

R

Rp-50626

*Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de
Rosia Poieni (Roumanie)*

Etude réalisée dans le cadre des opérations de Recherche Scientifique

Décembre 2000
BRGM RP-50626-FR



Mots clés :

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

Brunet J.F., Coste B. (2000) - Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie). Rap. BRGM RP50626-FR, 116p., 13 figures, 18 tableaux, 4 photographies, 3 annexes.

© BRGM, 2000, ce document ne peut être reproduit en totalité ou en partie sans l'autorisation expresse du BRGM.

Synthèse

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du projet EUREKA (projet Biodump EU1705). A la suite du projet de traitement par voie biologique des résidus miniers de la mine Rosia Poieni, il a été décidé une deuxième phase du programme visant à proposer des solutions techniques de réduction du phénomène de drainage minier acide (DMA) relargué par les effluents de la mine. Cette deuxième phase prévoit l'établissement d'un cahier des charges visant à mettre en place des techniques de remédiation adaptées au contexte de la mine de Rosia Poieni.

Le présent rapport rédigé dans le cadre de cette deuxième est une étude bibliographique dont les objectifs sont de :

- réaliser un premier tour d'horizon des méthodes pouvant faire l'objet d'un examen plus approfondi afin de répondre à la situation de la mine de Rosia Poieni ;
- rappeler le contexte général de formation et les principales caractéristiques des DMA.

L'étendue du site roumain et sa complexité ne permettent pas la mise en place d'une technique simple et unique de remédiation. Les solutions aux problèmes des DMA sont multiples mais ne peuvent pas être appliquées d'emblé à tous les sites miniers. Dans l'état actuel des connaissances, de longues études préparatoires sont nécessaires afin de choisir la technique ou la combinaison de techniques susceptibles d'apporter une amélioration. Les techniques préventives qui permettent d'agir le plus en amont (méthodes minières entre autres) de la formation des écoulements acides sont simples, relativement efficaces et moins coûteuses que les méthodes de traitement des effluents plus en aval.

Dans le cas de la mine de Rosia Poieni, ces techniques n'ont pas été mises en pratique pendant la période d'activité de la mine. Toutefois, il est sans doute encore possible de limiter le volume des effluents et la propagation du phénomène en tentant de maîtriser les flux. Ces actions pourraient faire l'objet d'une opération d'urgence.

Dans les conditions actuelles du site minier, le traitement des effluents s'avèrera nécessaire. Plusieurs techniques décrites ici pourraient apporter un élément de réponse au DMA. Les méthodes employant des drains calcaire et des barrières réactives semblent particulièrement encourageantes. Cependant leur application nécessite une étude préalable approfondie du site et de son contexte.

Compte-tenu de l'état des connaissances sur ces techniques et des études préliminaires sur le site s'avèrent nécessaire avant une réhabilitation d'ensemble.

Sommaire

1. Introduction	11
2. Généralités sur les Drainages Miniers Acides	13
2.1. Caractéristiques principales des DMA	13
2.2. Mécanismes de formation des DMA	16
2.2.1. Mécanismes physiques	16
2.2.2. Mécanismes biologiques et chimiques	17
2.3. Facteurs influençant la formation des DMA	22
2.3.1. Facteurs primaires	22
2.3.2. Facteurs secondaires	22
2.3.3. Facteurs tertiaires	23
2.4. Atténuation naturelle des DMA	23
3. Les conséquences environnementales des DMA	25
3.1. Conséquences chiffrées des DMA	25
3.2. Les principaux effets des DMA	26
3.3. Conséquences environnementales selon le polluant	30
3.3.1. L'acidité	30
3.3.2. Les métaux	31
3.3.3. Le sulfate	32
3.3.4. Les matières en suspension	33
4. Prévision et surveillance des DMA	34
4.1. Diagnostic sur la source : la roche	34
4.1.1. Les tests géochimiques statiques	35
4.1.2. Les tests géochimiques cinétiques	37
4.2. Diagnostic sur le vecteur : l'eau	37
4.3. Diagnostic sur la cible : le milieu naturel	38
5. Réglementations en vigueur au sein de l'Union Européenne	40
5.1. Réglementation de l'Union Européenne	40
5.1.1. Directive 75/442/CEE du Conseil du 15 juillet 1975, relative aux déchets	41
5.1.2. Directive 91/156/CEE du Conseil du 18 mars 1991, relative aux déchets	41
5.1.3. Directive 76/464/CEE du Conseil du 4 mai 1976, relative aux substances dangereuses	41
5.1.4. Directive 80/68/CEE du Conseil du 17 décembre 1979, relative à la protection des eaux	42
5.1.5. Evolution en cours de la réglementation européenne	42
6. La mine de ROSIA POIENI (Roumanie)	45
6.1. Présentation	45
6.2. Les sources de DMA sur le site	47

7. Revue des méthodes préventives et curatives appliquées à la source des DMA	49
7.1. Méthodes minières	49
7.1.1. Maîtrise des écoulements d'eau	50
7.1.2. Retrait de la pyrite des déchets miniers.....	50
7.1.3. Gestion des zones de stockage	50
7.2. Confinement.....	51
7.2.1. Ennoisement de la mine.....	51
7.2.2. Couverture d'eau	51
7.2.3. Couverture de sol	52
7.2.4. Couverture organique.....	52
7.2.5. Couverture multicouche	53
7.2.6. Confinement au moyen de géotextiles	53
7.3. Ajout de produits inertants ou inhibiteurs	54
7.3.1. Interception de l'oxygène dissous	54
7.3.2. Ajout de neutralisant	54
7.3.3. Ajout de phosphate.....	54
7.3.4. Ajout d'oxyde de manganèse	55
7.3.5. Inhibition bactérienne.....	55
7.3.6. Ajout de mélanges.....	56
7.4. Méthode biologique.....	58
7.4.1. Biolixiviation accélérée.....	58
8. Généralités sur les traitements des effluents acides miniers	59
8.1. Généralités.....	59
8.2. Les traitements actifs.....	59
8.3. Les traitements passifs	60
8.4. Bilan des revues des traitements	61
9. Revue des Traitements Actifs des effluents	62
9.1. Ajustement du pH	62
9.1.1. Neutralisation	62
9.1.2. Les problèmes associés aux boues produites lors des neutralisations.....	65
9.2. Précipitation	66
9.2.1. Précipitation des métaux par des réactifs sulfurés	66
9.2.2. Précipitation du fer par le phosphate.....	67
9.2.3. Piégeage du sulfate sous forme d'ettringite	67
9.3. Bioprécipitation.....	68
9.3.1. Fermenteurs de Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR)	68
9.4. Echange d'ions	69
9.4.1. Adsorption sur des argiles ou leurs dérivés.....	69
9.4.2. Adsorption sur résine	69
9.4.3. Extraction en phase liquide	70

9.5. Inertage.....	70
9.5.1. Micro-encapsulation en matrice de silice.....	70
9.6. Procédés électriques.....	71
9.6.1. Electrolyse.....	71
9.6.2. Electrocoagulation.....	71
10. Revue des Traitements Passifs des effluents.....	72
10.1. Ajustement du pH.....	72
10.1.1. Canal de calcaire ouvert.....	72
10.1.2. Drain Calcaire Anoxique.....	73
10.1.3. Bassin de calcaire.....	74
10.1.4. Lit de calcaire fluidisé.....	74
10.2. Marais épurateurs et procédés dérivés.....	75
10.2.1. Wetland anaérobie.....	76
10.2.2. Wetland aérobie.....	77
10.2.3. Bioréacteur de bactéries sulfato-réductrices (BSR).....	78
10.2.4. Films de micro-algues.....	79
10.2.5. Procédé Pyrolusite®.....	80
10.2.6. Réacteur à flux vertical.....	80
10.2.7. Phytoremédiation.....	81
10.2.8. Biosorption.....	82
10.3. Barrières réactives souterraines.....	83
10.3.1. Barrière chimique.....	83
10.3.2. Barrière biologique.....	83
11. Aide à la sélection de traitements.....	85
11.1. Choix d'un procédé de traitement.....	85
11.2. Méthodologie globale.....	88
12. Conclusion - Recommandations.....	91
Bibliographie.....	95
Références bibliographiques :.....	95
Références des sites Internet.....	99
Lexique des abréviations et formules.....	104
Définitions.....	107

Liste des annexes

Ann. 1 – Solubilités du fer, zinc et du cuivre en solution

Ann. 2 – Coût de maintenance du traitement des DMA par neutralisation

Ann. 3 – Schémas récapitulatifs pour le choix des procédés passifs

Liste des illustrations

FIGURES

Figure 1. Schéma du phénomène de réaction de régénération du fer(II) déterminant dans la propagation du DMA.....	20
Figure 2. Schéma récapitulatif des réactions primaires et secondaires qui se déroulent au cours d'un phénomène de DMA. D'après Nordstrom (1982) in « Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania ».....	21
Figure 3. Répartition des macroinvertébrés et des poissons dans la partie polluée d'une rivière recevant un DMA [9].....	29
Figure 4. Résultats d'une étude réalisée sur les cours d'eau de Pennsylvanie affectés par les DMA. Effet du pH sur le nombre d'espèce de poissons [9].....	31
Figure 5. Rosia Poieni (Roumanie). Evolution du pH, du fer et du cuivre dans l'eau à la sortie de la lagune de décantation en fonction du temps [6].....	45
Figure 6. Schéma en coupe d'un drain calcaire ouvert.....	72
Figure 7. Schéma en coupe d'un drain calcaire anoxique.....	73
Figure 8. Schéma d'un lit de calcaire fluidisé.....	75
Figure 9. Schéma en coupe d'un wetland aérobie.....	77
Figure 10. Schéma en coupe d'un bioréacteur d'après THOMPSON [40].....	79
Figure 11. Schéma en coupe transversale d'un réacteur à flux vertical.....	81
Figure 12. Choix et dimensionnement d'un traitement passif selon HEDIN (1992) [17].....	86
Figure 13. Méthodologie possible pour le déroulement d'un chantier de traitement d'un effluent de DMA.....	89

TABLEAUX

Tableau 1. Caractéristiques des DMA dans les mines de charbon selon PAINE (1987) [27].....	14
Tableau 2. Caractéristiques générales des DMA dans les mines métalliques.....	14
Tableau 3. Caractéristiques d'un DMA dans une mine de plomb et de zinc [44].....	15
Tableau 4. Coûts estimés de la restauration des eaux et du traitement des DMA au Canada, Etats-Unis, et Australie.....	25
Tableau 5. Concentrations limites recommandées de quelques métaux pour la vie aquatique (exprimées en mg.L ⁻¹) [33].....	32
Tableau 6. Ordre de grandeur des rejets industriels en sulfate selon HARD [18].....	33
Tableau 7. Interprétation des résultats du test ABA.....	36
Tableau 8. Interprétation des résultats du test NAG.....	36
Tableau 9. Rappel des principales normes hollandaises des teneurs des eaux souterraines [36].....	38
Tableau 10. Classement des eaux d'exhaures en fonction du pH, de la conductivité et de la teneur en sels métalliques.....	38
Tableau 11. Diagnostic sur l'effluent en fonction de la classe (déterminée ci-dessus).....	38
Tableau 12. Récapitulatif des techniques préventives et curatives appliquées à la source des DMA.....	49
Tableau 13. Récapitulatif des techniques de traitement des effluents des DMA.....	61
Tableau 14. Tableau comparatif des traitements au calcaire à la chaux ou à la soude [45].....	64
Tableau 15. Comparaison des agents neutralisants composés de calcium ou de sodium selon BIGATEL [1].....	64
Tableau 16. Comparaison des coûts des différents réactifs neutralisants [1].....	64
Tableau 17. Classement des effluents en fonction de leur acidité ou alcalinité nette.....	85
Tableau 18. Principaux facteurs décisifs lors de l'évaluation d'un site d'après JARVIS (1997) [21].....	89

PHOTOGRAPHIES

Photographie 1. Au centre de l'image des bactéries Thiobacillus ferrooxidans fixées sur un grain de pyrite..... 18
Photographie 2. Rosia Poieni (Roumanie). Effluent à la sortie de la lagune..... 46
Photographie 3. Rosia Poieni (Roumanie). Confluence Sesi-Ariés. 46
Photographie 4. Bactéries sulfato-réductrices. Photographie réalisée au microscope optique au grossissement 1000. Chaque bactérie mesure 3 à 4 µm de long et 1 µm de large..... 68

1. Introduction

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du projet EUREKA (projet Biodump EU1705). A la suite du projet de traitement par voie biologique des résidus miniers de la mine Rosia Poieni, il a été décidé une deuxième phase du programme visant à proposer des solutions techniques de réduction du phénomène de drainage minier acide (DMA) relargué par les effluents de la mine. Cette deuxième phase prévoit l'établissement d'un cahier des charges visant à mettre en place des techniques de remédiation adaptées au contexte de la mine de Rosia Poieni. Le présent rapport rédigé dans le cadre de cette deuxième est une étude bibliographique. La suite de cette deuxième phase sera réalisée courant 2001 à partir des données techniques relatives au site de Rosia Poieni

Depuis les années 80, la mine de Rosia Poieni (Roumanie) exploite à ciel ouvert un gisement qui a produit environ 60 000 tonnes de cuivre métal. A partir de 1997, le BRGM a été sollicité pour la réalisation d'études visant à améliorer la productivité de la mine et/ou à orienter l'activité vers des techniques permettant la valorisation de minerai pauvre (projet Biodump Eureka EU 1705). Mais les études de faisabilité ont montré l'impossibilité de poursuivre l'exploitation ou de la diversifier de façon rentable. La mine de Rosia Poieni connaît une situation économique précaire qui conduit aujourd'hui les autorités roumaines à envisager sa fermeture.

Cependant, un phénomène courant d'acidification des eaux de surface et souterraines est apparu sur le site. En effet, le gisement contient des minéraux sulfurés qui en présence de l'oxygène de l'air et de l'eau s'oxydent en acide sulfurique et libèrent de fortes concentrations métalliques.

Ce phénomène dit de « drainage minier acide », ou DMA, est susceptible de se propager à partir de site la mine et des stocks de déblais miniers. Par un phénomène d'auto-entretien, il est capable dans certains cas, de perdurer plusieurs décennies, voire plusieurs siècles. Ces émissions d'acide et de métaux ont un impact très significatifs sur l'environnement et peuvent détruire toute trace de vie dans le milieu aquatique récepteur.

Sur le site de Rosia Poieni, l'effluent le plus important se situe à la sortie d'une lagune de décantation. Son débit atteint 200 l.s^{-1} à un pH de 2,7 et une concentration en cuivre de 14 mg.l^{-1} , soit un rejet de 242 kg de cuivre par jour. Le ruisseau Sesi qui reçoit cet effluent est fortement touché sur toute la partie finale de son cours avant de devenir un affluent de la rivière Ariés. Toutefois, des DMA apparaissent également en amont de la lagune, au niveau de l'exhaure de la mine et des tas de déchets miniers (déblais, rejets de laverie, stérile).

Il convient donc, dans le cadre de la fermeture de la mine, de procéder à des opérations de réhabilitation du site, de réduction et de traitement des effluents. Un accord signé en 1999 entre le BRGM et les instituts roumains de recherche et de développement minier, encourage le montage de partenariats sur la thématique de la fermeture et de la réhabilitation des sites miniers.

Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie)

Le BRGM a été sollicité pour proposer un programme répondant à cette thématique sur le site de Rosia Poieni. Une première proposition a été formulée en 2000 et a pour objectif :

- dans un premier temps, l'établissement du cahier des charges d'un programme de réduction du drainage minier acide, à réaliser en partenariat avec l'institut roumain IPROMIN de Bucarest, dans le cadre d'une réhabilitation du site de Rosia Poieni ;
- dans un second temps à la réalisation de ce programme dans les 2 années à venir sous la forme d'un projet de démonstration à financement européen (programme Life par exemple).

Ce rapport constitue une phase préliminaire de la première étape de cette proposition. Il est destiné à caractériser le phénomène des DMA en général et à cibler les solutions techniques susceptibles de s'adapter au contexte de la mine de Rosia Poieni. Une deuxième étape de définition d'un cahier des charges sur les étapes de réhabilitation à partir des données techniques fournies par les partenaires roumains est prévue courant 2001.

Après avoir rappelé les caractéristiques des DMA, les mécanismes et les différents paramètres à l'origine de l'acidification, ce rapport expose les conséquences de cette pollution pour l'environnement puis les méthodes permettant de diagnostiquer le phénomène. La Roumanie faisant partie des pays en phase de pré-accession dans l'Union Européenne, la réglementation en vigueur dans ce domaine au sein de l'Union et son évolution possible sont mentionnées.

Le chapitre suivant évoque rapidement la situation de la mine de Rosia Poieni des points de vue, historique, économique et environnemental. Le rapport réalise ensuite la revue des méthodes permettant de combattre les DMA et, *a priori*, adaptables à Rosia Poieni :

- prévention et rémediation au niveau de la mine et des tas de solides ;
- traitement des effluents.

Enfin, les moyens de choisir les méthodes les plus appropriées mentionnés dans la littérature sont abordés.

2. Généralités sur les Drainages Miniers Acides

L'affleurement naturel de roches contenant des minéraux sulfurés peut provoquer une oxydation suivie de l'acidification du milieu. Mais le phénomène est largement amplifié par les activités humaines (extraction minière, carrières et accessoirement construction routière, construction de bâtiment, d'aéroport).

Dans le secteur minier, le phénomène apparaît dans les mines souterraines et au contact des matériaux exposés à l'air libre (mines à ciel ouvert, minerais, rejets de traitement de minerais, stériles, déblais). Il a pour conséquence une augmentation de l'acidité, des teneurs en sulfates et en métaux dans les eaux de surface et souterraines du site. La production acide peut prendre une ampleur telle que des écoulements continus chargés de métaux se déversent depuis les sites d'origine vers le réseau hydrographique le plus proche, ou évoluent à travers l'aquifère.

De l'acide sulfurique se forme lorsque des minéraux contenant du soufre sous forme réduite (sulfures), s'oxydent après être entrés en contact avec de l'eau et de l'oxygène. Le taux d'oxydation des minéraux sulfurés présents conditionne le mécanisme. Dans certains cas, l'acidité produite est aussitôt neutralisée par la roche encaissante (calcaire). La solubilisation des métaux se produit sans acidification ou est stoppée par précipitation immédiate.

Deux paramètres démultiplient le mécanisme d'acidification :

- la présence de bactéries acidophiles ;
- le taux d'oxydation du fer ferreux en fer ferrique qui contribue à l'attaque du sulfure.

L'expression générique qui désigne ce phénomène est :

« Drainage Minier Acide » ou DMA.

2.1. CARACTERISTIQUES PRINCIPALES DES DMA

Les caractéristiques physico-chimiques des effluents acides varient d'un site minier à l'autre. On peut toutefois établir deux grandes catégories d'écoulements selon qu'ils ont pour origine une mine métallique ou une mine de charbon. Le Tableau 1 et le Tableau 2 fournissent, pour ces deux types de mines respectivement, les valeurs hautes et basses entre lesquelles se situent généralement les caractéristiques physico-chimiques des DMA. Les principaux métaux présents dans les mines de charbon sont en effet le fer, l'aluminium et le manganèse. Les mines métalliques contiennent une plus grande variété de métaux.

Paramètre	Unité	Valeur basse	Valeur haute
Débit	m ³ .h ⁻¹	200	600
pH		1,4	6,2
Acidité totale (exprimée en CaCO ₃)	mg.l ⁻¹	0	45 000
Fe	mg.l ⁻¹	1	10 000
Al	mg.l ⁻¹	1	2 000
Mn	mg.l ⁻¹	1	50
SO ₄	mg.l ⁻¹	1	20 000
Matière en suspension	mg.l ⁻¹	5	3 000

Tableau 1. Caractéristiques des DMA dans les mines de charbon selon PAINE (1987) [27].

Paramètre	Unité	Valeur basse	Valeur haute
Débit	m ³ .h ⁻¹	5	600
pH		1	5
Potentiel redox	mV/ref. Ag/AgCl	-	> 500
Conductivité	µS.cm ⁻¹	> 500	3 000
Acidité totale (exprimée en CaCO ₃)	mg.l ⁻¹	0	45 000
Fe	mg.l ⁻¹	1	30 000
SO ₄ ²⁻	mg.l ⁻¹	1	50 000
Al, Mn	mg.l ⁻¹	1	2 000
Zn, Cu	mg.l ⁻¹	-	200
As, Cd, Cr, Pb, Sb	mg.l ⁻¹	1	20
Sels dissous	mg.l ⁻¹	100	30 000

Tableau 2. Caractéristiques générales des DMA dans les mines métalliques.

Les effluents issus des mines métalliques contiennent aussi des éléments alcalins dissous par l'acidité (Ca, Mg, Na, K) [36], souvent du silicium et parfois des métaux comme le cobalt, le nickel, le strontium et l'uranium. L'élément lithium ainsi que le mercure sont rares et les autres métaux lourds encore moins fréquents.

Le

Tableau 3 fournit, par exemple, les principales caractéristiques d'un effluent issu d'une mine métallique et présentant une vaste panoplie d'éléments en solution.

Paramètre	Valeur	Unité
pH	2,2	-
Conductivité	48 000	μohms
Sulfate	63 000	mg.L^{-1}
Fer total	16 250	mg.L^{-1}
Zinc	14 560	mg.L^{-1}
Manganèse	2 625	mg.L^{-1}
Magnésium	1 500	mg.L^{-1}
Aluminium	347	mg.L^{-1}
Calcium	31,6	mg.L^{-1}
Cadmium	22,5	mg.L^{-1}
Cuivre	13,4	mg.L^{-1}
Nickel	4,8	mg.L^{-1}
Plomb	0,8	mg.L^{-1}
Potassium	0,7	mg.L^{-1}
Sodium	0,5	mg.L^{-1}
Chrome	0,3	mg.L^{-1}

Tableau 3. Caractéristiques d'un DMA dans une mine de plomb et de zinc [44].

Les débits des effluents miniers sont très variables d'un site à l'autre. Ils évoluent aussi en fonction des saisons d'un facteur 10 à 200 selon les sites. Ces variations dépendent :

- du climat ;
- de la pluviométrie ;
- de la quantité d'eau ruisselant sur le site ou s'infiltrant dans le massif dans la partie dénoyée ;
- des dimensions du bassin versant ;
- des caractéristiques des roches (présence de fracturation) ;
- des dimensions du site.

L'augmentation d'un débit d'exhaure ne signifie pas nécessairement une dilution des concentrations. Des phénomènes de lessivage et de solubilisation successifs peuvent entraîner au contraire une augmentation des teneurs avec le débit. Le suivi des eaux d'exhaure acides des sites miniers doit donc tenir compte des flux d'éléments dissous [45], c'est à dire, des quantités émises.

L'une des caractéristiques essentielles des DMA est leur durée. Les écoulements acides se manifestent pendant quelques années ou pendant quelques siècles, généralement jusqu'à épuisement de la source de sulfure. Ils apparaissent dès le début de l'exploitation, au cours de l'activité extractive, ou plusieurs années après la fermeture du site minier.

Les effluents issus de la mine, et les effluents ayant pour origine la percolation d'eau sur un tas de matériaux contenant des sulfures, peuvent présenter quelques différences. Les percolats sont plus sensibles aux variations pluviométriques. Ils contiennent des teneurs

en métaux relativement plus fortes dans la mesure où les matériaux sulfurés lixiviés auront pu subir une fragmentation augmentant leur surface de contact avec l'eau et l'air. Il est possible que ces percolats recèlent des traces des produits utilisés pour le traitement des minerais : mercure, réactifs de flottation, cyanure.

2.2. MECANISMES DE FORMATION DES DMA

Les minéraux impliqués dans la formation des DMA se trouvent depuis leur formation dans des conditions réductrices qui les préservent de toute réaction. Mais les travaux miniers les placent brusquement dans des conditions propices à l'oxydation. Le mécanisme d'acidification relève de la mise en présence de sulfures (S^{2-} et S_2^{2-}), de soufre (S^0) ou de thiosels ($S_2O_3^{2-}$) avec une source d'eau et une source d'oxygène.

L'une des particularités de la pollution des DMA est son aptitude à se propager et s'auto-entretenir. Trois mécanismes sont responsables de ce phénomène :

- l'action purement physique de l'homme qui place d'énormes quantités de matériaux dans des conditions d'instabilité chimique ;
- les actions biologiques et chimiques qui provoquent et amplifient une réaction en chaîne ;
- l'action de l'eau par son rôle de vecteur (écoulement gravitaire) et son rôle chimique au cours des dissolutions, cristallisations et hydrolyses successives.

2.2.1. Mécanismes physiques

Les écoulements acides se forment à partir de la percolation d'eau sur les tas de solides excavés et/ou dans les galeries en relation avec les mouvements de la nappe phréatique. Sur le terrain, les deux phénomènes sont souvent liés lorsque des stocks de solide ont été constitués à l'aplomb ou en amont des galeries. Lorsque les eaux acides ont simultanément les deux origines, elles sont la plupart du temps réunies avant traitement et rejet.

Percolation sur les tas de solides

Les matériaux extraits de la mine sur lesquels des effluents acides apparaissent par percolation sont de diverses natures :

- minerais pauvres en sulfures (haldes) ;
- stériles et rejets de traitement pauvres en métal précieux mais riches en sulfure ;

Les quantités produites et stockées peuvent atteindre plusieurs millions de tonnes. Au Canada par exemple, on compte en moyenne 99 tonnes de déchets miniers rejetés pour 1 tonne de cuivre produite. L'industrie minière canadienne génère ainsi, à elle seule, 650 millions de tonnes de déchets miniers par an.

Ces différents produits souvent stockés humides reçoivent aussi les pluies. Le phénomène biologique et chimique de formation des DMA s'enclenche alors par suintement ou ruissellement sur le lieu de stockage.

Eaux d'exhaure des galeries

Une mine exploitée représente plusieurs kilomètres de galeries (parfois jusqu'à 150 km). Ce sont autant de conduits susceptibles d'apporter de l'eau et de l'oxygène au contact du minerai. Les matériaux des mines à ciel ouvert et des carrières sont par définition soumis aux conditions atmosphériques. De plus, au cours de l'exploitation minière, l'eau de la nappe phréatique est souvent rencontrée et pompée hors de la mine. Il se produit un abaissement de la surface piézométrique qui « rince » les roches auparavant noyées. Cette situation provoque l'apparition de conditions oxydantes et une modification de l'interaction eau/roche. Un effluent acide peut apparaître en front de taille, à l'émergence de la nappe en fond de fosse ou en fond de carrière.

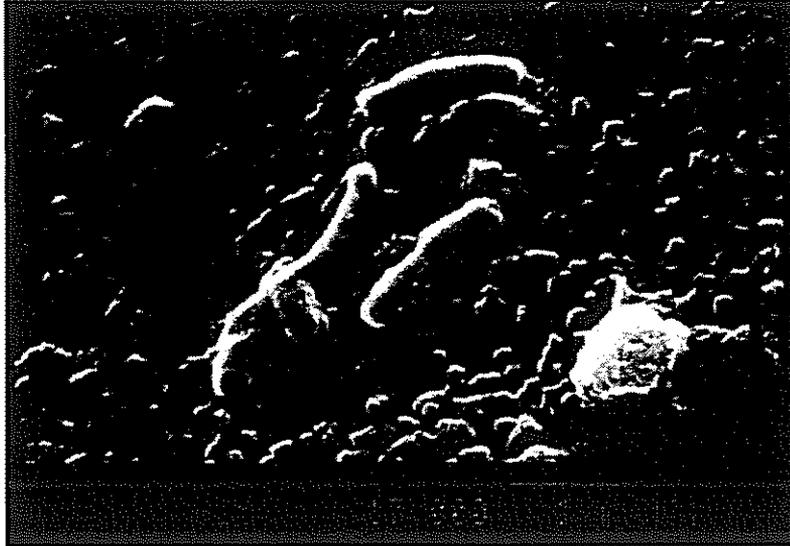
Après l'abandon de l'exploitation l'arrêt du pompage provoque la remontée des eaux et l'ennoyage des galeries qui vont éventuellement jouer le rôle de drain. Certains circuits hydrauliques anciens et des exutoires naturels se retrouvent activés. Le remplissage des interstices en conditions oxydantes par l'eau est propice à la dissolution de certains minéraux contenant des métaux. Au fil du temps, le circuit hydraulique retrouve des conditions réductrices et la qualité des eaux d'exhaure s'améliore d'abord rapidement (quelques mois à quelques années) puis plus lentement (quelques dizaines à quelques centaines d'années) [28].

2.2.2. Mécanismes biologiques et chimiques

L'apparition des DMA est favorisée par la présence de microorganismes qui tirent l'énergie nécessaire à leur croissance des réactions d'oxydo-réduction métalliques. Ces bactéries agissent comme de véritables catalyseurs des réactions chimiques qui se déroulent à la surface des minéraux et en solution. Les détails de ce phénomène sont encore mal compris et font l'objet de polémiques pour déterminer la réaction prédominante entre oxydation directe et indirecte (c.à.d. avec contact direct ou non des bactéries à la surface des sulfures).

Bactéries impliquées

La majorité des bactéries impliquées sont gram négatif, autotrophes, mésophiles, chimiolithotrophes et très tolérantes vis à vis de la plupart des métaux ainsi que de l'arséniate [11].



Photographie 1. Au centre de l'image des bactéries *Thiobacillus ferrooxidans* fixées sur un grain de pyrite. (Photographie prise au microscope électronique à balayage au grossissement X 17 000. BRGM).

Ces microorganismes tirent leur énergie des réactions d'oxydation du soufre et du fer. Ainsi, les plus souvent décrits sont des thiobacilles dont on distingue quelques représentants sur la Photographie 1. Il s'agit de *Thiobacillus thiooxidans* et *Thiobacillus ferrooxidans*. Ces bactéries se développent préférentiellement entre 25 et 35°C. *T. thiooxidans* est le plus tolérant à l'acide (pH de croissance compris entre 0,5 et 4) [27].

D'autres espèces ont été identifiées comme :

- *Sulfobacillus thermosulfidooxidans* (isolée au BRGM) ;
Il s'agit d'une bactérie de l'espèce *Sulfolobus*. Elle est thermophile et oxyde le soufre et le fer. Elle croît entre pH 1 et 3 à une température comprise entre 50 et 90°C. Dans les tas de solides comme dans les mines, les réactions exothermiques qui se déroulent peuvent augmenter la température jusqu'à au moins 60°C.
- *Thiobacillus caldus* ;
- *Leptospirillum ferrooxidans* ;
- *Metallogenium* [30] ;
- *Ferroplasma acidarmanus*.

Cette dernière bactérie appartient à l'ordre des *Thermoplasmatales* et a été identifiée sur le site de Iron Mountain. Elle est particulièrement résistante aux pH les plus bas, proches ou inférieurs à 0.

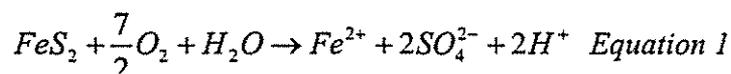
L'activité biologique varie en fonction des saisons (température, pluviométrie, interactions entre espèces) [10].

Les groupes de bactéries trouvées sur les sites sont des populations mixtes qui vivent en synergie et sont complémentaires les unes des autres. Certaines espèces réalisent les

réactions chimiques qui permettent à d'autres de croître. Certaines oxydent le soufre, d'autres le fer, d'autres encore, oxydent sans distinction le fer ou le soufre. Chaque souche participe à l'acidification du milieu et, selon son affinité pour un pH définit, se développe plus particulièrement. Elle crée alors un milieu favorable à une autre souche encore plus acidophile. Ces bactéries extrêmement résistantes ont également de grandes capacités d'adaptation à de nouvelles conditions.

