
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique



Département du Génie Minier
Laboratoire du Génie Minier

Mémoire de projet de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'État en Génie Minier

Conception d'un système passif (biotique et abiotique) pour le
traitement du drainage minier acide fortement contaminé.

Réalisé par : **BAKOUCHE Lyna** et **CHERIET Sabrina**

*Présenté et soutenu publiquement le 12 Juillet 2022 devant le jury
suivant :*

Présidente :	Mme. N.DJELLOULI	MCB	ENP
Examineurs :	Mr. M.ISAAD	MCB	USTHB
Promoteur	Mme. A.MERCHICHI	MCB	ENP
Co-Promoteur	Mr. M.OULD HAMOU	Pr	ENP

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE

ÉCOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات
Ecole Nationale Polytechnique



Département du Génie Minier
Laboratoire du Génie Minier

Mémoire de projet de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme d'Ingénieur d'État en Génie Minier

Conception d'un système passif (biotique et abiotique) pour le
traitement du drainage minier acide fortement contaminé.

Réalisé par : **BAKOUCHE Lyna** et **CHERIET Sabrina**

*Présenté et soutenu publiquement le 12 Juillet 2022 devant le jury
suivant :*

Présidente :	Mme. N.DJELLOULI	MCB	ENP
Examineurs :	Mr. M.ISAAD	MCB	USTHB
Promoteur	Mme. A.MERCHICHI	MCB	ENP
Co-Promoteur	Mr. M.OULD HAMOU	Pr	ENP

التصريف الحمضي للناجم DMA هو إحدى المشاكل الحرجة للتلوث المرتبطة بنشاط التعدين. تمثل الطرق السلبية نهجاً واعداً لمعالجة DMA خلال مرحلة ما بعد المعالجة أو حتى بعد إغلاق المنجم. معالجة DMA شديدة التلوث على مستويات مختلفة كانت الموضوع الأساسي لهذه الدراسة. بدءاً بسلسلة من التجارب الدفعية التي سمحت بمقارنة أداء مادتين قلوئيتين في ظرف وجود الأكسجين ونقصه وتحديد وقت الاحتفاظ الهيدروليكي TRH المناسب لمعالجة هذه النفايات السائلة عن طريق تعديل وقت الاختبار. وبعد، تصميم وتشغيل نظام معالجة جديد سيليبي غير حيوي وحيوي على نطاق متوسط. المعالجة غير الحيوية تتوقف على إنشاء مصرف كلبي (DOC) في ظروف الأكسدة. متبوعاً بمعالجة حيوية، أين يتم وضع اثنان من المرشحات الحيوية السلبية التي تُحد من الكبريت (BPSR) مغذتين بالتفرغ بواسطة DOC بغية زيادة الأس الهيدروجيني pH وكذا قلوية النفايات السائلة وخفض تركيز المعادن بواسطة آليات الاحتفاظ، على وجه الخصوص، الترسيب على شكل كبريتيدات معدنية مستقرة، بعد اختزال الكبريتات إلى كبريتيد الهيدروجين تحت تأثير البكتيريا التي تُحد من الكبريت (RSB). نظام المعالجة أظهر عن كفاءة جيدة لمعالجة DMA التي تحتوي على تركيزات عالية من الحديد والكبريتات، بحيث أن الأس الهيدروجيني pH للماء عند مخرج المرشحات BPSR قيمة 5.6 بعد 12 يوماً من المعالجة وكذلك جميع المعادن بمتوسط يزيد عن 99 بالمئة. فيما يتعلق بالكبريتات، فقد ارتفع تركيزها من 0004 مغ/ل إلى حوالي 035 مغ/ل و 056 مغ/ل بالنسبة للمرشحات 1-BPSR و 2-BPSR على التوالي. هذه النتائج تتوافق مع المعايير الجزائرية فيما يتعلق بمعالجة المخلفات الصناعية السائلة.

كلمات مفتاحية: DMA ; معالجة ; سيليبي ; حيوي ; غير حيوي ; DOC ; BSR ; مرشح حيوي مُحد من الكبريت ; TRH

Abstract

Acid mine drainage is one of the crucial pollution problems associated with mining. Passive methods represent a promising approach for the treatment of AMD during the post-treatment phase or after mine closure. The treatment of highly contaminated synthetic AMD at different scales was the main focus of this study. Starting with a series of batch tests that compared the performance of two alkaline materials under oxic and anoxic conditions and determined the appropriate HRT to treat this effluent by modifying the test time. Secondly, the design and operation of a new intermediate scale passive abiotic and biotic treatment system. The abiotic treatment consists of establishing a limestone drain (OLD) under oxic conditions. This is followed by a biotic treatment, where two passive sulphate-reducing biofilters (PRBBs) fed in parallel by the DOC are set up to increase the pH and alkalinity of the effluent and to decrease the concentration of metals by retention mechanisms, namely, precipitation in the form of stable metal sulphides following the reduction of sulphate to hydrogen sulphide by the action of the sulphate-reducing bacteria (SRBs). The treatment system showed good efficiency in treating a WAS containing high concentrations of iron and sulphates, such that the pH of the water at the outlet of the two SRBs reached a value of 6.5 after 21 days of treatment and all

metals were retained with an average of over 99%. As for sulphates, their concentration dropped from 4000 mg/L to about 530 mg/L and 650 mg/L for BPSR-1 and BPSR-2 respectively. These results meet the Algerian standards for the treatment of industrial effluents.

Keywords : AMD ; treatment ; passive ; biotic ; abiotic ; OLD ; BSR ; sulphate-reducing biofilter ; TRH.

Résumé

Le drainage minier acide est un des problèmes cruciaux de la pollution associés à l'activité minière. Les méthodes passives représentent une approche prometteuse pour le traitement des DMA durant la phase post-traitement ou encore après la fermeture de la mine. Le traitement du DMA synthétique fortement contaminé à différentes échelles a été l'objet principal de cette étude. Commencant par des séries d'essais en batch qui ont permis de comparer la performance de deux matières alcalines dans des conditions oxygène et anoxique et de déterminer le TRH adéquat pour traiter cet effluent en modifiant le temps de l'essai. Ensuite, la conception et la mise en marche d'un nouveau système de traitement passif abiotique et biotique à l'échelle intermédiaire. Le traitement abiotique consiste à établir un drain calcaire (DOC) dans des conditions oxygènes. Suivi par un traitement biotique, où deux biofiltres passifs sulfato-réducteurs (BPSR) alimentés en parallèle par le DOC sont mis en place afin d'augmenter le pH ainsi que l'alcalinité de l'effluent et de diminuer la concentration des métaux par les mécanismes de rétention, notamment, la précipitation sous forme de sulfures métalliques, stables, suite à la réduction du sulfate en sulfure d'hydrogène sous l'action des Bactéries Sulfato-Réductrices (BSR). Le système de traitement a fait preuve d'une bonne efficacité à traiter un DMA contenant des concentrations élevées en fer et en sulfates, tel que le pH de l'eau à la sortie des deux BPSR a atteint une valeur de 6.5 après 21 jours de traitement ainsi que la totalité des métaux a été retenue avec une moyenne de plus de 99%. En ce qui concerne les sulfates, leur concentration est passée de 4000 mg/L à environ 530 mg/L et 650 mg/L pour BPSR-1 et BPSR-2 respectivement. Ces résultats satisfont les normes algériennes en ce qui concerne le traitement des effluents industriels.

Mots clés : DMA ; traitement ; passif ; biotique ; abiotique ; DOC ; BSR ; biofiltre sulfato-réducteur ; TRH. .

Remerciements

Nous remercions nos très chers parents d'avoir toujours été à nos côtés, pour leur soutiens, leurs sacrifices et leurs prières et sans qui nous ne serions pas là aujourd'hui.

Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à nos promoteurs : **Mme. MERCHICHI Amira** et **Mr. OULD HAMOU Malek** pour la qualité de leur encadrement, leur patience, rigueur et disponibilité ainsi que leurs précieux conseils et apports pour améliorer et perfectionner notre mémoire.

Nous adressons nos sincères remerciements à Madame **DJELLOULI Naima** qui nous fait l'honneur de présider le jury et à Messieurs **Mr.ISSAAD Mouloud**, d'avoir accepté d'examiner ce mémoire et à **Mm.GUERFI Nabila**, **Mme DJEMA Souhila** et **Mme.ZOUBIRI Safia** de nous avoir fait honneur de leur présence.

Nous remercions sincèrement l'équipe du département mécanique de nous avoir ouvert leurs portes, l'équipe du laboratoire Hydraulique particulièrement **Mr.BENZAIDA**, **Mr. BOUBEKER** et **ALOUI Nadir** d'avoir partagé leur savoir avec nous et pour leur précieuse aide qui nous a permis de concrétiser notre travail.

Nous adressons nos remerciements, aux équipes de **ASG : Amel scientific group**, **CRAPC** et **ADE** de nous avoir permis d'effectuer différentes analyses et sans qui le travail ne serait pas aussi complet. Nous remercions par la suite les équipes **Papétrie de Toudja** et **STEP-Beraki** pour leur accueil et coopération.

Nous remercions particulières nos amis qui nous ont aidé lors de ce travail : **SALMI Khaled**, **OUMAZIZ Thiziri** et **MERAH Idriss** ainsi que les étudiants de notre promotion sans qui cette expérience ne serait pas pareille : **NICHE Abdelbaki**, **OUFERROUKH Mosaab Imed Eddine** et **GUIZ Tarek** de nous avoir épaulé et pour tous les souvenirs que nous avons pu créer ensemble.

Une pensée particulière est adressée à toute l'équipe pédagogique du département génie minier de l'École Nationale Polytechnique et aux étudiants que nous avons côtoyés quotidiennement durant nos années qui nous ont apporté leur support moral et intellectuel tout au long de notre mémoire.

Dédicaces

“

À mes très chers parents qui m'ont tout appris et que je remercie pour leurs sacrifices et leur soutien,

À ma grand-mère pour son amour et ses prières,

À la mémoire de mon grand-père,

À ma soeur qui est toujours à mes cotés,

À mes tantes, mes oncles et mes cousins.es et à la mémoire de ce qui ne sont plus là,

À ma binôme qui a su faire preuve de persévérance même dans les moments les plus difficiles,

À tous mes amis.es,

Je dédie ce modeste travail.

”

- BAKOUCHE Lyna -

Dédicaces

“

*À la lumière de ma vie et ma raison d'être, ma maman que
j'aime plus que tout,*

*À l'homme qui m'a fait grandir et qui m'a appris le sens
de responsabilité, à qui je dois ma réussite, mon papa,*

*À mes quatre piliers de la vie Amine, Adlane, Nesrine et
Nawel qui ont toujours été à mes côtés,*

*À mon camarade, mon binôme et mon amie Lyna qui a
toujours été à mes côtés sur tous les plans, sans sa
persévérance, son courage et son savoir faire, ce travail
n'aurait pas vu le jour,*

À tous mes amis,

Je dédie ce travail.

