

*Traitements et préventions des drainages acides
provenant des résidus miniers*

Revue bibliographique

Étude réalisée dans le cadre du projet de recherche 2001-RES-R04

avril 2001
BRGM/RP-50829-FR



***Traitements et préventions des drainages acides
provenant des résidus miniers***

Revue bibliographique

Étude réalisée dans le cadre du projet de recherche 2001-RES-R04

Y. Itard, R. Bosc

**avril 2001
BRGM/RP-50829-FR**



Mots clés : Drainage minier acide, Résidus miniers, Prévention, Amendements, Couvertures, Tests prédictifs.

En bibliographie, ce rapport sera cité de la façon suivante :

Itard Y., Bosc R. (2001) - Traitements et préventions des drainages acides provenant des résidus miniers. Revue bibliographique. BRGM/RP-50829-FR, 85 p., 3 fig., 6 tabl., 5 ann.

© BRGM, 2001. ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Les résidus miniers constituent une source importante de pollution dans la mesure où, riches en sulfures, ils génèrent des effluents acides qui peuvent être chargés en métaux.

La présente étude bibliographique présente les techniques existantes pour supprimer ou limiter la génération d'effluents acides au niveau des différents résidus miniers : élimination des sulfures, étanchéification à l'eau et/ou à l'oxygène, maintien en milieu réducteur, inhibition de l'activité bactérienne, inhibition de l'oxydation des sulfures.

De très nombreuses solutions sont proposées dans la littérature, sans réelles possibilités de comparaison de l'efficacité des unes par rapport aux autres étant donnée la diversité des substrats minéralisés concernés. Beaucoup de ces solutions sont, de plus, au stade de tests laboratoire ou d'études pilotes.

Le problème des résidus déjà partiellement altérés est récurrent, ces matériaux étant beaucoup plus hétérogènes que les résidus initiaux. Les sous-produits de l'altération semblent être un frein majeur à la mise en oeuvre de certaines techniques. Ceci implique qu'il est plus aisé, et donc moins coûteux, de traiter les résidus au fur et à mesure de leur production plutôt qu'après la cessation de l'activité minière. Ce constat devrait amener les exploitants à investir au plus tôt sur le problème des résidus.

L'exposé des principales méthodes de prévention reposant sur 3 axes principaux, à savoir limiter la percolation d'eau, limiter la diffusion de l'oxygène et éviter le développement bactérien, montre une grande variété de matériaux utilisables. Il est donc important, face à un problème de Drainage Minier Acide (DMA) lié à des résidus, de réaliser un inventaire régional des substances disponibles ayant les caractéristiques adéquates pour servir d'adjuvant dans les traitements.

In fine, il s'avère important de mener à bien des tests comparatifs de manière à avoir, sur des résidus parfaitement caractérisés, une connaissance détaillée des phénomènes en jeu avant de pouvoir, peut être, généraliser l'utilisation de méthodes spécifiques à des cas nouveaux.

Sommaire

1. Introduction	7
2. Typologie des résidus miniers	9
3. Formation des DMA : principes de base	11
3.1. Les réactions d'oxydation.....	11
3.2. Les espèces neutralisantes naturelles.....	12
3.3. Le « profil d'altération ».....	14
3.4. Les minéraux secondaires ou Minéraux de Drainage Minier (MDM)	15
4. Les voies de prévention	17
4.1. Élimination des matériaux réactifs (sulfures).....	18
4.2. « Imperméabilisation » des résidus	18
4.2.1. Barrières imperméables (Dry Cover) monocouches	19
4.2.2. Barrières multicouches	20
4.2.3. Barrière consommant l'oxygène.....	22
4.3. Maintien des résidus en milieu réducteur.....	22
4.4. Inhibition de l'action bactérienne	23
4.5. Inhibition de l'oxydation des sulfures	24
4.5.1. Traitement des surfaces sulfurées.....	24
4.5.2. Tampon chimique au contact des résidus	25
4.6. Techniques autres	27
5. Études comparatives	29

6. Conclusion	33
Bibliographie	35

Liste des figures

Fig. 1 - Les principaux types de résidus miniers générés au cours d'une exploitation...	9
Fig. 2 - Zones tampons, substances et produits de la destruction des minéraux tampons, dans des eaux naturelles. From Parker & Robertson, 1999.....	13
Fig. 3 - Schéma conceptuel d'une barrière multicouche.....	21

Liste des tableaux

Tabl. 1 - Exemples de génération de drainages acides.	12
Tabl. 2 - Liste et composition des principaux minéraux secondaires.....	15
Tabl. 3 - Les différents degrés d'hydratation des sulfates de fer.....	26
Tabl. 4 - Champs d'application des principales techniques de prévention.....	29
Tabl. 5 - Avantages et inconvénients des principaux procédés (In tailings Management).....	30/31
Tabl. 6 - Coûts et efficacité comparés des principaux procédés.....	32

Liste des annexes

Ann. 1 - Minéraux sulfurés, minéraux tampons et minéraux néoformés	39
Ann. 2 - Caractérisation des résidus miniers	45
Ann. 3 - Prédiction de la génération d'acidité.....	51
Ann. 4 - Classification des climats t des sols	63
Ann. 5 - Traduction de quelques termes techniques.....	67
Ann. 6 - Fiches techniques	71

1. Introduction

Les résidus miniers, que ce soit les stériles francs, les stériles de sélectivité ou les résidus de traitement des minerais, constituent une source importante de pollution dans la mesure où, riches en sulfures, ils génèrent des effluents acides qui peuvent être chargés en métaux. Le traitement même des effluents a fait l'objet d'une synthèse bibliographique (Brunet, 2000) dans le cadre du projet de recherche BRGM 2000-EMI-D02/2001-RES-R04 et le présent rapport y fait suite, dans le cadre du même projet, en se focalisant sur les techniques existantes dans la littérature pour supprimer ou limiter la génération d'effluents acides au niveau des différents résidus miniers.

2. Typologie des résidus miniers

Toutes les composantes de la chaîne d'exploitation des minerais génèrent des résidus de nature diverse, en fonction du type de minerai, des choix technologiques de traitement,... Les principales étapes et types de résidus sont résumés sur la figure 1.

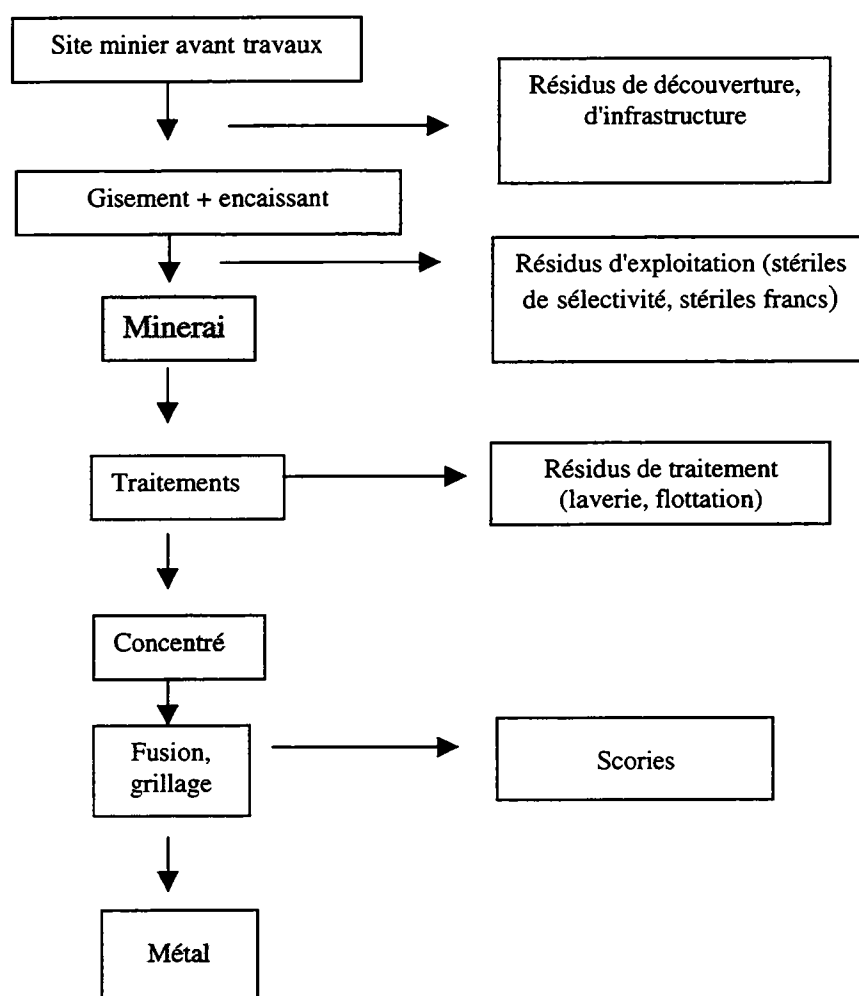


Fig. 1 - Les principaux types de résidus miniers générés au cours d'une exploitation.

En fonction du type de traitement des minerais, certains réactifs peuvent se retrouver dans les résidus, notamment des moussants (produits organiques surfactants), des modificateurs (NaCN , Na_2SO_3 , sulfates de Cu ou Zn , AlCl_3 ,...), des floculants ou des coagulants (sels d'aluminium, sels de fer, polymères organiques...). Ils sont

normalement en quantité négligeable, mais lors de la phase de caractérisation des résidus en vue d'un traitement, leur dosage doit être envisagé.

En fonction du type de résidus, les classes granulométriques observées sont variables, ce qui influe sur leur aptitude à être oxydés, lessivés ou dispersés (érosion mécanique par l'eau ou le vent). Le mode de dépôt joue également un rôle important : volume, surface exposée, pentes, position topographique... Les différents moyens de caractérisation des résidus miniers et de leurs conditions de stockage sont détaillés en annexe 2.

La présente étude concerne uniquement les aspects liés à l'oxydation des résidus, en sachant que les techniques de remédiation proposées devront, *in fine*, prendre également en compte les problèmes de dispersion mécanique.

3. Formation des DMA : principes de base

En plus des paramètres extérieurs (pluviométrie, type de dépôt...) la capacité à générer des eaux acides dépend de certains paramètres propres aux résidus :

- la teneur en sulfures ;
- le type de sulfures, leur cristallinité et l'état d'oxydation des surfaces ;
- la composition minéralogique de la gangue et/ou de l'encaissant ;
- la granulométrie des produits.

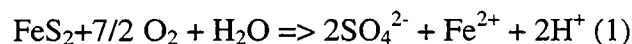
Les deux premiers paramètres contrôlent le potentiel de génération d'acidité. La forme cristalline des sulfures a une incidence importante sur leur réactivité (taille des cristaux, formes framboïdales, polyframboïdales ou cubiques, impuretés...). L'oxydation de la surface des sulfures peut générer une couche d'hydroxyde de fer limitant la diffusion de l'eau et de l'oxygène.

Le troisième paramètre contrôle le pouvoir tampon de l'encaissant : la présence de carbonates (calcite, dolomite, magnésite, ankérite) permettra une neutralisation des solutions. Dans une moindre mesure, des hydroxydes (gibbsite, brucite, goëthite) peuvent participer au pouvoir tampon.

Le quatrième paramètre est également important car il contrôle la perméabilité du produit donc la capacité de rétention d'eau et la circulation de l'oxygène. C'est également un paramètre qui contrôle le temps de résidence du liquide et donc le temps de contact solide-liquide ainsi que le rapport entre la surface de contact et le volume du liquide, éléments importants pour le taux de dissolution des sulfures.

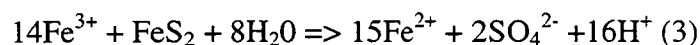
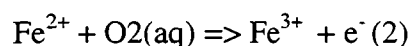
3.1. LES RÉACTIONS D'OXYDATION

Les drainages miniers acides résultent de l'oxydation des sulfures suivant la réaction (1)



Cette réaction est fonction de la concentration en oxygène, de la température (l'oxydation des sulfures est une réaction exothermique), du degré de saturation en eau (les alternances humidification/séchage des sulfures accélèrent les processus d'oxydation).

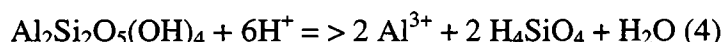
Puis la réaction se propage par oxydation du fer ferreux en fer ferrique (2), lui-même oxydant pour la pyrite (3) :



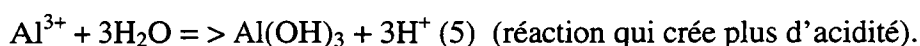
La réaction (3) est importante pour les milieux les plus acides, car à $\text{pH} > 4$, Fe^{3+} précipite sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ et est moins disponible comme oxydant de la pyrite. Les rôles respectifs de O_2 et Fe^{3+} comme oxydants font encore l'objet de recherches.

Les sulfures autres que la pyrite interviennent également dans les réactions d'oxydation et libèrent tous les métaux qu'ils contiennent (ann. 1).

Lorsque l'acidité est suffisamment forte, les aluminosilicates (par exemple la kaolinite) peuvent être déstabilisés :



Si le pH est supérieur à 3,5, la solubilité de l'aluminium est limitée par la réaction :



Les résidus miniers contenant des sulfures sont donc potentiellement générateurs d'effluent acide chargé en métaux comme en témoigne les quelques exemples ci-dessous pris en Colombie britannique (tabl. 1) :

	Nom de la mine	pH observé dans les résidus
Mines en activité		
	Mine de Gibraltar	3,1
	Equity mine	2,4
	Noranda Mine	3,0
Mines abandonnées		
	Mount Washington	3,4

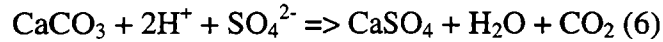
Tabl. 1 - Exemples de génération de drainages acides.

Les réactions d'oxydation de la pyrite sont de plus catalysées par certaines bactéries (Thiobacillus) qui, si elles ne modifient pas les équations bilantielles, augmentent très fortement les cinétiques de réaction (Brunet, 2001) et amplifient de ce fait le phénomène de drainage acide.

3.2. LES ESPÈCES NEUTRALISANTES NATURELLES

L'acidité générée par les résidus est tamponnée par un certain nombre de minéraux tampons primaires (fig. 2 et ann. 1). Mis à part les carbonates, ces minéraux ont une réactivité beaucoup plus faible et plus lente que les minéraux générateurs d'acide. Néanmoins, s'ils sont suffisamment abondants (à partir de quelques %), ils sont susceptibles de compenser en partie la génération d'acidité. Généralement, chacun de ces minéraux a une zone tampon relativement restreinte. Le pouvoir tampon des minéraux est exprimé en équivalent calcite.

Les carbonates sont les plus réactifs, et les plus significatifs. La zone tampon se situe de pH = 8,3 à 6,2. La réaction de neutralisation est présentée dans l'équation (6).



Les silicates facilement lessivables (argiles) constituent une deuxième zone tampon, plus étendue que celle des carbonates, de pH = 5 à 10, mais les cinétiques sont plus lentes que pour les carbonates. La dissolution des silicates libère des alcalins et alcalino-terreux servant de base pour la neutralisation.

La troisième zone tampon, de pH = 4,2 à 5, correspond à la neutralisation de l'acidité par les hydroxydations d' Al^{3+} , issus du lessivage d'alumino-silicates. Les feuillets d'argiles servent de surface d'échange et augmentent cette réactivité.

La quatrième zone correspond aux tampons des oxydes, hydroxydes, de Fe et d'Al. Elle est à pH < 4,2. Les réactions en jeu sont illustrées par l'équation (7) :

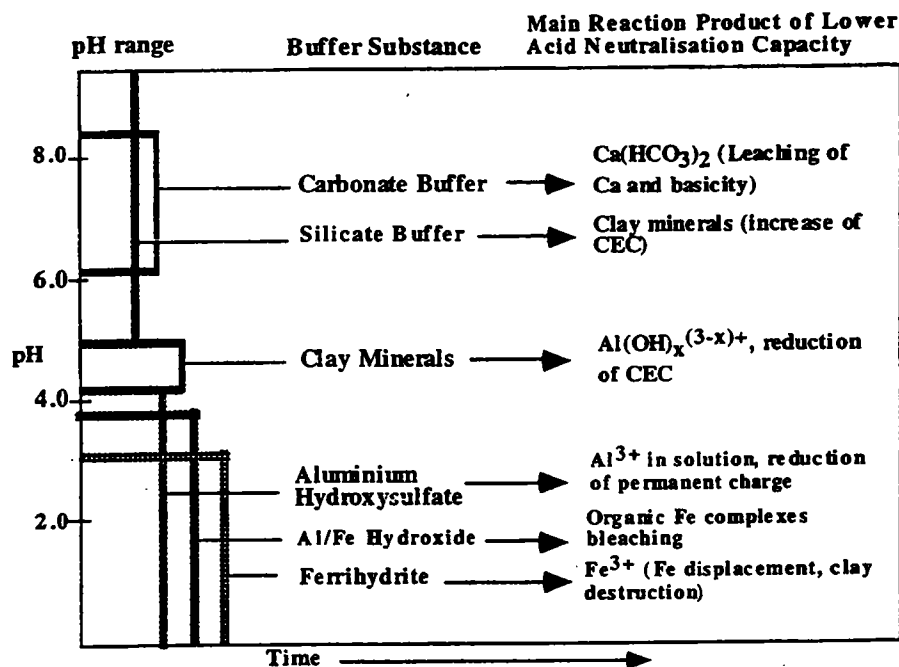
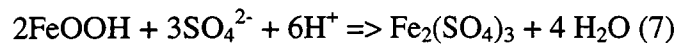


Fig. 2 - Zones tampons, substances et produits de la destruction des minéraux tampons, dans des eaux naturelles. From Parker & Robertson, 1999.