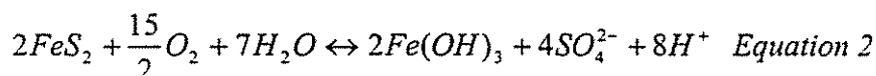
Principales réactions chimiques en jeu pour le fer

Les réactions chimiques principales qui donnent lieu à un DMA sont l'oxydation du fer et du soufre de la pyrite, le minéral sulfuré le plus commun. Cette réaction a lieu en présence ou en l'absence de bactéries selon l'équation 1 [36] :

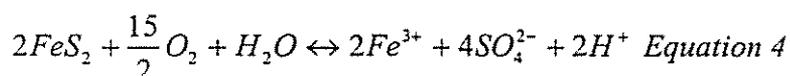
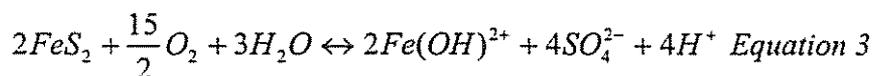


Cependant il s'agit d'une équation bilan car l'oxydation de la pyrite varie en fonction de l'évolution du pH. Ainsi selon TOULHOAT [41], l'oxydation se déroule préférentiellement selon les équations 2 à 5 selon que l'acidité est faible, moyenne ou forte :

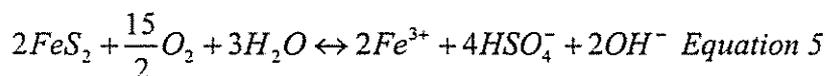
- Oxydation de la pyrite en milieu peu acide :



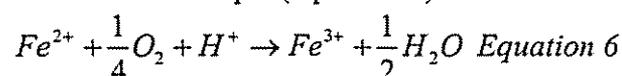
- Oxydation de la pyrite en milieu de plus en plus acide :



- Protonation des sulfates à un pH inférieur à 2 :

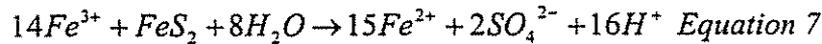


Cependant la réaction déterminante, comme le souligne le DEP (Department of Environmental Protection, Pennsylvanie, Etats-Unis) (source : site Internet DEP), est l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique (équation 6) :



La cinétique de cette réaction varie en fonction du pH. La vitesse de la réaction est rapide lorsque le pH est proche de 5 (même en l'absence de bactéries). Elle est lente entre pH 2 et 3.

L'importance de cette réaction réside dans le fait qu'elle produit du fer ferrique qui va être capable à son tour de réagir en chaîne sur la pyrite selon l'équation 7.



Cette réaction permet au phénomène de production de DMA de s'auto-entretenir comme le décrit la Figure 1. Il se propage alors de façon similaire à un incendie auquel on l'a d'ailleurs déjà comparé. De même que la combustion produit de la chaleur qui déclenche la combustion d'autres matériaux, l'oxydation des sulfures produit du fer ferrique (et des bactéries) qui génèrent l'oxydation d'autres sulfures.

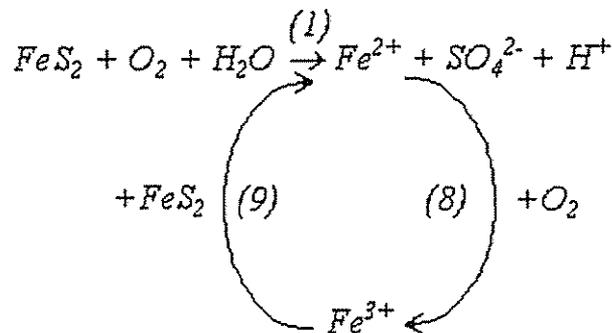


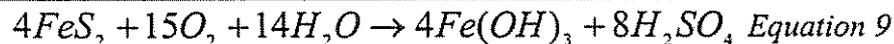
Figure 1. Schéma du phénomène de réaction de régénération du fer(II) déterminant dans la propagation du DMA.

La production de fer ferrique entraîne un autre aspect aggravant. Il s'agit de l'acidification par l'hydrolyse due aux ions Fe^{3+} selon la réaction suivante (équation 8) :



A ce stade, cette réaction entraîne une précipitation d'hydroxyde de fer si le pH est supérieur à 3,5 (voire aux valeurs supérieures à pH 2,3 selon HARCOURT [16]). Ce phénomène libère rapidement de fortes quantités d'acide.

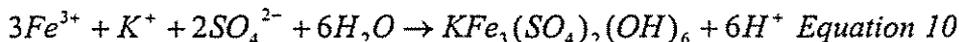
La réaction bilan qui décrit la totalité du phénomène est fournie par l'équation 9.



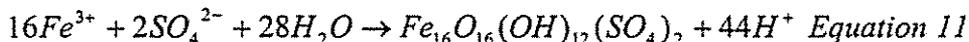
Réactions secondaires concernant le fer

Dans la nature, le phénomène de DMA donne ensuite lieu à des réactions d'oxydation, de dissolution, de précipitation et de recristallisation successives qui produisent de nombreux composés minéraux selon, par exemple, les équations 10 à 13 [19].

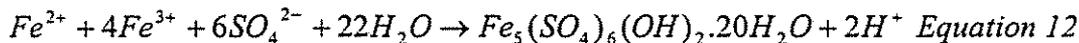
Production de jarosite :



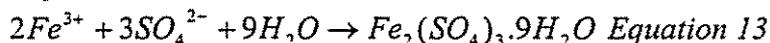
Production de schwertmannite :



Production de copiapite :



Production de coquimbite :



On observe la formation d'oxydes secondaires et d'oxyhydroxysulfates dans le lit des rivières en période sèche (oxyhydroxysulfate de fer de type copiapite - $Fe^{2+}Fe^{3+}_4(SO_4)_6(OH)_2 \cdot 20H_2O$).

Ces précipités constituent des réserves temporaires de métaux. Ils sont dissous pendant les périodes de pluies intenses ou au cours des inondations. Les polluants métalliques et les sulfates sont alors libérés et l'acidité de l'eau augmente. Les oxyhydroxysulfates et hydroxydes de fer insolubles comme la jarosite ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$) et la goéthite ($FeO(OH)$) sont des «stocks» à plus long terme [19]. L'ensemble des réactions est rappelé dans la Figure 2.

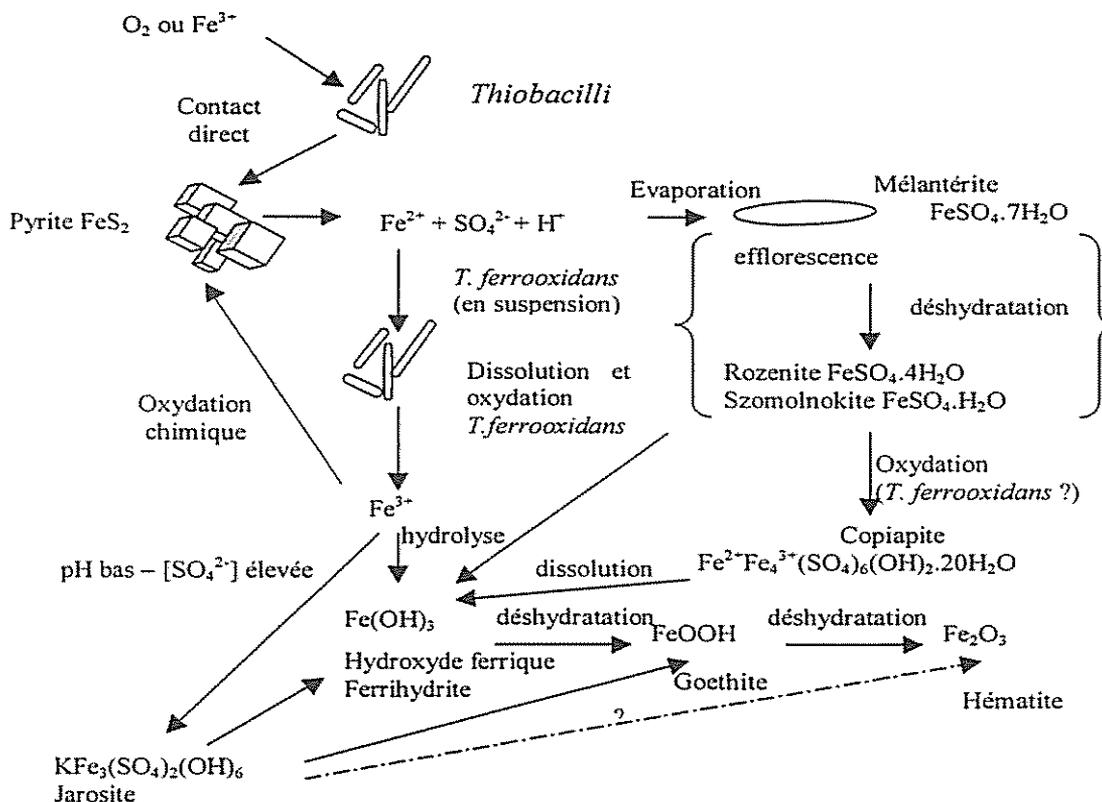


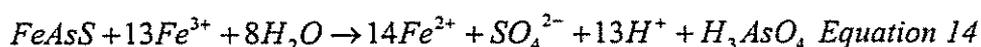
Figure 2. Schéma récapitulatif des réactions primaires et secondaires qui se déroulent au cours d'un phénomène de DMA. D'après Nordstrom (1982) in « Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania ».

Réactions chimiques de solubilisation des autres éléments

Les autres minéraux sulfurés présents participent également aux réactions primaires et secondaires, et leur dissolution libère leurs métaux et d'autres composants :

blende (Zn), galène (Pb), chalcopryrite (Cu/Fe), pyrrhotite (Fe), arsénopyrite (As/Fe)

Les réactions incluent la participation du fer déjà en solution, conduisent toujours à la formation d'acide sulfurique, et souvent à la production complémentaire d'acidité par hydrolyse et précipitation. Ainsi, l'arsénopyrite, par exemple, est oxydée selon des voies similaires à celles de la pyrite en présence ou non de bactéries. On notera qu'elle subit également l'attaque oxydante de l'ion fer(III) qui propage le phénomène de DMA selon la réaction de l'équation 14.



2.3. FACTEURS INFLUENÇANT LA FORMATION DES DMA

Aucun site minier n'est identique à un autre et les combinaisons de conditions qui favorisent la formations de DMA sont multiples. Toutefois, certains auteurs classent par ordre d'importance, les facteurs influençant l'apparition des eaux acides [11].

2.3.1. Facteurs primaires

Parmi les facteurs primaires qui déclenchent le DMA, on distingue :

- la disponibilité de l'eau pour l'oxydation et le transport ;
- la disponibilité de l'oxygène ;
- les caractéristiques physiques du solide.

Et à un moindre degré :

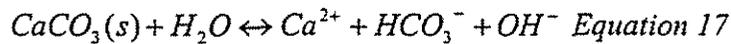
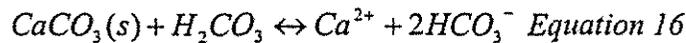
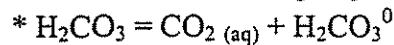
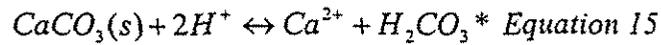
- la température ;
- le pH initial ;
- l'équilibre Fe(II)/Fe(III) ;
- l'activité microbiologique.

2.3.2. Facteurs secondaires

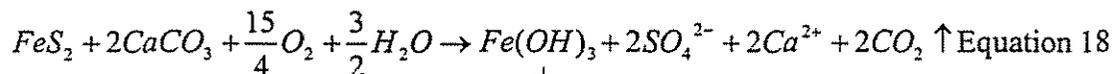
Les facteurs secondaires agissent une fois le mécanisme de formation d'acidité déjà en place. Parmi eux on compte :

- la présence de minéraux susceptibles de neutraliser l'acidité. Les carbonates sont les seuls candidats possibles. Les silicates, aluminosilicates (mica et argiles) sont exclus. Ces réactions font intervenir le pH du milieu, la pression partielle en CO₂, et

l'activité des différents ions et molécules en présence à la surface de la calcite. Il s'agit essentiellement des réactions décrites par les équations 15 à 17 [7].



L'équation bilan de cette neutralisation s'écrit selon l'équation 18.



- l'influence du pH sur l'équilibre Fe(II)/ Fe(III). Si le pH est faible le fer ferrique reste en solution et se comporte comme un oxydant. Si le pH est supérieur à 3,5 le Fe(III) précipite sous forme d'hydroxyde.
- la pression partielle de l'oxygène. Si elle croît, le taux d'oxydation croît. Cet effet est plus prononcé quand les bactéries sont actives parce qu'elles ont besoin d'oxygène pour leur respiration.
- la taille des particules dans le cas d'une percolation. Elle est généralement de l'ordre de 200 µm pour un tas de stérile et souvent inférieure à 0,2 mm pour un rejet de laverie.
- des effets galvaniques ayant pour origine les interactions électrochimiques entre les minéraux.

2.3.3. Facteurs tertiaires

Les facteurs tertiaires interviennent sur les DMA mais ne sont pas influencés en retour contrairement aux facteurs secondaires. Il s'agit :

- des effets du climat et de la météorologie (pluies et températures) ;
- du taux d'oxydation de la surface des minéraux ;
- de l'aptitude de l'air à circuler dans les stocks ;
- des caractéristiques physiques du matériau qui ont un effet sur le taux de percolation. Elles comprennent la taille, la dureté, la résistance aux intempéries des particules et la perméabilité des tas de matériaux formés ;
- de la chimie de l'eau réceptrice.

2.4. ATTENUATION NATURELLE DES DMA

L'atténuation naturelle des DMA survient en raison de l'épuisement de la source de sulfures ou des conditions hydrogéologiques (présence de calcaire, modification de la nature et des caractéristiques des eaux). Elle dépend également de la nature de l'origine du DMA (galerie de mine, déblais) et de la nature du gisement (métallique ou houiller).

Dans le cas des mines fermées, les mesures prises au préalable (méthode d'ennoiement des galeries) influencent l'aptitude à l'atténuation du DMA.

Les phénomènes d'atténuation naturelle ont été observés, étudiés et modélisés notamment en Pennsylvanie et au Nouveau Mexique (Etats-Unis) [53 ; 3]. En France, les Houillères du Bassin Centre Midi (HBCM) ont en charge des rejets chargés en fer et manganèse (proche de la neutralité toutefois) dont l'intensité diminue régulièrement. Cette atténuation autorise l'arrêt du traitement de l'eau après un fonctionnement de quelques années [4].

Mais dans la plupart des cas, l'atténuation naturelle de l'acidité demande plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'années avant de se produire. C'est pourquoi d'importants programmes de recherche sont en cours dans le monde pour étudier le phénomène.

3. Les conséquences environnementales des DMA

La conséquence environnementale des DMA la plus directe et aussi la plus évidente est l'acidification du milieu naturel. Ainsi, les DMA ont participé, avec l'industrie chimique et minière, à l'acidification des lacs d'Amérique du Nord. En Allemagne, après la fermeture des nombreuses exploitations de lignite en 1992, des dizaines de km² de lacs ont été créés. Dans le seul district minier de Lusatian, plus de 100 lacs présentent une acidité due aux DMA issus des déchets miniers.

Les méthodes de restauration imaginées, difficilement maîtrisables, ne sont pas non plus sans conséquences sur l'environnement. Par exemple une des solutions consiste à neutraliser l'acidité par des ajouts de calcaire directement dans les cours d'eau et dans les lacs. Cette technique a déjà été utilisée dans le nord de l'Italie sur le Lago d'Orta, où 1,3 km³ d'eau acide a été neutralisé par ajout de plus de 10 000 tonnes de calcaire. Par ailleurs, en Allemagne, SCHULTZE et GELLER suggèrent l'ajout de matière organique dans les lacs afin de favoriser la mise en place de conditions réductrices (bactéries sulfato-réductrices) et la précipitation des métaux et du soufre sous forme de sulfures métalliques. Cette méthode, qui passe par une phase de forte eutrophisation, ne fait pas l'unanimité [39].

3.1. CONSEQUENCES CHIFFREES DES DMA

Les conséquences des DMA sur la vie aquatique se transcrivent difficilement en chiffres. Cependant les quelques données qui se trouvent dans le Tableau 4 en disent long sur l'ampleur du problème et sur l'impact des eaux acides de trois des pays occidentaux les plus concernés : le Canada, les Etats-Unis et l'Australie.

Tableau 4. Coûts estimés de la restauration des eaux et du traitement des DMA au Canada, Etats-Unis, et Australie.

Coûts en milliards de dollars US	Coût de la restauration des sites polluants	Coût du traitement des DMA
Canada	2 à 5	-
Etats-Unis	35 à 70	0,4 (par an)
Australie	-	0,1 (par an)

(source : site Internet Miningwatch), [11], [42]).

En 1994, le MEND estimait à 3 milliards de dollars le traitement des déchets minier générateurs d'acide au Canada [11]. Par ailleurs, les Etats-Unis comptent 20 000 à 50 000 sites générateurs de DMA sur 560 000 mines abandonnées. Ces mines abandonnées ont pollué 72 000 ha de lacs et réservoirs. Il a été estimé que le nettoyage des cours d'eau pollués coûterait entre 32 et 72 milliards de dollars (source : site Internet Miningwatch).

3.2. LES PRINCIPAUX EFFETS DES DMA

Les impacts des DMA sur l'environnement sont ressentis par [11] :

- les stocks de déchets miniers eux-mêmes : influence sur leur stabilité et la remise en place de la végétation ;
- les écosystèmes aquatiques (acidité et métaux dissous) ;
- les communautés riveraines le long des canaux de drainages (morts des arbres) ;
- la qualité de l'eau souterraine, en particulier sur les aquifères peu profonds ;
- le paysage. Il s'agit de l'impact visuel que constitue les dépôts de couleur rouille sur plusieurs kilomètres de cours d'eau ou l'aspect dénudé des stocks de déchets miniers.

Les DMA déversés dans les rivières dégradent considérablement l'habitat et la qualité de l'eau et vont jusqu'à produire un environnement incompatible avec toute vie aquatique. Les effets observés dépendent de la fréquence, du volume, de la chimie de l'eau rejetée et de la taille et la capacité tampon du flux récepteur.

Variation des effets des DMA en fonction du climat

Les pluies entraînent des ruissellements et des infiltrations qui sont les principaux facteurs de transport de la pollution. Mais l'apparition de pluies ne signifie pas nécessairement une augmentation immédiate du phénomène car l'oxydation des sulfures est largement moindre en milieu saturé qu'en présence d'air. Les climats les plus influençant sont ceux qui alternent des périodes humides et sèches. Ils favorisent les accumulations de produits d'oxydation dans certaines zones. En milieu subtropical (Queensland, Australie) on observe l'effet de la variation des saisons sur l'impact de l'effluent minier déjà répandu dans le milieu naturel. Il s'établit une interaction avec le cycle des saisons selon quatre modes.

- Les pluies occasionnelles pendant une saison sèche entraînent des pH bas et de fortes concentrations en métaux dissous dans les cours d'eau ;
- la première pluie forte de la saison humide peut produire des conditions très toxiques qui entraînent la mort des poissons ;
- progressivement, jusqu'à la fin de la saison humide, le lessivage des produits d'oxydation de la pyrite finit par amener un retour des conditions normales du système aquatique (pH neutre et basse concentrations en métaux) ;
- une inondation peut provoquer des pH bas, une salinité élevée et de fortes concentrations en métaux qui peuvent représenter des conditions létales pour la vie aquatique. Les précipités de goethite, gibbsite et jarosite se forment dans des conditions de pH neutre [35] (voir figure 3).

Variation de la distance d'influence des DMA

L'impact des DMA se ressent à plus ou moins longue distance de leur lieu d'origine. Les paramètres influençant la distance de la source de pollution à l'impact sont les caractéristiques physico-chimiques de l'effluent minier, de la rivière réceptrice et de son lit (débits, composition chimique, nature des minéraux).

La dureté de l'eau dans laquelle se déverse l'effluent acide peut tamponner l'acidité de l'effluent. De plus, l'alcalinité de cette eau permet de précipiter une partie des métaux. La matière organique dissoute présente peut complexer les métaux en solution et affecter la toxicité de l'eau ou leur biodisponibilité pour les organismes aquatiques.

Aux Etats-Unis, on recense plus de 20 000 km de cours d'eau pollués par les DMA (*source : site OSM*). De même, le rapport canadien Aquamin cite des effets décelés plusieurs dizaines de kilomètres en aval de certains sites (*source : site Internet Environnement Canada*). La mine du Mont Lyell (Ouest Tasmanie, Australie) a produit du cuivre de 1893 à 1994. Un DMA véhiculant 2 tonnes de cuivre par jour a éliminé toute vie dans la rivière réceptrice sur 40 km. De même, dans le cas du site de Rosia Poieni, le cours d'eau récepteur est perturbé sur plusieurs kilomètres.

Par contre, on rapporte un exemple de DMA au Zimbabwe où plusieurs effluents extrêmement chargés en sulfate, en fer et autres métaux, et dont certains très acides, n'ont d'impact que sur quelques centaines de mètres. Après quoi l'on constate un retour rapide aux seuils de potabilité exigés [47].

Les effets de la pollution se manifestent par une altération de la communauté de macroinvertébrés :

- réduction de la biodiversité ;
- réduction des populations ;
- modification de la structure des communautés ;
- espèces tolérantes favorisées.

Les macroinvertébrés benthiques sont considérés comme de bons indicateurs de la qualité de l'eau. Les pollutions modérées éliminent les espèces les plus sensibles (mouche de mai). Des conditions de pollution plus sévères sont caractérisées par la dominance de certains organismes pollu-tolérants. Il s'agit de :

- certains types de vers (tubificides) ;
- la larve des moucheron (chironomides) ;
- la larve des mouches du saule (*Sialis*) ;
- la larve de tipule (*Tipula*) ;
- larves d'autres mouches (*Nigronia* et *Ptilostomis*).

D'autres insectes non benthiques sont également répertoriés comme tolérants aux eaux acides chargées en métaux, le dytique (dystiscide) et un genre de corixide [9]. Les effets des DMA se répercutent sur les ressources en nourriture des poissons également directement touchés par la pollution (*source : site Internet Université du Minnesota*).

Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie)

La Figure 3 montre les résultats d'une étude ayant dénombré les populations d'insectes et de poissons au fil d'une rivière affectée par un DMA.

La première partie de la rivière présente une eau dont le pH est supérieur à 6,5 et où l'on trouve plusieurs variétés de poissons et une communauté inaltérée de larves d'insectes.

Au niveau du rejet acide à pH inférieur à 3,5, le pH de l'eau de la rivière descend vers des valeurs comprises entre 3,5 et 4,5. Des hydroxydes de fer précipitent. Les populations de poissons disparaissent entièrement, et seuls les espèces pollu-tolérantes d'insectes sont rencontrées.

Au fur et à mesure que le pH de l'eau de la rivière s'élève à nouveau, plusieurs espèces de macroinvertébrés et de poissons réapparaissent mais le nombre total de populations reste inférieur à celui des eaux qui n'ont pas subi l'impact du DMA.

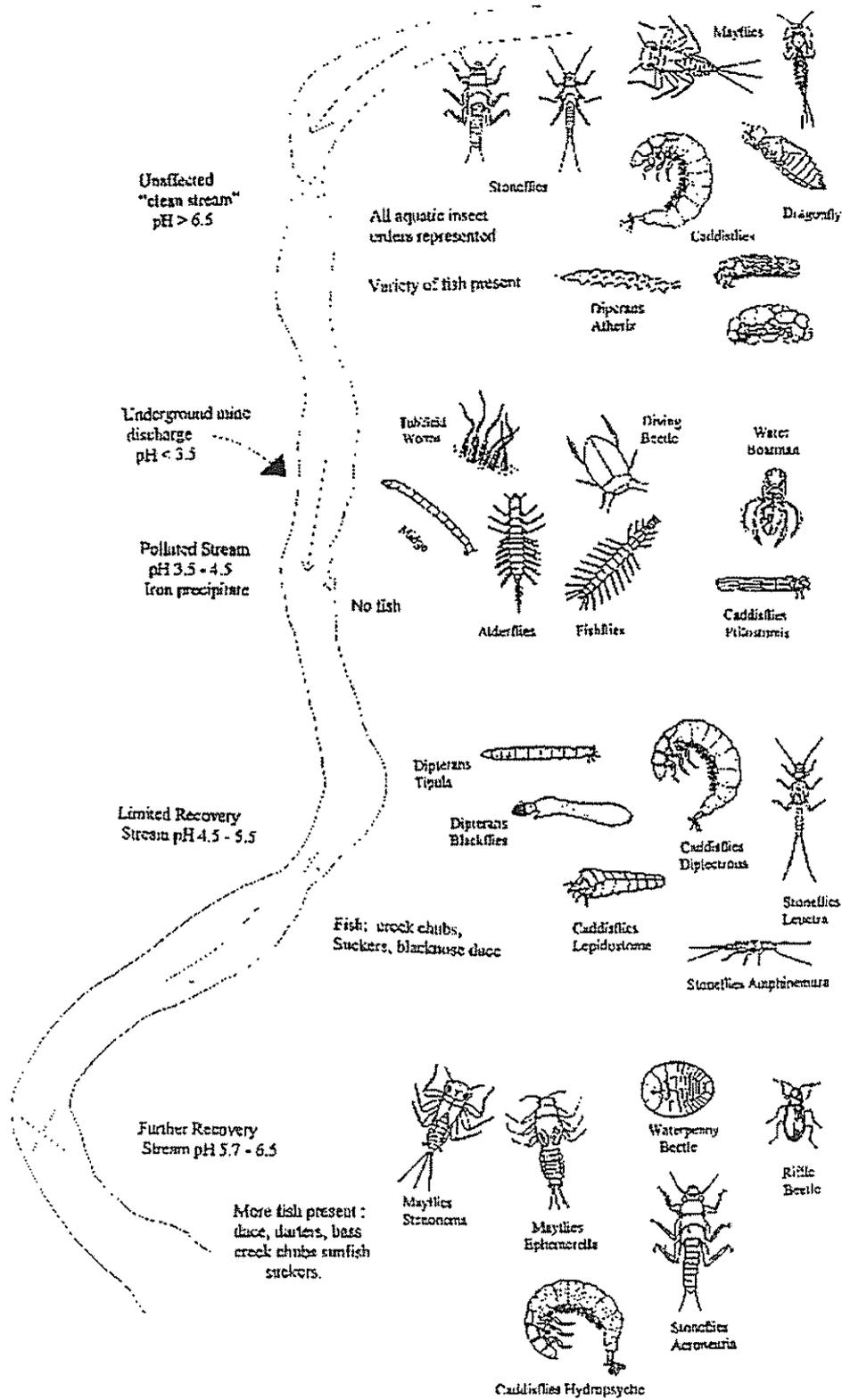


Figure 3. Répartition des macroinvertébrés et des poissons dans la partie polluée d'une rivière recevant un DMA [9].

3.3. CONSEQUENCES ENVIRONNEMENTALES SELON LE POLLUANT

Les DMA présentent plusieurs facteurs polluants qu'il est difficile de séparer en composants individuels car ils sont interdépendants. Ces facteurs polluants sont l'acidité, les métaux et les autres éléments dissous (comme l'arsenic). Toutefois le pH est le plus sévère d'entre eux.

On observe également des facteurs polluants physico-chimiques secondaires induits par la pollution des DMA [9] :

- augmentation de la teneur en dioxyde de carbone dans l'eau par réaction avec les roches carbonatées présentes dans le lit de la rivière ;
- réduction de la teneur en oxygène dissous par l'oxydation des métaux ;
- augmentation de la pression osmotique due aux fortes concentrations des sels métalliques ;
- augmentation de la turbidité par érosion des sols ;
- apparition de particules fines en suspension ;
- étouffement de la végétation recouverte de précipités métalliques.

3.3.1. L'acidité

Les conséquences des eaux acides sont les effets directs du changement de pH sur la vie aquatique et indirectement l'interruption de la chaîne alimentaire. Par exemple, les pH faibles inhibent la croissance des bactéries qui participent à la décomposition des feuilles tombées dans l'eau et modifient ainsi la quantité de nourriture disponible pour d'autres espèces. Cependant, les effets directs du pH sont plus dévastateurs que les effets indirects induits sur les ressources en nourriture [9].

Les eaux acides présentent un nombre plus réduit d'espèces et des populations de macroinvertébrés moins abondantes que les eaux neutres. La mouche de mai est l'insecte aquatique le plus sensible au pH. Les espèces tolérantes aux pH faibles sont *Leuctra* et *Amphinemura* [9].

Les effets directs de l'acidification sur les poissons incluent une mortalité importante, des perturbations des taux de croissance, de la reproduction et des dommages chroniques aux organes et aux tissus. Les effets indirects de l'acidification sont la dégradation de l'habitat des poissons et des modifications des relations entre prédateurs et proies.

L'acidité augmente la perméabilité des branchies des poissons à l'eau ce qui perturbe gravement leur fonctionnement. Les pH faibles causent des perturbations de l'équilibre en ions chlorure et sodium du sang des animaux aquatiques (entrée des ions hydrogène et sortie des ions sodium dans les cellules), ce qui, avec la perte d'oxygène dans les tissus, est la première cause de mortalité des poissons. (source : site Internet Université du Minesota). Cette anoxie commence vers pH 4,2 et la mortalité des poissons apparaît à partir de pH inférieurs à 5 comme le montre la Figure 4.

Une acidité non létale est cependant suffisante pour entraîner des effets négatifs sur le taux de croissance et la reproduction.

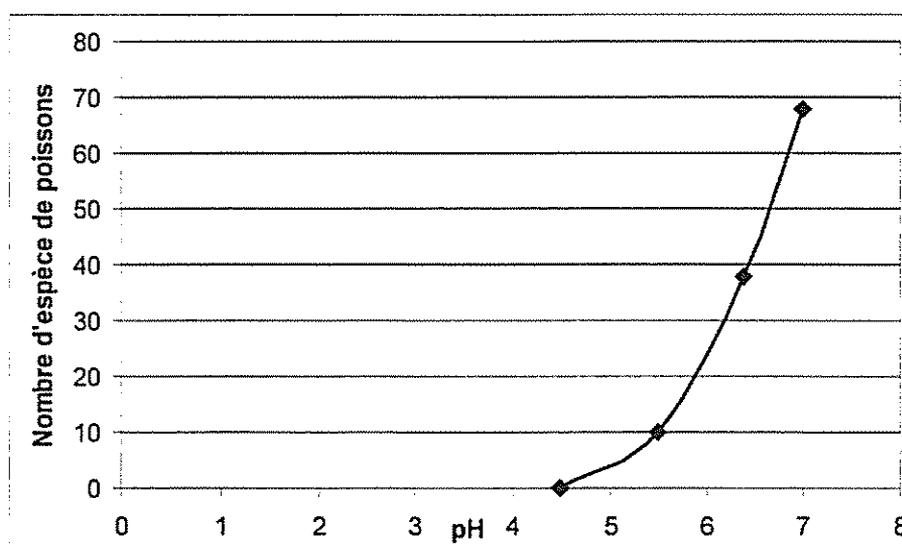


Figure 4. Résultats d'une étude réalisée sur les cours d'eau de Pennsylvanie affectés par les DMA. Effet du pH sur le nombre d'espèce de poissons [9].

3.3.2. Les métaux

Les métaux augmentent la toxicité de l'effluent minier acide et sont généralement des poisons du métabolisme. En raison de leurs propriétés chimiques, les métaux ou composés métalliques peuvent se lier à divers ligands pour former des complexes ayant une activité biologique propre. Dans l'eau les métaux s'adsorbent sur des particules en suspension. Mais la salinité de l'eau et la présence de substances humiques ou de composés organiques libérés par les algues planctoniques modifient leur état chimique (solubilité, état d'oxydation, complexation, etc).

Dans les écosystèmes aquatiques, la biodisponibilité des métaux repose sur leur charge mais aussi sur les caractéristiques chimiques, biologiques et hydrogéologiques de l'eau dans laquelle ils sont déversés (*source : site Internet CNTC*). De plus, la toxicité des métaux est augmentée par leur présence simultanée. Ainsi, le zinc, le cadmium et le cuivre sont toxiques aux faibles pH et agissent en synergie pour inhiber la croissance des algues et affecter les poissons [9].