”

- CHERIET Sabrina -

Table des matières

Table des matières

Liste des tableaux

Table des figures

Liste des abréviations

Introduction générale	18
1 Revue de la littérature	20
1.1 Problématique du drainage minier acide	21
1.2 Mécanisme de formation du drainage minier acide	22
1.2.1 Mécanismes biochimiques	22
1.2.2 Mécanismes physiques	24
1.2.3 Mécanismes de neutralisation	24
1.2.4 L'occurrence du DMA	25
1.3 Prévention et contrôle du drainage minier acide	26
1.3.1 Désulfuration environnementale	26
1.3.2 Barrière à l'oxygène	27
1.3.3 Barrière à l'eau	28
1.4 Traitement du drainage minier acide	28
1.4.1 Traitement actif	29
1.4.1.1 Abiotique	29
1.4.1.2 Biotique	29
1.4.2 Traitement passif	30
1.4.2.1 Abiotique	30
1.4.2.2 Biotique	33
1.5 Choix d'un système de traitement passif	38
1.6 Gestion des eaux minières et réglementation algérienne	40
1.7 Sites miniers abandonnés en Algérie	41
2 Matériels et Méthodes	43
2.1 Schéma expérimental général	44
2.2 Préparation des échantillons	46
2.3 Caractérisation des matériaux	49
2.3.1 Caractérisation physico-chimique	49
2.3.1.1 Potentiel d'hydrogène (pH) [Norme : ISO 10390 :2005]	49

2.3.1.2	Porosité [NF P94-410-3]	49
2.3.1.3	Densité apparente [Norma : NF P 18-554]	50
2.3.1.4	Densité absolue [norme : NFP 94-054]	51
2.3.1.5	Teneur en eau [norme : NF EN 1097-5 : 2008]	51
2.3.1.6	Analyse granulométrique [norme :NF EN 933-1 :2012]	52
2.3.1.7	Pouvoir neutralisant (essai Sobek)	53
2.3.1.8	Capacité d'échange cationique	56
2.3.2	Caractérisation chimique	57
2.3.2.1	Fluorescence aux rayons X (FRX)	57
2.3.3	Caractérisation minéralogique	57
2.3.3.1	Microscope électronique à balayage (MEB)	57
2.3.3.2	Diffraction aux rayons X (DRX)	58
2.4	Essais de traitement du DMA à différentes échelles	59
2.4.1	Choix et préparation du drainage minier acide synthétique	59
2.4.2	Essais en Batch oxiques et anoxiques	60
2.4.3	Conception d'un système de traitement à une échelle intermédiaire	62
2.4.3.1	Critères régissant le modèle physique	63
2.4.3.2	Conditions d'expérimentation	63
2.4.3.3	Essais préliminaires	63
2.4.3.4	Description du système	65
2.4.3.5	Construction des compartiments constituant le modèle physique	66
2.4.3.6	Fonctionnement et dimensionnement du système	67
2.4.3.7	Les paramètres d'opération	68
2.4.3.8	Choix et préparation du mélange réactif	69
2.4.3.9	Problèmes rencontrés	71
2.4.3.10	Suivi bio-hydrochimique	72
2.4.4	Analyse post-traitement	74
2.4.4.1	Spectrométrie d'adsorption atomique (SAA)	74
2.4.4.2	La mesure de la concentration de SO_4	75
3	Résultats et interprétations	76
3.1	Présentation et interprétation des résultats relatifs aux calcaires	77
3.1.1	Caractérisation physico-chimique	77
3.1.1.1	Potentiel d'hydrogène (pH)	77
3.1.1.2	Porosité	77
3.1.1.3	La densité apparente	78
3.1.1.4	La densité absolue	78
3.1.1.5	Teneur en eau	79
3.1.1.6	Analyse granulométrique	79
3.1.1.7	Pouvoir neutralisant (essai Sobek)	82
3.1.1.8	Capacité d'échange cationique	82
3.1.2	Caractérisation chimique	83
3.1.2.1	Spectrométrie de fluorescence X	83
3.1.3	Caractérisation minéralogique	84
3.1.3.1	Diffraction par rayon X	84

3.2	Présentation et interprétations des résultats relatifs aux composants du mélange réactifs	86
3.2.1	Caractérisation physico-chimique	86
3.2.1.1	Capacité d'échange cationique	86
3.3	Présentation et interprétation des résultats relatifs aux essais en batch . .	86
3.3.1	Paramètres électro-chimiques des solutions résiduelles	86
3.3.2	Caractérisation chimique des solutions résiduelles	89
3.3.3	Caractérisation minéralogique	94
3.4	Présentation et interprétation des résultats relatifs aux système de traitement à une échelle intermédiaire	95
3.4.0.1	Paramètres électro-chimiques	96
3.4.1	Dénombrement des BSR	97
3.4.2	Caractérisation chimique du DMA traité	99
3.4.2.1	Évaluation du fer	99
3.4.2.2	Évaluation des sulfates	100
3.4.2.3	Évaluation du Cd, Zn, Cu et le Pb	104
3.4.3	Caractérisation minéralogique post-traitement	107
	Conclusion générale	113
	Bibliographie	117
	Appendices	124
	A Liste des anciennes mines en Algérie	125
	B Résultats	127

Liste des tableaux

1.1	Synthèse des études récentes pour étudier la performance de traitement passif des DMA.	35
1.2	Exemples du rapport DCO/Sulfates utilisés dans différentes études.	37
1.3	Effets de différents paramètres sur l'activité des BSR (adapté de Kiran et al., 2017)	38
1.4	Valeurs limites des paramètres des rejets d'effluents liquides industriels selon le décret algérien exécutif n 06-14.	41
2.1	Test de Fizz	54
2.2	Composition du DMA synthétique.	60
2.3	Composition et proportions des matériaux contenus dans le mélange réactif.	70
2.4	Problèmes techniques rencontrés lors de la conception du système de traitement.	72
2.5	Tableau illustrant la préparation de la solution stabilisante et de la solution de chlorure de baryum.	75
3.1	Résultats de la porosité Cal-1	77
3.2	Résultats de la porosité Cal-2	77
3.3	Résultats de la densité apparente Cal-1	78
3.4	Résultats de la densité apparente Cal-2	78
3.5	Résultats de la densité absolue de Cal-1	78
3.6	Résultats de la densité absolue de Cal-2	78
3.7	Résultats de la teneur en eau de Cal-1	79
3.8	Résultats de la teneur en eau de Cal-2	79
3.9	Résultats de l'analyse granulométrique de Cal-1	80
3.10	Résultats de l'analyse granulométrique de Cal-2	81
3.11	Valeurs des coefficients de courbure et d'uniformité de Cal-1 et Cal-2.	82
3.12	Résultats de l'essai Sobek relatifs aux Cal-1 et Cal-2.	82
3.13	Caractérisation chimique élémentaire de Cal-1.	84
3.14	Caractérisation chimique élémentaire de Cal-2.	84
3.15	Résultats de la capacité d'échange cationique des composants du mélange réactif.	86
3.16	Résultats du dénombrement des BSR dans les échantillons liquides prélevés à la sortie du système.	98
A.1	Liste des anciennes mines en Algérie (ORGM).	126
B.1	Résultats de la mesure des paramètres électro-chimiques sur les solutions résiduelles de B-1.	127

B.2	Résultats de la mesure des paramètres électro-chimiques sur les solutions résiduelles de B-2.	127
B.3	Résultats de la mesure des paramètres électro-chimiques sur les solutions résiduelles de B-3.	128
B.4	Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de B-1.	128
B.5	Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de B-2.	129
B.6	Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de B-3.	129
B.7	Évaluation des paramètres électro-chimiques des essais intermédiaire du BPSR-1.	130
B.8	Évaluation des paramètres électro-chimiques des essais intermédiaire du BPSR-2.	130
B.9	Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de BPSR-1.	130
B.10	Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de BPSR-2.	130

Table des figures

1.1	Formation de drainage minier acide DMA. [1]	22
1.2	Méthodes de prévention et de contrôle du drainage minier acide DMA.	26
1.3	Technique de traitement du DMA (Johnson et Hallberg, 2005 [2]).	28
1.4	Choix de la méthode de traitement du DMA selon Hedin et al. (1994)	39
1.5	Les mines abandonnées algériennes. [2].	41
2.1	Plan de travail suivi pour la partie expérimentale.	45
2.2	Schéma illustrant la préparation mécanique des calcaires Cal-1 et Cal-2.	47
2.3	Un broyeur mortier de type <i>FRITSCH</i> .	47
2.4	Schéma illustrant la préparation des boues.	48
2.5	Détermination du pH.	49
2.6	Détermination de la porosité des calcaires.	50
2.7	Détermination de la densité apparente des calcaires.	50
2.8	Détermination de la densité absolue des calcaires.	51
2.9	Détermination de la teneur en eau des calcaires.	52
2.10	Analyse granulométrique des calcaires.	53
2.11	Test de Fizz.	54
2.12	Détermination du potentiel de neutralisation.	55
2.13	Représentation graphique de l'interprétation des tests statiques en fonction du PN/PA.	56
2.14	Schéma explicatif du fonctionnement du FRX.[3]	57
2.15	Microscope électronique à balayage.	58
2.16	Schéma explicatif du fonctionnement du MEB [4]	58
2.17	DRX.	59
2.18	Schéma explicatif du fonctionnement du DRX [5]	59
2.19	Préparation du DMA synthétique.	60
2.20	Filtration du DMA traité des essais en batch.	61
2.21	Récupération du solide des essai en batch.	61
2.22	Schéma explicatif illustrant les paramètres mesurés lors des essais en Batch.	62
2.23	Vérification de l'étanchéité des compartiments.	64
2.24	Détermination du volumes des vides des BPSR.	65
2.25	Illustration représentant la configuration du modèle physique du traitement de DMA fortement contaminé à l'échelle intermédiaire.	66
2.26	Conception des compartiments du système.	67
2.27	Perforation du plexiglas à l'aide d'une perceuse à colonne.	67
2.28	Photo réelle représentant la configuration du modèle physique du traitement de DMA fortement contaminé à l'échelle intermédiaire.	68
2.29	Contrôle du pH du DMA synthétique.	69

2.30	Schéma illustrant les différentes étapes du montage d'un BPSR.	71
2.31	Détermination de l'absorbance et la transmittance avec un spectromètre UV-Visible.	73
2.32	Dénombrement en moyennant une cellule Malassez et un microscope optique.	73
2.33	SAA.	74
3.1	Distribution granulométrique de Cal-1.	80
3.2	Distribution granulométrique de Cal-2.	81
3.3	Courbe d'étalonnage du Sodium pour l'analyse CEC.	83
3.4	Diffractomètre de Cal-1.	85
3.5	Diffractomètre de Cal-2.	85
3.6	Évaluation du pH lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3.	87
3.7	Évaluation du potentiel oxydoréduction lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3.	88
3.8	Évaluation de la conductivité lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3.	89
3.9	Évaluation de la concentration du cadmium en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.	90
3.10	Évaluation de la concentration du plomb en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.	90
3.11	Évaluation de la concentration du zinc en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.	91
3.12	Évaluation de la concentration du cuivre en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.	91
3.13	Évaluation de la concentration du fer ferrique en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.	92
3.14	Histogramme représentatif des pourcentages de rétention du Cd, Pb, Zn, Fe et Cu lors des essais B-1.	93
3.15	Histogramme représentatif des pourcentages de rétention du Cd, Pb, Zn, Fe et Cu lors des essais B-2.	93
3.16	Histogramme représentatif des pourcentages de rétention du Cd, Pb, Zn, Fe et Cu lors des essais B-3.	94
3.17	Observation sous MEB à 30 μ m des calcaire post-essai en batch.	95
3.18	Observation sous MEB à 10 μ m des calcaire post-essai en batch.	95
3.19	Évaluation du pH du DMA traité.	96
3.20	Évaluation de la conductivité du DMA traité.	97
3.21	Une cellule Malassez vue au microscope.	98
3.22	Évaluation microbiologique.	99
3.23	Évolution de la concentration en Fe.	100
3.24	Analyse chimique des sulfates en fonction du temps.	101
3.25	Évaluation de la concentration du Cd en fonction du temps dans BPSR-1 rt BPSR-2.	102
3.26	Évaluation de la concentration du Pb en fonction du temps dans BPSR-1 rt BPSR-2.	102
3.27	Évaluation de la concentration du Zn en fonction du temps dans BPSR-1 rt BPSR-2.	103

