

Titre: Évaluation de la performance de réacteurs passifs biochimiques à échelle pilote de terrain pour le traitement du drainage minier à forte salinité et faible température
Title:

Auteur: Mohamed-Ali El Kilani
Author:

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: El Kilani, M.-A. (2019). Évaluation de la performance de réacteurs passifs biochimiques à échelle pilote de terrain pour le traitement du drainage minier à forte salinité et faible température [Mémoire de maîtrise, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3909/>
Citation:

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3909/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Carmen Mihaela Neculita, Benoit Courcelles, & John W. Molson
Advisors:

Programme: Génie minéral
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Évaluation de la performance de réacteurs passifs biochimiques à échelle
pilote de terrain pour le traitement du drainage minier à forte salinité et faible
température**

MOHAMED-ALI EL KILANI

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

Génie minéral

Avril 2019

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé :

Évaluation de la performance de réacteurs passifs biochimiques à échelle pilote de terrain pour le traitement du drainage minier à forte salinité et faible température

présenté par **Mohamed-Ali EL KILANI**

en vue de l'obtention du diplôme de *Maîtrise ès sciences appliquées*

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

Lucie COUDERT, présidente

Carmen Mihaela NECULITA, membre et directrice de recherche

John W. MOLSON, membre et codirecteur de recherche

Benoît COURCELLES, membre et codirecteur de recherche

Robin POTVIN, membre

DÉDICACE

À ma famille

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice de recherche, Prof. Carmen Mihaela Neculita pour sa rigueur scientifique, son encadrement, sa disponibilité et ses conseils avisés tout au long de ce projet. J'ai beaucoup appris sous sa direction. Son soutien et ses encouragements m'ont été précieux durant ces deux années de maîtrise.

Je tiens également à remercier mes codirecteurs, Benoît Courcelles et John W. Molson, qui malgré la distance, ont toujours été très accessibles et ont su contribuer à l'amélioration de mes travaux par des échanges constructifs.

Je remercie également mes superviseurs industriels, Louis Marcoux et Guy Dufour, ainsi que toute l'équipe environnement à la mine Raglan pour leur accueil, leur aide précieuse durant mes séjours au nord et leur grand professionnalisme.

Un grand merci à toute l'équipe de l'URSTM pour leur soutien lors de la réalisation de mes travaux de laboratoire à l'UQAT.

Finalement, je voudrais remercier chaleureusement ma famille et mes amis qui n'ont cessé de m'encourager et de me soutenir tout au long de mes études.

RÉSUMÉ

Les problèmes de pollution associés à l'activité minière sont principalement liés à la contamination des effluents miniers. Dans une mine, l'eau qui s'accumule dans les fosses à ciel ouvert ou les galeries souterraines, l'eau qui s'écoule à l'exutoire du parc à résidus ou encore l'eau de ruissellement provenant des haldes à stériles peuvent être contaminées. La contamination des effluents miniers résulte principalement des processus biogéochimiques qui se produisent lorsque les rejets miniers solides (stériles miniers et rejets de concentrateurs) sont exposés à l'eau et à l'air et éventuellement à certains types de microorganismes. L'instabilité chimique des minéraux sulfureux qu'ils renferment peut générer, au contact de l'eau et de l'oxygène, de l'acidité et mobiliser les métaux/métalloïdes et les sulfates, générant ainsi des effluents miniers contaminés. Les eaux ainsi contaminées sont appelées drainage minier. Avant d'être rejeté dans l'environnement, le drainage minier généré sur un site minier doit être collecté et traité adéquatement dans le but de réduire les contaminants qu'il contient jusqu'à un niveau respectant les normes environnementales.

Les systèmes de traitement tels que les Réacteurs Passifs Biochimiques (RPB) représentent une approche intéressante pour le traitement du drainage minier durant la phase post-fermeture d'une mine, notamment sur les plans économique et environnemental. Le mécanisme de traitement privilégié dans les RPB est la précipitation des métaux sous forme de sulfures métalliques, stables, suite à la réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène sous l'action des Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR). Les RPB, qui ont fait l'objet de nombreuses études ces dernières années, se sont révélés très prometteurs comme biotechnologie de traitement du drainage minier en climat tempéré ou semi-aride. En revanche, en région nordique, les connaissances quant à l'influence combinée des basses températures et de la salinité potentiellement élevée du drainage minier sur l'efficacité des RPB restent limitées.

L'objectif principal de cette étude était d'évaluer l'efficacité des RPB pour le traitement du drainage minier en contexte minier nordique. Pour cela nous avons collaboré avec la mine Raglan (Glencore), située dans le grand nord québécois et dont les eaux de drainage des haldes à stériles et du parc à résidus (avant traitement) ont parfois des valeurs de pH ainsi que des concentrations en Ni, en Fe et en Cu qui ne respectent pas les normes environnementales gouvernementales. Au

total, trois RPB à l'échelle pilote de terrain ont été construits, mis en opération et suivis sur différentes périodes sur le site de la mine Raglan. Le réacteur RPB-DMA était destiné au traitement d'un Drainage Minier Acide (DMA) et les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 au traitement d'un Drainage Neutre Contaminé (DNC).

Le réacteur RPB-DMA a été suivi pendant 48 jours à l'été 2018. Il a été alimenté avec un DMA s'écoulant à l'exutoire du parc à résidus de la mine Raglan et présentant les paramètres physico-chimiques moyens suivants : 27,6 mg/L Ni, 23,7 mg/L Fe, 2,4 mg/L Cu, 383 mV POR, 3 186 mg/L SO_4^{2-} et pH = 3,7. Les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 ont été suivis pendant 94 jours et 44 jours, respectivement. Le réacteur RPB-DNC-1 a été suivi pendant 57 jours à l'été 2017, jusqu'au gel des eaux, puis le suivi a repris à l'été 2018 pendant 37 jours. Le réacteur RPB-DNC-2 a été suivi à l'été 2018. Les deux réacteurs ont été alimentés avec un DNC salin contaminé en Ni provenant des galeries souterraines de la mine. Le DNC présentait les paramètres physico-chimiques moyens suivants : 25,7 mg/L Ni, 456,0 mg/L SO_4^{2-} , 234 mV POR et pH = 7,3 (à l'été 2017) et 22,5 mg/L Ni, 647,1 mg/L SO_4^{2-} , 218 mV POR et pH = 7,1 (à l'été 2018). Le Temps de Résidence Hydraulique (TRH) dans le réacteur RPB-DMA était de 60 heures et le TRH dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 était de 24 heures. Durant les essais, les paramètres physico-chimiques des effluents à l'entrée et à la sortie des RPB ont été régulièrement contrôlés.

Les résultats des essais ont montré que ni le réacteur RPB-DMA, ni les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 n'ont développé des conditions favorables à l'activité des BSR. L'absence d'enlèvement du SO_4^{2-} , le maintien des conditions oxydantes des effluents, la non-détection de sulfures à la sortie des RPB et les faibles densités de BSR dans les échantillons de mélanges réactifs post-traitement suggèrent que le processus de sulfato-réduction dans les réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 n'a pas eu lieu ou du moins était négligeable. L'enlèvement des métaux sous forme de sulfures métalliques dans les trois RPB pilotes est donc peu probable. Les faibles températures enregistrées dans les RPB durant le suivi (5°C en moyenne) peuvent expliquer que les BSR ne se soient pas développées dans les réacteurs. Pour les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2, la forte salinité du DNC a pu également avoir un impact négatif sur les populations de BSR.

Au niveau du réacteur RPB-DMA, un enlèvement du Ni (entre 93% et 95% au début puis entre 53% et 56% à la fin), du Fe (entre 96% et 99%) et du Cu (99%) a été observé. En l'absence de sulfato-réduction, les mécanismes majeurs régissant l'enlèvement des métaux dans le réacteur RPB-DMA sont : (1) la précipitation, sous forme d'oxy-hydroxydes et de carbonates hydratés, liée aux variations de pH, (2) la co-précipitation avec les oxy-hydroxydes et (3) la sorption sur la matière organique. Les mécanismes de sorption et de co-précipitation sont particulièrement importants pour le Ni, dont la précipitation sous forme d'oxy-hydroxydes n'est pas attendue à pH 7-8. L'efficacité d'enlèvement inférieure du Ni dans le réacteur RPB-DMA par rapport au Fe et au Cu peut être expliquée notamment par la compétition entre les ions Ca^{2+} , le Fe, le Cu et le Ni pour les sites de sorption sur la matière organique. Les liens que forment le Cu et le Fe avec la matière organique sont plus solides que le Ni qui lui est plus mobile.

L'enlèvement du Ni dans les réacteurs RPB-DNC-1 (99% à l'été 2017 puis 83% à la fin de l'été 2018) et RPB-DNC-2 (entre 95% et 99% au début du suivi puis entre 61% et 83% à la fin du suivi) est majoritairement régi par des mécanismes de sorption sur la matière organique et sur les cendres de bois du mélange réactif. La diminution dans le temps du taux d'enlèvement du Ni dans les réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 peut être attribuée à la saturation progressive des sites actifs de sorption du mélange réactif.

Les réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 n'ont pas permis d'atteindre tous les objectifs de traitement du DMA et du DNC sur le site de la mine Raglan. Le sulfate n'a été enlevé dans aucun des trois réacteurs et les concentrations en Ni à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 ne respectaient pas les exigences de la directive 019 sur l'industrie minière pour ce métal. La performance limitée des réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 est associée à l'absence d'activité des BSR dans les réacteurs. Pour que les RPB soient prometteurs pour le traitement du drainage minier à la mine Raglan, il est nécessaire de favoriser l'établissement de conditions favorables à l'activité des BSR dans les réacteurs. Le recours à un inoculum de BSR natives, adaptées aux faibles températures et à la salinité élevée, dans les mélanges réactifs, pourrait favoriser le développement et l'activité des BSR dans les RPB et par conséquent accroître leur performance.

Enfin, les résultats de ces travaux, combinés à des essais complémentaires, permettront d'optimiser les critères de dimensionnement de systèmes de traitement passif à grande échelle à la mine Raglan et sur d'autres sites miniers situés en région nordique.

ABSTRACT

Environmental issues associated with the mining industry are mainly related to contamination from mining effluents. At a mining site, water that accumulates in open pits or underground tunnels may be contaminated, as well as the water flowing from the tailings pond or from the waste rock dumps. Mining effluent contamination results mainly from biogeochemical processes that occur when solid mining waste (waste rocks and mine tailings) are exposed to both water and air. The chemical instability of sulfide minerals when they come in contact with water and atmospheric oxygen can generate acidity and mobilize dissolved metals/metalloids and sulfates in mine water. These contaminated waters must be collected and properly treated in order to reduce their contaminant concentrations to a level that meets environmental standards.

Passive treatment systems such as Passive Biochemical Reactors (PBRs) represent an interesting approach for the treatment of mine drainage after mine closure, particularly in economic and environmental terms. Inside a PBR, the aimed treatment mechanism is the precipitation of metals as stable metal sulfides following the reduction of sulfate to hydrogen sulfide under the action of Sulfate-Reducing Bacteria (SRB). PBR systems, which have been the subject of numerous studies in recent years, have shown great promise as a biotechnology for the treatment of mine drainage in temperate or semi-arid climates. However, knowledge concerning PBR performance in northern climates is limited. The combined influence of low temperatures and the potential high salinity of the mine drainage found in northern mines on the effectiveness of PBRs remain poorly known.

The main objective of this study was to evaluate the effectiveness of PBR for the treatment of mine drainage in northern climates. In order to achieve this aim, we collaborated with the Raglan mine (Glencore), which is located in the far north of Quebec and where the underground water and the water flowing from the tailings pond (before treatment) have pH values and Ni, Fe and Cu concentrations that do not meet the environmental governmental standards. In total, three pilot-scale PBRs were constructed, operated and monitored at the Raglan mine site. The PBR-AMD reactor was designed for the treatment of Acid Mine Drainage (AMD) and the PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors for the treatment of Contaminated Neutral Drainage (CND).

The PBR-AMD reactor was monitored for 48 days in the summer of 2018. It was fed with a source of AMD flowing from the Raglan mine tailings pond and which had the following average

physicochemical parameters: 27.6 mg/L Ni, 23.7 mg/L Fe, 2.4 mg/L Cu, 383mV ORP, 3 186 mg/L SO_4^{2-} and pH = 3.7. The PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors were monitored for 94 days and 44 days, respectively. The PBR-CND-1 reactor was monitored for 57 days in the summer of 2017 until the water froze. The monitoring of the PBR-CND-1 reactor resumed in the summer of 2018 for 37 days. The PBR-CND-2 reactor was monitored in the summer of 2018. Both reactors were fed with a saline Ni-CND pumped from the mine underground galleries. The CND had the following average physicochemical parameters: 25.7 mg/L Ni, 456.0 mg/L SO_4^{2-} , 234 mV ORP and pH = 7.3 in the summer of 2017 and 22.5 mg/L Ni, 647.1 mg/L SO_4^{2-} , 218 mV ORP and pH = 7.1 in the summer of 2018. The Hydraulic Residence Time (HRT) in the PBR-AMD reactor was HRT = 60 hours and the HRT in both PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors was HRT = 24 hours. During the tests, the physicochemical parameters of the effluents at the entry and exit of the PBRs were regularly checked.

The results of the tests showed that neither the PBR-AMD reactor nor the PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors developed favorable conditions for SRB activity. The absence of SO_4^{2-} removal, the persistent oxidizing conditions and the absence of sulfide detection at the outlet of the PBRs suggest that the sulfate-reduction process did not occur in the PBR-AMD, PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors or at least was negligible. The removal of metals as metal sulfides in the three PBRs is therefore unlikely. The low temperatures recorded in the PBRs during monitoring (5°C on average) may explain why the SRB did not develop in the reactors. For the PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors, the high salinity of the CND could also have had a negative impact on SRB populations.

In the PBR-AMD reactor, removal of Ni (between 93% and 95% at the beginning and then between 53% and 56% at the end), Fe (between 96% and 99%) and Cu (99%) has been observed. In the absence of SRB activity, the major mechanisms governing the removal of metals in the PBR-AMD reactor are: (1) precipitation, in the form of hydrated oxy-hydroxides and carbonates, related to pH changes, (2) co-precipitation with oxy-hydroxides and (3) sorption on organic matter. The sorption and co-precipitation mechanisms are particularly important for Ni, whose stable solid phases are not expected to form at pH 7-8. The lower removal efficiency of Ni in the PBR-AMD reactor compared to Fe and Cu removal can be explained by the competition between Ca^{2+} ions, Fe, Cu and Ni for the sorption sites of organic matter. The bonds that Cu and Fe form with organic matter are stronger than Ni which is more mobile.

Ni removal in the PBR-CND-1 reactors (99% in the summer of 2017 and 83% in the late summer of 2018) and PBR-CND-2 (between 95% and 99% at the beginning then between 61% and 83% at the end) is mainly governed by sorption mechanisms on the organic matter and on the wood ash of the reactive mixture. The decrease in Ni-removal rate over time in the PBR-AMD, PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors can be attributed to the gradual saturation of active sorption sites of the reactive mixture.

The PBR-AMD, PBR-CND-1 and PBR-CND-2 reactors failed to meet all the AMD and CND treatment objectives at the Raglan mine site. The limited performance of the reactors might be due to the lack of SRB activity. The use of native SRB, adapted to low temperature and high salinity, in reactive mixtures could be a solution to enhance the development and activity of SRB in PBRs and therefore increase their performance.

Finally, the results of this study, combined with additional tests, will allow optimizing the design criteria for large-scale passive treatment systems at the Raglan mine and on other mining sites in the northern climate areas.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
LISTE DES ANNEXES	XXII
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	3
2.1 Drainage minier : formation, réglementation, contrôle et traitement.....	3
2.1.1 Processus de génération du DMA	3
2.1.2 Processus de génération du DNC	5
2.1.3 Génération du drainage minier en région nordique.....	6
2.1.4 Législation relative à l'activité minière au Québec.....	13
2.1.5 Prévention et contrôle du drainage minier	14
2.1.6 Traitement du drainage minier	15
2.2 Les réacteurs passifs biochimiques	19
2.2.1 RPB : Principe de fonctionnement et mécanismes de traitement.....	19
2.2.2 Mélange réactif d'un RPB : Composition et rôle des différents composants	21
2.2.3 Facteurs influençant l'efficacité des RPB	24
2.3 Effets du climat nordique sur l'efficacité des RPB	29

2.3.1	Influence des basses températures.....	29
2.3.2	Influence de la salinité.....	32
2.4	Synthèse et besoins en recherche	38
CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES		39
3.1	Contexte du projet	39
3.2	Essais en réacteurs type batch et type colonnes de laboratoire	40
3.3	Description du site minier à l'étude	42
3.4	Essais à l'échelle pilote de terrain	44
3.4.1	Préparation des mélanges réactifs	44
3.4.2	Construction des RPB pilotes de terrain	45
3.5	Méthodes d'analyse et de mesure.....	48
3.6	Problèmes rencontrés lors des essais à l'échelle pilote de terrain.....	50
3.6.1	La logistique	51
3.6.2	Alimentation des RPB en drainage minier	51
3.6.3	Récupération des cendres de bois.....	51
3.6.4	Période de dégel restreinte	51
3.6.5	Contexte de travail dangereux.....	51
CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....		53
4.1	RPB-DMA.....	53
4.1.1	Qualité du DMA.....	53
4.1.2	Évolution de la température	53
4.1.3	Évolution du pH, de l'alcalinité et de l'acidité.....	54
4.1.4	Évolution du POR	56
4.1.5	Évolution de la concentration en SO_4^{2-}	58

4.1.6	Évolution des concentrations en Fe et en Cu	61
4.1.7	Évolution de la concentration en Ni	63
4.1.8	Analyse des métaux totaux.....	65
4.1.9	Analyse MEB-EDS	66
4.2	RPB-DNC-2017 et RPB-DNC-2018.....	67
4.2.1	Qualité du DNC.....	67
4.2.2	Évolution de la température	67
4.2.3	Évolution du pH, de l'alcalinité et de l'acidité.....	69
4.2.4	Évolution du POR	70
4.2.5	Évolution de la concentration en sulfates.....	72
4.2.6	Évolution de la concentration en Ni.....	75
4.2.7	Analyse des métaux totaux.....	78
CHAPITRE 5 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....		80
BIBLIOGRAPHIE		84
ANNEXES		111

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Concentration à la saturation de l’oxygène dissous en fonction de la température et de la teneur en oxygène de la phase gazeuse (adapté de Dawson et Morin, 1996, tiré de Otwinowski, 1994)	11
Tableau 2.2 : Exemples de sites miniers situés en région nordique et générateurs de drainage minier	12
Tableau 2.3 : Exigences au point de rejet de l’effluent final selon la directive 019 sur l’industrie minière – mars 2012 (tiré de MDDELCC, 2012).....	13
Tableau 2.4 : Principales technologies de traitement passif chimique et biologique du drainage minier (adapté de Neculita et al., 2007; Neculita et al., 2008b; Potvin, 2009 et Genty, 2012)	18
Tableau 2.5 : Avantages et inconvénients des systèmes de traitement passif et actif du drainage minier (adapté de Kiran et al., 2017).....	19
Tableau 2.6 : Effets de différents paramètres sur l’activité des BSR (adapté de Kiran et al., 2017)	28
Tableau 2.7 : Qualité de l’eau à l’entrée et à la sortie du système de traitement passif à la mine Cadillac Molybdénite, Québec (tiré de Kuyucak et al., 2006, p 982).....	32
Tableau 2.8 : Classification de l’eau en fonction de la salinité (tiré de Kharaka et Hanor, 2003).	33
Tableau 2.9 : Exemples de RPB à l’échelle pilote de terrain testés pour le traitement du DMA en région nordique	36
Tableau 2.10 : Exemples de RPB à l’échelle pilote de terrain testés pour le traitement du DNC en région nordique	37
Tableau 3.1 : Proportion des matériaux dans les mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC	40
Tableau 3.2 : Rôles et provenances des matériaux composant les mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC.....	41
Tableau 3.3 : TRH et salinité du DMA et du DNC à l’entrée des huit colonnes des essais de Ben Ali et al. (2019c).....	41

Tableau 3.4 : Qualité du DMA et du DNC échantillonnés sur le terrain à l'été 2018	44
Tableau 3.5 : Volumes, TRH et débits d'alimentation des quatre RPB pilote de terrain	48
Tableau 3.6 : Analyses réalisées sur les échantillons liquides et les mélanges réactifs solides	50
Tableau 3.7 : Analyse de risques liés aux essais pilote de terrain.....	52
Tableau 4.1 : Paramètres physico-chimiques du DMA.....	53
Tableau 4.2 : Composition minéralogique des cendres de bois obtenue par l'analyse semi-quantitative par DRX	56
Tableau 4.3 : Concentration en BSR dans les échantillons de mélange réactif prélevés dans le réacteur RPB-DMA et dans la colonne C-DMA-2,5 des essais colonnes	60
Tableau 4.4 : Fe, Cu et Ni totaux dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés à la surface, au milieu et à la base du réacteur RPB-DMA.....	65
Tableau 4.5 : Paramètres physico-chimiques du DNC	67
Tableau 4.6 : Concentration en BSR dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés dans le réacteur RPB-DNC-1 et dans les colonnes C-SNMD-1 et C-NMD-1 des essais colonnes	74
Tableau 4.7 : Concentrations totales en Fe, Cu et Ni dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés à la surface, au milieu et à la base du réacteur RPB-DNC-1	78
Tableau 6.5.1 : Paramètres physico-chimiques de DMA synthétique utilisé dans les essais colonnes (Ben Ali et al. 2019c).....	111
Tableau 6.5.2 : Paramètres physico-chimiques de DNC synthétique utilisé dans les essais colonnes (Ben Ali et al. 2019c).....	111
Tableau 6.5.3 : Abréviations de la légende de la figure 6-1.....	112

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Solubilités de divers hydroxydes métalliques en fonction du pH à 25°C (tiré de Cravotta, 2008).....	5
Figure 2-2 : Taux relatif d'oxydation chimique en fonction de la température (tiré de Dawson et Morin 1996, adapté de Senes, 1991)	7
Figure 2-3 : Taux relatif d'oxydation biologique en fonction de la température (tiré de Dawson et Morin, 1996, adapté de Senes, 1991)	8
Figure 2-4 : Taux d'oxydation biologiques relatifs de la pyrite provenant de climats tempérés (symboles vides) et arctiques (symboles pleins) en fonction de la température (Tiré de NEDEM, 2006)	9
Figure 2-5 : Systèmes de traitement biologique et abiotique de traitement du DMA (adapté de Genty, 2012).....	15
Figure 3-1 : Méthodologie du projet de maîtrise et des travaux antérieurs.....	39
Figure 3-2 : Localisation de la mine Raglan (tiré de Gouvernement du Québec, 2019)	42
Figure 3-3 : Eau d'exhaure contaminée en Ni (a) et DMA issu du parc à résidus (b) – Mine Raglan.....	43
Figure 3-4 : Préparation des mélanges réactifs	45
Figure 3-5 : Schéma des essais de traitement au moyen de RPB à l'échelle pilote de terrain à la mine Raglan.....	46
Figure 3-6 : Installation utilisée pour la réalisation des essais à l'échelle pilote de terrain – Mine Raglan.....	47
Figure 4-1 : Évolution de la température dans le réacteur RPB-DMA	54
Figure 4-2 : Évolution du pH dans le DMA et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA	54
Figure 4-3: Évolution dans le temps du POR du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA.....	57
Figure 4-4 : Évolution des concentrations en SO_4^{2-} du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA.....	58

Figure 4-5 : Évolution des concentrations en Fe dans le DMA et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA.....	61
Figure 4-6 : Évolution du taux d'enlèvement du Fe dans le réacteur RPB-DMA	61
Figure 4-7 : Évolution du taux d'enlèvement du Cu dans le réacteur RPB-DMA.....	62
Figure 4-8 : Évolution des concentrations en Ni dans le DMA et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA.....	63
Figure 4-9 : Évolution du taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DMA	63
Figure 4-10 : Photo de la surface du mélange réactif dans le réacteur RPB-DMA à l'issue des essais.....	66
Figure 4-11 : Image MEB-EDS montrant la présence d'oxy-hydroxydes de Fe dans un échantillon de mélange réactif MR-DMA post-traitement	66
Figure 4-12 : Évolution de la température dans le réacteur RPB-DNC-1 à l'été 2017 et à l'été 2018.....	68
Figure 4-13 : Évolution de la température dans le réacteur RPB-DNC-2 durant les essais.....	68
Figure 4-14 : Évolution du pH dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-1 .	69
Figure 4-15 : Évolution du pH dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-2 .	69
Figure 4-16 : Évolution de l'alcalinité dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-1	69
Figure 4-17 : Évolution de l'alcalinité dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-2	69
Figure 4-18 : Évolution du POR du DNC et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1	71
Figure 4-19 : Évolution du POR du DNC et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2	71
Figure 4-20 : Évolution des concentrations en SO_4^{2-} dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1	73
Figure 4-21 : Évolution des concentrations en SO_4^{2-} dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2	73

Figure 4-22 : Évolution des concentrations en Ni dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1	76
Figure 4-23 : Évolution des concentrations en Ni dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2	76
Figure 4-24 : Évolution du taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DNC-1	76
Figure 4-25 : Évolution du taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DNC-2	76
Figure 6-1 : Schéma d'une coupe transversale d'un RPB pilote de terrain.....	112

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ASTM : American Society for Testing and Materials

BSR : Bactérie sulfato-réductrice

CEC : Capacité d'échange cationique (meq/g ou meq/100g)

DAC : Drain Anoxique Calcaire

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DMA : Drainage minier acide

DNC : Drainage neutre contaminé

DOC : Drain oxique calcaire

DRX : Diffraction des rayons X

E_a : Énergie d'activation ($J \cdot mol^{-1}$)

EDS : Spectrométrie à dispersion d'énergie

E_h : Potentiel d'oxydo-réduction corrigé par rapport à l'électrode standard à hydrogène (mV)

EPI : Équipement de protection individuelle

ICP-AES : Inductively coupled plasma – atomic emission spectroscopy

k_{sat} : Conductivité hydraulique saturée

LQE : Loi sur la qualité de l'environnement

MEB : Microscopie électronique à balayage

MERN : Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune

MDDELCC : Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques

MR-DMA : Mélange réactif pour le traitement du DMA

MR-DNC : Mélange réactif pour le traitement du DNC

n : Porosité

NEDEM : Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier

NPP : Nombre le plus probable

pH : Potentiel hydrogène

POR : Potentiel d'oxydo-réduction non corrigé par rapport à l'électrode standard à hydrogène (mV)

P_{CO_2} : Pression partielle en CO_2

Q : Débit (L/jour)

R : Constante universelle des gaz parfaits ($8,31 \text{ J}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$)

RPB : Réacteur passif biochimique

rpm : Rotation par minute

T : Température (K, °C)

TOC : Tranchée oxique calcaire

TRH : Temps de rétention hydraulique

TSS : Total suspended solid

UQAT : Université du Québec en Abitibi Témiscamigue

V : Volume (mL, L, m^3)

V_{ptot} : Volume total des pores (mL, L, m^3)

%(v/v) : Pourcentage volumique

%(w/w) et %(wt) : Pourcentage massique

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Qualités du DNC et du DMA des essais colonnes.....	111
Annexe B – Coupe transversale d’un RPB pilote de terrain	112
Annexe C – Construction des RPB	113

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

L'industrie minière représente un secteur économique majeur à l'échelle internationale et constitue une composante essentielle de l'économie du Canada. En 2016, l'industrie minière contribuait au produit intérieur brut du Canada à hauteur de 57,6 milliards de dollars et employait plus de 403 000 travailleurs dans les secteurs de l'extraction minière, de la fonte, du traitement et de la fabrication (Marshall, 2017). Toutefois, bien que le secteur minier génère chaque année des retombées socio-économiques importantes pour le Canada, l'exploitation des ressources minérales comporte des risques significatifs pour l'environnement (Marshall, 2017; Rouleau et Gasquet, 2017).

Les problèmes de pollution associés à l'activité minière sont principalement liés à la contamination des eaux entrant en contact avec les rejets solides générés sur les sites miniers (Nordstrom et al., 2000, 2015). Cette contamination des effluents miniers résulte des réactions chimiques et phénomènes biologiques qui se produisent lorsque les minéraux sulfureux contenus dans les rejets solides (stériles et rejets de concentrateur) se retrouvent exposés à l'eau et à l'oxygène (Blowes et al., 2003; Nordstrom et al., 2000, 2015; Bussière et al., 2005). Ces réactions biogéochimiques peuvent générer de l'acidité et mobiliser les métaux/métalloïdes et les sulfates dans les effluents miniers. Les eaux ainsi contaminées, appelées drainage minier, peuvent impacter de manière significative le milieu naturel, les écosystèmes aquatiques et les populations voisines (Gray, 1997; Beane et al., 2016). Ainsi, lorsqu'il est généré, le drainage minier doit être collecté et traité préalablement à son déversement dans l'environnement.

Les systèmes de traitement passif, peu consommateurs en énergie et nécessitant peu de supervision et de maintenance, sont devenus une approche de traitement de plus en plus intéressante, sur les plans économique et environnemental (Ness et Stewart, 2014). Selon plusieurs études, en climat tempéré ou semi-aride, les RPB constituent une biotechnologie de traitement du drainage minier prometteuse (Johnson et Hallberg, 2005; Neculita et al., 2007). En revanche, la mise en place de ce type de technologie est plus difficile en région nordique où le climat froid peut entraîner des phénomènes indésirables tels que la diminution de l'activité biologique, la formation de glace due au gel des eaux et dans certains cas une augmentation de la salinité du drainage minier (Ness et Stewart, 2014; Ben Ali et al., 2019a). Néanmoins, en raison de l'intérêt grandissant que suscitent les RPB pour le traitement du drainage minier, de nombreux

travaux visant à développer des RPB performants à basses températures ont été menés (Ness et Stewart, 2014).

Le présent mémoire traite en particulier de l'utilisation des RPB pour le traitement du drainage minier en climat froid et du drainage minier fortement salin. La présente étude a pour objectif d'évaluer l'efficacité des RPB à l'échelle pilote de terrain pour le traitement du drainage minier en contexte minier nordique (Mine Raglan). Les objectifs spécifiques du projet sont les suivants :

- Construire les RPB pilotes de terrain et évaluer leurs efficacités de traitement tout au long de leur mise en opération;
- Évaluer les mécanismes d'enlèvement des contaminants par la caractérisation des mélanges réactifs post-traitement;
- Comparer les résultats des essais de terrain et des essais antérieurs réalisés au laboratoire afin d'évaluer l'effet d'échelle.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

La présente revue de littérature a pour objectif de présenter l'état de l'art actuel concernant les réacteurs passifs biochimiques (RPB) et leur utilisation pour le traitement du drainage minier en région nordique. Elle est divisée en quatre parties. Dans la première partie les processus biogéochimiques à l'origine de la production du drainage minier sont présentés, avec emphase sur l'influence du climat nordique sur ces processus. La seconde partie est, quant à elle, consacrée aux systèmes de prévention, de contrôle et de traitement actif et passif du drainage minier. Les RPB, leur principe de fonctionnement ainsi que les différents processus d'enlèvement des contaminants qui interviennent dans ce type de système de traitement sont décrits dans la troisième partie. Les facteurs (e.g. rapport DCO/sulfates, température, pH) pouvant influencer l'efficacité des RPB sont également abordés dans cette partie. Finalement, la quatrième partie traite de l'influence des basses températures et de la forte salinité du drainage minier sur les mécanismes de traitement intervenant dans les RPB.

2.1 Drainage minier : formation, réglementation, contrôle et traitement

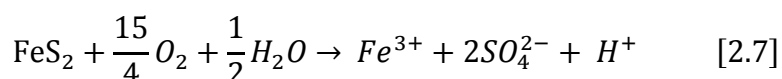
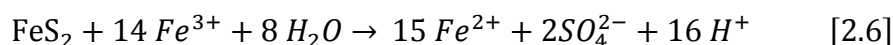
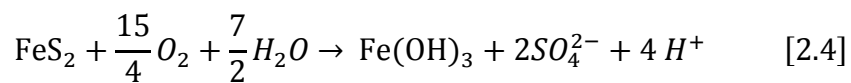
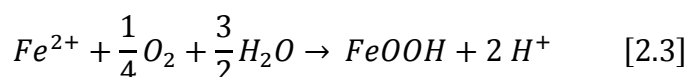
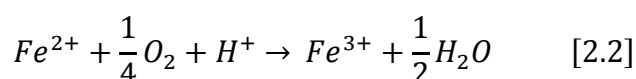
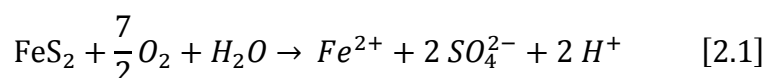
Dans une mine, le drainage minier peut être généré à partir des stériles d'excavation, des résidus de concentrateur et même, dans le cas des mines à ciel ouvert, au niveau des murs exposés des fosses (Morin et Hutt, 2001; Lindsay et al., 2015; Nordstrom et al., 2015). La qualité chimique du drainage minier dépend principalement de la minéralogie du site minier où il est généré (Ben Ali et al., 2019a). De ce fait, le drainage minier peut être acide ($\text{pH} < 6$; DMA), neutre contaminé ($6 < \text{pH} < 9$; DNC) ou alcalin ($\text{pH} > 9$) (Nordstrom et al., 2015).

2.1.1 Processus de génération du DMA

Le DMA est un type de drainage minier qui se caractérise par un pH faible et des concentrations en sulfates et en métaux/métalloïdes dissous élevées (Nordstrom et al., 2000, 2015). Il est le résultat d'une série de réactions chimiques et phénomènes biologiques qui se produisent lorsque les minéraux sulfureux présents dans les rejets miniers solides (stériles miniers et résidus de concentrateur) sont exposés à l'eau, à l'oxygène et éventuellement à certains types de microorganismes (Kleinmann et al., 1981; Nordstrom et al., 2015; Pierre Louis et al., 2015).

L'instabilité chimique des minéraux sulfureux au contact de l'eau et de l'oxygène entraîne la production d'acidité dans les effluents miniers favorisant ainsi, par lessivage acide, la libération des métaux/métalloïdes toxiques présents dans les rejets (Lei et al., 2010; Lindsay et al., 2015; Nordstrom et al., 2015).

L'oxydation des minéraux sulfureux peut être représentée par différentes réactions selon les conditions du milieu. Les réactions [2.1] à [2.7] représentent les processus majeurs de l'oxydation de la pyrite (Kleinmann et al., 1981; Perkins et al., 1995; Morin et Hutt, 2001; Chen et al., 2015; Pierre Louis et al., 2015; Kefeni et al., 2017).



La réaction [2.1] décrit l'oxydation directe de la pyrite par l'oxygène en présence d'un excès d'eau à des pH proches de la neutralité. Le fer ferreux (Fe^{2+}) produit par la réaction [2.1] est par la suite oxydé en fer ferrique (Fe^{3+}) selon la réaction [2.2] ou bien en oxy-hydroxyde de fer en produisant de l'acidité selon la réaction [2.3]. La réaction [2.4] résume les processus d'oxydation directe de la pyrite (réaction [2.1] à [2.3]). À un $\text{pH} > 4$, le fer ferrique précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) (réaction [2.5]). Cette réaction produit des ions hydrogène (H^+) qui génèrent une acidité supplémentaire dans le drainage minier. Lorsque le pH descend en dessous de 4, le Fe^{3+} demeure soluble et il peut à son tour oxyder la pyrite (oxydation indirecte), ce qui génère encore plus d'acidité dans le drainage minier (réaction [2.6]). L'oxydation directe

de la pyrite dans des conditions de faible teneur en eau est représentée par la réaction [2.7] (Chen et al., 2015).

L'acidité produite suite à l'oxydation des sulfures peut être neutralisée par les carbonates et par certains silicates (Lawrence et Scheske, 1997; Bouzahzah et al., 2014). Le DMA est généré lorsque les rejets solides ne renferment pas suffisamment de minéraux acidivores pour neutraliser l'acidité résultant de l'oxydation des sulfures (Bussière et al., 2005; Bouzahzah et al., 2014).