Les importantes concentrations de métaux et de colloïdes (Fe, Al, Zn, Cu) dans les eaux causent de sévères altérations des communautés d'invertébrés benthiques et la réduction ou l'élimination des populations de truites. Les métaux se concentrent à la fois dans les sédiments et dans les biofilms en aval des sites miniers. On constate qu'il existe une forte corrélation entre les concentrations métalliques dans les échantillons de périphyton (algues, microorganismes, dépôts minéraux) et les concentrations dans les sédiments fins. Or, les invertébrés benthiques sont une voie importante de transfert des métaux depuis les sédiments et les biofilms vers les poissons. (*source : site Internet AMLI.USGS. Animas River - Colorado Etats-Unis*).

On constate la réduction de la croissance et de l'espérance de vie des jeunes truites de l'année alimentées avec des invertébrés benthiques collectés dans les eaux à forte concentration en métaux. (*Clark Fork River, Montana - Cœur d'Alene River Idaho -*

Site Internet *AMLI.USGS*). En effet, les truites accumulent les métaux dans les branchies et dans le foie. Des accumulations dans le foie et des dégâts sur les tissus indiquent une exposition systématique. Dans ce cas, les populations de truites sont réduites en nombre et en densité. Le Tableau 5 illustre la grande sensibilité des écosystèmes aquatiques aux pollutions métalliques en rappelant les limites recommandées des concentrations de quelques métaux pour les poissons et les microorganismes. Par exemple, la truite arc-en-ciel connaît des dommages sérieux à partir de 10 mg.L^{-1} de fer et meurt au-delà de 50 mg.L^{-1} de ce métal [33].

	Micro-organismes	Poissons
Fer	-	Carpe (pH < 5,5) : 0,9 Truite (5 < pH < 6,7) : 1 à 2
Manganèse	-	Epinoche : 182 (sous forme de sulfate)
Zinc	Bactéries : 10 <i>Daphnia magna</i> : 1,8	Poissons : 3,8 à 5,5
Cuivre	Bactéries : 0,1 à 0,5 <i>Daphnia magna</i> : 0,1	Poissons en eau de faible dureté : 0,1 à 1 Poissons en eau calcaire : 0,015 à 3 Salmonidés : 0,1 Carpes : 0,4
Cadmium	<i>Daphnia magna</i> : 0,1	Poissons : 0,01 à 10
Plomb	Bactéries : 1,0 Flagellés : 0,5 Microorganismes De dégradation : 0,1	Poissons : 0,34

Tableau 5. Concentrations limites recommandées de quelques métaux pour la vie aquatique (exprimées en mg.L^{-1}) [33].

3.3.3. Le sulfate

La teneur en sulfate des effluents acides correspond à de fortes concentrations en sels dissous qui induisent essentiellement une pression osmotique importante. Pourtant, selon EARLE [9] les concentrations en sulfate inférieures à plusieurs milliers de milligrammes par litre ne sont pas toxiques pour les poissons.

Le Tableau 6 permet de comparer les rejets en sulfate de différentes industries.

Activité	Rejet moyen d'une usine	Concentration
Mines		2 à 10 g/l
Traitement des métaux	Quelques dizaines de kg	1 à 2 g/l
Usine d'incinération d'OM	Quelques centaines de kg	1 à 2 g/l
Centrale thermique au charbon	Quelques centaines de kg	1 à 2 g/l
Fabricants de batteries	Quelques centaines de kg	1 à 2 g/l
Production de P ₂ O ₅	Quelques centaines de tonnes	Centaines de g/l
Production de TiO ₂	Quelques centaines de tonnes	Centaines de g/l

Tableau 6. Ordre de grandeur des rejets industriels en sulfate selon HARD [18].

3.3.4. Les matières en suspension

Les DMA donnent lieu à des particules solides en suspension. Ces particules ont pour origine la précipitation des métaux sous forme d'hydroxydes et d'oxyhydroxydes (les évolutions de la solubilité du fer, du zinc et du cuivre en fonction du pH sont rappelées en Annexe).

Ces précipités métalliques se déposent sur les organismes aquatiques et ont une action anoxique sur la faune comme sur la flore. Ils recouvrent les branchies, la surface du corps et les œufs des poissons. Ils couvrent le fond des cours d'eau qui deviennent inhospitaliers aux organismes benthiques [9]. De plus ils privent de lumière les organismes chlorophylliens.

4. Prévision et surveillance des DMA

La prévention des drainages acides est bien sûr préférable à leur traitement. Des outils développés pour caractériser les roches permettent d'établir des prévisions de la formation des DMA. Leur utilisation permet de mieux planifier la gestion d'une nouvelle mine ou d'une mine déjà en exploitation et notamment de prévoir les emplacements des déchets potentiellement dangereux pour les isoler au mieux. Ainsi, le coût des traitements et les problèmes post-exploitation associés aux drainages peuvent être minimisés [11].

Les outils mis au point conduisent à l'élaboration d'un diagnostic complet portant sur [11] :

- **la source potentielle de DMA : la roche et le milieu encaissant.**
Il s'agit de caractériser le potentiel de génération acide du matériau ainsi que la mobilité des métaux et des autres constituants significatifs des drainages acides.
- **le vecteur de la pollution : l'eau qui circule sur le site.**
Il faut estimer l'aptitude des produits d'oxydation à migrer vers l'environnement
- **la cible de la pollution : le cours d'eau récepteur et/ou le terrain.**
Il s'agit d'estimer la sensibilité de l'environnement, sa capacité d'assimilation et l'ampleur du phénomène.

4.1. DIAGNOSTIC SUR LA SOURCE : LA ROCHE

La méthode la plus simple consiste à analyser la teneur en sulfures de la roche. Une teneur élevée en sulfures et notamment en pyrite est évidemment une indication d'un risque de DMA. Toutefois on constate qu'il faut également prendre en compte la nature de la roche encaissante. En effet, une teneur de 10 % en soufre (sous forme de sulfures) en présence de minéraux alcalins peut ne pas entraîner de DMA. Par contre, une teneur de 5 % seulement suffira à provoquer une eau d'exhaure acide en l'absence de minéraux susceptibles de neutraliser la réaction [3].

Une analyse plus complète permet d'obtenir et de comparer la composition chimique de la roche, de l'encaissant et des roches rencontrées de la région. Des méthodes statistiques sont utilisées pour déterminer si l'enrichissement naturel du milieu en métaux est important.

Mais les analyses chimiques ne sont pas suffisantes pour prévoir la formation d'un DMA. C'est pourquoi les opérateurs miniers ont adopté un éventail de tests géochimiques identifiant le potentiel d'une roche pour le drainage minier acide. On distingue les tests statiques basés sur des données analytiques, et les tests cinétiques qui évaluent le comportement de la roche placée dans des conditions approchantes de la réalité.

Ces tests sont rapidement décrits dans les paragraphes qui suivent. Des informations complémentaires peuvent être trouvées sur le site Internet ENVIROMINE.

Les études en cours tentent de raffiner les tests existants en réalisant, notamment, des oxydations contrôlées programmées et en analysant finement les gaz produits [24]. Par ailleurs, un brevet est déposé pour une méthode qui prévoit le comportement des roches face aux intempéries. Brevet n° US4328001.

4.1.1. Les tests géochimiques statiques

Les tests géochimiques statiques font l'objet d'une polémique car ils ne sont pas suffisamment fiables (notamment le test ABA, voir ci-après). On leur reproche notamment :

- l'absence de prise en compte de la minéralogie de la roche ;
- l'imprécision des méthodes standardisées d'analyse des minéraux sulfurés (notamment la pyrite) ;
- la subjectivité de la détermination de la capacité de neutralisation de l'acide (ANC) ;
- l'erreur engendrée par la présence éventuelle de sidérite (FeCO_3) dans les roches testées.

Mesure du pH et de la conductivité en pâte saturée (EC)

L'expression anglaise employée pour ce test est :

⇒ **Saturated paste pH and conductivity (EC)**

Il s'agit du plus simple des tests statiques. Un échantillon représentatif de la roche, broyé à une maille inférieure à 1 mm est saturé en humidité en présence d'eau distillée jusqu'à obtention d'une pâte. Le pH et la conductivité du mélange sont déterminés après une période d'équilibre de 12 à 24 h.

Si le pH est inférieur à 4, l'échantillon est considéré naturellement acide sans qu'il soit nécessaire de réaliser le test ABA. La conductivité informe sur la solubilité des minéraux de la roche. Ainsi, une conductivité supérieure à 2 dS.m^{-1} révèle une grande quantité de constituants solubles.

Ce tests donne une indication préliminaire du pH *in situ* dans la mine et la réactivité immédiate des minéraux sulfurés et des minéraux neutralisants.

Le test d'aptitude à la production d'acidité nette (ABA)

En anglais, ce test est connu sous deux expressions :

- **Acid-Base Accounting (ABA)**
- **Net Acid Producing Potential test (NAPP)**

Ce test a été proposé en 1978. En plus des sulfures présents dans la roche, il tient compte des minéraux alcalins susceptibles de contrer la production d'acidité.

On détermine le «**Potentiel Acide Maximum**» (**Maximum Potential Acid - MPA**) à partir de l'analyse des sulfures d'un échantillon "1" de roche et de la stœchiométrie des réactions d'acidification. Il s'agit de la quantité d'acide qui serait produite par la réaction totale des sulfures présents. Cette acidité est exprimée en masse de calcite par

unité de masse d'échantillon. C'est à dire la masse de calcite qu'il faudrait ajouter pour neutraliser l'acidité ainsi produite.

Par ailleurs on détermine la «**Capacité de Neutralisation de l'Acide**» (**Acid Net Capacity - ANC**) qui correspond à la présence de minéraux alcalins dans la roche. Il comprend les carbonates et les silicates. Ce paramètre est déterminé par la quantité d'acide (chlorhydrique ou sulfurique) ajoutée à un échantillon "2" et consommée par celui-ci. Il est également exprimé en masse de calcite par unité de masse d'échantillon.

La valeur ABA est égale à la soustraction de la capacité de neutralisation du potentiel acide. Il est exprimé en kilogramme de calcite par tonne d'échantillon.

$$ABA = MPA - ANC$$

L'interprétation des résultats est réalisée selon le Tableau 7.

Valeur ABA	Interprétation
Supérieure à 0	La roche est potentiellement productrice d'acide
Egale ou inférieure à 0	La roche n'est pas une productrice d'acide potentielle

Tableau 7. *Interprétation des résultats du test ABA.*

Le test ABA manque de précision et un résultat proche de zéro (à + ou - 2 kg.t⁻¹) est souvent considéré comme incertain. Il n'indique pas la réactivité du matériau et doit être interprété en fonction de la nature des sulfures présents. En outre, il est susceptible d'être altéré par des défauts d'échantillonnage.

Le test de génération d'acidité nette (NAG)

En anglais, ce test est connu sous l'expression :

⇒ **Net Acid Generation test (NAG)**

Ce test déclenche simultanément les réactions d'acidification et de neutralisation sur un seul échantillon de roche grâce à l'ajout d'un oxydant puissant (comme le peroxyde d'hydrogène H₂O₂). Une fois la réaction complète, le pH de la solution est mesuré et correspond à la valeur NAG. Le test est interprété suivant le Tableau 8.

Valeur NAG	Interprétation
Supérieure à 4	La roche ne présente pas de risque de production d'acide
Inférieure à 4	La roche est un matériau producteur d'acide à haut risque

Tableau 8. *Interprétation des résultats du test NAG.*

Les avantages de cette technique par rapport au test ABA sont l'utilisation d'un seul échantillon de roche (amélioration de la précision) et la possibilité de suivre la cinétique de la réaction pendant le test. De plus, ce test est rapide (24 heures) et simple (peu de matériel nécessaire en laboratoire)

Les tests ABA et NAG sont des procédures complémentaires : ABA fournit le potentiel maximum théorique de génération acide et de neutralisation, le NAG est une mesure directe du résultat des deux réactions.

Cependant, ces deux tests ne sont pas suffisants pour asseoir des opérations minières. C'est pourquoi d'autres tests sont également pratiqués (tests cinétiques).

4.1.2. Les tests géochimiques cinétiques

Il s'agit de suivre la cinétique d'oxydation de la roche en simulant les conditions climatiques qu'elle subit. On détermine ainsi le taux d'oxydation et le temps nécessaire à la mise en place de la production acide. L'analyse de ces données aboutit à la prédiction de la vitesse de libération des métaux et de la des teneurs des effluents.

Les tests sont le plus couramment réalisés au moyen de colonnes remplies d'échantillons que l'on place dans les conditions d'aération et d'humidité requises. Ils durent 8 à 10 semaines.

Les avantages principaux de ce type de test sont la possibilité d'observer le comportement de la roche dans des conditions proches de la réalité et l'obtention de cinétiques d'oxydation. Mais ils sont longs et l'interprétation des résultats obtenus nécessite l'analyse d'un expert.

4.2. DIAGNOSTIC SUR LE VECTEUR : L'EAU

Avant d'entreprendre les travaux miniers, une connaissance complète des conditions hydrogéologiques de l'ensemble du site est nécessaire. Elle est obtenue par la réalisation de :

- relevés piézométriques sur le site pendant au moins un an ;
- l'inventaire des exutoires pendant au moins une année (nombre, localisation, débit);
- l'inventaire des utilisations de l'eau sur le site ainsi qu'en amont et en aval ;
- la mesure du débit d'étiage des rivières du bassin versant dans lequel se trouve le site;
- l'observation de la pluviométrie ;
- l'analyse chimique complète des eaux ;
- la mesure de la perméabilité des terrains.

Les résultats obtenus doivent être confrontés aux analyses pétrographiques et minéralogiques ainsi qu'aux tests d'altérabilité géochimiques [41].

Pendant l'exploitation, que des cas de DMA apparaissent ou non, il convient de rester vigilant et de poursuivre la plupart des observations décrites précédemment. On mesure

notamment les volumes d'eau d'exhaure et on réalise le suivi de l'impact des déchets miniers [28].

En cas d'apparition d'eau acide, les mesures du pH, de la conductivité et de la teneur en sels métalliques de l'effluent permettent d'estimer l'importance du DMA. Pour cela, on utilise notamment les normes hollandaises, rappelées dans le Tableau 9, afin de calculer le nombre de teneurs dépassant les seuils.

Elément	Seuil selon la norme NL ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Cd	0,4
Pb	15
Zn	65
Co	20
Ni	15
Hg	0,05

Tableau 9. Rappel des principales normes hollandaises des teneurs des eaux souterraines [36].

On détermine alors la classe du DMA au moyen des règles figurées au Tableau 10 [36].

pH	Conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$		Nombres de teneurs en sels métalliques supérieures aux normes NL		Classe du DMA	
	&	>	&		→	
≤ 4	&	> 1000	&	2	→	I
$4 < \text{pH} < 5$		> 750		3	→	II
$5 < \text{pH} < 6$		> 500	&/ou	2	→	III
> 6		≤ 500	&/ou	1	→	IV

Tableau 10. Classement des eaux d'exhaures en fonction du pH, de la conductivité et de la teneur en sels métalliques.

La classe de l'effluent obtenue ci-dessus est reportée dans le Tableau 11 pour formaliser le diagnostic.

Classe	Diagnostic
I	Drainage acide avéré
II	Drainage acide en développement confirmé
III	Drainage acide en potentiel développement
IV	Pas de risque de drainage acide

Tableau 11. Diagnostic sur l'effluent en fonction de la classe (déterminée ci-dessus).

4.3. DIAGNOSTIC SUR LA CIBLE : LE MILIEU NATUREL

Il s'agit de réaliser les mesures permettant d'établir la qualité et la sensibilité d'origine du site, et de déterminer l'impact environnemental de la future installation.

On a recourt aux analyses chimiques des eaux, à l'observation des populations biologiques présentes, notamment dans les cours d'eau, et éventuellement au biomonitoring. De nouvelles méthodes informatiques faisant appel aux probabilités et à la modélisation permettent également de prédire l'effet d'un éventuel DMA sur la faune et la flore [43].

Enfin, plusieurs méthodes aéroportées font appel à des techniques magnétiques, radiométriques et spectroscopiques dans le visible et l'infra-rouge pour cartographier les sites atteints par les DMA (voir le projet MINEO, site Internet BRGM). Elles permettent de détecter les minéraux secondaires (copiapite, jarosite, coquimbite, goethite) générés par les DMA. On analyse ainsi le comportement des immenses tas de déchets miniers ou la distribution des minéraux au fil du lit d'une rivière notamment au moyen de la technique AVIRIS (Airborne Visible and InfraRed Imaging Spectrometer) (*source : Proceedings from the fifth international conference on acid rock drainage, ICARD 2000*).

5. Réglementations en vigueur au sein de l'Union Européenne

Les pays miniers affectés par les DMA élaborent des lois pour réglementer l'industrie extractive du point de vue environnemental. Pourtant, peu de réglementations au monde concernent spécifiquement les DMA. Le Canada, considéré comme le chef de file en la matière, possède un texte de loi qui définit et régit, entre autres, ce type de rejets miniers. Aux Etats-Unis, il n'existe pas de texte équivalent à l'échelle fédérale, mais certains états particulièrement touchés par les eaux acides minières se sont dotés d'une législation adaptée. Dans ce pays comme dans la communauté européenne et particulièrement la France, les textes de lois en vigueur relatifs aux DMA sont des documents généraux qui régissent :

- l'industrie extractive minière depuis sa création jusqu'après l'abandon du site ;
- les déchets ;
- les conditions de rejets d'effluents dans les eaux de surface ou souterraines.

La Roumanie fait partie des pays candidats à une entrée dans l'Union Européenne. A ce titre, elle se doit de répondre à de nombreux critères et entre autres aux Directives européennes concernant l'environnement.

5.1. REGLEMENTATION DE L'UNION EUROPEENNE

L'Union Européenne édicte plusieurs Directives faisant référence à la gestion de l'eau et des déchets :

- Directive 75/442/CEE du Conseil du 15 juillet 1975, relative aux déchets ;
- Directive 91/156/CEE du Conseil du 18 mars 1991, modifiant la directive 75/442/CEE relative aux déchets ;
- Directive 76/464/CEE du Conseil du 4 mai 1976, concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté ;
- Directive 80/68/CEE du Conseil du 17 décembre 1979, concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses ;
- Directive 91/156/CEE du Conseil du 18 mars 1991, modifiant la directive 75/442/CEE relative aux déchets.

Plusieurs textes sont également en préparation, dont :

- Proposition de Décision du Parlement Européen et du Conseil relative à un programme d'action pour la protection et la gestion intégrées des eaux souterraines du 09/09/1996 ;
- Proposition de Directive du Conseil instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau du 15/04/1997 ;
- Proposition modifiée de Directive du Parlement Européen et du Conseil instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau du 17/06/1999 ;

- Proposition de Directive du Conseil relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement.

5.1.1. Directive 75/442/CEE du Conseil du 15 juillet 1975, relative aux déchets

La Directive du 15/07/1975 fournit la politique communautaire à suivre pour assurer l'élimination, le traitement ou le stockage des déchets. Elle encourage la prévention, le recyclage et la transformation des déchets dans le respect de l'environnement et notamment de l'eau. Cependant elle excluait des déchets visés, un certain nombre de matériaux, dont les déchets miniers :

« Sont exclus du champ d'action de la présente directive (...) les déchets résultant de la prospection, de l'extraction et du stockage de ressources minérales ainsi que de l'exploitation des carrières. » *Article 2.*

5.1.2. Directive 91/156/CEE du Conseil du 18 mars 1991, relative aux déchets

Cette Directive modifie la précédente et inclut dans la définition des déchets :

Annexe I - Q11

« (...) les résidus d'extraction et de préparation des matières premières (par exemple résidus d'exploitation minière ou pétrolière, etc.) »

(Sauf exception si l'un des états membres couvre déjà ce type de matériaux par une autre législation.)

Par conséquent sur un site minier, les rejets de laverie, les déblais, les stériles sont considérés comme des déchets dont « il importe de favoriser la prévention et le recyclage sans créer de risque pour l'eau, l'air ou le sol ».

5.1.3. Directive 76/464/CEE du Conseil du 4 mai 1976, relative aux substances dangereuses

Cette Directive (concernant la pollution causée par certaines substances dangereuses déversées dans le milieu aquatique de la Communauté) établit la réglementation générale vis à vis des rejets en milieu aqueux et définit les substances concernées. Elle détermine les modalités d'obtention des autorisations de rejet. Les substances polluantes y sont rangées en deux listes :

- Liste I : Substances dangereuses dont la pollution doit être éliminée. Les rejets sont interdits à priori, tout rejet doit être soumis à un régime d'autorisation. Les actions d'élimination ou le dépôt de ces substances susceptible de conduire à un rejet direct sont soumis à autorisation. Dans les eaux souterraines, Les états membres appliquent un régime d'émission zéro à ces substances.
- Liste II : Substances dont la pollution doit être réduite.

Les composés susceptibles d'être présents dans les DMA y sont classés de la façon suivante :

Annexe :

- Liste I des familles et groupes de substances : mercure et composés du mercure ; cadmium et composés du cadmium
- Liste II des familles et groupes de substances : métalloïdes et métaux ainsi que leur composés

5.1.4. Directive 80/68/CEE du Conseil du 17 décembre 1979, relative à la protection des eaux

La Directive 80/68/CEE du Conseil du 17 décembre 1979, concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses, est le prolongement de la précédente en matière d'eaux souterraines. Il y est explicitement question des eaux d'exhaure des mines et carrières :

« Les Etats membres, après enquête préalable, peuvent autoriser les rejets dus à la réinjection , dans la même nappe, des eaux à usage géothermique, des eaux d'exhaure des mines et des carrières ou des eaux pompées lors de certains travaux de génie civil ». *Article 4. paragraphe 3*

5.1.5. Evolution en cours de la réglementation européenne

Plusieurs propositions législatives sont à l'étude [5] :

- Directive cadre sur l'eau ;
- Directive sur l'évaluation environnementale stratégique ;
- Directive spécifique à la gestion des déchets miniers.

Ces dispositions découlent de la prise en considération des accidents récents d'Aznalcóllar (25 avril 1998 Espagne) et de Baia Mare (30 janvier 2000 en Roumanie) (respectivement : déversements accidentels dans le Guadalquivir et le Danube de plusieurs milliers de litres de solution acide et de solution cyanurée contenant des métaux provenant de sites miniers). Elles ont également une influence sur les pollutions chroniques comme celle induites par les DMA.

Proposition de Décision du Parlement Européen et du Conseil relative à un programme d'action pour la protection et la gestion intégrées des eaux souterraines du 09/09/1996

Cette proposition de réglementation décrit un programme d'action qui comporte quatre axes principaux :

- une gestion de l'eau souterraine basée sur la gestion du bassin hydrologique ;
- la création de règles pour le maintien quantitatif des ressources en eau douce ;
- le développement des instruments de contrôle de la pollution des eaux souterraines ;
- le développement des instruments de contrôle des émissions et des rejets de sources ponctuelles.

Dans le cadre de ce dernier axe,

« Les activités suivantes font l'objet de préoccupations particulières : (...)

- **Mines en activité ou abandonnées, y compris puits, terrils et eaux d'exhaure.** » (...)

« L'objectif est de garantir un haut niveau de protection à l'égard d'activités et d'installations produisant des effluents liquides et solides et/ou présentant un risque potentiel de pollution accidentelle des ressources en eau souterraine. » (...)

« Pour les sites et zones contaminés existants où l'eau souterraine est polluée ou risque de l'être, comme les anciennes décharges et mines ou les sites industriels abandonnés, il s'agit d'assurer le déclassement, le confinement et la régénération , le cas échéant. » (...)

« Un système d'autorisation doit couvrir toute source ponctuelle des installations et activités pouvant avoir une incidence néfaste sur la qualité de l'eau souterraine pour cause de rejets directs ou indirects. » (...)

« Le système d'autorisation doit également être conçu pour les sources polluantes ponctuelles comme les activités minières. » (...)

« Un inventaire aussi complet que possible des sources ponctuelles potentielles doit être dressé et mis à jour. (...) Cet inventaire doit inclure (...) les mines, carrières etc. » (...)

« Sur la base de l'inventaire, les priorités doivent être fixées et des plans de déclassement doivent être mis en œuvre pour les installations et sites abandonnés, par exemple, (...) les mines. » (...)

« Les travaux de déclassement et de régénération constituent autant de tâches qui devraient se prolonger dans le XXI^e siècle, en suivant une approche par étapes échelonnées selon un système de priorités. »

Proposition de Directive du Conseil instituant un cadre pour l'action communautaire dans le domaine de l'eau du 15/04/1997 et sa modification du 17/06/1999

Cette proposition de Directive fixe les objectifs environnementaux de la communauté en terme de délai. Ainsi, les Etats membres doivent mettre en place les programmes jugés nécessaires afin de prévenir la détérioration de la qualité écologique et l'aggravation de la pollution des eaux de surface et de restaurer celles-ci, en vue de parvenir à un bon état de toutes les eaux de surface pour le 31 décembre 2010. Les mesures requises en vue d'amener la masse d'eau à l'état souhaité doivent au minimum être opérationnelles au 31 décembre 2007. Une étude des incidences de l'activité humaine sur l'état des eaux de surface et des eaux souterraines doit être réalisée dans chaque district hydrographique pour le 31 décembre 2001. Cependant, l'article 13 stipule :

« Les Etats membres peuvent autoriser la réinjection dans le même aquifère d'eau extraite des mines et carrière ». Article 13. Par 3. Point g.

Proposition de Directive du Conseil relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement

Cette directive a pour objet de fournir un niveau élevé de protection de l'environnement en assurant qu'une évaluation environnementale est effectuée et prise en compte pour la réalisation de plans et programmes d'aménagement du territoire.

Il s'agit de plans et des programmes d'aménagement du territoire concernant des secteurs tels que (../..) la gestion de déchets, la gestion des ressources hydriques, l'industrie (y compris l'extraction de ressources minières).

(source : les textes de lois cités sont disponibles sur le site Internet EUR-Lex).

6. La mine de ROSIA POIENI (Roumanie)

6.1. PRESENTATION

Depuis le milieu des années 80, la mine de Rosia Poieni a exploité à ciel ouvert un gisement de cuivre de type porphyry situé à environ 70 km au Nord de la ville de Deva (Roumanie). On estime qu'environ 60 000 tonnes de cuivre métal ont été exportées sous forme de concentré de flottation de sulfures depuis le début de l'exploitation. Cette production a généré plusieurs dizaines de millions de tonnes de stériles contenant des minéraux sulfurés de fer et de cuivre.

Ces déchets miniers exposés à l'air libre et à de fortes intempéries sont devenus très réactifs et ont induit un phénomène de DMA.

Les eaux acides issues de la mine (eaux d'exhaure et percolats) sont mélangées aux eaux alcalines de traitement du minerai dans une lagune où les précipités formés décantent. En principe cette méthode permet de rejeter une eau neutre dans la rivière voisine (Sesi).

Jusqu'en 1993, l'usine valorisait un sous produit de l'exploitation du cuivre, de fines particules pyriteuses, pour la production d'acide sulfurique. Mais, à partir de cette date, cette filière a été abandonnée et les particules pyriteuses, devenues des déchets miniers, ont été conduites vers la lagune. Comme le montre la Figure 5, ceci a induit une diminution du pH, et la solubilisation de fortes quantités de métaux (fer et cuivre essentiellement), ce qui a immédiatement dégradé la qualité des eaux à la sortie de la lagune. Ce rejet acide et métallique constitue un des principaux points noirs du secteur de Rosia Poieni.

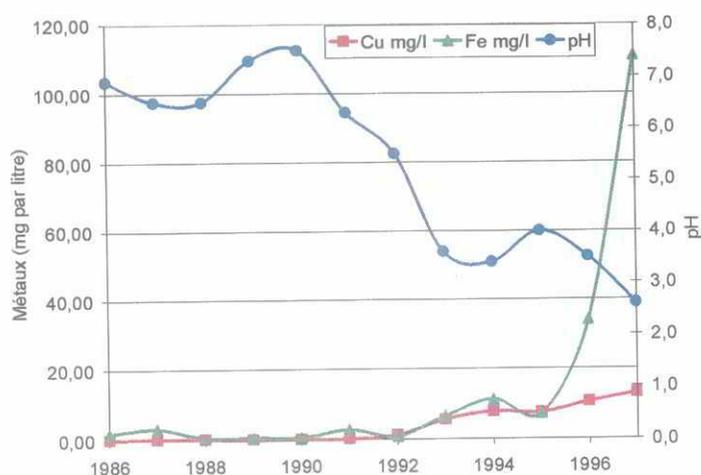


Figure 5. Rosia Poieni (Roumanie). Evolution du pH, du fer et du cuivre dans l'eau à la sortie de la lagune de décantation en fonction du temps [6].

L'effluent rejeté par la lagune (Photographie 2) a un débit de 200 L.s^{-1} ($720 \text{ m}^3.\text{h}^{-1}$). Le pH a aujourd'hui atteint la valeur de 2,7 et la concentration en cuivre 14 mg.L^{-1} [6].



*Photographie 2. Rosia Poieni (Roumanie). Effluent à la sortie de la lagune.
(Photographie BRGM)*

A l'aval du point de rejet, l'impact se fait sentir sur 5 km dans le ruisseau Sesi, c'est à dire jusqu'à sa confluence et sa dilution avec l'Ariés (Photographie 3).



*Photographie 3. Rosia Poieni (Roumanie). Confluence Sesi-Ariés.
(Photographie BRGM)*

Sur le plan économique, le gisement n'est pas rentable aujourd'hui compte tenu des teneurs trop faibles en cuivre ($\sim 0.3 \%$). Il est à noter que pour optimiser les procédés de récupération du métal, une tentative de traitement de minerais pauvres par voie biologique (biolixiviation en tas), a été entreprise par la société minière. Dans le cadre

du projet *Biodump Eureka EU 1705*, le BRGM a réalisé en 1997-1998 un audit de faisabilité concluant à un résultat négatif du projet. Le projet n'a donc pas été appliqué.

Enfin, un accord signé en 1999 entre le BRGM et les instituts roumains de recherche et de développement minier, encourage le montage de partenariats sur la thématique de la fermeture et de la réhabilitation de sites miniers.

En effet, l'acidification et la mobilisation des métaux qui surviennent à plusieurs niveaux différents sur le site ont un impact négatif d'importance régionale sur les eaux de surface et souterraines.

Des mesures de réduction de ces impacts doivent donc être envisagées sur le long terme et prendre en compte leurs aspects chroniques ainsi que leurs aspects accidentels (rupture de digue, situations climatiques exceptionnelles).

6.2. LES SOURCES DE DMA SUR LE SITE.

On recense plusieurs sources possibles d'effluents acides sur le site :

- le site principal d'exploitation à ciel ouvert ;
- les tas de minerai pauvre ;
- les tailings de l'usine de traitement ;
- la lagune de décantation au niveau :
 - du bassin lui-même qui contient les fines de pyrite ;
 - des haldes de la lagune qui sont minéralisées.

On peut s'attendre à une modification de la production d'acide au moment de la fermeture de la mine. Plusieurs conséquences de l'arrêt de l'activité minière sur le site pourraient modifier les conditions actuelles de production des DMA :

- disparition de la production de particules fines de pyrite ;
- disparition du flux d'eau d'exhaure par l'arrêt du pompage ;
- mais apparition possible d'une eau d'exhaure liée à la remontée de la nappe ;
- disparition du flux d'eau provenant de l'usine de traitement ;
- disparition de l'apport de solides « frais » et humides sur les tas.

Chacune de ces conséquences peut avoir un effet favorable ou défavorable sur les DMA. Par exemple, la diminution des flux arrivant dans la lagune de décantation présente l'avantage de diminuer le débit en sortie de lagune et le volume d'effluent à traiter. Par contre, cet effluent ne bénéficiera plus de la consommation partielle de l'acidité due au caractère basique des eaux de l'usine de traitement. De même, les tas de solides ne seront plus alimentés en matériau fins fortement réactifs et en eau de process, mais ils pourraient devenir plus dépendants des cycles des intempéries et générer une plus forte oxydation.

L'effluent résultant de ces modifications pourrait connaître un régime instable pendant plusieurs années après la fermeture de la mine, notamment en fonction de la remontée de la nappe phréatique.