3.28	Évaluation de la concentration du Cu en fonction du temps dans BPSR-1 rt BPSR-2.	104
3.29	Histogramme représentant les pourcentage de rétention à la sortie du DOC.	105
3.30	Histogramme représentant les pourcentage de rétention à la sortie du BPSR-1.	106
3.31	Histogramme représentant les pourcentage de rétention à la sortie du BPSR-2.	106
3.32	Observation sous MEB à 30 μ m des calcaires avant traitement.	108
3.33	Observation sous MEB à 10 μ m des calcaires post-traitement.	108
3.34	Observation sous MEB à 200 μ m de la sciure de bois avant traitement. . .	108
3.35	Observation sous MEB à 1mm d'un grain de sable avant traitement. . . .	108
3.36	Observation sous MEB à 200 μ surface contenant des bactéries en provenance des inoculum avant le traitement.	109
3.37	Observation sous MEB à 200 μ surface contenant des bactéries en provenance des inoculum avant le traitement.	109
3.38	Observation sous MEB à 30 μ m de sciure de bois post-traitement.	109
3.39	Observation sous MEB à 30 μ m d'un EPS.	109

Liste des abréviations

ADE	<i>Algérienne Des Eaux</i>
B-1	<i>Série en batch en conditions oxiqes avec Cal-1</i>
B-2	<i>Série en batch en conditions oxiqes avec Cal-2</i>
B-3	<i>Série en batch en conditions anoxiqes avec Cal-2</i>
BSR	<i>Bactérie Sulfato-Réductrices</i>
BPSR-01	<i>Biofiltre Passif Sulfato-Réducteur de la colonne 01</i>
BPSR-02	<i>Bioliftre Passif Sulfato-Réducteur de la colonne 02</i>
Cal-1	<i>Calcaire de la carrière de Oum el Bouaghi</i>
Cal-2	<i>Calcaire de la carrière de constantine</i>
CEC	<i>Capacité d'échange Cationique</i>
CRAPC	<i>Centre de Recherche en Analyses Physico-Chimiques</i>
DAC	<i>Drain Anoxique Calcaire</i>
DCO	<i>Demande Chimique en Oxygène</i>
DMA	<i>Drainage Minier Acide</i>
DNC	<i>Drainage Neutre Contaminé</i>
DOC	<i>Drain Oxiqes Calcaire</i>
DRX	<i>Diffraction par Rayon X</i>
EDS	<i>Spectrométrie à dispersion d'énergie</i>
FRX	<i>Flueorescence au Rayon X</i>
Eh	<i>Potentien d'oxydoréduction</i>
Ksat	<i>Conductivité hydraulique saturée</i>
MEB	<i>Microscope Électronique à Balayage</i>

MR-01	<i>Mélange Réactif de la colonne 1</i>
MR-02	<i>Mélange Réactif de la colonne 2</i>
N	<i>Normalité</i>
OD	<i>Concentration de l'oxygène dissous</i>
pH	<i>Pouvoir d'Hydrogène</i>
PA	<i>Pouvoir acidogène</i>
PN	<i>Pouvoir Neutralisant</i>
Q	<i>Débit</i>
TRH	<i>Temps de Rétention hydraulique</i>
SAA	<i>Spectrométrie d'adsorption Atomique</i>
SADT	<i>Structured Analysis and Design Technique</i>
W	<i>Teneur en eau</i>

Introduction générale

Introduction générale

L'Algérie est un pays qui dispose de potentialités en ressources naturelles qui représente un réel atout pour le secteur économique. L'exploitation industrielle de ces richesses est source de grandes quantités de rejets miniers chargés en métaux lourds et dont la non maîtrise de sa gestion a pour effet la production de drainage minier acide. Actuellement, ce phénomène est considéré comme le plus grand défi environnemental issu de l'industrie minière. De par son faible pH et sa concentration en métaux et en sulfates et eu égard à sa capacité de migration et d'infiltration des réseaux hydrologiques et hydrogéologiques, il représente un danger imminent pour la santé humaine et l'ensemble de la biodiversité.

Pour pallier à ce problème et répondre aux exigences environnementales, des méthodes de prévention du drainage minier acide ont été instaurées pour les mines en opération afin de limiter la génération de DMA. A travers le monde, les sociétés minières vont jusqu'à investir dans le traitement de cet effluent par des méthodes actives, ce qui représente des coûts importants en vue de l'entretien qu'elles nécessitent, en sus de l'inconvénient de la gestion des boues produites. Il est à noter que ces méthodes ne sont pas un choix optimal dans le cas des sites miniers abandonnés, où la génération de DMA a débuté dès la mise en place des rejets et dont les eaux interstitielles se sont chargées en métaux.

En 2016, l'Agence Nationale de l'activité minière rapporte un total de 38 sites abandonnées et 1830 mines en activité réparties sur l'ensemble du territoire national. Les rejets qu'elles contiennent sont exposés à l'air libre et aucune norme environnementale n'y est appliquée. Ce qui peut suggérer une forte présence de drainage minier acide dans ces lieux. Pour cela, des dispositions sérieuses doivent être prises afin de limiter les conséquences dramatiques de ce phénomène naturel [6].

Afin d'éviter les inconvénients d'un traitement actif, des recherches se sont intensifiées et ont ciblé l'approche passive, car elle ne nécessite que de faibles coûts d'installation et peu d'entretien. Ce qui peut convenir aussi aux mines laissées à l'abandon. De plus, l'efficacité dont fait preuve cette méthode est citée par de nombreux auteurs [7, 8, 9].

Dans la perspective d'instaurer des dispositifs de traitement de cet effluent, et tenant compte de l'intérêt de l'industrie minière, cette étude a pour but de concevoir un système de traitement d'un DMA fortement contaminé et de déterminer les paramètres qui régissent son mode opératoire à une échelle intermédiaire. Le modèle proposé pour la première fois, sera une combinaison des deux approches d'un traitement passif : biotique et abiotique. Le premier, se traduit par l'utilisation de biofiltres sulfatoréducteurs qui mettent en jeu des microorganismes sulfatoréducteurs pour la décontamination du DMA ainsi que les mécanismes de rétention des mélanges réactifs employés. Le second comptera sur la dissolution du calcaire afin de précipiter les métaux contenus dans le

DMA. Cette étude s'est aussi penchée sur une comparaison entre deux BPSR ; ce qui a permis d'évaluer leur performance et de déterminer le rôle d'un mélange réactif pour le traitement d'un DMA.

Afin de tester les limites du prototype, le DMA utilisé dans le cadre de ce travail est fortement contaminé en fer et en sulfates. Sa composition se voulait proche d'un DMA généré dans une mine algérienne. Cette étude a pour objectif principal, la conception d'un système de traitement passif combiné avec des matériaux locaux, disponibles, accessibles et efficace. Pour ce faire, le document présenté est réparti comme suit :

- Un premier chapitre consacré à une recherche bibliographique sur le drainage minier acide, ses mécanismes de formation, les stratégies développées pour sa prévention et son traitement. Il comporte aussi une synthèse des travaux récents entrepris dans le cadre du traitement passif d'un DMA. Une dernière partie sera dédiée à l'exposition des normes en vigueur dans le contexte algérien.
- Un deuxième chapitre va traiter de l'ensemble de la méthodologie suivie au cours de ce travail, notamment une caractérisation physique des matériaux employés, les essais en batch et pour finir le système à échelle intermédiaire.
- Le dernier chapitre, sera dédié à la présentation des résultats et une discussion des résultats obtenus des différents essais entrepris dans cette étude.

Chapitre 1

Revue de la littérature

Au cours de ce chapitre, le phénomène du drainage minier acide sera abordé sur tous ses aspects : Problématique, mécanismes de formation et les moyens actuels consacrés à sa prévention et à son traitement seront amplement expliqués.

1.1 Problématique du drainage minier acide

Dans les mines, les différents rejets issus de l'exploitation et de traitement des minerais sont stockés à l'air libre dans un espace qui leur est dédié, appelé parc à résidus. Une fois exposé à l'eau, à l'air et en présence de microorganismes particulièrement les bactéries acidophiles, les sulfures contenus dans ces rejets s'oxydent générant par la suite, de l'acide sulfurique responsable de la diminution du pH, offrant ainsi un milieu favorisant la solubilisation des métaux présents dans ces rejets. C'est le drainage minier acide [7].

Le DMA est produit à l'intérieur et autour des mines qu'elles soient abandonnées ou actives, souterraines ou à ciel ouvert. Au-delà, la production de ces eaux acides peut survenir lors de travaux d'excavation comme pour les ouvrages du génie civil dans des roches contenant des minéraux réactifs. Néanmoins, l'activité minière intensifie leur production et représente une source plus importante de DMA à cause de la taille des particules, la surface, la forme et la désagrégation des résidus miniers contenus dans les digues de déchets miniers [10].

Touchant l'écosystème des surfaces environnantes de la mine par son acidité et sa concentration en métaux dissous. Ils représentent à eux deux le degré de pollution d'un DMA. Il constitue à lui seul une menace environnementale physique, chimique, biologique et écologique [11].

Avant de poursuivre, il serait nécessaire de faire la distinction entre "acide" et "acidité". Si le premier fait référence au pH seulement, le deuxième indique sur le pH et le potentiel qu'ont certains minéraux à produire des ions d'hydrogène en formant des hydroxydes métalliques dans un milieu à un certain pH. Ceci implique que l'acidité peut être présente même à un pH neutre ou dépassant les 7. De ce fait, il est clair que le pH à lui seul ne peut informer sur l'acidité des eaux de la mine et par conséquent la génération de DMA [12].

En effet, Il entraîne une pollution des cours et des points d'eau par leur acidification et contamination en métaux lourds, en compromettant la vie de la biodiversité faunistique et floristique. Les sols avoisinants les zones touchées deviennent plus chargés en certains métaux lourds qui sont relâchés et peuvent nuire à l'ensemble de la chaîne trophique, en inhibant la croissance des espèces qui y vivent ou par transfert vers les animaux et même l'Homme représentant ainsi une menace pour l'ensemble du monde vivant [13, 12].

De plus, le DMA est un phénomène pérenne, car il peut persister dans un environnement durant plusieurs années voire des siècles tant que les minéraux sulfurés ne sont pas épuisés.

C'est ainsi qu'il a été constaté lors des travaux de M.LAKRIM (2011) [14] sur la mine de Nador (Nord-Est du Maroc) où les sulfates de fer hydratés, se cristallisent en période chaude et se dissolvent en période humide; ce qui donne un phénomène cyclique et qui dure dans le temps [15].

A la lumière de ces informations, il est indéniable que le DMA est un sérieux problème en vue des conséquences qu'il peut avoir sur l'environnement, et ce même à long terme, et de la complexité des processus engagés dans sa formation.

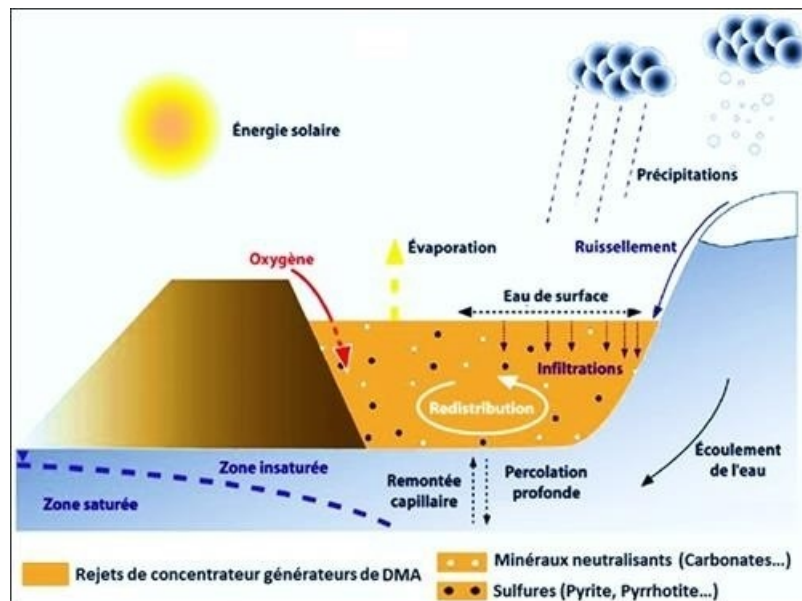


FIG. 1.1 : Formation de drainage minier acide DMA. [1]

1.2 Mécanisme de formation du drainage minier acide

1.2.1 Mécanismes biochimiques

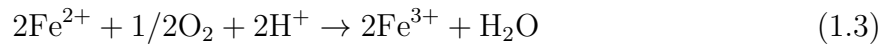
Comme cité précédemment, le drainage minier acide est généré lorsque les minéraux sulfurés extraits se retrouvent en contact des conditions climatiques. Le processus de sa production est naturel et vient suite à une série de réactions d'oxydation biochimique successives directe et indirectes de résidus miniers sulfurés [2, 9]. L'équation 1.1 exprime la réaction globale de formation d'un DMA à partir de la pyrite.