2.1.2 Processus de génération du DNC

Le DNC est défini comme étant un drainage minier avec un pH neutre ou proche de la neutralité et dont les concentrations en métaux sont supérieures aux limites environnementales (NEDEM, 2004; Bussière et al., 2005; Nordstrom et al., 2015). Dans le DNC, les contaminants généralement retrouvés sont les métaux et métalloïdes solubles à des pH proches de la neutralité (NEDEM, 2004; Cravotta, 2008; Nordstrom et al., 2015). La figure 2-1 présente les solubilités de certains hydroxydes métalliques en fonction du pH. Le $\text{Ni}(\text{OH})_2$ et le $\text{Mn}(\text{OH})_2$ sont répertoriés parmi les hydroxydes les plus solubles dans la zone de neutralité du pH ($6,0 < \text{pH} < 9,5$) (Plante, 2010; Éthier, 2011).

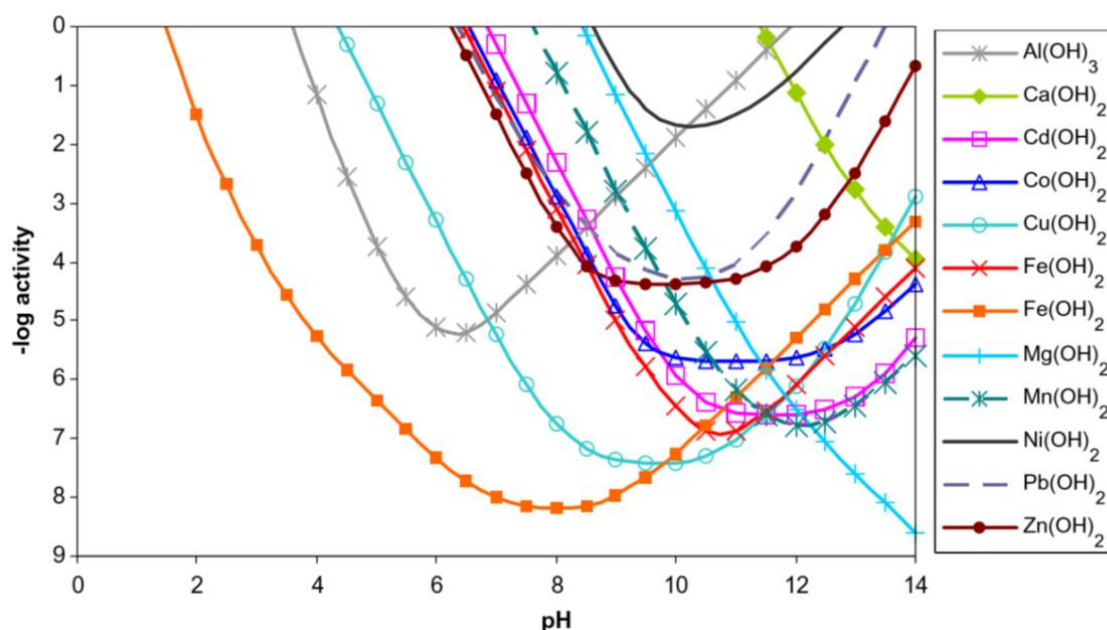


Figure 2-1 : Solubilités de divers hydroxydes métalliques en fonction du pH à 25°C (tiré de Cravotta, 2008)

Le DNC peut être généré lorsque le potentiel de neutralisation des rejets miniers est suffisant pour consommer l'acidité produite par l'oxydation des sulfures. Dans ce cas, les rejets miniers contiennent suffisamment de minéraux acidivores pour maintenir le pH du drainage minier près de la neutralité (NEDEM, 2004; Lindsay et al., 2009; Bouzahzah et al., 2014; Nordstrom et al., 2015). Durant la phase de neutralisation, les contaminants qui ne sont pas affectés par la neutralisation du pH peuvent demeurer dans l'effluent à des concentrations suffisamment élevées pour avoir un impact sur l'environnement (NEDEM, 2004; Plante, 2010). Le DNC peut également être généré lorsque les rejets miniers renferment des minéraux sulfureux qui s'oxydent sans produire d'acidité [ex. sphalérite (ZnS), galène (PbS) et chalcopirite (CuFeS₂)] (Bussière et al., 2005; Plante, 2010). En outre, la mise en place de méthodes de contrôle du DMA sur des rejets générateurs d'acide peut également conduire à la production du DNC (Plante, 2010; Pétel, 2017). Par exemple, l'ennoiement des résidus générateurs d'acide ou la mise en place d'une couverture à effet de barrière capillaire peuvent être à l'origine de la production du DNC; la lente diffusion de l'oxygène dans l'eau ou à travers la couche de rétention d'eau entraînant une plus faible oxydation des sulfures (Molson et al., 2008; Pétel, 2017). Au Québec, les éléments associés au DNC reconnus comme étant les plus problématiques sont l'arsenic, le nickel et le zinc (Bussière et al., 2005).

2.1.3 Génération du drainage minier en région nordique

Au Canada, depuis le milieu des années 1990, la plupart des ouvertures et des fermetures de mines ont eu lieu en région nordique (NEDEM, 2006). Dans ce contexte et afin de mieux comprendre la problématique du drainage minier en climat froid, plusieurs études ont été menées ces dernières années en vue d'approfondir les connaissances relatives à la génération, au contrôle et au traitement du drainage minier en région nordique.

2.1.3.1 Influence des faibles températures sur l'oxydation chimique et biologique des sulfures

Plusieurs études ont montré des corrélations entre la température et le taux d'oxydation des sulfures (Nicholson, 1984; Dawson et Morin, 1996; Éthier et al., 2012). Nicholson (1984) a compilé des informations sur les taux d'oxydation chimique et biologique des sulfures en fonction de la température (figure 2-2 et figure 2-3). Pour l'oxydation chimique, qui prédomine

autour du pH neutre (Dawson et Morin, 1996), le taux d'oxydation des sulfures à 4°C est égal à environ 20% du taux d'oxydation à 25°C (figure 2-2).

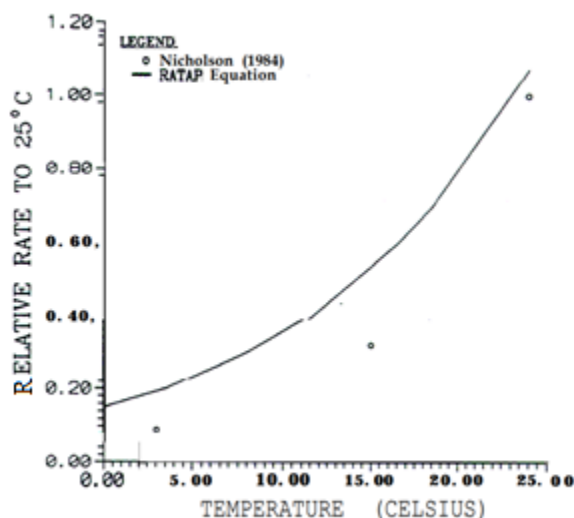


Figure 2-2 : Taux relatif d'oxydation chimique en fonction de la température (tiré de Dawson et Morin 1996, adapté de Senes, 1991)

L'influence des faibles températures sur l'oxydation chimique des sulfures peut être décrite au moyen de la loi d'Arrhenius présentée ci-dessous (Dawson et Morin 1996; NEDEM, 2006; Coulombe, 2012) :

$$k = A \cdot e^{\left(-\frac{E_a}{RT}\right)} \quad [2.8]$$

où k est le taux de réaction, A est le facteur de fréquence (tenant compte de la fréquence des collisions des molécules et de leurs effets stériques), E_a est l'énergie d'activation de la réaction d'oxydation ($\text{J}\cdot\text{mol}^{-1}$), R désigne la constante des gaz parfaits ($\text{J}\cdot\text{K}^{-1}\cdot\text{mol}^{-1}$) et T est la température du milieu (K).

La valeur de l'énergie d'activation est spécifique au type de minéral impliqué dans la réaction d'oxydation. À titre d'exemple, les énergies d'activation de la pyrrhotite et de la pyrite sont estimées respectivement entre 50 et 60 $\text{KJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ et entre 47 et 85 $\text{KJ}\cdot\text{mol}^{-1}$ (NEDEM, 2006). Plusieurs études suggèrent que l'équation d'Arrhenius peut être utilisée pour extrapoler les taux de réaction d'oxydation chimique des sulfures de fer à d'autres températures dans le cas où le facteur limitant est la réaction chimique (Dawson et Morin, 1996; Elberling, 2001a; INAP, 2009;

Éthier, 2011; Éthier et al., 2012). Les taux d'oxydation décrits par la loi d'Arrhenius, pour les énergies d'activation de 50 et 60 KJ/mol, à 4°C sont 3 à 4 fois inférieurs aux taux d'oxydation à 20°C (NEDEM, 2006). Toutefois, la loi d'Arrhenius doit être appliquée avec précaution car elle ne parvient pas toujours à décrire correctement l'évolution de la réactivité des sulfures en fonction de la température (NEDEM, 2006). En contexte de climat froid, la chaleur générée par l'oxydation des sulfures peut augmenter suffisamment la température pour permettre l'oxydation chimique des minéraux sulfureux (Bigham et Nordstrom, 2000).

Concernant l'oxydation biologique, qui prédomine à des pH acides (Dawson et Morin, 1996), il est généralement admis que l'activité des bactéries impliquées dans les processus biogéochimiques menant à l'oxydation des minéraux sulfureux diminue avec les faibles températures (Dawson et Morin, 1996; Éthier, 2011). D'après Dawson et Morin (1996), le taux d'oxydation biologique des sulfures en dessous de 4°C est inférieur à 20% du taux d'oxydation à 30°C et il devient nul lorsque que la température descend à zéro (figure 2-3).

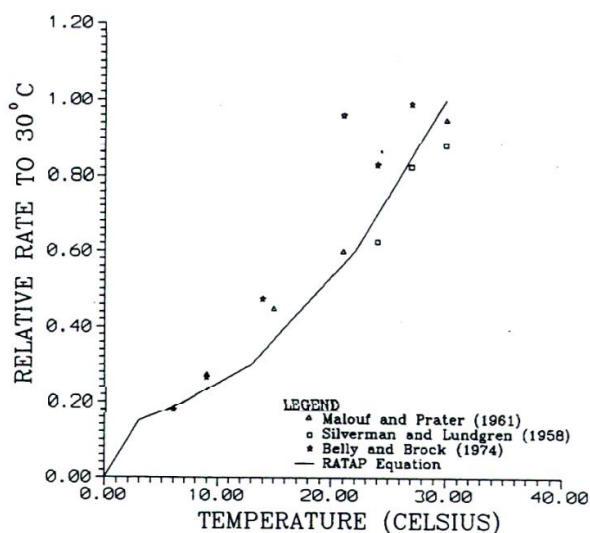


Figure 2-3 : Taux relatif d'oxydation biologique en fonction de la température (tiré de Dawson et Morin, 1996, adapté de Senes, 1991)

À ce jour, le nombre d'études portant sur la présence et l'activité de bactéries dans des environnements miniers nordiques reste limité. Des bactéries *Acidithiobacillus ferrooxidans* ont été détectées dans les résidus miniers de la mine Nanisivik, île de Baffin, Arctique canadien

(Elberling et al., 2000) et elles se sont avérées actives à des températures aussi basses que -4°C (Elberling, 2001b). L'existence de bactéries psychrophiles dans des rejets miniers en climat froid a aussi été démontrée (Ahonen et Tuovinen, 1989; Elberling et al., 2000). Celles-ci, adaptées aux faibles températures, sont principalement observées sur les sites où des températures inférieures à 10°C persistent une grande partie de l'année (Ferroni et al., 1986; Éthier, 2011). La figure 2-4 montre l'effet de cette adaptation des bactéries au froid : les bactéries provenant des milieux arctiques sont plus actives à de plus faibles températures comparativement aux bactéries provenant de régions où le climat est tempéré.

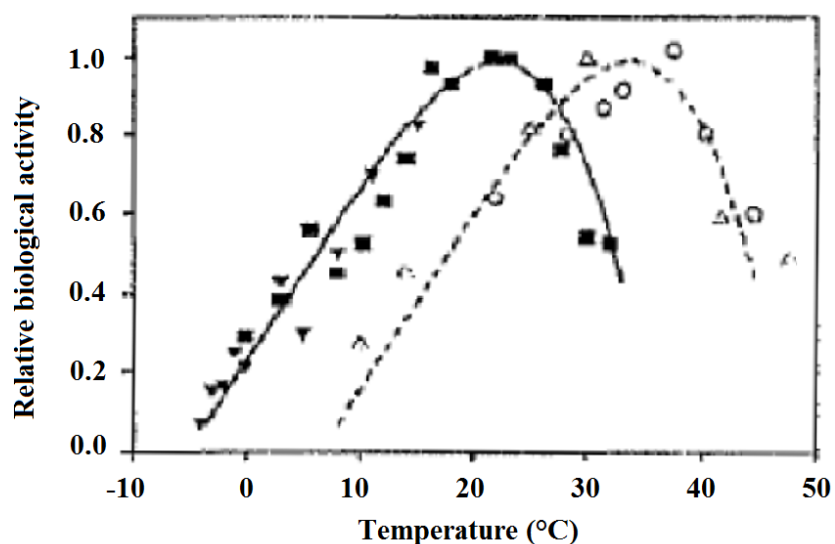


Figure 2-4 : Taux d'oxydation biologiques relatifs de la pyrite provenant de climats tempérés (symboles vides) et arctiques (symboles pleins) en fonction de la température (Tiré de NEDEM, 2006)

2.1.3.2 Influence de la neige et du gel des eaux

En région nordique, la glace qui se dépose sur les rejets solides une grande partie de l'année constitue une barrière à la diffusion de l'oxygène limitant ainsi l'oxydation des sulfures (NEDEM, 2006). Le gel des eaux a aussi pour effet de limiter la migration des contaminants libérés par lessivage acide (Éthier et al., 2012; Ben Ali et al., 2019a). Par conséquent, dans les régions nordiques, le maintien des matériaux sulfurés en dessous du point de congélation dans le pergélisol est parfois utilisé comme technique d'atténuation de la production du drainage minier (Dawson et Morin, 1996; Holubec, 2004; Elberling, 2005; Ben Ali et al., 2019a). Le pergélisol

désigne la partie gelée en permanence d'un cryosol pendant au moins deux années consécutives (Holubec, 2004). L'encapsulation dans le pergélisol des résidus générateurs de drainage minier consiste à déposer une couche de matériau granulaire sur les résidus réactifs dans le but de favoriser la progression du pergélisol vers la surface du dépôt de résidus (Erazola, 2013). L'efficacité de cette technique a été démontrée pour des mines situées en région de pergélisol continu et notamment pour la mine Nanisivik, située dans le Nunavut (Holubec, 2004; Coulombe, 2012). Le recouvrement y a été mis en place en 2004 et 2005 et les données mesurées en 2008 montrent qu'au début du mois de juillet, la surface du pergélisol se situe à 0,15 m au-dessus des résidus et que le recouvrement est complètement gelé à la fin du mois de septembre (Coulombe, 2012).

2.1.3.3 Influence des cycles de gel-dégel

En région nordique, l'alternance du gel et du dégel des eaux peut provoquer la rupture physique des roches et la formation de particules de taille plus réduite (NEDEM, 2006). Sur une plus petite échelle, cette rupture peut également se produire dans les minéraux (Dawson et Morin, 1996). Ce phénomène a pour conséquence d'augmenter la surface d'exposition des sulfures et donc le taux de génération d'acide (Dawson et Morin, 1996; NEDEM, 2006). Des tests cinétiques réalisés dans des mini-cellules simulant des cycles de gel-dégel ont permis de démontrer que ce phénomène accélérerait l'oxydation des sulfures et favorisait la lixiviation du fer contenu dans les roches (Éthier et al., 2012).

2.1.3.4 Influence de la solubilité de l'oxygène

L'oxydation directe des sulfures nécessite la présence d'oxygène (équation [1.1.1]). Lorsque l'espace poreux des résidus miniers est saturé d'eau, l'oxygène dissous dans cette eau interstitielle est la principale source d'oxygène dans les rejets miniers (Dawson et Morin, 1996). Le tableau 2.1 présente les concentrations à la saturation de l'oxygène dissous dans l'eau en fonction de la température et de la teneur en oxygène de la phase gazeuse en contact avec l'eau. Les valeurs du tableau 2.1 montrent que la teneur en oxygène dissous à la saturation augmente à mesure que la température diminue et que le pourcentage d'oxygène dans la phase gazeuse augmente. Cela signifie notamment que de l'eau plus froide peut apporter une plus grande quantité d'oxygène vers les minéraux sulfureux (Dawson et Morin, 1996). Toutefois, les basses températures affectent également le phénomène de diffusion de l'oxygène dans l'eau qui diminue à

basses températures (Elberling et Damgaard, 2001). La baisse de diffusivité de l'oxygène dans l'eau froide ayant un plus grand impact que l'augmentation de la solubilité de l'oxygène, la saturation des résidus peut également être recommandée dans les régions froides (Elberling et Damgaard, 2001).

Tableau 2.1 : Concentration à la saturation de l'oxygène dissous en fonction de la température et de la teneur en oxygène de la phase gazeuse (adapté de Dawson et Morin, 1996, tiré de Otwinowski, 1994)

T (°C)	Concentration de l'oxygène dissous à la saturation (mg O ₂ /L)				
	[O ₂] _{gas} =21%	[O ₂] _{gas} =15%	[O ₂] _{gas} =10%	[O ₂] _{gas} =5%	[O ₂] _{gas} =1%
10	11,3	8,03	5,31	2,59	0,41
20	9,12	6,45	4,23	2,01	0,23
30	7,60	5,33	3,44	1,56	0,05
40	6,47	4,47	2,81	1,15	0,00
50	5,57	3,75	2,25	0,74	0,00
60	4,89	3,38	1,64	0,25	0,00

Le tableau 2.2 présente des exemples de mines génératrices de drainage minier situées en région nordique.

Tableau 2.2 : Exemples de sites miniers situés en région nordique et générateurs de drainage minier

Site minier	Principaux sulfures des résidus	Températures annuelles moyennes (°C)	pH	Fe _{tot} (mg/L)	Sulfates (mg/L)	Autres contaminants (mg/L)					Références
						Zn	Cd	Cu	Ni	Na	
Mine Lorraine, QC, Canada	Chalcopyrite, pyrite, pyrrhotite,	5,3	3	3 150	8 100	-	<0,002	-	9,75	-	Potvin, 2009; Genty, 2012
Mine Sherridon, MB, Canada	Pyrite, pyrrhotite	0,5	<1	129 000	280 000	55 000	97	1 600	15	-	Moncur et al., 2005
Mine Manitou, QC, Canada	Pyrite, Sphalerite Chalcopyrite	-	2 - 3	20 000	110 000	-	-	-	-	-	Genty, 2012; Molson et al., 2008
Mine Raglan, QC, Canada	Pyrrhotite, Pyrite, Pentlandite	-10,3	3,3 – 4,2	23,7	3 186	-	-	2,4	27,6	-	Éthier, 2011
Mine Cadillac, AB, Canada	-	4,0	3,4	32,3	661	0,73	-	0,19	0,38	-	Kuyucak et al., 2006
Mine Delnite, ON, Canada	-	7,0	7,42	1,04	1 910	0,07	<0,001	<0,01	<0,04	7,02	Blowes et Jambor, 1990; Norstrom et al., 2015
Mine Silver Ledge, CO, USA	-	5,6	5,7	12,3	518	<0,001	0,0063	<0,001	<0,02	-	Nordstrom et al., 2015

2.1.4 Législation relative à l'activité minière au Québec

L'industrie minière est régie par plusieurs lois et règlements visant à limiter les impacts de ses activités sur l'environnement. Au Québec, la loi sur les mines est le principal outil utilisé par le gouvernement provincial pour promouvoir la protection de l'environnement en contexte minier (MERN, 2017). D'autres textes législatifs et réglementaires tels que la loi sur la qualité de l'environnement (LQE), la directive 019 sur l'industrie minière, le règlement sur les attestations d'assainissement en milieu industriel et le règlement sur les substances minérales autres que le pétrole, le gaz naturel et la saumure sont également utilisés par le gouvernement provincial du Québec pour encadrer l'industrie minière sur le plan environnemental (MERN, 2017).

La Directive 019 sur l'industrie minière est l'outil employé pour l'analyse des projets miniers nécessitant la délivrance d'un certificat d'autorisation en vertu de l'article 22 de la LQE (MDDELCC, 2012). Ce document oriente les exploitants miniers dans la gestion de leurs résidus miniers et définit les normes que doivent respecter les effluents miniers finaux. Les exigences au point de rejet de l'effluent final imposées par la directive 019 sur l'industrie minière sont présentées au tableau 2.3. Le pH de l'effluent au point de rejet ne doit pas être inférieur à 6,0 ou supérieur à 9,5 (MDDELCC, 2012).

Tableau 2.3 : Exigences au point de rejet de l'effluent final selon la directive 019 sur l'industrie minière – mars 2012 (tiré de MDDELCC, 2012)

Paramètre	Concentration moyenne mensuelle acceptable (mg/L)	Concentration maximale acceptable (mg/L)
Arsenic extractible	0,2	0,4
Cuivre extractible	0,3	0,6
Fer extractible	3	6
Nickel extractible	0,5	1
Plomb extractible	0,2	0,4
Zinc extractible	0,5	1
Cyanures totaux	1	2
Hydrocarbures (C ₁₀ -C ₅₀)	-----	2
Matières en suspension	15	30

La LQE est un outil préventif dont les dispositions visent *"la protection de l'environnement de même que la sauvegarde des espèces vivantes qui y habitent, dans la mesure prévue par la loi"* (LQE, 2018). L'article 20 de la LQE stipule que *"nul ne doit émettre, déposer, dégager ou rejeter ni permettre l'émission, le dépôt, le dégagement ou le rejet dans l'environnement d'un contaminant au-delà de la quantité ou de la concentration prévue par le règlement du gouvernement"* (LQE, 2018).

2.1.5 Prévention et contrôle du drainage minier

Le drainage minier constitue un problème majeur pour l'industrie minière du fait de l'impact considérable qu'il peut avoir sur le milieu naturel. Le drainage minier peut conduire à la contamination des eaux de surface et souterraines et par conséquent affecter grandement la faune et la flore des milieux récepteurs (Beane et al., 2016; Galhardi et al., 2016). La production de drainage minier peut persister tant que des minéraux sulfureux présents dans les rejets miniers sont disponibles (Genty, 2012). Par ailleurs, lorsque le processus de génération du drainage minier est initié, il est très difficile de l'arrêter et le traitement des eaux contaminées engendre des coûts considérables (Aguilar et al., 2016; Qureshi et al., 2016). Il y a donc un intérêt significatif à mettre en place des méthodes de prévention et de contrôle des réactions menant au drainage minier (Johnson et hallberg, 2005).

Au cours de ces dernières années, de nombreux travaux de recherche visant à développer des techniques pour prévenir la production du drainage minier ont été entrepris (Villain et al., 2013; Lu et al., 2014; Pozo-Antonio et al., 2014; Demers et al., 2015a, 2015b, 2017). Les méthodes utilisées pour limiter la contamination des effluents miniers ont pour objectif de contrôler l'oxydation des sulfures en supprimant ou en réduisant de manière significative la disponibilité de l'eau, de l'air ou bien des sulfures (Kuyucak, 2002). Les méthodes de prévention du drainage minier sont particulièrement efficaces lorsqu'elles sont mises en place suffisamment tôt. En revanche, elles ne sont pas adaptées dans le cas de sites miniers déjà générateurs de drainage minier, laissés à l'abandon depuis plusieurs années. Pour ces sites, il est nécessaire de mettre en place des systèmes de traitement des eaux contaminées (Bussière et al., 2009; Genty, 2012).

2.1.6 Traitement du drainage minier

Les méthodes de traitement du drainage minier peuvent être classées en deux grandes catégories : 1) les méthodes actives, nécessitant l'ajout en continu de réactifs chimiques, et 2) les méthodes passives (Johnson et Hallberg, 2005; USEPA, 2014). Le choix d'une technologie de traitement du drainage minier est spécifique au site minier qui le génère et tient compte de divers paramètres tels que la température moyenne annuelle, le débit de l'effluent contaminé, la qualité du drainage minier (pH, salinité, concentrations en métaux dissous), ainsi que d'autres considérations socio-économiques et environnementales (Skousen et Ziemkiewicz, 2000; Johnson et Hallberg, 2005; Trumm, 2010). La figure 2-5 présente une classification des approches et systèmes de traitement du drainage minier.

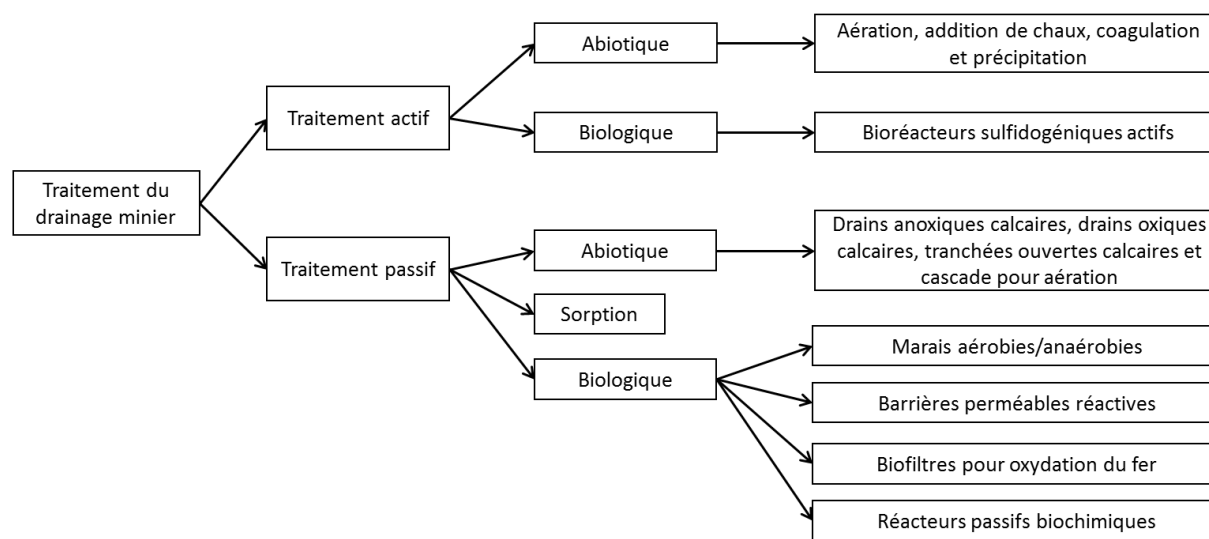


Figure 2-5 : Systèmes de traitement biologique et abiotique de traitement du DMA (adapté de Genty, 2012)

2.1.6.1 Traitement actif chimique du drainage minier

Les systèmes de traitement actif chimique sont très répandus sur les sites miniers en cours d'exploitation du fait de leurs bonnes efficacités. La plupart des industries minières traitent les métaux présents dans le drainage minier acide par neutralisation et précipitation en raison de la simplicité du processus et des faibles coûts que cette approche implique (Tolonen et al., 2014). Cette méthode vise à augmenter le pH et l'alcalinité de l'effluent par l'ajout d'un agent neutralisant. L'augmentation du pH permet de précipiter les métaux sous forme d'hydroxydes,

d'oxy-hydroxydes et de carbonates. Les sulfates, quant à eux précipitent sous forme de gypse [$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$] (Johnson et Hallberg, 2005). La précipitation du Fe(III) et de l'Al a lieu à pH inférieur à 7. Lors du traitement, l'oxydation préalable du Fe(II) en Fe(III) est recherchée, le Fe(II) nécessitant un pH $> 9-10$ pour précipiter, en fonction de sa concentration totale (Cravotta, 2008). Le Cu, le Zn ou le Pb nécessitent, quant à eux, des valeurs de pH supérieures à 9 pour précipiter (Ritcey, 1989). Le procédé ChemSulphideTM est un autre exemple de traitement actif chimique du drainage minier. Ce procédé consiste en l'ajout d'un sulfure (par exemple NaHS ou Na_2S) dans le drainage minier, ce qui conduit à la précipitation des métaux sous la forme de sulfures métalliques (Wang et al., 2013a). Bien qu'il soit efficace, le traitement actif chimique du drainage minier génère des boues en grandes quantités. Celles-ci doivent faire l'objet d'une gestion responsable, c'est pourquoi il n'est pas considéré comme une approche intéressante et viable pour la restauration des sites miniers sur le long terme (Bussière et al., 2005; Rakotonimaro et al., 2017a). D'autres approches de traitement actif tels que l'osmose inverse, l'échange ionique et les systèmes de traitement électrochimiques existent pour traiter le drainage minier (Simate et Ndlovu, 2014; Radjenovic et Sedlak, 2015). Cependant, ces méthodes sont onéreuses et rarement utilisées (Kefeni et al., 2017).

2.1.6.2 Traitement actif biologique du drainage minier

Les systèmes de traitement actif biologique reposent sur l'enlèvement des métaux et des sulfates par précipitation sous forme de sulfures métalliques, peu solubles, sous l'activité de bactéries (Johnson et Hallberg, 2005). Le traitement actif biologique nécessite l'addition dans le système d'un donneur d'électrons organique (substrat organique) et d'un accepteur d'électrons (sulfates). Le traitement est assuré par des Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR). Celles-ci catalysent la conversion du sulfate en sulfure d'hydrogène qui peut alors précipiter les métaux sous forme de sulfures métalliques (Neculita et al., 2007). Le traitement biologique actif présente plusieurs avantages tels que la récupération sélective des métaux lourds présents dans le drainage minier, des performances contrôlables et prévisibles ainsi que la possibilité de réduire de manière significative les sulfates (Kiran et al., 2017). Les systèmes de traitement *BIOPAQ®IC* conçus et commercialisés par la société néerlandaise PAQUES et le système *BioteQ's BioSulphide®* conçu et commercialisés par la société canadienne BioteQ Environmental Technologies sont des

exemples de systèmes de traitement actif biologique du drainage minier (Hammack et al., 1998; Littlejohn et al., 2015).

2.1.6.3 Traitement passif chimique et biologique du drainage minier

Depuis le début des années 1990, les systèmes de traitement passif sont de plus en plus privilégiés pour le traitement du drainage minier (Yadav et Jamal, 2015). Les technologies de traitement passif se basent sur des processus chimiques, biologiques et physiques que l'on retrouve dans la nature (Gazea et al., 1996; Skousen et al., 2017; Calugaru et al., 2018). Les principaux mécanismes d'enlèvement des métaux sont la précipitation, la co-précipitation et la sorption (notamment sur la matière organique) (Skousen et al., 2017). Les systèmes passifs ont l'avantage d'être peu consommateurs en énergie, d'utiliser des matériaux naturels ou résiduels et de représenter un coût d'investissement en capital faible comparativement aux technologies de traitement actif. Par ailleurs, le recours au traitement passif est avantageux dans le cas des mines abandonnées en raison des faibles coûts d'opération et de maintenance qu'il engendre (Kefeni et al., 2017). Il existe plusieurs technologies de traitement passif du drainage minier, chimiques et biochimiques, tel que présenté dans le tableau 2.4 qui montre les avantages et inconvénients de chacun.

Tableau 2.4 : Principales technologies de traitement passif chimique et biologique du drainage minier (adapté de Neculita et al., 2007; Neculita et al., 2008b; Potvin, 2009 et Genty, 2012)

Technologie	Description et processus impliqués	Avantages	Inconvénients
Drain Anoxique Calcaire (DAC)	Circulation du DMA dans une tranchée remplie de calcaire écrasé à haute teneur en calcite. Système recouvert d'un matériau imperméable pour l'isoler de l'atmosphère afin de favoriser la hausse de P_{CO_2} dans le système. Pas de contact du DMA avec l'air en amont du DAC. Cette technique vise la production d'alcalinité et non la précipitation des métaux.	Coût du réactif faible; Longue durée de vie de la pierre calcaire; Peut être utilisé avec du DMA ayant été en contact avec l'air (DOC et TOC); Permet de neutraliser l'acidité et de faire précipiter les métaux (DOC et TOC).	Difficulté à atteindre un pH supérieur à 7; Faible réactivité du matériau; Diminution de la réactivité s'il y a enrobage du calcaire par des précipités secondaires; Ne permet pas la précipitation des métaux (DAC); Le contenu en oxygène dissous, fer ferreux et aluminium doit être faible (DAC).
Drain Oxique Calcaire (DOC)	Même principe que pour le DAC sauf qu'il y a contact du DMA avec l'air en amont et donc ajout plus ou moins important d' O_2 dissous. Le DOC favorise à la fois la production d'alcalinité et la précipitation des métaux.		
Tranchée Oxique Calcaire (TOC)	Circulation du DMA dans une tranchée ouverte. Il y a donc contact avec l'air et ajout important d' O_2 dissous. La TOC vise la production d'alcalinité et la précipitation.		
Marais anaérobie	Milieu réducteur favorisé par la présence de matière organique dans le marais. Sulfato-réduction assurée par des BSR et précipitation des métaux sous forme de sulfures métalliques.	Métaux enlevés sous forme de sulfures stables (sous les conditions favorables); Système permettant la valorisation de déchets organiques; Nécessite peu de supervision et peu de maintenance.	Nécessite une grande superficie de terrain; Nécessite le traitement des boues; Peu adapté aux conditions climatiques froides.
RPB	Dégradation de la matière organique contenue dans le réacteur et réduction des sulfates de l'effluent en sulfure d'hydrogène. Augmentation de l'alcalinité, diminution de l'acidité, précipitation des métaux en sulfures métalliques par des BSR associées à la matière organique, sorption, co-précipitation, échange d'ions.		Problèmes de colmatage; Rétention moyenne du Fe (pour des concentrations élevées); Diminution de l'efficacité pour des $pH < 5$ ou des POR trop élevés.
Barrière perméable sulfato-réductrice	Même principe que pour les RPB. La différence réside dans la conception. La barrière perméable sera plutôt utilisée dans le cas de contaminations souterraines.		La longévité du système peut être affectée (appauvrissement des substrats et blocage de la barrière dû à la précipitation des métaux).

2.1.6.4 Traitement passif vs traitement actif du drainage minier

Les systèmes de traitement actif offrent plusieurs avantages tels que des installations peu encombrantes, un bon contrôle des processus et une bonne prévisibilité des performances (Johnson et Hallberg, 2002). Quant aux systèmes de traitement passif, ils nécessitent des surfaces de traitement plus grandes, ils sont plus difficiles à contrôler et leurs performances sont peu prévisibles (Johnson et Hallberg, 2002). Les systèmes actifs requièrent plus de dépenses liées à l'exploitation et à la maintenance que les systèmes passifs (Calugaru et al., 2018; Naidu et al., 2019). Le tableau 2.5 résume certains des avantages et inconvénients des systèmes de traitement passif et actif du drainage minier.

Tableau 2.5 : Avantages et inconvénients des systèmes de traitement passif et actif du drainage minier (adapté de Kiran et al., 2017)

Paramètre	Traitement passif	Traitement actif
Coûts liés à l'exploitation et à la maintenance	Faibles	Élevés
Surface nécessaire	Grande	Petite
Récupération des métaux	Difficile	Possible
Contrôle du système	Faible	Élevé
Degré de prévisibilité	Faible	Élevé
Coût de construction	Faible	Élevé

2.2 Les réacteurs passifs biochimiques

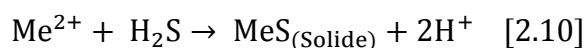
2.2.1 RPB : Principe de fonctionnement et mécanismes de traitement

Les RPB sont des systèmes de traitement passif utilisant un mélange réactif solide traversé par le drainage minier qui permettent d'enlever les métaux et les sulfates et, dans le cas des DMA, d'augmenter le pH (Neculita et al., 2007; Neculita et al., 2008b, c; Vasquez et al., 2016a). Le mécanisme de traitement privilégié dans les RPB est la précipitation des métaux sous forme de sulfures métalliques suite à la réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène sous l'action des BSR. Les RPB représentent un système de traitement passif applicable aux DMA et DNC car ces effluents miniers ont potentiellement des concentrations élevées en sulfates, nécessaires au développement des BSR (Nielsen, 2018). La respiration anaérobie des BSR nécessite la présence

d'une source de carbone organique apportée par un substrat biodégradable intégré dans le mélange réactif (Cocos et al., 2002). Les BSR, généralement organotrophes, oxydent les composés organiques de faibles poids moléculaires, tout en réduisant les sulfates en sulfures et en produisant des ions carbonates (Sahinkaya et al., 2011). Leur métabolisme peut être schématisé par la réaction [2.9] (Widdel, 1988).