7. Revue des méthodes préventives et curatives appliquées à la source des DMA

On entend ici par source des DMA, les trois éléments qui, mis en présence conduisent à la production d'eau acide : la roche sulfurée, l'eau et l'oxygène. On y associera également l'activité biologique, généralement présente lorsqu'un DMA apparaît, et qui serait à la fois un révélateur et un facteur aggravant potentiel. Les principales méthodes préventives consistent à éviter la rencontre de ces quatre facteurs par isolement, extraction ou l'élimination d'au moins l'un d'eux. Mais dans le cas où leur conjonction est inévitable, d'autres techniques consistent à empêcher ou limiter leur interaction par adjonction préventive de produits alcalinisants, inertants ou inhibiteurs. Ces techniques complémentaires peuvent bien sûr faire l'objet de combinaisons. Les mêmes méthodes sont employées pour éviter l'aggravation d'un DMA déclaré et prennent alors une forme curative. Leur liste apparaît dans le Tableau 12.

Tableau 12. Récapitulatif des techniques préventives et curatives appliquées à la source des DMA.

METHODE	Techniques
Méthodes Minières	Maîtrise des écoulements
	Retrait de la pyrite des déchets miniers
	Gestion des zones de stockage
Confinement	Ennoiement de la mine
	Couverture d'eau
	Couverture de sol
	Couverture organique
	Couverture multicouche
	Confinement au moyen de géotextiles
Ajout de produits inertant	Interception de l'oxygène dissous
	Ajout de neutralisant
	Ajout de phosphate
	Ajout de manganèse
	Inhibition bactérienne
	Ajout de mélanges
Méthode biologique	Biolixiviation accélérée

7.1. METHODES MINIERES

Ces méthodes font appel aux techniques minières utilisées habituellement pour l'exploitation de la mine et le traitement du matériau extrait. L'efficacité de telles méthodes est maximale si elles ont été prévues et mises en œuvre dès le début de l'exploitation. Dans le cas de la mine de Rosia Poieni, elles pourraient sans doute encore apporter une amélioration à conditions de les mettre en pratique avant la fermeture définitive de la mine, quand les moyens humains et matériels sont encore disponibles sur place.

7.1.1. Maîtrise des écoulements d'eau

Il s'agit de réaliser des ouvrages de dérivation à l'échelle du site minier et de la mine et d'aménager des galeries d'infiltration de l'eau. On limite ainsi le contact entre les matériaux sulfurés et l'eau. De plus, en cas de DMA déclaré, les volumes d'effluents acides à traiter sont réduits. Cette méthode simple limite la propagation du phénomène [3]. Sur le site de Rosia Poieni, cette opération relativement simple aurait notamment pour objectif de préserver au maximum la mine et les tas de solides sulfurés des infiltrations d'eau.

Cette technique nécessite une bonne connaissance de la topographie, de la géologie, de la pédologie et de la pluviométrie du site ainsi que de la répartition des installations minières.

7.1.2. Retrait de la pyrite des déchets miniers

Le retrait de la pyrite présente dans les déchets miniers, est une technique plus simple à mettre en œuvre sur les sites exploités que sur les sites fermés ou abandonnés et ne paraît donc pas applicable au site roumain. Le retrait de la pyrite peut être réalisé par insertion de cellules de flottation dans le circuit de traitement.

L'équipement permet la séparation de minéraux dont les propriétés hydrophiles sont différentes. Pour cela, le matériau à traiter est broyé et placé en suspension dans l'eau. Sous l'effet d'un bullage d'air, le minéral hydrophobe est entraîné dans les mousses formées et récupéré en surface. Cette séparation peut être favorisée par l'adjonction d'un réactif ou d'un gaz qui modifie le caractère hydrophile des minéraux en présence.

Le déchet voit sa teneur en sulfure considérablement réduite et peut être plus facilement stocké moyennant l'adjonction éventuelle d'un agent neutralisant. De son côté, la pyrite recueillie présente un volume réduit moins coûteux à encapsuler ensuite.

7.1.3. Gestion des zones de stockage

Comme la méthode précédente, la gestion des zones de stockage doit s'appliquer dès le début de l'exploitation et ne concerne pas le site de Rosia Poieni. La gestion raisonnée des zones de stockage permet, d'éviter ou de contrôler la percolation en profitant des propriétés géologiques et topographiques du site. La migration des produits oxydés et la propagation d'un éventuel DMA sont évitées ou limitées [41].

Le mineur doit prévoir la nature et le volume des déchets produits pour déterminer et aménager les lieux de stockage les plus appropriés. Selon la configuration du site minier, il s'agira par exemple, de ne pas implanter un stockage à l'aplomb ou en amont de la mine ou d'un autre stock, et pouvant produire un effluent acide qui risquerait de se propager.

Le stockage des déchets miniers dans la vallée la plus proche, c'est à dire, dans le lit de la rivière, a pu par le passé, avoir des conséquences catastrophiques pour le milieu aquatique et est aujourd'hui proscrit.

7.2. CONFINEMENT

Les méthodes de confinement consistent à isoler les matériaux potentiellement producteurs de DMA du milieu naturel. Par exemple, une imperméabilisation du site permet à la fois de limiter l'apport d'oxygène et d'eau vers la roche. On considère que la réduction du contact de l'oxygène et des matériaux sulfurés est le moyen de contrôle le plus efficace de la production des DMA. Pourtant, ces solutions sont souvent jugées peu satisfaisantes. En effet, les matériaux seront à terme, à nouveau exposés aux conditions extérieures, suite à l'usure des matériaux enveloppants ou à des modifications de l'écoulement de l'eau. Ils constituent donc un legs de notre pollution aux générations futures.

Les techniques et les travaux à mettre en œuvre sont d'une nature, d'une échelle et d'un niveau de difficulté très différents selon que le confinement s'adresse à un tas de déchets ou à un site minier entier.

7.2.1. Ennoiment de la mine

L'eau est l'une des couvertures les plus sûres pour éviter à l'oxygène d'entrer en contact avec la roche sulfurée. Une technique de confinement consiste donc, à la fin de l'exploitation, à inonder la mine. Cet ennoiment maîtrisé ne consiste pas à simplement laisser remonter la nappe phréatique, ce qui peut, au contraire, provoquer le DMA.

Des outils de modélisation des exutoires permettent de canaliser l'eau dans le labyrinthe minier pour que l'exhaure soit à la cote la plus élevée possible. Le gisement reste ainsi noyé de façon permanente et maximale. Cette opération requiert quelques précautions [38] :

- limitation des vides miniers (remblayage et isolement de certaines parties de la mine) ;
- accélération du remplissage pour limiter l'oxydation ;
- remplissage avec des eaux réductrices ;
- limitation des apports d'eau oxydante ayant pour origine la surface de la mine en serrant les cheminées débouchant au jour.

A priori, cette technique n'est pas applicable sur le site de Rosia Poieni car elle n'a pas été prévue dès la conception de l'exploitation et ne semble pas compatible avec la topographie des lieux.

7.2.2. Couverture d'eau

Cette technique s'applique aux mines à ciel ouvert et aux déchets miniers et requiert des conditions climatiques humides constantes. Leur recouvrement par la surface d'un lac permet une importante réduction de la disponibilité de l'oxygène comme dans le cas précédent. Il constitue un très bon moyen pour rendre les sulfures inertes.

Plusieurs méthodes sont employées :

- la création de lacs et marais artificiels (Canada). Le milieu sédimentaire réducteur qui s'y crée, grâce à l'activité biologique des bactéries et des plantes, évite l'oxydation des matériaux sulfurés [27] (voir également les marais épurateurs) ;
- l'ennoyage des déchets miniers potentiellement producteurs d'acide dans un lac existant, mais au détriment de l'écosystème existant.

L'implantation des lacs est limitée par la configuration du site (hydrologie, topographie). De plus une libération lente des métaux dans l'eau reste possible. Des concentrations supérieures aux teneurs acceptées peuvent être atteintes et entraîner l'obligation d'un traitement de l'eau issue des retenues.

La technique a été utilisée à la Mine Equity Silver près de Houston en Colombie Britannique (Canada). Une masse de 42 millions de tonnes de tailings y est ainsi maintenue sous eau (*source : site Internet Mining Watch*).

A priori, le climat roumain et le relief de la région se prêtent à cette technique qui doit être appliquée avec toutes les précautions nécessaires.

7.2.3. Couverture de sol

La couverture des déchets miniers par une couche de terrain permet la réduction de la percolation. Si le taux d'oxydation est moyennement réduit, les flux, par contre, sont bien atténués ce qui diminue les volumes à traiter.

Cette technique est efficace si une partie de l'installation reste saturée en eau. Toute la difficulté consiste donc à réduire les flux d'eau. Le confinement constitué d'une couverture de sol présente alors plusieurs parties distinctes :

- une zone de surface qui protège la couverture de l'érosion ;
- une réserve d'eau ;
- une digue qui retient l'eau.

Le confinement des déblais miniers par des argiles puis une simple couche de terre végétale n'est pas satisfaisant. L'étanchéité du système est précaire vis à vis de l'eau d'infiltration. On a souvent constaté que les matériaux sulfurés en contact avec l'oxygène dissous dans l'eau donnaient à nouveau lieu à des DMA après confinement.

Cette technique a été employée sur le site Australien de Rum Jungle à Batchelor (Northern Territory) mais elle n'est efficace que pendant la saison des pluies seulement.

7.2.4. Couverture organique

Cette méthode consiste à prévenir la diffusion de l'oxygène à l'intérieur du matériau sulfuré recouvert. Celui-ci reçoit une couche de matière organique (généralement un déchet) qui a pour propriété de consommer l'oxygène au cours de sa fermentation. Les

principaux avantages de cette technique par rapport aux autres types de couverture sont [32] :

- la faible perméabilité de la couche formée ;
- la haute capacité d'échange d'ions de la matière organique;
- la production d'une forte alcalinité (3000 mg.L-1 en CaCO₃ dans le cas des boues de station d'épuration).

La matière organique utilisée pourrait, en effet, être une boue de station d'épuration urbaine moyennant un traitement préalable afin de minimiser les risques pour la santé et l'environnement. Cette technique demande des études complémentaires.

7.2.5. Couverture multicouche

La couverture multi-couches combine l'utilisation de plusieurs matériaux choisis pour leur propriétés physico-chimiques (granulométrie, perméabilité, aptitude à l'adsorption ou à l'alcalinisation). Ces matériaux sont, entre autres :

- le sable ;
- les graviers ;
- les argiles (bentonite) ;
- les ciments ;
- le calcaire.

La technique de couverture en multi-couche est particulièrement efficace mais pas toujours viable économiquement [27]. Elle a été employée expérimentalement sur le site minier Grec de Kassandra dans le cadre de l'étude PRAMID entre 1992 et 1995. Cependant à long terme, l'aptitude du site testé à produire des DMA est restée forte [26].

7.2.6. Confinement au moyen de géotextiles

Cette technique consiste à isoler les matériaux sulfurés dans une enveloppe constituée de géotextiles, elle-même entourée par des couches d'argile. La méthode est identique à celle employée pour les ordures ménagères. Les éventuels écoulements de solution susceptibles de survenir sont contrôlés et canalisés vers un procédé de traitement. Les plus importants de ces écoulements ont lieu, au cours, et juste après le confinement pendant la vidange du tas de matériau imprégné d'eau. Cette technique, dite d'encapsulation est la plus coûteuse des techniques de confinement.

Sur le site de Rosia Poieni, cette technique n'aurait de sens que pour un volume très faible de solides extrêmement réactifs (particules fine de pyrite).

7.3. AJOUT DE PRODUITS INERTANTS OU INHIBITEURS

7.3.1. Interception de l'oxygène dissous

Cette technique s'adresse aux tas de matériaux sulfurés et notamment les tas de pyrite. L'eau qui percole dans ces tas contient de l'oxygène dissous qui va déclencher ou favoriser l'acidification. Afin de diminuer le DMA produit, on dispose une couche de protection interceptrice au-dessus du niveau de la nappe phréatique. Cette couche est composée d'un mélange de grains de pyrite et de grains de fer. La taille des grains et leur concentration sont choisies de façon à créer un ensemble de cellules galvaniques aux points de contact entre les grains de différentes natures. Par action électrolytique, le matériel cathodique constitué par la pyrite se transforme en cathode protégée, et l'eau est désoxygénée. La couche interceptrice peut être recouverte de sol végétalisé. Cette technique fait l'objet d'un brevet dont la référence est CA 02285482.

7.3.2. Ajout de neutralisant

L'ajout d'un réactif capable de neutraliser l'acidité est une méthode complémentaire de l'encapsulation (voir 7.2. « Confinement »). Dans le cas des mines de charbon, on emploie les cendres volantes et les poussières disponibles sur le site. Dans le cas des mines métalliques on fait généralement appel au calcaire. Il importe de contrôler l'équilibre acido/basique du mélange obtenu pour que les produits oxydés soient précipités et immobilisés directement dans le matériau [41]. L'alcalinisation est réalisée par mélange des déchets miniers avec le réactif alcalin.

Cette technique a notamment été étudiée au cours du programme européen PRAMID sur le site minier de Kassandra en Grèce, entre 1992 et 1995. Le calcaire a été ajouté sous forme de grains aux déblais miniers. Les ajouts étaient réalisés sous forme de couches de calcaire et de mélanges. Selon les expérimentateurs, cette dernière forme d'ajout pourrait être mise en œuvre pour les matériaux riches en pyrite à condition d'opérer avec soin et de réaliser un mélange homogène [26].

7.3.3. Ajout de phosphate

Le phosphate a pour propriété de complexer le fer ferrique. En effet, l'ion phosphate très réactif forme des composés de fer et de phosphate très insolubles. Le fer ferrique devient donc indisponible pour les réactions auto-entretenuées de lixiviation et de biolixiviation avec la pyrite. Les résultats obtenus au laboratoire sont encourageants.

On estime que l'application de phosphate à raison de 3 % par rapport au solide à traiter donne les meilleurs résultats. Le mélange entre le réactif et le solide doit être très homogène (*source : site Internet OSM*).

On suppose que les précipités phosphatés déposés à la surface des minéraux ont aussi un effet inertant. C'est à dire qu'ils préserveraient le minéral ainsi recouvert de l'oxydation. Cela n'a toutefois pas été démontré [63 ; 26].

Une technique de lixiviation du zinc, dans le minerai ou les tailings, s'appuie sur la méthode d'ajout de phosphate minéral. En effet, le piégeage du fer ferrique par le phosphate autorise la biolixiviation spécifique du zinc (sans biolixiviation du fer) dans un milieu bactérien mis au point spécialement. Cette méthode permettrait la récupération du zinc de façon économique tout en éliminant une source de DMA (*source: site Internet Université Manitoba*) (voir également le paragraphe 7.4.1. « Biolixiviation accélérée »).

7.3.4. Ajout d'oxyde de manganèse

Contrairement aux précipités de phosphate, la capacité des dépôts d'oxyde de manganèse à inerte les minéraux a été prouvée. Ainsi, une technique consiste à mélanger les déchets miniers avec une source d'ions manganate afin de produire une couche d'oxyde de manganèse très insoluble. Celle-ci inhibe l'oxydation et la formation d'acidité à la surface des minéraux. La solution d'ions manganates faiblement concentrée possède également une propriété alcaline puisque son pH est compris entre 6 et 13. Cette technique est protégée par le brevet n° US5587001.

7.3.5. Inhibition bactérienne

Les réactifs neutralisants comme le calcaire sont reconnus pour leur effet sur le pH et les métaux (précipitation). On sait également que l'augmentation de pH obtenue par ajout de réactif neutralisant a un rôle inhibiteur pour les bactéries acidophiles impliquées dans la formation des DMA. Il existe également des produits inhibiteurs directs des micro-organismes.

En 1953, l'utilisation de ces produits a été envisagée pour la première fois mais rejetée car considérée comme irréalisable. Depuis les années 60, les efforts se sont pourtant poursuivis dans ce domaine. Aujourd'hui, l'inhibition des bactéries dans les déchets miniers pour réduire la production des DMA, est techniquement possible, selon des études canadiennes. Des essais sont menés aux Etats-Unis, en Nouvelle-Zélande et au Canada (Equity Silver, Colombie Britannique). Mais cette méthode est coûteuse et n'a pas fait l'objet d'application commerciale pour le moment (*source: site Internet Stratégis*).

Le principe repose sur l'épandage ou le mélange de produits inhibiteurs aux déchets miniers. Il s'agit généralement de lauryl sulfate de sodium, d'alkyl benzène sulfonate, d'acide benzoïque ou d'acide sorbique. D'autres produits ont été répertoriés comme étant néfastes aux bactéries *Thiobacillus ferrooxidans*: mercure, tellure, molybdène, conservateurs alimentaires, thiocyanate. Après une période d'efficacité, le thiocyanate est toutefois rapidement transformé en ammonium [25] qui au contraire peut favoriser le développement bactérien.

Les tensio-actifs cationiques sont connus pour leurs effets bactéricides. Aux faibles pH on note cependant que les tensio-actifs anioniques peuvent être remarquablement plus inhibiteurs. Ces produits modifient le caractère semi-perméable de la membrane cytoplasmique des micro-organismes. Le lauryl sulfate de sodium s'est avéré le plus efficace de ces produits au cours d'essais menés au laboratoire avec une dose létale pour

les bactéries de 25 mg.L^{-1} . Selon Peppas, les essais sur site n'ont été tentés qu'avec les produits tensio-actifs et il a été montré que cette approche était économiquement réalisable [25].

L'utilisation de diméthylthiocarbamate associe un effet tensioactif et des propriétés précipitant les métaux. Des essais réalisés au laboratoire ont montré l'aptitude du produit à inhiber les bactéries et à former une couche de précipités métalliques inertante à la surface des minéraux sulfurés [13].

Une autre technique brevetée (brevet n°US5550141) consiste à réaliser un mélange des matériaux sulfurés au cours de leur production, avec une quantité efficace de 2-mercapto-1-méthyl imidazole ou de 1,3,4-thiadiazole.

Pourtant, on considère que l'emploi d'un bactéricide est une solution à court terme complémentaire d'une action plus vaste, ou bien une solution provisoire avant la mise en place d'une solution définitive.

En effet, l'un des inconvénients des bactéricides est leur efficacité limitée dans le temps : quelques mois. Une technique brevetée permet d'allonger cette période de une à plusieurs années. Il s'agit d'employer un bactéricide piégé dans une matrice complexe se présentant sous forme de pastilles. La matrice libère lentement le bactéricide grâce à ses propriétés thermoplastiques et tensio-active [13]. Cette invention est décrite par le brevet n° US 4869905.

Enfin, on peut s'interroger sur les effets secondaires possibles, des réactifs inhibiteurs sur d'autres formes de vie en aval du site minier.

7.3.6. Ajout de mélanges

Plusieurs combinaisons de produits ont été élaborées pour la complémentarité de leurs propriétés. Quelques-uns de ces mélanges sont décrits ici.

Micro-encapsulation

Le procédé est développé par la société Keeco (Canada). Une des formules proposées est spécialement développée pour le traitement des solides contaminés par les métaux lourds et les éléments toxiques. Une poudre contenant un mélange de produits chimiques séquestre les métaux lourds libérés par le solide. Ceux-ci se trouvent encapsulés dans une matrice de silice imperméable et inaltérable.

La poudre contient un produit alcalinisant et oxydant proche de l'oxyde de calcium, un composé qui permet la polymérisation de la matrice de silice et le troisième produit est un support qui permet l'action simultanée des deux premiers.

Les tailings de la mine de Spring Hill, Montana (Etats-Unis), ont été traités par application de 2 à 5 % de cette poudre, par rapport au solide, pour tester son aptitude à immobiliser les métaux lourds et l'arsenic (concentration initiale en As = 6000 ppm). L'étude menée sous la direction du Bureau des Mines Abandonnées du Montana

(Department of Environmental Quality) a montré que la quasi totalité des éléments toxiques (Al, As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sr, Zn) étaient stabilisées de façon pérenne.

Une formule similaire est conçue pour le traitement des effluents acides (voir 8. « Généralités sur les traitements des effluents ») (source : site Internet Keeco).

Mélange à base d'un composé sulfuré (groupe sulfhydryle)

Cette méthode permet la réduction ou la prévention de la production de DMA par la mise en contact des déchets miniers avec un composé sulfuré organique ou inorganique combiné à un agent neutralisant et/ou un agent fixant. Les agents sulfurés utilisés sont ceux présentant un groupe sulfhydryle (-SH) ionisé ou non ou un groupe sulfure capable de produire un groupe sulfhydryle.

Les résultats sont meilleurs avec le mélange qu'avec chacun des réactifs seuls. Il y a une synergie entre les réactifs ce qui permet de minimiser les quantités appliquées. En effet, le mélange forme des composés sulfurés ou assimilés insolubles. Cette technique est protégée par le Brevet n° CA 2179531.

Mélange de chaux, de calcite et d'un agent tensio-actif

Ce mélange fait appel aux propriétés alcalinisantes complémentaires de la chaux vive et de la calcite en solution. La chaux vive agit rapidement tandis que la calcite libère son alcalinité plus lentement. De plus, la chaux vive permet une augmentation du pH supérieure à celle obtenue avec la calcite seule. En outre l'effet oxydant de la chaux vive permet l'élimination des bactéries. Le tensio-actif joue le rôle de dispersant de la solution alcaline.

L'acidité potentielle du matériau à traiter est déterminée préalablement au calcul de la composition et à la préparation du mélange. Cette invention est décrite et protégée par le brevet n° US5846179.

Mélange d'un composé sulfuré, de phosphate et d'une base

Dans cet autre mélange destiné aux déchets contaminés par les métaux lourds, on trouve à nouveau des produits complémentaires en solution aqueuse :

- un composé sulfuré (sulfure de calcium) (0,5 à 8 % m/m du solide à traiter) ;
- un phosphate minéral (1 à 8 % m/m du solide à traiter) ;
- une base, la chaux (0,25 % m/m du solide à traiter).

Le composé sulfuré permet l'obtention de conditions réductrices qui entraînent la précipitation des métaux sous forme de sulfures. Le phosphate minéral se complexe et précipite avec le fer selon les conditions déjà décrites au paragraphe 7.3.3. La chaux conduit au maintien du milieu dans des conditions basiques. Le mélange, protégé par le brevet n° US5877393, est appliqué au matériau à traiter et stabilise les métaux lourds sans libérer d'hydrogène sulfuré.

7.4. METHODE BIOLOGIQUE

7.4.1. Biolixiviation accélérée

Contrairement aux techniques d'inhibition des bactéries décrite ci-dessus, cette méthode consiste à favoriser le développement des bactéries qui oxydent les sulfures. La biolixiviation des sulfures est à l'origine du phénomène des DMA qui peut perdurer au-delà d'un siècle. On parle ici de «biolixiviation accélérée» car il s'agit de maîtriser la solubilisation biologique de tous les métaux présents dans les déchets miniers sur une période de quelques années seulement.

Les mêmes bactéries qui génèrent les phénomènes de drainages acides, sont cultivées sur le matériau à traiter. L'acidité du milieu augmente et la matrice sulfurée est oxydée. Les solutions métalliques concentrées obtenues suivent ensuite un traitement physico-chimique classique (réactifs neutralisants, extraction liquide-liquide, électrolyse) qui conduit à la valorisation des métaux.

La croissance des bactéries (principalement *Thiobacillus ferrooxidans* et *T. thiooxidans*) est favorisée par les conditions suivantes :

- apport d'air, éventuellement enrichi en dioxyde de carbone ;
- apport d'eau ;
- élévation de la température à 35°C ;
- apport d'éléments nutritifs : azote minéral, potassium, magnésium ;
- adaptation de la granulométrie de la matière sulfurée ;
- mélange intime des phases solide et liquide.

Les principales techniques employées pour cultiver ces microorganismes sont, la biolixiviation en tas et la biolixiviation en réacteurs agités.

Dans le cas de la biolixiviation dite en tas, une solution enrichie en éléments nutritifs et en oxygène dissous, percole à travers le matériau à traiter, préalablement disposé en tas sur un géotextile imperméable. De l'air est éventuellement injecté à l'intérieur du tas. La solution acide chargée en métaux est recueillie au pied du tas, partiellement recyclée et traitée. Cette solution a été envisagée pour traiter le minerai pauvre de la mine de Rosia Poieni dans le cadre du projet Biodump Eureka EU 1705, mais elle n'a pas été réalisée car elle n'était pas viable du point de vue économique.

Dans le cas de la biolixiviation en réacteurs agités, le solide est placé en solution dans un ou plusieurs réacteurs et le mélange est agité et aéré au moyen de turbines et d'une injection d'air. Cette technique, plus coûteuse, est aussi la plus efficace puisqu'elle assure un excellent contact entre la solution et le solide, une meilleure aération et un contrôle optimum de l'opération. La présence dans les matériaux à traiter de métaux précieux ou semi-précieux valorisables justifie l'emploi de ce procédé qui réclame un fort investissement en R&D pour ce qui concerne l'ingénierie de mise en œuvre et le dimensionnement de l'équipement.

8. Généralités sur les traitements des effluents acides miniers

Les méthodes préventives des DMA ne font souvent que retarder l'acidification et en limiter l'ampleur. Une fois déclaré, comme c'est le cas sur le site roumain de Rosia Poieni, le DMA est encore plus difficile à contrôler et à stopper. C'est pourquoi, le seul recours consiste souvent à traiter les effluents acides avant leur déversement dans le milieu naturel. Cette astreinte est un fardeau financier pour les sociétés minières et la communauté. En effet, le traitement des effluents acides miniers peut s'avérer nécessaire longtemps après la fermeture des mines, pendant des dizaines d'années, voire des siècles.

8.1. GENERALITES

Le but d'un procédé de traitement d'effluent de DMA est de relever la valeur du pH et d'éliminer les métaux en solution. Une alternative séduisante consiste à récupérer les métaux dissous et à les valoriser. Cette valorisation dépend de nombreux facteurs techniques et économiques ainsi que des caractéristiques du DMA (nature et concentration des métaux, débit). Elle met en œuvre des techniques sophistiquées qui consomment de l'énergie et demandent un fort investissement d'ingénierie. C'est pourquoi, les procédés qui l'autorisent ne peuvent répondre à tous les cas de DMA. De plus les méthodes de valorisation ne sont pas toutes techniquement au point.

En outre, les installations de traitement des effluents miniers acides doivent répondre à plusieurs critères directement dictés par les variations importantes du débit de l'écoulement. Celles-ci évoluent rapidement en fonction de la pluviométrie, régulières en fonction des saisons et lentes au cours des années. Il est donc nécessaire d'adapter les dimensions du système de traitement en fonction des variations saisonnières. Il faut également être en mesure de faire face aux variations rapides de débits grâce à un stockage des effluents qui permet de répartir leur traitement dans le temps.

8.2. LES TRAITEMENTS ACTIFS

Les traitements dits « actifs » correspondent à des techniques physico-chimiques qui demandent l'apport de réactifs et la mise en place d'équipements lourds. Le suivi constant de leur fonctionnement est impératif.

Le moyen le plus le plus utilisé consiste à collecter les eaux et à les neutraliser au moyen d'un réactif chimique alcalin (calcite, chaux, chaux vive, soude caustique, oxyde de magnésium). Le traitement à la chaux est le premier type de traitement réalisé historiquement.

Il présente toutefois plusieurs inconvénients. Il est à long terme coûteux en matière première, car il consomme d'importants volumes. Il produit des boues qui nécessitent une séparation du liquide et des précipités. Enfin, il produit des déchets solides volumineux, dont le stockage sera peut-être un jour soumis à une réglementation.

Ce procédé, généralement efficace, reçoit donc de nombreuses améliorations mais connaît aussi plusieurs procédés concurrents actifs et passifs.

8.3. LES TRAITEMENTS PASSIFS

Pour des raisons économiques, les responsables se tournent vers des solutions légères nécessitant peu d'investissement, un entretien minime et satisfaisantes sur le long terme au plan environnemental (déchets peu volumineux et stables, respect de la réglementation). Il s'agit généralement de méthodes passives.

Un traitement dit «passif» permet de minimiser la maintenance et les coûts (réduction du traitement mécanique). Il s'agit de favoriser et de contrôler, les réactions chimiques et biologiques épuratoires pour l'eau, qui ont lieu naturellement dans l'environnement.

Les traitements passifs ont été étudiés à partir du début des années 1980. De nombreux procédés ont été développés pour le traitement des DMA provenant de mines de charbon. Les applications aux mines métalliques sont restées limitées de 1985 à 1995. Les principaux traitements passifs utilisés aux Etats-Unis en 1994 étaient les drains anoxiques de calcaire et les wetlands ou une combinaison des deux. Les traitements passifs n'ont été utilisés au Royaume-Uni qu'à partir de 1992 [49]. Il y a donc encore peu de retour d'expérience sur ces équipements dont certains sont supposés fonctionner pendant 25, voire 80 ans [31]. Les performances à long terme des traitements passifs ont cependant été étudiées et estimées en fonction des résultats obtenus après un peu plus d'une décennie d'utilisation [35].

Les procédés passifs sont particulièrement préconisés pour les sites où l'exploitation a cessé. Ils sont adaptés aux effluents présentant des caractéristiques physico-chimiques stables (température, débit, composition). Les plus courants sont les wetlands aérobie et anaérobies, les drains de calcaires anoxiques et les procédés de biosorption.

Les principaux avantages des traitements passifs par rapport aux traitements actifs sont ou devraient être :

- une faible dépense en énergie et en apport de réactif ;
- l'utilisation de matériaux naturels au lieu de produits chimiques ;
- une consommation en eau nulle ou faible ;
- une efficacité comparable, en terme de concentrations résiduelles, au meilleur procédé chimique existant (précipitation par ajout de réactifs sulfurés) ;
- la diminution des quantités de produits générés ;
- un aspect esthétique plus satisfaisant.

Leurs principaux inconvénients sont :

- des performances dépendantes des variations de température ;
- une efficacité variable selon le débit et la composition chimique de l'effluent (difficulté d'adaptation à une modification rapide de ces paramètres) ;
- leur coût hautement variable en fonction des conditions du site, de la composition de l'effluent à traiter et des concentrations à atteindre ;
- la nécessité de combiner plusieurs procédés pour atteindre l'efficacité maximale (par exemple, un procédé anaérobie ne peut éliminer à lui seul le manganèse).

Ce dernier aspect permet néanmoins une certaine souplesse d'adaptation aux différents cas rencontrés.

8.4. BILAN DES REVUES DES TRAITEMENTS

Le traitement des polluants métalliques consiste bien sûr à déplacer et concentrer les polluants dans un milieu où ils seront inoffensifs pour les êtres vivants. Le traitement de l'acidité est dans la plupart des cas corrélé au traitement des métaux. Par exemple, la neutralisation de l'acidité entraîne la précipitation des métaux. Les procédés font appel à trois grands groupes de réactions susceptibles d'affecter les ions métalliques :

l'oxydation ; la réduction ; le piégeage

Les méthodes les moins coûteuses et les plus simples sont les plus recherchées et se sont largement développées au cours des dix dernières années. Celles qui mettent en œuvre des traitements dits passifs sont donc particulièrement à l'honneur. On remarque que leur efficacité est souvent due à l'association des deux, voire des trois groupes de réaction simultanément.

METHODE	Procédé
TRAITEMENTS ACTIFS	
Ajustement du pH	Neutralisation
Précipitation	Précipitation des métaux par des réactifs sulfurés
	Précipitation du fer par le phosphate
	Piégeage des sulfates
Bioprécipitation	BSR
Echange d'ions	Adsorption sur des argiles ou leur dérivés
	Adsorption sur résine
	Echange d'ions en phase liquide
Inertage	Micro-encapsulation
Procédés Electriques	Electrolyse
	Electrocoagulation
TRAITEMENTS PASSIFS	
Ajustement du pH	Canal de calcaire ouvert
	Drain anoxique calcaire
	Bassin de calcaire
	Lit de calcaire fluidisé
Marais épurateurs et dérivés	Wetland anaérobie
	Wetland aérobie
	Bioréacteur BSR
	Film de micro-algues
	Pyrolusite
	Réacteur à flux vertical
	Phytoremédiation
	Biosorption
Barrières réactives souterraines	Barrières chimiques
	Barrière biologiques

Tableau 13. Récapitulatif des techniques de traitement des effluents des DMA

9. Revue des Traitements Actifs des effluents

Les traitements actifs mettent en jeu des techniques physico-chimiques basées sur des réactions acido-basiques, d'oxydo-réduction et d'échange d'ions.