La première étape correspond à l'oxydation directe du minéral sulfureux par un oxydant qui est l'oxygène et en présence d'eau, selon l'équation 1.2



Par la suite, le milieu s'acidifie grâce aux ions d'hydrogène issus de la première étape favorisant ainsi l'oxydation des ions de fer ferreux produits précédemment en ions de fer ferrique (équation 1.3).



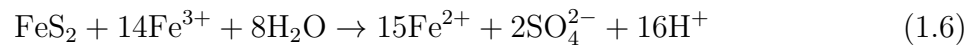
En présence d'eau, l'oxydation des ions de fer ferreux génère de l'acidité et peut produire des précipités d'hydroxydes de fer ; ce qui aura pour conséquence la coloration des eaux en rouge [16] (équation 1.4).



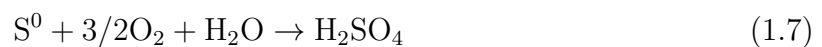
A un pH supérieur à 4, il y a formation d'hydroxyde ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) et production d'acidité, selon l'équation 1.5.



Toutefois, si le pH est inférieur à 4, la précipitation des ions de fer ferrique n'a plus lieu, les ions restent solubles, participant ainsi à l'oxydation indirecte du métal sulfureux et à l'acidité de l'environnement (équation 1.6).



Le milieu acide que procure les différentes réactions précédentes privilégie le développement de bactéries acidophiles ferro-oxydantes particulièrement *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans* et *Acidithiobacillus thiooxidans* ayant pour rôle la régénération de fer ferrique et de l'acide [17, 13]. Cela se fait en catalysant l'oxydation des minéraux sulfureux, soit par voie directe selon l'équation 1.7 ou par voie indirecte en oxydant les ions Fe^{2+} en ions Fe^{3+} ; ce qui accentue la production de DMA de 20 à 1000 fois [7, 12].



Auparavant, la contribution des bactéries était considérée comme comprenant trois mécanismes. Le premier, le mécanisme direct qui stipule que les bactéries se fixent à la surface des particules minérales et oxydent directement le fer biologiquement. Le second, un mécanisme indirect, suppose que les bactéries en solution oxydent le fer ferreux en fer ferrique et le soufre élémentaire en ion de sulfate. Le fer ferrique produit oxydera le minéral par la suite. Le troisième mécanisme, lui aussi un mécanisme indirect, suppose que les bactéries se fixent à la surface en moyennant un biofilm à l'aide d'un composé polymérique appelé SPE (Substance Polymère Extracellulaire) [13].

Actuellement, ces mécanismes de biolexiviation sont regroupés dans deux sections distinctes : le mécanisme du thiosulfate et le mécanisme des polysulfures. Le premier implique seulement la réaction du fer ferrique avec des sulfures métalliques insolubles

dans l'acide produisant des thiosulfate, qui est instable dans un milieu acide, il réagira alors avec le fer ferrique dans une série de réaction. Le second, implique l'attaque des sulfures solubles dans l'acide par le fer ferrique et les ions d'hydrogène. Cette dissolution forme des ions métalliques libres et du sulfure d'hydrogène (équation 1.8) qui sera oxydé par voie microbienne en acide sulfurique (équation 1.9) [13].



1.2.2 Mécanismes physiques

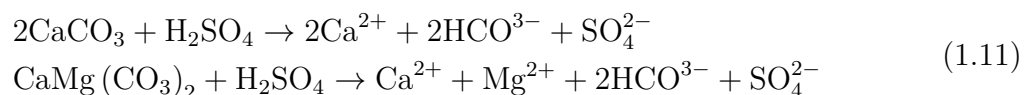
Outre les mécanismes biochimiques cités, la formation de DMA met en jeu des mécanismes physiques relatifs à l'écoulement de l'eau dans les rejets, du transport de l'eau interstitielle du site générateur d'acide, la granulométrie des rejets et la conductivité hydraulique (ou coefficient de perméabilité) qui est fonction des propriétés du milieu. Ce coefficient, qui correspond au volume d'eau qui percole pendant une unité de temps à travers une section, peut être calculé grâce à la loi de Darcy 1.10 qui exprime le débit d'eau traversant un milieu poreux [18, 19] :

$$Q = K A i \quad (1.10)$$

- Q : Débit (m/s),
- K : Conductivité hydraulique,
- A : Surface traversée par le fluide (m²),
- i : Gradient Hydraulique (i= (h1-h2)/l).

1.2.3 Mécanismes de neutralisation

Lorsque les résidus miniers contiennent des carbonates, le pH demeure près de la neutralité. En effet, les minéraux neutralisant présents dans les rejets miniers influent sur la qualité du DMA grâce à leur potentiel neutralisant intrinsèque ; ils réagissent avec l'acide produit par l'oxydation des sulfures. Les équations 1.11 présentent, respectivement, la neutralisation de l'acide sulfurique par la calcite et par la dolomite. Ces derniers sont non seulement les carbonates ayant le plus grand potentiel de neutralisation mais également les plus fréquemment rencontrés dans les résidus miniers [10].



D'autres minéraux ont le potentiel de neutraliser les DMA comme silicates lessivables peu résistants, oxydes/hydroxydes de Ca, Mg, Al et les phosphates [10].

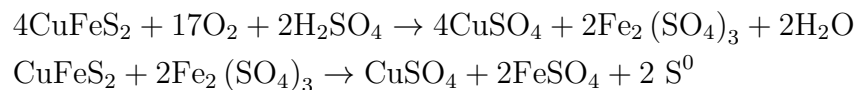
Néanmoins, si le potentiel qu'ont les résidus miniers à générer de l'acidité revient à être supérieur à son potentiel de neutralisation, il y a production de DMA et le site doit être contrôlé. Toutefois, plusieurs facteurs peuvent influencer cette production : la température, le pH, la surface spécifique et la cristallographie, la présence de l'eau et de l'oxygène et l'activité bactérienne [10].

La dissolution des minéraux neutralisants, mène à la précipitation de minéraux secondaires qui réduisent leur potentiel de neutralisation en fonction de la concentration, du pH, de la température. L'évaluation de ces minéraux formés permet de prédire de façon précise la capacité de neutralisation d'un acide par un minéral [10].

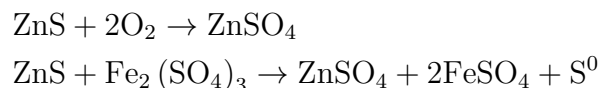
1.2.4 L'occurrence du DMA

Dans la littérature, la pyrite est souvent prise comme exemple pour comprendre la formation d'un DMA au vue de son abondance [10]. Néanmoins, plusieurs minéraux sulfureux sont également susceptibles d'être oxydés, libérant des éléments tels que l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le cobalt, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb et le zinc dans l'eau qui traverse les déchets miniers. Les réactions d'oxydation de certains minéraux se présentent comme suit :

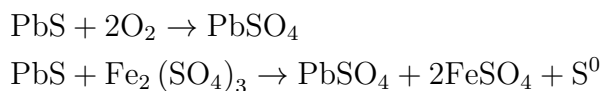
- **Chalcopyrite :**



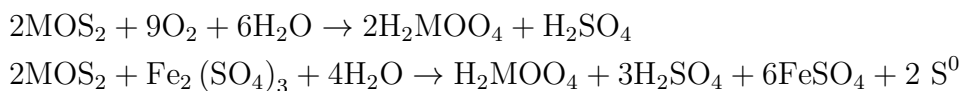
- **Sphalérite :**



- **Galène :**



- **Molybdénite :**



Cependant, tous les minéraux sulfurés ne génèrent pas d'acidité lorsqu'ils sont oxydés. Les sulfures de fer dont le rapport molaire métal/soufre est inférieur à 1 tels que la pyrite, la marcasite et la pyrrhotite, et les sulfosels comme l'énargite génèrent de l'acide lorsqu'ils réagissent avec l'oxygène et l'eau. Tandis que les sulfures avec des rapports

molaires métal/soufre égaux à 1 comme la galène ou la chalcopryrite en présence d'oxygène comme oxydant enclins à ne pas générer d'acidité. Néanmoins, si l'oxydant est le fer ferrique : tous les sulfures sont susceptibles de générer l'acidité [13].

Le processus de formation de DMA est une série de réactions qui une fois amorcée peut durer des siècles selon le volume de résidus. D'où l'intérêt de trouver des méthodes de traitement des effluents et de contrôle des réactions menant au DMA.

1.3 Prévention et contrôle du drainage minier acide

Le drainage minier acide (DMA) est l'un des défis environnementaux les plus importants auxquels l'industrie minière est confrontée. Leur présence conduit à la contamination des eaux souterraines et de surface [20, 21]. La prévention de sa production a pour but de limiter l'apport d'un ou plusieurs éléments constitutifs des réactions d'oxydation mentionnées ci-dessus [22].

Les méthodes de prévention du DMA sont 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 [23].

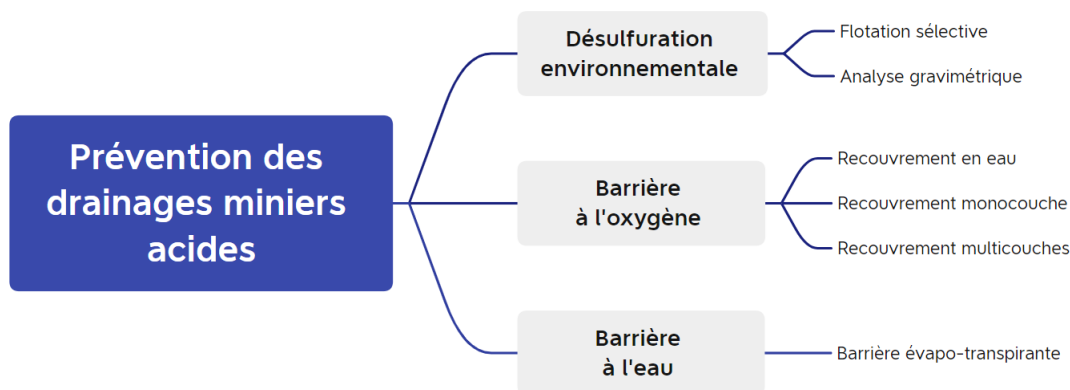


FIG. 1.2 : Méthodes de prévention et de contrôle du drainage minier acide DMA.

1.3.1 Désulfuration environnementale

L'une des méthodes de prévention de la formation du DMA dans les mines est la désulfuration environnementale. Elle permet de réduire suffisamment la concentration des sulfures dans les rejets miniers par différents procédés minéralurgiques tels que la séparation gravimétrique et la flottation sélective, la biolixiviation [24, 25, 26]. De ce fait, le potentiel de neutralisation des rejets acides sera supérieur au potentiel d'acidité et la quantité de DMA générée sera négligeable [22].