Les principales espèces minérales neutralisantes sont présentées en annexe 1. Pour mémoire, on retiendra que les minéraux neutralisants les plus efficaces sont :

- Ca-Mg carbonates ;
- oxydes et hydroxydes Ca, Mg, Al ;
- silicates lessivables, peu résistants ;
- phosphates (apatite).

En fonction des quantités disponibles de ces principaux minéraux et de la quantité de sulfure présente, on pourra obtenir un équilibre et donc un palier dans l'acidité générée.

3.3. LE « PROFIL D'ALTÉRATION »

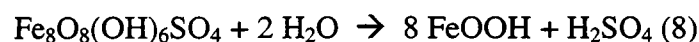
Trois phases de réactions (Morin & Hutt – 1997a) ont été définies dans le drainage minier :

1. La première phase (phase principale), qui peut durer des décennies ou des siècles, correspond à la dissolution des minéraux primaires, générateurs d'acide et/ou de base. Autour de cette réaction primaire, précipitent des minéraux secondaires généralement des sulfates, des sulfosels, et des oxydes et hydroxydes. Ce stock de minéraux secondaires est fondamental car, par un phénomène continu de précipitation/dissolution, il régule la production d'acide, de métaux, et de sels dissous. Cette phase, après un temps de latence, produit d'abord un pic d'acidité (les minéraux générateurs d'acide réagissent les premiers ; ceux qui tamponnent le tas ont en général des réactions plus tardives). Le lixiviat se stabilise, sauf en cas de forte variation des conditions de stockage (forte pluie, forte sécheresse, température).
2. La deuxième phase correspond à la dissolution des minéraux secondaires, générés au cours de la première phase. Le stock de soufre contenu dans ces minéraux secondaires est ainsi évacué.
3. Au stade final, seuls subsistent les minéraux primaires peu réactifs qui se dissolvent très lentement donnant un lixiviat peu chargé, équivalent à une situation naturelle d'une roche non réactive.

En pratique, cette évolution conduit à la formation d'un profil d'altération composé du haut vers le bas d'une zone totalement oxydée et lessivée non saturée (phase 2 ou 3), d'une zone de transition où précipitent les minéraux secondaires et d'une zone relativement peu modifiée, saturée en eau, dont le potentiel de drainage acide est intact.

3.4. LES MINÉRAUX SECONDAIRES OU MINÉRAUX DE DRAINAGE MINIER (MDM)

La dissolution des sulfures peut s'accompagner de la précipitation d'oxydes ou de sulfates, selon la chimie et le pH du milieu, qui jouent un rôle de tampons. Ils peuvent se former depuis un pH inférieur à 3 jusqu'à des pH proches de la neutralité. Les plus communs sont la jarosite (pH < 3), la schwertmannite (3 < pH < 5) et la ferrihydrite (pH > 5). Ces minéraux ont tendance à évoluer vers de la goéthite, plus stable. La présence d'éléments chimiques comme la silice ou l'arsenic, associés à ces hydroxydes peut limiter leur transformation en goéthite. L'équation (8) illustre la transformation de la schwertmannite en goéthite :



Cette réaction génère donc de l'acide sulfurique, illustrant ainsi le rôle de « stock provisoire d'acidité » que jouent ces minéraux secondaires.

Les autres minéraux d'importance sont les sulfates et les sulfosels de Fe, d'Al, de K et de Na.

Jarosite	(K, Na, H)Fe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆	Tampon à pH = 2
Schwertmannite	Fe ₈ O ₈ (OH) ₆ SO ₄	Tampon à pH = 3
Ferrihydrite	Fe ₅ HO ₈ .4H ₂ O	Tampon à pH 2,7
Gibbsite	Al(OH) ₃	Tampon à pH 3,7
Siderite	FeCO ₃	Tampon à pH 4,5
Alunite	KAl ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆	
Melanterite	FeSO ₄ .7H ₂ O	
Goéthite	α-FeOOH	
Lepidocrocite.	γ-FeOOH	
Gypse	CaSO ₄ .2H ₂ O	
Diaspore	AlOOH	
K-Alun	KAl(SO ₄) ₂ 12H ₂ O	
Jurbanite	AlOHSO ₄	
Scorodite	FeAsO ₄ .2H ₂ O	

Tabl. 2 - Liste et composition des principaux minéraux secondaires.

Leur solubilité est souvent forte et ils agissent comme des évaporites, renforçant l'action du climat sur la génération du DMA : en période sèche, l'acidité est stockée par évapoconcentration des sulfates ; cette même acidité est remise en solution en cas de pluie : les sulfates se dissolvent libérant acide sulfurique et ions métalliques.

Enfin, ces minéraux ont un rôle de fixation des métaux, par précipitation et par adsorption en surface. De plus, ils modifient la surface des minéraux, et l'interaction solide/eau/air et contrôlent *in fine* les réactions d'acidité.

Les interactions entre les différents minéraux primaires et secondaires sont importantes et l'effluent final est contrôlé par les cinétiques de dissolution/précipitation de l'ensemble de ces phases solides. Par exemple (Li et St Arnaud, 1997), la présence de gypse peut inhiber la dissolution de l'anglésite et donc limiter la présence de plomb dans l'effluent. De manière générale, les sulfates sont facilement mis en solution mais avec des cinétiques différentes selon leur composition : les sulfates d'aluminium sont les plus rapidement solubilisés, suivi des sulfates de cuivre, de magnésium, de zinc, de manganèse, de calcium et enfin de plomb.

La granulométrie des résidus est un facteur déterminant dans la formation des MDM : les matériaux fins favorisent la précipitation des MDM, et les conditions particulières de porosité/perméabilité, créent des gradients de pH et d'Eh au sein du tas de résidus, qui possède alors une large gamme de MDM contrôlant la dissolution d'une large gamme de métaux.

La compréhension de ces phénomènes est essentielle pour appréhender la complexité d'un résidu minier, en particulier s'il est déjà oxydé. Cela marque aussi la limite des modélisations trop déterministes.

Conclusion

L'évaluation du potentiel de production de DMA des résidus miniers par une approche minéralo-chimique et thermodynamique est excessivement complexe. Des tests statiques ou cinétiques sont en développement pour évaluer de manière plus globale ce potentiel de production de DMA (ann. 3). Ils sont empiriques car basés sur des lixiviations plus ou moins ménagées et standardisées pour pouvoir être reproductibles mais de ce fait ne prenant pas ou mal en compte l'hétérogénéité du matériel de base, les effets de volume (les réactions d'oxydation étant exothermiques, les résidus en tas peuvent monter en température ce qui modifiera les cinétiques de réaction). C'est donc un domaine dans lequel des recherches doivent être poursuivies.

4. Les voies de prévention

La génération d'eaux acides est donc contrôlée principalement par 3 facteurs :

- présence de sulfures dans les résidus ;
- oxydation des sulfures (ce phénomène chimique est largement amplifié par l'action bactérienne) ;
- percolation d'eau, sans laquelle aucun effluent ne peut être généré.

Il n'y a drainage acide que lorsque ces trois facteurs coexistent et les solutions techniques permettant de limiter la génération des eaux acides visent à éliminer un ou plusieurs de ces facteurs. On peut donc classer les techniques de prévention selon cinq grandes familles :

- élimination des matériaux réactifs (sulfures) ;
- « imperméabilisation » des résidus de manière à éviter tout drainage ;
- maintien des résidus en milieu réducteur de manière à empêcher l'oxydation ;
- inhibition de l'action bactérienne ;
- inhibition de l'oxydation des sulfures par des procédés physico-chimiques.

L'alternative à ces actions sur les résidus eux-mêmes est la récupération des effluents acides et leur traitement, comme dans le cas des eaux d'exhaure. Pour ces traitements, on se référera au rapport de J.F. Brunet (Brunet, 2001). Le traitement des effluents n'est pas à priori la meilleure solution, dans la mesure où il est coûteux, demande un suivi dans le temps important et génère des résidus souvent volumineux. L'action à la source peut offrir des solutions à long terme avantageuses.

Notons qu'une alternative aux traitements ou à la prévention des drainages miniers peut être leur valorisation comme diluants d'autres types d'effluents, comme agent flocculant d'effluents, source de sulfate et oxydes de fer comme colorant (tannerie notamment). Ces aspects ne seront pas détaillés dans le présent rapport mais doivent être pris en compte dans les évaluations technico-économiques de remédiation.

Les différentes techniques utilisables sont détaillées ci-dessous. Au préalable, il convient de rappeler **que la solution à appliquer est spécifique au site à traiter** (conditions géologiques, géotechniques et hydrologiques, ainsi que le milieu industriel environnant). Dans le cas de mines en activité, les études concernant les risques de DMA doivent impliquer au plus tôt les géologues de manière à obtenir une solution « durable », c'est-à-dire en intégrant la gestion des résidus dans les paramètres d'exploitation. Enfin, si le traitement de stériles « frais » n'est pas toujours évident, le problème se complique quand il s'agit de stériles déjà en place depuis longtemps. En effet, de nombreuses réactions chimiques y ont déjà eu lieu impliquant une modification de la minéralogie et du chimisme avec généralement la mise en place d'une zonalité

d'altération. De manière générale, cette répartition présente une zone très oxydée en surface, correspondant à la partie non saturée, et une zone saturée dans laquelle on distingue une partie superficielle, lieu possible de néoformations minérales et une partie profonde, peu modifiée.

4.1. ÉLIMINATION DES MATÉRIAUX RÉACTIFS (SULFURES)

Le moyen le plus radical pour éviter les effluents acides est bien évidemment de supprimer les sulfures présents. Ces techniques sont fatalement relativement coûteuses. Deux voies ont été essayées :

- Suppression des sulfures : que ce soit par flottation ou par biolixiviation, il est possible soit de récupérer les sulfures (flottation) soit de récupérer leur contenu en métaux (biolixiviation). Ces opérations nécessitent de broyer l'ensemble des produits. Cette solution ne peut être envisagée que dans le cadre d'une mine en activité, en utilisant les installations de traitement du minerai existantes, à moins que la récupération de certains sous-produits permette la rentabilisation d'une telle opération :
 - exemple de la mine de cuivre de Manitou, Québec, où les résidus sulfurés se sont avérés riches en or et argent : la récupération des sulfures a été effectuée par flottation, suivie d'une extraction de l'or par cyanuration. Les résidus finaux ont été envoyés en galerie ;
 - exemple de Kasese (Ouganda) où le cobalt des résidus miniers (pyrite cobaltifère) générateurs de DMA a été récupéré par biolixiviation. Les sous-produits obtenus, gypse et oxy-hydroxydes de fer, montrent une stabilité satisfaisante et l'ensemble des métaux (Co, Ni, Cu) est valorisé ;
 - exemple de Horne Mine (Québec) : les résidus miniers ont été repris en bioréacteur à ascension pneumatique (20 °C, en utilisant des thiobacillus) et 80 % de zinc, 48 % du cuivre, 55 % du fer ont pu être récupérés (stade du pilote de laboratoire).
- Dans d'anciens dépôts de résidus, il est possible d'atténuer significativement la génération de drainages acides en sélectionnant, quand cela est possible, les zones les plus riches en sulfures pour les extraire et soit les biolixivier, soit les stocker dans des conditions optimales (le volume de résidus à risque s'en trouve diminué : on concentre la pollution pour pouvoir la contrôler plus facilement). La mise en œuvre de cette solution nécessite une parfaite connaissance du dépôt de résidus (soit qu'il y ait eu une gestion explicite des différents résidus, soit par des travaux de reconnaissance détaillée du dépôt) et la mise en œuvre de moyens mécaniques potentiellement importants.

4.2. « IMPERMÉABILISATION » DES RÉSIDUS

L'eau constitue à la fois l'effluent principal, le milieu réactif et, dans le cas des eaux superficielles, un vecteur important de l'oxygène. Empêcher ou limiter la pénétration d'eau dans les résidus constitue donc un enjeu important. Différentes techniques sont

proposées : les barrières imperméables à l'eau, soit monocouches soit multicouches et les barrières spécifiquement consommatrices d'oxygène.

Concernant plus spécifiquement les barrières imperméables à l'eau, les données climatologiques (pluviométrie, évaporation et évapo-transpiration) sont importantes pour le dimensionnement des procédés.

Concernant les matériaux de recouvrement, des études spécifiques concernant leurs propriétés spécifiques doivent être entreprises, ainsi que la recherche de matériaux de substitution en fonction des contextes naturels et économiques.

Ces matériaux de recouvrement doivent également faciliter la revégétalisation (Mountford, Southcott, 1997) et avoir un rôle dans la limitation de l'érosion mécanique (ajout de terre végétale, de blocs rocheux...).

4.2.1. Barrières imperméables (Dry Cover) monocouches

- Imperméabilisation mécanique obtenue par **compactage** de la surface des dépôts de résidus. Cette solution n'est envisageable que si la nature des résidus autorise une compaction suffisante (donc une granulométrie relativement fine). La création d'une pente de l'ordre de 1° est nécessaire pour permettre une évacuation rapide des eaux de ruissellement sans risquer de provoquer une érosion.
- **Barrière de faible perméabilité** pour limiter les infiltrations : mise en place d'une couche de matériaux fins argileux pouvant rester suffisamment saturée (risque de désaturation en saison sèche). Ce procédé est applicable surtout si l'aquifère est proche du niveau de la couche d'imperméabilisation, assurant sa saturation permanente (Kristineberg, Sweden). Des tests montrent qu'une épaisseur de la couche comprise entre 1 et 2 m (avec des tills glaciaires) assure une réduction comprise entre 90 et 99 % du taux d'altération de la pyrite (programme MiMi : Mitigation of the environmental impacts from Mining waste, Suède). Certains tailings, non sulfurés et de granulométrie très fine, peuvent être utilisés comme barrière imperméable.
- **Des barrières de faible perméabilité** ont été également réalisées à partir de **boues industrielles** et de produits stabilisés au ciment. Les détails de la mise en oeuvre ne sont pas connus.
- **Géomembranes** : le terme « géomembrane » regroupe différents produits qui tous sont utilisés comme barrière assurant l'étanchéité et pouvant permettre la collecte des lixiviats. Parmi les géomembranes utilisées, on retiendra : chlorures de polyvinyle (PVC), polypropylène (PPE), polyéthylène chlorosulfonés (CSPE) et polyéthylène (PE) dans lesquels on distingue les polyéthylènes haute densité (PEHD), linear low density PE (LLDPE), very low density PE (VLDPE). Les critères importants pour les géomembranes sont : la dilatation thermique, la résistance aux UV et la longévité.

Les géomembranes peuvent laisser passer des effluents soit en raison d'une perméabilité à la vapeur d'eau, soit en raison de défauts ou de perforation mécanique. L'évaporation existe sur toutes les géomembranes mais est d'amplitude négligeable. Elle doit être prise en compte si un GCL¹ est mis en contact avec la géomembrane (l'évaporation peut produire suffisamment d'humidité pour saturer le GCL). Les géomembranes constituent néanmoins une solution efficace et aisément mise en œuvre.

- « **Encroûtement** » (hardpan) : création d'une « couche » superficielle par réaction chimique (réaction acide-base) entre calcaire ou chaux et les résidus. Cette couche, composée de gypse et d'oxyhydroxydes de fer réduit significativement la perméabilité (tests en colonne). Cette couche favoriserait la croissance des végétaux. Elle peut être observée naturellement sur certains tailings (mine de Salau, Ariège).
- On peut également classer dans les couvertures monocouches, l'utilisation de **biofilm bactérien** dont le principe de fonctionnement est la réduction de la perméabilité par la croissance cellulaire bactérienne et la production d'exopolymères. Des bactéries, comme *Klebsiella sp.*, produisent des exopolysaccharides, sont viables en milieu aérobie et anaérobie et ont été testées (Blenkinsopp, 1991) en colonne, avec l'ajout périodique de nutriments. Ce type de traitement n'est applicable que sur une matrice fine de perméabilité initiale réduite (tailings). Contrairement aux autres procédés monocouches, cette technique nécessite un suivi régulier pour nourrir la colonie bactérienne.