9.1. AJUSTEMENT DU PH

La neutralisation de l'acidité des effluents est le premier objectif des principaux traitements. L'élimination des métaux en découle généralement d'elle même. En effet, l'ajustement du pH entraîne trois types de réactions :

- la neutralisation des ions H^+ ;
- l'oxydation des métaux ;
- la précipitation des oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes produits.

Outre l'efficacité et les facteurs économiques, le choix de l'utilisation d'un système neutralisant est fonction [1] :

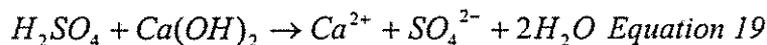
- des caractéristiques de l'effluent à traiter (concentrations, débits) comparées à la cinétique de la réaction ;
- la méthode de mélange du réactif ;
- du climat ;
- de la configuration du terrain ;
- des caractéristiques de la boue à obtenir ;
- de la durée de vie de l'installation.

La précipitation du fer ferrique et de l'aluminium demande un pH supérieur à 5. Mais la précipitation des éléments : Cu, Zn, Cd, Mn, Pb, et Fe(II) demande un pH supérieur à 9 [27]. Plusieurs réactifs chimiques sont employés pour atteindre ces valeurs.

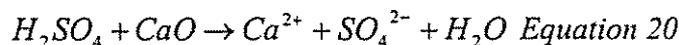
9.1.1. Neutralisation

La neutralisation des effluents est réalisée dans des bassins où l'on laisse réagir les métaux et le réactif alcalin. Celui-ci neutralise l'acidité de l'effluent. La remontée du pH entraîne la précipitation des métaux sous forme d'hydroxydes ou d'oxyhydroxydes (exemple oxyhydroxyde de fer : $FeO(OH)$). Ces précipités peuvent entraîner d'autres métaux par adsorption. Les réactifs employés et les réactions en jeu sont :

- la chaux éteinte (hydroxyde de calcium), équation 19 [5 ; 63 ; 68 ; 90] (source : site Internet USGS) :



- la chaux vive (oxyde de calcium), équation 20, [5 ; 63 ; 68 ; 90] (source : site Internet USGS) :



- la calcite (carbonate de calcium) présente dans le calcaire, équation 21 :

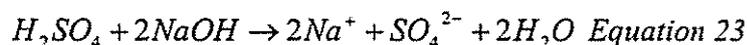


Les précipités d'hydroxyde de fer ont tendance à enrober les grains de calcaire ce qui ralentit leur dissolution et diminue le rendement de la neutralisation. Pourtant certains auteurs ont montré que le calcaire continue de se dissoudre malgré le phénomène d'enrobage [5 ; 9 ; 63 ; 68 ; 90] (source : site Internet USGS et OSM).

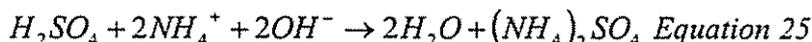
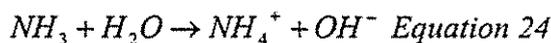
- le carbonate de sodium, équation 22, [1] (source : site Internet USGS) :



- la soude (hydroxyde de sodium), équation 23 [5 ; 63 ; 68 ; 90] (source : site Internet USGS) :



- l'ammoniaque anhydre injecté sous forme de gaz dans une colonne d'eau, équations 24 et 25 [31] (source : site Internet USGS) :



Comparaison des réactifs

Les réactifs diffèrent par leur conditionnement, dont découle leur mode d'application, et par leurs propriétés chimiques. En effet, la chaux est commercialisée sous forme de poudre, le calcaire en blocs ou particules plus ou moins grossiers, la soude en pastille ou en solution diluée. Ces caractéristiques influencent le type d'équipement nécessaire et la qualité du mélange obtenu.

La chaux est ajoutée à l'effluent à traiter sous forme de poudre au moyen d'une trémie, ou bien, après mise en suspension dans l'eau. Les poudres et les granulats peuvent être stockés et distribués grâce à un silo via une trémie. Le calcaire peut ensuite être mélangé à l'effluent à traiter dans un trommel (tambour en rotation). Le carbonate de sodium peut être utilisé en préparation aqueuse mais est le plus souvent vendu sous forme de briquettes.

La chaux et la soude permettent d'atteindre des pH plus élevés, et donc de précipiter un plus grand nombre de métaux que le calcaire par exemple. Leurs cinétiques de dissolution et de réaction sont en outre plus rapides que celle de la calcite.

Le Tableau 14 compare les principaux avantages et inconvénients des caractéristiques physico-chimiques et économiques des réactifs les plus communément utilisés : la chaux, le calcaire et la soude.

	Chaux / Soude	Calcaire concassé
Avantages	pH contrôlé facilement Automatisation possible Adapté au débit important > 60 m ³ /h	Coût plus faible Rustique et simple d'emploi Boues produites, pelletables et en plus faible quantité Adapté au faible débit env. 20m ³ /h
Inconvénients	Installation coûteuse > 1 million de F Fonctionnement coûteux Matière première plus coûteuse Boues produites en plus grandes quantités et plus liquides	pH limité à 7,5 mais complément à la chaux possible Limité en débit mais plusieurs trommels en série possible

Tableau 14. Tableau comparatif des traitements au calcaire à la chaux ou à la soude [45].

Les agents neutralisants composés de calcium sont moins coûteux que les agents composés de sodium, par contre leur solubilité est moindre. Le Tableau 15 rappelle les différences entre ces deux familles de produits.

Paramètre	Composés de calcium	Composés de sodium
Solubilité	Peu soluble	Plus soluble
Vitesse de solubilisation	Lente	Rapide
Mélange	Agitation mécanique	Diffusion
Dureté	Elevée	Faible
Formation de gypse	Oui	Non
Matière en suspension	Favorise la précipitation des argiles	Disperse les particules et les maintient en suspension
Coût	Faible	Elevé
Coût d'installation et de maintenance	Elevé	Faible

Tableau 15. Comparaison des agents neutralisants composés de calcium ou de sodium selon BIGATEL [1].

La chaux (éteinte ou vive), abondante et très réactive, est souvent préférée aux autres agents neutralisants pour traiter les volumes importants. Mais c'est la chaux éteinte qui est la plus utilisée car son emploi est plus sûr pour un coût et des résultats comparables à ceux de la chaux vive. Les coûts des différents réactifs neutralisants sont rappelés par le Tableau 16.

Réactif	Conditionnement	Prix à la tonne en Euro
Chaux éteinte	vrac	72
	Sac de 50 kg	120
Chaux vive	Vrac	70
	Sacs de 36 kg	172
Calcaire	Vrac	22
	Sac de 50 kg	32
Soude caustique	Fût de 310 kg de solution à 50 %	395
Carbonate de sodium	Poudre	627
	Briquettes sacs de 20 kg	482

Remarque : selon la même source le coût du transport s'élève à 1,70 € par km.

Tableau 16. Comparaison des coûts des différents réactifs neutralisants [1].

Les coûts d'installation et de fonctionnement des procédés varient en fonction de la nature de l'effluent à traiter ainsi que du prix et des conditions de transport des réactifs. D'autres éléments de comparaison des coûts, prenant en compte les frais de maintenance en fonction des caractéristiques du site sont disponibles en Annexe.

La neutralisation des effluents de la mine de Rosia Poieni à la chaux pourrait être envisagée sous réserve de :

- disposer du réactif à bas prix ;
- limiter le débit de l'effluent ;
- mettre en place un équipement produisant des volumes restreints de boues (par recirculation des flux par exemple).

9.1.2. Les problèmes associés aux boues produites lors des neutralisations

Les précipités formés au cours des réactions de neutralisation constituent des floccs puis des boues. Les trois problèmes principaux associés à cette génération de boues sont :

- **La nécessité de séparer les fractions solide et liquide**

L'agglomération des précipités et leur décantation peuvent être favorisées par l'ajout d'un flocculant. Cependant, il faut séparer les solides produits, de l'eau épurée. Cette contrainte supplémentaire peut être assurée au moyen de plusieurs techniques :

- filtration : cette opération nécessite un équipement et de la main d'œuvre.
- décantation : les boues décantent au fond d'un bassin. L'eau surnageante est évacuée par trop plein (Technique employée sur le site de Sain Bel (Rhône)).
- séchage et infiltration : il s'agit également d'utiliser des bassins de décantation perméables qui laissent l'eau épurée s'évaporer ou s'infiltrer, et rejoindre la nappe (technique mise en œuvre sur le site de Chessy (Rhône)).

Le traitement des boues formées est variable selon les réactifs employés. L'épaisseur des boues dépend du conditionnement (poudre, suspension, liquide), de la granulométrie des poudres (notamment pour le calcaire), et des propriétés chimiques des réactifs. Par exemple, les boues obtenues par ajout de soude et d'ammoniaque sont des gels non pelletables. Dans tous les cas les boues formées doivent ensuite être recueillies et stockées.

- **L'obligation de stocker les boues**

Un des principaux inconvénients des traitements utilisant le principe de la neutralisation alcaline est l'important volume occupé par les boues d'hydroxydes produites. Quel que soit le réactif employé, les boues contiennent des hydroxydes de fer, de manganèse, d'aluminium et d'autres métaux. De plus les réactifs contenant du calcium forment aussi

du gypse (CaSO_4). Ainsi on estime que les traitements à la chaux produisent les plus grandes quantités de boues [1]. Leur stockage réclame d'importantes superficies.

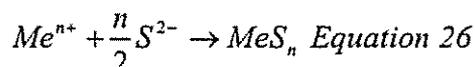
- **L'instabilité éventuelle des solides formés**

La stabilité des boues est précaire. En effet, une fois placées en milieu acide, les boues de neutralisation libèrent des sulfates et des métaux. Lors d'une acidification accidentelle la pollution peut réapparaître. Les boues stockées à l'air libre dans les régions sujettes aux pluies acides peuvent être particulièrement sensibles à ce phénomène [37]. On rapporte aussi que certaines boues obtenues par un procédé de neutralisation à la chaux, libèrent déjà des sulfates aux conditions de pH neutre dans des proportions allant de 33 à 50 % [75 ; 76].

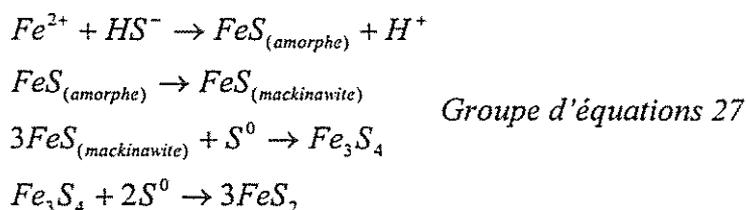
9.2. PRECIPITATION

9.2.1. Précipitation des métaux par des réactifs sulfurés

Les métaux présents dans les effluents acides miniers se trouvent sous des formes oxydées. Cette méthode fait à appel des réactifs réducteurs. Les métaux en solution dans les effluents acides sont précipités à $\text{pH} < 6$ sous formes de sulfures métalliques en présence de réactifs sulfurés : sulfure de sodium (Na_2S), hydrogène sulfuré (H_2S), sulfure de calcium (CaS) [27]. L'équation générale qui préside à cette réaction est fournie ci-dessous (équation 26) :



Le fer, par exemple précipite sous plusieurs formes minérales sulfurées précurseurs de la pyrite [29] (groupe d'équations 27) :



Cette méthode est particulièrement efficace. Les métaux retrouvent l'état réduit qu'ils avaient dans le minerai. De plus, ce procédé présente plusieurs avantages importants :

- les produits générés ont des volumes faibles comparés à ceux obtenus par neutralisation dans les mêmes conditions ;
- les produits sont d'une grande stabilité si ils sont conservés en milieu réducteur ;
- les métaux ainsi précipités peuvent faire facilement l'objet d'une valorisation.

Cette méthode paraît, *a priori*, trop couteuse en réactifs pour être appliquée à Rosia Poieni.

9.2.2. Précipitation du fer par le phosphate

Le phosphate naturel (apatite), sous forme de galets, est dissous dans l'effluent à traiter en conditions aérobies. Le phosphate forme des complexes avec le fer entre pH 2 et 3, avec l'aluminium entre pH 3 et 7, et avec le calcium au-dessus de pH 7 [31].

Une variante consiste à utiliser une source organique de phosphate, comme le glycérol 2-phosphate ou le tributylphosphate (moins coûteux). Le produit est transformé en phosphate organique par voie biologique au moyen de bactéries de l'espèce *Citrobacter*. Les avantages liés à cette biotechnologie sont essentiellement [48] :

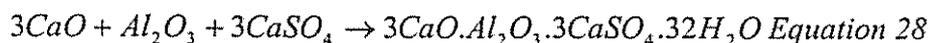
- une alternative à la source de phosphate originale ;
- un traitement plus efficace du fer par micro-précipitation avec le phosphate.

La méthode ne semble pas adaptée à la composition de l'effluent roumain de Rosia Poieni, *a priori*.

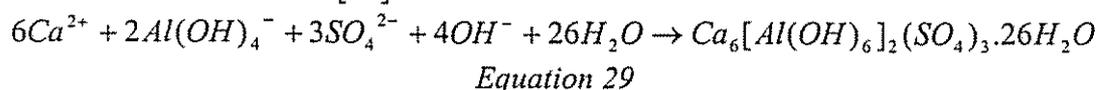
9.2.3. Piégeage du sulfate sous forme d'ettringite

Il s'agit de précipiter et piéger le sulfate sous forme ettringite. L'ettringite est un aluminat de calcium trisubstitué qui peut également incorporer des métaux. Le calcium et le sulfate précipitent sous forme d'ettringite en présence d'aluminium selon les réactions 30 et 31, à un pH supérieur à 10.

Réaction schématique (avec les formules des réactifs commerciaux et des produits [18]) :



Réaction réelle en solution [34] :



Le procédé met en œuvre plusieurs étapes. Au cours des premières étapes, les métaux lourds sont éliminés par précipitation en présence de chaux. Du gypse se forme. Le calcium et le sulfate restants sont alors précipités sous forme d'ettringite par ajout d'hydroxyde d'aluminium.

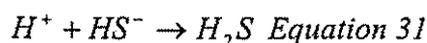
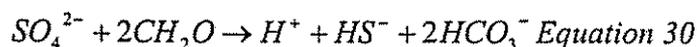
Les métaux résiduels peuvent co-précipiter avec ce minéral. Après une séparation solide/liquide, l'eau est traitée avec du dioxyde de carbone. Dans le procédé des sociétés Mintek/Savannah, l'aluminium est ajouté à l'eau d'exhaure sous forme d'hydroxyde d'aluminium [38 ; 58 ; 66].

Cette méthode ne peut venir qu'en complément d'une neutralisation préalable car elle n'est fonctionnelle qu'à des pH supérieurs à 10. Enfin elle ne semble pas être adaptée au cas particulier de la mine de Rosia Poieni.

9.3. BIOPRECIPITATION

9.3.1. Fermenteurs de Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR)

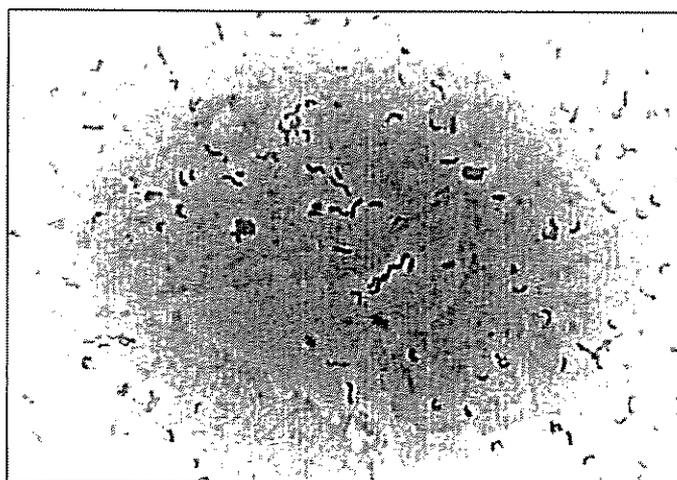
Les bactéries sulfato-réductrices, cultivées sur un substrat organique (éthanol) dans des biofermenteurs, peuvent être utilisées pour traiter les effluents miniers acides. Les BSR réduisent le sulfate présent en sulfure d'hydrogène qui précipite alors les métaux sous forme de sulfures métalliques. La réaction de réduction est réalisée selon les équations 30 et 31 :



Les réactions de précipitation métallique ont déjà été décrites dans le paragraphe 9.2.1. « Précipitation des métaux par des réactifs sulfurés » (équation 26 et groupe d'équations 27). Le phénomène s'accompagne d'une augmentation du pH [32 ; 37] (source : site Internet Battelle, PNNL, NTBC).

Les bactéries impliquées dans ces réactions appartiennent aux espèces *Desulfovibrio* et *Desulfotomaculum* (Photographie 4). Elles sont Gram négatif, strictement anaérobies, hétérotrophes. Leurs conditions optimales de croissance requièrent :

- un milieu contenant des molécules carbonées de faible poids moléculaire (ex.: acide lactique, acétate) ;
- une concentration suffisante de sulfate en solution ($[SO_4^{2-}] > 200 \text{ mg.L}^{-1}$) ;
- un pH supérieur à 4,5 ;
- un potentiel redox inférieur à moins 150 mV.



Photographie 4. Bactéries sulfato-réductrices. Photographie réalisée au microscope optique au grossissement 1000. Chaque bactérie mesure 3 à 4 µm de long et 1 µm de large. (Photographie BRGM).

Ce procédé est étudié jusqu'à l'échelle pilote par un petit nombre de sociétés, entre 5 et 10, sous des formes différentes.

Cette technique pourrait être envisagée à Rosia Poieni sous réserve de s'adapter à la composition des effluents et aux contextes économique et climatique.

9.4. ECHANGE D'IONS

9.4.1. Adsorption sur des argiles ou leurs dérivés

On réalise l'adsorption des métaux sur certains matériaux à grande capacité d'échange cationique comme les d'argiles (montmorillonites).

Ces aluminosilicates peuvent également être modifiés pour accroître leur capacité et leur surface d'échange dans des conditions physico-chimiques très larges par rapport aux argiles naturelles. Les produits généralement utilisés sont [63 ; 84] (*source : site Internet ADTI (Handbook of Technologies)*) :

- des dérivés de kaolins amorphes ou d'autres produits qui possèdent un cation échangeable (comme le sodium ou le potassium). Ces matériaux ont subi une modification qui est réalisée à basse température. L'échange est possible avec les ions suivants :
 Mg^{2+} , Al^{3+} , V^{4+} , Cr^{3+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Co^{2+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ag^+ , Cd^{2+} , Hg^{2+} , Pb^{2+} et UO_2^{2+}
- la vermiculite exfoliée ;
- les zéolites.

Cette technique est envisageable à Rosia Poieni si les matériaux nécessaires sont disponibles dans la région.

9.4.2. Adsorption sur résine

Les résines échangeuses d'ions permettent l'épuration d'une solution aqueuse contenant des éléments toxiques par échange avec des ions plus inoffensifs (ex. : sodium Na^+). La plupart des résines sont préparées avec une base polymère sur laquelle ont été greffés des groupes variés (sulfonates, ammonium quaternaire). Une résine peut être régénérée et réutilisée plusieurs fois. Les métaux recueillis sont facilement valorisables [12].

Dans le cas des DMA, l'effluent minier est mis au contact d'une résine échangeuse d'ions cationique. La régénération de la résine est réalisée avec une solution contenant un alcalin ou un alcalino-terreux. Les métaux piégés sont ensuite précipités en présence d'une solution basique. Cette méthode a notamment fait l'objet du brevet n° US3882018.

Les avantages des résines sont :

- la facilité de manipulation ;
- leur absence de toxicité ;
- leur aptitude au transport ;
- leur capacité de régénération pour recyclage.

Une autre résine, dite chélatante, est proposée pour le traitement des DMA. Les résines chélatantes fixent les ions sans nécessairement libérer une autre espèce en solution en échange. Le brevet CA 2111287 décrit ce type de résine.

Par ailleurs, le brevet n° US6069209 du 30/05/2000 décrit la préparation et l'utilisation de résines échangeuses d'ions spécialement conçues pour la capture sélective de métaux lourds. Une des applications possibles est, bien sûr, le traitement des DMA mais cette opération pourrait s'avérer coûteuse sur le site roumain de Rosia Poieni.

9.4.3. Extraction en phase liquide

Ce procédé a été mis au point et appliqué aux industries minière et électronique. Mais il a été testé à l'échelle d'une unité pilote sur un effluent minier acide avec succès. Le traitement des DMA par cette technique était considérée en 1996 comme une voie de développement encourageante.

La phase aqueuse à traiter et une phase organique échangent des ions par contacts et agitations successifs. La phase organique contient un agent extractant qui entraîne les métaux dans le solvant. Cette étape est contrôlée par suivi du pH ou par épuration de la phase organique. Après chaque contact, les phases sont séparées par décantation. Les impuretés mineures sont éliminées par nettoyage de la phase organique avec des acides dilués. Les métaux sont séparés sélectivement pour obtenir un produit commercialisable. La phase organique est recyclée. La formulation de la phase organique mise au point et utilisée par la société OCETA (Ontario Centre for Environmental Technology Advancement) est protégée par un brevet (*source : site Internet OCETA*).

9.5. INERTAGE

9.5.1. Micro-encapsulation en matrice de silice

Procédé SME (Silica Micro Encapsulation)

Le procédé de micro-encapsulation est une exclusivité de la société Keeco (Canada). Le principe a déjà été décrit au paragraphe 7.3.6. « Ajout de mélanges ». Les métaux sont oxydés et encapsulés dans une matrice de silice en une seule étape.

Un réactif, formulé sur la base d'un agent oxydant contenant du calcium et de la silice, est mélangé à l'effluent sous forme de poudre ou dispersé dans l'eau. Le réactif contient trois composants :

- le premier ajuste le pH et initie la précipitation des métaux ;
- le second composant permet la condensation, la polymérisation et la chimiosorption des métaux dans une structure composée essentiellement de silice. La structure microscopique de la matrice siliceuse ne présente ni fissure, ni fracture et continue de se renforcer avec le temps ;

- le troisième composant est un support pour les deux premiers qui permet leur action simultanée et rapide. Le produit formé est très stable (*source : site Internet de la société Keeco*).

Un mélangeur statique permettant la mixtion du réactif et de l'effluent a également été breveté par la société Keeco sous le n° CA 2297286 (*source : site Internet OPIC*).

9.6. PROCÉDES ELECTRIQUES

9.6.1. Electrolyse

L'effluent à traiter passe entre deux électrodes entre lesquelles est appliquée une tension continue. Les cations métalliques et les ions H^+ sont attirés par l'anode tandis que les anions sont attirés par la cathode. Selon les conditions opératoires (tension, température et concentration de la solution) les métaux se déposent sur la cathode. La production d'hydrogène induite à cette électrode peut également augmenter le pH par consommation des ions H^+ .

Un procédé faisant appel à cette technique et particulièrement appliqué au DMA est décrit par le brevet n° US 4561948.

L'électrolyse du cuivre est une technique bien connue qui pourrait être employé à Rosia Poieni si la source d'énergie est bon marché.

9.6.2. Electrocoagulation

Le principe de l'électrocoagulation consiste à faire passer l'effluent à traiter entre deux électrodes. Un courant continu est appliqué entre les électrodes. L'une d'elles, dite «électrode sacrificée», se dissout sous l'action du courant et libère des ions. Ces ions déclenchent des réactions chimiques, des précipitations ou la formation de colloïdes qui coalescent. L'électrocoagulation est un procédé connu et utilisé notamment dans le domaine du traitement des eaux usées et des effluents issus des tanneries et des usines papetières.

Les avantages de cette méthode sont :

- l'absence de produits chimiques ;
- l'obtention d'une eau de très haute qualité ;
- le coût de traitement de l'ordre de 0,30 € par mètre cube (électricité, remplacement des électrodes, maintenance et main d'œuvre inclus) ;
- l'efficacité élevée avec les métaux lourds ;

(*source : sites Internet DEP et RAINTECH*)

Ce procédé, récemment appliqué au DMA, est en cours d'étude. On relève cependant un procédé breveté en 1999 et employant une «électrode sacrificée» de zinc (brevet n°WO 9923035). Le zinc dissous est ensuite régénéré.

10. Revue des Traitements Passifs des effluents

Les traitements passifs font intervenir, dans un équipement contrôlé, des réactions physiques, chimiques et biologiques qui se produisent naturellement dans les cours d'eau, les marécages et les sols : neutralisation de l'acidité et piégeage des métaux par les roches, métabolisation et sorption par les micro-organismes et la flore. Ces traitements peu coûteux en réactifs et en maintenance sont étudiés pour leur aptitude à être mis en place sur des sites fermés ou abandonnés. Ils présentent donc un intérêt certain pour le site de Rosia Poieni même si la catégorie des traitements biologiques ne semble pas adaptée aux conditions rigoureuses de l'hiver roumain.

10.1. AJUSTEMENT DU PH

10.1.1. Canal de calcaire ouvert

En anglais, ce type d'équipement est connu sous les expressions : **Open Limestone Channel (OLC)** et **Open Limestone Drain (OLD)**

Ce système est sans doute le plus simple des procédés de traitement passifs. L'effluent acide s'écoule dans un canal à l'air libre. Le fond du canal est constitué d'une couche de calcaire posée sur un géotextile étanche (voir Figure 6). Le flux de l'effluent peut être divisé et conduit vers plusieurs drains parallèles.

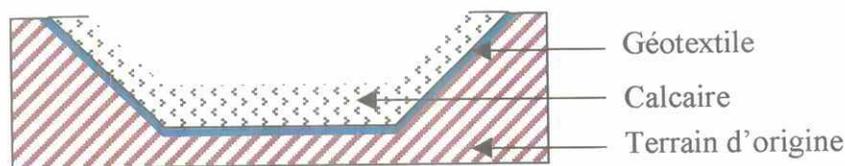


Figure 6. Schéma en coupe d'un drain calcaire ouvert.

L'oxygène atmosphérique et l'oxygène éventuellement dissous dans l'effluent entraînent la précipitation du fer et de l'aluminium présents. On considère que le calcaire enrobé par les précipités continue cependant de réagir et de se dissoudre. Le taux de dissolution serait au moins égal à 20 % du taux de dissolution du calcaire nu. CRAVOTTA et TRAHAN [7] observent également une bonne dissolution du calcaire enrobé à l'entrée du drain. Des travaux réalisés par l'Université de West Virginia, Etats-Unis, montrent aussi que l'acidité et les concentrations en métaux peuvent être réduites de 25 à 50 % malgré le passage du flux sur un calcaire enrobé [15 ; 17 ; 18 ; 81] (source : site Internet West Virginia University (WVU)).

La réaction qui s'opère est la suivante (équation 32) [7] :



CRAVOTTA ET TRAHAN estiment qu'un OLD suivi d'un bassin de décantation requiert moins d'espace qu'un traitement à deux niveaux constitué d'un drain anoxique (voir paragraphe suivant) et d'un bassin d'oxydation-décantation ou d'un wetland.

Un drain de calcaire expérimental a été construit avec succès à l'intérieur d'une galerie minière. Les expérimentateurs signalent qu'il s'agissait de collecter et de traiter l'eau avant même qu'elle ne quitte la mine et se disperse dans le sol [50].

10.1.2. Drain Calcaire Anoxique

Les expressions anglaises pour désigner ce traitement sont :

Passive Anoxic Limestone Drain (PALID) et Anoxic Limestone Drain (ALD)

Ce système a d'abord été utilisé comme prétraitement des effluents entrant dans les wetlands anaérobies (voir paragraphe 10.2.1. « Wetland anaérobie ») avant d'être appliqué seul. L'effluent acide s'écoule dans un drain enterré, en présence de gravier grossier de calcaire et en anaérobiose. Le drain est entouré d'un géotextile et également recouvert d'une couche d'argile pour garantir l'étanchéité. Cette dernière peut être végétalisée.

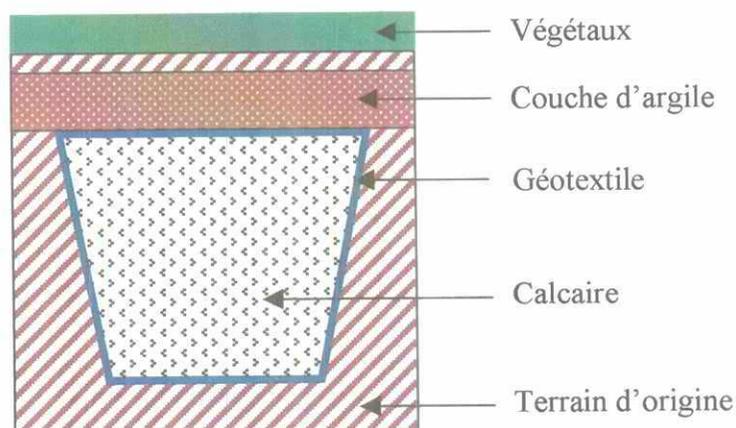
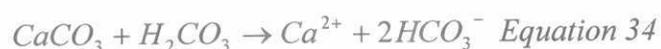
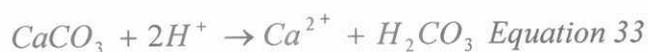
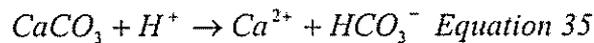


Figure 7. Schéma en coupe d'un drain calcaire anoxique.

L'absence d'oxygène minimise la précipitation des hydroxydes dans le canal et sur les particules de calcite ce qui évite le colmatage. De plus, l'augmentation de la pression partielle du dioxyde de carbone accroît la solubilité des carbonates formés. Le fer qui reste sous la forme de fer ferreux ne précipite pas, tant que le pH est inférieur à 6,0. La calcite se dissout et le pH augmente selon les équations 33 et 34.



Quand le pH dépasse 6,4 la réaction est modifiée et s'écrit selon l'équation 35.



L'aération et la décantation de l'effluent sortant du canal conduisent ensuite à la précipitation des hydroxydes et produisent un surnageant clair. Il faut prévoir un bassin de décantation pour la récupération des boues formées et leur stockage. Celles-ci ne sont pas volumineuses dans les conditions normales de fonctionnement.

Un traitement préalable de l'effluent est envisageable dans les nombreux cas où l'effluent est riche en oxygène dissous, en fer(III) et en aluminium. Le passage de l'effluent au travers d'un substrat organique en conditions anoxiques permet par exemple la réduction du fer ferrique en fer ferreux. Les réacteurs à flux vertical producteurs d'alcalinité peuvent être employés à cet effet (voir 10.2.6. « Réacteur à flux vertical ») [5 ; 17 ; 18 ; 21 ; 27 ; 51 ; 52 ; 63] (*source : site Internet West Virginia University*).

Les drains anoxiques de calcaire représentent une alternative intéressante au procédés de neutralisation. En effet, les principaux avantages de cette technique sont une maintenance limitée et l'absence de formation de boues volumineuses.

Plus de 30 systèmes de type ALD ont été installés aux Etats-Unis jusqu'en 1992 [27]. En 1998, on dénombrait plus de 100 installations dans le seul état américain de West Virginia. Ils sont le plus souvent combinés à un wetland aérobie pour relever les pH et diminuer les concentrations en fer et manganèse essentiellement.

10.1.3. Bassin de calcaire

En anglais cette installation porte le nom de : **Limestone Pond**

Un bassin dont le fond est constitué d'une couche de calcaire est construit au droit de l'exhaure. L'effluent traverse donc spontanément la couche de calcaire dès sa sortie de la mine (*source : site Internet Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service*). Dans le cas d'une eau originellement peu chargée en oxygène dissous, cette méthode permet de réaliser l'alcalinisation en conditions anoxiques comme dans le système ALD. Son principal intérêt est d'éviter l'enrobage du calcaire sans recourir au creusement d'un drain.

10.1.4. Lit de calcaire fluidisé

Ce type d'installation reçoit l'appellation anglaise : **Diversion Well**

Cette technique a été développée pour le traitement de l'acidité des eaux provoquée par les pluies acides. Or, ce type d'eau diffère largement d'un effluent minier acide par le niveau de ses teneurs métalliques et sa concentration en acide. C'est pourquoi cet équipement est encore considéré comme une nouvelle technologie dans le domaine des DMA.

