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm)	41
4.9 : 4.10:	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm)	41 42
4.9 :4.10:4.11:	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm)	41 42 43
4.9 :4.10:4.11:4.12:	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm) Porosité efficace (52-58 cm)	41 42 43 44
 4.9 : 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm) Porosité efficace (52-58 cm) Représentation schématique du système multicouche modélisé	41 42 43 44 46
 4.9: 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 4.14: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) deterrain et de laboratoire (1 -7 cm)Porosité efficace (1 - 7 cm)Porosité efficace (24-30 cm)Porosité efficace (52-58 cm)Représentation schématique du système multicouche modéliséTopographie de surface (m)	41 42 43 44 46 48
 4.9: 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 4.14: 4.15: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm) Porosité efficace (52-58 cm) Représentation schématique du système multicouche modélisé Topographie de surface (m) Élévation (m) du mort-terrain	41 42 43 44 46 48 49
 4.9: 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 4.14: 4.15: 4.16: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm)	41 42 43 44 46 48 49 50
 4.9: 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 4.14: 4.15: 4.16: 4.17: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm) Porosité efficace (52-58 cm) Représentation schématique du système multicouche modélisé Topographie de surface (m) Élévation (m) du mort-terrain Élévation (m) du roc Schéma (A) utilisé pour les simulations en période estivale	41 42 43 44 46 48 49 50 54
 4.9: 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 4.14: 4.15: 4.16: 4.17: 4.18: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm) Porosité efficace (52-58 cm) Représentation schématique du système multicouche modélisé Topographie de surface (m) Élévation (m) du mort-terrain Élévation (m) du roc Schéma (A) utilisé pour les simulations en période estivale Schéma (B) utilisé pour les simulations avec recharge	41 42 43 44 46 48 49 50 54 54
 4.9: 4.10: 4.11: 4.12: 4.13: 4.14: 4.15: 4.16: 4.17: 4.18: 4.19: 	Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 -7 cm) Porosité efficace (1 - 7 cm) Porosité efficace (24-30 cm) Porosité efficace (52-58 cm) Représentation schématique du système multicouche modélisé Topographie de surface (m) Élévation (m) du mort-terrain Élévation (m) du roc Schéma (A) utilisé pour les simulations en période estivale Schéma (B) utilisé pour les simulations avec recharge Charges hydrauliques en situation d'assèchement	41 42 43 44 46 48 49 50 54 54 56

LISTE DES FIGURES (SUITE)

4.21: Infiltration en fonction de la recharge appliquée, pour le système à une	
couche	58
4.22: Infiltration en fonction de la variation de la conductivité hydraulique du	
mort-terrain	60
4.23: Charges hydrauliques (m) dans les résidus miniers pour la période	
estivale	61
4.24: Charges hydrauliques (m) dans le mort-terrain pour la période estivale .	62
4.25: Charges hydrauliques (m) dans les résidus miniers, dans le cas d'une	
saturation	63
4.26: Charges hydrauliques (m) dans le mort-terrain, dans le cas de la	
saturation des résidus miniers	64
4.27: Charges hydrauliques (m) dans les résidus miniers, évaluées pour	
septembre 1991	65
4.28: Charges hydrauliques (m) dans le mort-terrain évaluées pour septembre	
1991	66
4.29: Infiltration en fonction de la variation de la recharge appliquée pour 3	
valeurs de conductivités hydrauliques (m/h)	67
4.30: Infiltration (m ³ /h) pour différentes valeurs des conductivités hydrauliques	68
B.1 : Carte de localisation du site East-Sullivan	97
C.1 : Localisation des sondages électriques et des traînées 10	01
C.2 : Localisation de l'échantillonnage et des mesures de conductivité	
hydraulique	03
D.1 : Compilation du traitement des sondages électriques 107-1	13

LISTE DES TABLEAUX

4.1 :	Conductivités hydrauliques (cm/h) de laboratoire et de terrain	34
4.2 :	Mesures de porosité, densité et capacité au champ	45
4.3:	Conductivités hydrauliques moyennes	51
4.4:	Porosités efficaces moyennes	52
4.5 :	Volume d'eau infiltré annuellement et proportion des infiltrations	69
A.1 :	Normes de la directives 019	93
E.1 :	Infiltration en fonction de la recharge appliquée pour une zone	
	perméable sous les résidus de 10 et 50 cm	117
E.2 :	Infiltration en fonction de la conductivité hydraulique du mort-terrain	
	pour les conditions estivale et à saturation	117
E.3 :	Infiltration en fonction de la recharge appliquée pour trois valeurs de	
	conductivité hydraulique du mort-terrain	118

CHAPITRE 1: INTRODUCTION

1.1 PROBLÉMATIQUE

Les déchets miniers constituent plus de 75 % de tous les déchets produits annuellement au Québec (Fortin, 1982) ce qui équivaut à 100 millions de tonnes de résidus par an, la majeure partie étant produite en Abitibi-Témiscamingue (Tremblay, 1990). De 1926 à 1990, plus de 387 millions de tonnes de minerai ont été extraits en Abitibi-Témiscamingue, et les résidus ont été déposés dans 71 sites différents s'étendant sur une surface de 4027 hectares. De ce nombre, 22 sites de déchets miniers (31 %) totalisant 1458 hectares (36 %) sont considérés dangereux par la génération de drainage minier acide (DMA) (Tremblay, 1990). L'importance en nombre et en superficie des sites et leur potentiel hautement acidogène démontrent la nécessité d'effectuer des travaux de recherche pour mieux connaître ce qui se passe, afin de mieux contrôler les futures exploitations, mais aussi afin de résoudre les problèmes déjà existants. La génération de DMA peut en effet se produire bien au-delà de la fermeture de l'exploitation minière (Fortin, 1982).

Les immenses étendues de terril ne sont pas qu'inesthétiques; les particules fines sont transportées par les vents, et les eaux lessivent le talus en emportant avec elles les différents contaminants (métaux lourds, acides, cyanures, composés organiques) et particules qu'elles dispersent dans le réseau hydrographique. Le problème est d'autant plus important que le drainage minier acide attaque une ressource vitale, la ressource eau. Les eaux en aval d'un site sont systématiquement contaminées par les métaux sur plusieurs kilomètres, ce qui fait que plusieurs lacs et rivières sont affectés de façon irrémédiable (Fortin, 1982). Là où la densité des exploitations minières est forte, le problème des eaux acidifiées est généralisé et l'alimentation locale en eau potable peut être risquée car ce genre de contamination est insipide: il n'y a pas de goût, pas d'odeur et dans certains cas

pas de couleur. L'alimentation locale à partir des eaux de surface et peut être aussi des eaux souterraines pourrait devenir impossible dans le futur si aucune mesure n'est prise.

Actuellement, les exigences relatives à la qualité de l'eau (potable et de plein usage) sont difficilement rencontrées et souvent largement dépassées dans plusieurs lacs en Abitibi. L'état alarmant des eaux de surface combiné au peu de recherches concernant la contamination des eaux souterraines par les industries locales, amène l'interrogation suivante: les eaux souterraines sont-elles protégées?

1.2 ÉTAT DE LA RECHERCHE

Suite aux récentes observations concernant les essais de réhabilitation par couvert végétal des terrils, le drainage minier acide est l'un des problèmes les plus importants auxquels l'industrie minière doit faire face (Filion et al., 1990), car la revégétation des terrils, solution pratiquée dans le passé, n'est pas une solution acceptable, le lixiviat demeurant toujours acide (Feasby et al., 1991). La plupart des grandes régions minières du monde se penche sur cette question par l'intermédiaire de divers programmes de recherche. Le gouvernement québécois est impliqué dans le programme canadien NEDEM (MEND en anglais) regroupant les deux paliers de gouvernements ainsi que l'industrie minière. Chaque année (depuis 1990) des conférences sont présentées dans le cadre de ce programme pour faire état de l'avancement de la recherche dans un effort de réduction des eaux de drainage minier acide. La majorité des projets instaurés portent sur differents aspects dont la prédiction, la prévention et le contrôle, et l'établissement de techniques de réhabilitation à long terme et de méthodes de suivi. La majorité des projets convergent vers l'amélioration de la qualité des eaux de surface. Seuls quelques chercheurs se penchent sur la contamination des eaux souterraines, même si, selon Fillion et Ferguson (1989) et Lambeth et al. (1991), le drainage minier acide peut

contaminer les eaux souterraines. Aujourd'hui, pour éviter le transfert des lixiviats des nouveaux terrils jusqu'à l'eau souterraine, il est courant d'étanchéiser les parois et le fond des bassins destinés à recevoir les terrils (Aubertin et Chapuis, 1991). Cette pratique n'était pas préconisée dans le passé.

1.3 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE

C'est en considérant les lacunes dans la recherche actuelle que ce projet a été mis de l'avant. L'objectif visé par ce travail de recherche est donc d'évaluer l'impact des résidus miniers sur les eaux souterraines. Suite au travail effectué, on sera en mesure de dire s'il y a transfert d'eau des résidus vers le sol sous-jacent, et ainsi connaître les paramètres qui contrôlent l'infiltration du lixiviat vers la nappe. On aura également une idée de l'influence de cette solution sur la composition de la nappe d'eau souterraine.

L'étude, portant sur un site de déchets miniers dans la région de l'Abitibi, visera plus particulièrement à évaluer les transferts potentiels d'eau des résidus miniers vers les sédiments sous-jacents. Ces sédiments, pouvant être des tills et des silts et argiles, font partie intégrante des dépôts fluvio-glaciaires (principaux constituants du mort-terrain) de la région de l'Abitibi. Dans cette région, la nappe d'eau souterraine est principalement contenue dans les dépôts fluvioglaciaires ainsi que dans le roc. En effet même si certains puits particuliers pompent l'eau du roc fissuré sous-jacent, la principale ressource souterraine exploitée est celle des dépôts fluvio-glaciaires, comme par exemple le puits d'alimentation de la ville de Val d'Or (Lavoie et Gagnon, 1987; Grenier et Lacouline, 1991). Dans notre étude nous nous intéresserons donc exclusivement aux impacts sur cet aquifère, même si des échanges peuvent avoir lieu avec le roc fissuré sous-jacent.

L'approche utilisée pour étudier le transport des solutés contenus dans les résidus vers la nappe est la modélisation. Celle-ci sera effectuée à l'aide du modèle mathématique de l'écoulement de l'eau souterraine "MODFLOW" conçu par McDonald et Harbaugh (U.S. Geological Survey) en 1984. Le modèle a été choisi car il est facilement adaptable pour différentes conditions de terrain étant donné qu'il se présente sous forme de modules indépendants.

La modélisation sera effectuée sur un site jugé fortement problématique: le site minier East-Sullivan. Les terrils situés à proximité de la ville de Val d'Or en Abitibi, couvrent une grande surface (1.3 km²) et génèrent une grande quantité d'acide et d'importantes quantités de métaux dissous se déversant presque directement dans la rivière Bourlamaque.

CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE

2.0 AVANT PROPOS

La revue de littérature a été orientée de façon à identifier les problèmes et solutions se rattachant à la problématique des eaux de drainage minier acide. L'étude porte plus particulièrement sur les terrils provenant de l'extraction des métaux de base (cuivre, zinc, plomb). Ces terrils sont entreposés à la surface sous forme de tas ou dans des bassins non saturés. Évidemment, les problèmes et solutions peuvent être similaires, en tout ou en parties, pour d'autres genres de dépôt comme les stériles, les terrils entreposés dans des lacs ou qui peuvent provenir d'autres types de mines, telles que des mines d'or, de charbon, d'uranium, etc.

2.1 IDENTIFICATION DES PROBLÈMES DES PARCS À TERRILS

2.1.1 Aspect législatif

Dans le cas des exploitations minières, il ne s'agit pas seulement de mettre une clôture pour restreindre la pollution et ainsi protéger le voisinage. Le problème est beaucoup plus complexe, la pollution générée par les sous-produits de l'extraction minière peut s'étendre par voie aérienne ou par voie hydrique sur plusieurs kilomètres. Le contrôle des eaux de drainage minier acide est inhérent au souci de plus en plus pressant d'un environnement équilibré. Des normes établies par les gouvernements fédéral et provincial permettent de mieux respecter l'écologie environnante aux mines, mais on dénote parfois une certaine ambiguïté ou superposition au niveau de la juridiction (Roberge, 1991). En 1977, le gouvernement fédéral établissait une première loi et le Québec devait la faire respecter; en 1979,

le Québec établit une autre loi, basée sur la première et à laquelle les mines d'or seront assujetties (Gignac et Perron, 1991). La première version de la directive 019 (Ministère de l'Environnement du Québec, 1989) découlant des deux premières lois a été établie en 1981 pour entrer officiellement en vigueur à la fin de mai 1989 (annexe A). Cette loi inclut des normes pour les rejets, et oblige les compagnies à procéder à un contrôle périodique et à une étude d'impact pour toute nouvelle exploitation au nord du 49^{ème} parallèle (Gignac et Perron, 1991). Les mines déjà en activités doivent, depuis 1988, obtenir une attestation d'assainissement afin de diminuer leurs rejets industriels, avec, chaque cinq ans, un plan appuyant cette réduction (Roberge, 1991). Pour ces compagnies, les normes visent à diminuer les rejets en eaux libres d'ions métalliques, de particules solides, de solution acide, ainsi que le transfert des eaux contaminées vers la nappe et la propagation éolienne des résidus vers le milieu environnant, afin d'atteindre les critères de qualité normatifs de la directive 019 dans un court délai (voir Tableau A.1 de l'annexe A).

Depuis juin 1991, toute nouvelle exploitation minière est dans l'obligation de détenir un plan approuvé par le Ministère d'Énergie et Ressources du Québec (MER) avec comme garantie un fond placé en fiducie qui va servir lors de la restauration à la fermeture (Roberge, 1991).

2.1.2 Processus d'acidification et de mise en solution des métaux

Les mines de métaux de base contiennent des minéraux sulfureux, le plus souvent de la pyrite (FeS₂) et de la pyrrhotine (Fe_{1-x}S). Exposés à l'air et à l'eau, les sulfures se transforment en sulfates et l'eau s'acidifie pour dissoudre les métaux (Feasby *et al.*, 1991). Le déclenchement de l'oxydation des sulfures dépend de la température, de l'oxygène disponible, des éléments nutritifs, de la surface des grains disponible, du pouvoir de neutralisation de la gangue et de la teneur en ions ferriques de l'eau apportée aux résidus (Fortin, 1982). Le processus amorcé, la température augmente, favorisant ainsi le transport de l'oxygène par convection (Bennett *et al.*, 1989; cité par Applegate et Kraatz, 1991) ce qui a pour effet

d'augmenter la vitesse de réaction (Feasby et al., 1991).