4.2.2. Barrières multicouches

Le principe de fonctionnement de ces barrières est de maintenir une couche saturée en eau en l'associant à des couches de perméabilité différente. Différentes variantes sont proposées :

- Barrière capillaire (maintien d'une couche saturée en eau) : on place une couche de matériel fin à haute capacité de rétention d'eau par capillarité entre deux couches grossières (sans force de succion capillaire). Exemple grandeur nature à Heath Steel Mine, New Brunswick, Canada : barrière de 0,6 m de tills placés entre 2 couches de 0,3 m de sable, le tout recouvert de 0,1 m de protection anti-érosion.

Le principal problème de ces barrières capillaires réside dans les risques d'infiltration latérale pouvant dénoyer la barrière ou mettre en charge la couche grossière drainante.

- Dry cover (MEND) : basé sur le concept de barrière capillaire (procédé efficace mais cher à mettre en œuvre). Le matériau de recouvrement peut être naturel (argiles) ou industriel (géosynthétiques). L'objectif est de mettre en place une barrière de faible conductivité hydraulique (minimiser les flux entrants d'eau) et une barrière de diffusion de l'oxygène. Pour cela, une des couches (couche à granulométrie fine) doit

¹ GCL : Geosynthetic Clay Liner, composite formé de 2 couches de géotextile maintenant une couche argileuse (bentonite sodique) qui joue un rôle de barrière hydraulique par sa faible perméabilité et un rôle de barrière chimique par sa capacité à adsorber des métaux en solution.

être gardée à un fort taux de saturation en eau (fig. 3). En effet, la diffusion de l'oxygène est très fortement dépendante du taux de saturation du milieu poreux. L'utilisation de tailing sans sulfures ou désulfurés peuvent être économiquement intéressante comme matériau fin à forte capacité à rester saturé en eau et granulométriquement très homogène.

Exemples de recouvrements multicouches réalisés : les « terrains aurifères » en Colombie britannique, multicouche sable/résidus propres/sable (société SENES Consultant limited (2)).

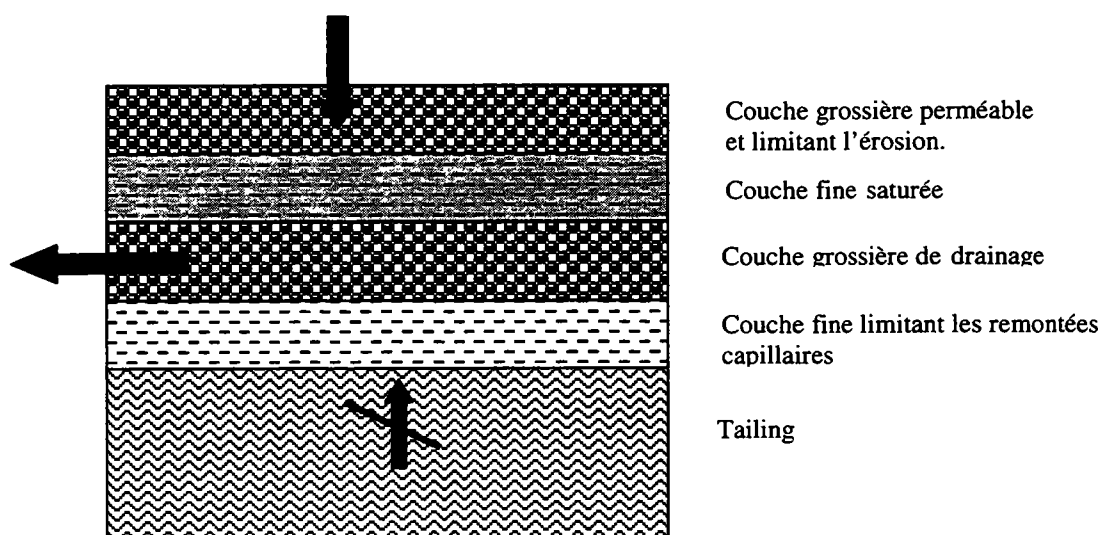


Fig. 3 - Schéma conceptuel d'une barrière multicouche.

- Une variante du procédé précédent est proposée dans un brevet canadien (CA 2273235, Sudbury Michael, Falconbridge Limited, décembre 1998) intitulé « Procédé permettant de recouvrir d'une chape des résidus miniers et des dépôts de boues ». Le procédé consiste à superposer 3 couches, l'une composée de particules fines, la seconde de matériau à grain fin et la troisième de matériau à grain grossier de manière à ce que la conductivité hydraulique augmente à chaque niveau et que la succion de matrice diminue.

Dans le cas des barrières multicouches comme dans celui des barrières monocouches, le problème des effluents acides préalablement formés dans les résidus n'est pas réglé. Ces effluents, en quantité potentiellement importante, peuvent être relargués sur des durées importantes et leur collecte et traitement doivent être assurés par les techniques de traitement d'effluents. Il n'y a pas à priori de procédés permettant d'assécher les résidus autres que une reprise totale et soit un étalement, soit un séchage mécanique. La réalisation de tranchées drainantes au sein du dépôt peut accélérer la vidange du dépôt.

Il a été observé dans certains dépôts de résidus la présence de niveau de particules très fines (sédimentation au sein du tas) faisant office de niveau imperméable. Dans ce cas, l'écoulement latéral est favorisé par rapport à l'écoulement vertical, protégeant les niveaux inférieurs de l'oxydation. La réalisation volontaire d'un tel feuilleteage au moment de la mise en place des résidus pourrait constituer une variante des systèmes multicouches économiquement intéressante.

4.2.3. Barrière consommant l'oxygène

L'idée générale est de placer une barrière de type organique qui consomme l'oxygène et limite son arrivée sur les tailings (risque mineur de contamination par des phénols et des tanins). Les matériaux qui ont été testés sont : la tourbe, le compost de déchets municipaux solides, les boues de station d'épuration stabilisées à la chaux. La boue est apparemment la plus efficace comme barrière à l'oxygène. Une autre expérience positive a été menée en mettant en place une couche de 1 m, composée de mélange de cendres volantes et de boues de papeteries, compactée et recouverte de 0,5 m de déchets de bois mélangés à des tills grossiers. La couche compactée comprenant des cendres a une très faible perméabilité et une forte capacité de rétention, jouant le double rôle de barrière de diffusion et de barrière consommant l'oxygène. De plus, le fort taux d'hydroxyde de calcium dans les cendres peut :

- jouer un rôle inhibiteur vis-à-vis des bactéries acidophiles (augmentation du pH dans les eaux d'infiltration) ;
- permettre de plus le développement de bactéries sulfato-réductrices qui créent du sulfure d'hydrogène qui précipite les métaux.

Il existe néanmoins le risque (non constaté pour le moment) de combinaison de composés organiques et d'hydroxydes de fer en surface du tas produisant une réduction bactérienne du fer qui pourrait conduire à la dissolution des co-précipités de minéraux lourds.

Selon des études récentes (Kommitas *et al.*, 2000), la durée de vie des couvertures organiques serait relativement faible et se situerait entre quelques mois et 2 ans selon les conditions climatiques.

4.3. MAINTIEN DES RÉSIDUS EN MILIEU RÉDUCTEUR

Le principe général est d'éviter à l'oxygène d'atteindre les sulfures. la diffusion de l'oxygène dans l'eau est 10 000 fois inférieure à celle dans l'air. On considère donc, en l'absence de convection, que le taux de transport de l'oxygène dans l'eau est trop faible pour influencer significativement sur l'oxydation des sulfures. L'ajout d'une couche de matière organique à l'interface tailing/eau constituerait une barrière supplémentaire interdisant l'accès de l'oxygène aux tailings et de plus retiendrait les éventuels produits d'oxydation issus des tailings (MEND).

Des suivis réalisés sur 20 ans (MEND) de dépôts en lac montrent une faible réactivité des résidus. Des bioaccumulations de métaux par des organismes vivants de certains sites ont cependant été observées.

Différentes variantes sont proposées :

- ennoyage des résidus (flooding) dans des lacs naturels ou artificiels ;
- dépôt des résidus sulfurés dans la partie la plus profonde de la mine avec peu d'échanges hydriques ;
- dépôt sous-marin (Island Copper Mine, Vancouver Island) : profondeur d'eau supérieure à 100 m, absence d'upwelling ; hors zone de pêche ;également à Black Angel Ag/Pb/Zn Mine (Greenland) pour le dépôt de tailings. Le taux de libération de métaux est important au moment de la mise en place puis, on observe une décroissance exponentielle.

Dans tous les cas de stockage sous eau, le problème des métaux présents dans les eaux de porosité et/ou dans les minéraux fortement solubles doit être envisagé de manière à pouvoir anticiper les relargages de ces métaux au moment de la mise en place des résidus.

4.4. INHIBITION DE L'ACTION BACTÉRIENNE

L'action bactérienne étant un catalyseur important de l'oxydation, l'inhibition bactérienne permet de réduire la génération d'acidité et donc de métaux dissous.

L'inhibition de l'action des Thiobacilles se réalise en traitant les résidus avec des bactéricides et/ou des tensio-actifs (Kleinmann et *al.*, 1981 ; Onysko et *al.*, 1984) : en particulier sodium lauryl sulfate et alkyl benzène sulfonate. L'inconvénient est que ces bactéricides sont solubles dans l'eau et leur temps de résidence dans le tas est mal connu. L'application de certains tensio-actifs comme le lauryl sulfate de sodium (SLS), le benzoate (BK) et le sorbate de potassium (SK) a montré que l'efficacité du traitement est déterminée par le degré d'oxydation des minéraux sulfurés dans les échantillons et diminue considérablement pour les stériles fortement altérés (Watzlaf 1988). Cela implique de traiter dès le début de l'oxydation ou de procéder à un lavage préalable des stériles par une solution diluée de HCl pour éviter la formation des complexes métalliques avec le tensio-actif utilisé (*in* les techniques de l'industrie minière, mars 2000).

Des produits particuliers sont développés sur ces principes, comme ProMac (MVT technologies) qui se présente soit en spray soit en boulettes à diffusion lente utilisable sur des dumps actifs ou anciens (exemples sur des mines de charbon : ProMac à des doses de 50 g/t de résidus soit un coût de \$0.08 \$/t) (Vijav Rastogi, 1995).

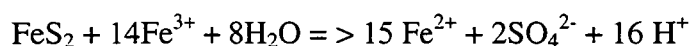
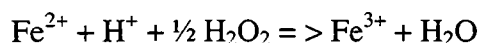
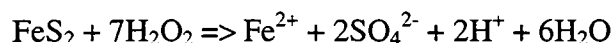
4.5. INHIBITION DE L'OXYDATION DES SULFURES

L'inhibition de l'oxydation des sulfures inclut deux voies distinctes, l'une consistant à traiter par des procédés physico-chimiques la surface des sulfures de manière à empêcher leur oxydation, l'autre consistant à tamponner très vite l'acidité générée de manière à empêcher l'auto-entretien des réactions d'oxydation.

4.5.1. Traitement des surfaces sulfurées

Le principe général consiste à protéger la surface des sulfures de manière à empêcher leur oxydation. On distingue plusieurs techniques :

- Micro-encapsulation en matrice de silice (1) : procédé développé par Keeco (Klean Earth Environmental Co.), Canada, sous le nom de SME (Silica Micro Encapsulation). Les produits contaminants sont encapsulés dans une matrice siliceuse permanente qui résiste à la dégradation dans des conditions extrêmes. : 1. Précipitation des métaux en solution par ajustement du pH. ; 2. Encapsulation.
- Galvanisation : mélange des résidus avec un matériau métallique. Il se forme des points galvaniques entre les grains de pyrite et le réactif qui créent une « couche étanche » à l'oxygène.
- Acétylacétone : produit anticorrosif grâce à la formation d'une couche d'acétylacétonate de fer à la surface de sulfures. Malheureusement, le réactif est toxique et son application pourrait poser des problèmes environnementaux.
- Traitement à l'eau oxygénée (H₂O₂) : la pyrite est traitée avec une solution contenant H₂O₂, du silicate de sodium et un agent tampon. H₂O₂ réagit avec une petite partie de la pyrite, produisant des ions ferriques. Ces ions réagissent avec les ions silicate pour produire un hydroxyde de fer et silice (« ferric hydroxide-silica », Zhang et Evangelou, 1998) qui précipite (l'agent tampon permet un maintien du pH entre 4 et 6 ce qui favorise la précipitation des ions ferriques) à la surface des pyrites, produisant une couche protectrice. (Fytas K. et Bousquet P., Laval university, Quebec). Les tests réalisés semblent montrer que la méthode est également opérationnelle sur d'anciens tailings, partiellement oxydés. Le coût estimé devrait se situer autour de \$/t. La nature exacte de l'hydroxyde qui précipite ne semble pas clairement identifiée.
- Variante du procédé précédent en utilisant du phosphate au lieu du silicate de sodium : leaching de la pyrite avec une solution phosphatée contenant du peroxyde d'hydrogène à 40 °C avec un flux de 0,5 ml/mn. Le peroxyde oxyde la pyrite, libère du Fe³⁺ qui réagit avec le phosphate et précipite à la surface des pyrites. Les études de laboratoire montrent que des solutions peu concentrées (10⁻⁴ M en phosphate et 0,03 M H₂O₂) sont suffisantes pour protéger la pyrite avec un film de FePO₄. La réaction d'oxydation est la suivante :



En présence de phosphate, la réaction peut s'écrire :



Le phosphate de fer peut précipiter sous forme d'une phase propre ou en revêtement des pyrites.

Les seules références trouvées sur cette technique concernent des études en laboratoire. Pour une application in situ il faut pouvoir s'assurer que le phosphate ne soit pas retenu par d'autres réactions et que le traitement engendre *in fine* une oxydation amplifiée des sulfures.

- Enrobage à l'hydroxyde de fer avec un tampon à l'acétate de sodium : Le phosphate n'est pas indispensable et il est possible de réaliser un enrobage à Fe-OOH en utilisant du peroxyde et un tampon à l'acétate de sodium (0,159 mol/l H₂O₂ et 0,01 mol/l NaOAc à pH = 5) (Vandiviere, Evangelou 1998, essai laboratoire et tests terrain en colonne). La réaction est alors la suivante :



- Méthode électrochimique : le principe général consiste à créer une pile électrochimique dans laquelle l'anode est métallique et se comporte en donneur d'ion. La cathode étant constituée de sulfures, elle est donc réduite, ce qui empêche son oxydation. L'électrolyte est constitué d'un effluent acide provenant de la mine qui se trouve tamponné en pH par la réaction de H⁺ sur la cathode sous forme H₂O ou H₂ selon le Eh (Shelp, 1995).

4.5.2. Tampon chimique au contact des résidus

Dans ce cas de figure, l'objectif est de tamponner au plus vite l'acidité générée par l'oxydation des sulfures de manière à éviter l'auto-propagation des réactions d'oxydation.

- Réduction/prévention de la production de DMA par contact des déchets miniers avec un composé soufré organique ou inorganique combiné à un agent neutralisant ou fixant. Les agents soufrés utilisés sont ceux présentant un groupe sulfhydryle (SH) ionisé ou non ou un groupe sulfure capable de produire un groupe sulfhydryle. (brevet CA 2179531, Kravetz M.E., McNeel T.E.).
- Ajout d'un agent alcalin (amendement) soit directement au contact des déchets, soit en surface. Cela permet à l'eau qui circule de se charger en éléments tampons :
 - un amendement idéal doit avoir les propriétés nécessaires pour neutraliser l'acidité produite, précipiter les métaux, et former un « hardpan ». Les oxydes, hydroxydes et carbonates des alcalins (Li, Na, K...), les métaux alcalins (Mg, Ca, Sr, Ba) et l'aluminium sont des amendements possibles. La taille des particules de l'amendement est un facteur important pour l'efficacité de la neutralisation (plus elles sont fines, plus

elles réagissent). Tout au long de cette neutralisation, de nombreux métaux lourds vont précipiter sous forme d'arsenate, hydroxydes, sulfates, phosphates et silicates. Généralement, les silicates, phosphates et hydroxydes ne précipitent pas sous une forme bien cristallisée, mais évoluent par déshydratation et se minéralisent, formant fréquemment un « hardpan » entre la zone d'oxydation et la zone réductrice dans le dump. Les néoformations suivantes peuvent être rencontrées :

- Fayalite (Fe_2SiO_4) ;
- Vivianite : $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$;
- Scorodite : $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$;
- Arsenate de calcium hydraté (de type Rauenthalite) : $\text{Ca}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot n \text{H}_2\text{O}$;
- Phosphate de calcium : $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$;
- Pseudowollastonite CaSiO_3 ;
- Gypse : $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$;
- Phosphate de magnésium hydraté : $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ou $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ (Bobierrite).

Le degré d'hydratation des minéraux ou sels minéraux néoformés peut varier considérablement (tabl. 3).