Cette réaction entraîne une augmentation de l'alcalinité liée à la présence de carbonates (CO_3^{2-}) et de bicarbonates (HCO_3^-) et la neutralisation de l'acidité. En présence des sulfures solubles, les métaux dissous dans le drainage minier précipitent sous la forme de sulfures métalliques peu solubles même à pH faible (Hao et al., 1994; Sahinkaya et al., 2011), ce qui permet leur enlèvement (réaction [2.10]).



Toutefois, la précipitation des sulfures métalliques n'est pas le seul mécanisme de traitement intervenant dans un RPB (Neculita et al., 2008c). Les ions métalliques peuvent également précipiter sous la forme de carbonates ou d'hydroxydes. Aussi, l'échange ionique des métaux avec le substrat organique et la complexation sont deux phénomènes d'enlèvement des métaux non négligeables pouvant intervenir dans un RPB (Hammack et al., 1994; Genty et al., 2012a, b, 2016; Rakotonimaro et al., 2016, 2017b).

Les efficacités relatives des différents processus de rétention des métaux dans le mélange réactif évoluent au fur et à mesure de l'exploitation des RPB (Neculita et al., 2007; Potvin, 2012). Au départ, les phénomènes de sorption des métaux sur la matière organique prédominent (Neculita et al., 2007; Gibert et al., 2005). Par la suite, lorsque les conditions sont favorables et que les BSR sont bien établies dans le mélange réactif, la sulfato-réduction intervient (Neculita et al., 2007). Dans leur étude, Neculita et al. (2008c) ont trouvé que dans un RPB, la précipitation des métaux sous forme de sulfures ne constitue pas le mécanisme de traitement dominant, mais est responsable d'environ 15% des métaux retenus dans le système de traitement lorsque le DMA traité est fortement contaminé, surtout en Fe (> 500 mg/L). La performance des RPB dépend de trois paramètres majeurs : le TRH, le mélange BSR/substrat et les concentrations initiales des métaux dans le drainage minier (Neculita et al., 2008b).

2.2.2 Mélange réactif d'un RPB : Composition et rôle des différents composants

Dans un RPB, les BSR obtiennent l'énergie nécessaire à leur croissance grâce à l'oxydation des composés organiques (Neculita et al., 2007). Les BSR ont donc besoin, pour se développer, d'un substrat organique, ainsi que des conditions environnantes appropriées. Il est nécessaire que le drainage minier puisse être capable de circuler à travers le système. L'ajout d'un agent structurant permettant d'augmenter la perméabilité du mélange réactif est parfois nécessaire (Potvin, 2009). Par ailleurs, dans le cas où l'acidité du drainage minier est trop élevée, l'addition d'un agent alcalin neutralisant comme de la calcite ou de la cendre de bois peut être nécessaire (Rakotonimaro et al., 2018). Les cendres de bois contiennent généralement des carbonates, des bicarbonates et des hydroxydes (Vassilev et al., 2013). Finalement, un inoculum de BSR peut éventuellement être incorporé au mélange réactif dans le but de raccourcir la période de latence au début du traitement correspondant à la période pendant laquelle les BSR se développent et s'établissent dans le système (Harris et Ragusa, 2001). Un mélange réactif efficace doit être capable d'assurer un taux de réduction des sulfates élevé, avoir une bonne longévité et de bonnes caractéristiques hydrauliques et il ne doit pas générer de sous-produits nuisibles (Zagury et al., 2006; Neculita et al., 2007; Neculita et Zagury, 2008).

Source de carbone : Lors de la conception d'un RPB, il est nécessaire de choisir un substrat organique qui permettra d'assurer un traitement efficace du drainage minier sur le long terme. Le choix de la source de carbone doit prendre en considération plusieurs facteurs et notamment la capacité des BSR à l'utiliser, la disponibilité du matériau et la viabilité économique de son utilisation (Neculita et al., 2007). Les sources de carbone ajoutées aux mélanges réactifs peuvent être issues de déchets cellulosiques ou bien de déchets organiques (Neculita et al., 2007). Toutefois, les substrats organiques n'ont pas tous les mêmes efficacités. Le développement des BSR est favorisé lorsque les sources de carbone sont des composés organiques à faible poids moléculaire et avec des structures simples tels que le méthanol, l'éthanol, le lactate de calcium, le saccharose, le glucose, le lactosérum, l'acide polylactique, etc. (Edenborn, 2004; Nagpal et al., 2000; Tsukamoto et al., 2004; Luptakova et Macingova, 2012; Nielsen et al., 2018). D'après la littérature, l'utilisation exclusive d'une seule source de carbone s'avère peu efficace (Zagury et al., 2006; Nielsen et al., 2018). Des taux de réduction de sulfate plus élevés ont été obtenus avec

des mélanges réactifs contenant plus d'une source de carbone organique (Waybrant et al., 1998; 2002; Cocos et al., 2002; Neculita et al., 2007; Nielsen et al., 2018). L'utilisation exclusive de déchets organiques, facilement dégradables et rapidement consommés, peut avoir pour conséquence de réduire la perméabilité du mélange réactif (Duc et al., 1998). Pour éviter ce phénomène, il est recommandé d'utiliser, en plus des déchets organiques, des composés plus complexes (déchets cellulosiques) dont la décomposition est plus lente (Neculita et al., 2007). L'hydrolyse préalable des substrats organiques complexes est nécessaire pour que les BSR puissent dégrader ces sources de carbone (Nielsen et al., 2018). Ainsi, les substrats organiques complexes ont potentiellement la capacité de soutenir la croissance des BSR sur de plus longues périodes (Drury, 2000). Enfin, la sorption des métaux sur des matériaux organiques solides peut agir comme mécanisme de traitement complémentaire lorsqu'une source de carbone tels que des copeaux de bois est présente dans le mélange réactif (Janin et Harrington, 2013). La sorption des métaux sur les sites actifs de la matière organique comme mécanisme de traitement dans un RPB a été largement rapportée dans la littérature (Artola et al., 2001; Zaluski et al., 2003; Gibert et al., 2005; Janin et Harrington, 2013).

Azote, phosphore et autres nutriments : La croissance des BSR requière d'autres substances, telles que l'azote et le phosphore, qui peuvent éventuellement être intégrées au mélange réactif afin de stimuler l'activité des BSR et réduire la période de latence au début de l'exploitation du RPB (Robinson-Lora et Brennan, 2009). Il a été rapporté dans la littérature que la faible disponibilité en azote peut limiter la croissance des BSR et ainsi réduire les taux de réduction du sulfate (Waybrant et al., 1998). Un rapport C_{tot}/N (carbone organique total sur azote) proche de 10 est généralement considéré comme optimal pour l'activité des BSR (Bécharde et al., 1994), avec un maximum de 45 à 120 recommandé pour éviter une diminution de l'activité des BSR dans un environnement pauvre en azote (Gibert et al., 2004). Les concentrations en azote excessivement élevées (> 600 mg/L) doivent également être évitées car elles peuvent avoir un effet toxique sur la communauté de BSR (El Bayoumy et al., 1999). D'après Zagury et al. (2006) le rapport C_{tot}/N considéré isolément ne constitue pas un bon indicateur de la capacité de réduction des sulfates d'un mélange réactif donné. Ce paramètre doit éventuellement être couplé à d'autres paramètres pour permettre d'évaluer la capacité d'un matériau organique à servir de substrat dans un RPB (Neculita et Zagury, 2008). Le drainage minier contient habituellement des oligo-éléments (Cu, Mn, Mo, Zn et Fe) nécessaires à la croissance des BSR (Foucher et al.,

2001). Foucher et al. (2001) ont montré qu'un DMA réel est traité par des BSR avec une meilleure efficacité qu'un DMA synthétique ne contenant que les principaux métaux et du sulfate. Les auteurs associent cette augmentation de l'efficacité du traitement à une meilleure activité des BSR, liée à la diversité des oligo-éléments apportés par le DMA réel.

Sable : L'incorporation de sable dans le mélange réactif a pour principal objectif de fournir un support physique sur lequel les BSR puissent s'établir et survivre en présence de conditions extrêmes comme un pH bas ou des concentrations élevées en oxygène (Lyew et Sheppard, 1997). Lorsque les conditions du milieu sont suffisamment favorables, les BSR se développent à la surface des grains de sable (Lyew et Sheppard, 1997). Des taux plus élevés de réduction des sulfates sont obtenus si les BSR ont accès à une surface poreuse comparativement aux bactéries en suspension (Glombitza, 2001). D'après la littérature, une corrélation entre la surface totale des particules solides, l'établissement de la population des BSR et la réduction des sulfates semble exister (Neculita et al., 2007; Potvin, 2009). Un mélange réactif dans lequel les particules constituant le support solide présentent une grande surface et où le volume des vides est faible permet de favoriser l'établissement des BSR (Lyew et Sheppard, 1997). Ainsi, pour favoriser la réduction des sulfates, il est préférable de privilégier un matériau de faible granulométrie. Toutefois, des grains de trop faibles dimensions peuvent former des pores trop petits et avoir pour effet de réduire la conductivité hydraulique du mélange réactif. Un mélange réactif présentant de grands espaces de pores, une faible surface spécifique et un volume de vide élevé minimise le risque de colmatage du réacteur biochimique (Tsukamoto et al., 2004). La conductivité hydraulique du mélange réactif peut être augmentée par l'ajout de sable grossier et/ou de gravier (Waybrant et al., 1998). Ainsi, la superficie du support solide et la taille des pores doivent être ajustées par le choix d'un support solide adéquat (Tsukamoto et al., 2004).

Inoculum bactérien : Dans un RPB, les BSR peuvent provenir des matériaux organiques incorporés dans le mélange réactif. Le dénombrement des BSR dans du compost de feuilles et du fumier de volailles composté a démontré que ces matériaux peuvent contenir jusqu'à 5×10^4 cellules/100 mL (Neculita et Zagury, 2008). L'utilisation d'un inoculum bactérien n'est donc pas nécessaire pour initier la sulfato-réduction dans un RPB mais il est toutefois possible d'y recourir dans le but de réduire le temps de latence au début de l'exploitation du RPB (Harris et Ragusa, 2001). Le choix du type de culture à inoculer dépend de plusieurs paramètres et notamment des sources disponibles à proximité du site de traitement (Potvin, 2009). Il est

préférable d'utiliser une culture mixte plutôt qu'une culture pure de BSR dans la mesure où les consortiums bactériens mixtes présentent plusieurs avantages par rapport aux cultures pures (Kiran et al., 2017). Contrairement aux cultures pures de BSR qui sont très sensibles aux variations des paramètres du milieu, les cultures mixtes permettent d'apporter dans le système des mécanismes de résistance divers (Pollett, 2003). De plus, les cultures mixtes permettent de maintenir des conditions réductrices dans les RPB du fait de l'oxydation complète des sources de carbone (Bruins et al., 2000). Dans la pratique, on utilise généralement comme source de BSR des sédiments provenant de la couche réductrice du fond de ruisseaux ou de lacs situés à proximité du lieu de construction du RPB (Cocos, 2000).

2.2.3 Facteurs influençant l'efficacité des RPB

2.2.3.1 Rapport DCO/sulfates

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) exprimée en mg/L (ou mg/m³) représente la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation de la totalité des substances organiques disponibles. Ce paramètre influence la voie métabolique privilégiée pour la production d'énergie par les BSR (Henry et Prasad, 2000; Barbosa et al., 2014). La sélection d'un rapport DCO/sulfates optimal est important pour assurer l'efficacité de tout système biologique conçu pour traiter les métaux et le sulfate (Neculita et Zagury, 2008; Barbosa et al., 2014). Les essais en batch de Neculita et Zagury (2008) montrent que des rapports DCO/sulfates élevés sont associés à de meilleures conditions de sulfato-réduction et de meilleurs taux d'enlèvement des métaux (Neculita et Zagury, 2008). Un rapport DCO/sulfates minimum de 0,67 est considéré comme la proportion stœchiométrique théorique idéale pour la dégradation des substrats organiques et la réduction complète des sulfates (Barbosa et al., 2014). Cependant, d'autres valeurs du rapport DCO/sulfates sont suggérées dans la littérature pour le traitement du DMA par les BSR. Un rapport de 5,0 est proposé par Al-Ani (1994) afin d'obtenir une efficacité maximale alors que Prasad et al. (1999) suggèrent plutôt un rapport inférieur à 1,7. D'autres études ont également démontré que l'enlèvement du sulfate était inefficace lorsque le rapport DCO/sulfates était inférieur à 1,0 (Greben et Maree, 2005; Velasco et al., 2008). Dans leur étude, Barbosa et al. (2014) ont observé la plus grande efficacité d'enlèvement du sulfate (98%) pour un rapport DCO/sulfates de 2,0. Le choix du ratio DCO/sulfates dépend de la source de carbone utilisée (Kiran et al., 2017). Ainsi, lorsque l'éthanol est utilisé comme source de carbone, le rapport optimal DCO/sulfates est compris entre 0,55 et

0,84 (Greben et Maree, 2005) alors que pour les déchets organiques (compost), le ratio DCO/sulfates optimal varie entre 1,6 et 5,0 (Al-Ani, 1994, Henry et Prasad, 2000).

2.2.3.2 La température

La température affecte plusieurs paramètres tels que l'activité bactérienne, la vitesse de décomposition du substrat organique, la solubilité du H₂S et celle de l'oxygène (Dawson et Morin, 1996; Neculita et al., 2007). La température optimale pour le traitement par sulfato-réduction dans un RPB dépend de la composition des cultures de BSR présentes dans le mélange réactif (Nielsen, 2018). Les BSR peuvent survivre à des températures se situant entre -5 et 75°C, dépendamment si elles sont psychrophiles, mésophiles ou thermophiles (Postgate, 1984). La plupart des espèces de BSR isolées et documentées dans la littérature sont mésophiles (Widdel et Bak, 1992). Les BSR ont été documentées dans plusieurs sites de l'arctique canadien et du nord du Groenland (NEDEM, 2006). Des bactéries adaptées aux faibles températures ont montré être plus affectées par la nature du substrat organique disponible que par les températures basses auxquelles elles étaient soumises (Gould et al., 2012). L'effet des basses températures sur la performance des RPB est traité plus en détail dans la section 2.3 de la présente revue de littérature.

2.2.3.3 Le pH

Le pH affecte plusieurs paramètres et phénomènes tels que la solubilité des métaux, leur adsorption sur la matière organique et l'activité des BSR (Sheoran et Sheoran, 2006; Ness et Stewart, 2014). La solubilité des métaux augmente à des valeurs de pH faibles et pour certains métaux, tels que l'aluminium ou le fer, le fait d'augmenter le pH de l'eau jusqu'à la neutralité est généralement suffisant pour diminuer leurs concentrations à des niveaux acceptables (Cravotta, 2008). En revanche, d'autres métaux, tels que le Cu, le Ni ou le Pb, peuvent être solubles à des pH neutres et il n'est pas possible de les enlever par un simple ajustement du pH (Blais et al., 2008). Par ailleurs, les processus biologiques sont également affectés par le pH de l'effluent. Il est généralement admis que les BSR les plus communes ont un pH optimum d'environ 7 et leur activité est inhibée à des valeurs de pH inférieures à 6 ou supérieures à 9 (Tsukamoto et al., 2004; Lopes, 2007; Wang et al., 2013b). Dans leur étude, Reis et al. (1992) ont incubé des cultures de BSR à différentes valeurs de pH et une croissance optimale des BSR a été obtenue à un pH de 6,7. Selon Dvorak et al. (1992), des pH en dessous de 5 augmentent la solubilité des sulfures

métalliques et diminuent la réduction des sulfates. La réduction des sulfates en sulfures stables étant une voie d'enlèvement des métaux privilégiée dans les RPB, il est donc nécessaire de maintenir des valeurs de pH favorables à la croissance des BSR pour favoriser l'enlèvement des métaux par sulfato-réduction. Dans le cas où le pH ne peut pas être augmenté, il est possible d'utiliser des BSR adaptées aux faibles pH. Certaines études ont montré la présence de BSR viables dans des eaux naturelles très acides ($\text{pH} < 3$) (Gyure et al., 1990; Kolmert et Johnson, 2001; Koschorrek et al., 2003). Fortin et al. (2000) ont constaté la présence de BSR indigènes dans des conditions de $\text{pH} = 2$. Dans la littérature, il est suggéré que les BSR présents dans les environnements acides se développent dans des microenvironnements avec des pH plus élevés, dans les sédiments ou autour des fragments de bois ou d'autres particules en suspension (Gyure et al., 1990; Lopes, 2007).

2.2.3.4 Le potentiel redox

Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) affecte l'activité des BSR et influence la compétition entre ces dernières et les bactéries méthanogènes (Kiran et al., 2017). Pour pouvoir se développer, les BSR ont besoin d'un milieu anaérobie et réducteur. Dans leur étude, DeLaune et Reddy (2008) ont mis en exergue que plus le Eh est faible, plus il y a réduction des sulfates et donc production de sulfures. Il est généralement admis que le Eh du milieu doit se situer aux alentours de -200 mV pour favoriser le développement des BSR (Gibert et al., 2002).

2.2.3.5 Le temps de rétention hydraulique

Le TRH traduit le temps de séjour du drainage minier dans le système de traitement. Le TRH est fonction du débit (Q) de l'effluent entrant dans le système et du volume total des pores (V_{ptot}) :

$$Q = V_{\text{ptot}} / \text{TRH}.$$

L'influence du TRH sur l'efficacité des réacteurs biochimiques a fait l'objet de plusieurs études ces dernières années (Dvorak et al., 1992; Al-Ani, 1994; Kaksonen et al., 2004, Vasquez et al., 2016b; 2018). Il est généralement admis que la précipitation des sulfures métalliques nécessite un TRH d'au moins 3 à 5 jours (URS Report, 2003; Kuyucak et al., 2006). Un TRH trop bas implique un débit du drainage minier élevé dans le réacteur pouvant entraîner le lessivage de la biomasse en dehors du RPB ou bien empêcher la réduction complète du sulfate (Fedorovich et al., 2000; Neculita et al., 2007). À l'inverse, un TRH trop élevé peut conduire à un

appauvrissement de la matière organique (Dvorak et al., 1992) et peut créer une toxicité liée aux sulfures (Utgikar et al., 2002). En outre, un TRH élevé implique d'augmenter le volume des RPB. Le TRH doit être ajusté en tenant compte de la composition du mélange réactif et de la qualité du drainage minier (Chang et al., 2000). La performance d'un RPB à base de compost pour le traitement d'un DNC contaminé en zinc (2,0–2,5 mg/L de Zn) généré dans une mine abandonnée située au nord de l'Angleterre a été étudiée (Gandy et Jarvis, 2012). L'étude a été menée à l'échelle colonne de laboratoire et à l'échelle pilote de terrain. Il a été observé que le système colonne de laboratoire était plus efficace pour traiter le zinc, avec un taux d'enlèvement de 96% alors que le RPB à l'échelle pilote de terrain a permis d'enlever le Zn à hauteur de 84% en moyenne. La performance inférieure du système pilote était probablement due à un écoulement préférentiel, indiqué par une réduction plus importante du TRH que dans le système à l'échelle du laboratoire. De plus, les faibles températures enregistrées sur le terrain (entre 2°C et 9°C) pourraient également expliquer la performance inférieure du système pilote du fait d'une activité microbienne réduite.

2.2.3.6 Les concentrations en métaux et en ions sulfures

Certains métaux ont un impact négatif sur les communautés bactériennes en raison de leur toxicité inhérente (Utgikar et al., 2003). La toxicité des métaux vis-à-vis des BSR dépend de nombreux facteurs et notamment du type de métal, de son état d'oxydation et de sa concentration (Hao et al., 1994). Les concentrations toxiques des métaux sont très variables (de quelques mg/L à plus de 100 mg/L) (Utgikar et al., 2002). Des études montrent que l'efficacité de l'enlèvement du Fe dans des RPB est généralement proche de 99% lorsque le Fe est présent en faibles concentrations (<400 mg/L) dans le DMA (Gibert et al., 2005; Robinson-Lora et Brennan, 2009). En revanche, lorsque les concentrations en Fe sont élevées (>500 mg/L), l'efficacité d'enlèvement est plus faible (Neculita et al., 2008a).

Les ions sulfures produits lors de la réduction des sulfates peuvent prévenir les effets nocifs des métaux lourds en les faisant précipiter en sulfures métalliques non toxiques pour les BSR (Utgikar et al., 2002). En revanche, la présence de précipités de sulfures autour des bactéries crée une barrière les empêchant d'interagir avec le milieu, ce qui peut inhiber leur activité et la réduction des sulfates (Utgikar et al., 2002). Par ailleurs, la forme gazeuse du sulfure d'hydrogène (H₂S) est toxique et est responsable de l'inhibition des bactéries (Omil et al., 1996;

Potvin, 2009). La toxicité des sulfures dépend donc du pH et des conditions d'oxydoréduction du milieu. La présence de l'ion HS^- à des concentrations supérieures à 1 g/L inhibent l'activité de ces dernières de moitié (Utgikar et al., 2002).

Le tableau 2.6 résume les effets des principaux paramètres pouvant influencer l'activité des BSR dans un bioréacteur.

Tableau 2.6 : Effets de différents paramètres sur l'activité des BSR (adapté de Kiran et al., 2017)

Paramètre	Effets sur la performance des RPB
Paramètres liés à la qualité du drainage minier	
pH	Un faible pH peut entraîner une toxicité pour les BSR; un pH élevé peut favoriser les BSR contre les méthanogènes; la valeur de pH optimale pour le développement des BSR se situe entre 5 et 8.
Concentration en SO_4^{2-}	Une concentration trop élevée en sulfates peut inhiber la croissance des BSR; une faible concentration en sulfates peut favoriser les méthanogènes par rapport au BSR.
DCO/ SO_4^{2-}	Ce ratio influence le processus de réduction des sulfates; dans la littérature, des valeurs DCO/ SO_4^{2-} optimales variant entre 0,67 et 5 sont proposées, selon la source de carbone.
Concentrations en métaux	Des concentrations élevées en métaux peuvent entraîner une toxicité; les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} dans les milieux peuvent favoriser la domination de BSR sur les méthanogènes.
Salinité	Une forte salinité a un impact sur les phénomènes de sorption des métaux sur la matière organique et peut créer une toxicité liée à des métaux spécifiques.
Paramètres liés aux conditions opératoires	
Température	Affecte l'activité et la croissance des BSR; les températures élevées favorisent la domination des BSR sur les méthanogènes; les températures faibles ralentissent les processus biotiques.
Concentration en H_2S	Des concentrations élevées de H_2S inhibent la croissance des BSR; la forme HS^- est responsable de la toxicité et de l'inhibition des bactéries.
TRH	Un TRH élevé peut entraîner une toxicité liée à l'accumulation de sulfures dans le système; un TRH faible peut engendrer un lessivage de la biomasse et une réduction incomplète des sulfates.
Exposition à l' O_2	La présence d'oxygène inhibe le métabolisme des BSR; cette inhibition est réversible; une exposition à court terme à l'oxygène aide les BSR à supplanter les méthanogènes.
Eh	Affecte l'activité des BSR et la compétition entre ces dernières et méthanogènes; il est généralement admis que le potentiel d'oxydo-réduction doit être situé aux alentours de -200 mV.

k_{sat}	La variation de k_{sat} affecte le TRH et donc l'efficacité du traitement.
Paramètres liés au mélange réactif	
Surface totale du support solide	Influence l'établissement des colonies de BSR et par conséquent leur potentiel de sulfato-réduction.
Source de carbone organique	Influence la sulfato-réduction; le développement des BSR est favorisé lorsque les sources de carbone sont des composés organiques à faibles poids moléculaires.
Ajout d'azote (N) et de phosphore (P)	Des niveaux optimaux d'éléments nutritifs (rapport C:N:P) améliorent la croissance des BSR; un rapport C:N situé entre 10 et 16 est généralement considéré comme optimal dans un mélange réactif.

2.3 Effets du climat nordique sur l'efficacité des RPB

Le traitement passif biochimique du drainage minier est généralement difficile en environnement froid où des défis liés principalement aux basses températures sont rencontrés (Ness et Stewart, 2014). Ces défis sont notamment liés à plusieurs phénomènes tels que le ralentissement de l'activité microbienne, les défaillances hydrauliques dues aux cycles de gel-dégel des eaux, l'augmentation du débit des effluents durant la période de fonte des glaces et, dans certains cas, la forte salinité du drainage minier (Ness et Stewart, 2014; Ben Ali et al., 2019a). Malgré ces difficultés, plusieurs RPB ont été construits dans différents sites miniers situés en zone nordique (Kuyucak et al., 2006; Nordwick et al., 2006; Ness et Stewart, 2014; Nielsen et al., 2018) et de nombreux RPB sont actuellement utilisés pour traiter les contaminants dans des conditions climatiques froides avec des efficacités variables (Ness et Stewart, 2014). Les tableaux 2.9 et 2.10 répertorient quelques exemples de RPB à l'échelle pilote de terrain construits pour le traitement du DMA et du DNC en région nordique, respectivement.

2.3.1 Influence des basses températures

Les basses températures ont pour effet de ralentir à la fois les processus biotiques et abiotiques intervenant dans les RPB (Ness et Stewart, 2014). Les faibles températures ont un impact négatif direct sur les taux de réactions métaboliques des microorganismes et par conséquent sur leur développement et leur activité (Kadlec et Reddy, 2001; Ness et Stewart, 2014; Oberholster et al., 2014). Les BSR sont généralement mésophiles et ont une température de croissance optimale

située aux alentours de 25°C (Widdel et Bak, 1992; Potvin, 2009; Nielsen, 2018). Plusieurs études ont montré l'impact direct et significatif de l'abaissement de la température sur l'activité microbienne et sur la performance des RPB (Kawaja et al., 2006; Sokolova, 2010). Sokolova (2010) a observé que les taux de réduction des sulfates dans des échantillons renfermant des BSR étaient de 3 à 20 fois supérieures à 20°C qu'à 0,1°C. Les essais comparatifs de Kawaja et al. (2006) réalisés dans des colonnes pour le traitement d'un DMA synthétique à différentes températures ont montré, quant à eux, qu'à 4°C, les populations de BSR dans le mélange réactif étaient moins développées qu'à 25°C et que l'enlèvement du Cd, du Zn et des sulfates était moins efficace lorsqu'on diminuait la température. Par ailleurs, dans une expérience portant sur la performance des bioréacteurs anaérobies à basse température, Gould et al. (2012) ont constaté que l'abaissement de la température de 20°C à 4°C engendrait une diminution du taux d'enlèvement du Zn de 99% à 60%. L'ensemble de ces résultats montre bien que l'abaissement de la température du milieu engendre une diminution de la performance des RPB. Toutefois, les faibles températures ne réduisent pas systématiquement les performances des systèmes de traitement biochimique. D'autres mécanismes de traitement, tels que l'adsorption sur la matière organique ou bien la précipitation sous la forme d'oxydes ou d'oxyhydroxydes de Fe, pourraient intervenir et être à l'origine de l'enlèvement des métaux à des températures plus basses (Paños et al., 2013; Ness et Stewart, 2014). Par ailleurs, le fait que la plupart des BSR soient mésophiles ne signifie pas que la croissance et l'activité de ces bactéries est complètement inhibée à des températures faibles. Plusieurs études ont démontré que l'activité métabolique des microorganismes est possible à basses températures grâce à des adaptations bactériennes spécifiques (Zaluski et al., 2003; Cavicchioli, 2006; Robador et al., 2009). Les bactéries actives en dessous de 0°C mais dont la température de croissance optimale se situe au-dessus de 20°C sont appelées bactéries « psychrophiles modérées » ou « mésophiles adaptées au froid » (Sagemann et al., 1998). Au Montana, sur le site de la mine Calliope, trois réacteurs biochimiques ont été construits dans le but d'évaluer leur performance dans différentes conditions (Zaluski et al., 2003). Deux réacteurs ont été construits sous terre alors que le troisième a été construit au-dessus du sol dans le but d'évaluer l'effet des basses températures et du gel des eaux sur le système. Les résultats de cette étude ont montré que les faibles températures pouvaient affecter l'acclimatation des BSR mais que le gel hivernal d'une population de BSR bien établie a peu ou pas d'effet sur l'activité de cette population pendant le

reste de l'année. Lorsque les BSR sont bien acclimatées, la diminution de la température ne fait que réduire l'efficacité du RPB jusqu'à ce que des températures plus élevées soient atteintes l'été suivant (Zaluski et al., 2003). Le RPB, mis en place sur le terrain au Montana a généré de la sulfato-réduction à des températures de l'affluent se situant entre 2 et 16°C pendant une période de 30 mois (Zaluski et al., 2003).

L'influence de la nature du substrat organique sur la performance des RPB à basses températures a été largement étudiée ces dernières années. Plusieurs études ont montré qu'à basses températures, pour compenser la diminution de la décomposition de la matière organique qui alimente les BSR, l'ajout d'une source de carbone liquide peut permettre d'augmenter la performance des RPB (Tsukamoto et al., 2004; Sobolewski, 2010; Gould et al., 2012). Toutefois, dans ce cas, les RPB ne sont plus entièrement passifs mais deviennent semi-passifs. Des bioréacteurs anaérobies pilotes ont été surveillés pendant plus d'un an pour étudier leur capacité à diminuer les concentrations de métaux présents dans l'eau (As, Cd, Cu, Se et Zn) à 3°C et à 6°C (Janin et Harrington, 2015). Les résultats de cette étude montrent que, même si la température affecte les performances des bioréacteurs, les bactéries natives des environnements nordiques sont capables de réduire efficacement le sulfate à basse température lorsqu'un substrat de carbone liquide leur est fourni. Des taux d'enlèvement compris entre 90 et 100% ont été obtenus avec des concentrations initiales de 521 ± 93 mg/L pour le Cd et de $5\,525 \pm 960$ mg/L pour le Zn. Des résultats comparables ont été obtenus par Nielsen et al. (2018) à l'issue de leurs travaux portant sur les effets du froid sur l'activité des BSR et le traitement du Cd et du Zn d'un DMA. Dans le cadre de cette étude, des tests statiques avec différentes sources de carbone organique ont été réalisés à 4,5°C sur une période de 90 jours. Les résultats de ces tests ont montré que l'utilisation de sources de carbone simples améliore nettement l'activité bactérienne et, par conséquent, l'enlèvement du Cd et du Zn par précipitation sous forme de sulfures. Jusqu'à 94,8% du Zn et 99,4% du Cd ont été enlevés après 90 jours de suivi (Nielsen et al., 2018).

D'autres études suggèrent d'installer les systèmes de traitement biologique à une profondeur inférieure au point de congélation du sol et de les recouvrir d'un matériau isolant dans le but de minimiser les effets des basses températures et du gel des eaux sur la performance des RPB (Gallagher et al., 2012). Cette approche a été utilisée dans un RPB construit sur la mine abandonnée Cadillac Molybdénite située au nord du Québec où un froid intense s'installe pendant la moitié de l'année (Kuyucak et al., 2006). Le système de traitement mis en place à la mine

Cadillac Molybdénite est composé d'un fossé de collecte du drainage minier, suivi du RPB dont le mélange réactif est composé de copeaux de bois, de calcaire, de foin et de fumier, puis d'un bassin d'oxydation et d'un drain calcaire. Le RPB mis en place vise à traiter un DMA dont le pH se situe entre 2,7 à 5,6. Le mélange réactif du RPB a été préalablement incubé pendant 2 mois avant l'installation dans la cellule afin de favoriser l'établissement des BSR avant l'hiver. La surface du fossé de collecte et du RPB a été recouverte de feuilles de polystyrène de 50 mm et de 0,25 m d'argile afin d'assurer l'isolation thermique et d'empêcher le gel à l'intérieur du système. Pendant l'hiver, la température de l'effluent a chuté à 3°C et la température de la cellule anaérobie était de 4°C. Le système a permis de réduire à des niveaux inférieurs aux limites réglementaires le Cu, le Ni et le Zn. L'enlèvement du Fe n'a pas été aussi efficace en hiver, lorsque la précipitation du Fe dans le bassin d'oxydation a été inhibée par la congélation. L'enlèvement de l'Al a été amélioré au cours de l'été, à mesure que l'activité des BSR augmentait. Les résultats de cette étude sont présentés au tableau 2.7.

Tableau 2.7 : Qualité de l'eau à l'entrée et à la sortie du système de traitement passif à la mine Cadillac Molybdénite, Québec (tiré de Kuyucak et al., 2006, p 982)

Paramètre *	Directive 019	Moyenne avant traitement	Après traitement						
			Nov 04	Déc 04	Jan 05	Fév 05	Mar 05	Avr 05	Moy 05
pH	6,5	3,45	6,4	6,3	6,3	6,3	6,4	6,6	6,7
TSS	25	230	32	3,5	17	22	14	17	11,7
Al	-	43	-	-	-	18	19	11	9,4
Cu	0,3	0,3	0,1	0,06	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,008
Fe**	3	13,5 (32)***	10,5	11	2,8	1	0,6	0,3	0,12
Mn	-	5,8	-	-	-	5,7	5,5	3	3,5
Ni	0,5	0,6	0,33	0,18	0,04	0,02	0,02	<0,01	0,01
Zn	0,5	1,35	0,48	0,3	0,02	0,02	0,02	0,02	0,012
SO ₄	-	887	798	690	700	620	500	360	-

*En mg/L (excepté le pH); **>90% du Fe était sous la forme Fe(II)

*** Moyenne en 2005

2.3.2 Influence de la salinité

La salinité est une mesure de l'ensemble des sels dissous dans une eau. Généralement, la minéralisation des eaux est dominée par huit ions appelés couramment « ions majeurs » parmi lesquels figurent les cations : Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ et K⁺, et les anions : Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻ et HCO₃⁻ (van Dam et al., 2014). La force ionique, la conductivité électrique et le total des solides dissous

(TDS) sont trois paramètres permettant d'apprécier la salinité d'une eau (Nordstrom et al., 2015; LaBar et Nairn, 2016). Le TDS représente la concentration totale des substances dissoutes dans une eau (Cravotta et Brady, 2015). Kharaka et Hanor (2003) proposent un système de classification du drainage minier se basant sur le TDS (tableau 2.8). Selon cette classification, la plupart des drainages miniers générés seraient saumâtres et le drainage minier salin serait deuxième en termes d'abondance (Nordstrom et al., 2015).

Tableau 2.8 : Classification de l'eau en fonction de la salinité (tiré de Kharaka et Hanor, 2003)

Appellation	Plage de concentration (mg/L)
Eau douce	<1 000
Eau saumâtre	1 000-10 000
Eau saline	10 000-35 000
Eau fortement saline	>35 000

L'oxydation de la pyrite et des autres minéraux sulfureux présents dans les rejets solides ainsi que les phénomènes de lessivage acide, de neutralisation et d'échanges ioniques contribuent à augmenter la salinité du drainage minier en augmentant les concentrations des ions Fe^{2+} et de certains ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ et SO_4^{2-}) dans les effluents (Younger et al., 2002; LaBar et Nairn, 2016). Dans les mines opérant en région nordique, une salinité supplémentaire associée aux ions Na^+ , Ca^{2+} et Cl^- peut être générée du fait de l'utilisation de sels tels que le NaCl et le CaCl_2 comme agents de déglçage (Ben Ali et al., 2019a). Les concentrations des ions Na^+ et Cl^- peuvent également être élevées dans les effluents des mines situées près des côtes présentant une intrusion d'eau de mer (Nordstrom et al., 2015). Aussi, lorsqu'elles sont assez profondes, les eaux souterraines peuvent présenter une salinité élevée et cela même dans des régions éloignées de l'océan (Ghesquière, 2015). La salinité élevée des eaux souterraines peut également être liée la présence ancienne d'une mer post-glacière (Ghesquière, 2015). Ces eaux souterraines peuvent également être à l'origine du drainage minier fortement salin (Nordstrom et al., 2015).

Une salinité élevée dans le drainage minier peut affecter positivement ou négativement les différents processus d'enlèvement des métaux dans les RPB (LaBar et Nairn, 2016; Kiran et al., 2017). Les systèmes de traitement conventionnels des effluents miniers sont capables de traiter efficacement certains composants du TDS, mais ils ne sont pas efficaces pour le traitement des principaux ions de sel en raison de la plus grande solubilité de ces derniers (Pinto et al., 2016).