Sous l'action de l'air et de l'eau, les sulfures de fer (FeS₂, Fe_{1-x}S) s'oxydent pour former des sulfates (FeSO₄) et une solution très acide (H₂SO₄). Cette solution dissout les métaux contenus dans le terril et les entraîne avec elle, dans le ruissellement de surface, dans l'écoulement hypodermique, dans l'écoulement vertical de la zone non-saturée, puis dans l'écoulement principalement horizontal de la zone saturée. Le processus d'oxydation est présent à l'intérieur des cinquante premiers centimètres du matériau. Les réactions se présentent comme suit.

$$2FeS_2 + 2H_2O + 7O_2 \xrightarrow{----} 2FeSO_4 + 2H_2SO_4$$
 [a]

$$12\text{FeSO}_4 + 2\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{O}_2 \xrightarrow{} 2\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 + 2\text{H}_2\text{O} \qquad [b]$$

L'équation [b] peut avoir une vitesse de réaction supérieure de 10^6 si catalysée par la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* (Harries et Ritchie, 1982). Les bactéries réductrices de sulfate ont une action catalysante sur le processus d'oxydation des sulfures et favorisent la formation d'acide qui libère les métaux. Leur action est à son apogée pour un pH de 3.5 et une température de $35 \,^{\circ}$ C, le processus étant complètement inhibé à $5 \,^{\circ}$ C (Fortin, 1982). La vitesse de réaction est un million de fois plus grande dans les meilleures conditions pour certaines bactéries chimio-autotrophes (Fortin, 1982), mais seulement de 20 à 100 fois plus grande, en incluant l'action catalysante du fer ferrique, selon Knapp (1987). Tous les auteurs s'entendent pour une importante augmentation de la vitesse de réaction lorsque les processus d'oxydation sont catalysés par les bactéries réductrices de sulfate, mais ce taux d'augmentation varie d'un auteur à l'autre. Les organismes génèrent donc de l'acide sulfurique et des thiosulfates agissant sur la pyrite, la chalcopyrite (CuFeS₂), la sphalérite (ZnS) et l'arsénopyrite (FeAsS) (Fortin, 1982), selon les réactions suivantes:

$$CuFeS_2 + 2Fe_2(SO_4)_3 + 2H_2O + 3O_2 ---- CuSO_4 + 4FeSO_4 + 2H_4SO_4$$

$$ZnS + 2Fe_2(SO_4)_3 + 2H_2O + 3O_2 ---- 2ZnSO_4 + 4FeSO_4 + H_2SO_4$$

Il y a mise en solution des ions métalliques du composé MSO₄ (M représente les différents métaux) et l'ion ferreux du composé FeSO₄ précipite, ce qui donne une couleur rouille à l'eau.

2.1.3 Processus régissant le transport des solutés

Les eaux de pluie atteignant le massif de résidus s'écoulent selon le réseau de drainage mis en place implicitement lors de la formation du talus. Une certaine partie de ces eaux ruisselle à la surface, une autre est disponible à l'évaporation et le reste s'infiltre dans le talus. Le lessivage des métaux s'effectue en surface mais aussi par écoulement vertical dans la zone non saturée des résidus jusqu'à l'interface zone non saturée - zone saturée, s'écoulant le long de celle-ci pour finalement rejoindre le réseau d'écoulement en périphérie du talus. L'interface de la zone non saturée et de la zone saturée est généralement rencontrée dans le massif de résidus même si la nappe au pourtour du talus est plus basse. Une certaine partie des solutés ont une composante verticale d'écoulement jusqu'à l'interface des résidus et du mort-terrain ou jusqu'à la nappe sous-jacente au terril. Les principaux facteurs influençant l'écoulement dans les différents matériaux sont la conductivité hydraulique des milieux traversés ainsi que le gradient hydraulique (Lambeth et al., 1991). La conductivité hydraulique de la zone saturée est plus élevée que celle de la zone non saturée (l'air contenu dans les interstices à pour effet de ralentir l'écoulement) (Klute et Dirken, 1986), alors que la conductivité hydraulique diminue avec la profondeur du fait du tassement des résidus miniers. Pour les valeurs de conductivités hydrauliques et de gradient hydraulique pris en compte, l'écoulement est laminaire et respecte la loi de Darcy.

$$Q = -K \cdot A \cdot \frac{\partial h}{\partial L}$$
 [2.1]

- $Q : débit (L^{3}T^{-1})$
- K : conductivité hydraulique (LT¹)
- A : section d'écoulement (L²)
- h : charge hydraulique (L)
- L : distance (L)

Les solutions acides chargées en métaux poursuivent leur migration, pour finalement atteindre les ruisseaux et rivières avoisinantes. À l'extérieur du talus, le largage des métaux est progressif et s'opère au fur et à mesure que l'on s'éloigne du site, ce qui a pour cause l'augmentation progressive du pH. La précipitation des métaux s'effectue alors sur plusieurs kilomètres.

La contamination des eaux souterraines n'est pas très étudiée, et la zone non saturée attire davantage l'attention des chercheurs que la zone saturée, car les eaux se chargent en métaux plus particulièrement dans cette zone. Les solutions acides traversant l'interface zone oxydée (zone non saturée) zone non oxydée (zone saturée) changent de milieux de façon contrastante. La solution saturée en métaux subit alors un déséquilibre chimique, pour tendre vers un équilibre avec le milieu au fur et à mesure de sa progression dans le sous-sol. Le pH tend vers la neutralité, mais des métaux demeurent en solution.

Aucune contamination de l'eau souterraine par les résidus miniers, n'a jusqu'à présent été identifiée pour le site d'East-Sullivan. Lorsque le transport vertical des solutions acides sera mis en évidence, il sera impératif de connaître les échanges se produisant dans la zone saturée. Les travaux effectués sur le site Waite-Amulet, un site relativement semblable à celui d'East-Sullivan, ont montré l'effet tampon de la zone saturée lors du passage des solutions acides et chargées en métaux. Mais les teneurs en métaux dissous restent au dessus de la norme même

lorsque le soluté est rendu à la base du massif de résidus (Yanful et St-Arnaud, 1991a).

2.2 MÉTHODES DE RÉHABILITATION DES TERRILS MINIERS

2.2.1 Couverture sèche

Cette méthode vise à réduire l'infiltration de l'eau de pluie vers le massif de résidus, empêchant ainsi l'échange d'air entre le milieu atmosphérique et les résidus miniers. Une bonne couverture doit présenter soit une grande capacité de rétention des eaux (matériel géologique ou végétal) soit une totale imperméabilité (matériel synthétique), limitant ainsi la diffusion de l'oxygène. L'état permanent saturé de cette couche est possible grâce à l'utilisation d'un matériel imperméable fin ou d'un ciment poreux. La barrière peut être monocouche ou multicouche. La structure monocouche est constituée d'une couverture d'argile ou d'un couvert végétal instauré à partir d'amendement organique. Il a toutefois été démontré que ce genre de recouvrement sur des résidus sulfureux ne permet pas de réduire le DMA (Ritcey, 1989; St-Arnaud et al., 1989). Pour remédier à cette lacune, la couverture choisie doit être protégée en dessous et au dessus, avant d'être recouverte de plantes, par un matériel plus grossier afin d'éviter l'évaporation en surface, la couche sous-jacente servant de barrière drainante; toutes les deux agissant comme barrières capillaires (Aubertin et Chapuis, 1991). Cette structure favorise un haut degré de saturation dans la barrière (Nicholson et al., 1989), limitant le transport de l'oxygène et de l'eau dans les résidus confinés sous la barrière, réduisant ainsi l'oxydation des sulfures.

Applegate et Kraatz (1991) ont ramené l'infiltration de 50% à 5% des précipitations en utilisant de l'argile comme couverture sèche bordée de barrière capillaire au dessus et en dessous. Les études effectuées jusqu'à maintenant ont

montré que cette méthode est un moyen efficace de réduire, voir même d'éliminer le DMA. Mais les études portent sur de trop courtes périodes de temps. Les relevés de terrain sur la qualité des lixiviats devront être poursuivis pendant plusieurs années pour vérifier la performance des barrières sèches. La nappe contenue dans les terrils n'est plus ou peu alimentée, mais un certain temps est nécessaire avant qu'il y ait un abaissement suffisant de la nappe jusqu'à l'équilibre, période pendant laquelle les eaux acides s'écoulent toujours, diminuant progressivement en quantité jusqu'au minimum souhaité (Applegate et Kraatz, 1991). En réduisant la hauteur de la nappe, on diminue la charge d'eau imposée à la nappe, diminuant ainsi l'infiltration de l'eau des résidus vers le mort-terrain sous-jacent.

2.2.2 Barrière humide

Une autre solution, antagonique à la barrière sèche, est celle de la barrière humide. Les barrières humides favorisent une saturation constante du milieu (sur toute la hauteur des résidus) afin de limiter l'oxygénation des sulfures. Cette saturation du site peut être obtenue par le recouvrement de matières végétales vivantes et/ou mortes ayant la capacité de retenir l'humidité dans tous les résidus. De plus, les résidus forestiers utilisés pour recouvrir les résidus miniers consomment de l'oxygène et fournissent certains nutriments nécessaires au développement de la flore. La carence en azote et phosphore peut être comblée par l'épandage de boue d'usine d'épuration ou de fosse septique. Leur incorporation donne de meilleurs résultats et les tests effectués en laboratoire par Karam (1991) indiquent que ce sont surtout les boues d'usine d'épuration, à forte dose, plutôt que les résidus forestiers qui contribuent à améliorer la qualité de l'eau. Le rétablissement du couvert végétal crée une barrière humide à la limite supérieure des résidus miniers jusqu'à la base, limitant ainsi le passage de l'oxygène de façon inversement proportionnelle au degré de saturation.

Des tests sur trois ans effectués par Dave (1991) pour différents types de recouvrement n'ont cependant montré aucune amélioration de la qualité de l'eau

interstitielle, et même plutôt une détérioration avec le temps. Le largage des métaux de l'eau interstitielle augmente aussi avec le débit. Il est toutefois difficile de maintenir une saturation constante du milieu. Malgré tout, Feasby *et al.* (1991) croient que les barrières humides sont une des techniques les plus prometteuses pour prévenir les DMA.

2.2.3 Traitement des eaux contaminées

Le traitement conventionnel pour les eaux de drainage minier, est l'addition de chaux qui permet d'augmenter le pH de la solution et ainsi de faire précipiter tous les métaux qui y sont dissous. Cette méthode efficace génère cependant de grandes quantités de boues riches en métaux lourds et dont il faut disposer. De plus, ce traitement exige un contrôle continu sur plusieurs dizaines d'années voir même des siècles.

Afin de minimiser les coûts et les sous-produits générés par le traitement à la chaux et de réduire au minimum les manipulations, différentes techniques utilisant des bassins filtrants ont récemment été étudiées. Le milieu filtreur propice au développement des bactéries réductrices de sulfates peut être constitué entre autres de matériel cellulosique (paille, tourbe, foin, compost) fournissant les éléments nutritifs essentiels aux bactéries et favorisant une condition anaérobie. Les résultats obtenus en laboratoire par Béchard et al. (1991) utilisant des sciures de bois sont concluants, mais à l'échelle pilote, la gualité de l'eau s'améliore peu ou pas. Les auteurs croient que ceci peut être dû à une condition oxydante ou à une saturation de la sciure, et concluent que d'autres travaux sont nécessaires. D'autres auteurs ont ajouté du calcaire au même système. Leurs résultats montrent une diminution de la concentration des métaux, plus particulièrement du fer qui précipite dans la partie oxydante à la surface des cellules. Par contre, la concentration en calcium de l'eau à la sortie augmente. Cet excès provient probablement de la dissolution des pierres calcaires et de la décomposition de la matière organique (Duorak et Edenborn, 1991).

Une étude effectuée par Bennett *et al.* (1991) utilisant comme filtre des grains de polymère (BIO-FIX) contenant une certaine quantité de tourbe, montre des résultats intéressants. Ce matériel est placé dans des sacs en propylène qui tapissent le fond d'un chenal où s'écoulent en continu les eaux contaminées. Pour la plupart des métaux (Cu, Zn, Fe, Mn) sauf pour le calcium, l'enlèvement des métaux par ce système est presque total. Lorsque l'efficacité diminue avec la saturation des grains de polymère, les poches de propylène sont lavées avec une solution d'acide sulfurique dilué, et réutilisées. La solution, environ 200 fois plus concentrée que les eaux contaminées du départ, est évaporée pour récupérer les métaux et les vapeurs d'acide condensées et réutilisées pour d'autres lavages. Ce procédé de traitement, en plus d'être efficace à basse température et pour des pH allant de 4 à 7 (pour un pH de 3 ou de 8 l'efficacité est diminuée de 30 % à 50 %), ne laisse aucun résidu et est très économique.

2.3 VALORISATION DES RÉSIDUS MINIERS

2.3.1 Attrait touristique

Selon des considérations environnementales plus rigoureuses, Les anciennes infrastructures d'une exploitation minière et les parcs à déchets peuvent avoir certaines retombées économiques par l'exploitation récréo-touristique du site. Par exemple, les immenses étendues de terrils pourraient être converties en terrains de golf. Il semble que cette expérience ait été réalisée par le passé, mais la documentation n'a pas été retrouvée dans la littérature. S'il est possible de faire ce genre de parc, il reste à connaître les conséquences sur la santé des utilisateurs. Les anciennes installations d'une mine quant à elles, pourraient être converties en site d'interprétation de l'industrie minière.

2.3.2 Utilisation des résidus dans des ouvrages

Quelques spécialistes ont testé les résidus miniers comme constituant des bétons pour certaines infrastructures. Des mélanges de ciment à partir de résidus provenant d'une mine de charbon, ont même été utilisés comme barrière sèche pour les amas de stériles (Gerencher et Konasewich, 1991). Les résidus sulfureux laissent cependant peu de possibilités, étant donnée leur grande susceptibilité à la génération de DMA.

2.3.3 Réexploitation par lixiviation en réacteur ou in situ

Une autre avenue qui peut être une solution à la fois environnementale et rentable, est la réexploitation des terrils, par extraction des métaux encore présents dans les résidus. Après traitement, ceux-ci sont stables et contiennent très peu de métaux.

Le traitement consiste à abaisser le pH afin de solubiliser les métaux. La lixiviation permet de récupérer une solution concentrée en ions métalliques. L'utilisation de bactéries permet de catalyser les réactions d'oxydation afin d'accélérer le processus de récupération des métaux et d'effectuer un procédé rentable.

Les essais effectués par Barrette et Couillard (1991) à l'aide d'un bioréacteur à ascension pneumatique semblent prometteurs, mais certains paramètres doivent être optimisés (dimension et désign du bioréacteur, densité de pulpe, temps de résidence, souche bactérienne et température) afin d'obtenir à la fois des conditions optimales d'extraction des métaux et un procédé rentable.

Quelques équipes travaillent présentement sur des méthodes de lixiviation des métaux, applicables au site.

CHAPITRE 3: OUTILS ET MÉTHODES

3.0 AVANT PROPOS

Pour répondre aux objectifs du projet, diverses manipulations sur le terrain et en laboratoire sont pré-requises. Les paragraphes suivants décrivent tout d'abord le site, les relevés géophysiques et les méthodes de mesures sur le terrain et en laboratoire de la conductivité hydraulique, et finalement le modèle de simulation MODFLOW.