Sulfate de fer	Formule structurale
Mélanterite	$\text{FeSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$
Ferricopiapite	$\text{Fe}_4(\text{SO}_4)_5(\text{OH})_2, 16\text{H}_2\text{O}$
Copiapite	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{Fe}^{\text{III}}_4(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2, 2\text{H}_2\text{O}$
Romérite	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{Fe}^{\text{III}}_2(\text{SO}_4)_4, 14\text{H}_2\text{O}$
Kornélite	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3, 7\text{H}_2\text{O}$
Coquimbite	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3, 9\text{H}_2\text{O}$
Rhomoclase	$\text{H}_3\text{OFe}(\text{SO}_4)_2, 3\text{H}_2\text{O}$
Voltaïte	$\text{K}_2\text{Fe}^{\text{II}}_5\text{Fe}^{\text{III}}_4(\text{SO}_4)_{12}, 18\text{H}_2\text{O}$
Halotrichite	$\text{Fe}^{\text{II}}\text{Al}_2(\text{SO}_4)_4, 22\text{H}_2\text{O}$
Jarosite	$\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$

Tabl. 3 - Les différents degrés d'hydratation des sulfates de fer.

Différentes variantes de ce principe sont proposées dans la littérature :

- ajout de calcaire dans les déchets pyriteux (PRAMID) : le mélange est plus efficace que l'alternance en couches. Le ratio optimum calcaire/pyrite reste pour le moment inconnu ;
- ajout d'autres agents alcalins : les produits alcalins utilisés peuvent être la chaux vive ou la chaux éteinte, l'hydroxyde ou le carbonate de sodium, l'ammoniac... Cependant, le rapport optimal entre la quantité et le type de ces agents et la teneur en pyrite est inconnu. Dans des tests réalisés (Techniques de l'Industrie Minérale, mars 2000), les

résultats optimaux sont obtenus pour 10 kg/t de NaOH ou 15 kg/t de CaO. L'ajout de chaux pourrait dans certains cas (Evangelou et *al.*, 1985 ; Evangelou 1995) favoriser l'oxydation abiotique de la pyrite ;

- traitement par des silanes et du métasilicate de sodium : ces deux types de silanes avec différentes chaînes hydrocarbonées (méthyletriacétoxysilane-MTS et phényltriméthoxysilane-PTS) ont une excellente propriété inhibitrice de la dissolution du fer et de l'oxydation de la pyrite en milieu 1 M d'acide sulfurique. Les silanes ont une action importante lorsque les produits oxydés du fer sont éliminés avant le traitement des échantillons. Globalement peu efficace pour diminuer l'acidité et pour arrêter la dissolution de la pyrite. Même chose pour le métasilicate de sodium (entre 25 et 70 kg/t) ;
- ajout de roches phosphatées (mélangées aux pyrites). En milieu acide, les roches phosphatées libèrent des ions phosphate qui se combinent aux ions ferriques pour former des composés Fe-P insolubles. Cela arrête ou ralentit la réaction cyclique Fer-Pyrite. L'addition de seulement 2 ou 3 % de roches phosphatées donne les meilleurs résultats. Produits utilisés : Ca_3PO_4 et pyrophosphate de sodium ($\text{Na}_4\text{O}_7\text{P}_2$) entre 10 et 30 kg/t., KH_2PO_4 : baisse des teneurs en fer mais peu d'influence sur le pH ;
- tensioactifs (précipitant des métaux) : réactifs de la famille des Carbamates utilisés en flottation. Consommation de 10 à 30 kg/t, plus efficace que les autres méthodes, surtout avec le DMDTC (diméthylethiocarbamate) qui a, de plus, une action antibactérienne ;
- tranchées alcalines : faire passer les eaux atteignant les résidus à travers des tranchées remplies de matériaux alcalins (calcaire, chaux). Ceci n'est efficace que pour les eaux de ruissellement de subsurface.

4.6. TECHNIQUES AUTRES

Le problème étant d'éviter la pénétration d'eau oxygénée dans les résidus, toutes les techniques de management de ces résidus sont utilisables, comme le drainage des eaux de ruissellement, drainage des tas de résidus eux-mêmes. Ces techniques s'inscrivent totalement dans l'optique « plan de management environnemental » et doivent si possible, être intégrées dès le départ à la gestion de la mine. Dans l'optique réhabilitation, elles peuvent également être mises en œuvre, sachant qu'elles peuvent nécessiter des travaux lourds de génie civil :

- profilage des pentes (optimisation entre la surface utile d'infiltration et la stabilité) ;
- drainage des terrasses intermédiaires (limiter l'érosion et l'infiltration) ;
- drain autour du dépôt ;
- bassin de récupération des eaux de ruissellement (décantation, traitement si nécessaire).

Citons enfin des techniques situées à la frontière entre les traitements sur les résidus et les traitements des effluents, qui consistent à bloquer les principaux polluants à l'intérieur du dépôt de résidus par la mise en place de barrières physico-chimiques, à base de bentonite, au niveau des exhaures (slurry wall) : en réduisant la conductivité de

la barrière hydraulique à moins de 10^{-7} cm/s, on réduit sensiblement la migration des contaminants. Les contaminants organiques arrivent, tout de même, à diffuser. On peut alors ajouter des matériaux adsorbants (cendres volantes, charbon actif granulaire, argiles modifiées, humus naturel (Khandelwal et Rabideau 2000)).

Notons, enfin, l'exemple des tailings de Falconbridge Fault Lake, stockés dans un point topographiquement bas : ces tailings de très faible perméabilité se trouvent placés sur des formations à très forte perméabilité. Le contraste est suffisant pour que les eaux des nappes superficielles coulent autour et non à travers la masse des tailings. On a dans ce cas une barrière étanche d'un type particulier.

5. Études comparatives

Quelques études comparatives sont disponibles dans la littérature (notamment dans « tailings Management ») et les principales conclusions sont reportées ici. Beaucoup de ces études ont été menées sur les mines de charbon et relativement peu sur les mines métalliques.

Technique	Application	Result	Reference
Surface application of limestone	Coal mine waste rock dump	Ineffective	Caruccio & Geidel, 1985
Regraded and surface application of limestone and revegetated	Coal mine waste rock backfill	Ineffective after 1 year (longer term benefits may become apparent)	Lusardi & Erickson, 1985
Regraded, construction of diversions, surface application of lime and sewage sludge, and revegetated	Gold mine waste rock or tailings	Modest improvement after 10 years	Hinkle, 1984
Regraded, surface application of bactericide, topsoil, lime and revegetated	Coal mine refuse pile	Significant reductions in acidity and metals after one year.	Shellhorn <i>et al.</i> , 1985
Construction of alkaline trenches (sodium carbonate & limestone)	Coal mine waste rock backfill	Significant reduction in sulphate and acidity after 1 year	Caruccio & Geidel, 1984
Flooded workings and construction of dry seals	84 underground coal mines	Flooded shaft generally better than dry seals. Seals generally reduced acidity and increases pH	Bucek <i>et al.</i> , 1976
Regraded construction of clay seal, top dressed and revegetated	Metal mine waste rock dump	Significant reduction in oxygen and temperature after one year (effect on water quality unknown)	Harries and Ritchie, 1985
Three test piles covered : a.topsoil b.coarse sand c.coarse sand/sandy till. All piles revegetated	Test piles of metal mine rock	Minimal improvement in quality, but volume of leachate was reduced after two years for topsoil and coarse sand/sandy till pile. No reduction in coarse sand pile.	Eger & Lapakko, 1981

Tabl. 4 - Champs d'application des principales techniques de prévention.

Technique	Description	Avantage	Disadvantage
1. Sulphide removal			
1.1. Enhanced biological recovery	Acid generation is promoted to reduce sulphide content of waste, leachate collected and metals recovered	Almost complete removal of sulphides eventually. Cost recovery through metals sales	<ul style="list-style-type: none"> - Very careful control of leachate, because extreme contamination will occur - Treatment of final effluents - Extensive maintenance and operation
1.2. Physical removal	Severe acid-generation zones are identified, excavated and transferred to less environmentally sensitive locations	Elimination of most critical problem areas	It may result in increased short-term release due to disturbance of waste. A suitable disposal site must be found. The identification of severe acid-generating zones could be difficult
2. Enhance alkalinity			
2.1. Limestone/lime applications	Surface covering of lime or limestone is placed on waste, providing alkalinity to infiltrating water	Implementation is relatively simple, low in cost	A significant long term reduction of AMD is unlikely. It is difficult to calculate lime requirements and to ensure delivery to critical acid-generating sites
2.2. Alkaline trenches	Alkaline materials are placed in excavated trenches, in principle recharged zones to mining waste	This relatively low-cost technique is more effective than simple surface covering since alkalinity targeted to follow infiltrating groundwater. It requires little maintenance	No guarantee of success. It may be difficult to locate and provide necessary alkalinity to most important groundwater seeps. Alkaline materials have to be replaced over the long term
3. Water control			
3.1. Diversion of surface water	Water is diverted from upslope catchment to prevent inflow to mining water	Implementation is relatively simple, low cost This technique should reduce volume and loading of AMD. It requires minimal maintenance	AMD may not be completely eliminated because of water inflows via precipitation and groundwater
3.2. Recountouring and compaction of waste surface	With reshaping and compaction of the waste surface, water is diverted from the surface. Special attention should be paid to the recharge zones	Reduction of the volume and loading of contaminants through limiting water and oxygen flow. Little maintenance required	Moderate cost. May be difficult to work on some wastes such as tailings. Unlikely to eliminate AMD completely. May initially increase AMD through generation of fine particles on surface of waste

Tabl. 5 - Avantages et inconvénients des principaux procédés (In tailings Management).

4. Oxygen control			
4.1. Capping waste with clay, plastic, grout, asphalt,..	A cap is placed over the waste to prevent oxygen (and water) ingress	Probably significantly reducing AMD. Moderate maintenance required	May be expensive for large dumps. May take time to real reductions in AMD
4.2. Flooding of waste	The groundwater or surface water is raised to establish a permanent water cover	Probably effective in significantly reducing AMD in long term	Moderate to high cost. May have initial flush of acidity and metals from previous oxydation
5. Bacterial control			
5.1. Bactericides	Bactericides, such as sodium lauryl sulphate, sodium benzoate or potassium sorbate, are spread on the surface of the dump to kill bacteria	Relatively simple to apply and can be effective in rapid reduction of AMD	May not be effective. Moderate cost. Control of residual bactericides in leachate. Reapplication probably required
5.2. Phosphate rocks	Phosphate rock is applied to surface and depth of wastes (phosphate precipitates iron breaking the ferrous-feric-pyrite cycle)	May serve as self-regulating control ; can bind sulphide minerals with coatings ; may result in rapid reduction of AMD	Relatively high cost ; may not be effective, if not thoroughly mixed in wastes ; more applicable to prevention than control due to difficulty of application
6. In situ neutralization			
6.1. Carbone addition	Severe acid-generating zones identified, excavated, and acid-consuming carbonates thoroughly mixed in waste	Self regulating control ; no further maintenance required	May be expensive ; may only have moderate success due to binding of limestone with coatings ; may result in initial AMD production due to disturbance of waste.

Tabl. 5 (suite) - Avantages et inconvénients des principaux procédés (In tailings Management).

Des études comparatives sur l'enrobage des sulfures (Bowell *et al.*, 2000) montrent qu'en laboratoire un amendement au phosphate ferrique fait baisser le taux d'oxydation mais sur le terrain le procédé est peu efficace en cas de présence de produits d'altération des sulfures. Des tests comparatifs (lessivages cycliques en cellule humide) montrent que l'encapsulation en matrice siliceuse est la méthode la plus efficace pour contrôler la génération d'acide et de métaux. Cette méthode donne des produits environnementalement plus stables.

	Coût \$/t	% reduction in metal release	% reduction in acid release
Silica encapsulation	5 à 10	94	98
Bitumen encapsulation	4 à 6	93	96
Bactericide treatment	3 à 7	81	70
Phosphate coating	2 à 4,5	69	72
Limestone cover	0,2 à 1	48	68
Lime treatment	1,6 à 4	33	48
Clay cover	0,18 à 0,85	44	31

Tabl. 6 - Coûts et efficacité comparés des principaux procédés.

Comme il a été dit précédemment, la réhabilitation d'un site nécessite souvent la mise en oeuvre de plusieurs des techniques comparée ci-dessus. L'exemple de la mine de Lavrion (Grèce), exploitée pour métaux de base sulfuré, l'illustre bien :

Un dam de 150 000 t et représentant une superficie de 25 000 m² a été réhabilité en combinant différentes techniques dont la succession est décrite ci-dessous. Le coût total a été de \$335 000 soit \$13.4/m². Les teneurs en Pb, Zn, Cd, Fe et SO₄ des effluents ont été réduites de 4 à 20 fois et le pH, initialement à 2,3 a atteint la neutralité.

- . Nivellement de la surface supérieure du dam en créant une pente de 1°.
- . Mélange de sable calcaire dans les 80 premiers centimètres (200 kg/t) par épandage et mélange mécanique au tracteur.
- . Compaction.
- . Ajout de 2500 m³ de sable et gravier calcaire sur toute la surface et compaction.
- . Mise en place d'un sol de protection de 30 cm.
- . Mise en place d'un sol de surface de 40 cm.

6. Conclusion

De très nombreuses solutions sont proposées dans la littérature, sans réelles possibilités de comparaison de l'efficacité des unes par rapport aux autres étant donné la diversité des substrats minéralisés concernés. Beaucoup de ces solutions sont, de plus, au stade de tests laboratoire ou d'études pilotes.

Le problème des résidus déjà partiellement altérés est récurrent. Les sous-produits de l'altération semblent être un frein majeur à la mise en œuvre de certaines techniques. Ceci implique qu'il est plus aisé de traiter les résidus au fur et à mesure de leur production qu'après la cessation de l'activité minière. Ce constat devrait amener les exploitants à investir au plus tôt sur le problème des résidus.

L'exposé des principales méthodes reposant sur 3 axes principaux, à savoir limiter la percolation d'eau, limiter la diffusion de l'oxygène et éviter le développement bactérien, montre une grande variété de matériaux utilisables : boues de station d'épuration, tailings désulfurés, résidus papetiers, matière organique, sable, calcaire, phosphates... Il est donc important, face à un problème de DMA lié à des résidus, de réaliser un inventaire régional des substances disponibles ayant les caractéristiques nécessaires (faible perméabilité, fort degré de saturation en eau, forte consommation d'oxygène...).

S'il existe beaucoup de solutions « chères », aucune ne s'avère miraculeuse et, surtout dans le cas de mines abandonnées, il convient de rechercher des méthodes simples qui, même si elles ne sont pas efficaces à 100 %, permettent de bien améliorer la situation sur le plan environnemental général (certaines solutions pour tamponner le pH peuvent avoir des effets secondaires comme l'augmentation de la DBO - Demande Biologique en Oxygène - dans les eaux de ruissellement : boues de station d'épuration, déchets organiques...). Les études ne doivent donc pas se limiter au traitement immédiat du problème minier, mais intégrer le devenir environnemental des résidus miniers et des produits de traitement utilisés.

Le BRGM, plus spécifiquement orienté vers la gestion de « l'après-mine » se doit donc de réaliser par lui-même des tests comparatifs après une caractérisation fine des produits d'altération existant au sein des résidus. Au vu de l'étude bibliographique réalisée, ces tests pourraient porter préférentiellement sur les couvertures mono et multicouches et l'application de bactéricides ou de tensio-actifs et d'amendements. La reprise mécanique des résidus dans le but de leur appliquer des traitements physico-chimiques plus élaborés paraît plus lourde à mettre en œuvre, nettement plus coûteuse et moins adaptée à la mission de service public du BRGM dans ce domaine. Au vu des ses compétences en économie minière et en métallurgie, le BRGM peut également intervenir sur les possibilités de valorisation des résidus.

Bibliographie

- Ashutosh Khandelwal, Alan J. Rabideau (2000) – Enhancement of soil-bentonite barrier performance with the addition of natural humus. *Journ. Contam. Hydrology* 45, p. 267-282.
- Banks D., Younger P.L., Dumbleton S. (1996) – The historical use of mine-drainage and pyrite-oxidation waters in central and eastern England, UK. *Hydrogeology Journal*, V. 4, n° 4, 1996.
- Blanchard F. (1995) – Kilembe treating the stockpiles. *Mining Env. Manag.* June 1995
- Bowell R.J., Dey M, Pooley F., Williams K.P. (2000) – ARD in waste rock: preventive methods. *Mining Env. Manag.* May 2000, p. 18-19.
- BRGM (1997) – Les résidus miniers français : typologie et principaux impacts environnementaux potentiels. Rap. BRGM R39503.
- Brunet J.F. (2000) – Drainages Miniers Acides. Contraintes et Remèdes – Etat des Connaissances. Rapport BRGM RP-50504-FR.
- Destouni, G. Malmström, M. Berglund, S. Lindgren, M. (1998) – “MiMi” Predictive Modelling; State-of-the-art-report; MiMi 1998: 1” Published by the MISTRA Program, MiMi.
- Doepker R.D, Drake P.L. (1991) – Laboratory study of submerged metal-mine tailings: factors influencing the dissolution of metals. 2^e Conf. Internationale sur la réduction des eaux de drainage acide. 16-18 septembre 1991, Montréal.
- EPA (1994) – “Acid Mine Drainage prediction” US Environment Protection Agency, Office of Solid Waste, Washington.
- Haque K.E. (1992) – Amendments for the control of acid mine drainage. Mineral sciences laboratories. Division Report MSL 92-14 (LS).
- Icard (2000) – Oroceedings from the fifth international conference on acid rock drainage.
- Jang A., Kim S. (2000) – Technical note. Solidification and stabilization of Pb, Zn, Cd and Cu in tailing wastes using cement and fly ash. *Minerals Engineering*, vol. 13, n° 14-15, p. 1659-1662.
- Kommitas K., Peppas A., Halika I. (2000) – Prediction of live expectancy of organic covers. *Minerals Engineering*, vol. 13, n° 14-15, p. 1589-1601.