Par ailleurs, il a été observé que la solubilité des carbonates métalliques et des sulfures augmente avec la force ionique, limitant ainsi la possibilité d'enlèvement des métaux sous la forme de précipités de carbonates et de sulfures (Sun et al., 2009; Lewis, 2010). Selon Duan et al. (2007) la limitation de la précipitation des métaux sous la forme de sulfures pourrait être due à l'impact de la force ionique sur la solubilité du sulfure d'hydrogène.

La salinité élevée peut également avoir une incidence négative sur les processus biochimiques à l'origine de la sulfato-réduction. Le traitement biologique est fortement inhibé par les sels et principalement le NaCl (Lefebvre et Moletta, 2006). Les concentrations élevées en sel peuvent affecter les microorganismes suite à la diminution du potentiel osmotique du milieu entraînant la création d'un stress hydrique sur les cellules bactériennes (Ben Ali et al., 2019a). Aussi, la forte salinité peut générer une toxicité liée à des ions spécifiques qui contribuent au TDS (van Dam et al., 2014). L'ensemble de ces phénomènes peut provoquer une inhibition de l'activité microbienne (van den Brand et al., 2015). La forte salinité peut également affecter la sorption des métaux sur la matière organique en créant une compétition entre les métaux et les ions majeurs (Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , etc) (LaBar et Nairn, 2016). L'étude de LaBar et Nairn (2016) portait sur l'influence de la force ionique sur les produits d'enlèvement des métaux traces dans des bioréacteurs. Dans cette étude, la force ionique élevée, en particulier due au Na et au sulfate, a diminué l'enlèvement du Mn par adsorption sur le substrat. Par ailleurs, l'augmentation de la force ionique a eu un plus grand impact sur les phénomènes de sorption lorsque la réduction du sulfate a été inhibée, avec des pourcentages de Mn et Zn traités par adsorption diminuant d'au moins de moitié. Cette diminution de l'adsorption peut avoir un impact sur l'efficacité du système de traitement au début de la mise en exploitation des RPB lorsque les BSR ne sont pas encore bien établies et que l'adsorption est le mécanisme d'enlèvement prépondérant (Neculita et al., 2007; LaBar et Nairn, 2016). Luo et al. (2016) ont étudié les effets de l'accumulation de la salinité sur la performance d'un bioréacteur à membrane et sur la structure de la communauté bactérienne. Ils ont observé un impact négatif de l'augmentation de la salinité dans le bioréacteur sur sa performance. En réponse à l'augmentation de la salinité dans le système, des bactéries halotolérantes et halophiles se sont développées au détriment des bactéries halophobes ce qui a permis une restauration de la performance du bioréacteur. Certaines études ont montré des bioréacteurs utilisant des BSR efficaces en condition de salinité élevée (Vallero et al., 2005; 2004; Li et al., 2014; Luo et al., 2016). Des taux de réduction des sulfates élevés (6,6 g de

SO_4^{2-} /L/jour à un TRH de 9 h) à des salinités de 50 g/L de NaCl et 1 g/L de MgCl_2 (60 - 70 mS/cm) ont été observés dans un bioréacteur à membrane anaérobie immergée inoculé avec une culture pure de BSR halophiles *Desulfobacter halotolerans* utilisant de l'acétate ou de l'éthanol en tant que donneur d'électrons (Vallero et al., 2005).

Tableau 2.9 : Exemples de RPB à l'échelle pilote de terrain testés pour le traitement du DMA en région nordique

Site minier	Conditions opératoires	Composition du mélange réactif	Contaminations ciblées	pH à la sortie et taux d'enlèvement des contaminants	Références
Mine Cadillac Molybdenite, AB, Canada	<ul style="list-style-type: none"> Température : 0-4°C; (une moyenne de -20°C six mois dans l'année) TRH= 5 jours 	Copeaux de bois, calcaire, foin et fumier	pH = 2,7 - 5,6 Al, Cu, Fe, Mn, Zn et SO_4^{2-}	pH = 6,7; Al (78%); Cu (97%); Fe (99%); Mn (39,6%); Zn (99%); SO_4^{2-} (76%).	Kuyucak et al., 2006; Ness et Stewart, 2014
Mine Calliope, Montana, USA	<ul style="list-style-type: none"> Température : 2-16°C TRH : 4,5 jours Durée du traitement= 3 ans 	Fumier de vache, paille, calcaire et Terracell™	pH = 3,6 Cu, Cd, Fe, Mn et Al	pH = 8,9; Fe, Al et Cu (>98%); Cd (19%); Mn (32%).	Nordwick et al., 2006
Mine Fran, Clinton county, PA, USA	<ul style="list-style-type: none"> Débit : 4,9 L/min Température : Moyenne hiver (décembre à février) = -3,5°C et moyenne été (juin à août) = 21,5°C 	Copeaux et sciure de bois, calcaire, farine de luzerne, fumier de vache et poussière de ciment	pH = 2,4 Al, Fe, Zn, Ni, Cu et SO_4^{2-}	pH=6,6; Al (99,7%); Fe (73,3%); Zn (93,5%); Ni (99,2%); Cu (99,8%); SO_4^{2-} (71,7%).	Gusek et Schueck, 2004
Mine Lilly/Orphan Boy, Montana, USA	<ul style="list-style-type: none"> Température moyenne annuelle : 8°C Durée du traitement : 11 ans 	Matière organique, fumier de vache et paille	Al, Cd, Cu, Zn et As	Al, Cd, Cu et Zn (entre 98 et 99%); As (96%)	Nordwick et al., 2006
Mine Superfund, CO, USA	<ul style="list-style-type: none"> Température : Moyenne hiver (décembre à février) = -9,2°C et moyenne été (juin à août) = 9,6°C TRH = 31 heures Durée du traitement : 4 ans 	Foin, copeaux de bois, calcaire, et fumier de vache	pH = 3,9 - 6,2 Cd, Cu, Pb, Zn, Fe, Mn et SO_4^{2-}	pH=6,3; Cd, Cu, Pb, et Zn (> 98,0%); Fe (87,0%-97,7%); Mn (3,7%-33,3%); SO_4^{2-} (57,2%).	Gallagher et al., 2012; Reisman et al., 2009
Mine Williams Brother, Californie, USA	<ul style="list-style-type: none"> Température : (non indiquée mais froide en hiver) TRH (non indiqué) Durée du traitement : 17 mois 	Paillis et compost	pH = 4,5 As, Ni, Zn, Fe, Mn et SO_4^{2-}	As (-18%), Ni (11%), Zn (31%), Fe (-17%), Mn(64%) et SO_4^{2-} (7%)	Clyde et al., 2016

Tableau 2.10 : Exemples de RPB à l'échelle pilote de terrain testés pour le traitement du DNC en région nordique

Site minier	Conditions opératoires	Composition du mélange réactif	Contaminations ciblées	Taux d'enlèvement des contaminants	Références
Mine Wood Cadillac, QC, Canada	<ul style="list-style-type: none"> •Débit dans le réacteur = 7,3 L/s en 2000 puis 5 L/s en 2002 •Durée du traitement : 7 ans 	Écorce de boulot	As et SO_4^{2-}	As (entre 60 et 93%); SO_4^{2-} (jusqu'à 99%, 95%, et 67% aux étés 2000, 2001 et 2002, respectivement).	Germain et Cyr, 2003
Mine abandonnée, Territoire du Yukon, Canada	<ul style="list-style-type: none"> •Température : entre 4,0°C et 17,5°C, selon la saison •Volume réacteur = 40 L •TRH = 14 jour •Durée du suivi : 14 mois 	Mélasse et roche	pH = 6,4 - 7,2 Cd, Zn et SO_4^{2-}	Zn (20,9%) en hiver et (89,3%) en été; Cd (39,0%) en hiver et (90,5%) en été.	Nielsen et al., 2018
Mine Storgangen (abandonnée), Sud de la Norvège	<ul style="list-style-type: none"> •Température : entre 3,3°C et 10,8°C, selon la saison. •TRH = 10 heures •Durée du suivi : 10 mois 	Gravier, copeaux de bois, foin, tourbe et fumier	pH = 6,7 - 7,3 Ni et SO_4^{2-}	Ni (98%) en été et (entre 35 et 71%) en hiver.	Ettner, 1999

2.4 Synthèse et besoins en recherche

La contamination des eaux est un problème environnemental majeur pour l'industrie minière, y compris en région nordique où les faibles températures ralentissent les processus biogéochimiques conduisant à la formation du drainage minier mais ne les arrêtent pas. Le traitement passif du drainage minier est de plus en plus privilégié pour la restauration des sites miniers fermés et abandonnés. Les systèmes passifs ont l'avantage de pouvoir être utilisés après la fermeture d'une mine, dans une optique de restauration sur le long terme. Toutefois, l'efficacité de ces systèmes peut être limitée dans des conditions de basses températures et pour les effluents salins. La revue de littérature présentée dans ce chapitre vise à comprendre l'influence de ces deux paramètres (température et salinité) sur la performance des RPB utilisant la sulfato-réduction comme mécanisme de traitement privilégié. Les études réalisées montrent, dans l'ensemble, que les faibles températures ont pour effet de réduire la sulfato-réduction du fait de la diminution des cinétiques des processus biologiques. Certaines études ont montré qu'à basses températures, l'activité des BSR peut être maintenue lorsqu'une source de carbone liquide était utilisée. Les BSR seraient donc plus sensibles à la nature du substrat organique utilisé qu'à la température du milieu. Une solution pour augmenter l'efficacité des RPB en climat froid, tel que présentée dans ce rapport, consiste à construire le bioréacteur sous terre, en dessous du point de congélation et à le recouvrir d'un isolant thermique dans le but d'empêcher le gel de l'eau. Dans la littérature, les effets de la forte salinité sur l'activité des BSR sont moins couverts que ceux des basses températures. Les études portant sur ce sujet montrent que la salinité élevée du drainage minier peut diminuer l'efficacité des systèmes de traitement biologique ainsi que leur durée de vie. En revanche, lorsque la salinité est principalement liée aux sulfates, les systèmes de traitement passif qui impliquent des réactions de sulfato-réduction ne semblent pas être trop affectés. Les faibles températures et la forte salinité du drainage minier semblent donc être des paramètres susceptibles d'affecter potentiellement de manière significative la performance des RPB en région nordique. Ces deux paramètres ont beaucoup été étudiés séparément ces dernières années. En revanche, leurs effets combinés sur la performance des bioréacteurs ont fait l'objet de peu d'études et les connaissances sur ce sujet restent limitées. Il serait donc intéressant de développer cet axe de recherche dans une optique d'amélioration des performances des RPB pour le traitement du DMA et du DNC générés en région nordique.

CHAPITRE 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

Afin d'évaluer l'impact du climat nordique sur la performance des RPB, des essais à l'échelle pilote de terrain ont été conduits sur le site de la mine Raglan avec du drainage minier réel et en conditions de faibles températures spécifiques au site. La présente section décrit le matériel et les méthodes utilisés dans le cadre de ce projet de maîtrise.

3.1 Contexte du projet

Les essais à l'échelle pilote de terrain menés dans ce projet s'inscrivent dans la continuité des essais batch et des essais en colonnes réalisés dans le cadre de travaux antérieurs (Ben Ali et al., 2019a, 2019b, 2019c). La figure 3-1 présente la méthodologie générale du projet global portant sur le traitement passif du drainage minier en climat nordique.

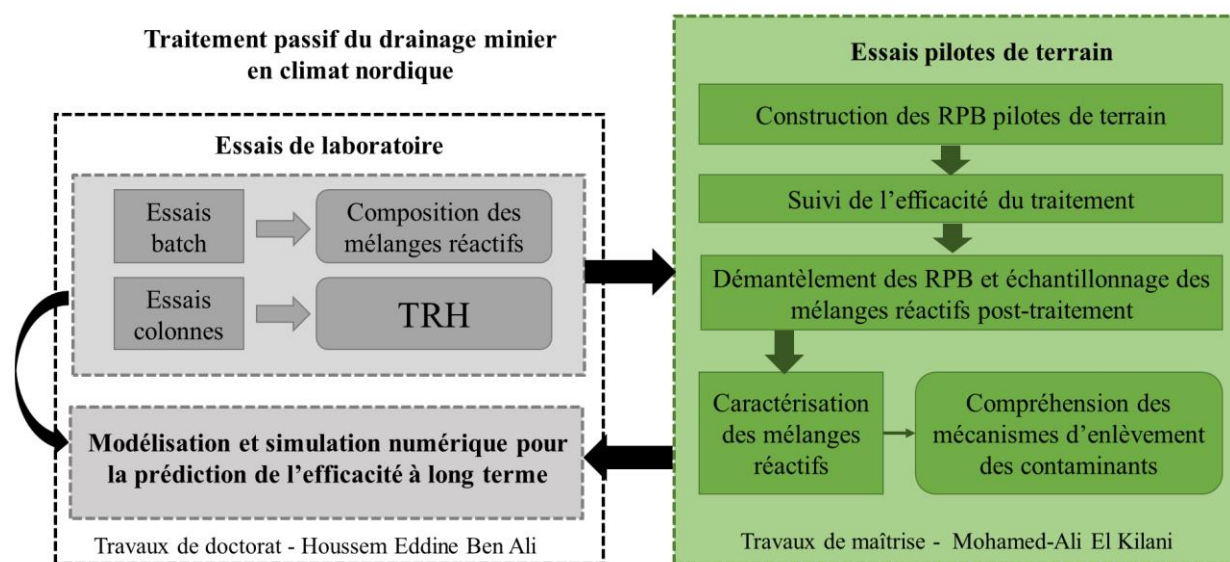


Figure 3-1 : Méthodologie du projet de maîtrise et des travaux antérieurs

Le dimensionnement et la construction des réacteurs pilotes de terrain ont été réalisés en se basant sur les résultats des essais batch et des essais colonnes menés au laboratoire dans le cadre du projet de thèse de Ben Ali (2019). Quelques détails pertinents sur ces travaux antérieurs sont présentés dans la suite.

3.2 Essais en réacteurs type batch et type colonnes de laboratoire

Dans cette partie sont présentés les principaux résultats issus des essais batch et des essais en colonnes menés au laboratoire (Ben Ali, 2019) et sur lesquels a été basé le dimensionnement des réacteurs pilotes de terrain.

Lors des essais batch, différents mélanges réactifs ont été testés pour le traitement d'un DMA et un DNC synthétiques. La composition et les proportions des composants de ces mélanges étaient basées sur la littérature scientifique (Ben Ali et al., 2019b) et l'expertise des chercheurs de l'IRME. Tous les mélanges réactifs ont fait l'objet d'une caractérisation physico-chimique et bactériologique, avant et après les essais. Les résultats des essais batch ont permis de sélectionner les mélanges réactifs les plus efficaces (enlèvement des métaux et des sulfates > 91%) pour le traitement des DMA et DNC synthétiques (Ben Ali et al., 2019b). Le tableau 3.1 présente la composition et la proportion des matériaux dans les mélanges réactifs retenus à l'issue des essais batch et qui ont été utilisées dans les réacteurs à l'échelle pilote de terrain. Le mélange réactif utilisé pour traiter le DMA est désigné par MR-DMA et le mélange réactif utilisé pour traiter le DNC est désigné par MR-DNC.

Tableau 3.1 : Proportion des matériaux dans les mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC

Matériau	% massique (masse sèche)	
	MR-DMA	MR-DNC
Tourbe de sphaigne	0	55
Compost de feuille	10	20
Sciure de bois	48	0
Cendres de bois	30	15
Sable	10	10
Boues	2	0
Total	100	100

Le tableau 3.2 présente quant à lui le rôle de chaque composant des mélanges réactifs ainsi que leurs provenances respectives.

Tableau 3.2 : Rôles et provenances des matériaux composant les mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC

Matériau	Rôle	Provenance
Tourbe de sphaigne	Source de carbone organique	Rouyn-Noranda
Compost de feuille	Source d'azote	Rouyn-Noranda
Copeaux de bois	Source de carbone organique	Rouyn-Noranda
Sciure de bois	Source de carbone organique	Rouyn-Noranda
Cendres de bois	Agent neutralisant	Mine Raglan-Site de brûlage
Sable	Agent structurant	Mine Raglan
Boues	Inoculum bactérien	Mine Raglan-Station d'épuration

Les essais colonnes ont été conduits dans le but d'évaluer notamment l'impact du TRH et de la salinité du drainage minier sur l'efficacité de traitement. Au total, huit colonnes ont été testées au laboratoire sur une période totale de 8 mois. Les quatre colonnes destinées à traiter le DMA ont été remplies avec le mélange réactif MR-DMA, alors que les quatre colonnes destinées à traiter le DNC ont été remplies avec le mélange réactif MR-DNC. Le tableau 3.3 présente le TRH et la salinité de l'effluent à l'entrée des huit colonnes suivies dans le cadre des essais de Ben Ali et al. (2019c).

Tableau 3.3 : TRH et salinité du DMA et du DNC à l'entrée des huit colonnes des essais de Ben Ali et al. (2019c)

Nom de la colonne	TRH (jour)	Type drainage minier
C-AMD-2,5	2,5	DMA non salin
C-AMD-5	5	DMA non salin
C-SAMD-2,5	2,5	DMA salin
C-SAMD-5	5	DMA salin
C-NMD-0,5	0,5	DNC non salin
C-NMD-1	1	DNC non salin
C-SNMD-0,5	0,5	DNC salin
C-SNMD-1	1	DNC salin

Les TRH retenus à l'issue des essais colonnes sont 2,5 jours pour le MR-DMA et 1 jour pour le MR-DNC. Les propriétés physico-chimiques du DMA et du DNC synthétiques utilisés dans les essais colonnes sont présentées dans l'annexe A. Pour plus de détails concernant les essais batch et les essais colonnes, consulter Ben Ali et al. (2019b, 2019c).

3.3 Description du site minier à l'étude

La mine Raglan est située à l'extrême nord du Québec, dans le territoire du Nunavik, à la hauteur du 62° parallèle et à une distance de 1 800 km au nord de Montréal. La mine exploite un gisement de nickel dans un environnement arctique. Les précipitations totales atteignent ± 350 mm de pluie et ± 500 cm de neige annuellement et la température moyenne annuelle de l'air y est de -10°C (Mine Raglan, 2019).



Figure 3-2 : Localisation de la mine Raglan (tiré de Gouvernement du Québec, 2019)

Quatre mines souterraines sont présentement exploitées par Mine Raglan. Le minerai extrait est concassé, broyé, puis transformé en concentré de nickel-cuivre. Chaque année, le concentrateur de la mine traite 1,3 million de tonnes de minerai et plus de 39 000 tonnes de nickel sont produits

dans le concentré (Mine Raglan, 2019). Les résidus du concentrateur sont filtrés puis compressés pour les amener à un pourcentage de solides de 85% avant d'être acheminés par camion vers le parc à résidus où ils sont entreposés (Éthier, 2011). Les résidus sont autoportants et l'usage de digues au niveau du parc à résidus n'est donc pas nécessaire (Coulombe, 2012). Les stériles sont, quant à eux, temporairement entreposés dans des haldes à stériles avant leur enfouissement ultérieur (quelques années plus tard), sous forme de remblai rocheux dans les galeries souterraines (Ethier, 2011).

À la mine Raglan, les eaux de drainage de certaines haldes à stériles avant traitement présentent des pH et des concentrations en Ni qui ne respectent pas toujours les normes environnementales gouvernementales. Par ailleurs, les eaux d'exhaure, pompées des galeries souterraines vers la surface, présentent des valeurs de pH neutre (6,9 - 7,4), une forte salinité et des concentrations en nickel élevées ([Ni] jusqu'à 68,1 mg/L). Dans la suite du rapport, l'acronyme DNC désignera cette eau d'exhaure contaminée en Ni. Le parc à résidus de la mine génère quant à lui du DMA dont les concentrations en Fe, en Ni et en Cu (avant traitement) dépassent les exigences de la directive 019 sur l'industrie minière. Dans le cadre de ce projet, nous nous intéressons au traitement passif du DNC pompé des galeries souterraines et du DMA qui s'écoule du parc à résidus (figure 3-3).



Figure 3-3 : Eau d'exhaure contaminée en Ni (a) et DMA issu du parc à résidus (b) – Mine Raglan

Le tableau 3.4 présente la qualité du DMA et du DNC échantillonnés sur le site de la mine Raglan à l'été 2018 et utilisés dans nos essais.

Tableau 3.4 : Qualité du DMA et du DNC échantillonnés sur le terrain à l'été 2018

Paramètre	DMA	DNC
pH (min – max)	3,3 - 4,2	6,9 - 7,3
[SO ₄ ²⁻] (mg/L)	2 000 - 4 800	200 - 1 720
[Ni] (mg/L) (moyenne)	27,6	22,5
[Fe] (mg/L) (moyenne)	23,7	0,06
[Cu] (mg/L) (moyenne)	2,4	<0,003

Présentement, à la mine Raglan, le DMA provenant du parc à résidus est collecté dans un premier bassin dans lequel un traitement actif par neutralisation à la chaux est réalisé. L'eau traitée est par la suite pompée vers un second bassin collecteur dans lequel le DNC est également collecté. Lorsque les paramètres du pH et du Ni sont conformes aux normes, l'eau du second bassin passe à travers des filtres à sable pour être débarrassée des matières en suspension avant d'être rejetée dans l'environnement.

3.4 Essais à l'échelle pilote de terrain

Cette section est consacrée à la présentation du matériel et des méthodes utilisés dans le cadre des essais à l'échelle pilote de terrain menés dans le cadre de ce projet de maîtrise.

3.4.1 Préparation des mélanges réactifs

Les mélanges réactifs ont été préparés avec les mêmes matériaux utilisés dans les essais batch et les colonnes au laboratoire. Les matériaux ont été acheminés vers la mine Raglan par avion. Seules les cendres de bois et les boues d'épuration ont été prélevées directement sur le site de la mine. Les mélanges réactifs ont été préparés selon les proportions présentées au tableau 3.1. Le mélange des matériaux a été réalisé manuellement dans des chaudières de 20 L (figure 3-4). Une hotte aspirante et un masque respiratoire ont été utilisés lors de la manipulation des cendres de bois. Les analyses physico-chimiques et bactériologiques, ainsi que la caractérisation minéralogique réalisées sur les mélanges réactifs (avant et après traitement) sont présentées au tableau 3.6.

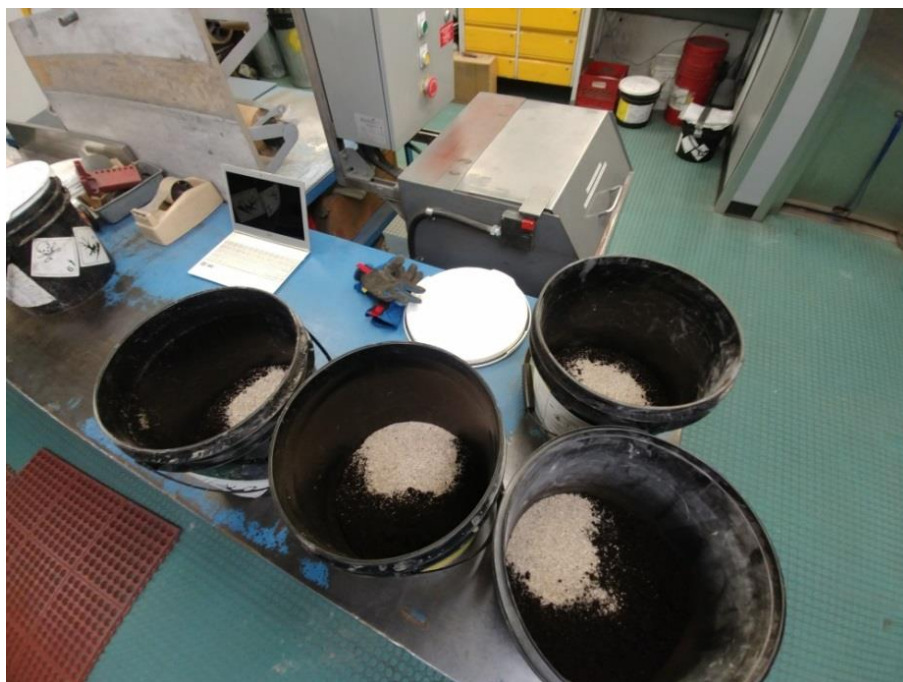


Figure 3-4 : Préparation des mélanges réactifs

Après avoir été préparé, le mélange réactif MR-DMA a été saturé de DMA et incubé à la température ambiante du laboratoire (environ 22°C) pendant une semaine afin d'initier l'acclimatation et l'établissement des BSR.

3.4.2 Construction des RPB pilotes de terrain

Au total, quatre bioréacteurs pilotes ont été construits et installés sur le site minier, dont deux à l'été 2017 et deux autres à l'été 2018. Parmi ceux-ci, deux étaient destinés au traitement du DMA et les deux autres au traitement du DNC. La figure 3-5 présente le schéma de l'installation construite *in situ* dans le cadre des essais de terrain.

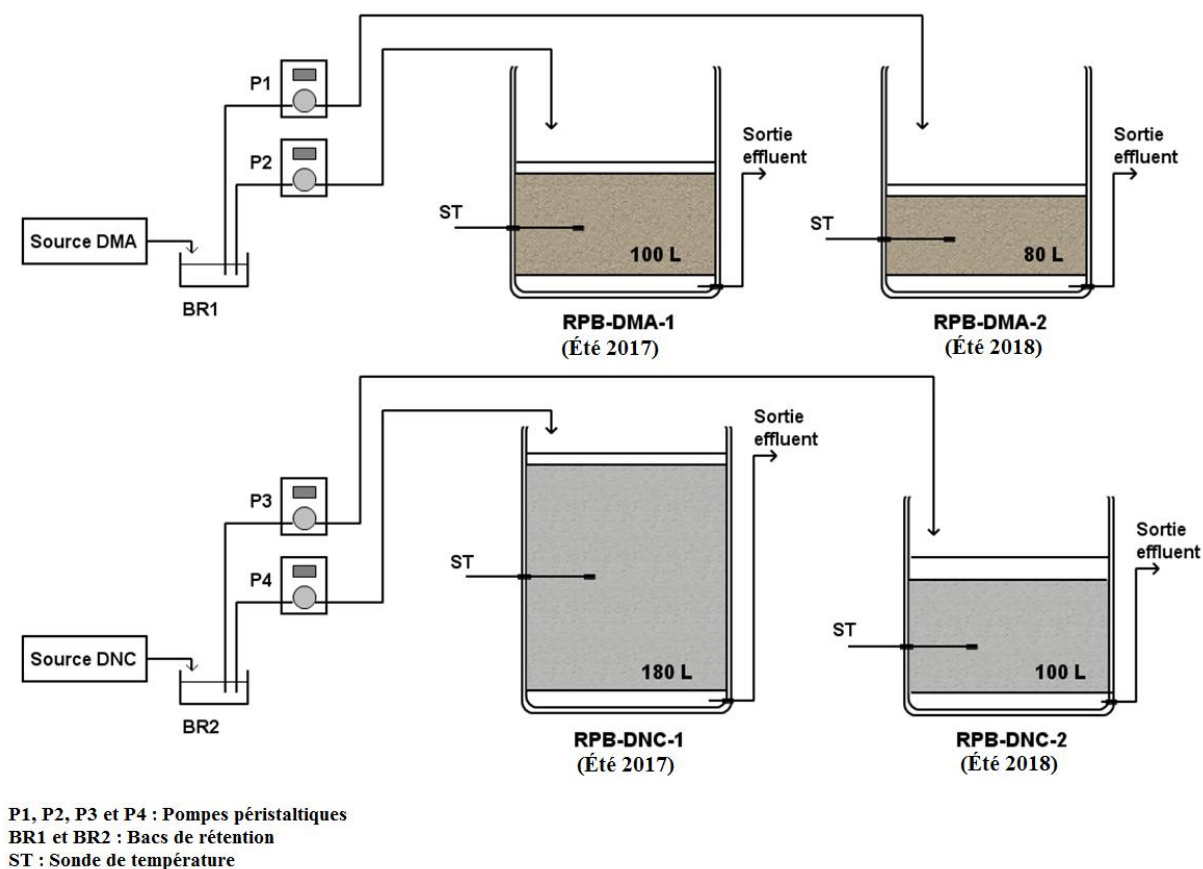


Figure 3-5 : Schéma des essais de traitement au moyen de RPB à l'échelle pilote de terrain à la mine Raglan

Les bioréacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 ont été construits pour traiter le DNC contaminé en Ni pompé des galeries souterraines de la mine. Le bioréacteur RPB-DNC-1 a été construit à l'été 2017 et a été suivi sur une période totale de 94 jours (57 jours à l'été 2017 puis 37 jours à l'été 2018). Le bioréacteur RPB-DNC-2 a été construit, quant à lui, à l'été 2018 et a été suivi sur une période de 44 jours à l'été 2018. Les bioréacteurs RPB-DMA-1 et RPB-DMA-2 ont été construits, respectivement à l'été 2017 et à l'été 2018, pour traiter le DMA s'écoulant à l'exutoire du parc à résidus. Le réacteur RPB-DMA-1, qui a rencontré plusieurs problèmes lors de sa mise en opération notamment au niveau du système qui permettait de l'alimenter en DMA, n'a pas pu être suivi. Le réacteur RPB-DMA-2 a été suivi sur une période 48 jours à l'été 2018. La figure 3-6 présente une photo de l'installation réelle construite à la mine Raglan et utilisée pour la réalisation des essais à l'échelle pilote de terrain.



Figure 3-6 : Installation utilisée pour la réalisation des essais à l'échelle pilote de terrain – Mine Raglan

Les contenants utilisés pour construire les bioréacteurs sont des barils ouverts en polyéthylène de 220 L. Similairement au design des réacteurs type colonnes au laboratoire, une couche de 5 cm de gravier inerte a été déposée au fond de chaque baril dans le but de prévenir d'éventuels problèmes de colmatage. Dans chaque baril, la couche de gravier a été recouverte d'une rondelle de géotextile sur laquelle a été déposé le mélange réactif approprié (MR-DMA ou MR-DNC). L'alimentation des bioréacteurs s'effectuait au moyen de pompes péristaltiques Masterflex® qui injectaient en continu le drainage minier dans les bioréacteurs par le dessus, dans un écoulement vertical descendant. Le débit a été régulièrement vérifié par la méthode volumétrique (contenant et chronomètre) et ajusté si nécessaire. La circulation du drainage minier dans les RPB se faisait de manière gravitaire. Les températures dans les RPB ont été mesurées et enregistrées au moyen de sondes de température installées au centre des réacteurs (voir figure 3-5) et connectées à un boîtier enregistreur de données DECAGON EM50-LOG. Le volume et le débit de l'effluent des quatre RPB sont présentés au tableau 3.5. Un schéma détaillé montrant une coupe transversale d'un RPB pilote, avec les différents éléments le constituant, est présenté dans l'annexe B.

Tableau 3.5 : Volumes, TRH et débits d'alimentation des quatre RPB pilote de terrain

	RPB-DMA-1	RPB-DMA-2 (RPB-DMA)	RPB-DNC-1	RPB-DNC-2
Date de mise en service	30-07-2017	18-07-2018	29-07-2017	18-07-2018
Durée du suivi (jours)	0	48	94	44
TRH (jours)	2,5	2,5	1	1
Porosité (<i>n</i>)	0,66	0,66	0,73	0,73
Volume réacteur (L)	100	80	180	100
Débit (L/h)	-	0,88	5,5	3,05

À l'issue des essais, les réacteurs suivis ont été démantelés et des échantillons des mélanges réactifs ont été prélevés à l'entrée, au milieu et à la sortie des réacteurs. Les échantillons de mélange réactif post-traitement ont été conservés dans des sacs hermétiquement scellés, à 4°C, en attendant d'être acheminés vers l'UQAT pour être caractérisés dans le but d'évaluer les mécanismes d'enlèvement des contaminants.

3.5 Méthodes d'analyse et de mesure

Les analyses réalisées sur les mélanges réactifs (avant et après traitement) et sur le DMA, le DNC et les effluents sont présentées au tableau 3.6. Notons que les échantillons des effluents sortant des RPB ont été prélevés à chaque fois 24 heures après l'échantillonnage du DNC à l'entrée, pour les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2, et 60 heures après l'échantillonnage du DMA à l'entrée, pour le réacteur RPB-DMA. Le délai entre l'échantillonnage en amont du RPB et l'échantillonnage de l'effluent à la sortie du RPB correspond au TRH de l'effluent dans le réacteur.

La qualité du DMA, du DNC et des effluents sortant de chaque RPB a été régulièrement contrôlée par l'analyse des paramètres physico-chimiques suivants : le pH, la conductivité, le POR, l'alcalinité, l'acidité, les sulfates, les sulfures et les métaux totaux. Les mesures de pH ont été réalisées au moyen d'un multimètre (Fisherbrand™ Accumet™ AB15 Basic) muni d'une électrode simple jonction de Fisherbrand™ Accumet™ avec une cellule de référence Ag/AgCl calibré quotidiennement. Les mesures de Potentiel d'Oxydo-Réduction (POR) ont été effectuées

à l'aide d'un testeur de l'oxydoréduction portatif (ORPTestr 10) muni d'un capteur en polymère Ag/AgCl à double jonction (± 2 mV de précision). L'alcalinité et l'acidité ont été obtenues par titrage avec un titreux entièrement automatisé pour titrage potentiométrique des acides et des bases par série de 28 échantillons maximum (Metrohm Mat07) combiné à une électrode pH Aquatrode plus. Les concentrations en sulfates et en sulfures ont été mesurées à l'aide d'un colorimètre multi-paramètres portatif HACH[®] DR900 selon les méthodes 8051 et 10254, respectivement (HACH, 2019). Les concentrations en métaux totaux ont été déterminées par ICP-AES (Perkin Elmer 3000 DV) sur des échantillons préalablement filtrés (avec un filtre de 0,45 μm) et acidifiés à 2% (v/v) avec de l'acide nitrique concentré pour la conservation.

La minéralogie et la microstructure des mélanges réactifs post-traitement ont été analysées avec un microscope électronique à balayage (MEB) équipé d'une sonde à rayons X Energy Dispersive 15 Spectroscopy (EDS) HITACHI S-3500N (20 kV, 140 A, 25 kPa et 15 mm). Les cartes d'éléments et les compositions chimiques ont été enregistrées avec un processeur de données INCA (Oxford Energy 450). Les solides ont été préalablement déshydratés à 40°C pendant 48 h puis déposés sur des supports (plots métalliques) à l'aide d'un ruban adhésif double face avant d'être métallisés.

Le dénombrement des BSR dans les solides a été réalisé selon la méthode du nombre le plus probable (ASTM, 1990). Les échantillons de mélange réactif post-traitement ont été prélevés au milieu du réacteur et à la sortie. Les échantillons ont été conservés à 4°C dans des sacs hermétiquement scellés jusqu'à l'analyse microbiologique. Les BSR ont été cultivées dans un milieu de culture dit de Starkey (ASTM, 1990). Pour chaque échantillon, 32 flacons de sérum de 20 mL (6 dilutions x 5 répliques + 2 témoins) ont été remplis avec 9 mL de milieu de culture, bouchés et stérilisés par autoclavage (121°C, 15 psi, 30 min). La solution primaire a été préparée en introduisant 1 à 3 cm^3 de mélange réactif dans une bouteille contenant 100 mL d'eau de dilution tamponnée. Les flacons de sérum ont été inoculés avec les 6 dilutions de la suspension primaire et l'incubation des tubes a été réalisée dans des conditions anaérobies à 25°C pendant 21 jours. À l'issue de la période d'incubation, les tubes ont été considérés positifs lorsque la présence de précipité noir révélateur de FeS était observée. Quand la présence de FeS n'était pas évidente, la présence de H₂S a été vérifiée en utilisant 0,5 mL de FeCl/HCl suivi de 0,5 mL de p-aminodiméthylaniline dichlorhydrate/HCl et l'apparition d'une couleur bleue dans le tube indiquait que le test était positif (ASTM, 1990).