La désulfuration produit deux fractions différentes : une fraction désulfurée non acidogène peut être employée comme matériau de recouvrement pour la restauration d'un site minier, et un concentré de sulfures qui peut être utilisé dans la fabrication de

remblai souterrain en pâte, ou comme matière primaire à la production de l'acide sulfurique [24, 6]. Cette méthode est appliquée seulement sur des sites en activités en égard aux coûts élevés qu'elle engendre.

1.3.2 Barrière à oxygène

Des études ont montré que, dans climat nordique, la limitation de l'apport de l'oxygène dans les rejets miniers est la méthode la plus efficace [27]. Le principe consiste à réduire au maximum le coefficient de diffusion de l'oxygène dans le recouvrement par l'eau ou un matériel près de la saturation.

Plusieurs méthodes sont mises en place pour réduire son contact avec les résidus. Il est possible de retrouver dans la littérature les méthodes suivantes :

- Recouvrement en sol,

Les recouvrements en sol (barrières sèches) sont constitués de divers matériaux naturels tels que le sable, l'argile et le gravier[28]. Des matériaux alternatifs comme les résidus à faible teneur en sulfures, des sols argileux, des substrats alcalins, des résidus organiques, des matériaux neutralisants et des résidus miniers sulfurés, peuvent aussi être utilisés en absence des matériaux naturels appropriés à proximité du site minier problématique [28].

- Recouvrement multicouche (barrière capillaire),

Le recouvrement à effet de barrière capillaire limite le contact de l'oxygène et/ou de l'eau avec les rejets miniers en aménageant une couverture en plusieurs couches de différents matériaux sur ces derniers [22, 29, 10]. Cette méthode empêche tout échange entre les rejets et l'extérieur en maintenant une couche de rétention d'eau caractérisée par sa faible perméabilité et un degré de saturation élevé sur laquelle est ajustée une couche drainante de granulométrie grossière et de conductivité hydraulique élevée qui sert à contrôler l'écoulement d'eau des couches supérieures en les dirigeant latéralement pour réduire l'infiltration et favoriser une meilleure stabilité en diminuant les pressions interstitielles.

Ces couches sont recouvertes de couches de protection superficielles afin de protéger les couches sous-jacentes des instructions biologiques et humaines, de l'érosion et des cycles de mouillage et de séchage, de gel et de dégel [29].

- Recouvrement en eau,

Une autre méthode reconnue pour prévenir de la formation de DMA, communément utilisée dans les climats nordiques. Le principe consiste à maintenir une couverture d'eau au-dessus des rejets miniers sulfureux potentiellement générateurs de DMA. Le but de cette méthode est de diminuer le coefficient de diffusion de l'oxygène dans les rejets miniers en sachant que le DO est 10 000 fois plus faible dans l'eau que dans l'air [30], [31], [29].

Le recouvrement en eau peut être effectué par un dépôt subaquatique ou l'ennoiement des rejets miniers [32], [29]. Le dépôt subaquatique est réalisé directement dans un bassin

d'eau, comme un lac ou une fosse existante. Quant à l'envoi des rejets, il nécessite une mise en place de structures afin de créer un recouvrement d'eau libre allant de quelques décimètres à quelques mètres [28].

D'autres méthodes sont utilisées pour limiter l'apport en oxygène dans les rejets miniers comme les recouvrements à consommation d'oxygène constitués de résidus forestiers, ou de résidus miniers désulfurés non générateurs d'acide.

1.3.3 Barrière à l'eau

Une méthode communément utilisée en climat semi-aride à aride, elle consiste à impliquer la réalisation d'une couche étanche sur le site à résidus composée de matériaux naturels ou/et géosynthétiques à faible conductivité hydraulique saturée (k_{sat}).

Les barrières évapo-transpirantes servent à contrôler la percolation nette au sein du recouvrement pour limiter la quantité d'eau atteignant les rejets miniers. Elles peuvent inclure un bris capillaire et une couche de rétention d'eau. L'eau est ainsi emmagasinée par capillarité pour être ensuite libérée par évaporation et transpiration ou drainage latéral [29].

1.4 Traitement du drainage minier acide

Il existe plusieurs alternatives pour traiter les DMA, qui peuvent être distinguées sur la base de mécanismes biologiques (biotiques) ou chimiques (abiotiques) pour éliminer les métaux qui y sont retenus [2]. Les processus biologiques et chimiques peuvent être classés en deux catégories : actifs (impliquant un apport constant de ressources pour poursuivre le processus) ou passifs (impliquant un apport relativement faible de ressources pendant le processus) [2].

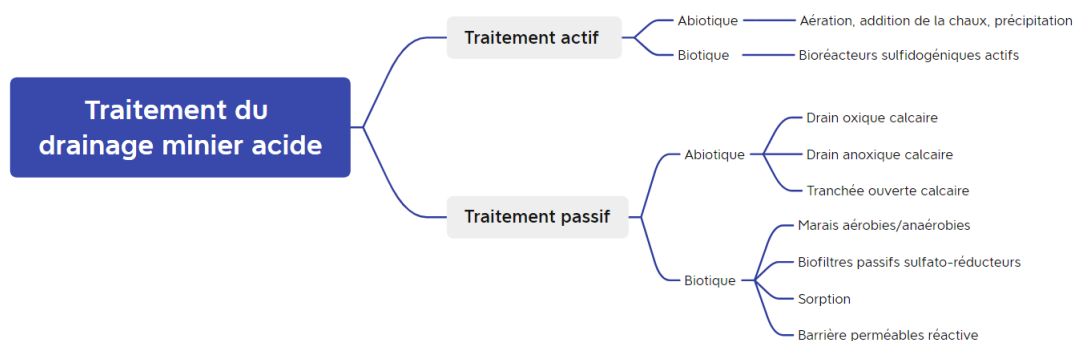


FIG. 1.3 : Technique de traitement du DMA (Johnson et Hallberg, 2005 [2]).

1.4.1 Traitement actif

1.4.1.1 Abiotique

Les traitements actifs par la voie chimique sont très utilisés sur les sites miniers en activité du fait de leur bonne efficacité. Ces procédés consistent à ajouter en continu des composés alcalins tels que la chaux, les carbonates de sodium et les hydroxydes de sodium afin de neutraliser l'acidité et de favoriser la précipitation des métaux présents dans le DMA sous forme d'hydroxydes et/ou de carbonates [33, 34].

Le procédé Chem Sulphide est un des systèmes de traitement actif chimique, où les sulfures (par exemple NaHS ou Na₂S) sont ajoutés dans le drainage minier, ce qui mène à la précipitation des métaux sous la forme de sulfures métalliques[34].

1.4.1.2 Biotique

Les moyens biologiques de traitement du DMA trouvent son origine dans le potentiel de divers microorganismes à produire de l'alcalinité et à éliminer les métaux en accomplissant les conversions chimiques souhaitées ; ce qui inverse efficacement les réactions responsables de la formation du DMA elles mêmes catalysées par des microorganismes [35].

Les procédés de traitement faisant intervenir les BSR sont plus intéressants que les procédés abiotiques en raison de leur faible coût, de l'élimination et de la récupération très élevée des métaux, même à faible concentration initiale[35]. Ainsi, les métaux immobilisés sont contenus dans les boues lors d'un traitement chimique ou dans le compost utilisé lors d'un traitement biologique, et doivent être éliminés dans des sites d'enfouissement spécialement désignés ; ce qui empêche leur récupération, leur recyclage et la remobilisation des métaux quand les conditions y sont favorables [36]. Le traitement actif biotique quant à lui, présente un potentiel de récupération sélective des métaux dissous dans le DMA. Seul inconvénient de l'utilisation de micro-organismes réducteurs de soufre est qu'un donneur d'électrons approprié doit être ajouté pour la réduction des sulfates [2].

Bio-sulfide est un procédé utilisé dans cette méthode qui fait intervenir les BSR dans des conditions anaérobies pour produire le soufre qui fera précipiter les métaux sous forme de sulfures métalliques[37]. En présence d'un donneur d'électrons, tel que l'acide acétique, le sulfure d'hydrogène sera généré par la réduction du soufre élémentaire, ou d'une autre source de soufre, puis envoyé vers un contacteur anaérobie agité dans lequel des métaux tels que le nickel, le zinc et le cobalt peuvent être récupérés sous forme de produits sulfurés distincts de haute qualité, bien que le contrôle du pH à l'aide d'une source alcaline soit généralement nécessaire pour précipiter sélectivement le métal sous forme de phase sulfurée [38].

Le traitement des DMA contaminés par des métaux lourds à l'aide du processus anaérobie de réduction des sulfates dépend d'un large éventail de facteurs tels que la concentration en sulfates, les espèces de métaux lourds et leur concentration, le pH, la température et la source de carbone/substrat/donneur d'électrons [38].

1.4.2 Traitement passif

Actuellement, les systèmes passifs sont de plus en plus favorisés pour le traitement du drainage minier acide à cause de leur coûts d'investissement faible en capital [39, 9]. En effet, ces nouvelles technologies remédient aux principaux problèmes posés par les méthodes de traitement traditionnelles : coûts élevés, suivi et entretien assidus. Par ailleurs, le traitement passif est avantageux dans le cas des sites abandonnés car il ne nécessite pas d'apport continu en matériaux, d'énergie ou d'intervention humaine une fois que le système est construit [40, 41].

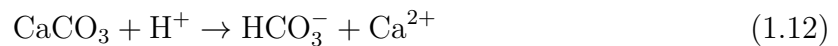
Les systèmes passifs se basent sur des processus de traitement chimique, biologique et physique déjà présents dans la nature [23, 42, 43, 9]. Ces méthodes sont destinées à améliorer la qualité des eaux acides en neutralisant leur acidité, en réduisant la teneur en sulfate ainsi qu'en fer dissous et en retenant les métaux soit par une adsorption, une précipitation et/ou une co-précipitation ([44, 7, 42, 9]).

La conception d'un système de traitement passif nécessite une caractérisation hydro-physico-chimique sur l'eau à traiter [45]. Pour ce faire, une mesure du débit ou de l'écoulement de ces eaux ainsi que des concentrations des constituants de la qualité de l'eau doit se faire sur une longue période, idéalement au moins un an, afin de déterminer la variation de ces quantités selon les saisons [20].

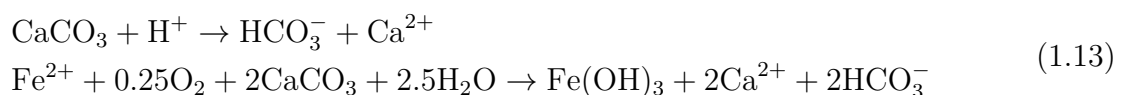
Il existe plusieurs technologies de traitement passif du drainage minier acide, ils peuvent être subdivisées en deux catégories : les traitements chimique, dits abiotiques, où le DMA est mis en contact avec une matière neutralisante dans des conditions environnementales différentes, et les traitements biologiques, dits biotiques, s'appuient sur l'utilisation des bactéries dans le processus de traitement [40, 44, 46].

1.4.2.1 Abiotique

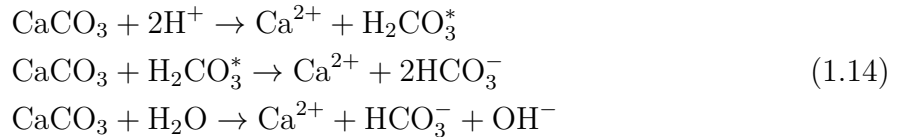
Cette approche de traitement compte deux méthodes les plus fréquemment utilisées : les drains oxiques calcaires (DOC) et les drains anoxiques calcaires (DAC). L'objectif de ces deux méthodes est la diminution du pH et l'augmentation de l'alcalinité du DMA par sa neutralisation, et la réduction de la concentration en métaux par précipitation. Cela se fait en permettant à l'effluent acide de traverser un lit de calcaire grâce à un écoulement par gravité [2].