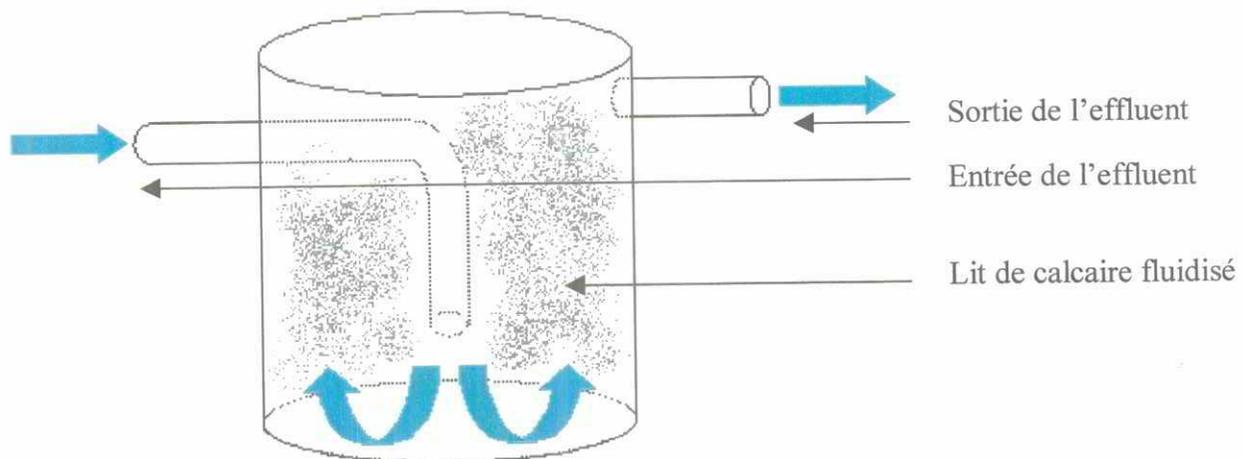


Figure 8. Schéma d'un lit de calcaire fluidisé.

Un cylindre métallique ou en béton est rempli de calcaire, dont la granulométrie est proche de celle du sable. Un tube entre verticalement dans le cylindre et y introduit l'effluent à quelques centimètres du fond. L'effluent s'écoule dans le lit de calcaire qui est fluidisé par le flux acide lui-même, selon la Figure 8. En agitant les particules de calcaire, celui-ci évite leur enrobage par les précipités d'hydroxydes de fer. Ces hydroxydes sont alors chassés hors du cylindre vers un bassin de décantation situé en aval qui permet de les recueillir [17] (source : site Internet Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service).

10.2. MARAIS EPURATEURS ET PROCÉDES DERIVES

Les zones humides naturelles diminuent les concentrations des métaux dans l'eau. Les plantes qui prospèrent sur les sols et les sédiments saturés d'eau ont développé des conditions réductrices dans leur rhizosphère. L'effet combiné des bactéries et des plantes dégrade, fixe ou précipite les polluants. Ce phénomène a été observé dès 1965 à Keno Hill-Galena Hill, Yukon Territory, Etats-Unis par R.W. BOYLE. (source : site Internet Enviromine)

En 1978, on a montré, dans l'Ohio et en West Virginia (Etats-Unis), l'effet potentiellement bénéfique de ces zones sur les DMA. A contrario, la qualité de ces milieux naturels se trouve dégradée. Ces zones sont protégées par les lois sur l'environnement dans de nombreux pays. Les rejets de toute nature dans les wetlands naturels sont interdits dans plusieurs pays et notamment aux Etats-Unis. Dans ce pays, plus d'un millier de zones humides artificielles ont par conséquent été créées de toute pièce (plus de 200 wetlands dans le seul état de West Virginia en 1998). Elles sont particulièrement peu coûteuses et demandent peu d'entretien (source : site Internet : Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service).

Ce procédé largement adopté en Amérique du Nord est de plus en plus accepté en Europe. Le premier wetland anaérobie artificiel européen a été construit au Royaume-Uni, dans le comté de Durham, à Quaking House, en 1995 à l'échelle pilote, et en 1996 aux dimensions définitives [22].

Le terme technique consacré pour ce type d'installation est le mot anglo-saxon « wetland » qui nous semble parfois maladroitement traduit en français par « terres humides ».

Deux types de wetlands sont construits : les wetlands dits aérobies et les wetlands dits anaérobies. Ils diffèrent par leur configuration qui entraîne des conditions d'oxygénation et des réactions chimiques et biologiques différentes. De nombreuses techniques se développent en s'inspirant du wetland anaérobie et des réactions qui s'y déroulent. Leur principe est décrit dans les paragraphes qui suivent.

10.2.1. Wetland anaérobie

Egalement appelé « wetland de compost », le wetland anaérobie artificiel correspond à une tourbière. C'est à dire, un terrain acide constitué de matière organique en décomposition et où règnent des conditions réductrices. L'épaisseur de la lame d'eau dans ce type de wetland est maintenue entre 0 et 10 cm. L'installation possède un substrat, des bactéries et des plantes qui consomment rapidement l'oxygène dissous dans l'eau. Cela crée et entretient des conditions réductrices propices à la croissance de bactéries sulfato-réductrices [29]. Les BSR se trouvent naturellement dans les marécages et dans les sols. La description de ces microorganismes et des réactions qu'ils entraînent figurent au paragraphe 9.3.1. « Fermenteurs de Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR) ». Le milieu devient rapidement réducteur et alcalinisant. Dans les wetlands, les métaux dissous peuvent s'adsorber sur la matière organique. Cependant, leur précipitation sous forme de sulfures est la principale voie d'épuration dans ces étendues d'eau également propices à leur décantation.

Les mécanismes qui se déroulent dans les wetlands sont encore mal compris. On recense cependant un bon nombre de manifestations, dont :

- la formation et la précipitation d'hydroxydes ;
- la formation de sulfures métalliques ;
- des réactions de complexation sur la matière organique ;
- des échanges de cations sur des sites chargés négativement ;
- la sédimentation des particules ;
- la filtration de particules colloïdales par les plantes ;
- l'absorption directe des métaux par la biomasse végétale.

Le substrat organique est apporté par les plantes mortes. Les plantes en jeu, sont des espèces tolérantes aux métaux (roseaux). Elles assurent un support aux bactéries, la translocation de l'oxygène dissous au niveau des racines et le renouvellement et la stabilisation du substrat.

Il s'agit essentiellement de :

- roseau (*Phragmites australis*) ;

- massette (*Typha latifolia*) capable de pousser dans des sédiments contenant 1000 ppm de plomb, 1000 ppm de Zinc, 300 ppm de cuivre, 300 ppm de cadmium [16] ;
- jonc (*Schoenoplectus lacustris*) ;
- equisetum (*Equisetum*) ;
- carex (*Carex*) ;
- mousse *Sphagnum* capable d'accumuler plusieurs métaux à de fortes doses ;
- *Eleocharis* ;
- *Scirpus*.

10.2.2. Wetland aérobie

L'équivalent naturel du wetland aérobie est le marécage. C'est à dire une zone humide où le sol est imprégné ou recouvert d'eau. Le wetland aérobie est maintenu sous une lame d'eau pouvant atteindre 45 cm (Figure 9). Il est utilisé pour améliorer les temps de rétention, permettre l'aération de l'eau et la précipitation des métaux (fer, aluminium, manganèse).

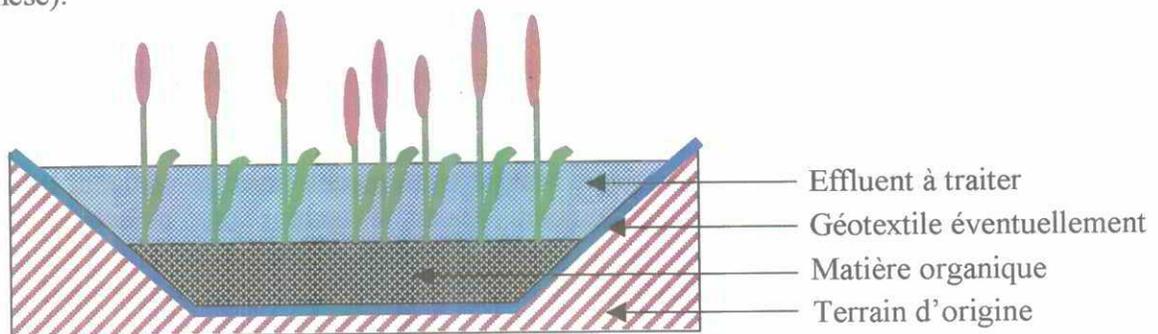


Figure 9. Schéma en coupe d'un wetland aérobie

Dans un premier temps, le système aérobie permet l'oxydation du fer(II) en fer(III) et la précipitation de l'hydroxyde formé. Il y a ensuite diminution du pH par hydrolyse du fer(III) et précipitation du fer et du manganèse. Les précipités sont retenus dans le wetland ou plus en aval.

Le fond relativement imperméable des bassins est constitué de sol, d'argiles ou de déblais miniers. La flore du wetland aérobie est essentiellement composée de *Typha* plantés peu profondément. Mais les plantes qui s'y trouvent jouent un rôle moindre que celles des wetlands anaérobies et limité à l'aspect esthétique, l'apport de matière organique et l'uniformité de la répartition du flux de l'effluent. En effet, l'addition de parcours en régime turbulent et d'algues améliore l'épuration du manganèse en particulier.

L'efficacité des wetlands aérobie est supérieure lorsque l'eau entrante est alcaline. Ils sont donc utilisés en complément d'une autre méthode (drain calcaire anoxique par exemple) qui aura préalablement consommé une partie au moins de l'acidité.

Les wetlands aérobies sont employés avec succès en Australie, en Afrique du Sud et aux Etats-Unis [17 ; 18 ; 21 ; 52], (source : site Internet Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service).

10.2.3. Bioréacteur de bactéries sulfato-réductrices (BSR)

Les procédés passifs employant des bactéries sulfato-réductrices sont en développement à l'échelle de l'unité pilote. La technologie s'adapte bien au contexte de fermeture des mines car elle ne réclame pas une importante maintenance et possède des atouts vis à vis des exigences environnementales [27]. Parmi ces technologies, le bioréacteur inspirés du wetland, développés depuis la fin des années 1980 et traite avec succès les DMA de faible débit.

Le terme bio-réacteur employé par la littérature ne fait pas ici référence aux équipements lourds composés de fermenteurs décrits au paragraphe 9.3.1. « Fermenteurs de Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR) ». Il s'agit de cuves contenant simplement une couche de matière organique et l'eau à traiter. L'effluent se déverse en haut de la cuve et franchit la couche de matière organique. Après avoir traversé une couche de graviers drainants, il quitte la cuve par le bas. Dans ces conditions anaérobie, des bactéries sulfato-réductrices réduisent les sulfates qui précipitent sous forme de sulfures métalliques. La production de méthane et la réduction des métaux peut également contribuer à l'alcalinisation. Le principe est celui du wetland anaérobie mais dépourvu de végétaux car la matière organique est apportée de l'extérieur. Malgré cette parenté avec le wetland, traitement passif, le bioréacteur n'est pas toujours considéré comme une technique dont le fonctionnement est auto-entretenu. En effet, il réclame un suivi et un entretien (ajout régulier de matière organique) qui lui donnent presque le statut de traitement actif.

Le réacteur est composé de trois zones distinctes comme le montre la Figure 10 : aérobie, microaérobie et anaérobie et comme dans un wetland naturel, plusieurs espèces de bactéries sont à l'œuvre à des niveaux variables d'oxygénation.

- Dans la zone supérieure aérobie, des champignons et des bactéries convertissent la matière organique en hydrates de carbone solubles qui diffusent dans la partie microaérobie. De la matière organique contenant de la cellulose doit être apportée régulièrement pour produire ces sucres libres.
- Dans la partie microaérobie, ces molécules fermentent et deviennent des acides organiques en présence de bactéries anaérobie facultatives.
- Dans la zone anaérobie, les BSR consomment les acides organiques et les sulfates pour former de l'hydrogène sulfuré. Celui-ci entraîne la précipitation des métaux (voir paragraphes précédents). La production de CO₂ par les BSR entraîne une augmentation du pH. La production de méthane et la réduction des métaux peut également contribuer à l'alcalinisation.

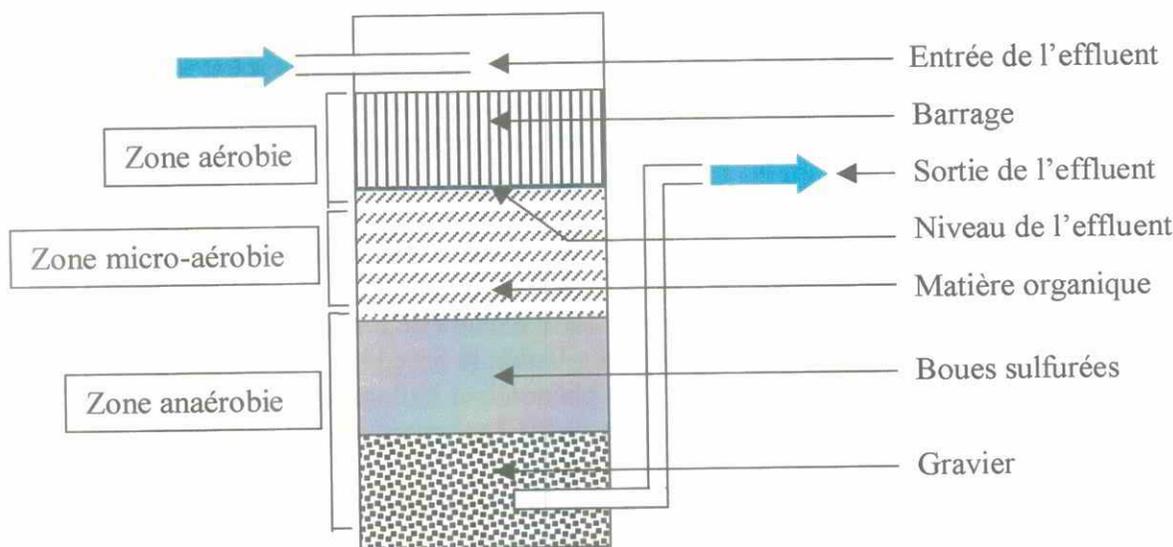


Figure 10. Schéma en coupe d'un bioréacteur d'après THOMPSON [40].

Certains auteurs [40] proposent l'utilisation de sciure de bois comme substrat organique. Une opération pilote utilisant ce matériau a montré que 44 à 99 % des métaux pouvaient être retirés des eaux. On utilise également la luzerne, la paille et l'éthanol [52 ; 83] (source : site Internet Minesota University).

En 1989, le procédé ARUM (Acid Reduction Using Microbiology. Société Boojum – Canada) a été développé et breveté sur le principe de ce procédé. Les expérimentateurs ont testés plusieurs composés organiques et montré que la tourbe est l'un des meilleurs substrats. Par contre pour ces auteurs la sciure de bois est un matériau moins prometteur (source : site Internet Stratégis) [23]. On rapporte également l'utilisation de sacs de substrat organique contenant des BSR, que l'on a pendus par des câbles dans un puits pour traiter l'eau d'exhaure « in situ » [27]. Cette tentative a donné de bons résultats, excepté lors de l'augmentation des débits liée au changement de saison.

10.2.4. Films de micro-algues

Cette technique permet de constituer des systèmes dérivés des marais épurateurs que sont les wetlands. Des algues microscopiques sont cultivées et fixées sur un support qui est ensuite plongé dans un bassin où se trouve l'effluent à traiter. Les cellules des algues sont liées entre elles par des sécrétions visqueuses et composent un bio-film. Ces films sont en fait constitués de microorganismes hétérotrophes et autotrophes : algues bleues-vertes du genre *Oscillatoria*, algues filamenteuses vertes, et le genre *Chromatium* [27]. Les supports utilisés sont la laine de verre et la paille de fer.

Les métaux se déposent sur la surface externe des cellules de microorganismes. Ce dépôt extracellulaire des métaux limite leur effet toxique sur les algues. Les métaux se lient aussi directement aux algues grâce aux biofloculants libérés par le biofilm. De

plus, des bactéries mobiles peuvent fixer les métaux en solution puis migrer vers le biofilm.

Le système peut fonctionner en condition aérobie ou anaérobie. En fait, des micro-zones aérobies et anaérobies, proches les unes des autres, existent simultanément dans le biofilm. Les réactions chimiques complexes qui se déroulent dans ce milieu conduisent les métaux à précipiter à la fois sous forme d'oxydes, de sulfures et de carbonates [24 ; 52].

10.2.5. Procédé Pyrolusite®

Ce procédé est dédié aux effluents contenant de forte teneurs de manganèse. Développé à l'université d'état de Frotsburg, Maryland (Etats-Unis), le procédé Pyrolusite® associe l'alcalinisation de l'effluent par le calcaire à un phénomène biologique. Cette méthode, brevetée, conduit à la formation d'oxyde de manganèse également appelé pyrolusite.

Des microorganismes provenant du site minier sont cultivés en laboratoire. Par ailleurs, un lit peu profond d'agrégats de calcaire est installé dans un canal. L'effluent à traiter circule dans ce canal et recouvre le calcaire. Les populations bactériennes enrichies en nombre d'individus sont introduites dans le canal dans des ports d'inoculation ouverts au travers du calcaire. Les microorganismes se développent à la surface des blocs de calcaire et oxydent les métaux présents ce qui conduit à la formation de pyrolusite. La réaction dissout également le calcaire et induit une augmentation du pH. Le procédé est breveté [17 ; 18] (*source : site Internet Minesota University*).

10.2.6. Réacteur à flux vertical

En anglais ce procédé est désigné par plusieurs expressions :

- **Alkalinity Producing Systems (APS)** (Système de production d'alcalinité)
- **Successive Alkalinity Producing Systems (SAPS)** quand plusieurs installations sont en série
- **Vertical Flow Reactor (VFR)**
- **Vertical Flow Wetland**

Le réacteur à flux vertical repose sur la combinaison d'un traitement par la calcite en milieu anaérobie de type ALD et d'un traitement par un substrat organique de type wetland anaérobie. Le procédé a pour but d'éviter les problèmes rencontrés par ces deux techniques.

Le réacteur à flux vertical :

- diminue l'acidité de l'effluent ;
- limite la consommation d'espace ;
- mais surtout diminue les concentrations d'oxygène dissous, de fer et d'aluminium.

Le procédé APS semble exister à deux échelles différentes. On rencontre en effet des APS en cuve ou en bassin. Le fond du bassin ou de la cuve est recouvert d'une couche

de calcaire elle-même recouverte par une couche de compost. L'effluent à traiter recouvre le tout, s'infiltrant au travers des matériaux puis est évacué par des drains placés dans la couche de calcaire. Le bassin n'abrite pas de plante comme le montre la Figure 11.

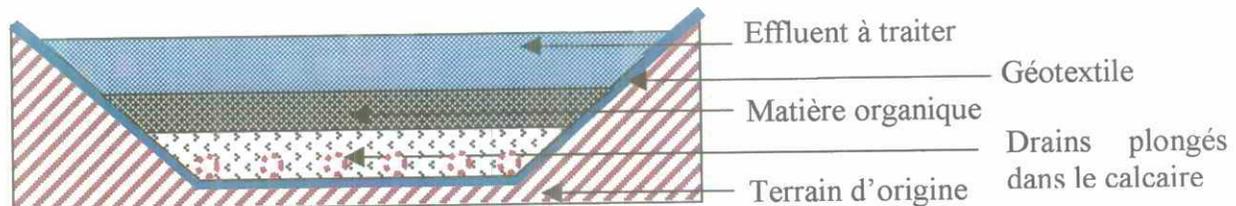


Figure 11. Schéma en coupe transversale d'un réacteur à flux vertical.

Dans la couche de compost, l'oxygène dissous est consommé et le fer ferrique est réduit en fer ferreux. La réduction du sulfate et la précipitation de sulfure de fer est aussi possible. La couche de calcaire complète la consommation de l'acidité. Les problèmes associés à la boue et à l'enrobage des particules de calcite, qui diminuent l'efficacité du système, sont évités en conditions anaérobies. Toutefois, les hydroxydes de fer et d'aluminium précipités sur le calcaire et les tuyaux sont éliminés par lavage à grande eau. Il est possible d'utiliser plusieurs APS en série (SAPS) pour les eaux fortement chargées.

Ce système est suivi d'un bassin de décantation classique ou par un wetland aérobie, lui-même suivi, éventuellement par autant de procédés générateurs d'alcalinité et de wetlands aérobies qu'il est nécessaire.

Plusieurs paramètres restent à étudier pour optimiser le fonctionnement d'un APS [11] ; (source : sites Internet Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service ; DEP (Pennsylvania, Etats-Unis ; Minnesota University) :

- la composition et les caractéristiques physiques de la matière organique employée et du calcaire ;
- les débits de l'effluent à travers les différents matériaux ;
- la fréquence de remplacement des matériaux.

10.2.7. Phytoremédiation

Les végétaux sont exploités pour leurs propriétés vis à vis des métaux dans les sols, les boues les sédiments et les eaux : immobilisation, accumulation. Ainsi, dans le cas des DMA, des plantes hyperaccumulatrices de métaux sont cultivées dans des cellules où s'écoule l'effluent à traiter. Plus de 400 plantes sont connues pour leurs propriétés accumulatrices de métaux lourds. Parmi celles utilisables pour le traitement des DMA, on comptera :

- *Alyssum bertolonii* : hyperaccumulatrice de nickel ;
- *A. tenium*, *A. troodii*, *Thlaspi caerulescens* : hyperaccumulatrices de cadmium et de zinc ;

- *Polycarpha longiflora* : tolérante au cuivre ;
- *Hyptis capitata* ;
- *Euphorbia hirta* ;
- *Nicotiana tabacum*.

Une fois la biomasse produite, elle est récoltée séchée puis incinérée. Les cendres obtenues sont stockées ou traitées pour la valorisation des métaux [2] (*source : site Internet Stratégis*).

Ce procédé est en pleine évolution. En 1998, une technique d'extraction du plomb était sur le point d'être commercialisée aux Etats Unis. Par ailleurs, l'élimination de plusieurs autres métaux et radionucléides s'avère également possible grâce aux plantes. En France, la plante *Thlaspi caerulescens* est étudiée pour son hyperaccumulation du zinc et du cadmium par l'Université de Montpellier en collaboration avec le CNRS et une équipe Néo-Zélandaise (Massey University) (*source : site Internet Université de Montpellier*). Cependant, le procédé reste à optimiser et à tester à grande échelle. Des progrès doivent être notamment accomplis dans le domaine de :

- l'évaluation génétique et la culture des végétaux hyperaccumulateurs ;
- l'élimination ou la valorisation de la biomasse chargée de métaux polluants.

(*source : site Internet Stratégis*).

10.2.8. Biosorption

L'épuration de l'eau par des organismes morts est appelée biosorption. Au cours du traitement des effluents par biosorption, plusieurs mécanismes physico-chimiques sont en jeu :

- l'adsorption de surface ;
- la complexation ;
- l'échange d'ions ;
- la précipitation.

La biomasse utilisée est constituée d'algues et de plantes qui peuvent être cultivées mais sont le plus souvent récoltées dans le milieu naturel. Il peut s'agir :

- d'algues marines du genre *Ulva* ;
- d'algues bleue-vertes du genre *Spirulina* ;
- de levures (*Saccharomyces cerevisiae*) ;
- d'herbes du genre *Lemna* ;
- de tourbe du genre *Sphagnum* ;
- de l'algue *Chlorella vulgaris* (nom commercial AlgaSORB).

On signale, au Québec, l'emploi d'algues marines capables de fixer des métaux lourds en solutions jusqu'à concurrence de 10 %, et plus, de leur poids sec. (*source : site Internet NRCAN – Biominet # 35*). Les produits contenant de la cellulose (écorce, sciure, litière forestière) ont aussi des propriétés de sorption.

Le phénomène de biosorption est certainement à l'œuvre au cours de la phytoremédiation et dans les wetlands. Employé de façon isolée, il présente des avantages au moment du remplacement de la biomasse saturée et de la récupération des

métaux (manipulation aisée). Enfin, par rapport à la phytoremédiation ses avantages sont :

- la possibilité de traiter des concentrations élevées de polluants sans considération pour leur toxicité vis à vis des organismes employés ;
- le fonctionnement indépendant des conditions climatiques (ensoleillement, température) ;
- la réduction des coûts : ni apport de nutriment ni maintenance pour la culture des organismes trouvés dans la nature.

10.3. BARRIERES REACTIVES SOUTERRAINES

La technologie de barrières réactives s'est développée pour éviter le pompage des flux souterrains et leur traitement en surface. Elle consiste généralement à excaver une partie du terrain en constituant une tranchée perpendiculaire au sens de déplacement de l'eau à traiter et à remplir d'un réactif chimique ou d'une population bactérienne, la tranchée ainsi constituée. La tranchée refermée représente une barrière interposée entre un panache de pollution souterraine et la nappe non contaminée. La barrière est perméable à l'eau mais fixe les polluants qui la rencontre. Il s'agit d'une technique demandant peu de maintenance qui constitue donc un traitement *in situ* passif.

Dans la mesure où les eaux souterraines qui circulent sous les déchets miniers sulfurés de Rosia Poieni présentent une contamination, cette méthode semble préconisable sur le site de Rosia Poieni.

10.3.1. Barrière chimique

Ces barrières réactives sont constituées d'un réactif chimique. La mise en place du réactif est réalisée dans une tranchée creusée dans le sol ou par injection directe dans le panache polluant. On distingue des barrières chimiques qui fonctionnent par précipitation ou par sorption selon le réactif employé. Quelques-uns des matériaux utilisés se trouvent dans la liste suivante :

- | | |
|---------------------|--------------------------------------|
| - fer ; | - tourbe ; |
| - oxyde de fer ; | - phosphate ; |
| - oxyde de titane ; | - tensio-actif ; |
| - chaux ; | - divers autres composés organiques. |

On emploie également des mélanges de réactifs contenant du carbone organique, des sédiments, de la silice et de la chaux [46]. L'efficacité du système est suivie par analyse des eaux recueillies au niveau de piézomètres encadrant le site. Le réactif employé doit être renouvelé régulièrement (tous les 5 à 10 ans) [9 ; 39 ; 63 ; 91]. Cette méthode a fait ses preuves à petite échelle sur le terrain en permettant le traitement des éléments Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, et SO_4^{2-} [2].

10.3.2. Barrière biologique

Ce type de barrière (ou mur bioréactif) favorise la croissance de bactéries sulfato-réductrices sur un substrat déposé dans une tranchée. On réalise ces tranchées dans les

mines souterraines et les mines à ciel ouvert. Le matériau d'origine excavé, est remis en place, associé à un substrat organique, des nutriments et à une population mixte de bactéries [27] (*source : site Internet Stratégis*).

Divers substrats sont employés : copeaux de bois, paille, fumier, luzerne, etc. Au cours de la croissance des BSR on assiste à l'augmentation du pH, à la précipitation et l'immobilisation des sulfures sur place.

Des réalisations pilotes ont lieu à Sudbury et en Colombie Britannique (Canada). La nature et la composition des matériaux de remblayage réactifs sont encore à optimiser pour apporter des améliorations au rendement. On estime que 20 systèmes seront installés d'ici 2008 au Canada (*source : site Internet Stratégis*).

Une variante du mur bioréactif consiste à injecter dans l'aquifère contaminé, une solution contenant les éléments nécessaires à la croissance *in-situ* des BSR. La composition de la solution est variable. Selon les cas elle peut contenir : du sulfate, du fer ferreux, une source de carbone et d'autres éléments nutritifs. Il est également possible d'y ajouter un *inoculum* constitué de bactéries exogènes. Le procédé peut s'appliquer aux eaux souterraines contaminées par des métaux lourds et/ou des hydrocarbure halogénés et n'est donc pas spécifique au domaine minier. Le procédé est protégé par le brevet n° US5833855.

11. Aide à la sélection de traitements

11.1. CHOIX D'UN PROCÉDE DE TRAITEMENT

La grande diversité des DMA, leur aptitude à varier dans le temps et leur combinaison avec des contextes techniques et économiques divers ne facilitent pas la généralisation d'une méthode de choix d'un procédé.

Face au problème, les procédés développés sont également nombreux. De plus, les solutions proposées sont souvent des combinaisons originales de plusieurs procédés pour une meilleure adaptation au problème rencontré. Le choix d'une famille de procédé, actif ou passif, pourrait par exemple être effectué en tenant compte de la durée estimée du DMA. Cette estimation n'est pas toujours possible ou fiable.

Par conséquent une règle est valable pour tous les DMA : puisque l'écoulement acide risque de perdurer pendant des siècles après la fermeture de la mine, il est nécessaire de mettre en place une technique qui nécessite une très faible maintenance et un coût d'entretien très bas.

Pour déterminer cette technique, une analyse très complète du site doit être entreprise en amont du choix du procédé. Quelques recommandations aident à identifier les procédés susceptibles de fonctionner dans un cas précis. Des méthodes et autres éléments d'information permettent ensuite de les évaluer.

Identification des procédés éventuels

Ainsi, à partir de l'acidité de l'eau, le BPJ (Best Professional Judgment, Etats-Unis) établit un classement des différents effluents miniers entrant dans un système de traitement selon le Tableau 17. Ce classement permet ensuite une première orientation du choix.

Catégorie	Description	Acidité/Alcalinité (exprimée en mg.L ⁻¹ de CaCO ₃)
1	Très acide	Acidité nette > 300
2	Modérément acide	100 ≤ Acidité nette ≤ 300
3	Faiblement acide	0 ≤ Acidité nette ≤ 100
4	Faiblement alcalin	Alcalinité nette < 80
5	Fortement alcalin	Alcalinité nette ≥ 80

Tableau 17. Classement des effluents en fonction de leur acidité ou alcalinité nette.

Le BPJ recommande le traitement des effluents de catégorie 1 par les méthodes dites conventionnelles (traitements actifs chimiques). Les autres catégories d'effluents relèvent de traitements passifs et notamment du wetland [1].

L'identification des techniques ou combinaisons de techniques repose ensuite sur l'expérience acquise et la connaissance des caractéristiques des procédés. Il convient donc d'être très attentif aux retours d'expérience, quelquefois encore peu nombreux, des

procédés déjà mis en place, et d'observer les projets similaires afin de faire le choix de la technique la plus appropriée.

Sur une base expérimentale, HEDIN et NAIRN (1992) [35 ; 37] proposent une méthode pour le choix et la combinaison des procédés passifs en fonction des caractéristiques physico-chimiques de l'effluent selon la Figure 12. Des informations complémentaires sont également fournies pour dimensionner les wetlands (aérobie et anaérobie) qui sont les récepteurs finaux de l'effluent dans toutes les combinaisons possibles.

Ce schéma a ensuite été repris et modifié par SKOUSEN (1994) (source : site Internet ADTI) et le DEP (source : site Internet Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service). Les modifications incluent l'indication de valeurs décisives pour les différents paramètres (fer, oxygène dissous et acidité) et l'introduction d'autres procédés comme APS par exemple (les schémas correspondants sont disponibles en Annexe).

Ces recommandations ont été établies pour les traitements passifs des effluents issus des mines de charbon. Il nous semble qu'elles demandent une adaptation complémentaire aux effluents acides des mines métalliques.