3.1 DESCRIPTION DU SITE

Le site choisi pour l'étude est le parc à résidus miniers de la mine East-Sullivan. Il est situé à environ six kilomètres de l'agglomération urbaine de Val d'Or (Abitibi), dans le canton Bourlamague (voir Figure B.1 à l'annexe B). Ce site est pertinent car il a été catégorisé de type 1, c'est-à-dire présentant un potentiel de risque pour la santé publique et/ou un potentiel de risque élevé pour l'environnement (GERLED, 1985; cité par Lavoie et Gagnon, 1987). Le site représente à lui seul presque 10 % de la surface des 22 sites acidogènes de la région (Tremblay, 1990). L'amas de terrils (Figure 3.1) couvre une superficie de 131 hectares mais l'étalement des résidus sous l'effet du vent et de l'eau atteint une surface beaucoup plus grande. La rivière Bourlamague, passant à 50 mètres du coin est du talus, et recueillant les eaux de ruissellement du terril, est dans un état alarmant de contamination mis en évidence par une absence de vie faunique et floristique sur plusieurs kilomètres ainsi que par un pH très bas. À la mise en place des résidus, aucune disposition environnementale ne fut prise: imperméabilisation du sous-sol, dique de retenue, ou traitement à la chaux pour neutraliser les eaux acides. Selon la carte pédologique du secteur, le sous-sol environnant est constitué

de till, de silt argileux et de tourbe. Le milieu était à l'origine une zone de tourbière avec un petit lac dans la partie sud-ouest.

Les terrils sont constitués en majeure partie des boues provenant de l'extraction des 15 millions de tonnes de minerai de l'usine de traitement de la mine East-Sullivan (Tremblay, 1990). Cette mine a extrait par ordre d'importance du cuivre, du zinc, de l'or et de l'argent, à partir de sulfures massifs. L'usine a aussi traité du minerai aurifère provenant d'autres mines. On retrouve donc, comme constituants des terrils, des éléments de roches acides (silice), des sulfures, des métaux de base et précieux, ainsi que toute une gamme de produits utilisés lors du procédé de séparation et d'extraction de ces métaux (moussants, défloculants, acides, cyanures, etc.). L'analyse qualitative de la granulométrie, indique un sol de type sable fin silteux à silt argileux. Selon une analyse quantitative de Karam et Azzaria (1990), le pourcentage des argiles ne dépasse pas 5% tandis que la fraction sable domine, de 59% à 94%, dans les horizons de surface. Sur la partie nord-ouest de l'amas de résidus, on dépose depuis 1983 des résidus forestiers que l'on fertilise avec des boues de fosses septiques et d'usines d'épuration. Jusqu'à maintenant, les résidus forestiers couvrent plus de 25 % de la surface, sur une épaisseur d'environ 4 mètres. Un liquide noir s'écoule de la base des résidus forestiers vers la brèche nord-est. Une seconde brèche draine la zone sud du talus de résidus miniers. Cette dernière a une période d'activité plutôt restreinte au printemps (Paquet, 1991). Au pourtour est et sud du massif de résidus, on trouve des accumulations éoliennes. Des résidus mobilisés par l'eau se présentent sous forme de delta dans la partie sud. La partie superficielle des résidus est oxydée sur généralement moins de 50 centimètres.



Figure 3.1 : Vue aérienne du site minier East-Sullivan.

3.2 INVESTIGATIONS GÉOPHYSIQUES

3.2.1 Théorie et principes

Le relevé de géophysique utilise la méthode des résistivités électriques (Telford *et al*, 1976). Celle-ci est possible grâce aux différentes résistivités que possède les différents matériaux du site East-Sullivan. Dans notre cas, il est important de différencier les résidus de la zone non-saturée et ceux de la zone saturée, le mort-terrain et le roc. Les deux premiers sont très conducteurs, tandis que le roc est généralement très résistant. Pour sa part, le mort terrain qui est généralement résistant peut être conducteur lorsqu'il contient de l'eau, et peut être davantage conducteur si cette eau est chargée en ions. Les discontinuités horizontales sont identifiables par sondages électriques tandis que les discontinuités verticales sont décelables par les traînées de résistivités. La configuration des électrodes utilisée est celle de Schlumberger, selon la Figure 3.2. Les électrodes de courant sont situées aux extrémités et les électrodes de mesure entre celles-ci. Un courant électrique passe à travers la terre entre les électrodes de courant et la résistivité apparente est calculée directement lors de la mesure du voltage et de l'intensité du courant utilisé.



Figure 3.2 : Configuration géophysique électrique de Schlumberger (tirée de Astier, 1971).

Les sondages électriques sont effectués par une série de mesures prises avec différents écartements des électrodes de courant (A et B). Les électrodes de mesure du potentiel (M et N) doivent également subir un écartement afin de préserver le rapport AB/2 par rapport à MN/2 compris entre 5 et 20. Par le fait même, pour chaque changement de MN/2, deux mesures avec le même AB/2 doivent se superposer. L'augmentation de l'écartement permet d'investiguer une portion de sol plus profonde. La profondeur d'investigation est d'environ AB/5 mais dépend en fait de la résistivité réelle des différents constituants du sous-sol.

Les résultats doivent subir une correction de proportionnalité en fonction des AB/2 et MN/2 utilisées, et sont ensuite placés sur le graphique de la résistivité apparente fonction de AB/2. Les changements de pente indiquent un

changement de milieu. Des logiciels peuvent effectuer tous ces calculs et donner les résultats (épaisseur et résistivité vraie pour chaque couche de matériau).

L'espacement choisi pour effectuer les traînées est fonction de la profondeur que l'on désire investiguer. Le principe de la traînée est de déplacer en bloc tout le système à chaque mesure sur une même ligne. La résistivité apparente est donc fonction de la position de la traînée. De façon grossière, la représentation graphique est linéaire jusqu'à ce que le profil traverse la discontinuité, et se rétablit linéairement lorsque tout le profil a traversé la discontinuité.

3.2.2 Sondages électriques effectués

La méthode de Schlumberger est utilisée. L'investigation géophysique comprend quatorze sondages électriques; 11 sur le terril et 3 à la base du massif au nord, (Figure C.1 à l'annexe C). Ceux-ci sont équidistants d'environ 300 mètres. L'espacement maximal entre les électrodes est de 180 mètres réajusté à 120 mètres après les deux premiers sondages électriques.

Tous les sondages électriques ont été traités par informatique. Deux logiciels ont été utilisés: "SVES" (Zohdy, 1989) et "VES Curves" (ABEM AB). Ces logiciels utilisent les valeurs de résistivité apparente obtenues sur le terrain et fournissent l'épaisseur des différentes couches et leur résistivité vraie respective.

3.2.3 Traînées effectuées

L'investigation géophysique comprend deux traînées, toutes deux de direction est-ouest. L'une d'elles est située au centre du massif et l'autre à la bordure extérieure nord. Leur position est présentée à la Figure C.1 de l'annexe C.

Pour les relevés, la méthode de Schlumberger a été utilisée, avec un espacement entre les électrodes de 50 mètres pour la traînée sur le talus afin d'investiguer à environ 10 mètres de profondeur, et 20 mètres pour la traînée hors

talus afin d'investiguer à environ 4 mètres. Les deux traînées avaient pour but d'investiguer le mort-terrain.

3.3 MESURES DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES

3.3.1 Mesures sur le terrain

Le paramètre mesuré sur le terrain est la conductivité hydraulique. Les mesures ont été effectuées à l'aide de l'infiltromètre à charge constante de Côté (Banton *et al.*, 1991), avec un minimum de trois essais par site sur douze sites. Voir Figure C.2 à l'annexe C pour la localisation des sites de mesures. Les trois essais étaient équidistants entre eux d'environ 50 centimètres. L'infiltromètre Côté est représenté à la Figure 3.3.



Figure 3.3 : Infiltromètre de Côté (tirée de Banton et al., 1991).

Cet appareil permet de mesurer sur le terrain des conductivités hydrauliques à saturation dans la zone non-saturée et à la profondeur désirée. Cette méthode considère une importante surface de sol (200 cm²) permettant donc d'intègrer les hétérogénéités et la macroporosité (Banton *et al.*, 1991). Le débit est mesuré par le volume d'eau infiltré par unité de temps. La conductivité hydraulique est déterminée à l'aide d'un modèle théorique, prenant en compte la gravité, la capillarité et la pression. La valeur de la conductivité hydraulique à saturation (K_s) (cm/h) est calculée à partir de l'équation 3.1.

$$Q=\lambda\cdot K_s$$
[3.1]

où Q représente le débit (cm³/h). Lamda (λ) est un coefficient calculé à partir des dimensions du trou d'infiltration et de la capillarité du sol représentée par le paramètre α selon la solution d'Elrick *et al.* (1989). α peut prendre différentes valeurs selon la structure du sol. Dans notre cas, pour un sol fin non-structuré, une valeur de α de 0.04 cm⁻¹ peut être utilisée. La valeur correspondante pour λ est donc 1936 cm².

3.3.2 Mesures en laboratoire

3.3.2.1 Conductivité hydraulique

Un ensemble d'essais de conductivité hydraulique a été effectué en laboratoire. Sur chacun des sites de mesure de terrain, trois carottes de sol ont aussi été échantillonnées respectivement à trois profondeurs différentes (1-7cm, 24-30cm, 52-58cm) afin d'effectuer les essais en laboratoire. La Figure C.2 de l'annexe C montre la localisation des sites d'essais et d'échantillonnages. L'échantillonnage a été effectué à l'aide d'un carottier et la profondeur désirée était atteinte avec une tarière.

Les mesures de conductivité hydraulique en laboratoire utilisent la méthode de Darcy. La carotte de sol non-remaniée et préalablement saturée, était maintenue à la base par plusieurs couches de textile en coton maintenu par un élastique, puis installé sur un dispositif utilisant les principes de la loi de Darcy (Klute et Dirken, 1986). On maintient une hauteur d'eau constante au dessus de la carotte de sol grâce à un trop plein. Lorsque le système et l'écoulement sont à l'équilibre, on mesure le débit d'eau qui sort à l'autre extrémité de la carotte. La Figure 3.4 présente le montage. Le temps maximal était d'environ deux jours pour les faibles conductivités hydrauliques, ou celui nécessaire à l'obtention d'un volume d'environ 1 litre pour les grandes conductivités hydrauliques (environ deux heures).





La conductivité hydraulique (K_s) est déduite de l'équation de Darcy (équation 3.2).

$$Q = -K_s \cdot A \cdot \frac{\partial h}{\partial L}$$
[3.2]

Q : débit $(L^{3}T^{-1})$

K_s: Conductivité hydraulique à saturation (LT⁻¹)

A : aire de l'échantillon (L²)

h : charge hydraulique (L)

L : hauteur de l'échantillon (L)

3.3.2.2 Mesures complémentaires

Des mesures complémentaires ont été effectuées concernant la porosité, la porosité gravitaire, la capacité au champ et la densité. Ces mesures utilisent les mêmes échantillons qui ont servi aux mesures de conductivité hydraulique.

Les porosités sont calculées à partir des masses de l'échantillon saturé, égoutté et asséché, et du volume de l'échantillon. On considère pour cela une densité de l'eau de 1 gr/cm³.

La porosité gravitaire (efficace) correspond à la différence de masse entre l'échantillon saturé et l'échantillon égoutté. L'échantillon saturé était installé sur une grille pour quelques heures et était recouvert pour minimiser les pertes par évaporation.

Porosité gravitaire = <u>Masse mouillée - masse humide (- perte d'eau dans le tissu)</u> Volume de l'échantillon

= Volume d'eau égouttée de l'échantillon

Volume de l'échantillon

La porosité globale correspond à la différence de masse entre l'échantillon saturé et l'échantillon asséché au moins 24 heures dans un four chauffé à 100 ° C.

Porosité globale = <u>Masse mouillée - masse sèche (- eau dans le tissu)</u> Volume de l'échantillon = <u>Volume d'eau à saturation dans l'échantillon</u> Volume de l'échantillon

Pour les mesures de masse, la masse de la douille, de l'élastique, du coton ainsi que de l'eau contenue dans le coton a été soustrait systématiquement et individuellement pour chacun des échantillons lorsque nécessaire.

La capacité au champ est calculée à l'aide des mêmes mesures de masse utilisées plus haut selon la formule suivante.

Capacité au champ = <u>Masse humide - masse sèche (- humidité dans le tissu)</u> Volume de l'échantillon

Volume d'eau captive de l'échantillon
 Volume de l'échantillon

La mesure de la densité est le rapport de la masse de l'échantillon sur son volume et utilisait la formule suivante.

Densité = <u>Masse sèche (-douille-coton-élastique</u>) Volume de l'échantillon

3.4 MODÈLE "MODFLOW"

3.4.1 Description du modèle

La modélisation de l'écoulement de l'eau souterraine est réalisée à l'aide du modèle mathématique MODFLOW (McDonald et Harbaugh, 1988). Ce logiciel utilise la méthode de calcul des différences finies, pour des systèmes aquifères tridimensionnels.

Les applications de ce modèle reliées au projet sont: (1) de calculer la position de la surface libre de la nappe d'eau souterraine pour différentes périodes correspondant à différentes conditions de recharge appliquée dans le temps, et (2) de calculer la vitesse et les directions d'écoulement souterrain et d'évaluer les débits d'entrée (recharge) et de sorties (écoulement aux brèches et infiltration à la nappe) pour ces mêmes périodes.

Plusieurs paramètres d'entrée sont nécessaires au modèle. Les premiers paramètres requièrent une connaissance approfondie de la physique du terrain. Ceux-ci comprennent les élévations des différents constituants compris dans le système, les élévations de la surface libre de la nappe d'eau dans ces domaines et la localisation des discontinuités, telles les brèches et rivières. Les autres paramètres sont reliés aux caractéristiques physiques des domaines telles que la porosité efficace et la conductivité hydraulique telles que décrites par de Marsily (1981). Pour tous ces paramètres, le modèle accepte soit une seule valeur représentant de façon homogène chacun des domaines, soit un champ de valeurs pour chaque domaine. Enfin, les conditions météorologiques doivent être connues afin d'évaluer la recharge pour chaque période pour laquelle on veut obtenir les hauteurs d'eau de la nappe.

Pour pouvoir utiliser le modèle on doit d'abord définir le système: le nombre de couches, les dimensions des cellules ainsi que les modules utilisés. Le modèle est facile d'utilisation et les questions sont posées clairement.

3.4.2 Modèle mathématique

Les équations régissant le transport de l'écoulement souterrain, dans un sol poreux, sont basées sur les dérivées partielles (équation 3.3).