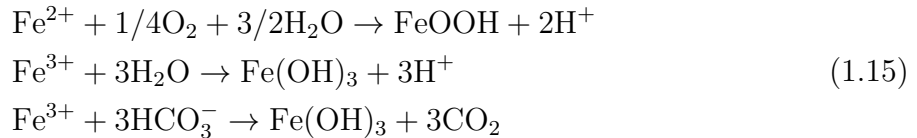
Le DOC est une tranchée ouverte qui en présence d'oxygène neutralise le DMA grâce à une dissolution du calcaire qui s'y trouve ; selon l'équation globale qui suit :



Tant dis que le DAC est un drain fermé enfoui dans le sol. Il empêche ainsi le contact des DMA avec le milieu extérieur grâce à une géomembrane qui l'entoure pour satisfaire les conditions anoxiques nécessaires afin d'éviter l'oxydation du fer ferreux et la précipitation de l'hydroxyde ferrique sur la matière calcaire.



À la sortie du DAC, il y a précipitation des métaux dans l'effluent traité. Les réactions pour le fer sont comme suit :



Un des inconvénients du DOC est l'enrobage graduel de la pierre calcaire par les hydroxydes métalliques ; ce qui a pour conséquence la diminution de leur efficacité. Néanmoins, même enrobée, la pierre calcaire est seulement de 2 à 45% moins efficace que les calcaires non enrobés[47].

- Facteur influençant l'efficacité d'un drain

Un certain nombre de facteurs d'influence peuvent affecter les performances d'un drain calcaire, tels que le type et la quantité de pierre calcaire utilisée, le temps de rétention, la durée de vie attendue, la pente du drain et les interactions hydrobio-géochimiques qui se produisent à la surface des carbonates.

o Qualité chimique du DMA

Le choix d'une méthode de traitement de DMA dépend principalement de ce paramètre. Entre un DOC et un DAC, le choix se fait selon trois facteurs clés : la présence d'oxygène dissous, le rapport entre Fe³⁺/Fe²⁺ et la forte concentration en Al. Ces facteurs sont responsables de la formation de précipité dans les drains ; ce qui, comme souligné précédemment, affecte leurs performances. En effet, à partir d'une concentration de 270mg/L Fe les DAC ne deviennent pratiquement plus efficaces et leur durée de vie diminue grandement [7].

Le pH et l'acidité du DMA influent eux aussi sur ces systèmes. A un pH élevé le taux de dissolution de la calcite diminue. Cependant, un bon choix du temps de séjour permet toutefois de contourner ce paramètre et d'optimiser l'utilisation des drains.

o Taille et qualité des fragments de calcaire

Comme cité précédemment, les performances du système sont fonction de la dissolution de la calcite, phénomène qui se produit à sa surface. Plus les particules seront fines, plus grande sera la surface de contact ; ce qui favorise une meilleure réactivité, mais la circulation du DMA dans le drain peut être compromise en vue de la faible porosité. Des particules plus grandes de l'ordre de 3.7 à 10cm peuvent assurer une meilleure circulation et une pérennité du système en évitant le colmatage des petits pores entre les grains [7].

o Température

Il a été constaté lors des travaux de Benali 2019 [8] qu'à basse température, la solubilité de la calcite diminue majoritairement à cause de la diminution de la réactivité des surfaces cristallines à ces températures.

- Pression partielle de CO₂

Les conditions anoxiques qu'offre le DAC favorisent la dissolution des carbonates en empêchant la libération du CO₂ augmentant sa pression partielle. La concentration d'alcalinité est dès lors plus importante que celle dans un système ouvert pouvant atteindre jusqu'à 275 mg/l comparé à 50 voire 60mg d'alcalinité/l pour un système ouvert [42].

- Enrobage des fragments

L'enrobage des fragments est dû à la précipitation d'hydroxyde de fer en présence d'une concentration élevée d'O₂ dissous dans le DMA. Un film de précipité se déposera sur la surface des calcaires et empêchera le contact avec le DMA effluent. Dans ce cas de figure, il est déconseillé d'utiliser les DOC comme système de traitement.

- Colmatage du système

La précipitation des hydroxydes métalliques induit la fermeture des pores, réduisant ainsi le volume utile des drains et le temps de rétention hydraulique.

Une méthode de dimensionnement d'un drain, a dès lors, été proposée pour prendre en compte le débit de drainage, le taux de dissolution de la calcite anticipée, la durée de vie souhaitée et le temps de rétention minimum requis pour atteindre le maximum d'alcalinité. Cette équation peut être écrite comme suit :

$$M = \frac{Q\rho_b t_r}{V_v} + \frac{QCT}{x} \quad (1.16)$$

où

- t_r est le temps de rétention (h), M est la masse de pierre remplissant le drain,
- V_v est le volume de vide,
- ρ_b est la densité apparente (kg m⁻³),
- c est la concentration prévue d'alcalinité (mg/L CaCO₃),
- T est la durée de la période de traitement proposée (h),
- x est la teneur en carbonate de calcium de la pierre utilisée,
- Q est le débit volumique du DMA (L h⁻¹).

Le premier terme représente le volume de calcaire nécessaire pour atteindre le temps de rétention prévu, tandis que le second terme représente le volume de calcaire qui devrait se dissoudre pendant la durée de vie prévue. L'addition de ces deux quantités a pour but de garantir que la masse de calcaire qui reste dans le drain pendant toute sa durée de vie est suffisante pour atteindre le temps de rétention prévu.

Cette équation ne prend pas en considération la dissolution réelle du calcaire qui se fait au cours du traitement de DMA et dont la prédiction n'est pas évidente. Ainsi que la formation de précipité des fer ferriques qui a pour effet de boucher les pores ; ce qui va affecter significativement les performances des drains. Par conséquent, bien que l'équation soit utile pour la phase de conception, le suivi est important afin d'évaluer l'efficacité réelle des drains et leur évolution dans le temps.

1.4.2.2 Biotique

Traitement marécageux

Les marécages aménagés sont des systèmes écologiques visant à retenir des métaux par des marais épurateurs pour atteindre les normes environnementales en vigueur. Lorsque le DMA s'écoule par gravité dans les marais, les concentrations en métaux sont abaissées par précipitation, chélation et échanges, tandis que la neutralisation est le résultat de l'augmentation de l'alcalinité attribuable aux réactions chimiques et à l'action microbienne, y compris la dissolution du calcaire pour certaines variantes de ce type de traitement.

Les marais épurateurs se composent de Typha et d'autres végétaux de zones humides plantés dans des sédiments. Ils sont divisés en deux catégories :

- Les marais d'épuration aérobies : Les végétaux sont plantés dans des sédiments peu profonds (<30 cm) [48]. La précipitation des métaux se fait sous forme d'oxydes et d'hydroxydes.
- Les marais d'épuration anaérobies : Les végétaux sont plantés dans des substrats organiques profonds (>30cm) [48]. Les bactéries sulfato-réductrices sont responsables de la neutralisation et la précipitation des métaux.

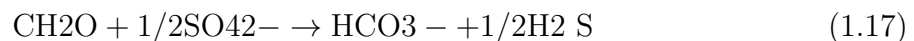
Ce procédé est peu utilisé dans le traitement des effluents acides provenant des sites miniers, car, à un pH inférieur à 5, la végétation agissant comme support aux bactéries pourrait mourir. De plus, dans le cas des marais aérobies, il pourrait y avoir remise en solution des métaux. Néanmoins, de nombreux marais ont été construits dans des mines de charbon aux Etats-unis et dans d'autres pays. Des exemples d'utilisation de marais épurateurs pour traiter du DMA peuvent être trouvés dans Skousen et Ziemkiewicz (1996) [49].

Biofiltres passifs sulfato-réducteurs

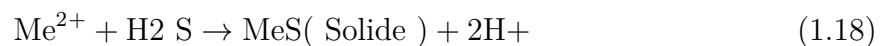
Les biofiltres passifs sulfato-réducteurs sont des systèmes passifs anaérobies qui mettent en jeu des microorganismes hétérotrophes pour le traitement des drainages miniers acides

[47, 9]. Ils augmentent le pH des DMA et abaissent les concentrations en métaux sous l'action des bactéries sulfato-réductrices qui consomment les sulfates tout en produisant des sulfures métalliques [36]. Ces procédés sont applicables sur des effluents miniers car ils contiennent des concentrations élevées en sulfates dues à l'oxydation des roches sulfurées.

Le principe de fonctionnement d'un BPSR est basé sur des réactions d'oxydo-réduction. La respiration des BSR dans des conditions anaérobies, et en présence des sulfates comme accepteurs d'électrons et d'une source de carbone provenant d'un substrat biodégradable intégré dans un mélange réactif comme donneurs d'électrons [40], oxyde la matière organique et réduit les sulfures, comme illustrée par la réaction suivante :



Cette réaction génère du sulfure d'hydrogène (H_2S) et de l'alcalinité sous forme de bicarbonates (HCO_3^-) et de carbonates (CO_3^{2-}) qui favorisent la neutralisation de l'acidité du DMA. En outre, les sulfures solubles réagissent avec les ions métalliques présents dans les DMA et forment des sulfures métalliques peu solubles même à un faible pH ; ce qui permet leur précipitation [7]).



Mélanges réactif : Les biofiltres passifs sulfato-réducteurs sont composés d'un inoculum des BSR fixées sur un substrat biodégradable permettant leur croissance, d'un agent structurant et d'une source de carbone présents sous forme de mélange réactif.

Le choix d'un mélange réactif doit permettre un taux de réduction des sulfates élevé, avoir une longue durée de vie, offrir les conditions hydrauliques recherchées, être disponible à faible coût et il ne doit pas introduire de sous-produits nuisibles à l'environnement.

- o Source de carbone

Les bactéries sulfato-réductrices obtiennent leur énergie grâce à l'oxydation de la matière organique. Pour cela, il est nécessaire de choisir une source de carbone qui assure un bon développement des BSR et par conséquent un traitement efficace de DMA.

Les sources de carbone n'ont pas toutes la même performance, les BSR se développent mieux lorsque le poids moléculaire de cette matière est faible et une structure simple. D'après la littérature, il s'est avéré que les mélanges réactifs contenant plusieurs sources de carbone amènent une meilleure réduction des sulfates [44, 50].

- o Source d'azote

Les BSR nécessitent des substances diverses pour leur croissance, notamment l'azote et le phosphate. D'après les expériences des chercheurs, un rapport C/N (carbone organique total sur azote) proche de 10 est généralement considéré comme optimal pour l'activité des BSR. Le drainage minier contient habituellement des oligo-éléments (Cu, Mn, Mo, Zn et Fe) nécessaires à la croissance des BSR permet une meilleure efficacité du traitement par les BSR.

○ Élément structurant

Le but d'ajouter un élément structurant dans le mélange est d'assurer un support physique sur lequel les BSR peuvent se développer. Il est possible de trouver dans la littérature qu'une grande surface spécifique des particules et où le volume des vides est faible favorise un plus grand prolifération BSR et avoir pour effet une bonne réduction des sulfates. Néanmoins, les grains de faibles dimensions forment des petits pores qui ont tendance à réduire la conductivité hydraulique du mélange réactif. La superficie du support solide et la taille des pores doivent être ajustées par le choix d'un support solide adéquat pour minimiser les risques de colmatage [7].