- Komnitas K., Xenidis A., Tabouris S. (2000) – Composite cover for the prevention of acid mine drainage. *Mining Environmental Management*, nov. 2000.
- Li, M.G. and St-Arnaud, L. (1997) – “Hydrochemistry of secondary mineral dissolution : Column leaching experiment using oxidised waste rock” in Proceedings of the 4th international Conference on the Abatement of Acid Rock Drainage, Vancouver, Canada, 31 May - 6 June, p. 465-477.
- Lee Barbour S., Wilson W., St-Arnaud L.C. (1993) – Evaluation of the saturated-unsaturated groundwater conditions of a thickened tailing deposit. *Can. Geotech. J.* 30, 935-946 (1993).
- Mitchell P., Anderson A. (2000) – Silica micro encapsulation treatment of tailings. *Mining Env. Manag.* May 2000 p. 16-17.
- Morin, K.A. and Hutt, N.M. (1997a) – “Environmental Geochemistry of Minesite Drainage: Practical Theory and Case Studies”, Minesite Drainage Assessment Group Publishing, Vancouver, Canada, 333 p.
- Mountfort R.E, Southcott P.H. (1997) – Key factors in the design of covers for sulphidic mine waste. *GeoEnvironment* 97.
- Murr L.E. (1980) – Theory and practice of copper sulphide leaching in dumps and in situ. *Minerals Sci. Engng*, vol. 12, n° 3, July 1980.
- Parker & Robertson (1999) – Acid Drainage. A critical review of acid generation from sulfide oxidation: processes, treatment and control. *Australian Mineral & Energy Environment Foundation, occasional paper* n° 11.
- Ritchey G.M. (1989) – Tailings management. Problems and solutions in the mining industry. Elsevier.
- MEND – Conférences. Tome 1. Deuxième conférence internationale sur la réduction des eaux de drainage acide. 16, 17 et 18 septembre 1991, Montréal.
- Ritcey G.M., Lawrence R.W, Marchant P.B., Poling G.W. (1990) – Assessment of predictive methods for determinations of AMD potential in mine tailings and waste rock. Communication au colloque NEDEM du 28/11/1990 à Val d’Or.
- Salomons W. (1994) – Environmental impact of metals derived from mining activities : Processes, predictions, prevention. *Journ. Geoch. Expl.*, vol. 52 (1995), p. 5-23.
- Shelp G.S, Chesworth W., Spiers G. (1996) – The amelioration of acid mine drainage by an in situ electrochemical method; part 2: employing aluminium and zinc as sacrificial anodes. *Applied Geochemistry*, vol. 11, p. 425-432.
- St-Arnaud L. (1993) – Water covers for the decommissioning of sulfidic mine tailings impoundments. Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage, April 25-29 1994.

- St-Arnaud L., Aubé B. C., Wiseman M.E., Aiken S.R. (1994) – Mitigation of acid mine drainage by the porous envelope effect. International Land reclamation and mine drainage conference, Pittsburgh, April 24-29, 1994.
- St-Arnaud L., Yanful E.K. – Recouvrement d'eau pour la fermeture de parcs à résidus miniers sulfureux : étude de cas de Mattabi mines. Institut canadien des Mines.
- Van Zyl D., Simpson B.E., Johnson J.M. (1997) – Geomembrane improvements. *Mining Env. Manag.*, Dec. 1997, p. 11-14.
- Vandiviere M.M., Evangelou V.P. (1998) – Comparative testing between conventional and microencapsulation approaches in controlling pyrite oxydation.
- Vijay Rastogi (1995) – ProMac : bacterial Inhibition. *Mining Env. Management*, June 1995, p. 27-29.
- Watzlaf G.R. (1988) – Chemical inhibition of Iron-Oxidizing Bacteria in waste rock and sulfide tailing and effet on water quality. Proceedeengs of Conference of Mine Drainage and Surface Mine Reclamation, april 17-22, Pittsburg, P.A., p. 109-116.
- Yanful E.K., St-Arnaud L. (1991) – Migration of acidic pore waters at the Waite Amulet tailings site near Rouyn-Noranda, Quebec, Canada. *Can. Geotech. J.*, vol. 29, 466-476 (1992).
- Yernberg W.R. (2000) – Improvement seen in acid mine drainage technology. *Mining Engineering*, vol. 52, n° 9, sept 2000.
- Zhang Y.L., Evangelou V.P. (1998) – Formation of ferric hydroxide-silica coatings on pyrite and its oxidation behavior. *Soil Science*, vol. 163, n° 1, p. 53-62.

• OUVRAGES

- Tailings Management. Problems and solutions in the mining industry. G.M. Ritcey, Elsevier, 1989.
- Second international conference on the abatment of acidic drainage. MEND 91
MEND – 1993. Annual Report.
- ICARD2000, Proceedings from the fifth international conference on Acid Rock Drainage, vol. 1 et 2.
- Acid Drainage. Parker & Robertson – 1999. Australian Minerals & Energy Environment foundation.

• **LES SITES INTERNET DE REFERENCE**

- (1) microencapsulation : <http://www.keeco.com/technologies.htm>
- (2) <http://www.senes.on.ca/>
- (3) site Enviromine : <http://www.enviromine.com/ard>
- (4) Classification des sols http://www.polyrock.net/sportsfield/soil_classification.html
- (5) Classification des climats : <http://huizen.dds.nl/~gvg/ctkoppen.htm>
- (6) Classification détaillée des climats
<http://www.geog.ouc.bc.ca/physgeog/contents/7v.html>
- (7) Office de la propriété intellectuelle du Canada <http://patents1.ic.gc.ca/intro-f.html>
- (8) Engeneering and mining journal : <http://www.e-mj.com>
- (9) Pétrologie des ARD <http://www.enviromine.com/ard/Mineralogy>
- (10) MEND <http://nrn3.nrcan.gc.ca/CMT-Net/amd.htm#mend>
- (11) MiMi <http://mimi.kiruna.se/Pgmplan99.html>
- (12) EPA (Environmental Protection Agency) : <http://www.epa.gov>

ANNEXE 1

Minéraux sulfurés et minéraux tampons

LES SULFURES

Les principales espèces minérales des minerais français sont citées dans le tableau ci-dessous (tabl. 1) avec leur spectre d'éléments en trace associés (cf. « les techniques de l'industrie minérale »).

Substance principale	Minéraux	Composition majeure	Eléments trace fréquents
Cu	Chalcoppyrite Malachite Azurite Pyrite	CuFeS_2 $\text{Cu}(\text{CO}_3)\text{Cu}(\text{OH})_2$ $2\text{CuCO}_3\text{Cu}(\text{OH})_2$ FeS_2	Mn, As, Ag, Pb, Zn Bi, Cd, Co, Sb
Zn	Sphalérite (Blende) Calamine Smithsonite	ZnS $(\text{ZnOH})_2\text{SiO}_3$ ZnCO_3	Zn, Ag, Ba, As, Cd, Cu, Fe, Hg, In, Mn, Sb Ge, Ga
Pb	Galène Cérusite Anglésite	PbS PbCO_3 PbSO_4	Zn, Ag, Ba, As, Bi, Sb, Se
Sb Sb-Ag Ag-As	Stibine Pyrargyrite Proustite Arsénopyrite	Sb_2S_3 $3\text{Ag}_2\text{S} \cdot \text{Sb}_2\text{S}_3$ $3\text{Ag}_2\text{S}_3 \cdot \text{As}_2\text{S}_3$ FeAsS	As, Ag, Au
Au	Au natif Arsénopyrite Pyrite	Au FeAsS FeS_2	Mo, Ni, Co, As, Hg, Sb
F	Fluorite	CaF_2	Li, Ba, Cu, Pb, Zn
Ba	Barytine	BaSO_4	
Sn	Cassitérite	SnO_2	
W	Wolframite Scheelite	$(\text{Fe}, \text{Mn})\text{WO}_4$ CaWO_4	As, Li, Bi Cu, S, Sn

Tabl. 1 - Principales espèces minérales des minerais français.

Les autres sulfures fréquemment rencontrés (hors de France) sont la marcassite (FeS_2), la pyrrhotite (Fe_{1-x}S), la molybdénite (MoS_2), la cobaltite (CoAsS), la pentlandite ($(\text{Fe}, \text{Ni})_9\text{S}_8$) et la tétrahédrite ($\text{Cu}_{12}(\text{SbAs})_4\text{S}_{13}$).

De manière à caractériser l'état d'oxydation des sulfures dans les résidus miniers, Blowes et Jambor (1990) ont développé un index d'altération des sulfures :

Echelle numérique	Degré d'altération des sulfures
10	Pyrrhotite et pyrite ont disparues ; seules quelques traces de sulfures sont présentes, essentiellement la chalcoppyrite.
9	Comme le niveau 10 mais quelques grains de pyrite subsistent.
8-7	Quelques traces de pyrrhotite.
6-2	Au niveau 6, les grains de pyrrhotite présentent de larges bordures altérées mais les cœurs de nombreux grains sont préservés.
1-0	Seuls quelques grains de pyrrhotite sont altérés le long de fractures ; 95 % des grains ont des bords frais et nets.

Tabl. 2 - Degrés d'oxydation des sulfures.

MINÉRAUX NEUTRALISANTS

Les minéraux neutralisants peuvent être soit naturellement présent dans les résidus miniers (minéraux de gangue ou de l'encaissant), soit ajoutés comme amendement. Le potentiel de neutralisation (NP) de ces différents minéraux est calculé par rapport à la calcite. C'est le poids nécessaire pour obtenir le même effet neutralisant que 100 g de calcite. Par exemple, le poids molaire de la magnésite est de 84 g, celui de la calcite 100 g. Ainsi, 84 g de magnésite fournissent la même quantité d'alcalinité que 100 g de calcite). Les principaux minéraux neutralisants et leur potentiel sont donné dans le tableau 3.

Minéral	Composition	Potentiel de consommation d'acide	Tampon pH
Witherite	BaCO ₃	196	5,5 – 6,9
Rhodocrosite	MnCO ₃	115	5,5 – 6,9
Ankérite	CaFe(CO ₃) ₂	108	5,5 – 6,9
Calcite	CaCO ₃	100	5,5 – 6,9
Dolomite	CaMg(CO ₃) ₂	92	5,5 – 6,9
Gœthite	FeOOH	89	3,0 – 3,7
Manganite	MnOOH	88	3,0 – 3,7
Malachite	Cu ₂ CO ₃ (OH) ₂	74	5,1 – 6,0
Magnésite	MgCO ₃	84	5,5 – 6,9
Chaux	CaO, Ca(OH) ₂	57	
Gibbsite	Al(OH) ₃	26	4,3 – 3,7
Brucite	Mg(OH) ₂	29	5,5 – 6,9

Tabl. 3 - Les principaux minéraux neutralisant et leur potentiel de neutralisation.

D'autres minéraux de gangue peuvent contribuer à la neutralisation. Les réactions de dissolution consommant des ions H^+ sont décrites dans le tableau 4.

Dissolution de la muscovite
$KAl_2[AlSi_3O_{10}](OH)_2(s) + H^+ + \frac{3}{2}H_2O \rightarrow K^+ + \frac{3}{2}Al_2Si_2O_5(OH)_4(s)$
Dissolution de la biotite
$KMg_{1.5}Fe_{1.5}AlSi_3O_{10}(OH)_2(s) + 7H^+ + \frac{1}{2}H_2O \rightarrow K^+ + 1.5 Mg^{2+} + 1.5 Fe^{2+} + H_4SiO_4^0 + \frac{1}{2}Al_2Si_2O_5(OH)_4(s)$
Dissolution de l'albite
$NaAlSi_3O_8(s) + H^+ + \frac{9}{2}H_2O \rightarrow Na^+ + 2H_4SiO_4^0 + \frac{1}{2}Al_2Si_2O_5(OH)_4(s)$
Dissolution de l'anorthite
$CaAl_2Si_2O_8(s) + 2H^+ + H_2O \rightarrow Ca^{2+} + Al_2Si_2O_5(OH)_4(s)$
Dissolution du feldspath potassique
$KAlSi_3O_8(s) + H^+ + \frac{9}{2}H_2O \rightarrow K^+ + 2H_4SiO_4^0 + \frac{1}{2}Al_2Si_2O_5(OH)_4(s)$
Dissolution des oxy-hydroxydes de fer
$Fe(OH)_3(s) + 3H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 3H_2O$

Tabl. 4 - Quelques réactions de dissolution participant à la neutralisation.

A noter que l'apatite est également citée dans la littérature comme neutralisant mais les coûts d'achat sont trop élevés pour une utilisation en grandeur réelle.

Les vitesses de réaction des différents minéraux sont comparées dans le tableau 5.

Type de réactivité	Minéraux typiques	Réactivité relative
Dissolution	Calcite, aragonite, dolomite, magnésite, brucite	1
Déstabilisation rapide	Anorthite, néphéline, olivine, grenat, jadéite, leucite, spodumène, diopside, wollastonite	0,6
Déstabilisation intermédiaire	Epidote, zoïsite, enstatite, hyperstène, augite, hedenbergite, hornblende, glaucophane, trémolite, actinolite, anthophyllite, serpentine, chrysotile, talc, chlorite, biotite	0,4
Déstabilisation lente	Albite, oligoclase, labradorite, vermiculite, montmorillonite, gibbsite, kaolinite	0,02
Déstabilisation très lente	Feldspath potassique, muscovite	0,01
Inertes	Quartz, rutilé, zircon	0,004

Tabl. 5 - Taux relatif de réaction des minéraux neutralisants ; d'après Parker & Robertson, 1999. (La déstabilisation s'entend en conditions supergènes).

Minéral	Facteur de conversion en valeur ANC
Calcite	1,0
Anorthite (Ca- feldspath)	1,4
Albite (Na-feldspath)	0,74
K-feldspath	0,70

Tabl. 6 - Facteurs de conversion de quelques aluminosilicates en valeurs ANC (Acid Neutralisation Capacity, voir ann. 3) ; d'après Parker & Robertson, 1999.

ANNEXE 2

Caractérisation des résidus miniers



L'origine géologique et minière conditionne fortement le résidu minier et son aptitude à générer un DMA.

La littérature se risque peu à l'exercice de classification, car l'ensemble des facteurs est beaucoup trop variable. Généralement, elle caractérise un résidu minier simplement comme stérile (waste rock) ou comme résidu de traitement (tailing), et comme issu de mine métallique ou de mine de charbon. Elle traite ensuite les différents résidus au cas par cas.

Néanmoins, on peut retenir les caractères suivants à titre indicatif, dans le but de mieux appréhender les différents caractères environnementaux définis plus haut :

- origine du résidu ;
- caractérisation physico-chimique et minéralogique du tas de résidu : caractères intrinsèques ;
- caractérisation du milieu de stockage – caractères externes ; interaction avec le milieu.

ORIGINE DU RÉSIDU ET INFLUENCE SUR SES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES

On abordera les thèmes suivants :

- Mines de charbon/mines métalliques.
- Résidus de découverte/stérile franc/stérile de sélectivité/résidus de traitement : flottés, grillés, lavés, séparés, appauvris ou enrichis en tel ou tel élément/scories après fusion.
- Déjà subi un traitement en vue de sa neutralisation ? Déjà oxydé depuis X années ?

• Origine du résidu selon le type de mine

Le type de mine influence principalement la présence de neutralisant (matière organique - charbon ; calcaire - skarn de mines métalliques) et les teneurs en sulfures (pauvres, riches, massifs) et en métaux et éléments accessoires.

Une altération à carbonates (calcites, sidérite, ankérite), ou la présence d'apatite est significative à partir de quelques pour cent. De même, la présence d'alcalins, de silicates facilement lessivables (argiles, feldspath, phyllosilicates), ainsi que d'oxydes de fer peut être significative à long terme.

Type de Mine	Neutralisant	Teneurs en sulfures	Métaux principaux	Métaux accessoires	Traitements du minerai
Charbon, Lignites...	Matière organique	Quelques % ; Présence de Soufre hors des sulfures	Fe		Principalement mécanique ; lavage
Métalliques	Minéraux d'altérations (Carbonates, Apatite) Minéraux alcalins (Porphyry) ; Basites et Ultra basites (Kimberlite)	Quelque % à presque 100 % (Amas sulfuré)	Tous métaux de base et précieux	Hg, Cd, As,	Préparation mécanique (maille libération ~ 1 mm ; puis pulpes) Grillage éventuel Séparation , concentration Amalgamation (CN, Hg) Fusion <i>in situ</i> éventuelle
Skarn	Calcaire	Faible à riche	W, Zn, Cu, Au		Idem
Stratiforme à Plomb-zinc	Carbonates		Pb - Zn		Idem

Tabl. 1 - Les principaux types de mines et leurs caractéristiques en terme de DMA.