Tableau 3.6 : Analyses réalisées sur les échantillons liquides et les mélanges réactifs solides

Type d'analyse	Paramètre mesuré	Méthode utilisée/Protocole	Échantillon
Chimique	Acidité (mg CaCO ₃ /L)	Titration acido-basique	L*
	Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)		L
	Métaux totaux (mg/L)	ICP-AES	L
	Fe ²⁺ (mg/L)	Colorimétrie	L
	Sulfates (mg/L)		L
	Sulfures (mg/L)		L
Électrochimique	Conductivité (µS/cm)	Mesure par électrode	L
	pH	pH-mètre; Pour les solides (ratio 1:10) (ASTM, 1995)	L et MR**
	POR (mV)	Mesure par électrode POR	L
Physique	Humidité	Séchage à 105°C	MR
	Capacité d'Échange Cationique (CEC) (meq/100g)	Méthode d'acétate de sodium (Chapman, 1965)	MR
Minéralogique	Structure et analyse élémentaire	Microscopie à balayage avec énergie dispersive des rayons-X	MR
Microbiologique	Dénombrement des BSR	Méthode du nombre le plus probable (NPP) (ASTM, 1990)	MR

*L : Liquides

**MR : Mélanges réactifs (solides)

3.6 Problèmes rencontrés lors des essais à l'échelle pilote de terrain

Lors des essais à l'échelle pilote de terrain, plusieurs difficultés ont été rencontrées. La présente section fait état de ces complications.

3.6.1 La logistique

La mine Raglan étant située à l'extrême nord du Québec, dans une zone isolée et inaccessible par la route, la logistique en amont des essais pilote de terrain a représenté un défi important. Les matériaux et le matériel nécessaires et non disponibles sur place ont dû être acheminés vers le site par avion, impliquant des délais supplémentaires pour la construction des RPB.

3.6.2 Alimentation des RPB en drainage minier

L'alimentation des RPB pilotes de terrain en drainage minier (DNC ou DMA) devait initialement se faire de manière passive. Toutefois, lors de la construction des RPB, il s'est avéré que la configuration du terrain n'était pas favorable à la mise en place d'un système d'alimentation gravitaire efficace en amont des RPB. Cette situation nous a amené à installer des pompes péristaltiques en amont des RPB pour pouvoir assurer leur alimentation en drainage minier.

3.6.3 Récupération des cendres de bois

La récupération des cendres de bois sur le site de brûlage de la mine Raglan a été une étape particulièrement longue. Les conditions météorologiques (vent et pluie) ainsi que la localisation éloignée du site de brûlage ont rendu difficile la récupération de la quantité de cendres de bois nécessaire pour préparer les quantités voulues des mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC.

3.6.4 Période de dégel restreinte

La contrainte majeure rencontrée lors des essais de terrain était la fenêtre de temps restreinte pour réaliser les essais. À la mine Raglan, le dégel des eaux se produit relativement tard (courant juin) et le gel des eaux commence relativement tôt (mi-septembre). La courte période de dégel sur place a eu pour conséquence de limiter la durée des essais.

3.6.5 Contexte de travail dangereux

Les essais pilote de terrain ont été réalisés dans un contexte de travail comportant des risques significatifs à la fois pour l'intégrité de l'installation mais également vis-à-vis de la sécurité des personnes travaillant à proximité. Dans le but de contrôler ces risques, une analyse des risques, présentée dans le tableau 3.7, a été réalisée.

Tableau 3.7 : Analyse de risques liés aux essais pilote de terrain

Situation à risque	Nature du risque	Risques	EPI/Barrière
Récupération des cendres de bois	Thermique	Risque de brûlure	Gants anti-brûlure
Tamissage des cendres	Respiratoire	Risque d'inhalation de microparticules	Masque filtrant Hotte aspirante
Manipulation des cendres	Respiratoire	Risque d'inhalation de microparticules	Masque filtrant Masque respiratoire full face avec filtre adapté
Manipulation des boues d'épuration	Biologique	Infections	Gants en nitrile Lunette de protection Masque Sur-blouse Sur-bottes
Manipulation de la scie circulaire	Mécanique	Risque de coupure	Gants anti-coupure
Manipulation de la perceuse	Mécanique	Risque de perforation	Gants anti-perforation
Manutention manuelle de charges	Mécanique	Risque d'écrasement (doigts, pieds) Risques dorso-lombaires	Gants Bottes de travail Manutention sécuritaire
Travail dans des espaces bruyants	Auditive	Stress Fatigue auditive Troubles auditifs	Casque de protection auditive Bouchons d'oreilles
Travail à proximité d'une route	Mécanique	Risque d'être percuté par un camion	Mise en place de glissières de sécurité en béton (jersey) autour de l'installation

CHAPITRE 4 RÉSULTATS ET DISCUSSION

Cette partie est consacrée à la présentation et à la discussion des résultats du suivi des paramètres physico-chimiques des effluents à l'entrée et à la sortie des réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2. Les résultats de la caractérisation minéralogique et microbiologique des mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC post-traitement, prélevés dans les RPB à l'issue des essais, sont également présentés et discutés.

4.1 RPB-DMA

4.1.1 Qualité du DMA

Les principaux paramètres physico-chimiques du DMA utilisé dans les essais pilote de terrain au niveau du réacteur RPB-DMA, qui a été exploité pendant 48 jours (du 18-07-2018 au 03-09-2018), sont présentés au tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Paramètres physico-chimiques du DMA

Paramètre	Valeurs	
	Min - Max	Moyenne
pH	3,3 - 4,2	3,7
POR (mV)	353 - 424	383
[SO ₄ ²⁻] (mg/L)	2 000 - 4 800	3 186
[Ni] (mg/L)	18,4 - 37,6	27,6
[Fe] (mg/L)	1,5 - 50,6	23,7
[Cu] (mg/L)	1,2 - 3,0	2,4

4.1.2 Évolution de la température

Le suivi de la température dans le réacteur RPB-DMA tout le long des essais est présenté à la figure 4-1. Les mesures montrent que la température dans le réacteur RPB-DMA varie entre 0,2 et 12,0°C sur la période de suivi, avec une température moyenne de 5,3°C. La courbe de température montre des fluctuations notables dans le temps avec une tendance évidente à la baisse. La température moyenne sur les 15 premiers jours du suivi s'élève à 7,6°C et la température moyenne sur les 15 derniers jours du suivi s'élève à 2,6°C.

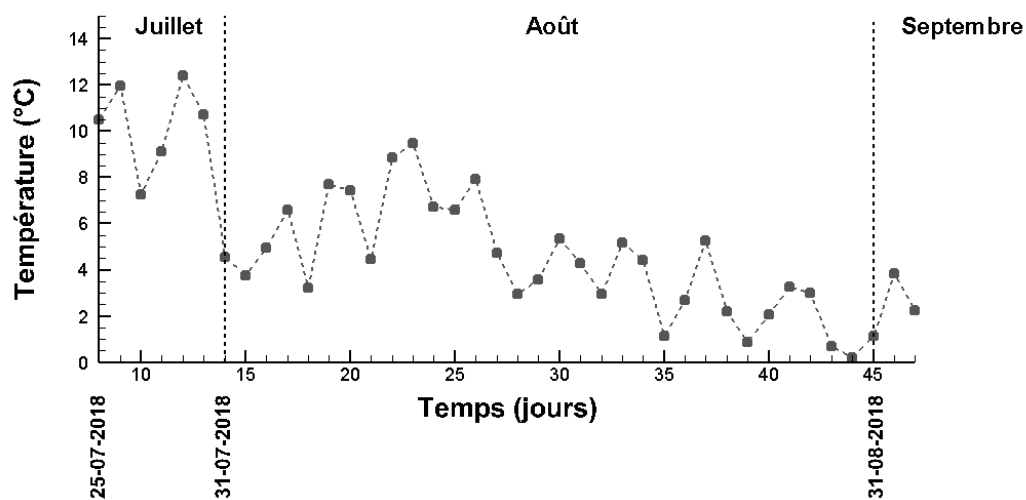


Figure 4-1 : Évolution de la température dans le réacteur RPB-DMA

4.1.3 Évolution du pH, de l'alcalinité et de l'acidité

Les valeurs de pH du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA sont présentées à la figure 4-2.

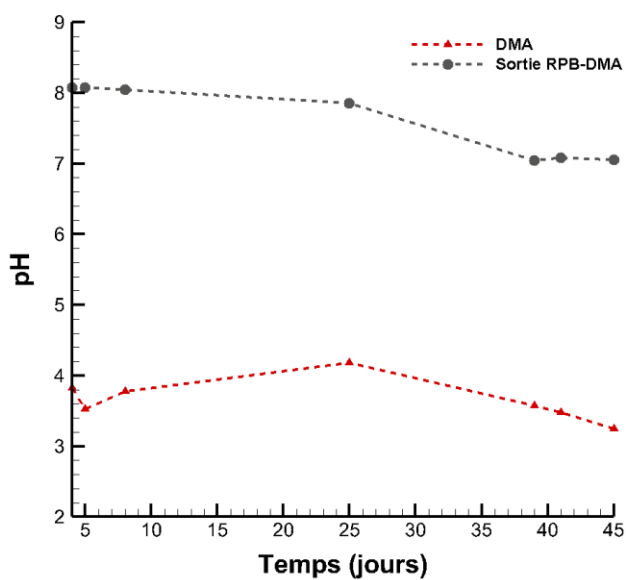
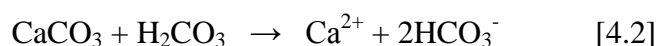
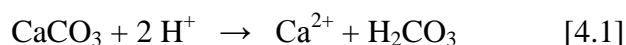


Figure 4-2 : Évolution du pH dans le DMA et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA

Les résultats montrent une augmentation nette du pH de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA sur toute la période de suivi. Le pH du DMA à l'entrée du réacteur se situe entre 3,3 et 4,2. Le pH de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur se situe quant à lui entre 7,0 et 8,0 et respecte ainsi les limites de la directive 019 sur l'industrie minière (6-9,5) (MDDELCC, 2012). Une augmentation du pH est généralement observée dans les RPB visant à traiter du DMA (Kuyucak et al., 2006; Reisman et al., 2009).

Une diminution de l'acidité de l'effluent est observée entre l'entrée et la sortie du réacteur. L'acidité du DMA se situe entre 131 et 315 mg CaCO₃/L alors que l'acidité de l'effluent sortant du réacteur se situe entre 3 et 17 mg CaCO₃/L avec une exception pour l'effluent prélevé au jour 42 qui présente une valeur d'acidité particulièrement élevée (133 mg CaCO₃/L). À l'inverse de l'acidité, l'alcalinité de l'effluent sortant est nettement supérieure à l'alcalinité du DMA. Les valeurs de l'alcalinité du DMA se situent toutes en dessous de la limite de détection de la méthode (<1 mg CaCO₃/L) alors que l'alcalinité de l'effluent sortant se situe entre 64 et 154mg CaCO₃/L.

L'augmentation de l'alcalinité et du pH et la diminution de l'acidité de l'effluent sont attribuées à l'action de l'agent neutralisant incorporé dans le mélange réactif MR-DMA, en l'occurrence les cendres de bois. Les cendres de bois contiennent généralement des carbonates, des bicarbonates et des hydroxydes (Vassilev et al., 2013). L'analyse minéralogique semi-quantitative par DRX des cendres de bois a révélé la présence de calcite dans leur composition à hauteur de 77,9% (tableau 4.2). La calcite ou carbonate de calcium (CaCO₃) est communément utilisée comme neutralisant dans les RPB (Genty et al., 2016; Rakotonimaro et al., 2018). Les réactions [4.1] et [4.2] montrent les processus de neutralisation des ions H⁺ et de production d'alcalinité par la calcite.

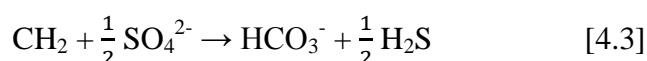


Le pH fortement alcalin (pH = 11) des cendres de bois incorporées dans le mélange réactif MR-DMA confirme le pouvoir neutralisant de celles-ci.

Tableau 4.2 : Composition minéralogique des cendres de bois obtenue par l'analyse semi-quantitative par DRX

Minéral	Proportion (%)
Calcite	77,9
Quartz	4,4
Portlandite	2,5
Actinolite	3,9
Dolomite	0,7

La dissolution des carbonates étant un phénomène exothermique, les faibles températures enregistrées durant les essais ont pu contribuer à favoriser la dissolution de la calcite et par conséquent, la neutralisation de l'acidité du DMA (Sun et al., 2009). Les résultats des essais colonnes de Ben Ali et al. (2019c) ont montré que les taux de neutralisation de l'acidité dans les colonnes maintenues à 5°C étaient plus élevés que les taux de neutralisation de l'acidité dans les colonnes maintenues à 22°C. Pour la colonne C-AMD-2,5, la diminution de la température de 22°C à 5°C s'est traduite par une augmentation du taux moyen de neutralisation de l'acidité de 81,6% à 89,2% (Ben Ali et al., 2019c). Notons que les résultats des essais colonnes montrent des valeurs d'alcalinité de l'effluent à la sortie de la colonne C-AMD-2,5 (1009 et 158,5 mg CaCO₃/L à 22°C et 5°C, respectivement) supérieures aux valeurs d'alcalinité de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA (entre 64 et 154 mg CaCO₃/L). Cette différence peut être attribuée au fait que dans les essais colonnes, les auteurs associent la production d'alcalinité dans les colonnes traitant le DMA à la fois à la dissolution de l'agent neutralisant et à la production de bicarbonate accompagnant la sulfato-réduction assurée par les BSR (équation [4.3]), alors que dans le réacteur pilote RPB-DMA, les résultats du suivi du POR et des concentrations en sulfates (présentés ci-dessous) suggèrent que la sulfato-réduction n'a pas été favorisée et donc la production d'alcalinité est associée seulement à la dissolution de l'agent neutralisant.



4.1.4 Évolution du POR

Les valeurs de POR du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA sont présentées à la figure 4-3.

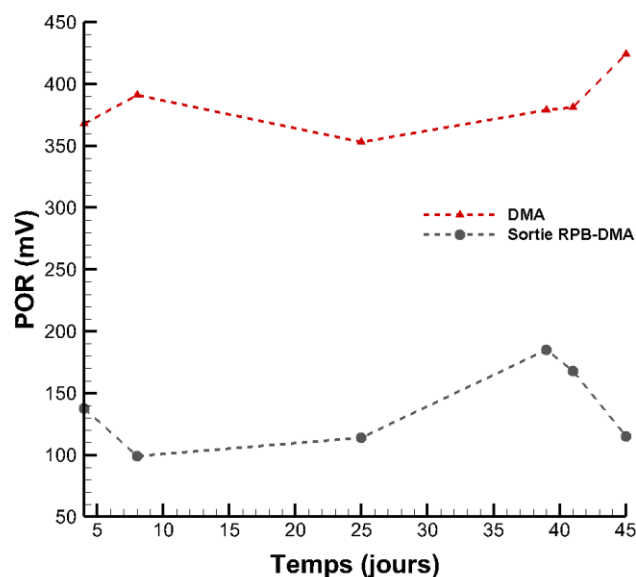


Figure 4-3: Évolution dans le temps du POR du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA

Les valeurs de POR du DMA se situent toutes entre 368 et 424 mV, indiquant des conditions fortement oxydantes. Ces valeurs de POR se situent dans la plage de POR généralement rencontrée dans les environnements de DMA, c'est-à-dire au-dessus de 300 mV (Tutu et al., 2008). Les valeurs de POR mesurées dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA se situent, quant à elles, entre 86 et 185 mV. Bien qu'une diminution notable du POR soit observée, les valeurs indiquent un maintien des conditions oxydantes de l'effluent. Les faibles températures enregistrées, qui auraient eu pour effet d'inhiber l'activité des BSR et donc l'établissement de conditions réductrices dans le système, pourraient expliquer ces résultats. Dans une étude de terrain similaire, une augmentation du POR de l'effluent sortant d'un RPB de -80 mV à 260 mV a été observée lorsque la température du système a diminué de 10,2°C à 4,3°C (Ettner, 1999). L'augmentation du POR de l'effluent a été attribuée à la diminution de l'activité des BSR dans le système résultant de la diminution de la température (Ettner, 1999). Cette corrélation négative entre la température et le POR de l'effluent sortant d'un RPB anaérobie a également été mise en évidence dans les essais en colonnes de Ben Ali et al. (2019c) où la diminution de la température a clairement entraîné une augmentation du POR de toutes les colonnes traitant du DMA. Le POR moyen de l'effluent à la sortie de la colonne C-AMD-2,5 a augmenté de -57 mV à 81 mV lorsque la température de la colonne a été abaissée de 22°C à 5°C (Ben Ali et al., 2019c).

4.1.5 Évolution de la concentration en SO_4^{2-}

Les concentrations en SO_4^{2-} mesurées dans le DMA et dans l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA sont présentées à la figure 4-4.

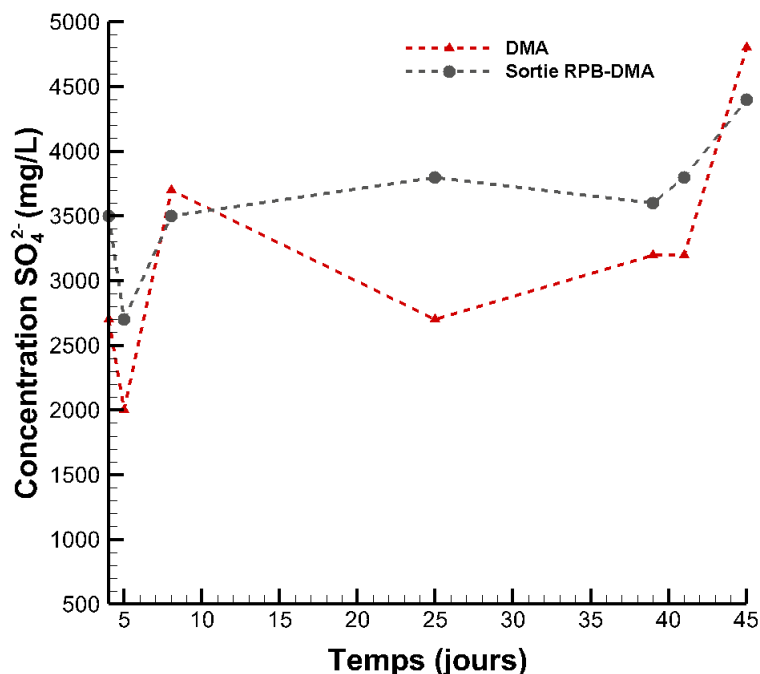


Figure 4-4 : Évolution des concentrations en SO_4^{2-} du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA

Les concentrations en SO_4^{2-} dans le DMA se situent entre 2 000 et 4 800 mg/L avec une moyenne de 3 186 mg/L sur l'ensemble de la période de suivi. Les concentrations en SO_4^{2-} dans l'effluent prélevé à la sortie du réacteur se situent entre 2 700 et 4 400 mg/L avec une moyenne de 3 614 mg/L. Les résultats montrent une augmentation de la concentration en SO_4^{2-} dans l'effluent à la sortie, à l'exception des jours 9 et 46 où la concentration en SO_4^{2-} diminue légèrement à la sortie du réacteur. L'augmentation de la concentration en SO_4^{2-} dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA peut être attribuée à la lixiviation du SO_4^{2-} présent initialement dans le mélange réactif MR-DMA. Le phénomène de lixiviation du SO_4^{2-} a été rapporté dans des études antérieures similaires utilisant des substrats organiques comparables (Ettner, 2007; Clyde et al., 2016). La lixiviation du SO_4^{2-} a également été observée dans les essais colonnes (Ben Ali et al., 2019c). Toutefois, dans les essais colonnes, un enlèvement du SO_4^{2-} a par la suite été observé,

attribué à deux mécanismes d'enlèvement : la sulfato-réduction et la précipitation sous forme de gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). La précipitation du SO_4^{2-} sous forme de gypse est favorisée lorsque les concentrations en SO_4^{2-} et en Ca^{2+} sont supérieures à 1 500 mg/L et 500 mg/L, respectivement (Fernando et al., 2018). La sulfato-réduction est le mécanisme d'enlèvement du SO_4^{2-} suggéré dans des études de terrain similaires qui ont montré un enlèvement du SO_4^{2-} (Ettner, 1999, 2007; Reisman et al., 2009).

L'absence d'enlèvement du SO_4^{2-} dans le réacteur RPB-DMA et les valeurs positives du POR dans l'effluent à la sortie du réacteur suggèrent que la sulfato-réduction n'a pas été favorisée dans ce réacteur, probablement en raison du faible TRH imposé dans le réacteur et des faibles températures enregistrées durant la période des essais et en particulier les faibles températures au démarrage. Une étude expérimentale a montré l'importance de la température de démarrage des RPB et de la température d'incubation de l'inoculum pour favoriser le démarrage du processus de sulfato-réduction dans un RPB (Kuyucak et St-Germain, 1994). Dans cette étude, seuls les tests initiés et réalisés à la température ambiante ont montré une activité des BSR dans des colonnes après 42 jours, indiquée par un enlèvement relativement élevé de SO_4^{2-} et une efficacité élevée du traitement des métaux, par rapport aux résultats d'une incubation à 10°C et 4°C (Kuyucak et St-Germain, 1994). Dans les essais colonnes de Ben Ali et al. (2019c), la température de démarrage de 22°C a été maintenue pendant trois mois avant que la température des colonnes soit abaissée à 5°C. L'enlèvement du SO_4^{2-} a nettement diminué dans les colonnes traitant le DMA salin (<40%) et était même absent dans les colonnes traitant le DMA non salin lorsque la température a été abaissée à 5°C (Ben Ali et al., 2019c). Ces derniers résultats indiquent que les mécanismes de précipitation, probablement principalement sous forme de gypse, prennent le dessus en l'absence de réduction bactérienne du SO_4^{2-} . Les légers enlèvements du SO_4^{2-} observés aux jours 9 et 46 à la sortie du réacteur RPB-DMA pourraient être dus à la précipitation sous forme de gypse, favorisée par les concentrations particulièrement élevées en SO_4^{2-} dans le DMA aux jours 8 et 45 (3 700 et 4 800 mg/L, respectivement).

Les résultats du dénombrement des BSR dans les échantillons de mélange réactif prélevés dans le réacteur RPB-DMA à l'issue des essais sont présentés au tableau 4.3.

Tableau 4.3 : Concentration en BSR dans les échantillons de mélange réactif prélevés dans le réacteur RPB-DMA et dans la colonne C-DMA-2,5 des essais colonnes

Échantillon	BSR $\times 10^3$ (NPP/100 mL)	
	Essais pilote de terrain RPB-DMA	Colonne C-DMA-2,5 (Ben Ali et al., 2019c)
MR-DMA-Avant	80	70
MR-DMA-Milieu	30	>1 600
MR-DMA-Sortie	140	>1 600

Les résultats du dénombrement des BSR montrent des densités en BSR nettement plus faibles dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés dans le réacteur RPB-DMA que dans les échantillons post-traitement des essais colonnes. La différence observée entre les essais colonnes et le réacteur pilote de terrain suggère que l'établissement des BSR a été favorisé dans les colonnes et pas dans le réacteur RPB-DMA. La température de démarrage des colonnes de 22°C maintenue pendant 3 mois et qui aurait favorisé l'établissement des BSR dans les colonnes pourrait expliquer cet écart. Dans le cas des essais pilote de terrain, les températures des RPB étaient faibles sur l'ensemble de la période des essais (moyenne de 5,3°C). Par ailleurs, la durée plus longue des essais colonnes (8 mois au total) pourrait également expliquer que les BSR soient présents en plus grand nombre dans les échantillons de mélange réactif post-traitement issus des colonnes.

Les résultats du dénombrement des BSR sont en accord avec les résultats du suivi du SO_4^{2-} et du POR qui suggèrent que la sulfato-réduction n'a pas été favorisée dans le réacteur RPB-DMA. Notons que l'échantillon prélevé près de la sortie du réacteur RPB-DMA présente une densité en BSR plus élevée que dans le mélange réactif initial. Cette légère augmentation indique que malgré les faibles températures, les BSR se sont légèrement développées dans la zone la plus proche de la sortie du réacteur.

4.1.6 Évolution des concentrations en Fe et en Cu

Les concentrations en Fe dans le DMA et dans l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA sont présentées à la figure 4-5. L'évolution du taux d'enlèvement du Fe dans le réacteur RPB-DMA est présentée à la figure 4-6.

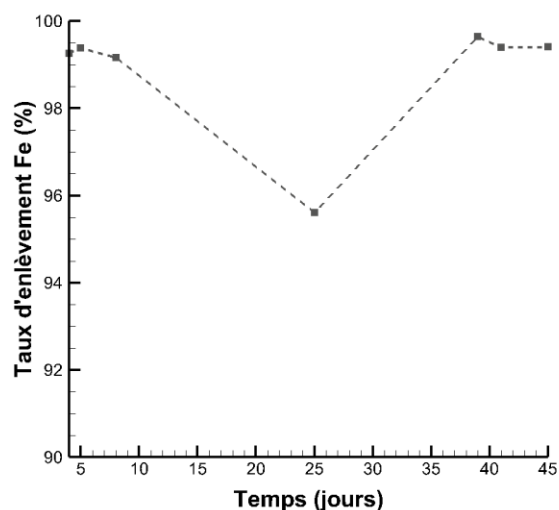
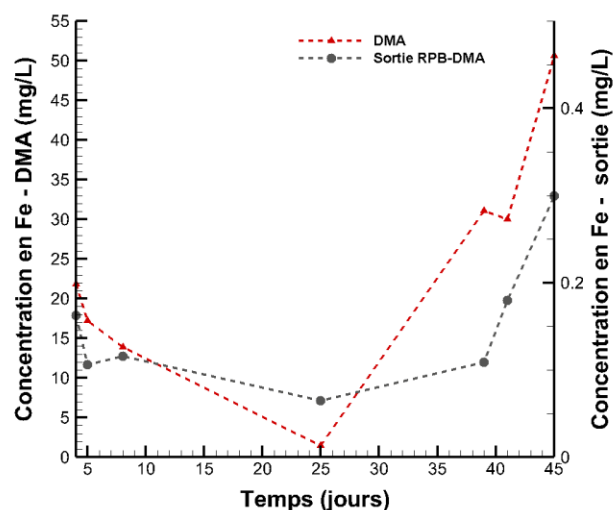


Figure 4-5 : Évolution des concentrations en Fe dans le DMA et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA

Figure 4-6 : Évolution du taux d'enlèvement du Fe dans le réacteur RPB-DMA

Les résultats montrent que les concentrations en Fe dans le DMA se situent entre 13,9 et 50,6 mg/L, à l'exception de l'échantillon prélevé au jour 25 pour lequel la concentration en Fe est particulièrement basse (1,5 mg/L). L'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA présente des concentrations en Fe qui se situent entre 0,06 et 0,30 mg/L sur l'ensemble de la période de suivi. Une nette diminution de la concentration en Fe entre l'entrée et la sortie du réacteur est observée. Le taux d'enlèvement du Fe est supérieur à 95% sur l'ensemble de la période de suivi.

Les taux d'enlèvement du Cu dans le réacteur RPB-DMA sur l'ensemble de la période de suivi sont présentés à la figure 4-7.

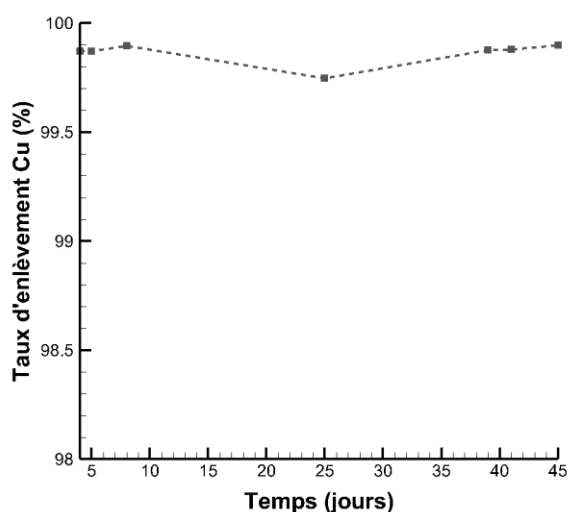


Figure 4-7 : Évolution du taux d'enlèvement du Cu dans le réacteur RPB-DMA

Les concentrations en Cu dans le DMA se situent entre 1,18 et 2,96 mg/L sur l'ensemble de la période de suivi. Les concentrations en Cu dans l'effluent sortant se situent, quant à elles, toutes en dessous de la limite de détection de la méthode pour le Cu qui est de 0,003 mg/L. Le taux d'enlèvement du Cu est supérieur à 99,7% sur l'ensemble de la période de suivi. Les concentrations en Fe et en Cu dans l'effluent sortant du réacteur respectent les limites mensuelles de la directive 019 sur l'industrie minière pour ces métaux (3 mg/L pour le Fe et 0,3 mg/L pour le Cu) (MDDELCC, 2012).

Les conditions de pH et de POR de l'effluent sortant suggèrent que les mécanismes d'enlèvement du Fe et du Cu sont davantage liés à la précipitation sous forme d'hydroxydes, d'oxy-hydroxydes et de carbonates, résultant de l'augmentation du pH, qu'à la précipitation sous forme de sulfures métalliques. Les analyses physico-chimiques du DMA ont montré que le Fe se présentait principalement sous forme de Fe(III) dont la précipitation sous forme d'hydroxyde se produit à des pH d'environ 3,5. Par ailleurs, la précipitation du Fe sous forme d'hydroxyde de Fe a pu favoriser l'enlèvement du Cu par co-précipitation et par sorption sur les hydroxydes de Fe formés. L'aptitude des hydroxydes de Fe à co-précipiter des métaux et à agir en tant que phase sorbante secondaire des métaux a été rapportée par d'autres auteurs (Lee et Benson, 2002; Gibert et al., 2005; Biela et Kučera, 2016).

La sorption sur la surface de la matière organique du mélange réactif MR-DMA (copeaux de bois et compost) est également un mécanisme d'enlèvement suspecté qui pourrait expliquer l'enlèvement du Fe et du Cu. La sorption des métaux sur les sites actifs de la matière organique comme mécanisme de traitement dans un RPB a été largement rapportée dans la littérature (Artola et al., 2001; Zaluski et al., 2003; Gibert et al., 2005; Janin et Harrington, 2013). De plus, la sorption des métaux sur les cendres de bois est également un mécanisme d'enlèvement potentiel (Genty et al., 2012a). La sorption des métaux sur la matière organique est un processus important au début de l'exploitation d'un bioréacteur passif (Gibert et al., 2005). Cependant, il est attendu qu'au fil du temps, ce mécanisme devienne de moins en moins important du fait de la saturation progressive des sites actifs, comme rapporté dans la littérature (Zaluski et al., 2003)

4.1.7 Évolution de la concentration en Ni

Les concentrations en Ni du DMA et de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DMA sont présentées à la figure 4-8. Les taux d'enlèvement du Ni sont présentés à la figure 4-9.

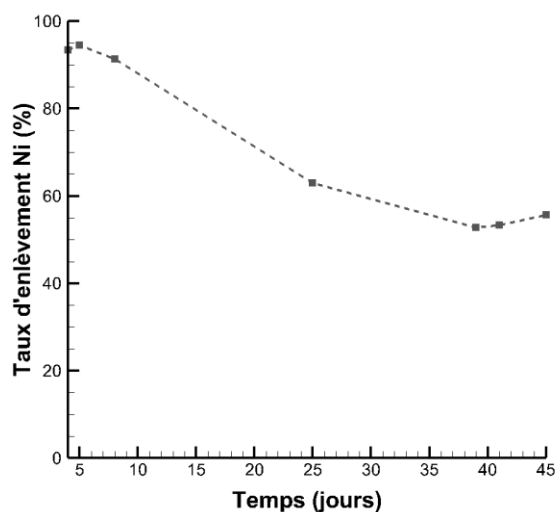
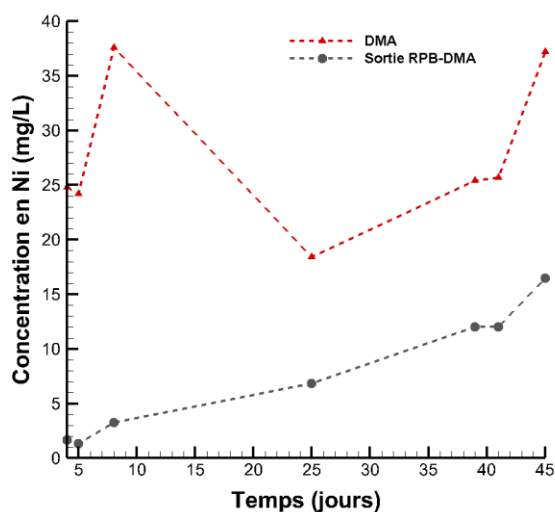


Figure 4-8 : Évolution des concentrations en Ni dans le DMA et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA

Figure 4-9 : Évolution du taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DMA

Les résultats montrent un enlèvement du Ni sur toute la période de suivi du réacteur RPB-DMA avec toutefois une baisse du taux d'enlèvement du Ni dans le temps. Entre le jour 3 et le jour 8, le

taux d'enlèvement du Ni se situe entre 91 et 95% et les concentrations en Ni dans l'effluent sortant se situent entre 1,32 et 3,25 mg/L. Une nette diminution du taux d'enlèvement du Ni est observée au jour 25 (63%). Cette diminution se poursuit par la suite et à partir du jour 39 le taux d'enlèvement du Ni se situe entre 53 et 56%. Notons que la concentration en Ni de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA se situe en tout temps au-dessus de la limite suggérée par la directive 019 sur l'industrie minière pour cet élément (concentration en Ni mensuelle acceptable = 0,5 mg/L).

Il a été convenu précédemment que la sulfato-réduction n'a pas été favorisée dans le réacteur RPB-DMA. L'enlèvement du Ni sous forme de sulfure de Ni n'est donc pas attendue. Aussi, contrairement au Fe et au Cu, la précipitation du Ni sous forme d'hydroxydes n'est pas attendue aux conditions de pH à la sortie du réacteur RPB-DMA, la précipitation du Ni sous forme d'hydroxydes étant favorisée à des pH plus élevés (pH = 8-9). Les mécanismes d'enlèvement probables du Ni dans le réacteur RPB-DMA sont principalement la sorption sur la matière organique et à la co-précipitation avec les hydroxydes de Fe. La diminution du taux d'enlèvement du Ni dans le temps observée est probablement due à la saturation progressive des sites de sorption du mélange réactif. Les analyses physico-chimiques du DMA ont révélé des concentrations élevées en ions Ca^{2+} (entre 147 et 273 mg/L) qui peuvent se lier aux sites de sorption et contribuer à leur saturation. La diminution de la température du système dans le temps pourrait également expliquer la diminution de l'enlèvement du Ni au fil des jours. Le processus d'adsorption du Ni sur la matière organique étant endothermique, il est moins favorable à basse température (Argun et al., 2007; Gogoi et al., 2018).

La compétition entre les ions Ca^{2+} , le Fe, le Cu et le Ni pour les sites de sorption dans la matière organique pourrait expliquer le traitement moins efficace du Ni comparativement au Fe et au Cu. Ces résultats rejoignent les résultats de l'étude de terrain de Champagne et al. (2005) qui a montré des taux d'enlèvement du Fe (95,8%) et du Cu (99,2%) plus importants que celui du Ni (39,7%) dans un biofiltre constitué de tourbe. Ces résultats étaient expliqués par les liens plus solides que forment le Cu et le Fe avec la matière organique comparativement au Ni, qui lui est plus mobile (Champagne et al., 2005).

L'adsorption sur la calcite est également une voie d'enlèvement possible du Fe, du Cu et du Ni dans le réacteur RPB-DMA. Des études ont montré la capacité de la calcite à adsorber les métaux divalents et notamment le Ni (Lakshtanov et Stipp, 2007).

4.1.8 Analyse des métaux totaux

Les résultats de l'analyse des métaux totaux dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés à l'entrée, au milieu et à la sortie du réacteur RPB-DMA à l'issue des essais sont présentés au tableau 4.4.