 $\frac{\partial}{\partial x}(K_{xx}\frac{\partial h}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y}(K_{yy}\frac{\partial h}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z}(K_{zz}\frac{\partial h}{\partial z}) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$ [3.3]

- K_{ii} : conductivité hydraulique dans l'axe i (LT⁻¹)
- h : charge hydraulique (L)
- W : débit par unité de volume (T⁻¹)
- S_s : emmagasinement spécifique (L⁻¹)
- t : temps (T)

L'obtention d'une solution analytique pour cette équation est rarement possible, des méthodes numériques doivent alors être utilisées pour approximer les solutions. La méthode des différences finies est utilisée pour les calculs, et le système continu est remplacé par un ensemble de points discrets dans le temps et dans l'espace. Les dérivées partielles sont remplacées par des valeurs calculées à partir des différences entre les charges hydrauliques de ces points.

Le système est divisé en couches puis en cellules. Chaque cellule est représentée par un noeud central ayant les coordonnées x,y,z.

Le développement de l'équation de l'écoulement en différences finies suit l'application de l'équation de continuité. La somme de tous les débits entrant et sortant de la cellule doit être égale à zéro pour un emmagasinement nul. L'équation 3.4 suit la loi de Darcy.

$$\Sigma Q = K \cdot A \cdot \frac{\Sigma \Delta h}{\Delta L} = 0$$
[3.4]

- ΣΔh : somme des différences de charge hydraulique entre la cellule considérée et les cellules voisines.
- ΣQ : somme des débits entrant (+) ou sortant (-) de la cellule.
- A : aire des faces de la cellule considérée.
- ΔL : distance internodale.
- K : conductivité hydraulique.

La formule calcule ce qui entre par chacune des faces et/ou ce qui sort, à partir des charges hydrauliques et de la conductivité hydraulique moyenne au travers de la face considérée.

3.4.3 Méthode de calcul

La zone étudiée est divisée en couches selon l'axe z, puis en cellules dans les directions horizontales selon les axes x et y. Les calculs sont effectués sur tout le domaine de manière itérative jusqu'à ce que la variation la plus importante du domaine entre deux itérations ne dépasse pas une valeur limite imposée. La procédure utilisée est appelée "Strongly Implicit Procedure" mais d'autres procédures semblables sont aussi offertes par le modèle.
CHAPITRE 4: RÉSULTATS

4.0 AVANT PROPOS

Les résultats obtenus lors des diverses investigations de terrain et de laboratoire, et lors de la modélisation seront présentés en trois parties. La première fournit les résultats de la campagne de géophysique ainsi que les valeurs mesurées sur le terrain et en laboratoire. La seconde partie prépare les données pour l'utilisation du modèle hydrodynamique. La troisième partie présente les résultats obtenus lors des diverses étapes de la modélisation.

4.1 ÉTUDE DE TERRAIN ET DE LABORATOIRE

4.1.1 Campagne de géophysique

Les mesures obtenues des quatorze sondages électriques ont été traitées à l'aide des logiciels SVES et VES Curves. Les figures résumant les résultats obtenus par traitements informatiques sont présentées à l'annexe D. Les sorties informatiques sont présentées dans Lebrun et Banton (1991). Les résultats obtenus avec SVES sont présentés malgré certains messages d'erreur, qui apparaissent lors du traitement, et qui sont dûs à des mesures erronées. Le logiciel VES Curves tient compte de ces problèmes de mesures dans le traitement. Les résultats de ce dernier logiciel sont donc utilisés préférablement. Le logiciel SVES n'a pas pu traiter le sondage #1.

Malgré certaines différences dans l'évaluation des profondeurs de la nappe et des différents constituants, on peut tout de même remarquer une similitude entre les résultats des deux logiciels. La profondeur de la surface d'eau libre a donc

été déterminée par la moyenne entre les deux valeurs fournies pour chacun des sondages. Pour les grandes profondeurs (base des résidus et limite entre le mortterrain et le roc), les résultats de VES Curves doivent subir un autre traitement informatisé. D'autres méthodes ont permis d'obtenir ces informations.

Le premier traitement informatisé présenté à l'annexe D fournit les profondeurs de la zone saturée qui présente une résistivité moyenne d'environ 10 Ohm.m (résistivité vraie) avec un maximum allant jusqu'à 20 Ohm.m.

Une comparaison des profondeurs de nappe obtenues par la géophysique avec les valeurs mesurées dans des piézomètres proches des sondages (Annexe C, Figure C.1) montre une certaine concordance. Mais, l'état de ces piézomètres n'est pas connu. Le sondage électrique #1 donne 2.95 m alors que la moyenne des piézomètres d'une installation voisine (P1) donne 2.00 m et la valeur mesurée dans le puits (F1) situé un peu plus loin donne 2.9 m. Le sondage électrique #2 donne une profondeur de nappe de 1.3 m et celle du puits proximal (F3) donne 3.3 m; cette différence peut être expliquée par la proximité du puits de la bordure du massif de résidus, le sondage électrique étant un peu plus éloigné de cette bordure. Le sondage électrique #6 donne une nappe d'eau atteignant la surface du sol; des piézomètres (P2) situés tout près donnent 70 cm de profondeur, et à l'emplacement du sondage, le terrain était imbibé d'eau en surface.

Une carte de l'élévation de la nappe d'eau souterraine est présentée à la Figure 4.1. Le point le plus élevé est situé au sud du massif de résidus forestiers; la zone où le niveau d'eau est le plus bas est située à l'est proche de la brèche B1. Cette carte a été réalisée à l'aide des onzes valeurs de profondeur d'eau obtenues de la géophysique et des valeurs de la topographie pour la hauteur de la nappe d'eau libre sous les résidus forestiers, étant donné que les résidus miniers sont saturés sous les résidus forestiers. L'interpolation des valeurs est effectuée à l'aide du logiciel de génération de valeurs, SURFER, et utilise la méthode du krigeage. L'interpolation des valeurs est effectuée sans tenir compte des valeurs extérieures en bordure du massif de résidus miniers, car on considère le rabattement de la nappe dans les 25 derniers mètres de la bordure.



Figure 4.1 : Élévation de la surface d'eau libre (m) dans les résidus miniers.

La géophysique fournit également des informations sur les zones oxydées ou non, ainsi que sur la partie supérieure mobilisée par le vent. Les résidus non-oxydés de la zone non-saturée ont une résistivité d'environ 30 Ohm.m tandis que ceux oxydés iraient jusqu'à 50 Ohm.m avec plus de 100 Ohm.m pour les résidus déplacés par le vent qui sont très oxydés. Les zones où l'eau atteint la surface montrent une résistivité inférieure à 5 Ohm.m.

Pour les différents constituants du mort-terrain, la résistivité varie de 20 à 100 Ohm.m pour l'horizon organique (tourbe) jusqu'au till, et à plus de 100 Ohm.m pour le roc. Dans la zone marécageuse, la tourbe a une résistivité de moins de 10 Ohm.m et les autres constituants montrent des résistivités semblables à celles retrouvées sous le talus. Étant donné le manque de précision en profondeur, les cartes d'isocontours des élévations du mort-terrain et du roc ont été générées à l'aide de valeurs provenant d'une autre source, comme il sera vu à la section 4.2.

Les Figures 4.2 et 4.3 présentent les traînées effectuées sur le site. La traînée B'B (Figure 4.2) a été effectuée d'est en ouest, et à la limite extérieure nord du talus, pour investiguer à 4 m. Cette traînée montre des contacts nets entre 3 constituants, deux des trois matériaux apparaissent plus d'une fois sur toute la longueur de la traînée. Le constituant de plus faible résistivité apparaissant entre les stations 1 et 25 ainsi qu'entre les stations 34 et 43, pourrait être de la tourbe, tandis que les autres stations représentent possiblement un dépôt glaciaire. Le matériel situé entre les stations 48 et 57 semble être une variation de texture ou de structure dans le dépôt glaciaire.

La seconde traînée A'A (Figure 4.3) montre une variation de la résistivité tout au long du parcours avec 3 contacts plus ou moins nets (stations 16, 31 et 35), et avec une augmentation progressive de la conductivité électrique des constituants d'est en ouest. Cette variation peut être expliquée par des contacts sub-horizontaux, par une variation de la granulométrie des matériaux ou encore par une variation de la topographie de surface (pas plus de 2 m sur toute la distance parcourue). Cependant, l'épaisseur des résidus masque cette variation et rend les contacts peu visibles.



Figure 4.2 : Traînée B'B (investigation à 4 m de profondeur).



Figure 4.3 : Traînée A'A (investigation à 10 m de profondeur).

Le matériel entre les stations 30 et 35 (125 mètres de largeur apparente) de la traînée A'A est peut être le même que le matériel entre les stations 33 à 42 (90 mètres de largeur apparente) de la traînée B'B.

4.1.2 Mesures en laboratoire et sur le terrain

4.1.2.1 Conductivité hydraulique

Le Tableau 4.1 fournit les mesures de conductivité hydraulique réalisées ainsi que les moyennes obtenues avec les différents résultats. La moyenne des valeurs obtenues sur le terrain est généralement plus grande que la valeur obtenue en laboratoire pour l'échantillon de surface.

	In Situ		En Labo			Moyenne	Moyenne	Moyenne	
	Perm	éamètre	Côté	1 à 7 cm	24 à 30cm	52 à 58cm	(4)		
Site	.1	.2	.3	A.	.B	O.	.1 à .3	(4) et .A	.1à.3 et .A
1	2.18	0.52	0.44	0.68	1.72	0.001	0.83	0.75	0.80
1	0.18								
2	0.40	0.67	0.28	0.17	0.77	0.49	0.45	0.31	0.38
3	1.90	2.42	2.38	0.40	0.26	0.72	2.23	1.32	1.78
4	1.22	0.79	1.70	0.19	0.06	0.001	1.24	0.71	0.97
5	0.30	0.84	0.69	0.004	0.59	0.94	0.61	0.31	0.46
6	0.11	0.05	0.05	0.0003	0.002	0.01	0.07	0.03	0.06
6	0.07	0.07	0.06					1	
7	3.21	11.63	3.00	0.43	0.22	0.24	4.79	2.61	4.17
7	5.00	4.50	1.42						
8	0.94	0.91	0.89	0.77	0.66	0.35	0.91	0.84	0.88
9		0.07	0.07	0.02	0.09		0.07	0.04	0.05
10	0.75	0.80	0.91	0.18	0.12	0.05	0.82	0.50	0.66
11	1.00	1.17	2.53	0.11	0.33	0.44	1.57	0.84	1.20
12	0.74	0.31	0.25	0.01	0.05	2.14	0.43	0.22	0.33

Tableau 4.1 : Conductivités hydrauliques (cm/h) de laboratoire et de terrain.

Toutes les cartes d'isocontours ont été reproduites à l'aide du logiciel "SURFER" utilisant la méthode d'interpolation par krigeage. La carte des conductivités hydrauliques moyennes de terrain est présentée à la Figure 4.4. Celles des conductivités hydrauliques obtenues en laboratoire sont présentées aux Figures 4.5 à 4.7 pour les trois profondeurs et celles des moyennes aux Figures 4.8 et 4.9.

Les patrons d'isocontours ont une certaine ressemblance, mais on peut remarquer l'importance de la variation spatiale pour ce paramètre. Les plus hautes valeurs semblent se concentrer dans les parties centre et ouest du bloc sud et les valeurs les plus basses sont surtout présentes au centre du bloc nord ainsi qu'à l'extrémité sud est du bloc sud.

4.1.2.2 Porosité efficace

Les valeurs de porosité efficace obtenues pour les douzes échantillons à trois profondeurs (A:1-7 cm; B:24-30 cm; C:52-58 cm) sont présentées au Tableau 4.2. Des cartes d'isocontours sont également tracées pour la porosité efficace (Figures 4.10 à 4.12). En surface et pour la profondeur de 24-30 cm, les plus grandes valeurs de porosité se retrouvent entre les deux blocs sud et nord, et pour la profondeur 52-58 cm les valeurs élevées se retrouvent en bordure nord du bloc nord et dans la partie est du bloc sud.

4.1.2.3 Autres mesures

Les mesures de densité apparente sèche et de capacité au champ sont aussi présentées au Tableau 4.2. Selon la densité respective des sulfures de fer qui est de 5.01 g/cm³ dans le cas de la pyrite et de 4.58 à 4.65 g/cm³ pour la pyrrhotine (celle des autres minéraux est estimée à 2.8 g/cm³), les échantillons de sol présentaient un pourcentage de sulfures d'environ 15 % pour les échantillons les moins sulfureux et allant jusqu'à 100 %. La concentration moyenne en sulfures et métaux dans le terril est de 65 %.



Figure 4.4 : Moyenne des conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain.



Figure 4.5 : Conductivités hydrauliques (cm/h) en laboratoire (1 - 7 cm).



Figure 4.6 : Conductivités hydrauliques (cm/h) en laboratoire (24-30 cm).



Figure 4.7 : Conductivités hydrauliques (cm/h) en laboratoire (52-58 cm).



Figure 4.8 : Moyenne entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 - 7 cm).



Figure 4.9 : Moyenne pondérée entre les conductivités hydrauliques (cm/h) de terrain et de laboratoire (1 - 7 cm).



Figure 4.10 : Porosités efficaces (1 - 7 cm).



Figure 4.11 : Porosités efficaces (24-30 cm).



Figure 4.12 : Porosités efficaces (52-58 cm).

#ech.	Porosité	Porosité	Densité	Capacité au champ	
		efficace	(g/cm)		
1A	0.51	0.08	1.54	0.43	
1B	0.64	0.19	1.80	0.46	
1C	0.65	0.11	1.78	0.54	
2A	0.66	0.09	1.61	0.57	
2B	0.60	0.08	1.75	0.52	
2C	0.70	0.01	1.82	0.70	
3A	0.55	0.10	1.78	0.45	
3B	0.63	0.18	1.73	0.45	
3C	0.58	0.04	1.95	0.54	
4A	0.71	0.20	1.65	0.50	
4B	0.64	0.07	1.96	0.57	
4C	0.60	0.15	1.83	0.45	
5A	0.71	0.07	1.81	0.64	
5B	0.67	0.19	1.74	0.47	
5C	0.57	0.14	2.19	0.43	
6A	0.58	0.05	1.99	0.53	
6B	0.64	0.04	1.73	0.60	
6C	0.59	0.10	2.13	0.49	
7A	0.52	0.15	1.63	0.37	
7B	0.71	0.07	1.73	0.64	
7C	0.70	0.18	1.81	0.52	
8A	0.58	0.10	1.62	0.48	
8B	0.64	0.01	1.77	0.65	
8C	0.56	0.13	2.12	0.44	
9A	0.69	0.11	1.75	0.58	
9B	0.68	0.09	1.86	0.60	
9C	0.70	0.03	1.85	0.67	
10A	0.62	0.14	1.58	0.48	
10B	0.64	0.14	1.78	0.50	
10C	0.63	0.13	1.90	0.49	
11A	0.68	0.13	1.64	0.55	
11B	0.56	0.25	2.00	0.31	
11C	0.46	0.13	2.02	0.33	
12A	0.67	0.13	1.82	0.53	
12B	0.63	0.01	1.83	0.62	
12C	0.66	0.23	1.93	0.44	

Tableau 4.2 : Mesures de porosité, densité et capacité au champ.