○ Inoculum bactérien

Inoculum bactérien permet d'augmenter la croissance des BSR et réduire le temps de latence au début du traitement du DMA. Le choix du type de culture à inoculer dépend de la source disponible à proximité du site de traitement [7]. Dans la pratique, les couches réductrices du fond de ruisseaux ou de lacs sont utilisées comme source de BSR. Des études ont constaté la présence des BSR dans des matières organiques contenues dans le mélange réactif tels que le compost de feuille et le fumier de volailles composté et peuvent contenir jusqu'à 5×10^4 cellules/100 mL [51]).

TAB. 1.1 : Synthèse des études récentes pour étudier la performance de traitement passif des DMA.

Mélange réactif	Caractéristiques DMA	Résultats	Références
Copeaux de bouleau(60%), Calcite (20%), Fumier (20%).	pH=4.2 Fe=1600 mg/L SO4=4200 mg/L	pH= [5.8 - 6.8] Fe= 5% SO4= [97 - 185] mg/L	Khalifa Lounate 2019 [9]
Compost de feuilles (10%), Cendres (30%), sable (10%), Boues d'épuration (2%), Sciure de bois (48%).	pH= 3.2 - 4.2 Fe= 18.4 - 37.6 mg/L SO4= 2000 - 4800 mg/L	pH= 7 - 8 Fe= 0.06 - 0.3 mg/L SO4= 2700 - 4400 mg/L	El Kilani et al. 2021 [52]
Copeaux d'érable (10%), Sciure de bois (20%), fumier (10%), urée (3%) compost de feuilles (20%), sédiment (15%), sable (20%), Carbonate de calcium (2%),	pH=3.5 Fe= 4000 mg/L SO4= 5000 mg/L	pH= 8.1	Thomas Genty 2012 [23]
Copeaux de bois (48%), compost de feuilles (10%), cendre (30%), sable (10%), boue de municipale (2%).	pH= 2.8 - 3.5 Fe= 27 mg/L SO4= 1612 mg/L	pH= 6.8 - 8.4 SO4= 1612 mg/L	Ben ali, 2019 [53]
fumier de vache (15 %), compost de champignons (10 %), sciure de bois sajo (25 %), sédiment (15 %), gravier (20 %) et calcaire (15 %).	pH = 3.3 Fe = 164.4 mg/L SO4 = 2345 mg/L	pH = 6.5 - 7 SO4 = 77 % Fe = 100%.	Yaneth Vasquez, 2016 [36]

- Facteur influençant l'efficacité d'un BPSR

o pH

Lors d'un traitement passif par les BPSR, le pH influe sur plusieurs mécanismes qui entrent en jeu comme la solubilité des métaux, l'adsorption sur la matière organique ainsi que l'activité des BSR [54]. Il a été montré que la solubilité des métaux lourds augmente à des valeurs de pH faibles, et l'augmentation de ce dernier jusqu'à la neutralité est suffisante pour diminuer leurs concentrations dans l'effluent. Néanmoins, certains métaux comme le plomb, le cuivre et le nickel, même à un pH neutre leur solubilité est élevée et leur rétention devient quasi impossible par un simple ajustement du pH [10].

Quant aux processus biologiques, eux aussi sont affectés par le pH. L'expérience de Reis et al. (1992) a montré que la croissance microbienne des BSR est optimale à des valeurs de pH comprises entre 6.8 et 7.5 [50]. Tandis que pour des valeurs de pH inférieures à 6 ou supérieures à 9 l'activité des BSR est inhibée. Comme il a été mentionné précédemment, la solubilité des sulfures métalliques augmente à un pH faible et la réduction des sulfates diminue. De ce fait, il est nécessaire de maintenir le pH des effluents dans l'intervalle qui favorise le développement des BSR pour la décontamination en métaux par sulfato-réduction. Autrement dit, plusieurs chercheurs ont constaté la présence des BSR dans des milieux acides anaérobies ayant un pH inférieur à 3 [51, 55].

o Température

La température influe sur l'activité bactérienne, la vitesse de décomposition du substrat organique, la solubilité du H₂S et celle de l'oxygène d'une manière directe. La température optimale pour le traitement par un BPSR dépend de la composition des réactifs contenant dans le mélange [50]. La plupart des BSR sont des bactéries mésophiles, elles ont une température de croissance optimale comprise entre 25 et 40 °C [7]. L'étude de étude a montré que les BSR peuvent survivre à des températures basses [53].

o Potentiel d'oxydoréduction

Les BSR se développent d'une façon optimale pour une valeur de Eh se situant entre -100 et -300 mV [50]. Les études ont montré que plus le Eh est faible, plus il y a réduction des sulfates et donc production de sulfures. Il est donc primordial d'avoir des conditions anaérobies afin que la réduction des sulfates se produise.

o Concentration en métaux

L'impact de la toxicité de certains métaux sur les bactéries dépend du type de métal, de son état d'oxydation et de sa concentration. Des études ont montré que l'efficacité de l'enlèvement du Fe avec les BPSR est généralement proche de 99% lorsque le Fe est présent en faibles concentrations (<400 mg/L) dans le DMA [56]. Dans le cas contraire, concentration en fer supérieur à 500 mg/L, l'efficacité d'enlèvement est faible [51].

o Concentration en ions sulfures

Les précipités de sulfures produits lors du traitement des DMA par les BPSR peuvent prévenir l'effet nocif des métaux lourds. Ce phénomène est appelé protection par les sulfures. Ces précipités peuvent inhiber l'activité des BSR et par conséquent la réduction des sulfates cesse en créant une barrière qui leur empêche d'interagir avec le milieu extérieur (Utgikar et al., 2002).

Les ions sulfures biogéniques peuvent être toxiques pour la plupart des bactéries anaérobies et est responsable de l'inhibition de leur activité de moitié si leur concentration est supérieure à 1000 mg/L (Utgikar et al., 2002, [7]).

- Rapport DCO/sulfates

Le rapport demande chimique en oxygène (DCO)/sulfate représente la concentration d'oxygène indispensable à l'oxydation de la matière organique et indique la voie métabolique privilégiée pour la production d'énergie [57]. La sélection d'un rapport DCO/sulfate optimal est l'élément clé pour assurer l'efficacité de tout système conçu pour traiter les métaux et les sulfates des eaux acides contaminées par les métaux lourds [57]. Un rapport DCO/sulfate minimum de 0,67 est considéré comme la proportion stochiométrique idéale pour une réduction complète des sulfates et la dégradation des substrats organiques. Le tableau suivant comporte le rapport DCO/Sulfates utilisé dans différentes études.

TAB. 1.2 : Exemples du rapport DCO/Sulfates utilisés dans différentes études.

Rapport DCO/Sulfates	Référence
5	Al-Ani (1994)
<1.7	Prasad et al. (1999)
<1	Velasco et al., 2008)
2	Barbosa et al. (2014)

Cependant, le choix du rapport DCO/sulfates dépend de la source de carbone utilisée (Kiran et al., 2017). Ainsi, lorsque les déchets organiques (compost) sont utilisés comme source de carbone, le ratio DCO/sulfates optimal varie entre 1,6 et 5,0 (Al-Ani, 1994, Henry et Prasad, 2000).

- Le temps de rétention hydraulique

L'efficacité des BPSR dépend aussi du temps de séjour du drainage minier dans le système de traitement. 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). Sa valeur varie selon le type du bioréacteur utilisé ainsi que la conductivité hydraulique du milieu (Neculita et al., 2007).

Plusieurs études ont été faites à ce sujet, et elles ont montré qu'un THR élevé peut entraîner un appauvrissement de la matière organique et en sulfates (Dvorak et al., 1992). En revanche, un THR faible lui aussi peut conduire à un lessivage de la biomasse à cause du débit du drainage minier élevé dans le système [44]. Pour cela, le TRH doit être ajusté en tenant compte de la composition du mélange réactif et de la qualité du drainage minier

acide (Chang et al., 2000). Le tableau 1.3 résume les effets des principaux paramètres pouvant influencer l'activité des BSR dans un bioréacteur.

TAB. 1.3 : Effets de différents paramètres sur l'activité des BSR (adapté de Kiran et al., 2017)

Paramètres	Effets sur l'efficacité des BPSR
Paramètres liés à la qualité du drainage minier	
pH	un pH faible inhibe l'activité des BSR, la valeur optimale pour leur développement est comprise entre 5 et 8.
Concentration en SO ₄	Une concentration trop élevée en sulfates peut inhiber la croissance des BSR.
DCO/Sulfates	Un rapport optimal de DCO/Sulfate variant entre 0,67 et 5.
Concentrations en métaux	Des concentrations élevées en métaux peuvent être toxiques pour les BSR.
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	La température du milieu affecte le taux de croissance des bactéries.
Concentration en H ₂ S	L'ion sulfure produit lors de la réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices est toxique pour ces dernières.
Exposition à l'O ₂	La présence d'oxygène inhibe le métabolisme des BSR.
Eh	Le potentiel d'oxydo-réduction doit être situé aux alentours de -200 mV.
Ksat	La variation de ksat affecte le TRH et donc l'efficacité du traitement.

1.5 Choix d'un système de traitement passif

Le choix d'un processus de traitement passif est régi par le site, la chimie du DMA et par le fait que le système repose sur des réactions aérobies, anaérobies ou les deux. Hedin et al. (1994) ont proposé un organigramme pour la conception et le dimensionnement des systèmes de traitement passif du drainage minier qui peut être résumé comme suit :

1. La détermination du débit, l'analyse chimique de l'effluent et le calcul de la concentration en sulfates et en métaux.
2. Si l'eau est alcaline, le flux d'eau doit passer par un bassin de décantation, puis par une zone humide aérobie.
3. Si l'eau est acide, trois paramètres doivent être déterminés : la concentration en OD, le rapport ferreux/ferrique et la concentration en Aluminium. A partir de ça, trois scénarios se présentent :

I) $DO < 2\text{mg/L}$, $Fe^{3+} < 10\%$ du Fe total, $Al < 25\text{ mg/L}$: augmentation de l'alcalinité en traitant avec un DAC.

4-1. Si, après avoir traversé le DAC, l'eau reste alcaline, il faut l'envoyer dans un bassin de décantation et la traiter dans un milieu humide aérobie.

4-2. Si l'eau reste acide après le traitement DAC, une aération est recommandée avant de l'envoyer dans un bassin de décantation suivi d'un traitement en marais aérobie/anaérobie.

II) $2 < DO < 5$ mg/L, $10\% < Fe^{3+} < 25\%$ du Fe total, : le traitement se fait dans une zone humide aérobie/anaérobie pour éliminer l'OD et précipiter le Fe^{3+} avant de le traiter dans un DAC, puis procéder aux étapes 4-1 et 4-2.

III) $DO > 5$ mg/L et $Fe^{3+} > 25\%$ du Fe total : si le pH est supérieur à 4, l'eau est aérée, puis dirigée vers un bassin de décantation avant le traitement dans un milieu humide aérobie/anaérobie. Sinon, elle est envoyée directement dans le marais aérobie/anaérobie.