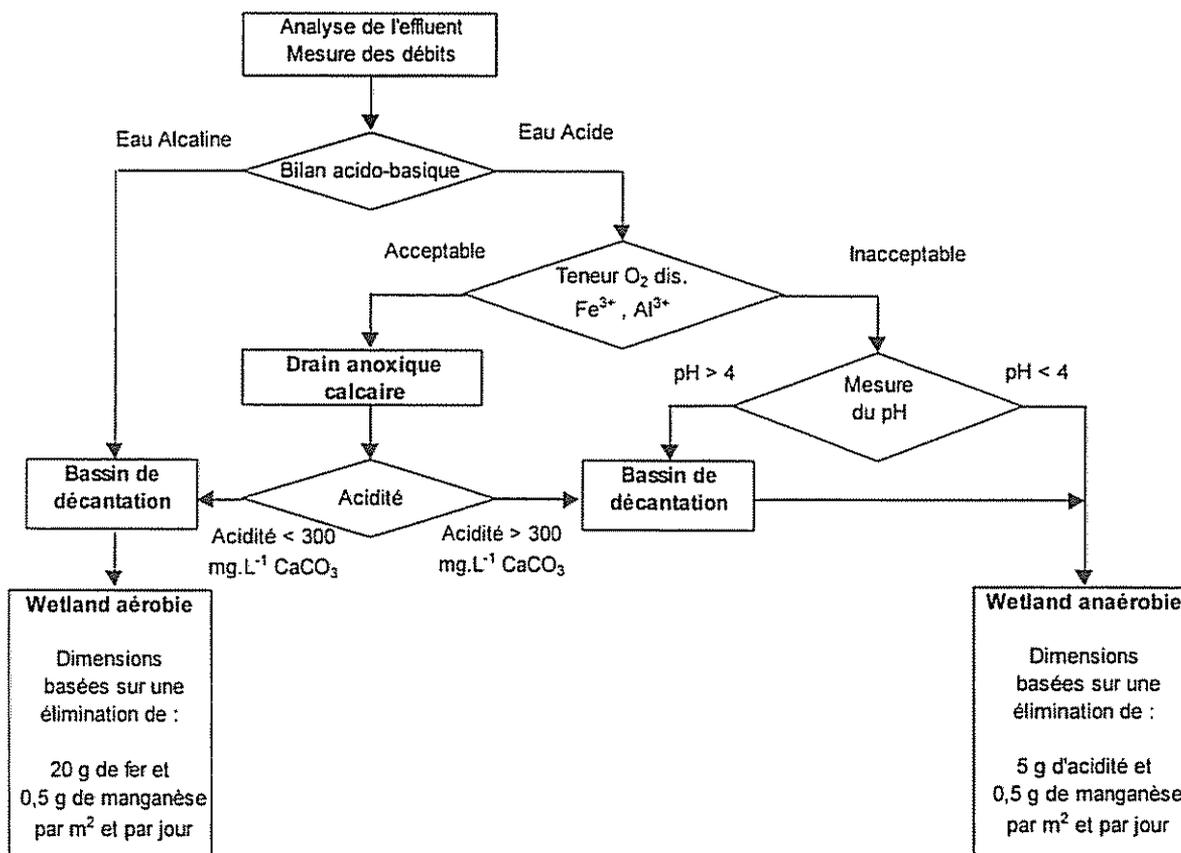


Figure 12. Choix et dimensionnement d'un traitement passif selon HEDIN (1992) [17].

Certains auteurs décrivent une autre méthode précise, basée sur la concentration en oxygène dissous, la teneur en métaux et la spéciation du fer, pour déterminer le choix ou la combinaison entre le drain anoxique de calcaire et le wetland [31] (voir schéma en Annexe).

Evaluation des procédés retenus

Une fois les procédés susceptibles d'être appliqués identifiés, des essais réalisés en laboratoire permettent de les évaluer et de retenir les plus appropriés. Mais des méthodes informatiques se développent pour estimer les effets des procédés sur le milieu naturel avant même leur construction. Ces outils constituent donc une aide au choix d'un procédé mais aussi à son dimensionnement.

- **Modélisation**

L'eau déversée dans le milieu naturel par un procédé de traitement présente une acidité résiduelle ou une alcalinité qui dépend de la nature du procédé choisi. Cette caractéristique influence le pH de la rivière réceptrice. Des travaux récents [14] ont permis de simuler l'évolution du pH de l'eau d'une rivière réceptrice en fonction du procédé utilisé. Le modèle permet d'évaluer :

- la quantité d'alcalinité à ajouter à un flux de DMA pour atteindre un pH donné ;
- l'effet d'une stratégie de traitement sur le pH des cours d'eau récepteurs.

Par ailleurs, l'utilisation de modèles probabilistes incorporant des données géochimiques permet d'estimer les teneurs en métaux biodisponibles dans les eaux et d'évaluer l'impact des DMA traités ou non, sur la faune aquatique. Cet outil informatique permet donc de prévoir l'impact d'une exploitation minière et d'un traitement en termes de biodiversité [43].

- **Formules de dimensionnement**

Des formules permettant de dimensionner les procédés de traitement des DMA ont été mises au point par plusieurs expérimentateurs [17 ; 18 ; 31]. Mais les rares formules fournies par la littérature ne s'appliquent qu'à quelques traitements passifs. Elles reposent sur des données stœchiométriques et/ou empiriques, et ont été déterminées pour des effluents issus de mines de charbon. De plus, nous avons pu montrer, en les appliquant à plusieurs cas de figure, que les résultats obtenus avec deux formules différentes, censées donner la même valeur, divergent largement pour un effluent donné.

Ces formules permettent donc de comparer quelques procédés entre eux du point de vue de leur encombrement éventuel. Elles autorisent à établir un ordre de grandeur des équipements nécessaires au traitement des DMA. Mais elles ne remplacent pas les essais en laboratoire et les études de pilotage.

- **Tests géochimiques sur des mélanges de matériaux**

Le comportement des stocks de déchets miniers peut être étudié au moyen de certains tests, dans des conditions proches de celles rencontrées sur le terrain (voir paragraphe 4.1.2. « Les tests géochimiques cinétiques »). Il s'agit notamment des

essais réalisés dans des colonnes où une quantité représentative de matériau subit une percolation.

La même analyse peut être menée une fois le matériau mélangé avec un produit destiné à inerte les minéraux ou inhiber les bactéries [13]. Au laboratoire, on réalise des expériences permettant d'optimiser la composition et la perméabilité des mélanges ainsi que la méthode de mélange.

- **Tests chimiques et biologiques**

Des essais effectués à petite échelle permettent d'orienter la recherche complémentaire sur le terrain et le choix final du procédé. Selon les procédés envisagés il peut s'agir, par exemple, de :

- déterminer la quantité exacte de réactif alcalin nécessaire à la neutralisation de l'effluent ;
- tester la tolérance d'une souche de bactérie ou d'une plante aux concentrations métalliques du DMA.

- **Réalisation d'essais pilotes**

La réalisation de tests de pilotage de un ou plusieurs procédés consiste à simuler le fonctionnement du ou des procédé(s) retenus à échelle réduite. Ces tests pilotes, permettent de valider les résultats des essais en laboratoires et des calculs, d'optimiser le fonctionnement des techniques et d'extrapoler leurs dimensions à l'échelle du procédé final. En outre, ils aboutissent à une estimation précise de la faisabilité économique de l'opération. Ces essais sont donc incontournables [15].

11.2. METHODOLOGIE GLOBALE

La prise en charge d'un site minier présentant un phénomène de DMA est une entreprise complexe, multidisciplinaire et de longue haleine. L'accumulation et l'analyse de mesures physico-chimiques sur le flux acide et ses origines, pendant au moins une année est recommandée par la majorité des expérimentateurs avant d'entreprendre un chantier.

Mais, au-delà cette prise de contact nécessaire, une méthodologie se dessine qui englobe les aspects historiques, socio-économiques, juridiques, écologiques, ainsi que l'étude d'impact de la pollution.

Le chronogramme présenté ci-après, a été utilisé pour la mise en place d'un wetland destiné au traitement des eaux de la mine de Quaking Houses, Royaume-Uni (

Figure 13). Il montre la façon dont pourraient s'organiser les différentes tâches nécessaires à la réalisation d'un projet de remédiation. Il prévoit également le suivi des effets de l'installation de traitement sur les eaux et l'environnement afin d'en mesurer l'efficacité réelle [21]. Le biomonitoring est un outil important pour déterminer cette efficacité et donc, choisir un procédé [8].

Selon JARVIS (1997) [21] les principaux facteurs à examiner pour évaluer un site et choisir un procédé sont ceux réunis dans le Tableau 18.

Facteur	Implications
Surface de terrain disponible	Possibilité de construction de système de traitement spacieux
Pente du terrain	Possibilité d'utiliser la force de gravité pour conduire l'effluent
Topographie	Travaux de terrassement / stock des matériaux excédentaires
Composition du sol	Stockage de boues / Pollutions secondaires Construction de digues
Infrastructure routière	Accessibilité au site
Disponibilité du matériel	Facilité et coût de la maintenance
	Coûts de transport

Tableau 18. Principaux facteurs décisifs lors de l'évaluation d'un site d'après JARVIS (1997) [21].

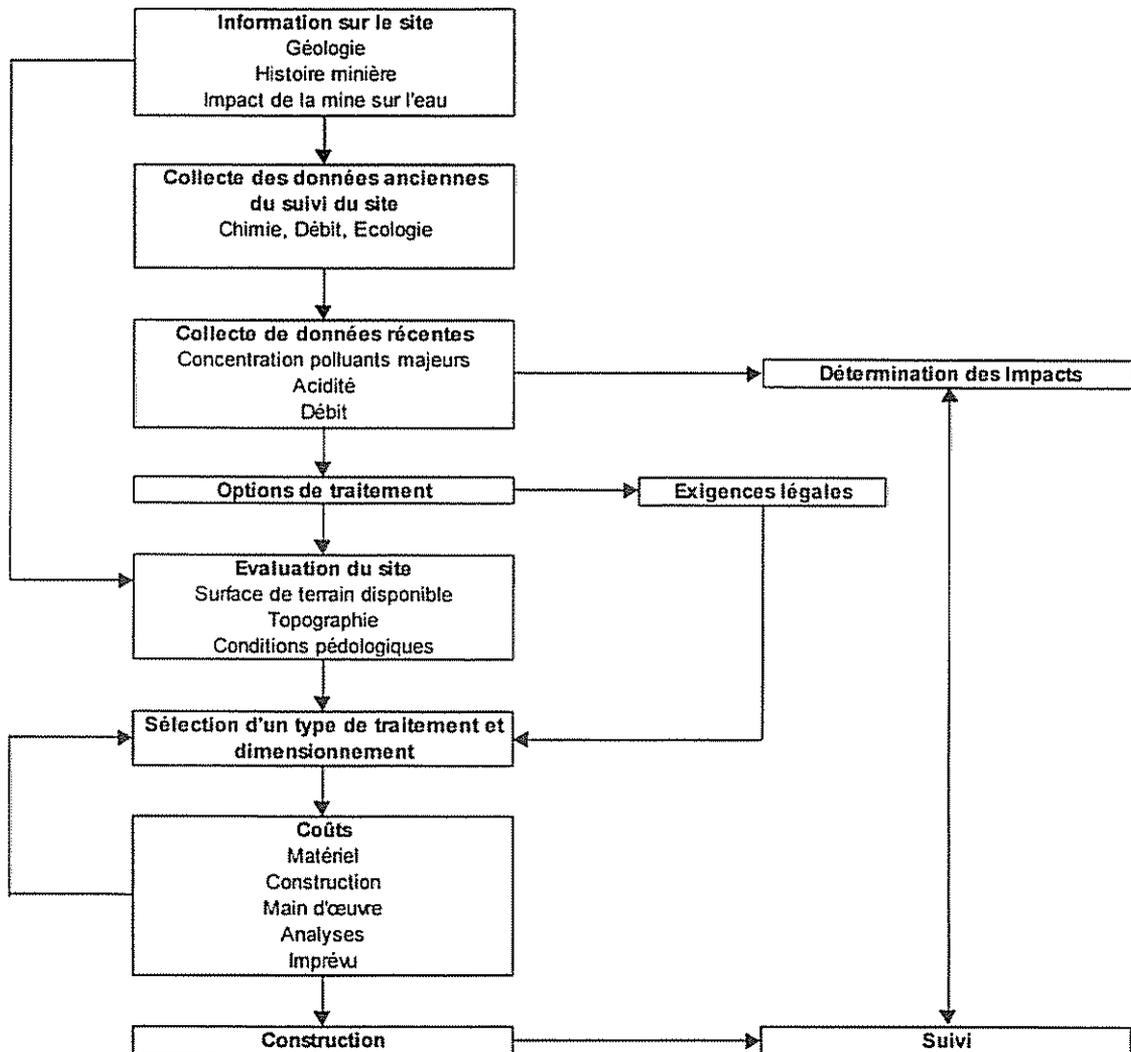


Figure 13. Méthodologie possible pour le déroulement d'un chantier de traitement d'un effluent de DMA.

Les paramètres techniques et économiques à prendre en compte pour le choix et le dimensionnement des procédés de traitement sont nombreux, complexes et interdépendants.

On tend donc vers la réalisation de modèles experts informatisés permettant à la fois le traitement statistique des données recueillies sur le site, l'estimation de l'impact de la pollution sur les eaux réceptrices, le dimensionnement et le suivi des systèmes de traitement [20].

Ajoutons qu'il nous paraît aussi important de considérer pour la mine de Rosia Poieni :

- les conditions climatiques du site (pluies, période de gel...);
- l'état de l'exploitation (présence de moyens matériels et humains pour la réalisation de travaux);
- le statut de la future installation de traitement vis à vis de la législation. En effet, dans le cas du choix d'un procédé permettant la valorisation des métaux ou des boues produites, l'installation entrera dans une catégorie de l'industrie soumise à de nouvelles exigences, juridiques, fiscales et environnementales;
- les exigences légales concernant les niveaux de rejets dans les eaux, le stockage des éventuels déchets et l'intégration globale de l'installation dans l'environnement.

Ces considérations, de bon sens, permettent de structurer le travail à entreprendre et de ne pas entamer de façon irréfléchie, des travaux qui s'avèreraient inutiles ou aggravants pour la pollution.

12. Recommandations

L'étendue du site roumain et sa complexité ne permettent pas la mise en place d'une technique « miracle » de remédiation qui d'ailleurs n'existe pas. Les solutions aux problèmes des DMA sont multiples mais ne peuvent pas être appliquées d'emblé à tous les sites miniers. Dans l'état actuel des connaissances, de longues études préparatoires sont nécessaires afin de choisir la technique ou la combinaison de techniques susceptibles d'apporter une amélioration. Les techniques préventives qui permettent d'agir le plus en amont (méthodes minières entre autres) de la formation des écoulements acides sont simples, efficaces et bien moins coûteuses que les méthodes de remédiation.

Dans le cas de la mine de Rosia Poieni, ces techniques n'ont pas été mises en pratique pendant la période d'activité de la mine. Toutefois, il est sans doute encore possible de limiter le volume des effluents et la propagation du phénomène en tentant de maîtriser les flux. Ces actions pourraient faire l'objet d'une opération d'urgence.

Mais malgré cela le traitement des effluents sera une fatalité. Plusieurs techniques décrites ici pourraient apporter un élément de réponse au DMA. Les méthodes employant des drains calcaire et des barrières réactives semblent particulièrement encourageantes. Comme le montre le Tableau 19 et le Tableau 20, plusieurs autres techniques a priori inadaptées ne sont toutefois pas à exclure dans l'état actuel des connaissances sur le site.

METHODE	Techniques	Application à Rosia Poieni
Méthodes Minières	Maîtrise des écoulements	recommandée
	Retrait de la pyrite des déchets miniers	irréaliste
	Gestion des zones de stockage	irréaliste
Confinement	Ennoiement de la mine	délicat et peu réaliste
	Couverture d'eau	délicat
	Couverture de sol	peu efficace
	Couverture organique	réalisable sur de petits volumes bien ciblés
	Couverture multicouche	réalisable sur de petits volumes bien ciblés
Ajout de produits inertant	Confinement au moyen de géotextiles	réalisable sur de petits volumes bien ciblés
	Interception de l'oxygène dissous	méthode encore à l'étude
	Ajout de neutralisant	peu réaliste en fin d'exploitation
	Ajout de phosphate	peu réaliste en fin d'exploitation
	Ajout de manganèse	peu réaliste en fin d'exploitation
	Inhibition bactérienne	méthode encore à l'étude
Méthode biologique	Ajout de mélanges	méthode encore à l'étude
	Biolithiviation accélérée	pas rentable

Tableau 19. Tableau récapitulatif des techniques s'appliquant en amont, sur les solides et de leur application possible à Rosia Poieni.

Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie)

METHODE	Procédé	Application à Rosia Poieni
TRAITEMENTS ACTIFS		
Ajustement du pH	Neutralisation	Coûteux - Boues volumineuses
Précipitation	Précipitation des métaux par des réactifs sulfurés	Coûteux
	Précipitation du fer par le phosphate	Inadapté
	Piégeage des sulfates sous forme d'eltringite	Coûteux et inadapté
Bioprécipitation	BSR et valorisation des métaux	Eventuellement mais coût - maintenance
Echange d'ions	Adsorption sur des argiles ou leur dérivés	Eventuellement en complément de procédé
	Adsorption sur résine	Eventuellement mais coût - maintenance
	Echange d'ions en phase liquide	Eventuellement mais coût - maintenance
Inertage	Micro-encapsulation	Coûteux - Brevet
Procédés Electriques	Electrolyse	Eventuellement en complément de procédé
	Electrocoagulation	Encore à l'étude
TRAITEMENTS PASSIFS		
Ajustement du pH	Canal de calcaire ouvert	Etude recommandée
	Drain anoxique calcaire	Etude recommandée sur flux faibles
	Bassin de calcaire	Inadapté
	Lit de calcaire fluidisé	Etude recommandée
Marais épurateurs et dérivés	Wetland anaérobie	Inadapté (gel)
	Wetland aérobie	Eventuellement en complément de procédé
	Bioréacteur BSR	Inadapté (gel)
	Film de micro-algues	Inadapté (gel)
	Pyrolusite	Coûteux - Inadapté - Brevet
	Réacteur à flux vertical	Etude recommandée
	Phytoremédiation	Inadapté (gel)
	Biosorption	Etude recommandée éventuellement
Barrières réactives souterraines	Barrières chimiques	Etude recommandée
	Barrière biologiques	Etude recommandée

Tableau 20. Tableau récapitulatif des techniques de traitement des effluents et de leur application possible à Rosia Poieni.

Ainsi la chronologie des études à réaliser sur le site de Rosia Poieni pourrait être la suivante :

1. Mesures d'urgence

- diminution des volumes des flux (contrôle des débits et des écoulements, dérivations) ;
- isolement des zones de stockages.

2. Etude préliminaire

- Recueil de toutes les données nécessaires sur le terrain (pendant une période significative d'au moins un an pour certains paramètres) en tenant compte des effets des mesures d'urgence :
 - topographie ;
 - climat (pluviométrie, gel, sécheresse) ;
 - géologie ;
 - pédologie ;
 - mesure et analyse des flux sur site (débit, concentration en métaux et en oxygène dissous) ;
 - analyse des flux souterrains ;
 - répartition des masses de sulfures exposées (mine, lagune, tas) ;
 - analyse de la réactivité des sulfures (potentiel acide).
 - recherche des matériaux réactifs dans la région (calcaire, silicates).

- Analyse des effets de la fermeture de la mine sur le phénomène :
 - modification des flux ;
 - modification de la vitesse de production d'acide ;
 - effets sur la mobilisation des métaux.

 - Analyse de l'évolution possible du phénomène :
 - Estimation de la durée de la production d'acide ;
 - Atténuation naturelle possible.

 - Bilan environnemental (réalisation de l'étude des effets actuels du DMA sur l'environnement) :
 - effet sur la faune et la flore ;
 - liste des cibles (cours d'eau récepteur, nappes, rives) ;
 - distance de l'impact ;
 - effets mesurables.
3. Proposition de méthodes à mettre en œuvre sur le long terme parmi celles relevées ci-dessus et les plus appropriées. Les méthodes passives semblent les plus appropriées à la situation économique actuelle. Mais il ne faut pas négliger la possibilité de la mise en place d'une combinaison de méthodes actives et passives. Les données recueillies doivent servir à la détermination de la faisabilité des méthodes qui semblent, *a priori*, les plus appropriées (drain de calcaire, barrières réactives). Les méthodes biologiques sont efficaces et de plus en plus employées mais en l'occurrence, l'hiver rigoureux roumain est un handicap pour leur mise en service.

13. Conclusions

Après 20 années d'exploitation, la mine de Rosia Poieni est contrainte à la fermeture pour des raisons économiques. Outre l'aspect esthétique de la mine à ciel ouvert, ce site présente une atteinte à l'environnement par ces rejets d'eaux acides chargées en métaux.

Ce phénomène de drainage minier acide est préoccupant car il détruit d'ores et déjà l'écosystème de la rivière Sesi sur plusieurs kilomètres avant la confluence avec l'Aries. De plus, il pourrait se développer, se propager sur le site, déstabiliser certaines zones de stockages et dans le pire des cas perdurer plusieurs décennies. En outre, la fermeture des installations minières peut modifier les conditions de production des eaux acides et avoir des conséquences pour l'environnement imprévisibles actuellement.

Afin de préserver le site lui-même et les cours d'eau récepteurs de ces rejets, et dans un contexte législatif européen qui prend de plus en plus en compte les conséquences environnementales des sites miniers, les autorités roumaines seront tenues à terme de mettre en œuvre des méthodes de réhabilitation et de remédiation.

Ces travaux doivent être conduits de façon rationnelle et avec toutes les précautions nécessaires pour s'adapter à un phénomène encore mal connu et dont les caractéristiques sont différentes d'un site minier à l'autre.

L'application des techniques de traitement nécessite une étude préalable approfondie du site et de son contexte afin de définir un cahier des charges adapté à la réhabilitation du site de Rosia Poieni. Ceci sera réalisé dans une deuxième étape courant 2001 sur la base des données techniques recueillies sur le terrain.

Bibliographie

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES :

- [1] BIGATEL A.J., CAMUS, G.R., CAYLOR D.W., DALBERTO A.D., HELLIER W.W., (1998). Engineering Manual for Mining Operations. Pennsylvania Department of Environmental Protection – Bureau of Mining and Reclamation and District Mining Operations – Document number : 563-0600-101. 15 january 1998, 150 p.
- [2] BLOWES D.W., PTACEK C.J., BENNER S.G., McRAE C.W.T, BENNETT T.A., PULS R.W., (2000). Treatment of inorganic contaminants using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 45*, pp 123-137.
- [3] BRGM (1997). Rejets d'eaux acides en carrières de roches massives. Synthèse et recommandations. *Rap.BRGM R 39806, 47 p., 5 fig., 1 tabl., 2 ann.*
- [4] CHRONIQUE DE LA RECHERCHE MINIERE, (1998). Traitement par lagunage et filtration d'une résurgence de mine, exemple de Messeix (Puy de Dôme), *CRM N° 533, 1998, p7.*
- [5] COMMISSION DES COMMUNAUTES EUROPEENNES (2000). Communication de la Commission sur la promotion du développement durable dans l'industrie extractive non énergétique dans l'UE. 3 mai 2000.
- [6] COSTE B., (1999). Projet Biodump Eurêka EU 1705. *Note technique BRGM-SMN/PRO n° 310 Août 1999, 15 p.*
- [7] CRAVOTTA III C. A., TRAHAN M.K., (1999). Limestone drains to increase pH and remove dissolved metals from acidic mine drainage. *Applied Geochemistry 14 (1999)*, pp 1015-1030.
- [8] DEANOVIC L., CONNOR V.M., KNIGHT A.W., MAIER K.J., (1999). The Use of Bioassays and Toxicity Identification Evaluation (TIE) Procedures to Assess Recovery and Effectiveness of Remedial Activities in a Mine Drainage-Impacted Stream System. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology, Vol. 36*, pp 21-27.
- [9] EARLE T., CALLAGHAN T., (1998). Impacts of mine drainage on aquatic life, water uses, and man-made structure. *In Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania. DEP, Chap. 4*, 11 p. (Disponible sur le site Internet DEP).
- [10] EDWARDS K.J., GIHRING T.M., BANFIELD J.F., (1999). Seasonal Variations in Microbial Populations and Environmental Conditions in an Extreme Acid Mine Drainage Environment. *Applied and Environmental Microbiology, August 1999*, pp 3627-3632.
- [11] ENVIRONNEMENT AUSTRALIA (1997). Managing Sulphidic Mine Wastes and Acid Drainage. *Best Practice Environmental Management in Mining, may 1997*, 84 p.
- [12] FENG D., ALDRICH C., TAN H., (2000). Treatment of acid mine water by use of heavy metal precipitation and ion exchange. *Minerals Engineering, Vol. 13, n° 6*, pp. 623-642.

- [13] FILIPOV L.O., FILIPOVA I.V., (2000). Inhibition de l'oxydation bactérienne de la pyrite par un traitement chimique. *Les techniques de l'Industrie Minérale*, N°5, mars 2000, pp 53-63.
- [14] FRIPP J., STILES J.M., ZIEMKIEWICZ P.F., (2000). Advanced Planning Tools for Optimization of AMD Treatment. *Proceedings of the 2000 West Virginia Mine Drainage Task Force Symposium. Morgantown, WV. 4-5 April 2000*, 9 p.
- [15] HAMILTON Q.U.I., LAMB H.M., HALLETT C., PROCTOR J.A., (1997). Passive Treatment Systems for the Remediation of Acid Mine Drainage Wheal Jane, Cornwall, UK. *Proceedings of a CIWEM National Conference, 5th sptember 1997, Newcastle University*, pp 33-56.
- [16] HARCOURT K., COPPIN, N., (1996). Traitement des eaux acides par le procédé de terres humides. *Les Techniques, Vol 96, Numéro spécial «Mines et Carrières», décembre 1996*, pp. 49-50.
- [17] HEDIN R.S., NAIRN R.W., (1992). Designing and Sizing Passive Mine Drainage Treatment Systems. *Proceedings of th 13th annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium. Avril 1992*, 11 p.
- [18] HELARD L., LETOURNEUX JP., (1995). Principe et optimisation du piégeage des sulfates en solution. *Environnement et Technique, n° 145, avril 1995*, pp 57-61.
- [19] HUDSON-EDWARDS K.A., SHELL C., MACKLIN M.G., (1999). Mineralogy and Geochemistry of alluvium contaminated by metal mining in the Rio Tinto area, southwest Spain. *Applied Geochemistry 14 (1999)*, pp 1015-1030.
- [20] JAMES A., ELLIOT D.J., YOUNGER P.L., (1997). Computer Aided Design of Passive Treatment Systems for Minewater. *Proceedings of a CIWEM National Conference, 5th sptember 1997, Newcastle University*, pp 57-64.
- [21] JARVIS A. P., (1997). Towards a Complete Methodology for Mine Water Impact Assessment and Site Remediation. *Proceedings of a CIWEM National Conference, 5th sptember 1997, Newcastle University*, pp 165-177.
- [22] JARVIS J.P., YOUNGER P.L., (1999). Designe, Construction and Performance of a Full-Scale Compost Wetland for Mine-Spoil Drainage Treatment at Quaking Houses. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environmental Management (CIWEM), Vol. 13, October 1999*, pp 313-318.
- [23] KALIN M., FYSON A., SMITH M.P., (1993). ARUM - Acid Reduction Using Microbiology. *Proceedings of the International Biohydrometallurgical Technologies Conference 'Fossil Energy Materials, Bioremediation, Microbial Physiology, Jackson Hole, Wyoming, August 22-25, Vol. II*, pp. 319-328.
- [24] KERN D., LaCOUNT R.B., HAMMACK R.W., (2000). Improving the Acid-Base Accounting by Use of Programmed Temperature Oxidation and Evolved Gas Analysis. *Proceedings of the 2000 West Virginia Mine Drainage Task Force Symposium. Morgantown, WV. 4-5 April 2000*, 8 p.
- [25] KLEINMANN R.L.P., (1998). Bactericidal control of acidic drainage. *In Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania. DEP, Chap. 15, 7 p.* (Disponible sur le site Internet DEP).

- [26] KONTOPOULOS K., ADAM K., MONHEMIUS M., KOKKONIS D., CAMBRIDGE M., (1996). Prediction, Preventive and Remedial Action against Acid Mine Drainage (PRAMID). *Synthesis Report - CEE - Projet BE 6132 – May 1996*, 19 p.
- [27] KUYUCAK N., (2000). Microorganisms, biotechnology and acid rock drainage - Emphasis on passive-biological control and treatment methods. *Minerals & Metallurgical Processing, Vol. 17, N°2, May 2000*, pp 85-95.
- [28] LEDOUX E., (1996). Données et concepts utiles pour la gestion optimale de l'environnement hydrogéologique, aspect méthodologique. *Les Techniques, Vol 96, Numéro spécial «Mines et Carrières », décembre 1996*, pp. 11-13.
- [29] MACHEMER S.D., REYNOLDS J.S., LAUDON L.S., WILDEMAN T.R., (1993). Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, Idaho Springs, Colorado, USA . *Applied Geochemistry, Vol. 8, 1993*, pp 587-603.
- [30] MINING JOURNAL (2000) . New Culprit for acid mine drainage. *March 17 2000*, p 212
- [31] PARKER G., ROBERTSON A., (1999). Acid Drainage. *Australian Minerals & Energy Environment Foundation*, 227 p.
- [32] PEPPAS A., KOMNITA K., HALIKIA I., (2000). Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering Vol. 13 N°5*, pp 563-574.
- [33] PERRODON B. Les paramètres de la qualité des eaux. Ministère de l'Environnement et du cadre de vie. P. 249.
- [34] PETERSEN F.W., (2000). The Treatment of Acid Mine Drainage through the Precipitation of Ettringite. *Proceedings of the XXI International Mineral Processing Congress (IMPC 2000). Rome, Italy July 23-27, 2000. Vol. B*, pp B12b-33 à B12b-38.
- [35] PREDA M., COX M.E., (2000). Sediment-Water interaction, acidity and other water quality parameters in subtropical setting, Pimpana River, southeast Queensland. *Environmental Geology 39 (3-4) January 2000*, pp 319-329.
- [36] PINTE F., (2000). Les exhaures acides. Note BRGM, 12 p.
- [37] RITCEY G.M., (1989). Tailings Management – Problems and solutions in the mining industry. *Processing Metallurgy 6, Elsevier, Chap. 11*, p 411-551.
- [38] SCHMITT J.M., COMBES P., (1996). Impact hydrogéologique et hydrochimique de l'abandon d'une mine métallique. Cas de Largentière (Ardèche, France). *Les Techniques, Vol 96, Numéro spécial «Mines et Carrières », décembre 1996*, pp. 38-47.
- [39] SCHULTZE M., GELLER W., (1996). The Acid Lakes of Lignite Mining District of the former German Democratic Republic. *Geochemical Approaches to Environmental Engineering of Metals. Ed. Rudolf Reuther. Chap.8*, 17 p.
- [40] THOMPSON D.N., SAYER R.L., NOAH K. S., (2000). Sawdust-supported passive bioremediation of western United States acid rock drainage in engineered wetland systems. *Minerals & Metallurgical Processing, Vol. 17, N°2, May 2000*, pp 96-104.

- [41] TOULHOAT P., (1996). Evolution chimique des eaux profondes et de surface. *Les Techniques, Vol 96, Numéro spécial «Mines et Carrières », décembre 1996*, pp. 26-29.
- [42] TROLY G., (1996). L'eau dans l'environnement des mines : enjeux techniques, juridiques et financiers. *Les Techniques, Vol 96, Numéro spécial «Mines et Carrières », décembre 1996*, pp. 4-8.
- [43] TWINING J., NGUYEN V., BROWN P., PEREA J., (2000). Probabilistic Ecological Risk Assessment (ERA) Incorporating Geochemical Speciation to Determine Bioavailable Metals in Freshwaters Affected by Acid Rock Drainage (ARD). *Proceedings from the Fifth International Conference on Acid Rock Drainage. (ICARD 2000), Vol.1. 21-24 May 2000*, p. 431-439.
- [44] UNEP (1991) – Environmental Aspects of selected non-ferrous metals (Cu, Ni, Pb, Zn, Au) ore mining – A technical guide. *Chap.5. Acid Mine Drainage. United Nations Environment Programme*, pp. 43-45.
- [45] VANNIER C., (1996). Impact hydrochimique de l'exploitation de carrières de roches massives en Bretagne. *Les Techniques, Vol 96, Numéro spécial «Mines et Carrières », décembre 1996*, pp. 30-37.
- [46] WAYBRANT K.R., BLOWES D. W., PTACEK C. J., (1998). Selection of Reactive Mixtures for Use in Permeable Reactive Walls for Treatment of Mine Drainage. *Environmental Science & Technology. Vol. 32, N°13*, pp 1972-1979.
- [47] WILLIAMS T.M., SMITH B., (2000). Hydrochemical characterization of acute acid mine drainage at Iron Duke mine, Mazowe, Zimbabwe. *Environmental Geology 39 (3-4) January 2000*, pp 272-278.
- [48] YONG P., MACASKIE L.E., (1999). The role of sulfate as a competitive inhibitor of enzymatically-mediated heavy metal uptake by *Citrobacter* sp : implications in the bioremediation of acide mine drainage water using biogenic phosphate precipitant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Vol. 74*, pp 1149-1156.
- [49] YOUNGER P.L., (1997). The Future of Passive Minewater Treatment in the UK: A View from the Weat Catchment. *Proceedings of a CIWEM National Conference, 5th september 1997, Newcastle University*, pp 65-81.
- [50] ZIEMKIEWICZ P. (1999). *In situ* Treatment of Acid Mine Drainage. US-EPA Contrat 68-D-99-036.