4.1.3 Conclusion

Le relevé géophysique et les essais de perméabilité ont permis de mieux connaître le talus et son environnement. Cette caractérisation fournit les données de base nécessaires à l'utilisation du modèle d'écoulement de l'eau souterraine.

4.2 PARAMÈTRES DE MODÉLISATION

4.2.0 Avant propos

Il est nécessaire d'abord de définir les paramètres reliés à la physique du terrain; pour cela on doit connaître les limites physiques du système. Celui-ci est considéré étant constitué de deux couches: une couche supérieure constituée par les résidus miniers, et une couche sous-jacente représentée par le mort-terrain jusqu'à la limite considérée imperméable du socle rocheux. En effet, même si l'on admet qu'il existe des échanges possible entre le mort-terrain et le socle rocheux fissuré, on considère qu'aucun écoulement vertical n'a lieu au travers de cette limite, puisqu'il n'y a aucun soutirage de l'eau dans le roc. Par ailleurs, l'ensemble du secteur étant ennoyé (présence d'une tourbière), seul le cours d'eau avoisinant constitue un point de drainage des écoulements. Ce système peut être représenté schématiquement par la Figure 4.13, en faisant abstraction des résidus forestiers.





4.2.1 Paramètres physiques

4.2.1.1 Élévations des constituants

Toutes les élévations sont représentées par un champ de valeurs généré par le logiciel SURFER, à partir des valeurs de paramètres connus tirés des données suivantes:

- Les élévations de la partie supérieure des résidus miniers, présentées à la Figure 4.14, proviennent de la carte topographique.

- Le champ de valeurs représentant l'élévation de la nappe d'eau dans les résidus miniers a été présenté à la section 4.1 (Figure 4.1).

- Étant donné le manque de précision pour les grandes profondeurs dans l'analyse des sondages électriques, il n'est pas possible d'utiliser ces profondeurs, pour générer le champ de valeurs représentant la topographie du mortterrain. Pour réaliser la carte des élévations du mort-terrain, les valeurs de la topographie autour du massif ont été utilisées pour générer les valeurs sous le massif. Évidemment, on ne peut tenir compte ni de la présence d'une dépression naturelle, ni d'un affaissement possible du mort-terrain sous les résidus miniers dû à la compaction de la tourbe. La carte obtenue est présentée à la Figure 4.15. La charge hydraulique de l'eau dans cette couche correspond à celle de la couche supérieure, étant donné que le milieu est saturé et non confiné.

- Le dernier champ d'élévations nécessaire est la surface du roc, correspondant à la base de la deuxième couche. Les valeurs utilisées par SURFER proviennent des anciens sondages d'exploration, où l'épaisseur des sédiments a été soustraite de l'élévation du mort-terrain interpolée plus haut. La carte présentée à la Figure 4.16 montre une dépression importante, de direction quasi nord-sud.



Figure 4.14 : Topographie de surface (m).



Figure 4.15 : Élévation (m) du mort-terrain.



Figure 4.16 : Élévation (m) du roc.

4.2.1.2 Caractéristiques des résidus miniers

a) Conductivité hydraulique

Étant données les grandes différences entre les cartes de conductivités hydrauliques obtenues en laboratoire pour les trois profondeurs (1-7cm, 24-30cm et 52-58cm) et sur le terrain (en surface), le choix d'un champ de valeurs représentatif du terril n'est pas concevable. Cette variabilité peut être expliquée par les matériaux plus grossiers déplacés sous l'effet du vent, ainsi que par les fentes de dessication observées sur le terrain. La moyenne arithmétique a donc été calculée pour l'ensemble des valeurs d'une même profondeur. Le Tableau 4.3 présente les moyennes des conductivités hydrauliques obtenues.

Profondeur	1 - 7 cm	24 - 30 cm	52 - 58 cm	
Laboratoire	0.25 x 10 ⁻² m/h	0.41 x 10 ⁻² m/h	0.49 x 10 ⁻² m/h	
Terrain	1.17 x 10 ⁻² m/h			

Tableau 4.3 : Conductivités hydrauliques moyennes.

La moyenne des valeurs des deux types de mesures pour la surface est de 0.71×10^2 m/h. Elle est considérée comme représentative de l'infiltrabilité de l'eau de pluie dans la couche supérieure. Les deux autres profondeurs ont des moyennes d'environ 0.45×10^2 m/h valeur qui peut être considérée comme représentative des résidus miniers en place, et pouvant être utilisée pour la modélisation. Cette moyenne peut cependant surévaluer la conductivité hydraulique réelle du résidu non-oxydé situé plus profond.

b) Porosité efficace

La même approche est utilisée pour évaluer la porosité efficace. La moyenne est effectuée pour chacune des profondeurs. Ces moyennes sont présentées au Tableau 4.4.

Profondeur	1 -7 cm	24 - 30 cm	52 - 58 cm	
Porosité efficace	0.11	0.11	0.11	

Tableau 4.4 : Porosités efficaces moyennes.

Considérant les deux profondeurs inférieures comme étant représentatives de l'ensemble du milieu, la moyenne entre ces deux valeurs (0.11) est retenue pour être utilisée dans le modèle.

4.2.1.3 Caractéristiques du mort-terrain

Les caractéristiques physiques du mort-terrain n'ont pas été mesurées dans cette étude et aucune information dans la littérature ne fait référence à une caractérisation du mort-terrain. Étant donnée la présence probable de till sous les résidus et la grande variabilité des propriétés de celui-ci, les valeurs utilisées pour le mort-terrain seront les mêmes que pour les résidus miniers.

4.2.2 Paramètres reliés aux données météorologiques

Les dernières informations nécessaires au modèle sont les données météorologiques. Ces valeurs sont celle de précipitation et d'évapotranspiration utilisées pour les calculs du bilan annuel ainsi que pour l'évaluation de la recharge appliquée pour des périodes données.

Deux périodes seront analysées. Premièrement, la période estivale où la précipitation efficace peut être considérée nulle étant donné que l'évapotranspiration potentielle (moyenne pour la région) est plus grande que les précipitations réelles durant cette saison (malgré l'absence de végétation sur le terril, l'évapotranspiration est ici utilisée car le terril est bien exposé au vent et au soleil). L'alimentation des résidus miniers en eau pendant l'été est alors due au ressuyage des résidus forestiers recouvrant le terril. La seconde période est celle où les conditions sont maximales, c'est-à-dire où le massif de résidus miniers est supposé totalement saturé. Les périodes hivernale et printanière ne peuvent être simulées car l'eau disponible pour l'infiltration ne peut être connue du fait du rôle du gel, de la neige et de son balayage par le vent.

La précipitation annuelle moyenne sur dix ans (pluie et neige) est de 0,932 mètre (Environnement Canada, 1979-1989) et l'évapotranspiration moyenne annuelle sur 15 ans est de 0,503 mètre (Wilson, 1971).

4.3 MODÉLISATION HYDRODYNAMIQUE

4.3.1 Procédures

Les paramètres d'entrée décrits plus haut sont utilisés dans les diverses étapes de simulation. Deux systèmes sont utilisés: un premier système servant lors des simulations en période estivale (Figure 4.17) et un deuxième système pour les autres simulations (Figure 4.18).

En saison estivale (Figure 4.17), les valeurs de (-1) représentent l'imposition d'une charge constante. Les valeurs imposées placées autour du massif correspondent au rabattement de la nappe au pourtour de celui-ci et à la présence permanente des zones inondées entourant le massif. Les charges imposées disposées sur le massif représentent l'alimentation continue résultant du ressuyage des résidus forestiers.



Figure 4.17 : Schéma (A) utilisé pour les simulations en période estivale





Dans le schéma B (Figure 4.18), les valeurs de (-1) sont toujours présentes au pourtour du massif de résidus miniers. On retrouve de plus des drains (o) sur toute de la surface des résidus, destinés à représenter le ruissellement de surface engendré par la saturation du milieu. Les simulations utilisant cette représentation du système, ne tiennent pas compte de la présence des résidus forestiers.

4.3.2 Calibration du modèle

Un ensemble de simulations a été réalisé, afin de vérifier le comportement du modèle pour chaque étape de complexification du système. Les étapes de cette calibration sont détaillées ci-après.

4.3.2.1 Modélisation avec recharge nulle et aucune charge imposée sur le massif.

Dans cette approche, le mort-terrain est intégré aux résidus miniers. Le rabattement de la nappe est conditionné par les charges imposées dues à l'eau entourant le massif. Le résultat est présenté à la Figure 4.19. Les valeurs des isocontours doivent être majorées de 300 mètres pour obtenir les élévations réelles. On peut y observer la tendance de l'écoulement régional de direction sud-est. De cette simulation, on peut déduire l'importance de l'écoulement horizontal au travers des résidus et du mort-terrain correspondant à une situation d'assèchement. Celuici est de 1.09 m³/h pour des valeurs de conductivité hydraulique et de porosité efficace du mort-terrain équivalentes à celles des résidus. L'écoulement mesuré correspond au volume d'eau total quittant le massif de résidus miniers pour une période d'une heure. Plus loin dans le texte, on fera également référence aux débits d'infiltration entrant ou quittant le terril.



Figure 4.19 : Charges hydrauliques en situation d'assèchement.

4.3.2.2 Modélisations avec variation de la recharge sur la couche des résidus miniers.

Pour les simulations suivantes on n'utilise que la couche supérieure du schéma B (Figure 4.18). On considère que le mort-terrain est imperméable et on simule l'écoulement au travers des résidus miniers seuls pour une section d'écoulement en périphérie de 10 cm ou 50 cm, telle que représentée à la Figure 4.20. Ces hauteurs d'écoulement périphérique sont représentatives des hauteurs d'eau entourant généralement le massif.



Figure 4.20 : Modèle utilisé pour la simulation à une couche.

On augmente progressivement la recharge appliquée de 10^{*} à 10⁻¹ m/h jusqu'à saturation du milieu. La recharge appliquée est l'appellation technique de la précipitation efficace. Elle se divise en deux parties: l'infiltration dans le massif et le ruissellement de surface contrôlé par les drains dans le modèle. Les résultats présentés à la Figure 4.21 montrent pour une augmentation de la recharge appliquée, une augmentation de l'infiltration jusqu'à un maximum de 0.56 m³/h pour une sortie d'eau par 10 cm et de 2.61 m³/h pour une sortie d'eau par 50 cm. L'eau excédentaire est alors éliminée en ruisselant sur la surface. L'infiltration est donc reliée à l'épaisseur de la zone à travers laquelle a lieu l'écoulement vers l'extérieur du massif, avec un rapport de proportionnalité de l'ordre de 1. Le Tableau E.1 des valeurs est donné à l'annexe E.



Figure 4.21 : Infiltration fonction de la recharge appliquée, pour le système à une couche.

4.3.2.3 Simulation en condition d'ennoiement, et mort-terrain intégré à la première couche.

On considère donc une seule couche; les paramètres du mort-terrain sont les mêmes que pour les résidus. On utilise le schéma B (Figure 4.18) et la recharge appliquée est suffisamment grande pour obtenir une saturation. L'infiltration obtenue est alors de 72.15 m³/h. Cette valeur est le taux maximum de l'infiltration potentielle avec ce schéma.

4.3.2.4 Modélisations pour la situation estivale.

Les simulations dans cette étape reproduisent ce qui a été fait précédemment (4.3.2.2 et 4.3.2.3), mais pour la situation estivale; on utilise donc le schéma A (Figure 4.17).

La première série de simulations est effectuée avec une couche, et on fait varier l'épaisseur des résidus au pourtour du massif par où l'eau s'écoule. Lorsque cette épaisseur est de 10 cm l'infiltration est de 0.25 m³/h, et pour une épaisseur de 50 cm l'infiltration est de 0.35 m³/h. Le rapport de proportionnalité est de 0.28 dans ce cas ci.

Une autre simulation est effectuée en intégrant la seconde couche à la première, avec des paramètres caractérisant le mort-terrain équivalents à ceux des résidus miniers. L'infiltration obtenue est alors de 4.44 m³/h.

4.3.3 Simulations des conditions prévalant sur le terrain

Les simulations suivantes reproduisent le plus fidèlement possible l'état du système. Les simulations portent sur la période estivale ainsi que sur les situations de recharge allant jusqu'à l'ennoiement du site, selon les possibilités de réhabilitation du site.

4.3.3.1 Effets de la variation de la conductivité hydraulique du mort-terrain.

Cette étape est divisée en deux parties. Premièrement, les simulations sont effectuées selon les conditions de recharge imposées pour la situation estivale avec différentes conductivités hydrauliques du mort-terrain. Deuxièmement, on utilise le schéma B (Figure 4.18) avec une recharge suffisante pour un ennoiement du massif, quelle que soit la valeur de la conductivité hydraulique du mort-terrain. La Figure 4.22 présente les courbes obtenues. Le Tableau E.2 des résultats est donné à l'annexe E. Les valeurs de recharge qui excèdent les précipitations efficaces représentent la recharge possible à la condition d'ennoiement provoqué par la remise de l'eau sur les résidus.



Figure 4.22 : Infiltration en fonction de la variation de la conductivité hydraulique du mort-terrain.

Les infiltrations obtenues pour des caractéristiques de mortterrain équivalentes à celles des résidus sont de 48.9 m³/h pour la situation de saturation et de 13.9 m³/h pour la situation estivale. Ces valeurs diffèrent de façon significative des valeurs (72.15 m³/h et 4.44 m³/h) obtenues lorsque le mort-terrain est intégré à la première couche comme vu précédemment. On peut expliquer ceci soit par l'introduction du processus de transfert des eaux de la couche résidus à la couche mort-terrain dans le modèle, soit par l'état de confinement différent de chacune des couches.

Les Figures 4.23 à 4.28 représentent les charges hydrauliques dans les résidus et le mort-terrain pour la situation estivale, pour celle d'ennoiement et pour celle du mois de septembre. Les charges hydrauliques représentant le mois de septembre sont évaluées à l'aide des mesures de la surface d'eau libre effectuées sur le terrain à cette période. Les valeurs d'isocontours doivent être majorées de 300 mètres pour représenter les élévations réelles.



Figure 4.23 : Charges hydrauliques (m) dans les résidus miniers pour la période estivale.



Figure 4.24 : Charges hydrauliques (m) dans le mort-terrain pour la période estivale



Figure 4.25 : Charges hydrauliques (m) dans les résidus miniers, dans le cas d'une saturation.



Figure 4.26 : Charges hydrauliques (m) dans le mort-terrain, dans le cas de la saturation des résidus miniers.


Figure 4.27 : Charges hydrauliques (m) dans les résidus miniers, évaluées pour septembre 1991.



Figure 4.28 : Charges hydrauliques (m) dans le mort-terrain, évaluées pour septembre 1991

4.3.3.2 Effet de la variation de la recharge appliquée.

Trois valeurs de conductivité hydraulique du mort-terrain sont utilisées, et les recharges appliquées vont de 1×10^{-8} jusqu'à 1×10^{-2} m/h. Les résultats sont présentés à la Figure 4.29, et le Tableau E.3 des valeurs à l'annexe E.