• Type de résidu en fonction du stade de production

Mines métalliques

Type de résidu	Granulométrie moyenne	Homogénéité de la granulométrie	% Sulfure Type de métaux	Traitement subi	Aptitude au DMA
Découverte	Boulder à pavé	Mal trié ; fines possibles	Faible à nul	-	Nulle – Ensilage
Stérile franc	Pavé à gravier	Mal trié ; fines possibles	Nul à moyen	-	Nulle à possible
Stérile de sélectivité	Pavé à gravier	Mal trié ; fines possibles	Similaire au minerai	-	Oui – A traiter
Minerai ou équivalent	Gravier à fines < maille de libération	Assez bien trié	Dépend du gisement Peut être > 99 %	Concassé	Oui – A traiter
Résidu de traitement	Fines < mailles de libération Pulpe ?	Bien triée	1. Enrichi 2. Faible 3. Très faible ?	1. Concentration (flotation, densité, ...) 2. Amalgamation, lixiviation 3. Grillage	1. Forte 2. Forte 3. Supposée nulle ; pourtant Chessy
Scories				Fusion	Faible car vitrifié + grillage définitif des sulfures

Tabl. 2 - Type de résidu en fonction du stade de production.

CARACTÉRISATION PHYSICO-CHIMIQUE DU TAS DE RÉSIDU

Cette caractérisation physico-chimique est celle qui détermine directement le risque de DMA du tas de résidu. Elle permet de déterminer et/ou de dimensionner le traitement à appliquer.

Outre la minéralogie, la granulométrie est un facteur déterminant (différence principale entre les résidus de traitement et les stériles francs). Si elle est fine, un encroûtement ou « hardpan » peut facilement se créer, la surface de réaction augmente, la perméabilité à l'eau et aux gaz diminue, et une zonalité importante de pH et Eh s'installe créant ainsi une large gamme de MDM.

Les paramètres MPA (Maximum Potentiel d'Acidité) et NP (Potentiel de Neutralisation) peuvent être bien affinés si la connaissance de la minéralogie est bonne et précise (identification d'espèces minérales présentes à moins d'1 %).

Les principaux critères influençant le DMA sont les suivants :

- sulfuré (%)/oxydé/altéré ; minéralogie ; présence de soufre hors des sulfures ;
- présence d'éléments neutralisants (calcaires, matière organique) ; minéralogie ;
- composition multiélémentaire du tas, minéralogie complète, et identification de polluants potentiels autres que ceux impliqués directement dans le DMA ;
- homogénéité du tas (zonalité d'altération, des hydroxydes et des sulfates, du pH et Eh, des métaux, des fluides) ;
- l'unicité et l'homogénéité du stockage : l'ensemble des différents résidus ont-ils été stockés séparément ou ensemble ; qualité et terrain du stockage. Dans le cas contraire, une première zonalité du tas apparaît ;
- la granulométrie et la maille de libération influent sur la capacité de réaction des sulfures. Dans le cas d'une granulométrie inférieure à la maille de libération et de minéraux de petites tailles, il faut s'attendre à une oxydation totale. De plus, une granulométrie fine facilite un traitement intégré au tas (mélange avec des neutralisants, ...) ; une granulométrie très fine (boue, pulpe) doit permettre une lixiviation. Les fines conditionnent la porosité, perméabilité, et la diffusion des fluides (eau et gaz) et de la chaleur ;
- perméabilité, porosité, teneur en eau et en oxygène ;
- présence de produits d'oxydation (hydroxydes métalliques, sulfates, etc.) et présentation : accumulés, dispersés, encroûtement, hardpan ;
- stabilité des couches protectrices lorsqu'elles existent ;
- présence de produits résiduels de traitements (mercure, ...) ?
- présence d'activité bactérienne.

INTÉRACTION AVEC LE MILIEU : DESCRIPTION DES CONDITIONS DE STOCKAGE

Les conditions de stockage, alliées aux caractéristiques physico-chimiques, notamment la porosité et la perméabilité, conditionnent l'échange avec le milieu : transmission de la source au vecteur, et impact sur la cible.

Il s'agit principalement des conditions et du temps de stockage, afin de savoir si le tas a été soumis à l'érosion, et si son oxydation a déjà commencé.

Les conditions de stockage influent sur l'aptitude du tas à s'oxyder (exposition climatique) et à s'éroder ; ainsi les résidus solides, principalement les fines peuvent diffuser vers le milieu environnant : sol, sédiments.

Si les minéraux primaires ont déjà commencé à s'oxyder, et que le DMA est déjà installé, le tas de résidu est un objet radicalement différent de ce qu'il était initialement. La formation des MDM modifie en profondeur les caractéristiques du résidu. C'est le principal impact de l'historique du tas. En cas de remédiation, les MDM doivent être entièrement dissous avant l'installation d'une « Dry Cover ».

Ainsi, on s'attachera à décrire :

- l'exposition aux intempéries : flux entrant, flux sortant et temps de rétention ;
- le climat ;
- la vitesse de drainage ; l'aptitude à diffuser les produits d'oxydation vers l'extérieur ;
- l'ennoyage en milieu ouvert (lac, galerie) ou confiné ;
- le stockage en milieu anoxique (barrière d'oxydation et ennoyage) ;
- le degré d'érosion : contamination des sols et sédiments environnants ;
- le contact avec le sol, et la collecte des exhaures : contamination possible de la nappe par infiltration sous le tas ;
- la composition du fluide sortant, son évolution ; à comparer avec l'évolution de la composition du tas.

HÉTÉROGÉNÉITÉ ET STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE

La modélisation repose sur des paramètres qui tous varient au sein du tas et il est de plus en plus important d'obtenir une compréhension en trois dimensions des phénomènes. Afin d'appréhender correctement l'hétérogénéité du tas, il convient de procéder à un plan d'échantillonnage, qui est généralement conduit par sondage.

Certains états (USA) imposent, dès le stade de la production minière, une collecte d'analyses sur le site minier afin de mieux caractériser les résidus finaux.

Il est évident que, plus les résidus seront stockés de manière homogène, plus leur comportement sera facile à appréhender.

ANNEXE 3

Prédiction de la génération d'acidité



L'un des principaux caractères d'un résidu minier est son aptitude à générer un DMA. Cette aptitude peut être approchée par une série de tests statiques puis cinétiques, en laboratoire, puis sur le terrain, permettant de déterminer le pH du lixiviat initial, le pH lors de la stabilisation des réactions de neutralisation et formation des MDM.

Si le résidu est déjà oxydé, et ce depuis un certain temps, la prédiction du DMA est évidente : c'est une lecture directe des paramètres du lixiviat. On mesure le pH, la teneur en sels dissous, la charge métallique. Néanmoins, la stabilisation des réactions peut durer 10 ans.

Si le tas est en cours de formation, la lecture de tests statiques, en général une balance Acide – Neutralisant, permet de classer le résidu en potentiellement acide ou non. On ne peut alors extrapoler la composition finale du lixiviat.

Si le tas est potentiellement acide, il convient de procéder à une série de tests cinétiques, apportant une information plus fiable sur l'acidité du tas après la stabilisation des réactions.

Une modélisation finale, 1D à 3D, complète l'image finale du potentiel DMA. Les critères incorporés sont les dimensions du tas, sa composition, ses caractères pétrophysiques, et sa capacité à véhiculer les fluides, l'air et particulièrement l'O₂, et la température.

TESTS STATIQUES : DÉTERMINATION DU POTENTIEL DE PRODUCTION D'ACIDE

Ces tests reposent sur une mesure à un moment particulier de la balance Acide – Neutralisant. Ils sont tous effectués sur la fraction solide du résidu. Ils ne tiennent pas compte de la différence de réactivité des minéraux générateurs d'acide, rapide, et de ceux neutralisants, lente à très lente. Ils ne tiennent non plus pas compte des effets des MDM. Ils sont souvent effectués à un pH différent de celui des conditions d'équilibre naturel, dans des conditions de laboratoire trop différentes de celles du terrain. Malgré ces restrictions, ces tests servent de première estimation sur le potentiel de génération de drainage acide, permettent d'écarter les résidus les plus vraisemblablement neutres, mais ils ne peuvent être indicatifs du pH final.

Il existe différents tests statiques, succinctement décrits ci-dessous. Pour des informations plus détaillées, on se référera au site :

<http://www.infomine.com/technologt/enviromine/ard/Acid-Base%20Accounting/acidbase.htm>

Paste/Rince pH

Un échantillon pulvérisé est mélangé avec de l'eau distillée (20 g de solide pour 20 ml d'eau). Le pH de la solution finale est mesuré au bout de 10 mn ou 1 h selon les protocoles. Ce test est simple mais peu fiable et n'est plus guère utilisé.

Acid-Base Accounting (ABA)

Le test ABA calcule la balance entre la génération d'acide et le Potentiel Neutralisateur. On calcule les indicateurs suivants :

Maximum Potential Acidity : MPA = % Soufre x 30,6 kg H₂SO₄/t éch.

% Soufre x 31,25 kg CaCO₃/t éch.

En raison de l'origine variée du soufre (soufre organique, sulfates, etc.), et à cause de l'effet oxydant du cation Fe³⁺, le MPA ainsi calculé peut être non représentatif de l'acidité du résidu minier. Si Fe³⁺ oxyde la pyrite, le facteur de conversion est 15,3 ; si l'oxydant est le manganèse, il prend la valeur de 122,4 !

Acid Neutralisation Capacity (ANC – kg H₂SO₄/t éch.) ou **Neutralisation Potential (NP** – kg CaCO₃/t éch.) : attaque acide contrôlée (HCl ou H₂SO₄) chauffée pendant 24 h., pH de l'ordre de 2-3.

Le problème principal est la sous-estimation de la réaction des minéraux à faible taux de dissolution (alumino-silicate) et la non prise en compte de la formation de minéraux secondaires. Le pH in situ peut être aussi moins élevé que lors du test, et le taux de réaction des minéraux très différent. Ce test est réputé pour sous-estimer le NP. On peut aussi mesurer le Ca-ANC, qui montre la part des carbonates, minéraux à réaction rapide, dans le ANC total.

Total Net Potential Ratio (TNPR) = ANC/MPA ;

Total Net Neutralisation Potential (TNNP) = ANC-MPA;

Net Acid Producing Potential (NAPP) = MPA- ANC ;

Le MPA peut être remplacé par le soufre MPA, et le ANC peut être remplacé par le Ca ANC.

Net Acid Generation (NAG test)

Ajout de H₂O₂ et H₂O. Le peroxyde d'hydrogène permet d'accélérer l'oxydation, mais n'attaque pas les minéraux neutralisants. Ce test peut être réalisé en statique (mesure du pH à la fin des réactions) ou en dynamique (mesure du pH à pas de temps réguliers) ; il donne une indication sur le pH et aussi sur la charge en métaux du lixiviat. Les résultats doivent être croisés avec ceux des autres tests.

Classification

Les valeurs indicatives données par ces tests reposent sur des incertitudes trop fortes pour être utilisées comme tests définitifs. En revanche, ils indiquent si le résidu est franchement potentiellement acide, franchement potentiellement neutre, ou si des tests complémentaires sont nécessaires.

Les critères de classification suivants sont utilisés :

Critère	Diagnostic
Paste/Rince pH	
Paste/Rince pH < 5,0	Actuellement acide, devenir inconnu
5,0 < Paste/Rince pH < 10	Actuellement neutre, devenir inconnu
Paste/Rince pH > 10	Actuellement alcalin, devenir inconnu
NPR ou NNP	
NPR < 1 ou NNP < 0 t CaCO ₃ /1000 t	Potentiellement acide
1 < NPR < 2 ou 0 < NNP < 20	Devenir incertain
NPR > 2 ou NNP > 20 t CaCO ₃ /1000 t	Neutre à alcalin sur le long terme

Fig. 1 - Critères ABA utilisés au Canada pour classer le potentiel DMA d'un résidu minier ; from Parker & Robertson (1999) adapted from Morin and Hutt 1997a.

La Colombie britannique a établi des guides de prédiction des DMA et du lessivage des métaux (Price et al., 1997). Ils recommandent les critères suivants :

1. Aucun test n'est nécessaire quand il s'agit de matériel non consolidé comme des dépôts fluviatils ou glacio-fluviatils provenant de vastes zones, dans la mesure où il y a peu de chance qu'ils aient concentrés des sulfures ou des éléments trace.
2. Les matériaux présentant moins de 0,3 % de soufre et un « Paste pH » supérieur à 5,5 ne nécessitent pas de tests AMD complémentaires et sont considérés comme sans danger pour l'excavation. Cette teneur de coupure n'est valable que si les sulfures ne contiennent pas de métaux lourds comme As ou Zn qui sont solubles dans des lessivats même faiblement acides. Si la teneur en soufre dépasse 0,3 %, des tests ABA sont nécessaires. Si le « Paste pH » est inférieur à 5,5 (en raison de la plus grande solubilité des métaux sous cette valeur), une extraction en flacon agité durant 24 h est nécessaire pour déterminer le contenu en métaux solubles. Cette procédure ABA simplifiée est prévue pour des situations comme la construction de routes dans des secteurs non minéralisés. Lorsque les matériaux sont minéralisés ou hydrothermalisés, des tests plus complets sont nécessaires.
3. Lorsque les matériaux sont minéralisés, la série complète des tests ABA doit être menée à bien.

Potentiel de génération de DMA	Critère NPR initial	Remarques
Probable	< 1 :1	Probablement générateur d'acide
Possible	1 :1 à 2 :1	Peut générer des DMA si les minéraux neutralisants ne sont pas suffisamment réactifs. Des tests complémentaires sont nécessaires.
Faible	2 :1 à 4 :1	Pas de génération de DMA à moins qu'il n'y ait une localisation préférentielle des sulfures le long de plan de fracturation ou que les sulfures ne soient particulièrement réactifs au regard des minéraux neutralisants. Des tests complémentaires sont nécessaires.
inexistant	> 4 :1	Aucun test complémentaire n'est nécessaire, à moins que le matériau soit destiné à être source d'alcalinité.

Tabl. 1 - Critères ABA utilisés par la Colombie britannique pour classer le potentiel DMA d'un résidu minier ; from Parker & Robertson (1999).

TESTS CINÉTIQUES DE LABORATOIRE

Les tests en laboratoire se font sur des échantillons de taille réduite dans des conditions maîtrisées. Ils permettent à moindre coût de déterminer avec précision si un échantillon va générer un DMA, le délai de déclenchement de ce DMA, et la chimie du lixiviat. Ils permettent aussi la détermination précise du Potentiel de Neutralisation, qui est la donnée la plus difficile à apprécier dans les tests statiques.

Les différents tests peuvent présenter des différences importantes, mais si le résidu présente un fort NP et un fort %S, les résultats sont comparables d'un test à l'autre.

Cellules d'humidité

Ce test a été défini en 1967 par Carucio, et standardisé depuis 1978. Un échantillon de fines d'1 kg, aéré et drainé est arrosé par 500 ml d'eau toutes les semaines. Les mesures se font sur le liquide drainé du tas, à chaque arrosage. La stabilisation du pH a lieu entre 10 et 100 semaines.

Ce test se fait sur les fines et est peu susceptible de représenter la chimie du lixiviat in situ. Il lessive les MDM. Les conditions de température, d'humidité et de précipitation sont constantes, sans conservation de la température générée par les réactions exothermiques.

Par contre, il rend bien compte de la cinétique de réaction des minéraux primaires, et donne après stabilisation une bonne idée du Potentiel de Neutralisation.

Tests en colonne

Le procédé n'est pas aussi standardisé que le test des cellules d'humidité. Le poids de l'échantillon est de quelques kilos à quelques tonnes. La colonne n'est pas aérée et la teneur en eau et en O₂ n'est pas contrôlée, et la composition et les quantités de MDM

n'est pas estimée. Le temps de résidence de l'eau a un rôle prépondérant. D'après Parker et Robertson (1999), le résultat n'est qu'indicatif.

Soxhlet Reactors

C'est un test rapide (quelques jours), où l'eau de lessivage est recyclée pour l'arrosage. D'après Parker & Robertson (1999), le résultat surestime largement la production d'acide, et ne peut être utilisé dans un modèle mathématique.

Shake flask

Un kilo d'échantillons est placé avec 600 ml d'eau. Une série d'expérience est faite à des pH différents. Le test dure 3 mois avec une analyse hebdomadaire.

A cause de la large gamme d'essais, les résultats sont complexes à interpréter. Ils sont néanmoins suffisamment fiables pour être utilisables dans les modélisations mathématiques.