Tableau 4.4 : Fe, Cu et Ni totaux dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés à la surface, au milieu et à la base du réacteur RPB-DMA

Échantillon	Métaux totaux (mg/kg)		
	Fe	Cu	Ni
MR-DMA-Avant	11 940	322	1 742
MR-DMA-Entrée	16 815	604	3 383
MR-DMA-Milieu	12 700	204	812
MR-DMA-Sortie	12 500	202	658

Les résultats de l'analyse des métaux totaux dans les échantillons de mélange réactif montrent une augmentation de la concentration en Fe total dans les échantillons post-traitement prélevés à l'entrée, au milieu et à la sortie du réacteur RPB-DMA par rapport au mélange réactif initial. Les concentrations en Cu total et en Ni total ont augmenté seulement dans l'échantillon prélevé à l'entrée du réacteur. Les échantillons de mélange réactif prélevés au milieu et à la sortie du réacteur montrent des concentrations en Cu et en Ni totaux inférieures aux concentrations dans le mélange réactif initial. Ces résultats montrent que l'enlèvement du Fe s'est produit dans tout le volume du réacteur mais majoritairement au niveau de la zone proche de l'entrée. L'enlèvement du Cu et du Ni est, quant à lui, essentiellement localisé dans la partie supérieure du réacteur (proche de l'entrée). La diminution des concentrations en Cu et en Ni dans le mélange réactif prélevé au milieu et à la sortie du réacteur, par rapport au mélange réactif initial, peut être due à la lixiviation de ces métaux dans cette zone du réacteur.

4.1.9 Analyse MEB-EDS

L'observation à l'œil nu de l'intérieur du réacteur RPB-DMA à l'issue des essais a révélé la présence de précipités de couleur jaune-orange déposés à la surface du mélange réactif (figure 4-10), suggérant la précipitation du Fe sous forme d'oxy-hydroxydes de Fe (Gibert et al., 2005). Cette observation est en corrélation avec les résultats d'études antérieures conduites dans des conditions non réductrices (Karathanasis et Thompson, 1995; Amos et Younger, 2003; Gibert et al., 2003). Elle rejoint par ailleurs les observations de l'analyse MEB-EDS d'un échantillon de mélange réactif post-traitement prélevé à l'entrée du réacteur RPB-DMA (figure 4-11) et qui a révélé la présence de précipités d'oxy-hydroxydes de Fe sur la matière organique.

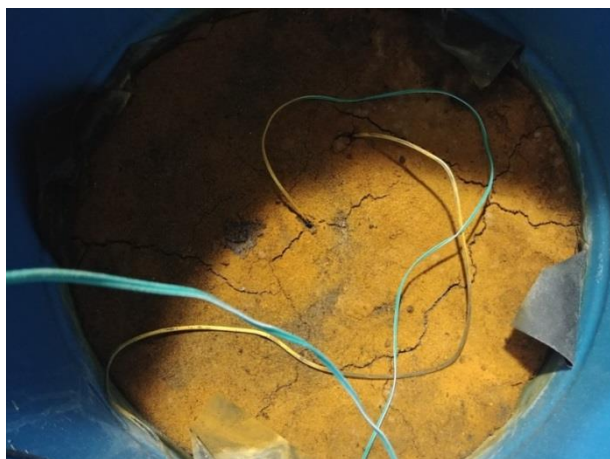


Figure 4-10 : Photo de la surface du mélange réactif dans le réacteur RPB-DMA à l'issue des essais



Figure 4-11 : Image MEB-EDS montrant la présence d'oxy-hydroxydes de Fe dans un échantillon de mélange réactif MR-DMA post-traitement

Notons que sur l'ensemble de la durée des essais, aucun colmatage du système n'a été observé.

4.2 RPB-DNC-2017 et RPB-DNC-2018

4.2.1 Qualité du DNC

Les principaux paramètres physico-chimiques du DNC utilisé dans les essais pilote de terrain des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2, suivis respectivement pendant 94 jours (du 29-07-2017 au 30-08-2018) et 44 jours (du 18-07-2018 au 30-08-2018), sont présentés au tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Paramètres physico-chimiques du DNC

Paramètre	Valeurs min - max	Moyenne
Été 2017		
pH	7,1 - 7,4	7,3
POR (mV)	219 - 249	234
Alcalinité (mg CaCO ₃ /L)	36,5 - 45,8	42,8
[SO ₄ ²⁻] (mg/L)	190 - 560	456
[Ni] (mg/L)	4,2 - 45,6	25,7
[Fe] (mg/L)	0,01 - 0,09	0,04
[Cu] (mg/L)	<0,003	<0,003
Été 2018		
pH	6,9 - 7,3	7,1
POR (mV)	186 - 255	218,4
Alcalinité mg CaCO ₃ /L	44 - 63	49,5
[SO ₄ ²⁻] (mg/L)	200 - 1 720	647,1
[Ni] (mg/L)	2,2 - 68,1	22,5
[Fe] (mg/L)	0,04 - 0,09	0,06
[Cu] (mg/L)	<0,003	<0,003

4.2.2 Évolution de la température

Les températures mesurées dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 tout au long des essais sont présentées respectivement à la figure 4-12 et à la figure 4-13. Dans la figure 4-12, la ligne verticale bleue délimite la période de suivi de l'été 2017 de la période de suivi de l'été 2018. Cette ligne bleue est présente dans toutes les figures relatives au réacteur RPB-DNC-1. Le temps indiqué après la ligne bleue correspond au temps de suivi cumulé à la période de suivi de l'été 2017 où la période d'arrêt du réacteur en raison du gel des eaux n'est pas considérée.

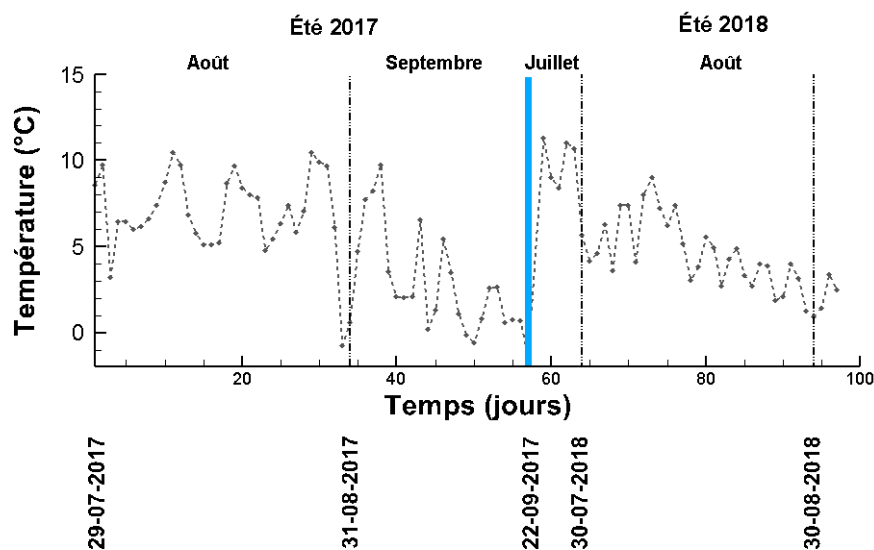


Figure 4-12 : Évolution de la température dans le réacteur RPB-DNC-1 à l'été 2017 et à l'été 2018

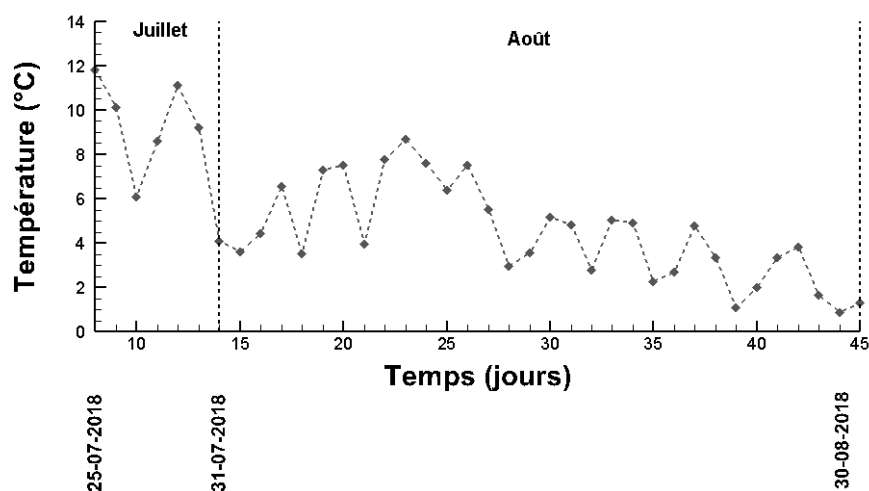


Figure 4-13 : Évolution de la température dans le réacteur RPB-DNC-2 durant les essais

Les températures mesurées dans le réacteur RPB-DNC-1 varient entre $-0,7$ et $10,4^{\circ}\text{C}$ sur la période de suivi de l'été 2017 (température moyenne de $5,2^{\circ}\text{C}$) et entre $0,9$ et $11,3^{\circ}\text{C}$ sur la période de suivi de l'été 2018 (température moyenne de $5,3^{\circ}\text{C}$). Les températures mesurées par la sonde de température du réacteur RPB-DNC-2 à l'été 2018 varient entre $0,9$ et $11,8^{\circ}\text{C}$ sur l'ensemble de la période de suivi (température moyenne de $5,1^{\circ}\text{C}$). Les températures enregistrées montrent des fluctuations dans le temps avec une tendance évidente à la baisse.

4.2.3 Évolution du pH, de l'alcalinité et de l'acidité

Les valeurs de pH et de l'alcalinité du DNC et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 et du réacteur RPB-DNC-2 sont présentées respectivement à la figure 4-14 et à la figure 4-16 (RPB-DNC-1) et à la figure 4-15 et à la figure 4-17 (RPB-DNC-2).

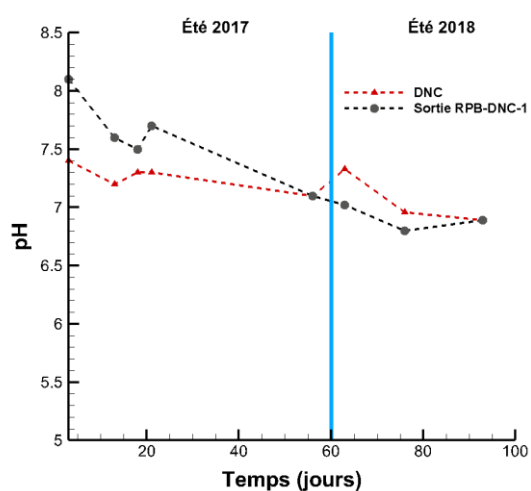


Figure 4-14 : Évolution du pH dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-1

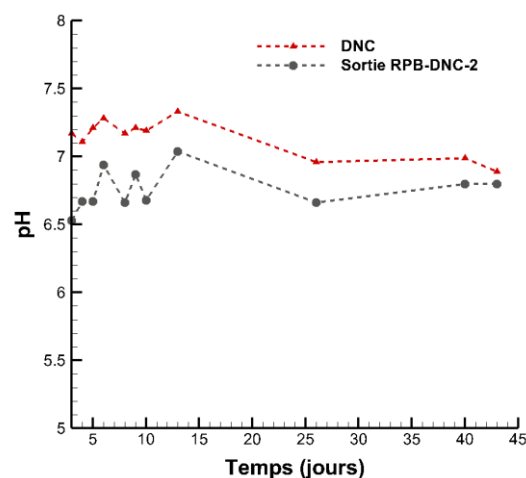


Figure 4-15 : Évolution du pH dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-2

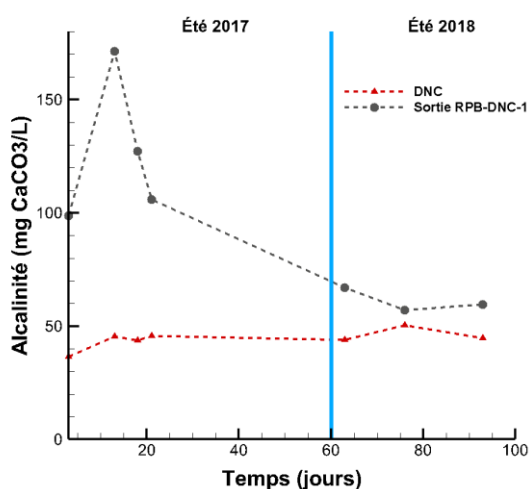


Figure 4-16 : Évolution de l'alcalinité dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-1

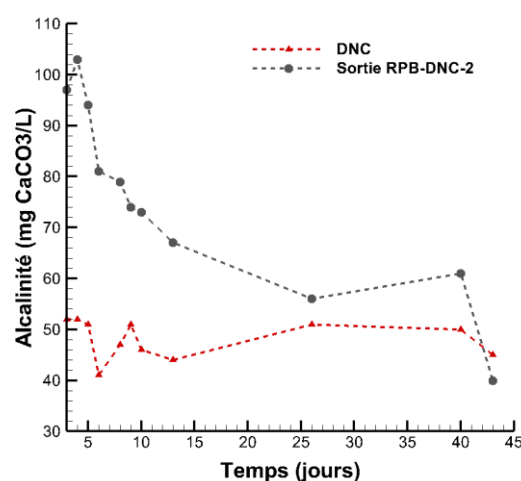


Figure 4-17 : Évolution de l'alcalinité dans le DNC et dans l'effluent sortant du réacteur RPB-DNC-2

Notons que le pH du DNC respecte les exigences de la directive 019 sur l'industrie minière sur l'ensemble de la période des essais. Le pH du DNC se situe entre 7,1 et 7,4 à l'été 2017 et entre 6,9 et 7,3 à l'été 2018. Le pH de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 se situe entre 6,9 et 8,1 à l'été 2017 et entre 6,8 et 7,0 à l'été 2018. Le pH de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2 se situe entre 6,5 et 7,0. Les résultats ne montrent pas de changement notable du pH entre l'entrée et la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2. Le pH n'étant pas un paramètre ciblé par le traitement dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2, ces résultats sont attendus et rejoignent les résultats du suivi du pH au niveau des colonnes traitant le DNC des essais colonnes de Ben Ali et al. (2019c). Les cendres de bois incorporées dans le mélange réactif MR-DNC avaient notamment pour rôle de neutraliser l'acidité produite par la lixiviation de la tourbe, qui entre dans la composition du mélange réactif à hauteur de 55% (en masse sèche). La capacité naturelle et significative de la tourbe à acidifier l'eau est rapportée dans la littérature (Jeen et al., 2014). Durant les essais de terrain, le phénomène de lixiviation de la matière organique était particulièrement visible dans les premiers échantillons d'effluent prélevés à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2. Ceux-ci présentaient une couleur brune qui s'est progressivement estompée dans les échantillons au fil des jours.

Les résultats montrent que l'alcalinité du DNC se situe entre 36,5 et 45,8 mg CaCO₃/L, à l'été 2017, et entre 44 et 51 mg CaCO₃/L, à l'été 2018. L'alcalinité de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 se situe entre 98,8 et 171,2 mg CaCO₃/L, à l'été 2017, et entre 50 et 57 mg CaCO₃/L, à l'été 2018. L'alcalinité de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2 se situe entre 40 et 103 mg CaCO₃/L. Une augmentation de l'alcalinité de l'effluent est observée entre l'entrée et la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 à l'exception de l'échantillon prélevé au jour 44 à la sortie du réacteur RPB-DNC-2 dont l'alcalinité est légèrement inférieure à l'alcalinité du DNC entrant. L'augmentation de l'alcalinité de l'effluent est attribuée à l'action des cendres de bois incorporées au mélange réactif MR-DNC qui contiennent de la calcite à hauteur de 77,9%.

4.2.4 Évolution du POR

Les valeurs de POR du DNC à l'entrée et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 sont présentées à la figure 4-18. Les valeurs de POR du DNC et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2 sont présentées à la figure 4-19.

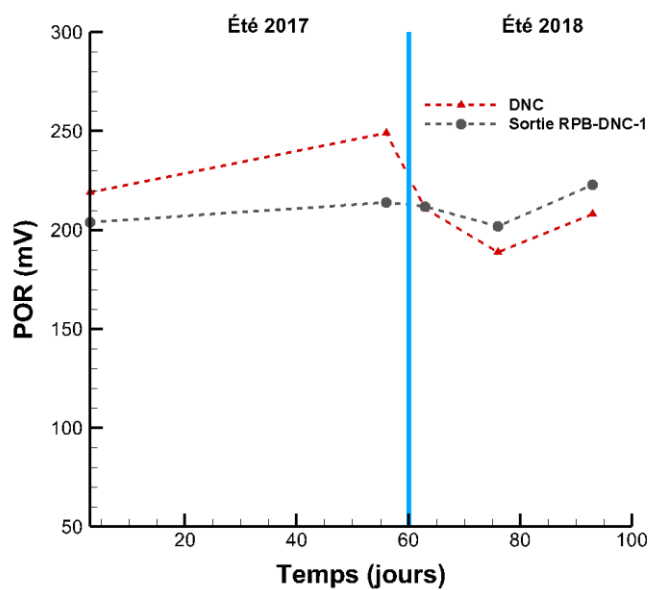


Figure 4-18 : Évolution du POR du DNC et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1

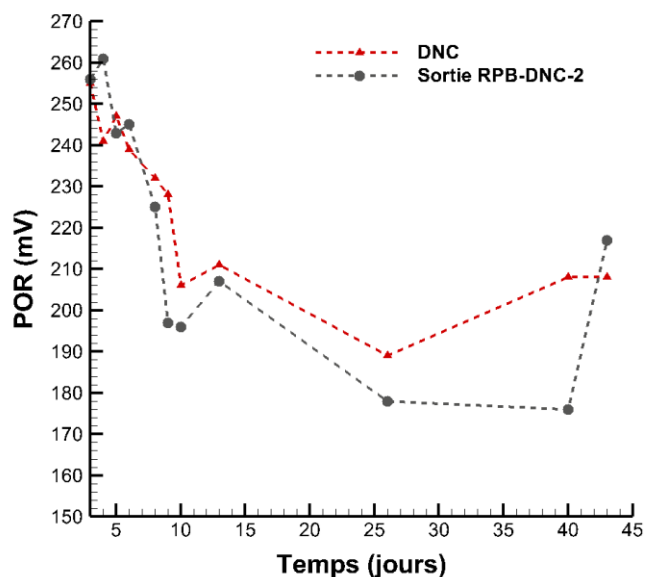


Figure 4-19 : Évolution du POR du DNC et de l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2

Les valeurs de POR du DNC se situent entre 219 et 249 mV, à l'été 2017, et entre 186 et 255 mV, à l'été 2018. Les valeurs de POR de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 se situent entre 202 et 223 mV et les valeurs de POR de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DNC-2 se situent entre 176 et 261 mV. Ces valeurs indiquent des conditions oxydantes de

l'effluent à l'entrée et à la sortie des réacteurs RPB-DNC1 et RPB-DNC-2. Le maintien des conditions oxydantes de l'effluent nous indique que les réacteurs n'ont pas présenté de conditions favorables au développement des BSR. Des valeurs de POR négatives nous auraient indiqué la présence de conditions réductrices dans le réacteur associées à l'activité de bactéries anaérobies. Ces résultats sont en accord avec les résultats des essais colonnes de Ben Ali et al. (2019c) qui ont également montré des valeurs de POR élevées à la sortie des colonnes traitant le DNC, en particulier à 5°C (315 mV pour la colonne C-SNMD-1).

Similairement au réacteur RPB-DMA, les faibles températures enregistrées dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 durant les essais pourraient expliquer ces résultats. Celles-ci auraient eu pour effet d'inhiber l'activité des BSR et donc l'établissement de conditions réductrices dans les réacteurs. Le faible TRH des réacteurs (TRH = 24 h) pourrait également expliquer le maintien de conditions oxydantes dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2. Le TRH affecte la stabilité des RPB et la qualité de leurs communautés microbiennes (Vasquez et al., 2018). Un faible TRH implique un apport important d'oxygène dissous dans le RPB qui défavorise l'établissement de conditions réductrices. Notons également l'absence d'inoculum de BSR dans le mélange réactif MR-DNC qui pourrait aussi expliquer que la sulfato-réduction n'ait pas été favorisée dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2. L'étude de Pruden et al. (2007) suggère que l'inoculum bactérien joue un rôle important dans la performance des RPB.

Les valeurs de POR positives observées à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 ne sont toutefois pas en accord avec les résultats d'une étude de terrain similaire qui a montré des valeurs de POR négatives dans les effluents sortant de deux RPB pilotes traitant du DNC en région nordique (Nielsen et al., 2018). Les auteurs ont attribué les valeurs de POR négatives observées dans les effluents à la sortie des RPB à l'activité des BSR dans le système. Notons que dans l'étude de Nielsen et al. (2018), plusieurs conditions étaient réunies pour favoriser l'activité des BSR dans les RPB et notamment : (1) la présence de BSR natives dans le DNC traité qui ont pu s'établir dans le système, (2) le TRH élevé des réacteurs (TRH = 14 jours) et (3) l'utilisation d'une source de carbone liquide (mélasse) pour supporter l'activité des BSR.

4.2.5 Évolution de la concentration en sulfates

Les concentrations en SO_4^{2-} dans le DNC et dans l'effluent à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 sont présentées respectivement à la figure 4-20 et à la figure 4-21.

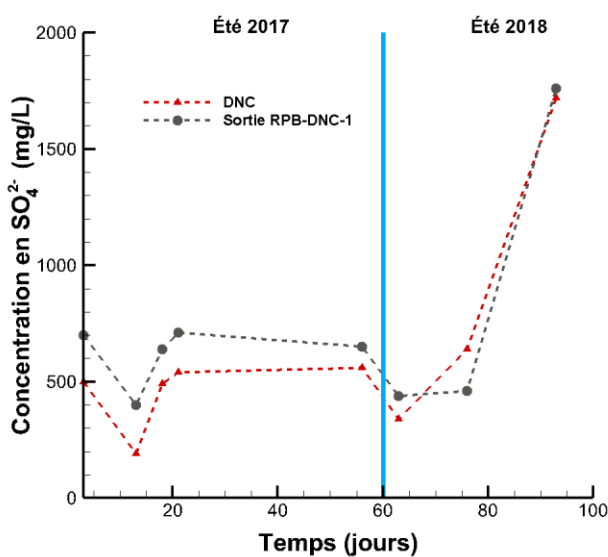


Figure 4-20 : Évolution des concentrations en SO_4^{2-} dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1

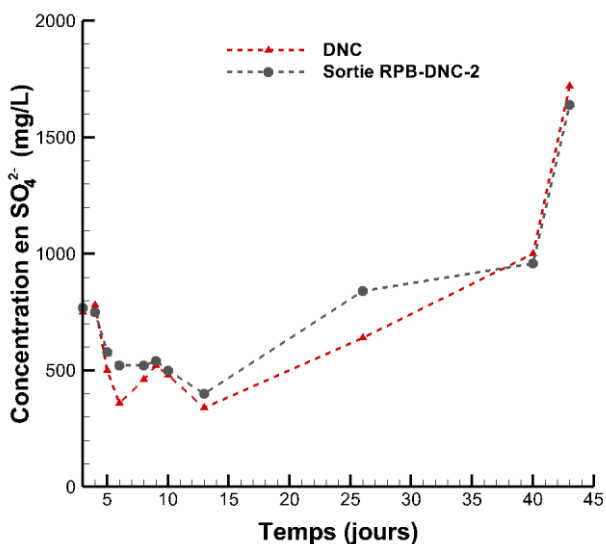


Figure 4-21 : Évolution des concentrations en SO_4^{2-} dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2

Les résultats montrent que la concentration en SO_4^{2-} du DNC se situe entre 190 et 560 mg/L, à l'été 2017 (moyenne de 456 mg/L) et entre 340 et 1 720 mg/L, à l'été 2018 (moyenne de 686 mg/L). La concentration en SO_4^{2-} de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 se situe entre 400 et 710 mg/L, à l'été 2017 (moyenne de 620 mg/L) et entre 440 et 1 760 mg/L, à

l'été 2018 (moyenne de 887 mg/L). La concentration en SO_4^{2-} de l'effluent prélevé à la sortie du réacteur RPB-DNC-2 se situe entre 400 et 1 640 mg/L avec une moyenne de 729 mg/L. Ces résultats montrent une légère augmentation du SO_4^{2-} dans l'effluent à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 sur toute la période de suivi à l'exception du jour 77 pour le réacteur RPB-DNC-1 et des jours 41 et 44 pour le réacteur RPB-DNC-2 où la concentration en SO_4^{2-} diminue légèrement à la sortie.

L'augmentation de la concentration en SO_4^{2-} à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 peut être attribuée à la lixiviation du SO_4^{2-} contenu dans le mélange réactif MR-DNC. Le phénomène de lixiviation du SO_4^{2-} a été observé dans les essais colonnes de Ben Ali et al. (2019c) et a également été rapporté dans des études antérieures utilisant des substrats organiques similaires (Clyde et al., 2016). Le lessivage du SO_4^{2-} présent naturellement dans la tourbe est un phénomène bien documenté dans la littérature (Vile et Novák, 2006; Andersen et al., 2011). Notons qu'à la fin de la période de suivi des deux réacteurs, le phénomène de lixiviation du SO_4^{2-} s'est arrêté. Toutefois, même à la fin des essais, les deux réacteurs n'ont pas montré d'enlèvement net du SO_4^{2-} , contrairement aux réacteurs pilotes des études de Nielsen et al. (2018) et de Clyde et al. (2016) qui ont tous deux montré un enlèvement du sulfate attribué à la sulfato-réduction. Ces résultats, associés aux résultats du suivi du POR, suggèrent que la sulfato-réduction dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 est négligeable.

Les résultats du dénombrement des BSR dans les échantillons de mélange réactif MR-DNC post-traitement prélevés dans le réacteur RPB-DNC-1 et dans les colonnes C-NMD-1 et C-SNMD-1 sont présentés au tableau 4.6.

Tableau 4.6 : Concentration en BSR dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés dans le réacteur RPB-DNC-1 et dans les colonnes C-SNMD-1 et C-NMD-1 des essais colonnes

Échantillon	BSR $\times 10^3$ (NPP/100 mL)		
	RPB-DNC-1	C-SNMD-1	C-NMD-1
MR-DNC-Avant	<7,5	10	10
MR-DNC-Milieu	<7,5	10	90

Les résultats du dénombrement des BSR montrent une concentration en BSR dans l'échantillon de mélange réactif post-traitement prélevé au milieu du réacteur RPB-DNC-1 comparable à la concentration en BSR dans l'échantillon post-traitement prélevé au milieu de la colonne C-SNMD-1 mais nettement inférieure à la concentration en BSR dans l'échantillon post-traitement au milieu de la colonne C-NMD-1. Dans l'étude de Ben Ali et al. (2019c), la nette différence de concentration en BSR entre la colonne ayant traité le DNC salin (10×10^3 NPP/100 mL) et la colonne ayant traité le DNC non salin (90×10^3 NPP/100 mL) est attribuée à l'impact négatif de la salinité (stress osmotique et/ou toxicité) sur la population de BSR. L'impact négatif de la salinité sur les populations bactériennes et notamment les populations de BSR est rapportée dans la littérature (Van Dam et al., 2014; Van den Brand et al., 2015).

La faible concentration en BSR dans l'échantillon de mélange réactif post-traitement du réacteur RPB-DNC-1 est en accord avec les résultats du POR et de la concentration en SO_4^{2-} qui suggèrent une activité des BSR négligeable dans le réacteur. L'effet combiné de la salinité élevée du DNC réel utilisé dans les essais de terrain, qui aurait eu un impact négatif sur la population de BSR, des faibles températures enregistrées durant les essais, qui auraient inhibé leur activité, et du faible TRH expliquerait que les BSR ne se soient pas développées dans le réacteur RPB-DNC-1.

4.2.6 Évolution de la concentration en Ni

Les concentrations en Ni dans le DNC et dans l'effluent à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 sont présentées, respectivement, à la figure 4-22 et à la figure 4-23. Les taux d'enlèvement du Ni dans les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 sont présentées à la figure 4-24 et à la figure 4-25, respectivement.

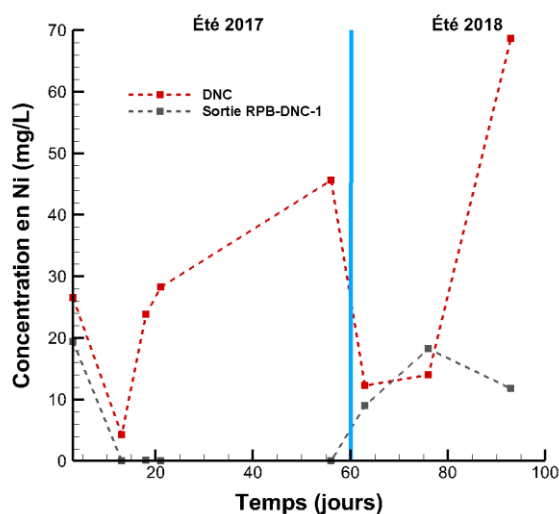


Figure 4-22 : Évolution des concentrations en Ni dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-1

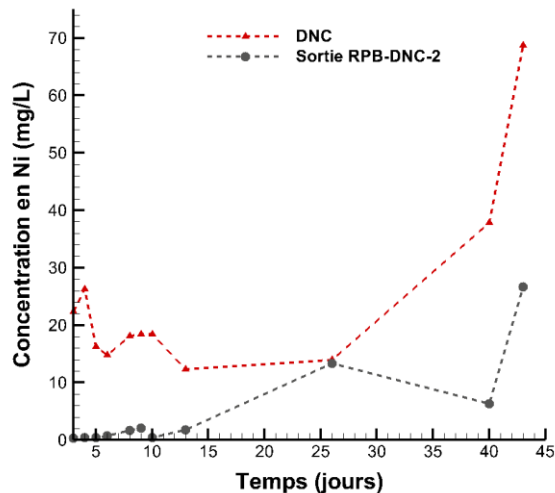


Figure 4-23 : Évolution des concentrations en Ni dans le DNC et dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DNC-2

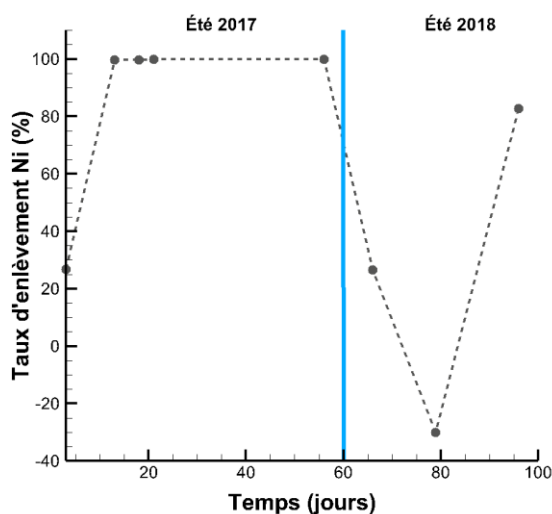


Figure 4-24 : Évolution du taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DNC-1

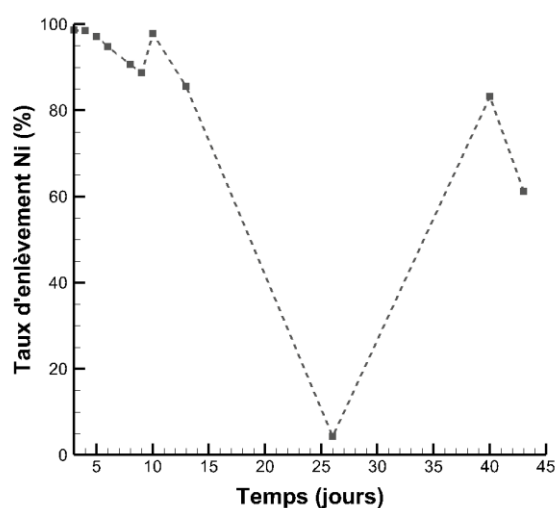


Figure 4-25 : Évolution du taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DNC-2

Les résultats montrent qu'à l'été 2017, le taux d'enlèvement du Ni dans le réacteur RPB-DNC-1 est supérieur à 99% sur toute la période du suivi à l'exception du jour 4 (premier échantillon) où le Ni est enlevé seulement à 26,8%. Notons que jusqu'au jour 4, le TRH de l'effluent dans le

réacteur RPB-DNC-1 était nettement inférieur à 1 jour. Le TRH plus court maintenu jusqu'au jour 4 pourrait expliquer la faible valeur du taux d'enlèvement du Ni au jour 4 comparativement aux autres valeurs de l'été 2017. Un TRH de 1 jour a été maintenu dans le réacteur RPB-DNC-1 à partir du jour 4 et jusqu'à la fin des essais. Des études suggèrent que l'efficacité d'enlèvement des métaux par adsorption sur de la tourbe et par sulfato-réduction dépend du temps de contact, des temps de contact plus longs favorisant des taux d'enlèvement plus élevés (McLellan et Rock, 1988; Vasquez et al., 2018).

À l'été 2018, le taux d'enlèvement du Ni après le redémarrage du réacteur RPB-DNC-1 (jour 64) est égal à 26,6% puis le réacteur libère légèrement du nickel au jour 77 (14 mg/L à l'entrée et 18 mg/L à la sortie). Pour le dernier échantillon (jour 94), on observe une augmentation du taux d'enlèvement du Ni (82,8%) mais celui-ci demeure malgré tout inférieur aux taux d'enlèvement observés à l'été 2017. L'altération du mélange réactif dans le réacteur RPB-DNC-1 due au phénomène de gel-dégel pourrait potentiellement expliquer la baisse d'efficacité d'enlèvement du Ni observée juste après la reprise des essais à l'été 2018. Une étude de laboratoire a montré une diminution du TRH dans un RPB de 15 à 18% après le premier cycle de gel-dégel (Statham et al., 2015). Cette diminution du TRH peut être associée à une réduction de la porosité du milieu poreux. Notons également que lors de la remise en route du réacteur RPB-DNC-1 à l'été 2018, le mélange réactif dans le réacteur n'avait pas encore entièrement dégelé. Une zone au centre du réacteur était demeurée gelée et donc non accessible par l'effluent traversant le réacteur. Ceci pourrait expliquer le taux d'enlèvement faible observé au jour 64. Au jour 77, les résultats montrent un relargage d'ions Ca^{2+} qui proviennent très probablement de la dissolution de la calcite. L'adsorption du Ni sur la calcite étant un mécanisme de traitement possible (Zachara et al., 1991; Lakshtanov et Stipp, 2007; Belova et al., 2014; Calugaru et al., 2018), la dissolution de la calcite pourrait expliquer que le réacteur ait libéré du Ni au jour 77. Aussi, les ions Ca^{2+} ont pu entrer en compétition avec le Ni pour les sites de sorption et défavoriser l'enlèvement du Ni.

Concernant le réacteur RPB-DNC-2, les résultats montrent un taux d'enlèvement du Ni qui se situe entre 85,6 et 98,7% jusqu'au jour 14. Au jour 27, le taux d'enlèvement du Ni descend à 4,3% avant de remonter à 83,2% au jour 41. Pour le dernier échantillon prélevé (jour 44), le taux d'enlèvement du Ni est de 61,1%. La concentration en ion Ca^{2+} particulièrement élevée dans l'effluent au jour 27 (3 090 mg/L) pourrait expliquer la chute du taux d'enlèvement observée (compétition entre le Ca^{2+} et le Ni^{2+} pour les sites de sorption actifs). Les ions Ca^{2+} peuvent

affecter l'enlèvement des métaux en se disputant les sites de sorption sur les matériaux réactifs (Van Geen et al., 1994).

Les valeurs de pH et de POR à la sortie des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 nous orientent davantage vers des mécanismes de sorption sur la matière organique du mélange réactif MR-DNC pour expliquer l'enlèvement du Ni. Plusieurs études ont mis en évidence le potentiel élevé des sols tourbeux à adsorber le Ni (Palmer et al., 2015; Gogoi et al., 2017). Il est prévu qu'avec le temps, l'enlèvement du Ni par sorption sur la tourbe soit de moins en moins important du fait de la saturation progressive des sites actifs de la matière organique.

4.2.7 Analyse des métaux totaux

Les résultats de l'analyse des métaux totaux dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés à l'entrée, au milieu et à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 à l'issue des essais sont présentés au tableau 4.7.