Figure 4.29 : Infiltration en fonction de la variation de la recharge appliquée pour 3 valeurs de conductivités hydrauliques (m/h).

On peut différencier trois zones. À gauche, la recharge appliquée est insuffisante pour éviter l'assèchement, et seul l'essuyage des résidus forestiers maintient une nappe dans le massif. La partie située à droite présente une situation d'ennoiement permanente pour toutes ces conditions de recharge. La partie centrale présente une variation de l'infiltration, avec une augmentation des hauteurs d'eau dans le massif, générée par l'augmentation de la précipitation efficace (recharge). 4.3.3.3 Influence relative des conductivités hydrauliques sur l'infiltration.

La conductivité hydraulique (K) utilisée comme référence est de 0.446 x 10^2 m/h. Celle-ci est considérée représentative du massif de résidus miniers et peut être représentative du mort-terrain. Leur conductivité hydraulique respective, est dans tous les cas plus faible que la valeur de référence utilisée. Les valeurs fournies à la Figure 4.30 sont celles de l'infiltration en m³/h.



Figure 4.30 : Infiltration (m³/h) pour différentes valeurs des conductivités hydrauliques.

4.3.3.4 Calcul du bilan annuel

La précipitation efficace est la différence entre la précipitation (pluie et neige) moyenne annuelle (0.932 m/an) et l'évapotranspiration moyenne réelle (0.503 m/an). Une hauteur d'eau minimale de 0.43 m est donc disponible annuellement

à l'infiltration et au ruissellement sur le massif de résidus. Le débit d'eau correspondant à cette hauteur et susceptible de s'infiltrer est donc de 561 000 m³/an. Cette valeur est surestimée, étant donné que l'on ne tient pas compte du balayage de la neige vers l'extérieur du terril.

L'infiltration, comme il a été montré plus haut, varie de façon importante en fonction des valeurs de conductivité hydraulique des résidus et du mort-terrain. Le volume d'eau infiltré lorsque le mort-terrain a la même conductivité hydraulique que les résidus, c'est-à-dire 0.45 x 10⁻² m/h, est de 428 000 m³ sur une base annuelle. Il est dix fois moindre lorsque les conductivités hydrauliques des deux matériaux sont dix fois plus petites. Le Tableau 4.4 présente les volumes d'eau infiltrés annuellement et le rapport de cette infiltration sur les précipitations efficaces, pour certaines des situations présentées à la Figure 4.30. On peut observer que l'eau provenant des précipitations peut être suffisante pour maintenir l'amas de résidus miniers à saturation, tout en tenant compte du ressuyage des résidus forestiers sur toute l'année.

Situation	Débit d'eau infiltrée	Hauteur d'eau infiltrée	Pourcentage d'eau infiltrée
résidus → K Mort-terrain → K	428 000 m³/an	0.328 m/an	76.4 %
Résidus → K/10 Mort-terrain → K/10	43 000 m³/an	0.033 m/an	7.7 %
Résidus → K/10 Mort-terrain → K/100	4 900 m³/an	0.004 m/an	0.9 %

Tableau 4.5 : Volume d'eau infiltré annuellement et proportion des infiltrations.

CHAPITRE 5: DISCUSSION

5.0 AVANT PROPOS

Les simulations effectuées reproduisent le plus fidèlement possible les conditions pouvant prévaloir sur le site, compte tenu des informations disponibles dans la littérature et obtenues expérimentalement. Les résultats présentés sont fiables dans la mesure où les paramètres hydrodynamiques des résidus sont justes et précis. La méconnaissance des propriétés hydrodynamiques du mort-terrain et des précipitations efficaces réellement disponibles à l'infiltration, nous a obligé à présenter la plupart des résultats sous forme d'abaques.

Ces résultats seront commentés, et les techniques de mesure des paramètres servant à la modélisation ainsi que la modélisation proprement dite seront critiquées.

5.1 IMPACTS SUR LA NAPPE

La nappe dont il est question dans ce travail, comme il a été décrit dans la section 1, fait référence à l'eau contenue dans les sédiments (mort-terrain) se présentant sous les résidus miniers. Cette eau faisant probalement partie de la nappe d'eau souterraine contenue dans les dépôts fluvio-glaciaires de la région.

Dans le cas d'un mort-terrain imperméable, la conductivité hydraulique des résidus miniers contrôle le débit du lixiviat. Celui-ci dépend aussi de la hauteur de l'écoulement en périphérie, car tout le lixiviat sera amené à s'écouler latéralement à la limite résidus et mort-terrain. Le graphique de la Figure 4.21, présentant l'infiltration en fonction de la recharge appliquée pour un mort-terrain imperméable, montre une augmentation du débit en périphérie pour une augmentation de la

hauteur d'eau en périphérie. Le graphique du débit de lixiviat en fonction de l'augmentation de la conductivité hydraulique du mort-terrain (Figure 4.22) montre clairement l'importance d'une imperméabilisation du sol sous les résidus. En effet, plus la conductivité hydraulique du sol augmente, plus la composante verticale de l'écoulement dans les résidus prend de l'importance, augmentant ainsi le débit sur toute la surface d'écoulement contribuant à l'alimentation de la nappe. L'infiltration totale en fonction de la variation des conductivités hydrauliques des résidus et du mort-terrain (Figure 4.23) montre qu'une faible augmentation de la conductivité hydraulique du mort-terrain se répercute par une hausse importante de l'infiltration.

Étant données les caractéristiques probables du mort-terrain impliqué, le cas le plus imperméable peut être représenté par les argiles du Lac Ojibway-Barlow, constituées d'une alternance d'argile et de silt. Ces argiles ont des propriétés variables avec une conductivité hydraulique verticale $(1x10^5 \text{ m/h})$ jusqu'à 5 fois plus petite que la conductivité hydraulique horizontale (Leroueil *et al.*, 1985,1990b). Dans un tel cas, l'infiltration à la nappe est certaine. On remarque donc que la conductivité hydraulique est trop grande pour éviter l'infiltration de l'eau des résidus vers le mort-terrain, car, selon le graphique de l'infiltration en fonction de la conductivité hydraulique du mort-terrain (Figure 4.22), une conductivité hydraulique du mort-terrain de $1x10^5$ m/h est la valeur maximale pour de faibles infiltrations, indépendamment l'intensité de la recharge. Au delà de cette valeur, le rapport entre l'infiltration et la conductivité hydraulique est de 1.

Les autres types de matériaux susceptibles d'être rencontrés sont des tills glaciaires (jusqu'aux eskers), des dépôts d'un ancien lit de rivière ainsi que de la tourbe. Les stériles retrouvés sous les résidus de la Waite-Amulet (Yanful et St-Arnaud, 1991b), pourraient aussi se trouver sous les résidus de la East-Sullivan. Ceux-ci ont une conductivité hydraulique très élevée, pouvant favoriser l'écoulement de l'eau des terrils situés au dessus. Par contre, avec le temps, les vides peuvent être comblés par l'infiltration des résidus d'usine qui sont plus fins. Dans tous les cas, l'infiltration est inévitable; reste à connaître son importance. Les résultats indiquent donc une contamination possible de la nappe d'eau souterraine sous-

jacente aux résidus, étant donnée l'évidence du transfert des eaux des résidus jusqu'à la nappe du mort-terrain.

Par contre, selon Yanful et St-Arnaud (1991a), l'eau acide quitte le talus principalement par le pourtour de celui-ci, étant donné que l'anisotropie des propriétés hydrauliques favorise un écoulement plutôt horizontal.

Selon Lambeth et al. (1991), la conductivité hydraulique et le gradient hydraulique sont probablement les paramètres les plus influents, et c'est ce qui cause des différences entre la qualité de l'eau dans les résidus, sous les résidus, et en aval de ceux-ci. La faible conductivité hydraulique dans les résidus amène un long séjour de l'eau dans ceux-ci et laisse le temps au liquide d'agir mécaniquement et chimiquement. Selon les tests effectués par Yanful et St-Arnaud (1991a), l'acide généré dans la zone non-saturée superficielle se neutralise partiellement dans la partie plus profonde de la zone non-saturée et l'acidité encore présente dans la zone saturée, décroît en profondeur. Les concentrations en métaux à la base du talus de la Waite-Amulet sont tout de même au delà de la norme. Les eaux acidifiées de la mine East-Sullivan pourraient avoir le même comportement. Une vitesse d'écoulement horizontal qui peut être un peu plus élevée sous les résidus amènerait une dispersion, favorisant ainsi une dilution proportionnellement élevée du lixiviat lors du passage de l'eau des résidus vers la nappe sous-jacente. On pourrait donc retrouver une concentration en métaux plus faible (Lambeth et al., 1991). Il est probable que la tourbe présente sous les résidus ait un effet de rétention sur une partie des métaux. Dans le cas du site Waite-Amulet, cette rétention est observable par la présence de nodules de sulfure de fer, mais qui peuvent être de prédéposition (Lambeth et al., 1991).

En résumé, l'infiltration des précipitations est étroitement liée aux conductivités hydrauliques des résidus miniers et du mort-terrain sous-jacent. Selon les valeurs réelles des conductivités hydrauliques, quatre types d'écoulement peuvent être rencontrés (Lebrun et Banton, 1992):

- L'eau des précipitations, qui ne peut s'infiltrer à cause de la saturation du milieu, ruissellera à la surface des résidus jusqu'aux brèches.

La zone oxydée qui est la plus perméable, pour un même type de déposition des terrils, favorisera un écoulement hypodermique dans cette couche.
Cet écoulement est susceptible d'être très chargé en contaminant, du fait du séjour de ces eaux dans la zone non saturée, même si le débit peut être relativement faible.
Cette eau sera probablement évacuée au niveau des brèches.

- Dans le cas d'un mort-terrain moins perméable que les résidus miniers, l'écoulement s'effectuera principalement horizontalement dans les résidus, pour aboutir en périphérie de ceux-ci, vers le sud et l'est.

- Si le mort-terrain est plus perméable que les résidus miniers, l'écoulement aura une composante verticale importante, traversant ainsi l'interface résidus - mort-terrain.

5.2 PLANS D'ACTION

Les techniques de réhabilitation à utiliser dépendent du type d'écoulement rencontré. L'écoulement de surface et hypodermique, requiert un contrôle des eaux aux brèches. L'écoulement se produisant en périphérie peut être contrôlé par un drainage de pourtour au niveau de la base du massif de résidus miniers. Dans le cas d'un transfert des eaux des résidus vers la nappe, le contrôle technique de la contamination est plus complexe et de grande envergure.

Compte tenu des résultats préliminaires obtenus, une avenue possible pour la réhabilitation du site est l'assèchement de celui-ci, en réduisant l'apport d'eau par un recouvrement étanche. Le ressuyage des résidus diminue les charges d'eau imposées progressivement et produit donc un DMA qui va s'atténuer dans le temps. L'oxydation subséquente des résidus sera ainsi contrôlée par une bonne couverture étanche. Si la couverture n'est pas totalement hermétique, le peu d'eau

qui va s'infiltrer sera fortement susceptible à l'acidification et cette eau sera par le fait même très contaminée. Des tests effectués sur des colonnes en laboratoire montrent une grande influence des cycles humides-secs dans la génération de DMA (Doepker, 1991). Le cycle sec introduit un apport considérable d'oxygène dans le système, augmentant les processus d'oxydation et par le fait même d'acidification, et le cycle humide draine le tout. Le largage des métaux est alors très important car il provient d'une solution plus concentrée. Cette méthode de réhabilitation doit prévoir un traitement du lixiviat quittant le talus en périphérie et ce, jusqu'à ce que le talus soit asséché. On doit cependant noter que l'eau peut continuer de s'infiltrer par la base et contaminer la nappe jusqu'à ce que les charges d'eau deviennent minimes.

La présence de résidus forestiers au dessus des résidus peut obliger cependant à restaurer les terrils par l'ennoiement de ceux-ci. Ceux-ci contribuent à une stabilisation de l'alimentation des résidus en eau, tout en favorisant l'ennoiement ce qui réduit l'oxygénation du milieu. Si le sous-sol est très peu perméable, la seule issue pour les eaux de drainage sont les brèches et le pourtour à la base. La pose d'un drain à la base et le retour de l'eau du drain et des brèches sur le massif pourront aider à la saturation des résidus et à l'élimination du DMA quittant le talus. Ce système implique une étanchéité des pentes afin de prévenir l'oxydation de surface par le ruissellement. L'eau qui retourne sur les résidus étant déjà partiellement saturée en métaux, dissout une quantité de métaux moindre d'un retour d'eau à l'autre. Ou bien l'eau qui s'écoule est traitée jusqu'à la fin d'un cycle complet, à la fin duquel l'eau peut être retournée dans l'environnent puisque le processus d'oxydation s'est terminé lors du début de la mise à saturation. L'eau du lessivage sera par contre très riche en matière organique. La présence de matières organiques et d'organismes vivants dérivant des matériaux de recouvrement, peut amener des problèmes de gestion des résidus miniers encore insoupçonnés.

L'élévation importante de la nappe dans les résidus augmente la charge d'eau et favorise d'autant plus l'infiltration aidant au transfert des eaux déjà

contaminées. Le massif contient 4.4 millions de mètres cubes d'eau (libre et liée) qui peuvent générer de 10 ans ($K_{résidus} = K_{mort-terrain} = 0.45 \times 10^{-2} \text{ m/h}$) à plus de 900 ans ($K_{résidus} = 0.45 \times 10^{-3} \text{ m/h}$, $K_{mort-terrain} = 0.45 \times 10^{-4} \text{ m/h}$) de DMA, en considérant que les processus d'oxydation sont terminés grâce à l'ennoiement. Si le sous-sol est assez perméable, l'écoulement vertical sera plus grand et va pouvoir contaminer de façon importante l'eau sous les résidus miniers, jusqu'à une vidange complète des résidus miniers. Les résidus forestiers contribuent aussi à compliquer le traitement chimique en vue d'un éventuel recyclage des résidus miniers afin de récupérer les métaux lourds et précieux qui y sont contenus.

5.3 DONNÉES MANQUANTES POUR UNE MEILLEURE PRÉCISION

Afin d'évaluer plus justement les débits quittant le massif de résidus miniers pour différentes situations, il serait très important de connaître avec une meilleure précision les paramètres hydrodynamiques tels la conductivité hydraulique et la porosité efficace du mort-terrain sous-jacent aux résidus miniers. Ces paramètres sont très importants car ils influencent énormément les résultats.

D'autres connaissances reliées aux propriétés des constituants du système permettraient d'avoir plus de justesse dans les résultats, c'est-à-dire de pouvoir séparer notre système en plusieurs autres couches représentant les hétérogénéités du mort-terrain et des résidus.

Une connaissance plus approfondie des conditions météorologiques prévalant sur le site et des différents paramètres du bilan hydrique (évaporation, ruissellement, neige au sol, etc.), pourraient permettre une évaluation temporelle des débits d'infiltration.