Acid Base Accounting (Sobek et al, 1978)	MODIFIED Acid Base Accounting (Coastech, 1989)	BC RESEARCH INITIAL (Duncan and Bruynesteyn, 1979)	Alkaline Production Potential: Sulfur (Caruccio et al, 1981)	Net Acid Production (Coastech 1989)
ACID PRODUCTION DETERMINATION				
Acid Producing Potential = 31.25 * Total S	Acid Producing Potential = 31.25 * Total S	Total Acid Production = 31.25 * Total S	Total S used as indicator	300 mL H ₂ O ₂ added to 5 g rock to directly oxidize sulfides present
NEUTRALIZATION POTENTIAL DETERMINATION				
-60 mesh (0.24 mm) sample add HCl as indicated by fizz test, boil one minute than cool titration endpt pH 7.0 cost: 34-110	-60 mesh (0.24 mm) sample add HCl as indicated by fizz test agitate for 23 hours at room temperature pH 1.4 - 2.0 required after six hours agitation titration endpt pH 8.3 cost: 34-110	-300 mesh (0.038 mm) sample titrate sample to pH 3.4 with 1.0 N H ₂ SO ₄ titration endpt not applicable cost: 65-170	-0.023 mm sample 20 mL 0.1 N HCl to 0.4g solid for 2 hours at room temperature titration endpt pH 4.0 cost: 34-110	particle size not presented acid produced by iron sulfide oxidization dissolves buffering minerals titration endpt pH 7.0 cost: 25-68
ADVANTAGES AND DISADVANTAGES				
simple and short time ^{1,2} no special equipment and easy interpretation ¹ many samples can be tested ¹ does not relate to kinetic ² assumes parallel acid/ alkaline release ^{2,3} if APP and NP are close, hard to interpret and different particle size not reflected ¹	simple, short time, no special equipment, and easy interpretation ¹ does not relate to kinetic ² assumes parallel acid/ alkaline release ^{2,3} if AP and NP are close, hard to interpret and different particle size not reflected ¹	simple and fairly short time ^{1,2} no special equipment and easy interpretation ¹ many samples can be tested ² assumes parallel acid/ alkaline release, different particle size not reflected, and if APP and NP are close, hard to interpret ¹	simple, short time, and no special equipment ¹ moderate interpretation ¹	simple, short time, no special equipment, and easy interpretation ¹ limited reproducibility ⁴ uncertain if extent of sulfide oxidation simulates that in field

1 = Coastech 1989, as referenced in Lapakko 1993
2 = Bradham and Caruccio 1990, as referenced in Lapakko 1993
3 = Ferguson 1984, as referenced in Lapakko 1993
4 = Lawrence 1991, as referenced in Lapakko 1993

(Source: Lapakko 1993b)

Tabl. 2 - Tests statiques : méthodes, coûts, avantages respectifs ; from EPA 1994.

TESTS CINÉTIQUES DE TERRAIN

Ce sont évidemment les tests les plus représentatifs, dans le sens où ils représentent le mieux les conditions in situ, avec une bonne prise en compte des différents taux de réactions des différents minéraux primaires.

Ce sont aussi les tests les plus délicats à mettre en œuvre, et les plus difficiles à interpréter à cause du nombre important de facteurs impliqués.

Bins or Cribs

Simulation en tas, avec éventuellement un drain sous-jacent, qui permet de tester exactement les différentes solutions de remédiation.

Station sur parois de mine

Station de mesure posée sur les parois du site minier, recueillant les eaux de ruissellement. Peu chère et efficace, cette méthode permet aussi d'évaluer la qualité future du drainage du site. Elle se fait en temps réel.

Suivi du site

Similaire au cas précédent, mais en grandeur nature.

On notera que les cinétiques de réaction en laboratoire sont plus rapides que sur le terrain, grâce aux bonnes conditions de réaction : taille des particules réduites, humidité, températures constantes,...

Enfin l'hétérogénéité à différentes échelles d'un tas de résidus implique la cartographie des facteurs ABA ; pour cela un programme d'échantillonnage doit être fixé en fonction des caractères physiques influençant la génération d'acide.

HUMIDITY CELLS (Sobek et al., 1978)	SOXHELET EXTRACTION (Singleton and Lavkulich, 1978; Sullivan and Sobek, 1982)	COLUMN TESTS (Bruynestejn and Hackl, 1982; Hood and Oertel, 1984)
SUMMARY OF TEST METHOD		
-2.38 mm particle size 200g of rock exposed to three days dry air, three days humidified air, and rinsed with 200 mL on day seven cost: 425-850	particle size not presented T=70 °C (Singleton and Lavkulich, 1978) T=25 °C (Sullivan and Sobek, 1982) water passed through sample is distilled and recycled through sample cost: 212-425	variable particle size columns containing mine waste are leached with discrete volumes or recirculating solutions cost: dependent upon scale
ADVANTAGES AND DISADVANTAGES		
models AP and NP well and models wet/dry ¹ approximates field conditions and rate of acidity per unit of sample moderate to use, results take long time, and some special equipment ¹ moderate ease of interpretation ^{1,3} large data set generated ²	simple, results in short time, and assessment of interaction between AP and NP ⁴ moderate to use and need special equipment ¹ moderate interpretation ^{1,3} in developmental stage and relationship to natural processes not clear ³	models AP and NP, models effect of different rock types, models wet/dry, and models different grain sizes ¹ difficult interpretation, not practical for large number of samples ¹ large volume of sample ² lots of data generated, long time, and potential problems: uneven leachate application, channelization ^{2,3}

(Source: Lapakko 1993b)

BC RESEARCH CONFIRMATION (Duncan and Walden, 1975)	BATCH REACTOR (Halbert et al., 1983)	FIELD TESTS (Edger and Lapakko, 1985)
METHOD		
-400 mesh particle size 15-30g added to bacterially active solution at pH 2.2 to 2.5, T=35 °C if pH increases, sample is non acid producer if pH decreases, 1/2 original sample mass is added in each of two increments cost: 170-340	-200 mesh particle size ¹ sample/water slurry is agitated 200g/500 mL ¹ cost: 425-850	field scale particles 800 to 1300 metric ton test piles constructed on liners flow and water quality data collected tests began in 1977 and are ongoing cost: initial construction is expensive, subsequent costs are comparable
ADVANTAGES AND DISADVANTAGES		
simple to use, low cost, assesses potential for biological leaching ¹ moderate to use, longer time needed, and some special equipment needed ¹ difficult interpretation if pH change is small, does not model initial AP step, and long time for pH to stabilize ¹	able to examine many samples simultaneously and relatively simple equipment ⁴ subject to large sampling errors and lack of precision ⁴	uses actual mine waste under environmental conditions can be used to determine drainage volume mitigation methods can be tested expensive initial construction long time

(Source: Lapakko 1993)

¹ = Coastech 1989, as referenced in Lapakko 1993

² = Bradham and Caruccio 1990, as referenced in Lapakko 1993

³ = Ferguson 1985, as referenced in Lapakko 1993

⁴ = Babij et al. 1980, as referenced in Lapakko 1993

Fig. 2 - Quelques tests cinétiques : méthodes, coûts, avantages respectifs ; from EPA 1994.

MODÉLISATION

Un certain nombre d'algorithmes est proposé, en tenant compte notamment, dans un tas non saturé en eau, de la pression partielle en O₂, et de la capacité des gaz à se déplacer au sein du tas. Les différences principales entre les stériles et les résidus de traitement sont liées à leur granulométrie. Si les fragments des stériles sont pluri-centimétriques à pluri-décimétriques, la finesse des résidus de traitement affectent beaucoup la capacité de circulation au sein du tas des fluides : eau, O₂, CO₂, ainsi que les transferts de

chaleur (la vitesse des réactions, et taux de dissolutions des minéraux). Les mécanismes de transfert sont ceux de convection, en opposition à ceux de diffusion.

Stériles

3 modèles sont présentés par Parker & Robertson :

- simple Constant Rate Model ;
- simple Homogeneous Model ;
- shrinking cone model.

Les critères classiquement pris en compte, sont :

- dimension du tas et densité ;
- densité des sulfures ;
- saturation en eau ;
- concentration en O₂ dans les pores ;
- perméabilité à l'air ;
- mode de diffusion/convection de l'O₂ ;
- mode de diffusion/convection de la température ;
- constantes intrinsèques au gaz et au minéraux (chaleurs spécifiques, etc.).

Résidus de traitement

Parker & Robertson présente le programme RATAP (Reactive Tailing Assessment Program) développé par le CANMET, comme un modèle efficace et robuste, permettant, via une approche déterministe ou probabiliste au choix, d'être prédictif quant à la géochimie du lixiviat et à son pH.

Les critères pris en compte ici, outre les critères classiques, sont :

- composition en sulfures et %, composition et teneurs des différents minéraux tampons, et des MDM ;
- surface spécifique des particules et ratio volume/surface spécifique ;
- distribution spatiale de la granulométrie, appréhendé par un indice ;
- conductivité thermique ;
- PO₂ ;
- température et pH.

En second lieu, peut être rajouté la teneur en micro-organismes et les sources de carbone organique.

Enfin, on décrit à l'échelle du tas, les hauteurs de la zone saturée, de la frange capillaire, et de la zone non saturée.

Autres

Le MiMi (Programme suédois « Mitigation of Mining Impacts ») publie une liste comparative des différents algorithmes utilisés, en fonction (1) de leur spécificité vis-à-vis du calcul de consommation d'O₂, saturation en eau, etc. et (2) de leur aptitude à modéliser des objets en 1D, 2D, et 3D.

Code	Type	Solution method (1)	Authors	Comments	Reference (2)
CHAMP	Unsaturated flow and solute transport	3D, IFDM, FEM	Narasimhan and Alavi,		M&T
DIFRES	Oxygen transport	1D, steady-state	Collin et al		Kemakta
FEMWATER	Unsaturated flow	2D, FEM	Yeh and Ward; Yeh		M&T
FLAWS	Unsaturated flow and solute transport	2D, FEM	Noorishad and Mehran		M&T
GS3	Unsaturated flow and solute transport	3D, FEM	Davis and Segol		M&T
HELP	Water balance	2D, analytical, N-R	Schroeder et al	Hydrological Evaluation of Landfill Performance	SSG, CSMoS
HYDRUS-2D	Unsaturated flow and solute transport	2D, FEM	Simunek et al		IGWMC
ICE-1	Unsaturated flow and heat transport	1D	El-Kadi and Cary	Flow in partially frozen soil	IGWMC
MODFLOW-SURFACT	Unsaturated flow and solute transport	3D, FDM		Modification of the MODFLOW code for saturated flow	SSG
SATURN	Unsaturated flow and solute transport	2D, FEM, N-R	Huyakorn et al		M&T
SESOIL	Transport in unsaturated soil	Compartment model			SSG
SOILCOVER	Flow and heat transport	1D, FEM	Wilson and Barbour	Detailed description of soil-atmosphere interaction (hydrologic processes)	MEND
SUTRA	Unsaturated flow, solute or heat transport	2D, FEM, IFDM	Voss	Flow and either solute or heat transport, temperature-dependent flow parameters	M&T, SSG
SWANFLOW	Unsaturated flow	3D, FDM	Faust		M&T
TARGET-2DU	Unsaturated flow and solute transport	2D, IFDM	Sharma		IGWMC
TOUGH/TOUGH2	Flow, oxygen and heat transport	3D, IFDM	Pruess	New solvers in T2CG1 for TOUGH2 1995	M&T
TOUGH AMD	Flow, oxygen and heat transport	3D, IFDM	Gélinas et al	Includes oxygen consumption due to pyrite oxidation and production of sulfate	MEND
TRACR3D	Unsaturated flow and solute transport	3D, FDM	Travis		M&T
TRUST	Unsaturated flow	3D, IFDM	Narasimhan	TRUST and DIFRES are in Sweden also referred to as the Collin/Rasmuson model	Kemakta
VS2DT	Unsaturated flow and solute transport	2D, FDM	Healy		SSG
WAFE	Unsaturated flow and solute transport	2D, IFDM, N-R	Travis		M&T

(1) Solution methods
 FDM = Finite Difference Method
 IFDM = Integrated Finite Difference Method
 FEM = Finite Element Method
 N-R = Newton-Raphson method

(2) References
 M&T = Mangold and Tsang, 1991
 Kemakta = Kemakta Konsult AB, Stockholm
 SSG = Scientific Software Group
 CSMoS = Center for Subsurface Modeling Support, USEPA
 IGWMC = InL Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines
 MEND = Mine Environment Neutral Drainage, research program, Canada

Fig. 3 - Différents algorithmes de modélisation des procédés physiques liés aux résidus miniers ; from Destouni & al. 1998.

ANNEXE 4

Classification des climats et des sols

Classification des climats

Le rôle du climat dans le dimensionnement des installations, notamment des couvertures est important. On se référera à la classification de Köppen décrite ci-dessous pour les grands types de climats.

A		Climat tropical humide : tous les mois, la température moyenne > 18 °C ; précipitation annuelle > 1 500 mm
	Af	Tropical humide : précipitation toute l'année ; variations de température d'un mois sur l'autre inférieure à 3 °C
	Am	Mousson tropicale : même pluviométrie que Af mais répartie sur 7 à 9 mois.
	Aw	Tropical sec ; saison sèche plus étendue ; pluviosité en saison humide fréquemment inférieure à 1 000 mm.
B		Climat sec : déficit de précipitation l'essentiel de l'année
	Bw	Aride (désert)
	Bs	Semi-aride (steppe)
C		Climat sub-tropical humide de latitude moyenne à hivers tempérés
	Cfa	Subtropical humide
	Cs	Méditerranéen
	Cfb	Marin
D		Climat continental humide avec étés chauds et hivers froids. Le mois le plus chaud est > 10 °C et le plus froid < - 30 °C
	Dw	Hivers secs
	Ds	Étés secs
	Df	Humide toutes les saisons.
E		Climat polaire : températures basses toute l'année avec un maximum mensuel inférieur à 10 °C
	ET	Polar Tundra : sol gelé en permanence sur des profondeurs de centaines de mètres. La végétation est dominée par les mousses et les lichens
	EF	Polar Ice cap : surface couverte en permanence par la neige et la glace.

Classification des sols

Le système unifié de classification des sols (4) est décrit ci-dessous

Major divisions			Group Symbol	Typical names
Course grained soils (< 50 % passes n° 200 sieve)	Gravels < 50 % of course fraction passes n° 4 sieve)	Clean gravels (< 5 % passes n° 200 sieve)	GW	Well graded gravels, gravel-sand mixture or sand-gravel-cobble mixtures
		Gravels with fines	GP	Poorly graded gravels
			GM	Silty gravels, gravel-sand-silt mixture
	Sands > 50 % of course fraction passes n° 4 sieve)	Clean sands	GC	Clayey gravels
			SW	Well graded sands, gravelly sands
		Sands with fines	SP	Poorly graded sands
			SM	Silty sands, sand-silt mixture
Fine grained soils (> 50 % passes n° 200 sieve)	Silts	Silts of low plasticity	ML	Inorganic silts, clayey silts of low to medium plasticity
		Silts of high plasticity	MH	Inorganic silts, micaceous or diatomaceous silty soils, elastic silts.
	Clays		CL	Inorganic clays of low to medium plasticity, gravelly, sandy, and silty clays
			CH	Inorganic clays of high plasticity, fat clays, sandy clays of high plasticity
	Organic silts and clays		OL	Organic silt and clays of low to medium plasticity
		Organic silts and clay of high plasticity	OH	Organic silts and clays of high plasticity
Organic soils		Primarily organic matter	PT	Peat

ANNEXE 5

Traduction de quelques termes techniques

Traduction de quelques termes techniques

Blending : mélange.

Coating : enduit, revêtement.

Dump : tas, dépôt.

Dam : retenue, barrage, bassin (de décantation)

Flooding : ennoyage.

Hardpan : encroûtement, horizon induré, carapace.

Seal : dispositif d'étanchéité, scellement, obturation.

Seepage : infiltration, suintement.

Sewage : boues.

Sludge : boue, vase.

Tailings : résidus, refus de traitement des minerais.

ANNEXE 6

Fiches techniques

Les fiches sont ordonnées en fonction de la principale technique mise en œuvre, dans le même ordre que celui présenté dans le rapport :

Imperméabilisation

Barrières de perméabilité

Fiche R1_1 - Couvertures monocouches minérales ou synthétiques.

Fiche R1_2 – Biofilm bactérien.

Fiche R1_3 – Encroûtements.

Barrières capillaires

Fiche R2 - Couvertures multicouches.

Barrières actives

Fiche R3 - Barrières consommant de l'oxygène.

Maintien en milieu réducteur

Fiche R4 - Ennoyage.

Inhibition de l'action bactérienne

Fiche R5 - Inhibition bactérienne.

Inhibition de l'oxydation des sulfures

Fiche R6 - Enrobage des surfaces sulfurées.

Fiche R7 - Amendements alcalins.