Tableau 4.7 : Concentrations totales en Fe, Cu et Ni dans les échantillons de mélange réactif post-traitement prélevés à la surface, au milieu et à la base du réacteur RPB-DNC-1

Échantillon	Métaux totaux (mg/kg)		
	Fe	Cu	Ni
RPB-DNC-1-Avant	21100	273	405
RPB-DNC-1-Entrée	42730	795	6619
RPB-DNC-1-Milieu	14390	198	5444
RPB-DNC-1-Sortie	13850	197	5311

Les résultats de l'analyse des métaux totaux dans les échantillons de mélange réactif montrent une augmentation de la concentration en Ni total dans les échantillons post-traitement prélevés à l'entrée, au milieu et à la sortie du réacteur RPB-DNC-1 par rapport au mélange réactif initial. Les concentrations en Fe total et en Cu total ont augmenté seulement dans l'échantillon prélevé à l'entrée du réacteur. Les échantillons de mélange réactif prélevés au milieu et à la sortie du réacteur montrent des concentrations en Fe et en Cu totaux inférieures aux concentrations dans le mélange réactif initial. Ces résultats montrent que l'enlèvement du Ni s'est produit dans tout le volume du réacteur mais majoritairement au niveau de la zone proche de l'entrée. L'enlèvement du Fe et du Cu est quant à lui essentiellement localisé dans la partie supérieure du réacteur

(proche de l'entrée). La diminution des concentrations en Fe et en Cu dans le mélange réactif prélevé au milieu et à la sortie du réacteur, par rapport au mélange réactif initial, peut être due à la lixiviation de ces métaux dans cette zone du réacteur.

Notons que sur l'ensemble de la durée des essais, aucun colmatage n'a été observé au niveau des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2.

CHAPITRE 5 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

L'objectif de cette étude était d'évaluer la performance des RPB pour le traitement du DMA et du DNC salin en contexte minier nordique. Pour ce faire, ont été construits sur le site du partenaire industriel dans le projet, la mine Raglan, trois RPB à l'échelle pilote de terrain, dont un a servi au traitement du DMA (RPB-DMA) et les deux autres au traitement du DNC salin (RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2). Le dimensionnement et la construction des réacteurs pilotes de terrain ont été réalisés sur la base des résultats des essais batch et des essais colonnes menés en amont. Les paramètres physico-chimiques des effluents à l'entrée et à la sortie des trois RPB pilotes ont été suivis durant les essais. Le réacteur RPB-DMA a été suivi pendant 48 jours (du 18-07-2018 au 03-09-2018) et les réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 ont été suivis respectivement pendant 94 jours (du 29-07-2017 au 30-08-2018) et 44 jours (du 18-07-2018 au 30-08-2018). À l'issue des essais, des échantillons de mélange réactif ont été prélevés dans les réacteurs RPB-DMA et RPB-DNC-1, puis caractérisés en vue d'évaluer les mécanismes d'enlèvement des contaminants dans les différents réacteurs.

À la lumière des résultats et des données rassemblés durant les essais à l'échelle pilote de terrain, les conclusions suivantes peuvent être avancées :

- L'absence d'enlèvement du SO_4^{2-} dans les RPB, le maintien des conditions oxydantes des effluents et l'absence de détection de sulfures à la sortie des RPB suggèrent que le processus de sulfato-réduction dans les réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 n'a pas eu lieu ou du moins était négligeable. L'enlèvement des métaux sous forme de sulfures métalliques dans les RPB pilotes est donc peu probable.
- Les faibles TRH et les faibles températures enregistrées durant les essais peuvent expliquer que le développement des BSR n'ait pas été favorisé dans les RPB. Dans le cas des réacteurs RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2, la salinité du DNC a également pu avoir un impact négatif sur l'établissement des populations de BSR.
- L'augmentation du pH et la neutralisation de l'acidité dans le réacteur RPB-DMA étaient davantage liées à la dissolution de l'agent neutralisant présent dans le mélange réactif MR-DMA plutôt qu'à l'activité des BSR. Le pH de l'effluent sortant du réacteur RPB-DMA respectait les limites de la directive 019 sur l'industrie minière.

- Parmi les mécanismes régissant l'enlèvement des métaux dans le réacteur RPB-DMA, trois méritent d'être mentionnés : (1) la précipitation, sous forme d'oxy-hydroxydes et de carbonates, liée à l'augmentation du pH, (2) la co-précipitation avec les oxy-hydroxydes et (3) la sorption sur la matière organique. Notons que les mécanismes de sorption et de co-précipitation sont particulièrement importants pour le Ni, dont la précipitation sous forme d'oxy-hydroxydes n'est pas attendue à pH 7-8.
- Bien que l'enlèvement du Ni ait eu lieu dans le réacteur RPB-DMA au cours de l'étude, la concentration en Ni dans l'effluent à la sortie du réacteur RPB-DMA ne respectait pas la limite de la directive 019 sur l'industrie minière pour cet élément (concentration en Ni entre 1,32 et 16,50 mg/L à la sortie du réacteur).
- L'efficacité d'enlèvement inférieure du Ni (entre 93% et 95% au début puis entre 53% et 56% à la fin) dans le réacteur RPB-DMA par rapport au Fe (entre 96% et 99%) et au Cu (99%) peut être expliquée par : (1) le fait que la précipitation du Ni sous forme d'oxy-hydroxydes n'est pas attendue à pH 7-8 et (2) la compétition entre les ions Ca^{2+} , le Fe, le Cu et le Ni pour les sites de sorption de la matière organique. Les liens que forment le Cu et le Fe avec la matière organique sont plus solides que le Ni, qui lui est plus mobile.
- L'enlèvement du Ni dans les réacteurs RPB-DNC-1 (99% à l'été 2017 puis 83% à la fin de l'été 2018) et RPB-DNC-2 (entre 95% et 99% au début puis entre 61% et 83% à la fin) est majoritairement régi par des mécanismes de sorption sur la matière organique et sur les cendres de bois du mélange réactif MR-DNC.
- La diminution dans le temps du taux d'enlèvement du Ni dans les réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 peut être attribuée notamment à la saturation progressive des sites actifs de sorption du mélange réactif.

Notons que les conditions de démarrage des RPB pilotes de terrain étaient différentes des conditions de démarrage des essais colonnes de laboratoire, notamment au niveau de la température. La température de démarrage des colonnes était de 22°C, maintenue pendant trois mois avant d'être abaissée à 5°C jusqu'à la fin des essais, alors que les températures dans les RPB pilotes de terrain se situaient entre 0 et 12°C sur l'ensemble de la période des essais, avec une moyenne de 5°C. Cette différence de température importante entre les essais pilote de terrain et les essais colonnes peut expliquer la performance inférieure des réacteurs à l'échelle pilote de

terrain par rapport à celle des colonnes. Les performances limitées des réacteurs RPB-DMA, RPB-DNC-1 et RPB-DNC-2 étant principalement liées à l'absence d'activité des BSR.

Recommandations

Bien que les objectifs de traitement n'aient pas tous été atteints lors des essais à l'échelle pilote de terrain, les résultats montrent que le traitement passif biochimique du drainage minier (DMA et DNC) sur le site de la mine Raglan peut être prometteur, à condition de favoriser l'établissement de conditions favorables à l'activité des BSR dans les réacteurs. Le mécanisme de sulfato-réduction contribuera ainsi à la production d'alcalinité, à l'enlèvement du SO_4^{2-} et à l'enlèvement des métaux sous forme de sulfures métalliques stables.

Le recours à un inoculum de BSR natives, adaptées aux faibles températures, dans les mélanges réactifs MR-DMA et MR-DNC, pourrait favoriser le développement et l'activité des BSR dans les RPB. Par ailleurs, des TRH plus élevés, au moins au début des essais, pourraient favoriser l'établissement des BSR dans les réacteurs.

Il aurait été intéressant de suivre les RPB sur plusieurs étés consécutifs. En effet, bien que les mélanges réactifs post-traitement aient montré des concentrations en BSR faibles, une légère augmentation a été observée dans la couche inférieure du réacteur RPB-DMA, ce qui suggère que les BSR étaient en voie de s'établir dans ce réacteur. La poursuite du suivi des RPB sur plusieurs étés consécutifs pourrait éventuellement montrer un meilleur établissement des BSR dans le système et donc une meilleure performance du réacteur RPB-DMA.

Il serait intéressant, dans les essais de terrain futurs, de vérifier régulièrement le TRH réel dans les RPB au moyen d'un traceur inerte. Ces vérifications régulières du TRH réel nous permettraient de corriger ce paramètre si un écart est observé par rapport au TRH que l'on souhaite imposé. La vérification du TRH chaque année nous permettrait notamment d'évaluer les effets du gel-dégel sur l'intégrité des mélanges réactifs dans les RPB.

Afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués dans la rétention des métaux dans les RPB, une caractérisation plus poussée des mélanges réactifs post-traitement, notamment par extractions séquentielles, pourrait être pertinente. La procédure d'extraction séquentielle permettrait de déterminer si les métaux retenus dans le mélange réactif sont davantage associés à la matière

organique ou bien à des phases minérales. Cette procédure semi-quantitative nous permettrait d'évaluer les importances relatives des différents mécanismes d'enlèvement des contaminants (sorption, précipitation sous forme d'hydroxydes, etc.).

L'aspect économique est un point important qui devra être pris en compte dans les étapes à venir du projet. Une estimation des coûts liés à la construction des RPB à l'échelle réelle et des coûts d'opération est indispensable. La possibilité d'utiliser des matériaux trouvés sur place, notamment la tourbe naturellement présente sur la toundra aux abords du site minier ainsi que les copeaux de bois produits sur place, devra être étudiée.

Le devenir des RPB, une fois les mélanges réactifs saturés, est une problématique à prendre en considération lors de la conception de ce type de système. Une gestion des matériaux contaminés est nécessaire afin d'éviter tout risque de relargage des contaminants dans l'environnement. L'étude du comportement environnemental de ces matériaux permettrait d'évaluer la stabilité des contaminants à long terme et de déterminer les conditions de stockage adéquates de ces matériaux. Le traitement par stabilisation-solidification des mélanges réactifs contaminés, notamment à l'aide de ciment Portland, est une possibilité à étudier.

Enfin, il serait intéressant d'étudier la possibilité de récupérer les métaux retenus dans les mélanges réactifs ayant une valeur économique importante et notamment le Ni. La viabilité d'un tel projet dépendra notamment de la quantité de Ni retenu dans le système, du cours du Ni au moment de la récupération et des coûts d'opération des processus de récupération (remobilisation sélective du Ni dans l'eau puis électrolyse).

BIBLIOGRAPHIE

- Aguiar, A. O., Andrade, L. H., Ricci, B. C., Pires, W. L., Miranda, G.A., & Amaral, M.C. (2016). Gold acid mine drainage treatment by membrane separation processes: an evaluation of the main operational conditions. *Separation and Purification Technology*, 170, 360-369. doi:10.1016/j.seppur.2016.07.003
- Ahonen, L. & Tuovinen, O. H. (1989). Microbiological oxidation of ferrous iron at low temperatures. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(2), 312-316. Disponible à <https://aem.asm.org/content/55/2/312>
- Al-Ani, W. A. G. (1994). *Effect of COD/SO₄²⁻ ratio on sulfate reduction in anaerobic digestion*. (Mémoire de maîtrise, Université de Toronto, Toronto, Canada).
- Amos, P. W., & Younger, P. L. (2003). Substrate characterisation for a subsurface reactive barrier to treat colliery spoil leachate. *Water Research*, 37(1), 108-120. doi:10.1016/S0043-1354(02)00159-8
- Andersen, R., Rochefort, L., & Landry, J. (2011). La chimie des tourbières du Québec: une synthèse de 30 années de données. *Le Naturaliste Canadien*, 135(1), 5-14. Disponible à http://www.gret-perg.ulaval.ca/uploads/tx_centrecherche/Andersen_etal_NatCan_2011_01.pdf
- Argun, M. E., Dursun, S., Ozdemir, C., & Karatas, M. (2007). Heavy metal adsorption by modified oak sawdust: Thermodynamics and kinetics. *Journal of Hazardous Materials*, 141(1), 77-85. doi:10.1016/j.jhazmat.2006.06.095
- Artola, A., Martin, M. J., Balaguer, M., & Rigola, M. (2001). Pilot plant biosorption in an integrated contact–settling system: application to Cu (II) removal by anaerobically digested sludge. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 76(11), 1141-1146. doi:10.1002/jctb.496
- ASTM (American Society for Testing and Materials) (1990). Standard methods for sulphate reducing bacteria in water and waterformed deposit. In: Annual book of ASTM Standards, vol. 04.08. Section D 4412- 84, Washington, DC, 533-535.

- ASTM (1995). Standard test method for pH of soils, in: Annual book of ASTM standards Vol. 04.08, Section D 2216–98 Washington, DC, 27-34.
- Barbosa, L. P., Costa, P. F., Bertolino, S. M., Silva, J. C. C., Guerra-Sá, R., Leão, V. A., & Teixeira, M. C. (2014). Nickel, manganese and copper removal by a mixed consortium of sulfate reducing bacteria at a high COD/sulfate ratio. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 30(8), 2171-2180. doi:10.1007/s11274-013-1592-x
- Beane, S. J., Comber, S. D., Rieuwerts, J., & Long, P. (2016). Abandoned metal mines and their impact on receiving waters: a case study from Southwest England. *Chemosphere*, 153, 294-306. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.022
- Béchar, G., Yamazaki, H., Gould, W. D., & Bédard, P. (1994). Use of cellulosic substrates for the microbial treatment of acid mine drainage. *Journal of Environmental Quality*, 23(1), 111-116.
- Belova, D. A., Lakshtanov, L. Z., Carneiro, J. F., & Stipp, S. L. S. (2014). Nickel adsorption on chalk and calcite. *Journal of Contaminant Hydrology*, 170, 1-9. doi:10.1016/j.jconhyd.2014.09.007
- Ben Ali, H. E. (2019). *Traitement passif du drainage minier à faible température et forte salinité* (Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC).
- Ben Ali, H. E., Neculita, C. M., Molson, J. W., Maqsoud, A., & Zagury, G. J. (2019a). Performance of passive systems for mine drainage treatment at low temperature and high salinity: A review. *Minerals Engineering*, 134, 325-344. doi:10.1016/j.mineng.2019.02.010
- Ben Ali, H. E., Neculita, C. M., Molson, J. W., Maqsoud, A., & Zagury, G. J. (2019b). Efficiency of batch biochemical reactors for mine drainage treatment at low temperature and high salinity. *Applied Geochemistry*, 103, 40-49. doi:10.1016/j.apgeochem.2019.01.014
- Ben Ali, H. E., Neculita, C. M., Molson, J. W., Maqsoud, A., & Zagury, G. J. (2019c). Salinity and low temperature effects on the performance of column biochemical reactors for the treatment of acidic and neutral mine drainage. *Chemosphere* (en évaluation).

- Biela, R., & Kučera, T. (2016). Efficacy of sorption materials for nickel, iron and manganese removal from water. *Procedia Engineering*, 162, 56-63.
- Bigham, J. M., & Nordstrom, D. K. (2000). Iron and aluminum hydroxysulfates from acid sulfate waters. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 40(1), 351-403. doi:10.2138/rmg.2000.40.7
- Blais, J. F., Djedidi, Z., Cheikh, R. B., Tyagi, R. D., & Mercier, G. (2008). Metals precipitation from effluents: Review. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 12(3), 135-149. doi:10.1061/(asce)1090-025x(2008)12:3(135)
- Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (1990). The pore-water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailings, Waite Amulet, Quebec, Canada. *Applied Geochemistry*, 5(3), 327-346. doi:10.1016/0883-2927(90)90008-S
- Blowes, D. W., Ptacek, C. J., Jambor, J. L., & Weisener, C. G. (2003). The geochemistry of acid mine drainage. *Treatise on Geochemistry*, 9, 149-204. doi:10.1016/B0-08-043751-6/09137-4
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets Sciences et Techniques*, 66, 14-31. Disponible à http://odel.irevues.inist.fr/dechets-sciences-technique/docannexe/file/340/2_bouzahzah.pdf
- Bruins, M. R., Kapil, S., & Oehme, F. W. (2000). Microbial resistance to metals in the environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 45(3), 198-207. doi:10.1006/eesa.1999.1860
- Bussière, B., Aubertin, M., Zagury, G. J., Potvin, R., & Benzaazoua, M. (2005), May. Principaux défis et pistes de solution pour la restauration des aires d'entreposage de rejets miniers abandonnées. In *Symposium 2005 sur l'environnement et les mines. Rouyn-Noranda, Canadian Institute of Mining, Metallurgy, and Petroleum*. Disponible à http://crc-bussiere.uqat.ca/ATMineAbandonn%C3%A9es-Bussiereetal_MA-BB-MB-RP-GJZ_.pdf

- Bussière, B., Potvin, R., Dagenais, A. M., Aubertin, M., Maqsoud, A., & Cyr, J. (2009). Restauration du site minier Lorraine, Latulipe, Québec: Résultats de 10 ans de suivi. *Revue Déchets, Sciences et Techniques*, 54, 49-64.
- Calugaru, I. L., Neculita, C. M., Genty, T., & Zagury, G. J. (2018). Metals and metalloids treatment in contaminated neutral effluents using modified materials. *Journal of Environmental Management*, 212, 142-159. doi:10.1016/j.jenvman.2018.02.002
- Cavicchioli, R. (2006). Cold-adapted archaea. *Nature Reviews Microbiology*, 4(5), 331. doi:10.1038/nrmicro1390
- Champagne, P., Van Geel, P., & Parker, W. (2005). A bench-scale assessment of a combined passive system to reduce concentrations of metals and sulphate in acid mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 24(3), 124-133. doi:10.1007/s10230-005-0083-1
- Chang, I. S., Shin, P. K., & Kim, B. H. (2000). Biological treatment of acid mine drainage under sulphate-reducing conditions with solid waste materials as substrate. *Water Research*, 34(4), 1269-1277. doi:10.1016/S0043-1354(99)00268-7
- Chapman, H. D. (1965). Cation-exchange capacity 1. *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*, (methodsofsoilanb), 891-901.
- Chen, M., Lu, G., Guo, C., Yang, C., Wu, J., Huang, W., ... & Dang, Z. (2015). Sulfate migration in a river affected by acid mine drainage from the Dabaoshan mining area, South China. *Chemosphere*, 119, 734-743. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.07.094
- Clyde, E. J., Champagne, P., Jamieson, H. E., Gorman, C., & Sourial, J. (2016). The use of a passive treatment system for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine (California): pilot-scale study. *Journal of Cleaner Production*, 130, 116-125. doi:10.1016/j.jclepro.2016.03.145
- Cocos, I. A. (2001). *Sélection d'un mélange réactif utilisé dans les biobarrières perméables pour le traitement des eaux souterraines contaminées par le drainage minier acide* (Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal, QC, Canada).

- Cocos, I. A., Zagury, G. J., Clément, B., & Samson, R. (2002). Multiple factor design for reactive mixture selection for use in reactive walls in mine drainage treatment. *Water Research*, 36(1), 167-177. doi:10.1016/S0043-1354(01)00238-X
- Coulombe, V. (2012). *Performance de recouvrements isolants partiels pour contrôler l'oxydation de résidus miniers sulfureux* (Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue).
- Cravotta, C.A. (2008). Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: geochemical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry*, 23(2), 203-226. doi:10.1016/j.apgeochem.2007.10.003
- Cravotta, C. A., & Brady, K. B. (2015). Priority pollutants and associated constituents in untreated and treated discharges from coal mining or processing facilities in Pennsylvania, USA. *Applied Geochemistry*, 62, 108-130. doi: 10.1016/j.apgeochem.2015.03.001
- Dawson, R.F., & Morin, K.A. (1996). *Acid mine drainage in permafrost regions: issues, control strategies and research requirements*. CANMET, Ottawa, July, 1996, (68p).
- DeLaune, R. D., & Reddy, K. R. (2008). *Biogeochemistry of wetlands: science and applications*. CRC Press. doi: doi.org/10.1201/9780203491454
- Demers, I., Benzaazoua, M., Mbonimpa, M., Bouda, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015a). Valorisation of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 1: Material characterization and laboratory kinetic testing. *Minerals Engineering*, 76, 109-116. doi: 10.1016/j.mineng.2014.10.015
- Demers, I., Bouda, M., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bois, D., & Gagnon, M. (2015b). Valorization of acid mine drainage treatment sludge as remediation component to control acid generation from mine wastes, part 2: field experimentation. *Minerals Engineering*, 76, 117-125. doi:10.1016/j.mineng.2014.10.020

- Demers, I., Mbonimpa, M., Benzaazoua, M., Bouda, M., Awoh, S., Lortie, S., & Gagnon, M. (2017). Use of acid mine drainage treatment sludge by combination with a natural soil as an oxygen barrier cover for mine waste reclamation: Laboratory column tests and intermediate scale field tests. *Minerals Engineering*, *107*, 43-52. doi:10.1016/j.mineng.2016.11.017
- Drury, W. J. (2000). Modeling of sulfate reduction in anaerobic solid substrate bioreactors for mine drainage treatment. *Mine Water and the Environment*, *19*(1), 19-29. doi:10.1007/BF02687262
- Duan, Z., Sun, R., Liu, R., & Zhu, C. (2007). Accurate thermodynamic model for the calculation of H₂S solubility in pure water and brines. *Energy & Fuels*, *21*(4), 2056-2065. doi:10.1021/ef070040p
- Duc, C., Adam, K., & Kontopoulos, A. (1998). Mechanisms of metal removal by manures and cellulosic waste in anaerobic passive systems. *Environmental Issues and Management of Waste in Energy and Mineral Production. SWEMP*, *98*, 18-20.
- Dvorak, D. H., Hedin, R. S., Edenborn, H. M., & McIntire, P. E. (1992). Treatment of metal-contaminated water using bacterial sulfate reduction: Results from pilot-scale reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, *40*(5), 609-616. doi:10.1002/bit.260400508
- El Bayoumy, M.A., Bewtra, J.K., Ali, H.I., & Biswas, N. (1999). Sulfide production by sulfate reducing bacteria with lactate as feed in an upflow anaerobic fixed film reactor. *Water, Air, and Soil Pollution*, *112*(1-2), 67-84. doi:10.1023/A:1005016406707
- Edenborn, H. M. (2004). Use of poly (lactic acid) amendments to promote the bacterial fixation of metals in zinc smelter tailings. *Bioresource Technology*, *92*(2), 111-119. doi:10.1016/j.biortech.2003.09.004
- Elberling, B. (2001a). Environmental controls of the seasonal variation in oxygen uptake in sulfidic tailings deposited in a permafrost-affected area. *Water Resources Research*, *37*(1), 99-107. doi:10.1029/2000WR900259
- Elberling, B. (2001b). Control strategies for acid mine drainage in Arctic regions. In *Mining in the Arctic* (pp. 37-48). CRC Press/Balkema.

- Elberling, B. (2005). Temperature and oxygen control on pyrite oxidation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science and Technology*, 41(2), 121-133. doi:10.1016/j.coldregions.2004.09.004
- Elberling, B., & Damgaard, L. R. (2001). Microscale measurements of oxygen diffusion and consumption in subaqueous sulfide tailings. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(12), 1897-1905.
- Elberling, B., Schippers, A., & Sand, W. (2000). Bacterial and chemical oxidation of pyritic mine tailings at low temperatures. *Journal of Contaminant Hydrology*, 41(3-4), 225-238. doi:10.1016/S0169-7722(99)00085-6
- Erazola, M. (2013). *L'encapsulation des résidus miniers acides dans le pergélisol québécois: est-ce une pratique durable?* (Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke).
- Éthier, M.P. (2011). *Évaluation du comportement géochimique en conditions normale et froides de différents stériles présents sur le site de la mine Raglan* (Mémoire de maîtrise, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada). Disponible à <http://depositum.uqat.ca/647/1/%C3%89thier%2C%20Marie-Pier.pdf>
- Ethier, M. P., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Garneau, P. (2012). Effect of temperature on the weathering of various waste rock types from the Raglan Mine. In *Cold Regions Engineering 2012: Sustainable Infrastructure Development in a Changing Cold Environment* (pp. 800-810). doi:10.1061/9780784412473.079
- Ettner, D. C. (1999, September). Pilot scale constructed wetland for the removal of nickel from tailings drainage, southern Norway. In *Proceedings, congress of the international mine water association* (pp. 207-211). Disponible à https://www.imwa.info/docs/imwa_1999/IMWA1999_Ettner_207.pdf
- Ettner, D. C. (2007). Passive mine water treatment in Norway. In : Cidu, R., Frau, F. (Eds), *Proceedings of the International Mine Water Association (IMWA) Symposium, Cagliari, Italy*, May 27-31.

- Fedorovich, V., Greben, M., Kalyuzhnyi, S., Lens, P., & Pol, L.H. (2000). Use of hydrophobic membranes to supply hydrogen to sulphate reducing bioreactors. *Biodegradation*, *11*(5), 295-303. doi:10.1023/A:1011100120121
- Fernando, W. A. M., Ilankoon, I. M. S. K., Syed, T. H., & Yellishetty, M. (2018). Challenges and opportunities in the removal of sulphate ions in contaminated mine water: A review. *Minerals Engineering*, *117*, 74-90. doi:10.1016/j.mineng.2017.12.004
- Ferroni, G. D., Leduc, L. G., & Todd, M. (1986). Isolation and temperature characterization of psychrotrophic strains of *Thiobacillus ferrooxidans* from the environment of a uranium mine. *The Journal of General and Applied Microbiology*, *32*(3), 169-175. doi:10.2323/jgam.32.169
- Fortin, D., Goulet, R., & Roy, M. (2000). Seasonal cycling of Fe and S in a constructed wetland: the role of sulfate-reducing bacteria. *Geomicrobiology Journal*, *17*(3), 221-235. doi:10.1080/01490450050121189
- Foucher, S., Battaglia-Brunet, F., Ignatiadis, I., & Morin, D. (2001). Treatment by sulfate-reducing bacteria of Chessy acid-mine drainage and metals recovery. *Chemical Engineering Science*, *56*(4), 1639-1645. doi:10.1016/S0009-2509(00)00392-4
- Galhardi, J. A., & Bonotto, D. M. (2016). Hydrogeochemical features of surface water and groundwater contaminated with acid mine drainage (AMD) in coal mining areas: a case study in southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, *23*(18), 18911-18927. doi:10.1007/s11356-016-7077-3
- Gallagher, N., Blumenstein, E., Rutkowski, T., DeAngelis, J., Reisman, D., & Progress, C. (2012). Passive treatment of mining influenced wastewater with biochemical reactor treatment at the standard mine Superfund site, Crested butte, Colorado. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, 137-153. doi:10.21000/JASMR12010137
- Gandy, C. J., & Jarvis, A. P. (2012). The influence of engineering scale and environmental conditions on the performance of compost bioreactors for the remediation of zinc in mine water discharges. *Mine Water and the Environment*, *31*(2), 82-91. doi:10.1007/s10230-012-0177-5

- Gazea, B., Adam, K., & Kontopoulos, A. (1996). A review of passive systems for the treatment of acid mine drainage. *Minerals engineering*, 9(1), 23-42. doi:10.1016/0892-6875(95)00129-8
- Genty, T. (2012). *Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer* (Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC). Disponible à <http://depositum.uqat.ca/269/1/thomasgenty.pdf>
- Genty, T., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2012a). Capacity of wood ash filters to remove iron from acid mine drainage: Assessment of Retention mechanism. *Mine Water and the Environment*, 31(4), 273-286. doi:10.1007/s10230-012-0199-z
- Genty, T., Bussière, B., Paradie, M., & Neculita, C.M. (2016). Passive biochemical treatment of ferriferous mine drainage: Lorraine mine site, Northern Quebec, Canada. In *Proc. of the International Mine Water Association (IMWA) Conference, July* (pp. 11-15). Disponible à https://www.imwa.info/docs/imwa_2016/IMWA2016_Genty_10.pdf
- Genty, T., Bussière, B., Potvin, R., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2012b). Dissolution of calcitic marble and dolomitic rock in high iron concentrated acid mine drainage: application to anoxic limestone drains. *Environmental Earth Sciences*, 66(8), 2387-2401. doi:10.1007/s12665-011-1464-3
- Germain, D., & Cyr, J. (2003, May). Evaluation of biofilter performance to remove dissolved arsenic: Wood Cadillac. In *Conference Proceedings: Sudbury*. Disponible à <http://pdf.library.laurentian.ca/medb/conf/Sudbury03/Bacteria/55.pdf>
- Ghesquière, O. (2015). *Caractérisation de la géochimie des eaux souterraines et des facteurs la contrôlant dans les régions de Charlevoix et de la Haute-Côte-Nord* (Doctoral dissertation, Université du Québec à Chicoutimi).
- Gibert, O., De Pablo, J., Cortina, J. L., & Ayora, C. (2002). Treatment of acid mine drainage by sulphate-reducing bacteria using permeable reactive barriers: a review from laboratory to full-scale experiments. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 1(4), 327-333. doi:10.1023/A:1023227616422

- Gibert, O., De Pablo, J., Cortina, J. L., & Ayora, C. (2004). Chemical characterisation of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage. *Water Research*, 38(19), 4186-4196. doi:10.1016/j.watres.2004.06.023
- Gibert, O., de Pablo, J., Cortina, J. L., & Ayora, C. (2005). Municipal compost-based mixture for acid mine drainage bioremediation: Metal retention mechanisms. *Applied Geochemistry*, 20(9), 1648-1657. doi:10.1016/j.apgeochem.2005.04.012
- Gibert, O., de Pablo, J., Luis Cortina, J., & Ayora, C. (2003). Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for in-situ acid mine drainage treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 78(5), 489-496. doi:10.1002/jctb.814
- Glombitza, F. (2001). Treatment of acid lignite mine flooding water by means of microbial sulfate reduction. *Waste Management*, 21(2), 197-203. doi:10.1016/S0956-053X(00)00061-1
- Gogoi, H., Leiviskä, T., Heiderscheidt, E., Postila, H., & Tanskanen, J. (2018). The Effectiveness of Metal and Metalloid Sorption from Mining Influenced Waters by Natural and Modified Peat. *Mine Water and the Environment*, 37(4), 734-743. doi:10.1007/s10230-018-0525-1
- Gould, W. D., Cameron, R., Morin, L., Bedard, P., & Lortie, L. (2012). Effect of lactate/acetate and glucose amendments on low temperature performance of anaerobic bioreactors treating simulated mine drainage. In *Proceedings of the 9th International Conference on Acid Rock Drainage*, Ottawa, ON (pp.178-188).
- Gouvernement du Québec. (2019). Géoinfo l'outil de recherche. Tiré de <http://geoinfo.gouv.qc.ca/portail/jsp/geoinfo.jsp?DecouvrirLeNord>
- Gray, N. F. (1997). Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. *Environmental Geology*, 30(1-2), 62-71. doi:10.1007/s002540050133
- Greben, H. A., & Maree, J. P. (2005). Removal of sulphate, metals, and acidity from a nickel and copper mine effluent in a laboratory scale bioreactor. *Mine Water and the Environment*, 24(4), 194-198. doi:10.1007/s10230-005-0095-x

- Gusek, J. J., & Schueck, J. (2004, September). Bench and pilot scale test results: Passive treatment of acid mine drainage (AMD) at the Fran Coal Mine, PA. In *Tailings and Mine Waste'04: Proceedings of the Eleventh Tailings and Mine Waste Conference, 10-13 October 2004, Vail, Colorado, USA* (p. 267). Taylor & Francis.
- Gyure, R. A., Konopka, A., Brooks, A., & Doemel, W. (1990). Microbial sulfate reduction in acidic (pH 3) strip-mine lakes. *FEMS Microbiology Ecology*, 6(3), 193-201. doi:10.1111/j.1574-6968.1990.tb03941.x
- HACH. (2019). SulfaVer® 4 Sulfate Reagent Powder Pillows, 10 mL, pk/100. Tiré de <https://ca.hach.com/sulfaver-4-sulfate-reagent-powder-pillows-10-ml-pk-100/product-details?id=14533963789&callback=qs>
- Hammack, R. W., De Vegt, A. L., & Schoeneman, A. L. (1998). The removal of sulfate and metals from mine waters using bacterial sulfate reduction: pilot plant results. *Mine water and the Environment*, 17(1), 8-27. doi:10.1007/BF02687241
- Hammack, R. W., Edenborn, H. M., & Dvorak, D. H. (1994). Treatment of water from an open-pit copper mine using biogenic sulfide and limestone: A feasibility study. *Water Research*, 28(11), 2321-2329. doi:10.1016/0043-1354(94)90047-7
- Hao, O. J., Huang, L., Chen, J. M., & Buglass, R. L. (1994). Effects of metal additions on sulfate reduction activity in wastewaters. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 46(4), doi:197-212. 10.1080/02772249409358113
- Harris, M. A., & Ragusa, S. (2000). Bacterial mitigation of pollutants in acid drainage using decomposable plant material and sludge. *Environmental Geology*, 40(1-2), 195-215. doi:10.1007/s002540000138
- Harris, M., & Ragusa, S. (2001). Bioremediation of acid mine drainage using decomposable plant material in a constant flow bioreactor. *Environmental Geology*, 40(10), 1192-1204. doi:10.1007/s002540100298
- Henry, J. G., & Prasad, D. (2000). Anaerobic treatment of landfill leachate by sulfate reduction. *Water Science and Technology*, 41(3), 239-246. doi:10.2166/wst.2000.0077

- Holubec, I. (2004). Covers for Reactive Tailings Located in Permafrost Regions Review, MEND Report 1.61. 6. *Natural Resources Canada, Minerals and Metals Sector: Ottawa, ON, Canada.*
- INAP (The International Network for Acid Prevention). (2009). Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide). Tiré de http://www.gardguide.com/index.php/Main_Page.
- Janin, A., & Harrington, J. (2013). Passive treatment of mine drainage waters: the use of biochars and wood products to enhance metal removal efficiency. In *Proceedings, 2013 northern latitudes mining reclamation workshop and 38th annual meeting of the Canadian land reclamation association, overcoming northern challenges*, (pp. 90-99). Tiré de https://www.yukoncollege.yk.ca/sites/default/files/inline-files/Janin_and_Harrington_2013.pdf
- Janin, A., & Harrington, J. (2015). Performances of lab-scale anaerobic bioreactors at low temperature using Yukon native microorganisms. *Proceedings of the mine water solutions in extreme environments, Vancouver*, 519-532.
- Jeen, S. W., Bain, J. G., & Blowes, D. W. (2014). Evaluation of mixtures of peat, zero-valent iron and alkalinity amendments for treatment of acid rock drainage. *Applied Geochemistry*, 43, 66-79. doi:10.1016/j.apgeochem.2014.02.004
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2002). Pitfalls of passive mine water treatment. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 1(4), 335-343. doi:10.1023/A:1023219300286
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2), 3-14. doi:10.1016/j.scitotenv.2004.09.002
- Kadlec, R. H., & Reddy, K. R. (2001). Temperature effects in treatment wetlands. *Water Environment Research*, 73(5), 543-557. doi:10.2175/106143001X139614
- Kaksonen, A. H., Franzmann, P. D., & Puhakka, J. A. (2004). Effects of hydraulic retention time and sulfide toxicity on ethanol and acetate oxidation in sulfate-reducing metal-precipitating fluidized-bed reactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 86(3), 332-343. doi:10.1002/bit.20061

- Karathanasis, A. D., & Thompson, Y. L. (1995). Mineralogy of iron precipitates in a constructed acid mine drainage wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 59(6), 1773-1781. doi:10.2136/sssaj1995.03615995005900060039x
- Kefeni, K. K., Msagati, T. A., & Mamba, B. B. (2017). Acid mine drainage: prevention, treatment options, and resource recovery: a review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475-493. doi:10.1016/j.jclepro.2017.03.082
- Kerkar, S., & Loka Bharathi, P. A. (2007). Stimulation of sulfate-reducing activity at salt-saturation in the salterns of Ribandar, Goa, India. *Geomicrobiology Journal*, 24(2), 101-110. doi:10.1080/01490450701266597
- Kharaka, Y. K., & Hanor, J. S. (2003). Deep fluids in the continents: I. Sedimentary basins. *Treatise on Geochemistry*, 5, 605. doi:10.1016/B0-08-043751-6/05085-4
- Kiran, M. G., Pakshirajan, K., & Das, G. (2017). An overview of sulfidogenic biological reactors for the simultaneous treatment of sulfate and heavy metal rich wastewater. *Chemical Engineering Science*, 158, 606-620. doi:10.1016/j.ces.2016.11.002
- Kleinmann, R. L. P., Crerar, D. A., & Pacelli, R. R. (1981). Biogeochemistry of acid mine drainage and a method to control acid formation. *Min. Eng.(NY);(United States)*, 33(3).
- Kolmert, Å., & Johnson, D. B. (2001). Remediation of acidic waste waters using immobilised, acidophilic sulfate-reducing bacteria. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 76(8), 836-843. doi:10.1002/jctb.453
- Koschorreck, M., Wendt-Potthoff, K., & Geller, W. (2003). Microbial sulfate reduction at low pH in sediments of an acidic lake in Argentina. *Environmental Science & Technology*, 37(6), 1159-1162. doi:10.1021/es0259584
- Kuyucak, N., & St-Germain, P. (1994). Possible options for in-situ treatment of acid mine drainage seepages. In *Int. Land Reclamation and Mine Drainage Conf. and 3rd Int. Conf. on Abatement of Acid Drainage* (pp. 26-29).
- Kuyucak, N. (2002). Acid mine drainage prevention and control options. *CIM bulletin*, 96-102.