REFERENCES DES SITES INTERNET

ADTI : Acid Drainage Technology Initiative

Secteur des mines de charbon

- <http://www.neetc.org/adi/>

Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. (1998)

- http://www.neetc.org/adi/handbook_2.htm

Secteur des mines métalliques

- <http://www.mt.blm.gov/bdo/adi/>

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

- <http://www.brgm.fr>

Projet Mineo : Monitoring and assessing the environmental Impact of mining in Europe using advanced Earth Observation Techniques

- <http://www.brgm.fr/mineo/southern.htm>

CNTC : Canadian Network of Toxicology Centres

(RCCT : Réseau Canadien des Centres de Toxicologie)

- <http://www.uoguelph.ca/cntc/>

DEP Pennsylvania : Department of Environmental Protection - Bureau of Abandoned Mine Reclamation Pennsylvanie, Etats-Unis.

- <http://www.dep.state.pa.us>

The Science of AMD and Passive Treatment (septembre 1999)

- http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/bamr/amd/science_of_AMD.htm

Engineering Manual for Mining Operations

- http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/districts/eng_manual/document_info.html

Coal Mine Drainage Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania

- <http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/minres/districts/cmdp/main.htm>

Electrocoagulation

- <http://www.dep.state.pa.us/dep/deputate/pollprev/technology/tecalpha/articles/electrocoagulation.html>

ENVIROMINE

- <http://www.enviromine.com>

Dossier sur le drainage minier acide

- <http://www.enviromine.com/ard/>

Discussion sur le test Acid-Base Accounting

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

Procédure du test Acid-Base accounting

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

Procédure des test de lixiviation des métaux

- http://www.enviromine.com/ard/Acid-Base%20Accounting/metal_leaching.htm

Dossier wetlands

- <http://www.enviromine.com/wetlands>
 - Are we creating toxic wetlands ? – 12/11/1996
 - <http://www.enviromine.com/wetlands/risk>
Attenuation of Contaminated Mine Drainage by Natural Wetlands – 17/01/1998
 - http://www.enviromine.com/wetlands/nat_attn.htm
Définition des termes ARD-AMD. ARD naturels – juillet 2000
 - <http://www.enviromine.com/ard/Introduction/Natural.htm>

ENVIRONNEMENT CANADA

- <http://www3.ec.gc.ca>
Aquamin : Evaluation des effets de l'exploitation minière sur le milieu aquatique au Canada
- http://www3.ec.gc.ca/eem/french/apercu_aquamin.htm
Règlement sur les effluents liquides des mines de métaux - C.R.C., CH. 819 (31/12/99)
- <http://canada.justice.gc.ca/ftp/fr/regs/chap/f/f-14/crc819.txt>

EUR-Lex

- <http://europa.eu.int/eur-lex/fr/index.html>

KEECO : Klean Earth Environment Company

- <http://www.keeco.com/>

MEND : Mine Environment Neutral Drainage

- <http://mend2000.nrcan.gc.ca/>
Base de données des rapports du MEND
- <http://mend2000.nrcan.gc.ca/report-t.htm>
Revue des différents traitements passifs
- http://mend2000.nrcan.gc.ca/reports/3141es_f.htm
Emploi du trapzène
- http://mend2000.nrcan.gc.ca/reports/3212aes_f.htm

MININGWATCH

- <http://www.miningwatch.org/>
British Columbia Wild and Environmental Mining Council of British Columbia - Acid Mine Drainage - Mining & Water Pollution issues in BC
- <http://www.miningwatch.org/emcbc/library/amd.pdf>

NRCAN : Natural Resources of Canada

➤ <http://cmt-net.nrcan.gc.ca/>

Historique du MEND

➤ <http://www.nrcan.gc.ca/mets/mend/brief-f.htm>

Traitement des DMA

➤ <http://cmt-net.nrcan.gc.ca/amd-f.htm#treatment>

Biominet : Informations sur les biotechnologies appliquées aux minerais

➤ <http://www.nrcan.gc.ca/mets/biominet/>

Liste des conférences et congrès sur les minéraux et les métaux au Canada

➤ http://www.nrcan.gc.ca/es/msd/cic/conf_2000.htm

NTBC : National Technology of British Columbia

➤ <http://www.direct.ca/ntbc/>

Procédé Biosulfure

➤ <http://www.direct.ca/ntbc/intro.htm>

Comparaison des coûts avec le procédé à la chaux

➤ <http://www.direct.ca/ntbc/lime.htm>

OCETA : Ontario Centre for Environmental Technology Advancement

➤ <http://www.oceta.on.ca>

Procédé par échange d'ions en phase liquide. Juin 1996.

➤ <http://www.oceta.on.ca/profiles/met-tech/metals.html>

OPIC : Office de la propriété intellectuelle du Canada

➤ <http://patents1.ic.gc.ca>

OSM : Office of Surface Mining – Etats-Unis

➤ <http://www.osmre.gov>

Treatment Techniques and Costs

➤ <http://www.osmre.gov/amdteest.htm>

Acid Mine drainage Status of Research

➤ <http://www.osmre.gov/amdres.htm>

Surface Mining Control and Reclamation - Act of 1977

➤ <http://www.osmre.gov/smcra.htm>

The office of surface mining

➤ <http://www.osmre.gov/osm.htm>

PIRAMID : Programme européen de recherche sur les traitements passifs

➤ <http://www.piramid.org>

PNNL : Pacific Northwest National Laboratory

➤ <http://www.pnl.gov/main/search.html>

RAINTECH : Société Raintech International (Etats-Unis)

➤ <http://www.raintech-international.com/overview.htm>

STRATEGIS : perspectives et stratégie au Canada

- <http://strategis.ic.gc.ca>
- Stratégie Canadienne en matière de Biotechnologie
- <http://strategis.ic.gc.ca/SSGF/bh00212f.html#status>

UNEP : United Nation Environmental Program

- <http://www.unepie.org/>
- Activité minières
- <http://www.unepie.org/ipman/mining.html>
- Site Environnement. Informations DMA disponibles
- <http://www.natural-resources.org/environment>

UNIVERSITE de LAVAL (Canada)

- <http://www.ggl.ulaval.ca/>
- Fonctionnement d'une source hydrothermale
- <http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/depots.oceans.html>

UNIVERSITE du MANITOBA (Etats-Unis)

- <http://www.umanitoba.ca/>
- Milieu de biolixiviation spécifique du zinc.
- <http://www.umanitoba.ca/ilo/profiles/8002288.html>

UNIVERSITE du MINESOTA (Etats-Unis)

- <http://www.hort.agri.umn.edu/>
- Acid Mine Drainage In Pennsylvania Streams: "Ironing Out" The Problem. Par Carrie H. Reinhardt
- <http://www.hort.agri.umn.edu/h5015/99fpapers/reinhardt.htm>

UNIVERSITE DE MONTPELLIER (France)

- <http://www.isteen.univ-montp2.fr/>
- Article sur la phytoremédiation
- <http://www.isteen.univ-montp2.fr/HYDROSCIENCES/drainage.html>

US-EPA : Environmental Protection Agency of the United States

- <http://www.epa.gov>
- Clean Water Act
- <http://www.epa.gov/region5/defs/html/cwa.htm>
- Resource Conservation and Recovery Act
- <http://www.epa.gov/region5/defs/html/rcra.htm>
- Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act
- <http://www.epa.gov/region5/defs/html/cercla.htm>

USGS : United States Geological Survey

AMLI : Abandoned Mine Lands Initiative

➤ <http://amli.usgs.gov>

Résumé d'articles (05/12/1999)

➤ http://amli.usgs.gov/amli/reports/ofr98_297/

Science for Watershed Decisions on Abandoned Mine Lands: Review of preliminary Results, Denver Colorado, February 4-5, 1995

Metal Uptake, Transfer, and Hazards in the Stream Food Web of the Upper Animas River Watershed, Colorado.

➤ http://amli.usgs.gov/amli/reports/ofr98_297/besser2.html

Characterization of Aquatic health in Mine-impacted Streams : A Case History from the Clark Fork River, Montana, and the Cœur d'Alene River, Idaho.

➤ http://amli.usgs.gov/amli/reports/ofr98_297/woodward.htm

Colloid Formation and transport of Aluminium and Iron in the Animas River near Silverton, Colorado.

➤ http://amli.usgs.gov/amli/reports/ofr98_297/schemel.htm

Foire Aux Questions sur le Drainage Minier Acide – 10/03/1997

➤ <http://geology.er.usgs.gov/eastern/environment/drainage.html>

Process and Apparatus to Accelerate Restoration of Acidified Water by Pretreatment with Carbon Dioxide – 11/07/1997

➤ <http://www.usgs.gov/tech-transfer/factsheets/FS-105-97.html>

USGS Mine Drainage Interest Group (MDIG)

➤ <http://ca.water.usgs.gov/mine/>

Pollution des DMA à l'époque romaine

➤ <http://minerals.usgs.gov/east/plasenzuela/background.html>

WVU : West Virginia University (Etats-Unis)

& Center for Agricultural & Natural Resources Development - West Virginia University Extension Service

Overview of Passive Systems for treating Acid Mine Drainage by Jeff SKOUSEN

➤ <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtrt/passtrt.htm>

West Virginia Surface Mine Drainage - Task Force Symposium

➤ <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/2Ksympos.htm>

2000 West Virginia Surface Mine Drainage - Task Force Symposium Papers

➤ <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/paperidx.htm>

Research in Acid Mine Drainage and Mine Land Reclamation by Robert BRICKER and Jeff SKOUSEN – 1997.

➤ <http://www.caf.wvu.edu/faculty/skousen/research.htm>

Acid Mine Drainage Treatment by Jeff SKOUSEN – 07/10/1998 – Description du problème des DMA et des prestations de WVU.

➤ <http://www.wvu.edu/~research/techbriefs/acidminetechbrief.html>

Lexique des abréviations et formules

Minéraux et produits chimiques

CaCO ₃	: Calcite
CaO	: Chaux vive
Ca(OH) ₂	: Chaux éteinte
CO ₂	: Dioxyde de carbone
CuFeS ₂	: Chalcopyrite
FeAsS	: Arsénopyrite
FeO(OH)	: Oxyhydroxyde de fer
Fe(OH) ₃	: Hydroxyde de fer
Fe ₁₆ O ₁₆ (OH) ₁₂ (SO ₄) ₂	: Schwertmannite
FeS _x (x=0 ... 0.17)	: Pyrrhotite
FeS ₂	: Pyrite (sulfure de fer)
Fe ₂ (SO ₄) ₃ , 9H ₂ O	: Coquimbite
Fe ₅ (SO ₄) ₆ (OH) ₂ , 20H ₂ O	: Copiapite
H ₂ CO ₃	: Hydrogénocarbonate
H ₂ SO ₄	: Acide sulfurique
KFe ₃ (SO ₄) ₂ (OH) ₆	: Jarosite
PbS	: Galène
ZnS	: Blende

Unités de concentration

ppm : partie par million = 1 mg.kg⁻¹
 g.L⁻¹ : gramme par litre
 mg.L⁻¹ : milligramme par litre

Abréviations techniques

ABA	: Acid-Base Accounting
ALD	: Anoxic Limestone Drain
AMD	: Acid Mine Drainage
ANC	: Acid Neutralisation Capacity
APS	: Alkalinity Producing System
ARD	: Acid Rock Drainage
ASPAM	: Algal Sulphate Reducing Ponding Process for the treatment of Acidic and Metal wastewater
ATF	: Ambient Temperature Ferrite Process
AVIRIS	: Airborne Visible and InfraRed Imaging Spectrometer
BSR	: Bactérie sulfato-réductrice
CERCLA	: Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act
CWA	: Clean Water Act
DMA	: Drainage Minier Acide
EC	: Electro-Conductivité
EPIC	: Etablissement Public à caractère Industriel et Commercial
ICPE	: Installations Classées pour la Protection de l'Environnement
MEND	: Mine Environment Neutral Drainage
MINEO	: Monitoring and assessing the environmental Impact of mining in Europe using advanced Earth Observation Techniques
MPA	: Maximum Potential Acid
NAG	: Net Acid Generation, test géochimique
NAPP	: Net Acid Producing Potential
NEDEM	: Neutralisation des Eaux de Drainage dans l'Environnement Minier
OLC	: Open Limestone Channel
OLD	: Open Limestone Drain, traitement passif des effluents acides
PALID	: Passive Anoxic Limestone Drain
PRAMID	: Prediction, Preventive and Remedial Action against Acid Mine Drainage
PIRAMID	: Passive In-situ Remediation of Acidic Mine / Industrial Drainage.
RCRA	: Resource Conservation and Recovery Act
SAPS	: Successive Alkalinity Producing Systems
SME	: Silica Micro-Encapsulation
USAB	: Upflow Anaerobic Sludge Bioreactor
VFR	: Vertical Flow Reactor

Organismes et Organisations

ADTI	: Acid Drainage Technology Initiative, Etats-Unis
AML	: Abandoned Mine Land Program, Etats-Unis
BLM	: Bureau of Land Management, Etats-Unis
BRGM	: Bureau de Recherches Géologiques et Minières, France
CEE	: Communauté Economique Européenne
DEP	: Department of Environment of Pennsylvanie, Etats-Unis
HBCM	: Houillères du Bassin Centre Midi
NRCAN	: National Resources of Canada
OPIC	: Office de la Propriété Intellectuelle du Canada
OSM	: Office of Surface Mining, Etats-Unis
UNEP	: United Nation Environment Program
US-EPA	: United States Environmental Agency
USGS	: United States Geological Survey, Etats-Unis

Définitions

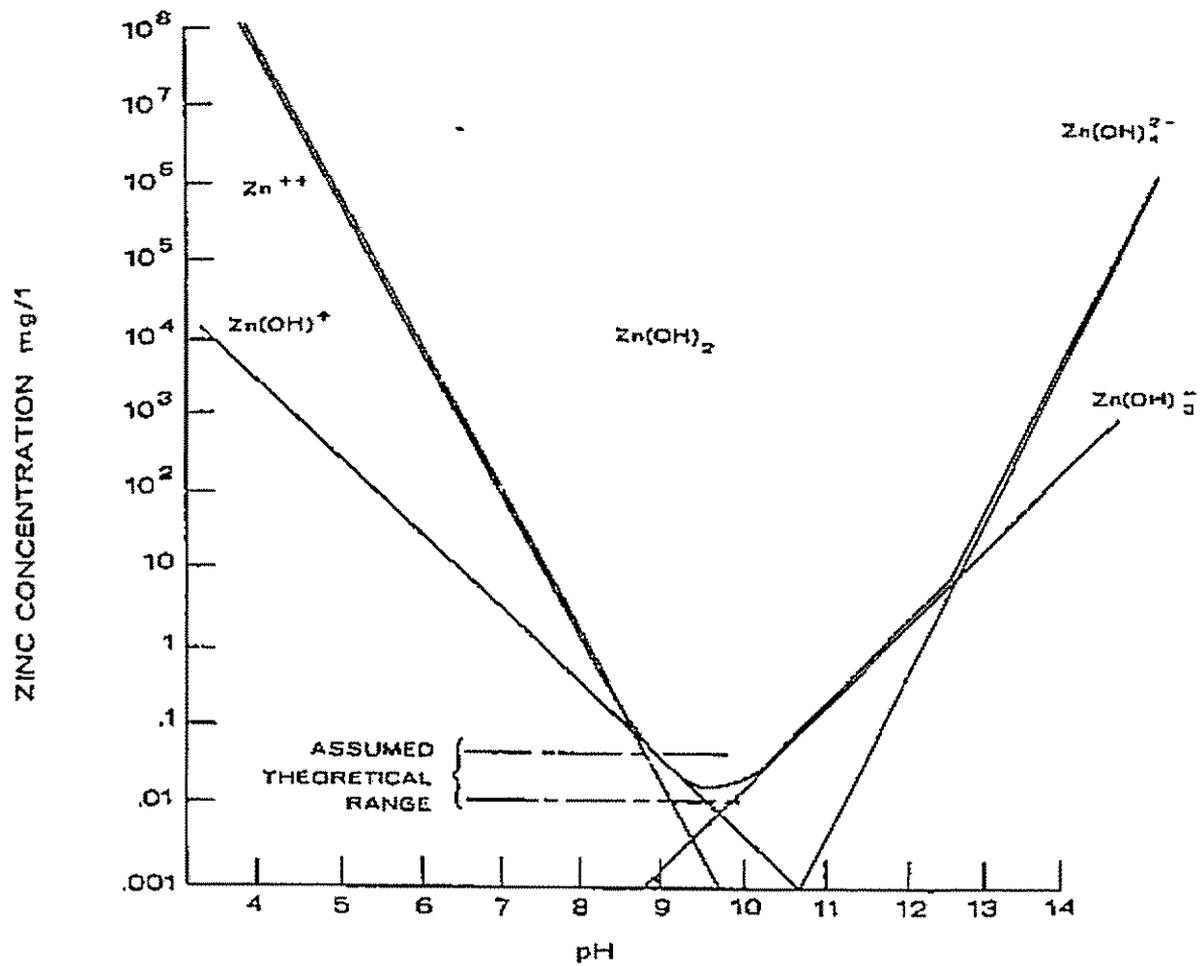
Autotrophe	: se dit d'un organisme vivant utilisant strictement le dioxyde de carbone de l'air et des composés minéraux pour la synthèse de ses constituants.
Biolixiviation	: lixiviation favorisée par la voie biologique (généralement bactérienne). Le terme est utilisé pour un phénomène naturel (Gossan) ou anthropique. Dans ce dernier cas, il pourra s'agir d'une biolixiviation involontaire (DMA) ou volontaire (extraction des métaux). Pour distinguer cette application commerciale et/ou restauratrice du milieu, des biolixiviations naturelle et involontaire, on parle alors de biolixiviation accélérée.
Bruit de fond*	: concentration ambiante en un élément, en un composé, ou une substance dans un milieu donné. Elle tient compte des concentrations naturelles (fond géochimique naturel) et de celles provenant éventuellement des sources anthropiques autres que celles du site étudié.
Chimiolithotrophe	: se dit d'un organisme qui tire son énergie de l'oxydation d'un substrat minéral.
Déblais miniers*	: matériaux excavés de la mine.
Déprise minière	: phase succédant à la période d'exploitation et qui se caractérise par l'abandon par l'exploitant, du site dans un état plus ou moins satisfaisant sur le plan de la sécurité publique, de la protection de l'environnement et du patrimoine.
Descenderie	: terme minier désignant la galerie qui permet de descendre dans la mine pour atteindre le filon exploité.
Exhaure	: écoulement, évacuation hors de la mine d'eaux souterraines par gravité ou par pompage.
Gossan	: affleurement de minéraux sulfurés où se produit spontanément une lixiviation
Gram	: méthode de coloration des bactéries mise au point par le médecin danois H.C.J. GRAM en 1884. Elle permet de classer les bactéries en deux groupes : Gram + (violette) et Gram - (rose).
Halde*	: il n'y a pas de définition précise de ce terme minier. On peut désigner sous cette appellation l'ensemble des déblais pierreux, minéralisés ou non, qui résultent de l'exploitation minière.
Hétérotrophe	: par opposition à autotrophe, se dit d'un organisme réalisant la synthèse de ses constituants à partir de composés organiques (issus du métabolisme d'autres organismes).
Lixiviation*	: mouvement de substances dissoutes par la percolation de l'eau dans un milieu solide (ce milieu peut être un sol, une roche, des résidus, etc).
Mésophile	: se dit d'un organisme qui se développe préférentiellement à une température moyenne (20 à 45 °C).
Métox	: Indicateur utilisé par les Agences de l'Eau pour quantifier la quantité de métaux, ainsi que leur toxicité, dans un rejet aqueux, et calculer la redevance correspondante.
Résidu minier*	: tout produit ou dépôt qui résulte de la recherche et de l'exploitation minière ou du traitement du minerai. Ces résidus peuvent être des

Bibliographie préliminaire à la gestion des DMA de Rosia Poieni (Roumanie)

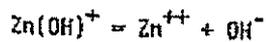
	produits naturels (stériles francs, produits minéralisés non exploitables) ou des produits artificiels, plus ou moins transformés, issus des phases de traitement et d'enrichissement du minerai (rejet de laverie, scories) contenant d'éventuels additifs chimiques, minéraux ou organiques.
Stérile	: partie du minerai qui contient les métaux recherchés à des teneurs inexploitable de façon économique
Stérile franc*	: roche ne présentant aucune concentration anormale en éléments utiles
Tailings	: terme anglais désignant les stériles issus du traitement du minerai.
Wetland	: étendue marécageuse. On distingue les wetlands naturels et les wetlands artificiels, destinés à l'épuration des eaux polluées. Parmi ces derniers il existe les wetlands aérobies et les wetlands anaérobies qui correspondent aux tourbières.

* Définition issues d'une proposition de lexique parue dans les techniques de l'industrie minière 3^e trimestre 1999, pp 109-110.

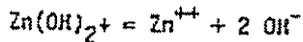
ANNEXES



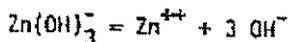
Reactions:



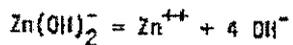
$$K = 9.1 \times 10^{-6}$$



$$K_{sp} = 4.5 \times 10^{-17}$$

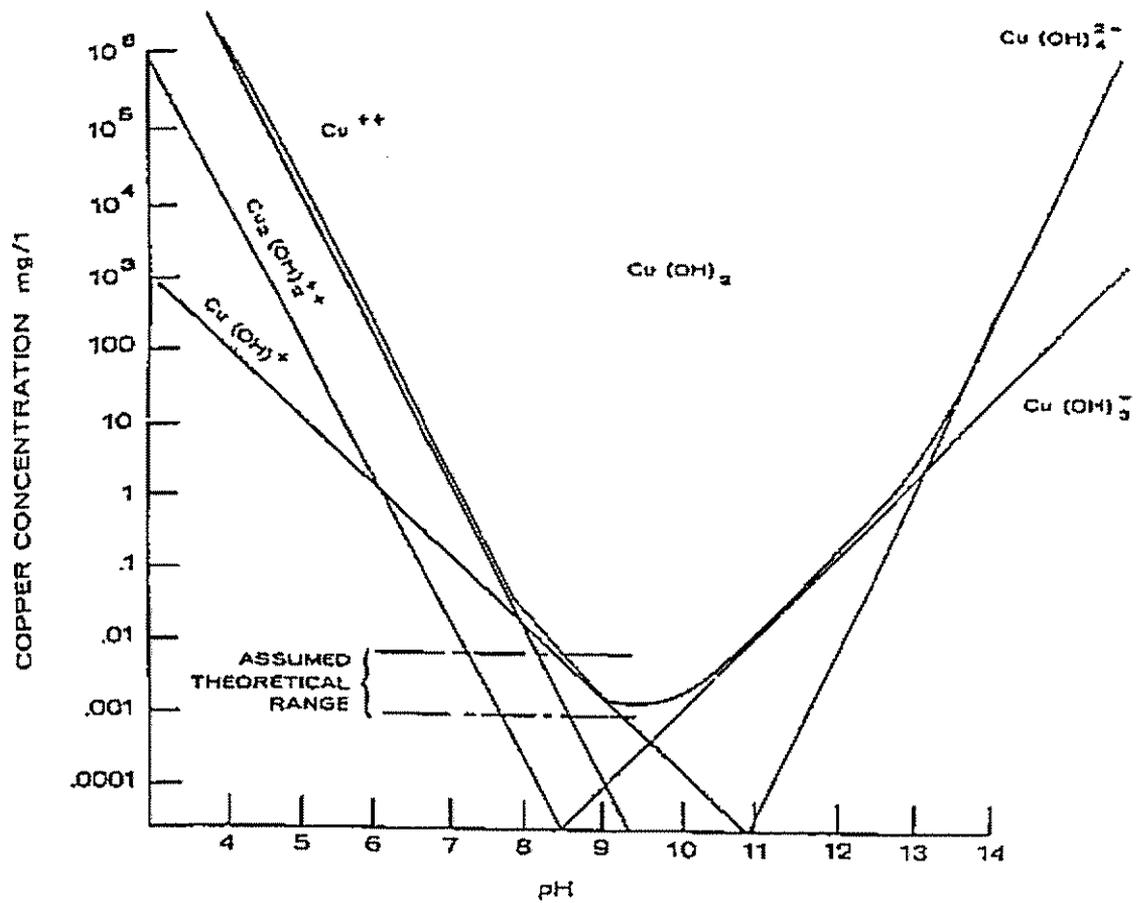


$$K = 1.75 \times 10^{-14}$$

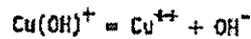


$$K = 8 \times 10^{-16}$$

Figure 2. Solubilité et différentes formes du zinc en solution d'après Ritcey [37].



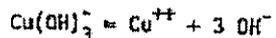
Reactions:



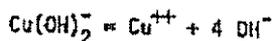
$$K = 10^{-6}$$



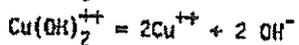
$$K_{sp} = 2 \times 10^{-19}$$



$$K = 6.2 \times 10^{-16}$$



$$K = 7.7 \times 10^{-17}$$



$$K = 10^{-17}$$

Figure 3. Solubilité et différentes formes du cuivre en solution d'après Ritcey [37].

Annexe 2. Coût de maintenance du traitement des DMA par neutralisation

(source : site Internet OSM - Treatment Techniques and Costs)

Quatre effluents différents sont étudiés. Leurs caractéristiques choisies arbitrairement sont réunies dans le tableau 1 :

Tableau 1. Caractéristiques de quatre effluents virtuels.

	Débit en m ³ .h ⁻¹	Acidité en mg.L ⁻¹	Fer en mg.L ⁻¹	Durée en années
Effluent 1	10	100	5	3
Effluent 2	20	250	10	5
Effluent 3	60	500	100	5
Effluent 4	115	1000	300	10

Les coûts des installations sont fournis pour quatre réactifs neutralisants en fonction des quatre effluents envisagés dans le tableau 2 (dollars de 1990).

Tableau 2. Coût installations de neutralisation en fonction des effluents

Installation	Chaux hydratée	Carbonate de sodium	Soude caustique	Ammoniaque
Effluent 1	25 000	4 000	2 500	15 000
Effluent 2	35 000	4 000	2 500	15 000
Effluent 3	50 000	-	7 500	15 000
Effluent 4	80 000	-	7 500	15 000

Les coûts de traitement sont fournis pour quatre réactifs neutralisants en fonction des quatre effluents virtuels envisagés dans le tableau 3 (dollars de 1990).

Tableau 3. Coût du traitement de neutralisation en fonction des effluents.

Traitement	Chaux hydratée	Carbonate de sodium	Soude caustique	Ammoniaque
Effluent 1	10 038	4 355	5 068	6 157
Effluent 2	12 123	15 940	22 051	9 432
Effluent 3	25 867	-	108 840	31 932
Effluent 4	67 351	-	429 892	114 462

Les coûts totaux des installations sur la durée totale de fonctionnement sont fournis pour les quatre réactifs neutralisants en fonction des quatre effluents dans le tableau 4 (dollars de 1990).

Tableau 4. Coût de revient des installation de neutralisation sur la durée totale du traitement.

Coût total	Chaux hydratée	Carbonate de sodium	Soude caustique	Ammoniaque
Effluent 1	26 832	11 641	13 546	16 458
Effluent 2	51 067	67 144	94 784	39 731
Effluent 3	108 963	-	458 474	134 510
Effluent 4	495 712	-	3 164 040	842 454

Annexe 3. Schémas récapitulatifs pour le choix des procédés passifs

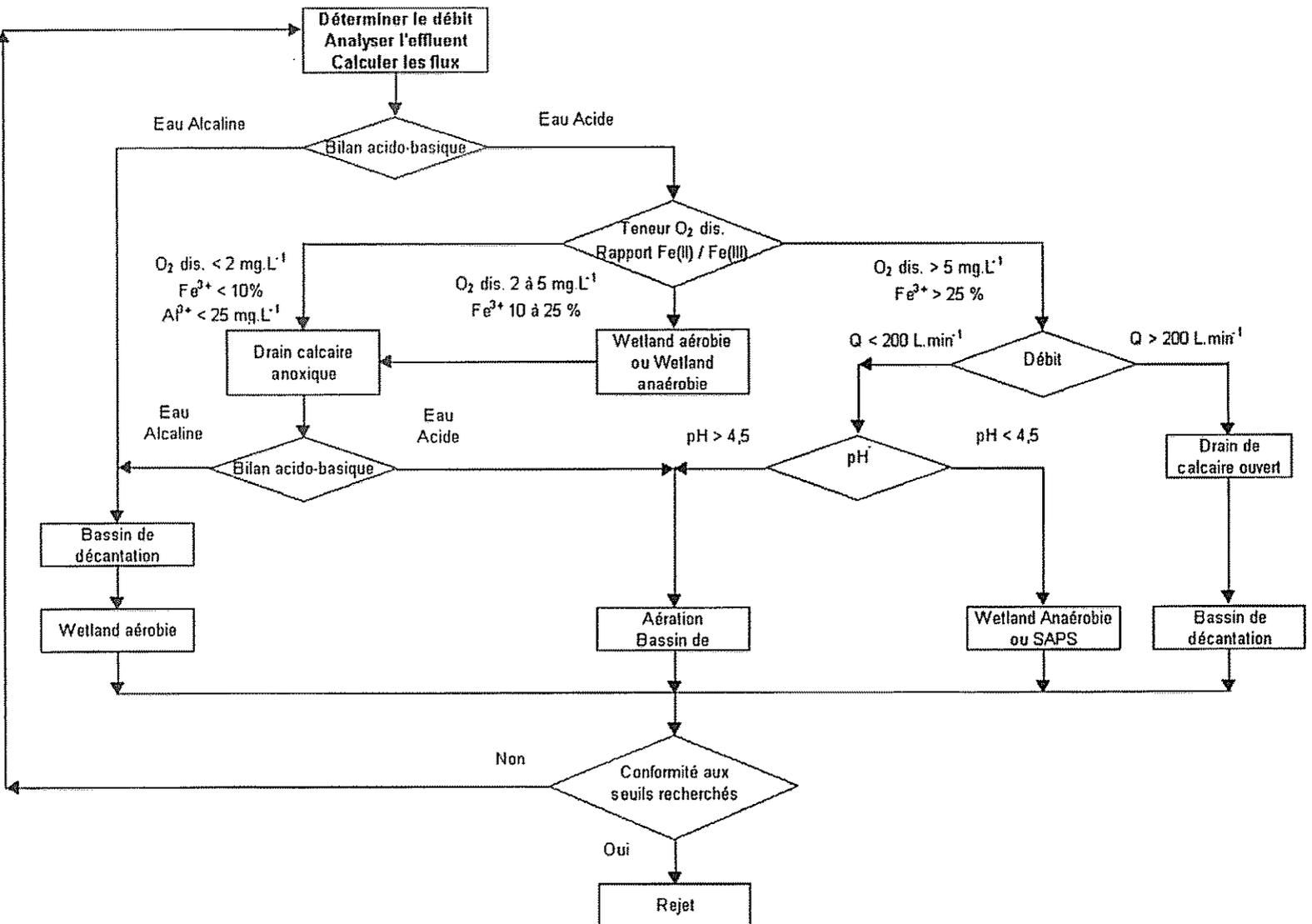


Figure 1. Schéma pour le choix d'un procédé passif selon WTVU d'après HEDIN 1994.
 (Source : Site Internet Center for Agricultural & Natural Resources Development West Virginia University Extension Service).