5.4 PERTINENCE DES TECHNIQUES DE MESURES

5.4.1 Géophysique

La géophysique permet de visualiser la représentation physique du sous-sol à peu de frais et pour de grandes profondeurs. Les différentes techniques d'investigation possèdent leurs propres particularités et doivent être choisies en conséquence; on doit aussi faire un compromis entre la profondeur d'investigation et la résolution. Il est tout de même important d'utiliser plusieurs méthodes de géophysique et de caler le modèle avec des informations réelles obtenues par exemple à l'aide de sondages mécaniques, ce qui n'a pas pu être fait sur le terrain. Aucune étude n'a été effectuée pour connaître la variabilité spatiale et ainsi optimiser le nombre de sondages électriques nécessaires; la localisation de ceux-ci n'est pas basée sur une technique particulière, mais est plutôt aléatoire.

La méthode des résistivités électriques est intéressante, mais étant donnée la variation du degré de contamination par les ions métalliques d'un même matériel, l'interprétation peut être erronée, car une corrélation entre la concentration des sulfates dans les eaux souterraines et la conductivité électrique a été établie (King et Sartorelli, 1991a,b). Selon les mêmes auteurs, l'acidification du milieu contribue à augmenter la conductivité électrique par l'acide même (H⁺ = 35 mmho/m et SO₄²⁻ = 7 mmho/m) et aussi par les métaux dissous (Fe²⁺ = 6 mmho/m).

Un autre problème associé au relevé de résistivité est que la première couche, celle des résidus miniers, est très conductrice et a tendance à garder le courant sans pouvoir donner des informations pour le mort-terrain. La tourbe se trouvant sous les résidus, la grande épaisseur de ceux-ci, le relief accidenté ainsi que les arbres se trouvant dans le massif de résidus miniers peuvent fausser les résultats, ce qui a probablement affecté la netteté du contact lors du traitement avec les logiciels. Pour obtenir toutes les informations nécessaires et pour éviter les erreurs dues à l'utilisation des méthodes électriques, un relevé par sismique

réfraction aurait été pertinent. Celui-ci aurait fourni des informations pour les plus grandes profondeurs, tout en appuyant les résultats obtenus par la résistivité électrique. Cette dernière aurait fourni des informations sur le panache de contamination dans le sous-sol et sur la variabilité spatiale de la chimie des résidus. Il semble que les méthodes de résistivités électriques soient plus appropriées pour le suivi de la contamination que pour une caractérisation physique. Pour un suivi à long terme, il suffit de reprendre les mesures au même endroit, à la même profondeur, avec le même espacement, pour différentes périodes dans le temps (King et Sartorelli, 1991b), et ainsi voir la progression du panache.

Il n'en demeure pas moins que la meilleure méthode pour déterminer la profondeur de la surface d'eau libre dans les résidus miniers est l'utilisation de piézomètres; les ressources du projet, ne permettait pas l'installation d'un réseau de piézomètres. L'élévation de la surface d'eau libre, déduite des sondages électriques, demeure utilisable dans la mesure où l'erreur générée par l'utilisation de la géophysique électrique est relative.

5.4.2 Mesures de conductivité hydraulique

Les problèmes les plus importants associés aux mesures de la conductivité hydraulique sont sans contredit la représentativité spatiale et la validité des mesures. Le plus important est de porter la mesure sur le volume élémentaire représentatif. Les résidus présentent généralement une hétérogénéité spatiale se présentant par: la diminution de la granulométrie en s'éloignant de la ou des sources de déposition, et la présence de lentilles plus ou moins distinctes formées lors de la déposition des résidus sous forme de boue. Ces lentilles s'étendent en fines nappes et favorisent l'écoulement horizontal (Grunenfelder, 1987). Pour cette raison, la conductivité hydraulique verticale peut être plus petite que la conductivité hydraulique horizontale, ce qui n'a pas été pris en considération lors des simulations. Une dernière variation de la conductivité hydraulique qui n'a pas été pris en compte est sa diminution avec la profondeur par la compaction des dépôts.

L'évaluation de la conductivité hydraulique des résidus a été effectuée sur le terrain et en laboratoire. Les mesures de terrain effectuées à l'aide du perméamètre de Côté ont l'avantage de donner une valeur comprenant la composante verticale et horizontale, mais que l'on ne peut dissocier. Le rayon d'influence tient compte d'un grand nombre d'hétérogénéités, mais l'appareil installé sur une hétérogénéité peut fournir une valeur erronée. Le dispositif est utilisable plus facilement à la surface, car une installation plus profonde nécessite une grande excavation. Les valeurs de conductivité hydraulique à saturation mesurées dans la zone non saturée sont bonnes pour cette zone mais pas nécessairement représentative pour la zone saturée car le matériel non oxydé est très différent chimiquement et texturalement du matériel oxydé de la zone non saturée. La conductivité hydraulique mesurée dans la partie oxydée peut donc être non représentative pour la zone saturée non oxydée.

Les mesures en laboratoire, en plus d'être faites sur de petits échantillons qui n'étaient pas nécessairement représentatifs de l'hétérogénéité du terrain, présentaient des inconvénients de manipulation: assèchement excessif du matériel le long des parois, perte de matériel lors du lessivage par phénomène physique et chimique, ou colmatage des pores par précipitation de certains éléments (Aubertin et Chapuis, 1991). Les mesures sur le terrain et en laboratoire ont été effectuées avec de l'eau du robinet qui, en plus de ne pas avoir la même composition que l'eau qui percole dans les résidus normalement, n'a pas été désaérée. Étant données les caractéristiques spécifiques du lixiviat le comportement hydrique de celui-ci pourrait être différent. Lors des essais de perméabilité, certains échantillons ont montré une déposition de fer à la base et l'effritement du coton montre une acidification très importante de l'eau passant à travers l'échantillon. Selon certaines études, la composition de l'eau peut avoir des effets significatifs sur la conductivité hydraulique (Mitchell et Madsen, 1987). Il existe d'autres méthodes standardisées de mesure de conductivité hydraulique qui auraient pu être utilisées si les ressources du projet l'avaient permis. Par contre, pour un même budget, une

évaluation de la conductivité hydraulique par l'utilisation de courbes granulométriques, aurait donnée des résultats beaucoup moins variables et surtout plus raisonnables.

Selon Mitchell et Madsen (1987), les valeurs mesurées en laboratoire peuvent sous-estimer de 10 à 1000 fois les valeurs réelles de terrain à cause des macro pores. À l'opposé, selon Banton *et al.* (1991), les valeurs de laboratoire peuvent être jusqu'à 700 fois plus élevées que celles mesurées au champ. D'où l'importance d'effectuer les mesures sur un volume élémentaire représentatif. Banton (1992) démontre que les valeurs mesurées au champ et en laboratoire sont comparables lorsque la technique utilisée et la surface prise en compte sont pondérées.

La variabilité des patrons de conductivité hydraulique pour les différentes profondeurs peut être en partie causée par les techniques de mesures, et en second lieu par les qualités propres du talus. On sait que le talus est constitué d'au moins quatre unités de lagunes (particules fines) limitées par des bernes (particules plus grossières). Étant donné l'envergure du projet, aucune étude, dans le cadre de ce travail, n'a été effectuée sur la représentativité des mesures ainsi que sur la dispersion spatiale de celles-ci, qui sont difficilement évaluables. Il en résulte que l'utilisation de SURFER, comme outil de génération des valeurs intermédiaires aux points de mesures, de conductivité hydraulique et de porosités, ne permet pas une représentation juste de la réalité. Il en est de même pour l'utilisation de la moyenne arythmétique pour le calcul de la conductivité hydraulique moyenne. Dans ce cas, l'utilisation de la moyenne géométrique s'avère plus juste lorsque l'on se retrouve en présence de telles hétérogénéités. De plus, il aurait été nécessaire d'avoir des mesures en profondeur.

Idéalement, des mesures de conductivité hydraulique par des essais de percolation dans des piézomètres installés avec une tarière manuelle, auraient fourni la précision nécessaire à l'obtention de résultats plus représentatifs à des coûts semblables.

5.5 PERTINENCE DU MODELE "MODFLOW"

5.5.1 Utilisation des données et résultats

Le modèle n'utilise que des paramètres de base assez faciles à obtenir. Les données acquises en laboratoire et sur le terrain étaient suffisantes pour utiliser le modèle et fournir une bonne approximation des résultats pouvant répondre aux objectifs. L'absence de certaines informations concernant les précipitations efficaces et la conductivité hydraulique du mort-terrain a conduit à présenter les résultats d'une autre façon, c'est-à-dire sous forme d'abaque. Nous verrons plus loin de quelle façon on peut améliorer la justesse des résultats et les rendre représentatifs des conditions du système.

5.5.2 Limites du programme

Sans dénigrer le travail qu'un tel logiciel a pu générer, quelques problèmes ont été rencontrés lors de la représentation du système étudié. Étant donné que le talus est hors terre et que les bordures du modèle ne sont pas une continuité du talus à l'infini mais bien la fin du talus, il n'était pas possible de rabattre la nappe en bordure sans l'utilisation de drains pour contrôler la hauteur d'eau en bordure. Heureusement, que dans notre cas le talus est presque entièrement entouré d'eau. Donc, l'utilisation des drains autour du massif respecte la réalité. Le problème réside dans le fait que les drains placés en surface pour contrôler les eaux de ruissellement ne peuvent être dissociés de ceux en bordure, et le débit aux brèches n'est pas déterminable car on ne connaît que le débit total aux drains.

L'absence de résultats pour chacune des couches est aussi un problème lors de l'interprétation. Il n'est pas possible de connaître indépendamment les flux d'eau quittant la première couche (résidus): par le bas vers la seconde couche (mort-terrain) et latéralement vers la bordure. Les résultats sont globaux et correspondent au bilan des flux entrant et sortants.

Les cellules qui se vident de leur eau, lors du traitement informatique, le restent jusqu'au résultat final, ce qui n'est pas nécessairement le cas dans la réalité.

5.5.3 Amélioration du programme

Le modèle tel qu'il est conçu est assez performant: il permet la représentation des systèmes relativement complexes. Par contre, suite aux limites relevées, quelques améliorations pourraient être apportées afin de permettre la résolution d'un système se présentant comme un talus de résidus miniers avec ses caractéristiques morphologiques. L'utilisation de drains au pourtour permet un rabattement de la nappe et élimine l'effet de continuité à la limite du système. Mais de cette façon, on ne peut différencier le débit de ces drains, du débit des drains de surface qui représente l'écoulement aux brèches. La différenciation de ces débits est très pertinente lors de l'évaluation de l'importance de la contamination pour les eaux de surface. Une autre information non disponible sous l'état actuel du programme, tel que décrit plus tôt, sont les flux quittant le terril (composantes du devenir de l'infiltration), qui ne sont pas différenciés. Cette information pourrait permettre d'évaluer la quantité de contaminant, d'une part passant de la première couche vers la seconde et d'autre part quittant latéralement le massif de résidus miniers.

CHAPITRE 6: CONCLUSION

La prise de conscience des gouvernements et de l'industrie minière face au problème du drainage minier acide a amené ceux-ci à effectuer des recherches intensives sur les différents aspects reliés au problème. Les principales études portent sur la connaissance des processus impliqués dans la génération de la pollution et sur la recherche de nouvelles techniques de réhabilitation des sites contaminés. La pollution de surface est telle que peu de chercheurs se préoccupent de la contamination possible des eaux souterraines par les résidus miniers au voisinage des sites de terrils, et il est certain que cinquante ans plus tôt les compagnies n'avaient pas en tête d'étanchéiser la surface du sol sous les résidus.

Cette étude a été menée afin d'estimer l'importance du transport des eaux contaminées en provenance des résidus, à travers ceux-ci vers l'eau souterraine sous-jacente. L'évaluation du débit d'infiltration a été simulée à l'aide du logiciel d'écoulement des eaux souterraines MODFLOW. Celui-ci permet de mesurer s'il y a impact des résidus sur l'eau souterraine et dans quelle mesure, ainsi que de connaître les paramètres qui contrôlent l'infiltration. Il est important de bien comprendre les processus de transport de l'eau dans les résidus avant de tenter l'évaluation des processus d'interactions chimiques entre les résidus et les solutés.

Les résultats de la modélisation fournissent une indication du comportement des eaux dans le massif de résidus. Cependant, la méconnaissance des conductivités hydrauliques des résidus (surtout des non-oxydés) et du mortterrain, affecte grandement l'obtention de résultats fiables. À la lumière des résultats obtenus et compte tenu des informations disponibles, il y aurait un transfert possible de l'eau des résidus vers la nappe d'eau souterraine. Le manque d'information concernant le mort-terrain ainsi que le bilan hydrique, lors de la modélisation, est contourné par une présentation des résultats sous forme d'abaque. Mais le manque d'information sur les résidus miniers pourrait mener à une sur-estimation de l'infiltration, étant donné que la conductivité hydraulique globale des résidus est

probablement plus faible: diminution de la conductivité hydraulique avec la profondeur et diminution de la conductivité hydraulique des résidus oxydés par la présence de lentille de résidus ferrugineux (post-précipitation locale du fer). Cette dernière barrière peut favoriser un écoulement hypodermique plus ou moins horizontal, se traduisant par un retour d'eau infiltrée vers les brèches plutôt qu'un écoulement vers la zone non-oxydée. L'importance des discontinuités de cette couche ferrugineuse favoriserait un écoulement de la zone non saturée vers la zone saturée des résidus miniers. De cette zone, l'écoulement aurait une importante composante verticale au centre du massif, et cette composante diminuerait en importance en allant vers l'extérieur du massif, pour avoir un écoulement plutôt horizontal en bordure du massif de résidus.

Le lixiviat atteindrait donc l'interface résidus - mort-terrain et s'écoulerait principalement le long de celle-ci, dans le cas d'une conductivité hydraulique du mort-terrain plus faible que celle des résidus. Dans le cas contraire, l'eau possiblement contaminée atteindrait la nappe.

Afin d'en savoir davantage sur les types d'écoulements et dans quelles proportions ils représentent l'infiltration, d'autres études portant sur les résidus et sur le mort-terrain sont nécessaires.

Les mesures effectuées sur le terrain et en laboratoire, fournissent des résultats satisfaisants mais incomplets: la géophysique électrique devrait être doublée par de la sismique réfraction et des sondages mécaniques, et les mesures de conductivité hydraulique devraient être effectuées pour les zones plus profondes des résidus miniers et pour le mort-terrain.