- Kuyucak, N., Chabot, F., & Martschuk, J. (2006). Successful implementation and operation of a passive treatment system in an extremely cold climate, northern Quebec, Canada. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (Vol. 38, pp. 3131-3138). Tiré de http://mwen.info/docs/imwa_2006/0980-Kuyucak-ON.pdf
- LaBar, J. A., & Nairn, R. W. (2016). Impact of NaSO₄ dominated ionic strength on trace metal removal products in vertical flow bioreactors. *Applied Geochemistry*, 73, 24-34. doi:10.1016/j.apgeochem.2016.07.010
- Lakshatanov, L. Z., & Stipp, S. L. S. (2007). Experimental study of nickel (II) interaction with calcite: Adsorption and coprecipitation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71(15), 3686-3697. doi:10.1016/j.gca.2007.04.006
- Lawrence, R. W., & Scheske, M. (1997). A method to calculate the neutralization potential of mining wastes. *Environmental Geology*, 32(2), 100-106. doi:10.1007/s002540050198
- Lee, T., & Benson, C. H. (2002). *Using waste foundry sands as reactive media in permeable reactive barriers* (No. 1-2). University of Wisconsin--Madison. Tiré de http://chbenson.engr.wisc.edu/images/stories/pdfs/Foundry_Byproducts/Lee%20and%20Benson%2002%20report.pdf
- Lefebvre, O., & Moletta, R. (2006). Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater: a literature review. *Water Research*, 40(20), 3671-3682. doi:10.1016/j.watres.2006.08.027
- Lei, L. Q., Song, C. A., Xie, X. L., Li, Y. H., & Fei, W. A. N. G. (2010). Acid mine drainage and heavy metal contamination in groundwater of metal sulfide mine at arid territory (BS mine, Western Australia). *Transactions of Nonferrous Metals Society of China*, 20(8), 1488-1493.
- Lewis, A. E. (2010). Review of metal sulphide precipitation. *Hydrometallurgy*, 104(2), 222-234. doi:10.1016/j.hydromet.2010.06.010
- Li, J., Yu, L., Yu, D., Wang, D., Zhang, P., & Ji, Z. (2014). Performance and granulation in an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor treating saline sulfate wastewater. *Biodegradation*, 25(1), 127-136. doi:10.1007/s10532-013-9645-2

- Lindsay, M. B., Condon, P. D., Jambor, J. L., Lear, K. G., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2009). Mineralogical, geochemical, and microbial investigation of a sulfide-rich tailings deposit characterized by neutral drainage. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2212-2221. doi:10.1016/j.apgeochem.2009.09.012
- Lindsay, M. B., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied Geochemistry*, 57, 157-177. doi:10.1016/j.apgeochem.2015.01.009
- Littlejohn, P., Kratochvil, D., & Consigny, A. (2015). Using novel technology for residue management and sustainable mine closure. *British Columbia Mine Reclamation Symposium*. University of British Columbia Library, Vancouver, Canada. Tiré de <https://www.bqewater.com/wp-content/uploads/2016/06/BioteQ-2015-Mine-Closure.pdf>
- Lopes, S. I. C. (2007). *Sulfate reduction at low pH in organic wastewaters*. (Thèse de doctorat, Wageningen University, Wageningen, The Netherlands). Tiré de <https://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/357882>
- LQE (Loi sur la Qualité de l'environnement) (2018), chapitre Q-2. Consulté sur <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cs/Q-2/>
- Lu, J., Alakangas, L., & Wanhainen, C. (2014). Metal mobilization under alkaline conditions in ash-covered tailings. *Journal of Environmental Management*, 139, 38-49. doi:10.1016/j.jenvman.2013.12.036
- Luo, W., Phan, H. V., Hai, F. I., Price, W. E., Guo, W., Ngo, H. H., ... & Nghiem, L. D. (2016). Effects of salinity build-up on the performance and bacterial community structure of a membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 200, 305-310. doi:10.1016/j.biortech.2015.10.043
- Luptakova, A., & Macingova, E. (2012). Alternative substrates of bacterial sulphate reduction suitable for the biological-chemical treatment of acid mine drainage. *Acta Montanistica Slovaca*, 17(1), 74-80.

- Lyew, D., & Sheppard, J. D. (1997). Effects of physical parameters of a gravel bed on the activity of sulphate-reducing bacteria in the presence of acid mine drainage. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental AND Clean Technology*, 70(3), 223-230. doi:10.1002/(SICI)1097-4660(199711)70:3<223::AID-JCTB762>3.0.CO;2-L
- Marshall, B. (2017). *Faits et chiffres de l'industrie minière canadienne 2017*. Tiré de <https://mining.ca/sites/default/files/documents/Faits-et-chiffres-2017.pdf>
- McLellan, J. K., & Rock, C. A. (1988). Pretreating landfill leachate with peat to remove metals. *Water, Air, and Soil Pollution*, 37(1-2), 203-215. doi:10.1007/BF00226492
- MDDELCC (Ministère du Développement Durable de L'environnement et Lutte contre les Changements Climatiques) (2012). *Directive 019 sur l'industrie minière*, 105p. Consulté sur http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/milieu_ind/directive019/
- MERN (Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles) (2017). *Le secteur minier du Québec*. Consulté sur <http://mern.gouv.qc.ca/publications/mines/secteur-minier.pdf>
- Mine Raglan. (2019). Glencore Mine Raglan. Tiré de <http://www.mineraglan.ca/fr/operations/Pages/geographie.aspx>
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2008). Geochemical transport modelling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23(1), 1-24. doi:10.1016/j.apgeochem.2007.08.004
- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2005). Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 20(3), 639-659. doi:10.1016/j.apgeochem.2004.09.019

- Morin, K.A., & Hutt, N.M. (2001). *Environmental geochemistry of minesite drainage: Practical theory and case studies, Digital Edition*. MDAG Publishing (www.mdag.com), Surrey, British Columbia.
- Nagpal, S., Chuichulcherm, S., Livingston, A., & Peeva, L. (2000). Ethanol utilization by sulfate-reducing bacteria: An experimental and modeling study. *Biotechnology and bioengineering*, 70(5), 533-543. doi:10.1002/1097-0290(20001205)70:5<533::AID-BIT8>3.0.CO;2-C
- Naidu, G., Ryu, S., Thiruvengkatachari, R., Choi, Y., Jeong, S., & Vigneswaran, S. (2019). A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage. *Environmental Pollution*, 247. doi:10.1016/j.envpol.2019.01.085
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria. *Journal of Environmental Quality*, 36(1), 1-16. doi:10.2134/jeq2006.0066
- Neculita, C. M., & Zagury, G. J. (2008). Biological treatment of highly contaminated acid mine drainage in batch reactors: long-term treatment and reactive mixture characterization. *Journal of Hazardous Materials*, 157(2-3), 358-366. doi:10.1016/j.jhazmat.2008.01.002
- Neculita, C. M., Vigneault, B., & Zagury, G. J. (2008a). Toxicity and metal speciation in acid mine drainage treated by passive bioreactors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(8), 1659-1667. doi:10.1897/07-654.1
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2008b). Effectiveness of sulfate-reducing passive bioreactors for treating highly contaminated acid mine drainage: I. Effect of hydraulic retention time. *Applied Geochemistry*, 23(12), 3442-3451. doi:10.1016/j.apgeochem.2008.08.004
- Neculita, C. M., Zagury, G. J., & Bussière, B. (2008c). Effectiveness of sulfate-reducing passive bioreactors for treating highly contaminated acid mine drainage: II. Metal removal mechanisms and potential mobility. *Applied Geochemistry*, 23(12), 3545-3560. doi:10.1016/j.apgeochem.2008.08.014

- NEDEM (Programme de neutralisation des eaux de drainage dans l'environnement minier) (2004). *Review of water Quality Issues in Neutral pH Drainage: Examples and Emerging Priorities for the Mining Industry in Canada*. MEND Report 10.1. November 2004. 58p. Consulté sur <http://mend-nedem.org/mend-report/review-of-water-quality-issues-in-neutral-ph-drainage-examples-and-emerging-priorities-for-the-mining-industry-in-canada/>
- NEDEM (2006). *Update on cold temperature effects on geochemical weathering*. MEND Report 1.61.6 Ottawa, Canada. October 2006.
- Ness, I., Janin, A., & Stewart, K. (2014). *Passive Treatment of Mine Impacted Water In Cold Climates: A review*. Tiré de https://www.yukoncollege.yk.ca/sites/default/files/inline-files/Passive_treatments_review_-_Cold_Climate_-_YRC2014_1.pdf
- Nicholson, R.V. 1984. *Pyrite Oxidation in Carbonate - Buffered System: Experimental Kinetics and Control by Oxygen Diffusion in a Porous Medium*. (Thèse de doctorat, Department of Earth Sciences, University of Waterloo, 176 p).
- Nielsen, G. (2018). *Enlèvement des métaux des effluents miniers en climat froid par des processus biologiques et chimiques s'opérant dans des bioréacteurs semi-passifs sulfato-réducteurs* (Thèse de doctorat, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 216 p). Tiré de <http://espace.inrs.ca/6843/>
- Nielsen, G., Hatam, I., Abuan, K. A., Janin, A., Coudert, L., Blais, J. F., ... & Baldwin, S. A. (2018). Semi-passive in-situ pilot scale bioreactor successfully removed sulfate and metals from mine impacted water under subarctic climatic conditions. *Water Research*, 140, 268-279. doi:10.1016/j.watres.2018.04.035
- Nordstrom, D. K., Alpers, C. N., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2000). Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environmental Science & Technology*, 34(2), 254-258. doi:10.1021/es990646v
- Nordstrom, D. K., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2015). Hydrogeochemistry and microbiology of mine drainage: an update. *Applied Geochemistry*, 57, 3-16. doi:10.1016/j.apgeochem.2015.02.008

- Nordwick, S., Zaluski, M., Park, B., & Bless, D. (2006, March). Advances in development of bioreactors applicable to the treatment of ARD. In *Proceedings from the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (pp. 26-30). Tiré de http://www.mwen.info/docs/imwa_2006/1410-Nordwick-MT-2.pdf
- Oberholster, P. J., Cheng, P. H., Botha, A. M., & Genthe, B. (2014). The potential of selected macroalgal species for treatment of AMD at different pH ranges in temperate regions. *Water Research*, *60*, 82-92. doi:10.1016/j.watres.2014.04.031
- Omil, F., Lens, P., Pol, L. H., & Lettinga, G. (1996). Effect of upward velocity and sulphide concentration on volatile fatty acid degradation in a sulphidogenic granular sludge reactor. *Process Biochemistry*, *31*(7), 699-710.
- Otwinowski, M. (1994). *Quantitative analysis of chemical and biological kinetics for the acid mine drainage problem*. Report for mine environment neutral drainage (MEND) program and the British Columbia acid mine drainage task force. Tiré de <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/1511.pdf>
- Palmer, K., Ronkanen, A. K., & Kløve, B. (2015). Efficient removal of arsenic, antimony and nickel from mine wastewaters in Northern treatment peatlands and potential risks in their long-term use. *Ecological Engineering*, *75*, 350-364. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.11.045
- Paños, N. H., Gutiérrez, L. V., & Senese, A. A. (2013). Influence of temperature in sulphate-reducing anaerobic bacteria (SRB) development and metal removal efficiency. In *Proceedings from the International Mine Water Association Annual Conference: Reliable Mine Water Technology*. Golden, CO. Tiré de http://www.mwen.info/docs/imwa_2013/IMWA2013_Panos_394.pdf
- Perkins, E. H., Nesbitt, H. W., Gunter, W. D., St-Arnaud, L. C., & Mycroft, J. R. (1995). *Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock*. Mine Environment Neutral Drainage (MEND) Report, 1(1). Tiré de <http://mend-nedem.org/wp-content/uploads/1421.pdf>
- Pérel, K. (2017). *Évaluation en laboratoire de recouvrements spécifiquement adaptés au contrôle du drainage neutre contaminé* (Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC). Tiré de <http://depositum.uqat.ca/724/>

- Pierre Louis, A. M., Yu, H., Shumlas, S. L., Van Aken, B., Schoonen, M. A., & Strongin, D. R. (2015). Effect of phospholipid on pyrite oxidation and microbial communities under simulated acid mine drainage (AMD) conditions. *Environmental Science & Technology*, 49(13), 7701-7708. doi:10.1021/es505374g
- Pinto, P. X., Al-Abed, S. R., Balz, D. A., Butler, B. A., Landy, R. B., & Smith, S. J. (2016). Bench-scale and pilot-scale treatment technologies for the removal of total dissolved solids from coal mine water: a review. *Mine Water and the Environment*, 35(1), 94-112. doi:10.1007/s10230-015-0351-7
- Plante, B. (2010). *Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé* (Thèse de doctorat, Université du Québec à en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC, Canada, 271p). Tiré de <http://depositum.uqat.ca/31/1/benoitplante.pdf>
- Pollett, H. (2003). *Effects of iron on the generation of hydrogen sulfide in a mixed culture containing sulfate-reducing bacteria (SRB) and methane-producing bacteria (MPB)*. (Mémoire de maîtrise, Département de Génie chimique et de Chimie appliquée, Université de Toronto, 135 p).
- Postgate, J.R. (1984). *The sulfate-reducing bacteria* (2nd edition). Cambridge University Press: Cambridge.
- Potvin, R. (2009). *Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide*. (Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Canada, 367 p). Tiré de <http://depositum.uqat.ca/51/>
- Pozo-Antonio, S., Puente-Luna, I., Lagüela-López, S., & Veiga-Ríos, M. (2014). Techniques to correct and prevent acid mine drainage: A review. *Dyna*, 81(186), doi:73-80. 10.15446/dyna.v81n186.38436
- Prasad, D., Wai, M., Berube, P., & Henry, J. G. (1999). Evaluating substrates in the biological treatment of acid mine drainage. *Environmental Technology*, 20(5), 449-458. doi:10.1080/09593332008616840

- Pruden, A., Messner, N., Pereyra, L., Hanson, R. E., Hiibel, S. R., & Reardon, K. F. (2007). The effect of inoculum on the performance of sulfate-reducing columns treating heavy metal contaminated water. *Water research*, *41*(4), 904-914. doi:10.1016/j.watres.2006.11.025
- Qureshi, A., Maurice, C., & Öhlander, B. (2016). Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage. *Journal of Geochemical Exploration*, *160*, 44-54. doi:10.1016/j.gexplo.2015.10.014
- Radjenovic, J., & Sedlak, D. L. (2015). Challenges and opportunities for electrochemical processes as next-generation technologies for the treatment of contaminated water. *Environmental Science & Technology*, *49*(19), 11292-11302. doi:10.1021/acs.est.5b02414
- Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2016). Effectiveness of various dispersed alkaline substrates for the pre-treatment of ferriferous acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, *73*, 13-23. doi:10.1016/j.apgeochem.2016.07.014
- Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., Benzaazoua, M., & Zagury, G. J. (2017a). Recovery and reuse of sludge from active and passive treatment of mine drainage-impacted waters: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(1), 73-91. doi:10.1007/s11356-016-7733-7
- Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., & Zagury, G. J. (2017b). Comparative column testing of three reactive mixtures for the bio-chemical treatment of iron-rich acid mine drainage. *Minerals Engineering*, *111*, 79-89. doi:10.1016/j.mineng.2017.06.002
- Rakotonimaro, T. V., Neculita, C. M., Bussière, B., Genty, T., & Zagury, G. J. (2018). Performance assessment of laboratory and field-scale multi-step passive treatment of iron-rich acid mine drainage for design improvement. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(18), 17575-17589. doi:10.1007/s11356-018-1820-x
- Reis, M. A. M., Almeida, J. S., Lemos, P. C., & Carrondo, M. J. T. (1992). Effect of hydrogen sulfide on growth of sulfate reducing bacteria. *Biotechnology and Bioengineering*, *40*(5), 593-600. doi:10.1002/bit.260400506

- Reisman, D., Rutkowski, T., Smart, P., Gusek, J., & Sieczkowski, M. (2009). Passive treatment and monitoring at the standard mine superfund site Crested Butte, CO. *Proceedings America Society of Mining and Reclamation*, 1107-1128. doi:10.21000/JASMR09011107
- Ritcey, G.M. (1989). Tailings management: problems and solutions in the mining industry. ELSEVIER, 1989, *Technology and Engineering*, 970 p.
- Robador, A., Brüchert, V., & Jørgensen, B. B. (2009). The impact of temperature change on the activity and community composition of sulfate-reducing bacteria in arctic versus temperate marine sediments. *Environmental Microbiology*, 11(7), 1692-1703. doi:10.1111/j.1462-2920.2009.01896.x
- Robinson-Lora, M. A., & Brennan, R. A. (2009). Efficient metal removal and neutralization of acid mine drainage by crab-shell chitin under batch and continuous-flow conditions. *Bioresource Technology*, 100(21), 5063-5071. doi:10.1016/j.biortech.2008.11.063
- Rouleau, A., & Gasquet, D. (2017). L'industrie minière et le développement durable: une perspective internationale francophone. Tiré de <https://constellation.uqac.ca/4165/>
- Sagemann, J., Jørgensen, B. B., & Greeff, O. (1998). Temperature dependence and rates of sulfate reduction in cold sediments of Svalbard, Arctic Ocean. *Geomicrobiology Journal*, 15(2), 85-100. doi:10.1080/01490459809378067
- Sahinkaya, E., Gunes, F. M., Ucar, D., & Kaksonen, A. H. (2011). Sulfidogenic fluidized bed treatment of real acid mine drainage water. *Bioresource Technology*, 102(2), 683-689. doi:10.1016/j.biortech.2010.08.042
- Senes Consultants Limited. (1991). *The Reactive Acid Tailings Assessment Program (RATAP.BMT3)*, Volume II, Appendices.
- Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: a critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105-116. doi:10.1016/j.mineng.2005.08.006
- Simate, G. S., & Ndlovu, S. (2014). Acid mine drainage: Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3), 1785-1803.

- Skousen, J. G., & Ziemkiewicz, P. F. (1995). *Acid mine drainage control and treatment*. Morgantown: West Virginia University.
- Skousen, J., Zipper, C. E., Rose, A., Ziemkiewicz, P. F., Nairn, R., McDonald, L. M., & Kleinmann, R. L. (2017). Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water and the Environment*, 36(1), 133-153. doi:10.1007/s10230-016-0417-1
- Sobolewski, A. (2010). Benefits of using liquid carbon sources for passive treatment systems. In *Proceedings of International Mine Water Association Conference: Mine Water and Innovative Thinking*, Sydney, NS, Canada (pp. 279-282). Tiré de http://www.imwa.de/docs/imwa_2010/IMWA2010_Sobolewski_443.pdf
- Sokolova, E. A. (2010). Influence of temperature on development of sulfate-reducing bacteria in the laboratory and field in winter. *Contemporary Problems of Ecology*, 3(6), 631-634. doi:doi.org/10.1134/S1995425510060032
- Statham, T. M., Stark, S. C., Snape, I., Stevens, G. W., & Mumford, K. A. (2016). A permeable reactive barrier (PRB) media sequence for the remediation of heavy metal and hydrocarbon contaminated water: A field assessment at Casey Station, Antarctica. *Chemosphere*, 147, 368-375. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.12.133
- Sun, W., Nešić, S., & Woollam, R. C. (2009). The effect of temperature and ionic strength on iron carbonate (FeCO₃) solubility limit. *Corrosion Science*, 51(6), 1273-1276. doi:10.1016/j.corsci.2009.03.009
- Tolonen, E. T., Sarpola, A., Hu, T., Rämö, J., & Lassi, U. (2014). Acid mine drainage treatment using by-products from quicklime manufacturing as neutralization chemicals. *Chemosphere*, 117, 419-424. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.07.090
- Trumm, D. (2010). Selection of active and passive treatment systems for AMD—flow charts for New Zealand conditions. *New Zealand journal of geology and geophysics*, 53(2-3), 195-210.

- Tsukamoto, T. K., Killion, H. A., & Miller, G. C. (2004). Column experiments for microbiological treatment of acid mine drainage: low-temperature, low-pH and matrix investigations. *Water Research*, 38(6), 1405-1418. doi:10.1016/j.watres.2003.12.012
- Tutu, H., McCarthy, T. S., & Cukrowska, E. (2008). The chemical characteristics of acid mine drainage with particular reference to sources, distribution and remediation: The Witwatersrand Basin, South Africa as a case study. *Applied Geochemistry*, 23(12), 3666-3684. doi:10.1016/j.apgeochem.2008.09.002
- URS Report (2003). *Passive and semi-active treatment of acid rock drainage from metal mines-state of the practice*. Prepared for U.S. Army Corps of Engineers, Concord, Massachusetts, by URS Corporation, Portland, ME. Tiré de <https://semspub.epa.gov/work/01/43547.pdf>
- USEPA (United States Environmental Protection Agency) (2014). Reference Guide to Treatment Technologies for Mining-influenced Water. EPA 542-R-14-001, 94p.
- Utgikar, V. P., Harmon, S. M., Chaudhary, N., Tabak, H. H., Govind, R., & Haines, J. R. (2002). Inhibition of sulfate-reducing bacteria by metal sulfide formation in bioremediation of acid mine drainage. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 17(1), 40-48. doi:10.1002/tox.10031
- Utgikar, V. P., Tabak, H. H., Haines, J. R., & Govind, R. (2003). Quantification of toxic and inhibitory impact of copper and zinc on mixed cultures of sulfate-reducing bacteria. *Biotechnology and bioengineering*, 82(3), 306-312.
- Vallero, M. V., Lettinga, G., & Lens, P. N. (2005). High rate sulfate reduction in a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBaR) at high salinity. *Journal of Membrane Science*, 253(1-2), 217-232. doi:10.1016/j.memsci.2004.12.032
- Vallero, M. V., Sipma, J., Lettinga, G., & Lens, P. N. (2004). High-rate sulfate reduction at high salinity (up to 90 mS. cm⁻¹) in mesophilic UASB reactors. *Biotechnology and Bioengineering*, 86(2), 226-235. doi:10.1002/bit.20040

- van Dam, R. A., Harford, A. J., Lunn, S. A., & Gagnon, M. M. (2014). Identifying the cause of toxicity of a saline mine water. *PloS One*, 9(9), e106857. doi:10.1371/journal.pone.0106857
- van den Brand, T. P., Roest, K., Chen, G. H., Brdjanovic, D., & van Loosdrecht, M. C. (2015). Effects of chemical oxygen demand, nutrients and salinity on sulfate-reducing bacteria. *Environmental Engineering Science*, 32(10), 858-864. doi:10.1089/ees.2014.0307
- van Houten, R. T., Yun, S. Y., & Lettinga, G. (1997). Thermophilic sulphate and sulphite reduction in lab-scale gas-lift reactors using H₂ and CO₂ as energy and carbon source. *Biotechnology and Bioengineering*, 55(5), 807-814. doi:10.1002/(SICI)1097-0290(19970905)55:5<807::AID-BIT11>3.0.CO;2-8
- van Geen, A., Robertson, A. P., & Leckie, J. O. (1994). Complexation of carbonate species at the goethite surface: Implications for adsorption of metal ions in natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(9), 2073-2086. doi:10.1016/0016-7037(94)90286-0
- Vasquez, Y., Escobar, M. C., Neculita, C. M., Arbeli, Z., & Roldan, F. (2016a). Biochemical passive reactors for treatment of acid mine drainage: effect of hydraulic retention time on changes in efficiency, composition of reactive mixture, and microbial activity. *Chemosphere*, 153, 244-253. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.052
- Vasquez, Y., Escobar, M. C., Neculita, C. M., Arbeli, Z., & Roldan, F. (2016b). Selection of reactive mixture for biochemical passive treatment of acid mine drainage. *Environmental Earth Sciences*, 75(7), 576. doi:10.1007/s12665-016-5374-2
- Vasquez, Y., Escobar, M. C., Saenz, J. S., Quiceno-Vallejo, M. F., Neculita, C. M., Arbeli, Z., & Roldan, F. (2018). Effect of hydraulic retention time on microbial community in biochemical passive reactors during treatment of acid mine drainage. *Bioresource Technology*, 247, 624-632. doi:10.1016/j.biortech.2017.09.144

- Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K., & Vassileva, C. G. (2013). An overview of the composition and application of biomass ash. Part 1. Phase–mineral and chemical composition and classification. *Fuel*, *105*, 40-76. doi:10.1016/j.fuel.2012.09.041
- Velasco, A., Ramirez, M., Volke-Sepúlveda, T., González-Sánchez, A., & Revah, S. (2008). Evaluation of feed COD/sulfate ratio as a control criterion for the biological hydrogen sulfide production and lead precipitation. *Journal of Hazardous Materials*, *151*(2-3), 407-413. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.06.004
- Vile, M. A., & Novák, M. (2006). Sulfur cycling in boreal peatlands: from acid rain to global climate change. In *Boreal Peatland Ecosystems* (pp. 259-287). Springer, Berlin, Heidelberg. doi:10.1007/978-3-540-31913-9_12
- Villain, L., Alakangas, L., & Öhlander, B. (2013). The effects of backfilling and sealing the waste rock on water quality at the Kimheden open-pit mine, northern Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, *134*, 99-110. doi:10.1016/j.gexplo.2013.08.003
- Wang, H., Chen, F., Mu, S., Zhang, D., Pan, X., Lee, D. J., & Chang, J. S. (2013a). Removal of antimony (Sb (V)) from Sb mine drainage: biological sulfate reduction and sulfide oxidation–precipitation. *Bioresource Technology*, *146*, 799-802. doi:10.1016/j.biortech.2013.08.002
- Wang, L. P., Ponou, J., Matsuo, S., Okaya, K., Dodbiba, G., Nazuka, T., & Fujita, T. (2013b). Integrating sulfidization with neutralization treatment for selective recovery of copper and zinc over iron from acid mine drainage. *Minerals Engineering*, *45*, 100-107.
- Warrender, R., Pearce, N. J. G., Perkins, W. T., Florence, K. M., Brown, A. R., Sapsford, D. J., ... & Dey, M. (2011). Field trials of low-cost reactive media for the passive treatment of circum-neutral metal mine drainage in Mid-Wales, UK. *Mine Water and the Environment*, *30*(2), 82-89. doi:10.1007/s10230-011-0150-8
- 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*, *32*(13), 1972-1979. doi:10.1021/es9703335

- Waybrant, K. R., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2002). Treatment of mine drainage using permeable reactive barriers: column experiments. *Environmental Science & Technology*, 36(6), 1349-1356. doi:10.1021/es010751g
- Widdel, F., & Bak, F. (1992). Gram-negative mesophilic sulfate-reducing bacteria. In *The prokaryotes* (pp. 3352-3378). Springer, New York, NY.
- Yadav, H. L., & Jamal, A. (2015). Removal of heavy metals from acid mine drainage: A Review. *International Journal of New Technologies in Science and Engineering*, 2(3), 77-84. Tiré de <http://www.ijntse.com/upload/1443503976hlyand%20ajamal%20sir%202015.pdf>
- Younger, P. L., Banwart, S. A., & Hedin, R. S. (2002). *Mine water: hydrology, pollution, remediation* (Vol. 5). Springer Science & Business Media. Tiré de <https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-010-0610-13>
- Zachara, J. M., Cowan, C. E., & Resch, C. T. (1991). Sorption of divalent metals on calcite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55(6), 1549-1562. doi:10.1016/0016-7037(91)90127-Q
- Zagury, G. J., Kulnieks, V. I., & Neculita, C. M. (2006). Characterization and reactivity assessment of organic substrates for sulphate-reducing bacteria in acid mine drainage treatment. *Chemosphere*, 64(6), 944-954. doi:10.1016/j.chemosphere.2006.01.001
- Zagury, G. J., Neculita, C., & Bussiere, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors: short review, applications, and research needs. In *Proceedings of the 60th Canadian geotechnical conference and 8th joint CGS/IAH-CNC specialty groundwater conference, Ottawa, Canada* (pp. 1439-1446).
- Zaluski, M. H., Trudnowski, J. M., Harrington-Baker, M. A., & Bless, D. R. (2003, July). Post-mortem findings on the performance of engineered SRB field-bioreactors for acid mine drainage control. In *Proceedings of the 6th International Conference on Acid Rock Drainage, Cairns, QLD* (pp. 12-18).

ANNEXE A – QUALITÉS DU DNC ET DU DMA DES ESSAIS COLONNES

Tableau 6.5.1 : Paramètres physico-chimiques de DMA synthétique utilisé dans les essais colonnes (Ben Ali et al. 2019c)

Paramètre	Min - Max
pH	2,8 – 3,5
[SO₄²⁻] (mg/L)	1 612 ± 121
[Ni] (mg/L)	49 ± 3,7
[Fe] (mg/L)	27 ± 3,5
[Cu] (mg/L)	3,2 ± 0,5

Tableau 6.5.2 : Paramètres physico-chimiques de DNC synthétique utilisé dans les essais colonnes (Ben Ali et al. 2019c)

Paramètre	Min - Max
pH	5,1 – 7,8
[SO₄²⁻] (mg/L)	519 ± 53
[Ni] (mg/L)	28 ± 3,4
[Fe] (mg/L)	9,0 ± 2,1
[Cu] (mg/L)	1,1 ± 0,2

ANNEXE B – COUPE TRANSVERSALE D'UN RPB PILOTE DE TERRAIN

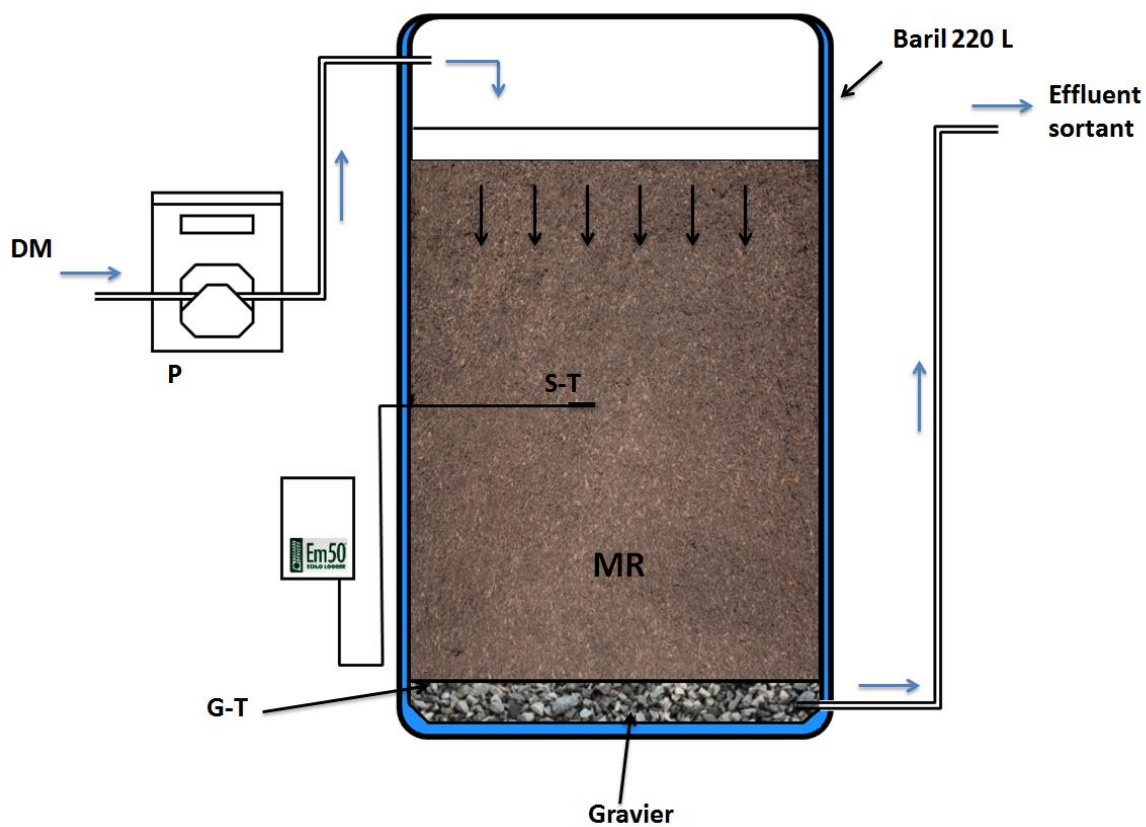


Figure 6-1 : Schéma d'une coupe transversale d'un RPB pilote de terrain

Tableau 6.5.3 : Abréviations de la légende de la figure 6-1

DM	Drainage minier
P	Pompe péristaltique
G-T	Géotextile
MR	Mélange Réactif
S-T	Sonde de température
Em50	Enregistreur de données Em50

ANNEXE C – CONSTRUCTION DES RPB

Préparation des mélanges réactifs

Étape n°1 : Mesurer le taux d'humidité des matériaux (Méthode D 2216-98; ASTM, 1995)

Étape n°2 : Calculer pour chaque matériau la quantité à incorporer dans les mélanges MR-DNC et MR-DMA selon la formule suivante :

$$m_i = \frac{\%m_i \times m_{tot}}{1 - \%w_i}$$

avec

m_i : masse du matériau i (humide) à incorporer dans le mélange

$\%m_i$: proportion du matériau i dans le mélange sec

$\%w_i$: taux d'humidité du matériau i

m_{tot} : masse totale du mélange sec

Étape n°3 : Peser au moyen d'une balance adaptée les quantités de matériaux calculées à l'étape 2 puis mélanger les matériaux dans des chaudières. Homogénéiser les mélanges réactifs avec les mains (porter des gants en nitrile).

Étape n°4 : Conserver les mélanges réactifs dans des contenants en plastique hermétiques afin de maîtriser leur taux d'humidité.

Préparation des barils de 220 L

Les barils doivent être en bon état afin d'éviter tout risque de fuite lors de la mise en opération des réacteurs. Pour chaque baril appliquer les étapes suivantes :

Étape n°1 : Découper au moyen d'une scie circulaire la partie supérieure du baril.

Étape n°2 : À l'aide d'une perceuse, percer un trou sur le côté du baril à mi-hauteur pour pouvoir introduire la sonde de température. Percer un second trou à la base du baril pour la sortie de l'effluent

Étape n°3 : Fixer le baril verticalement sur un support stable (une palette en bois par exemple) afin d'éviter tout risque de basculement pendant la période d'exploitation du RPB.

Mise en place des systèmes d'alimentation

L'alimentation des réacteurs est réalisée au moyen de pompes péristaltiques. L'alimentation des réacteurs se fait en continu par le haut. Les débits imposés sont indiqués dans le tableau 3.5 et ont été calculés selon la formule suivante :

$$Q = \frac{V_{tv}}{TRH} = \frac{V_{mr} \times p}{TRH}$$

avec :

Q : débit de l'influent

TRH : temps de résidence hydraulique

p : porosité du mélange réactif dans le réacteur

V_{mr} : volume du mélange réactif dans le réacteur

V_{tv} : volume total des vides

Remplissage des barils

Étape n°1 : Déposer à l'intérieur du baril une couche de gravier d'environ 5 cm de hauteur. Tasser légèrement le gravier au moyen d'un pilon métallique.

Étape n°2 : Découper deux ronds de géotextile de 60 cm de diamètre et placer le premier rond sur la couche de gravier

Étape n°3 : Remplir le baril avec le mélange réactif de la manière suivante :

- Prendre une certaine masse de mélange réactif (ex. 500 g) et la déposer à l'intérieur du réacteur sur le géotextile. Répéter cette action jusqu'à obtenir une première couche de mélange réactif de 10 à 20 cm de hauteur.
- Tasser légèrement la couche de mélange réactif avec un pilon en bois pour lui conférer les propriétés d'un solide légèrement compacté.
- Répéter les mêmes manipulations pour les autres couches de mélange réactif jusqu'à avoir atteint la moitié de la hauteur désirée.
- Mettre en place la sonde de température.
- Continuer le remplissage du baril jusqu'à atteindre la hauteur finale désirée.
- Déposer au-dessus du mélange réactif le deuxième rond de géotextile.