Fiches techniques

R1_1

Couvertures monocouches minérales ou synthétiques

Principe général

Mise en place ou création d'une couche superficielle de faible perméabilité limitant ou supprimant l'infiltration d'eau météorique. (terminologie anglo-saxonne : dry cover).

Mise en œuvre

On distingue 3 grands types de mise en œuvre :

1. Imperméabilisation mécanique par compaction de la surface du dépôt de résidu.
2. Mise en place d'une couche de faible perméabilité : matériau fin argileux, boues industrielles, produits stabilisés au ciment.
3. Géomembranes : recouvrement du tas par une membrane synthétique en PVC, polypropylène, polyéthylène ou chlorosulfonate de polyéthylène.

Avantages

Ces solutions sont simples à mettre en œuvre et les deux premières relativement peu coûteuses.

Inconvénients

- Une revégétalisation peut détériorer soit la couche compactée, soit la géomembrane.
- La compaction nécessite au préalable un nivellement du tas de manière à obtenir une pente régulière de l'ordre de 1° de manière à permettre le ruissellement en évitant l'érosion.
- Les durées de vie de ces couches imperméables sont mal connues (vieillessement, variations climatiques).

Coûts

-

Exemples d'application

Fiches techniques

R1_2

Biofilm bactérien

Principe général

Comme dans tout procédé d'imperméabilisation, il s'agit de réduire la perméabilité de surface par le biais, dans le cas présent, du développement de colonies bactériennes particulières.

Mise en œuvre

La croissance cellulaire et la production d'exopolysaccharides par des bactéries comme *Klebsiella sp* réduisent la perméabilité en surface du tas. De plus, l'activité bactérienne elle-même consomme de l'oxygène et les eaux de percolation résiduelles se trouvent appauvries en oxygène dissout.

Ceci n'est applicable que sur une matrice fine à perméabilité initiale réduite et nécessite un apport nutritif pour la survie de la colonie bactérienne, donc un suivi dans le temps.

Avantages

Inconvénients

- Le biofilm nécessite un suivi régulier.
- Pour la survie de la colonie bactérienne, il faut maintenir une humidité minimale, ce qui est problématique en milieu trop aride.

Coûts

Exemples d'application

Tests colonnes uniquement, pas d'applications grandeur nature.

Fiches techniques

R1_3

Encroûtements chimiques

Principe général

Création d'une couche superficielle de faible perméabilité limitant ou supprimant l'infiltration d'eau météorique et la diffusion de l'oxygène par réaction chimique entre les résidus sulfurés et un réactant alcalin (terminologie anglo-saxonne : Hardpan).

Mise en œuvre

La réaction chimique se fait entre les sulfures des résidus et un apport de calcaire (CaCO_3) ou de chaux (CaO), en présence d'eau de pluie. La réduction de la perméabilité est assurée par la précipitation de gypse et d'oxyhydroxydes de fer, sur le même principe que les amendements alcalins (fiche R7).

Avantages

- La couche de gypse et d'hydroxydes est un bon support pour une revégétalisation.
- Les dommages pouvant être subis par l'encroûtement peuvent s'auto-réparer s'il y a en présence suffisamment de calcaire et de sulfures.

Inconvénients

Pour des résidus miniers déjà partiellement altérés, la partie superficielle ne contient plus assez de sulfures pour que réaction puisse avoir lieu. Il faut soit ajouter des sulfures frais en surface, soit laisser la réaction se produire en profondeur (donc sans contrôle direct de ce qui se passe).

Coûts

Exemples d'application

- Beaucoup de tests en colonne.
- Application grandeur réelle sur les tailings de Falconbridge Ltd's East Mine : l'encroûtement permet effectivement une réduction des quantités d'oxygène disponible dans les eaux de percolation et une réduction de ces eaux. Les coûts se situent entre 30 000 et 50 000 \$ à l'hectare traité.

Fiches techniques

R2

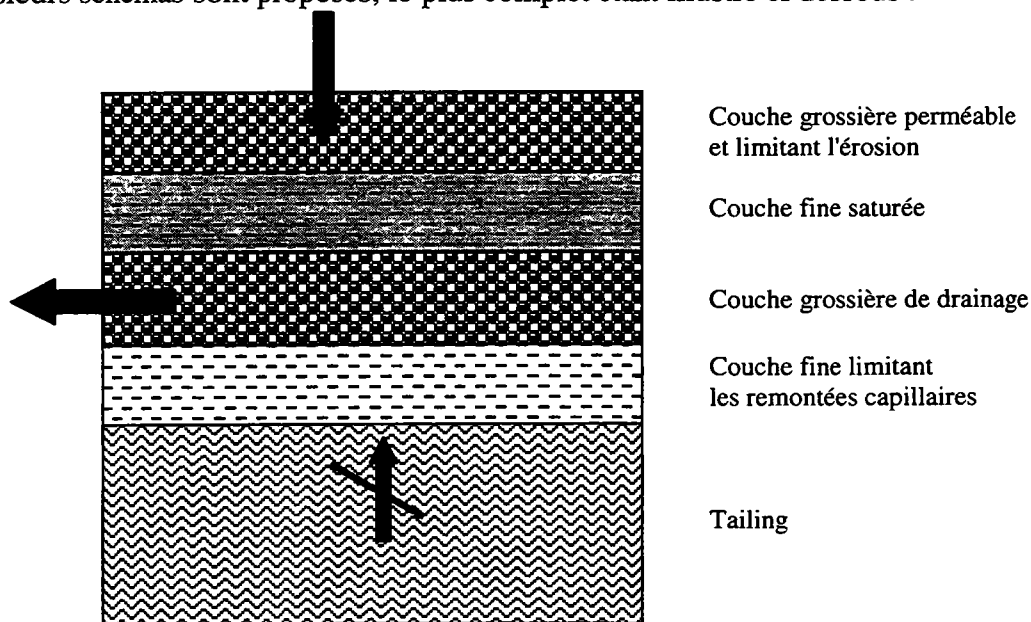
Couvertures multicouches

Principe général

Le principe consiste à maintenir une couche saturée en eau en l'associant à des couches de perméabilité différente (barrière capillaire, en anglais wet cover).

Mise en œuvre

Plusieurs schémas sont proposés, le plus complet étant illustré ci dessous :



La couche fine saturée doit avoir une forte rétention capillaire, contrairement aux couches drainantes situées de part et d'autre, de manière à éviter la désaturation. La couche superficielle a également pour objectif de limiter le dessèchement de la couche fine.

La couche fine peut être constituée d'argile ou de tailings sans sulfures ou désulfurés

La variante la mieux documentée ne comporte que 3 couches : une couche compactée de faible perméabilité, une couche non compactée drainante et un sol superficiel.

Une variante à deux couches a été testée en milieu semi-aride : les résidus sont recouverts d'une couche compactée de faible perméabilité puis d'une couche grossière dimensionnée pour stocker toutes les précipitations et les relarguer par évapotranspiration.

Avantages

- Ce principe permet un bon isolement des résidus à la fois vis-à-vis de l'eau et donc de l'oxygène. La couche superficielle peut être recouverte d'une couche de revégétalisation.
- Sur les exemples in situ, il est montré que l'infiltration résiduelle est inférieure à 5 % des précipitations totales (pluviométrie).

Inconvénients

- Risques de dénoyage ou d'infiltration latérale désaturant la couche fine ou mettant en charge la couche grossière.
- L'eau contenue dans le tas avant recouvrement peut continuer durablement à s'écouler et donc à relarguer des polluants dans le milieu environnant.
- La croissance naturelle d'espèces arbustives peut détériorer la couche fine saturée et la rendre poreuse.
- En milieu semi-aride à aride, la saturation est problématique.

Coûts

Les seuls coûts publiés concernent la mine d'Equity silver (Canada) : \$ 35 000/ha.

Exemples d'application

1. Equity Silver Mine (Canada) : couverture 3 couches, la couche inférieure compactée de 0,5 m d'épaisseur et la couche supérieure non compactée de 0,3 m d'épaisseur.
2. Martha Mine (Nouvelle Zélande) : couverture 3 couches :
 - couche inférieure de 1,5 m de résidus oxydés compactés (perméabilité inférieure à $1,10^{-8}$ m/s) ;
 - couche drainante de 0,5 m d'épaisseur ;
 - sol végétal.
3. Rum Jungle copper-uranium mine, Australia : la couverture est constituée de bas en haut par :
 - banquette argileuse ;
 - couche de rétention d'eau ;
 - niveau de gravier anti-érosion.

Le dimensionnement des différentes couches n'est pas spécifié.

Fiches techniques

R3

Barrières consommant de l'oxygène

Principe général

Placer une barrière consommant de l'oxygène en surface de manière à ce que l'eau de percolation perde son pouvoir oxydant (terminologie anglaise : reactive dry cover).

Mise en œuvre

Le matériau constituant la barrière est de type organique : tourbe, compost végétal, boue de station d'épuration stabilisée à la chaux, boues de papeterie. L'oxydation de la matière organique permet une forte consommation de l'oxygène présent dans l'eau de pluie.

Avantages

- Les matériaux organiques sont facilement disponibles où que l'on soit.
- Mise en œuvre simple, sans gros travaux.

Inconvénients

- Durée de vie du système inconnue.
- Risque mineur de contamination par des phénols et des tanins.
- Risque de combinaison de composés organiques et d'hydroxydes de fer produisant une réduction bactérienne du fer qui pourrait conduire à la dissolution des co-précipités de minéraux lourds.

Coûts

Non communiqués.

Exemples d'application

Une expérience a été menée en plaçant une couche de 1 m de mélange de cendres volantes et de boue de papeterie compactée et recouverte de 0,5 m de déchets de bois mélangé à des tills glaciaires grossiers. La cendre donne une faible perméabilité et joue le rôle de barrière de diffusion. Le fort taux d'hydroxyde de calcium des cendres peut également jouer un rôle inhibiteur vis-à-vis des bactéries acidophiles.

Fiches techniques

R4

Ennoyage (Flooding)

Principe général

La diffusion de l'oxygène dans l'eau étant 10 000 fois inférieure à celle dans l'air, le stockage des résidus sous couverture d'eau réduit considérablement l'oxydation, s'il n'y a pas d'oxygénation par convection.

Mise en œuvre

L'ennoyage peut se pratiquer en « back filling » de carrière ou mine, dans des lacs naturels, des lacs artificiels ou même en mer (dans la terminologie anglo-saxonne ces techniques sont connues sous divers vocables : flooding, subaqueous deposition, submarine deposition).

Avantages

- Réduction forte de la génération d'acidité des résidus ennoyés.

Inconvénients

- L'ennoyage de résidus déjà partiellement oxydés risque de provoquer un pic de pollution en métaux par libération de l'eau de porosité et dissolution de certains MDM.
- L'ennoyage en lac artificiel peut présenter un risque de dénoyage et donc de reprise de l'oxydation et libération de métaux.
- Suivi très difficile à impossible si l'ennoyage se fait en fond de mine ou en mer.
- Dans le cas de minerai uranifère, la solubilité du ^{226}Ra semble augmenter avec la profondeur de submersion.
- Dans les différentes études, aucune règle n'apparaît concernant les problèmes de bioaccumulation.

Coûts

Exemples d'application

- Tailings uranifères dans Elliot Lake (Ontario).
- Tailings dans le Mandy Lake (Manitoba).
- Tailings de la mine Ag, Pb, Zn de Black Angel (Groendland) déposés en mer dans un Fjord.

Fiches techniques

R5

Inhibition bactérienne

Principe général

Inhibition de l'activité bactérienne, catalysant les réactions d'oxydation des sulfures par ajout de bactéricides ou de produits tensioactifs.

Mise en œuvre

- Procédé ProMac : application d'un surfactant (non communiqué) soit en spray soit en boulette, qui détruit les bactéries oxydantes.
- Autres procédés : les produits utilisés peuvent être : sodium lauryl sulfate ou SLS ($C_{12}H_{25}NaO_4S$), alkyl benzène sulfonate, benzoate, sorbate de potassium, en épandage de surface.

Avantages

Les réactants peuvent être directement appliqués sur les dépôts de résidus, sans reprise mécanique.

Inconvénients

Les bactéricides sont relativement solubles dans l'eau et leur temps de résidence est mal connu. La fréquence d'application des produits n'est donc pas maîtrisée. La présence de MDM peut réduire considérablement l'efficacité des produits utilisés.

Coûts

- Procédé ProMac : \$0,08/t sur des résidus de mines de charbon, soit 50 g/t de résidu. Le taux de renouvellement des réactifs n'est pas spécifié.
- SLS : \$2,5/l. Les quantités à appliquer ne sont pas spécifiées.

Exemples d'application

Echelle pilote.

Fiches techniques

R6

Enrobage des surfaces sulfurées

Principe général

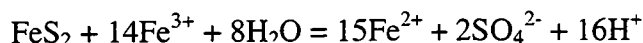
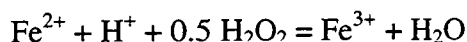
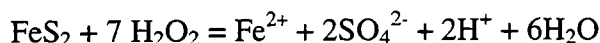
Il s'agit de faire percoler un effluent qui, par réaction chimique avec les sulfures, va précipiter un sous-produit sur ces sulfures, les isolant ainsi de l'oxydation (sans faire de publicité, c'est le procédé Framétaux que tout le monde connaît). Selon les réactifs mis en jeu, on distingue plusieurs variantes :

- enrobage aux hydroxydes de fer ;
- enrobage aux phosphates de fer ;
- enrobage avec des hydroxydes de fer silicatés ;
- acétylacétonate de fer ;
- enrobage dans une matrice siliceuse.

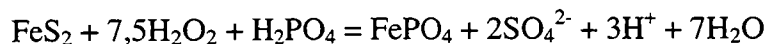
Description des différentes variantes

1. Encapsulation en matrice siliceuse ou micro-encapsulation siliceuse (SME : Silica Micro Encapsulation, mis en oeuvre par la société Keeco (Canada). Appliquée aux sols et aux eaux contaminées par des métaux, la méthode consiste à encapsuler les métaux dans une matrice siliceuse. Dans le cas des solides, il s'agit d'un mélange avec un réactant KB-SEATM en poudre mélangé au solide. Après traitement, les sols peuvent être revégétalisés.
2. Enrobages ferriques : l'oxydation est forcée par ajout d'un oxydant (H₂O₂) et contrôlée par un tampon pH et un réactant (silicate de sodium, acétylacétonate, phosphate de sodium, acétate de sodium) de manière à faire précipiter sur les surfaces sulfurées soit des hydroxydes de Fe-Si, des acétylacétonates de fer, du phosphate de fer.

L'oxydation de la pyrite en présence d'eau oxygénée est la suivante :



En présence de phosphate, la réaction peut s'écrire :



En présence seulement d'un tampon pH à l'acétate de sodium, la réaction devient :



Ces méthodes ont été testées essentiellement en laboratoire ou en pilote (essais colonne).

Avantages

- Traitement du problème de DMA à sa source.

Inconvénients

- Stabilité à long terme.
- Action sur des sulfures autres que la pyrite.
- Comportement sur des résidus déjà partiellement oxydés.

A part le procédé SME qui peut théoriquement être réalisé in situ (le taux d'enrobage des sulfures n'est alors pas maîtrisé), ces méthodes nécessitent une reprise mécanique de l'ensemble des résidus dont le coût peut être important. Ce sont plutôt des procédés à mettre en œuvre en cours d'exploitation.

Coûts

Les coûts de mise en œuvre sont peu détaillés mais pour l'ensemble des méthodes devrait se situer autour de \$1/t pour le traitement, sans prendre en compte la manipulation des résidus.

Exemples d'application

Spring Hill Mine Tailing : micro-encapsulation en matrice siliceuse.
Toutes les autres études sont à l'échelle laboratoire.

Fiches techniques

R7

Amendements alcalins

Principe général

Faire en sorte que les eaux de percolation aient un pouvoir tampon suffisant pour neutraliser l'acidité dès sa production (éviter l'auto-entretien des réactions d'oxydation), précipiter les métaux mis en solution et si possible former un encroûtement imperméabilisant.

Mise en œuvre

L'amendement peut être déposé en surface du tas de résidus ou incorporé dans les résidus soit en mélange homogène soit en alternance de couches, voire en tranchées pour les eaux de ruissellement de sub-surface.

Avantages

- Mise en œuvre relativement simple dans le cas d'un simple recouvrement par l'amendement.
- De nombreux produits peuvent être utilisés : carbonates, hydroxydes, chaux, roche phosphatée, carbamates,...

Inconvénients

- La quantité d'amendement nécessaire est mal connue.
- La maturation naturelle des minéraux néoformés peut entraîner un relargage de métaux.
- Pour être efficace, l'amendement doit être sous forme très fine et peut alors être entraîné par les eaux de ruissellement.

Coûts

Très variable selon l'amendement utilisé. Une moyenne grossière serait de l'ordre de \$US 1 par tonne de résidu.

Exemples d'application

BRGM
SERVICE RESSOURCES MINÉRALES
Unité Valorisation, traitement des données
BP 6009 – 45060 Orléans cedex 2 – France – Tél. : 33 (0)2 38 64 34 34