Le logiciel MODFLOW est un outil suffisamment flexible pour fournir les résultats essentiels à la compréhension des transferts de l'eau des résidus vers le mort-terrain. Suite à l'obtention de résultats fiables, il sera alors possible de quantifier le passage à la nappe des différents contaminants impliqués.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABEM AB. <u>Abem Super-Ves</u>, <u>Interpretation software</u>, <u>Version 1.2</u>, ABEM AB, Box 20086 · S161 02 Bromma, Sweden.
- Applegate, R.J. et Kraatz, M. (1991). <u>Reabilitation of Rum Jungle uranium mine.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 153-169.
- Astier, J.L. (1971). <u>Géophysique appliquée à l'hydrogéologie.</u> Masson & Cie, Paris. 277 pages.
- Aubertin, M. et Chapuis, R. (1991). <u>Considérations hydro-géotechniques pour</u> <u>l'entreposage des résidus miniers dans le nord-ouest du Québec.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 1-26.
- Banton, O. (1992). <u>Comparison of field and laboratory determined hydraulic</u> <u>conductivities considering anisotropy and core surface area.</u> Soil Sciences Soc. Am. J. sous presse.
- Banton, O. Côté, D. et Trudelle, M. (1991). <u>Détermination au champ de la</u> <u>conductivité hydraulique saturée à l'aide de l'infiltromètre à charge constante</u> <u>de Côté: théorie et approximations mathématiques.</u> Can. j. Soil Sci. 71: 119-126.
- Barrette, L.M. et Couillard, D. (1991). <u>Lixiviation bactérienne d'un terril de gisement</u> <u>sulfureux à l'aide d'un bioréacteur à ascention pneumatique.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur les eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 1: 315-333.
- Béchard, G., Goudey, P., Rajan, S. et McCready, R.G.L. (1991). <u>Microbial process</u> for the treatment of acidic drainage at the Halifax International Airport. NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 171-183.

Bennett, P.G., et al. (1989). Cité par Applegate et Kraatz, 1991.

Bennett, P.G., Ferguson, C.R. et Jeffers, T.H. (1991). <u>Biological treatment of acid</u> <u>mine waters - case studies.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 1: 283-299.

- Dave, N.K. (1991). <u>Field evaluation of wet cover alternatives of high sulphide tailings.</u> <u>Final report.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 61-81.
- Doepker, R.D. (1991). <u>Column leach study IV: factors affecting the dissolution of</u> <u>metals from sulfidic metal-mine tailings.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 1: 115-138.
- Duorak, D.H. et Edenborn, H.M. (1991). <u>Treatment of metal-contaminated water</u> <u>using bacterial sulfate reduction: results from pilot-scale reactors.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 1: 301-314.
- Elrick, D.E., Raynolds, W.D. et Tan, K.A. (1989). <u>Hydraulic conductivity</u> <u>measurements in the unsaturated zone using improved well analyses.</u> Ground Water. Monit. Rev. 9: 184-193.
- Environnement Canada (1979-1989). <u>Résumé mensuel de 1979 à 1989.</u> Données météorologiques pour le Canada. Microfiches.
- Feasby, D.G., Blanchette, M. et Tremblay, G. (1991). <u>The mine environnement</u> <u>neutral drainage (MEND) program.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 1: 1-26.
- Filion, M.P. et Ferguson, K. (1989). <u>Acid mine drainage research in Canada.</u> Compte rendu de Biominet, Energie mines et ressources Canada, CANMET. pp. 28-44.
- Fillion, M.P., Sirois, L.L. et Ferguson, K. (1990). <u>Acid mine drainage in Canada.</u> CIM Bulletin, December 1990.
- Fortin, L. (1982). <u>Gestion appropriée des parcs à résidus miniers.</u> Ministère de l'environnement du Québec, Division régionale de l'Abitibi-Témiscamingue. pp. 278-315.
- Gerencher, E.H. et Konasewich, D.E. (1991). <u>The use of mine tailings in concrete</u> <u>surface covers to control acid mine drainage in waste rock dumps.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 4: 69-84.

- GERLED (Groupe d'Étude et de Restauration des Lieux d'Élimination des Déchets Dangereux). (1985). <u>Rapport de caractérisation Lieu 08-48 "Parc à résidus miniers East-Sullivan".</u> Ministère de l'Environnement du Québec.
- Gignac, C. et Perron, F. (1991). <u>Le contrôle législatif inhérent à l'exploitation minière.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 2: 101-117.
- Grenier, C. et Lacouline, K. (1991). <u>Les mesures de protection de l'eau souterraine</u>. Congrès AQTE, Québec 1991. 24 pages.
- Grunenfelder, C.R. (1987). <u>Hydrogeology</u>, <u>hydrochemistry</u> and <u>reclamation</u> <u>alternatives for an inactive lead-silver mine in northern</u>, <u>Idaho</u>. Thèse de maîtrise, University of Idaho. 96 pages.
- Harries, J.R. et Ritchie, A.I.M. (1982). <u>Pyritic oxydation in mine wastes: its incidence.</u> <u>its impact on water quality and its control.</u> dans Prediction in water quality, O'Loughlin EM, Cullin p (Eds), Aust Acad, Sci. Canberra. pp. 347-375.
- Karam, A. (1991). Effet de l'utilisation des boues sur la qualité des effluents miniers acides. NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 577-586.
- Karam, A. et Azzaria, L.M. (1990). <u>Étude en laboratoire portant sur la restauration du</u> <u>parc à résidus de l'ancienne mine East-Sullivan.</u> MER et Menviq, Université Laval. 98 pages.
- King, A. et Sartorelli, A.N. (1991a). <u>Mapping acidified groundwater using surface geophysical methods</u>. NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 451-487.
- King, A. et Sartorelli, A.N. (1991b). <u>Mapping acidified groundwater using surface</u> <u>geophysical methods.</u> Inco Exploration and technical Services Inc. 18 pages + 16 figures.
- Klute, A. et Dirken, C. (1986). <u>Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory</u> <u>methods.</u> Sampling methods of soil analysis: Part 1 - Physical and mineralogical methods. Klute [Ed.] Am. Society of Agronomy. pp. 687-732.
- Knapp, R.A. (1987). <u>The biogeochemistry of acid generation in sulfide tailings and</u> <u>waste rock.</u> Proceedings of the acid mine drainage seminar. Halifax, Nova Scotia, March 1987.

- Lambeth, R.H., Stewart, B.M., et Williams, B.C. (1991). <u>An investigation of hydrogeochemical mechanisms in an abandoned sulfide tailings impoundment and underlying aquifer.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 43-59.
- Lavoie, S. et Gagnon, R. (1987). Étude de caractérisation du parc à résidus miniers: <u>East-Sullivan.</u> Par le Groupe Planigram Inc, pour les Ministères de l'Énergie et des Ressources et de l'Environnement. 85 pages + 5 annexes + 4 cartes.
- Lebrun, A.M. et Banton, O. (1992). <u>Modélisation hydrodynamique</u>. Rapport d'étape # 2, projet # MER-9100355. Institut national de la recherche scientifique - Eau pour le ministère de l'énergie et des ressources du Québec. 33 pages.
- Lebrun, A.M. et Banton, O. (1991). <u>Caractérisation géophysique et essais de perméabilité.</u> Rapport d'étape # 1, projet # MER-9100355. Institut national de la recherche scientifique Eau pour le ministère de l'énergie et des ressources du Québec. 77 pages.
- Leroueil, S., Bouclin, G., Tavenas, F., Bergeron, L. et LaRochelle, P. (1990). <u>Permeability anisotropy of natural clays as a function of strain.</u> Canadian Geotechnical Journal 27: 568-579.
- Leroueil, S., Magnan, J.P. et Tavenas, F. (1985). <u>Remblais sur argiles molles.</u> Lavoisier.
- Marsily, G. de. (1981). <u>Hydrogéologie quantitative.</u> Collection Sciences de la Terre, Édition MASSON, 215 pages.
- McDonald, M.G. et Harbaugh, A.W. (1988). <u>MODFLOW A modular three</u> <u>dimensional finite-difference ground-water flow model.</u> Techniques of Water-Resources Investigations of the US Geological Survey. Modelling techniques, book 6.

Ministère de l'Environnement du Québec. (1989). Directive 019.

- Mitchell, J.K. et Madsen, F.T. (1987). <u>Chemical effects on clay hydraulic conductivity</u>. Geotechnical Practice for waste disposal, ASCE, Proc. of a specialty conf., 87-106.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., Cherry, J.A. et Reardon, E.J. (1989). <u>Reduction of acidic generation in mine tailings through the use of moisture-retaining cover layers as oxygen barriers.</u> Canadian Geotechnical Journal, Vol. 26, No. 1, pp. 1-18.

- Paquet, A. (1991). <u>Évolution physico-chimique des eaux de fonte printanière au parc à résidus miniers East-Sullivan. Rapport final.</u> MER-CRM, Québec. Projet #90TE12. 37 pages.
- Ritcey, G.M. (1989). <u>Tailings management, problems and solutions in the mining</u> <u>industry.</u> Elsevier.
- Roberge, J. (1991). <u>Législation environnementale</u>. NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 3: 271-288.
- St-Arnaud, L.C., Yanful, E.K., Prairie, R. et Dave, N.K. (1989). <u>Evolution of acidic pore</u> water at the Waite Amulet tailings site, Noranda, Québec. Proc. of the International Symposium on tailing and effluent management, Halifax, CIM, 14: 93-102.
- Telford, W.M., Geldart, L.P., Sheriff, R.E. et Keys, D.A. (1976). <u>Applied geophysics</u>. Campbridge University Press, 860 pages.
- Tremblay, R. (1990). <u>Portrait global des parcs à résidus miniers en Abitibi-</u> <u>Témiscamingue, problématique et état de la question.</u> Ministère de l'Énergie et des Ressources, Service du développement minier. 12 pages.
- Wilson, C.V. (1971). <u>Le climat du Québec, partie 1: atlas climatique.</u> Service météorologique du Canada. 4 pages + 44 Figures.
- Yanful, E.K. et St-Arnaud, L. (1991a). <u>The Waite Amulet hydrogeochemical</u> <u>evaluation.</u> NEDEM 1991, Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acides, Montréal sept. 1991. CANMET, Ottawa, Canada. 1: 91-114.
- Yanful, E.K. et St-Arnaud, L. (1991b). <u>The hydrochemistry and geotechnique of the Waite Amulet tailings site near Rouyn-Noranda, Québec, Canada.</u> Première conférence canadienne de géotechnique environnementale, Montréal, Québec, Canada mai 1991. Chapuis et Aubertin [Ed.]. Publié par la Société Canadienne de Géotechnique en collaboration avec le Centre Saint-Laurent. pp. 263-270.
- Zohdy, A.A.R. (1989). <u>A new method for the automatic interpretation of</u> <u>Schlumberger and Wenner Sounding curves.</u> Geophysics Vol.54 no.2: 245-253.

ANNEXE A DIRECTIVE 019

A.1 : Norme de la directive 019.

Paramètres	Concentration maximale acceptable	
	d'un échantillon instantané à	
	l'effluent final non dilué	
	(moyenne arythmétique mensuelle)	
Arsenic total	0.50 mg/L As	
Cuivre total	0.30 mg/L Cu *	
Nickel total	0.50 mg/L Ni *	
Piomb total	0.20 mg/L Pb *	
Zinc total	0.50 mg/L Zn *	
Fer total	3.00 mg/L Fe	
Cyanures totaux	1.50 mg/L CN	
Cyanures disponibles	0.10 mg/L CN	
Matières totales en suspension	25.0 mg/L	
рН	Valeurs autorisées	
	de 6.5 à 9.5	
Absence de toxicité aiguë à l'effluent final		

L'addition des concentrations individuelles mesurées pour le cuivre, le nickel,
 le plomb et le zinc ne doit pas dépasser une valeur de 1.0 mg/L.

Tableau A.1 : Normes de la directive 019 (tiré de Roberge, 1991).

ANNEXE B CARTE DE LOCALISATION

B.1 : Carte de localisation du site East-Sullivan.



Figure B.1 : Carte de localisation du site East-Sullivan.

ANNEXE C

LOCALISATION DES MESURES ET DE L'ÉCHANTILLONNAGE

- C.1 : Localisation des sondages électriques et des traînées.
- C.2 : Localisation de l'échantillonnage et des mesures de conductivité hydraulique.



Figure C.1 : Localisation des sondages électriques et des traînées.





ANNEXE D COMPILATION DES RÉSULTATS DE GÉOPHYSIQUE

D.1 : Compilation du traitement des sondages électriques. (Figure D1a à D1n).



a)



d)


























<u>ANNEXE E</u>

TABLEAUX DES GRAPHIQUES

- E.1 : Infiltration en fonction de la recharge appliquée, pour une zone perméable sous les résidus de 10 et 50 cm.
- E.2 : Infiltration en fonction de la conductivité hydraulique du mort-terrain pour les conditions estivales et à saturation.
- E.3 : Infiltration en fonction de la recharge appliquée pour trois valeurs de conductivité hydraulique du mort-terrain.

Recharge	Infiltration	Infiltration	
appliquée	(10 cm)	(50 cm)	
m/h	m³/h	m³/h	
0	0	0	
5E-08	0.065	0.068	
1E-07	0.128	0.133	
5E-07	0.388	0.557	
1E-06	0.478	0.978	
5E-06	0.526	2.07	
1E-05	0.544	2.39	
2E-05	0.554	2.56	
5E-05	0.557	2.61	
1E-04	0.557	2.61	
2E-04	0.557	2.61	
3E-04	0.557	2.61	
5E-04	0.557	2.61	
1E-03	0.557	2.61	
1E-02	0.557	2.61	

* Les lignes doubles indique la limite ou le terril est saturé jusqu'à la surface

Tableau E1 : Infiltration en fonction de la recharge appliquée pour une zoneperméable sous les résidus de 10 et 50 cm.

Conductivité	Infiltration	Infiltration	
hydraulique	(estivale)	(saturee)	
m/h	m³⁄h	m³/h	
1.00E-06	0.255	0.567	
1.00E-05	0.287	0.670	
5.00E-05	0.425	1.120	
1.00E-04	0.596	1.670	
5.00E-04	1.887	6.190	
1.00E-03	3.460	11.770	
4.46E-03	13.920	48.880	
1.00E-02	29.340	103.800	
2.00E-02	53.920	191.200	
5.00E-02	111.450	392.600	
1.00E-01	179.600	617.500	
5.00E-01	433.100	1221.500	
1.00E+00	579.500	1434.000	
1.00E+01		1803.200	

Tableau E2 : Infiltration en fonction de la conductivité hydraulique du mort-terrain pour les conditions estivales et à saturation.

Recharge	Infiltration	Infiltration	Infiltration
appliquée	(M.T.=.00005)	(M.T.=.00446)	(M.T.=.1)
m/h	m³/h	m³⁄h	m³⁄h
5E-08	0.063	1.400	16.990
1E-07	0.131	1.410	17.010
2E-07	0.240	1.440	17.030
5E-07	0.497	1.540	17.120
1E-06	0.731	1.750	17.260
2E-06	0.901	2.770	17.540
5E-06	1.030	6.030	18.440
1E-05	1.090	10.610	20.280
2E-05	1.110	17.290	24.820
5E-05	1.120	28.810	59.330
1E-04	1.120	38.560	116.300
3E-04	1.120	48.450	284.200
1E-03	1.120	48.860	495.100
1E-02	1.120	48.880	617.500

* Les doubles lignes indiquent la limite où la recharge appliquée devient suffisante pour maintenir les conditions voulues

Tableau E3 : Infiltration en fonction de la recharge appliquée pour trois valeursde conductivité hydraulique du mort-terrain.