Avant de rejeter l'effluent, il est indispensable de vérifier si l'eau respecte les limites réglementaires. Dans le cas contraire, un traitement chimique supplémentaire peut être nécessaire. Pour être efficace et applicable, le traitement passif du DMA nécessite des débits généralement inférieurs à 250 L/h en raison des limitations de taille et de surface. [58]

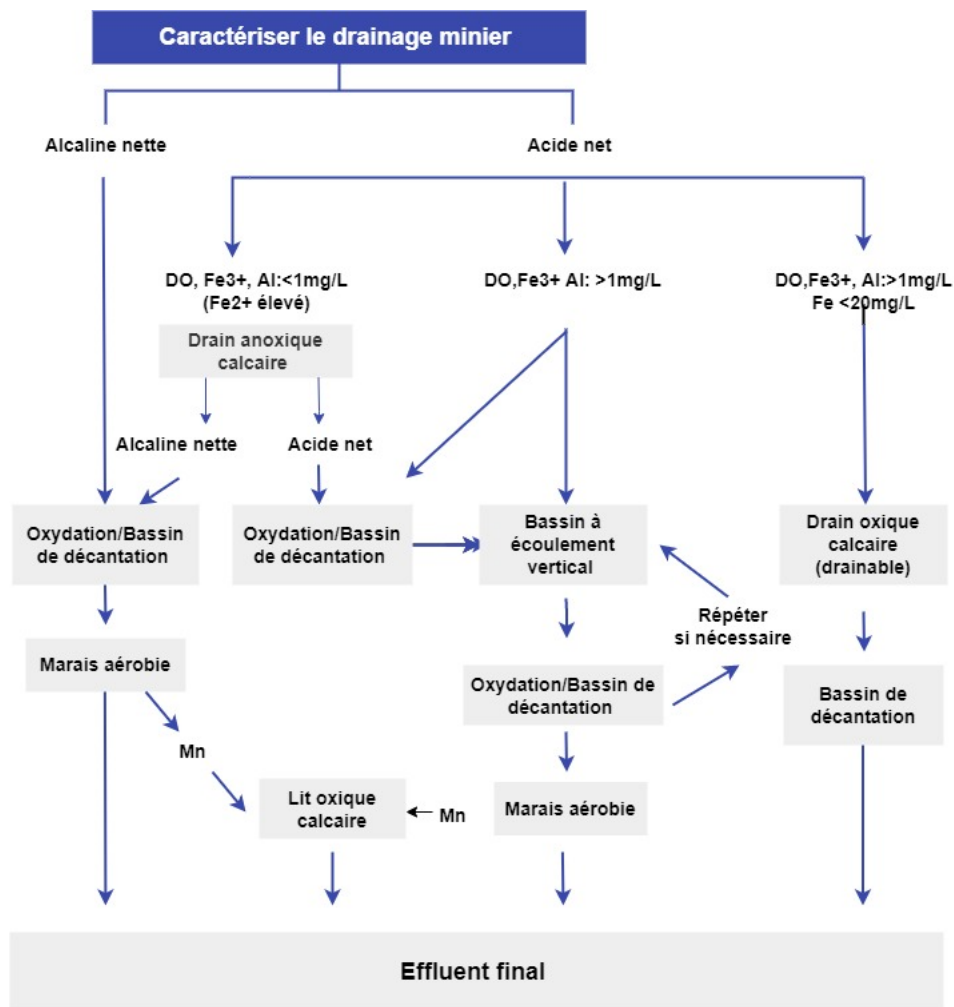


FIG. 1.4 : Choix de la méthode de traitement du DMA selon Hedin et al. (1994)

1.6 Gestion des eaux minières et réglementation algérienne

Cette section aborde la réglementation algérienne concernant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels. Tout d'abord, un rejet d'effluents liquides industriels est défini comme étant tout déversement, écoulement, jet et dépôt d'un liquide direct ou indirect qui provient d'une activité industrielle.

Selon la réglementation algérienne, toutes les installations générant des rejets d'effluents liquides industriels doivent être conçues, construites et exploitées de manière à ce que leurs rejets ne dépassent pas à la sortie de l'installation les valeurs limites définies dans le tableau 1.4 et doivent être dotées d'un dispositif de traitement approprié de manière à limiter la charge de pollution rejetée. De plus, les installations de traitement doivent être conçues, exploitées et entretenues de manière à réduire au minimum les durées d'indisponibilité pendant lesquelles elles ne peuvent assurer pleinement leur fonction.

Au titre de l'autocontrôle et de l'autosurveillance, les exploitants d'installations générant des rejets d'effluents liquides industriels doivent tenir un registre où sont consignés la date et les résultats des analyses qu'ils effectuent. Les mesures sont effectuées sous la responsabilité de l'exploitant et à ses frais dans les conditions fixées par la réglementation en vigueur. Les résultats des analyses doivent être mis à la disposition des services de contrôle habilités.

Il est à noter également que les services habilités en la matière effectuent des contrôles périodiques et ou inopinés des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des rejets d'effluents liquides industriels visant à s'assurer de leur conformité aux valeurs limites fixées. Le contrôle des rejets comporte un examen des lieux, des mesures et analyses opérées sur place et des prélèvements d'échantillons aux fins d'analyses. En cas de dépassement éventuel, l'exploitant de l'installation concernée est tenu d'expliquer, commenter ou fonder tout constat et fournir les actions correctives mises en oeuvre ou envisagées[59].

TAB. 1.4 : Valeurs limites des paramètres des rejets d'effluents liquides industriels selon le décret algérien exécutif n 06-14.

Paramètres	Valeurs limites	Paramètres	Valeurs limites (mg/L)
pH	6.5 - 8.5	Mercure total	0.01
DCO	120	Plomb total	0.5
Aluminium	3	Chrome total	0.5
Fluor et composés	15	Etain total	2
Indice de phénos	0.3	Manganèse	1
Hydrocarbures totaux	10	Nickel total	0.5
Cadmium	0.2	Zinc total	3
Cuivre total	0.5	Fer	5
Cyanures	0.1	Composés organiques chlorés	5

1.7 Sites miniers abandonnés en Algérie

L'Algérie compte plus de trente sites miniers en fin d'activité situés principalement au Nord Est du pays comme le montre la carte ci-dessous 1.5.

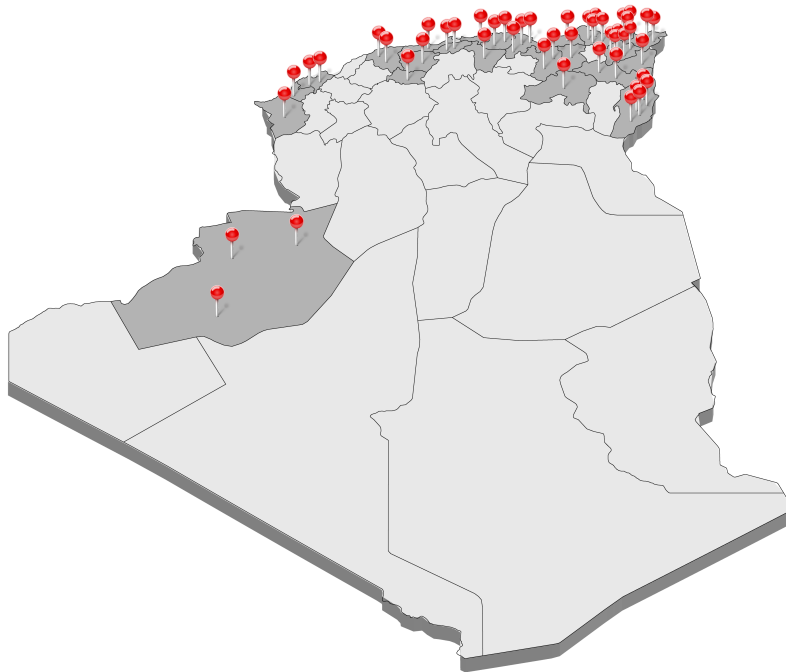


FIG. 1.5 : Les mines abandonnées algériennes. [2].

Ce chapitre a permis de passer en revue les différents aspects du drainage minier acide. Ainsi que les récents travaux entrepris pour son traitement sur lesquels va s'appuyer la

méthodologie de la présente étude.

Chapitre 2

Matériels et Méthodes

Ce chapitre sera consacré à l'exposition des différents matériels et méthodes employés pour la caractérisation physico-chimique, chimique et minéralogique des matériaux utilisés dans le cadre de ce travail. Puis viendra par la suite, la partie où seront abordés trois séries d'essais à petite échelle qui vont se traduire par les différents essais en Batch. Une dernière section du chapitre sera consacrée à l'exposition d'un modèle physique à une échelle intermédiaire pour le traitement passif (biotique et abiotique) de DMA fortement contaminé proposé pour la première fois, ainsi que sa réalisation et son suivi bio-hydrochimique.

2.1 Schéma expérimental général

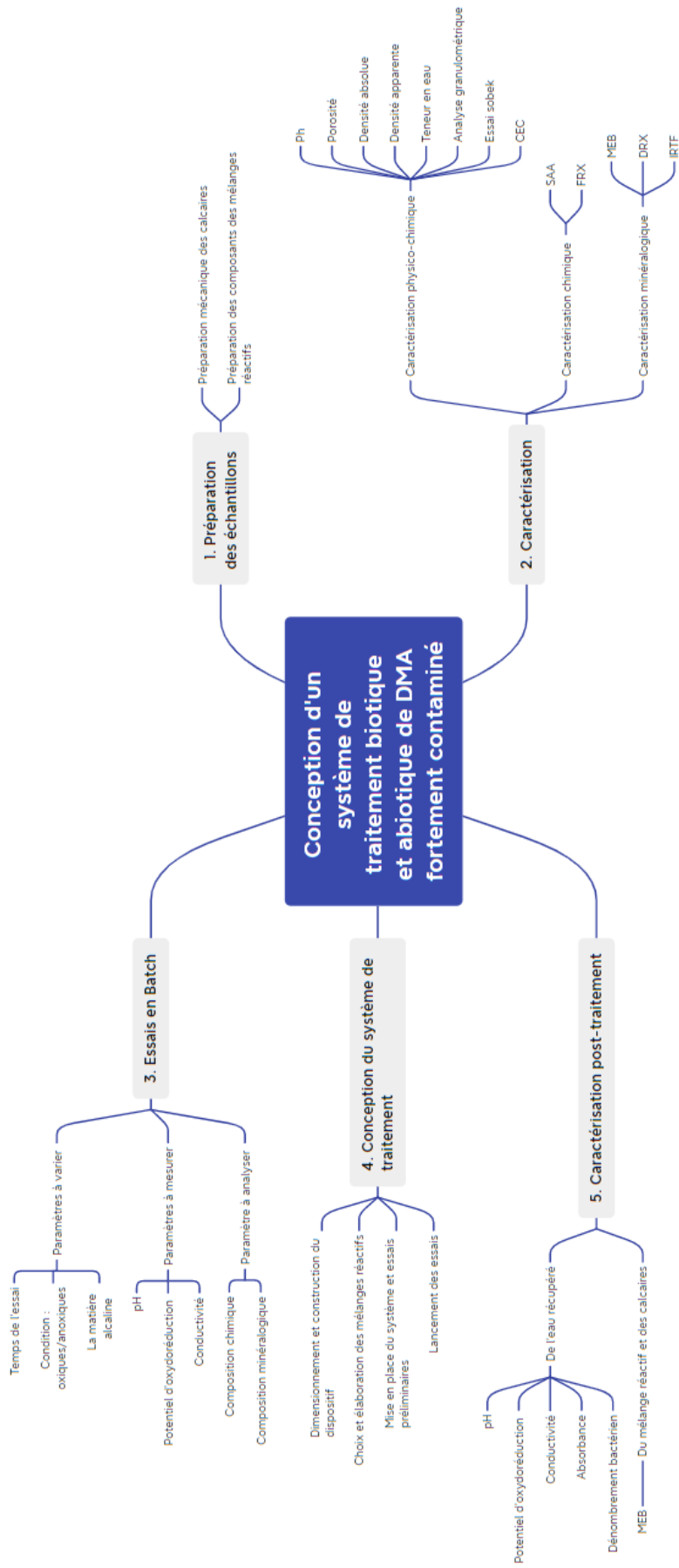


FIG. 2.1 : Plan de travail suivi pour la partie expérimentale.

2.2 Préparation des échantillons

Avant le début des essais, les échantillons des matériaux mis en œuvre pour le traitement du DMA ont subi une préparation en amont, entre une séparation solide-liquide en ce qui concerne les différentes boues utilisées et un traitement mécanique en ce qui concerne la matière alcaline. Cette action a pour but d'écartier les erreurs, dues à la représentativité d'une part, au respect d'une granulométrie adéquate pour une rétention optimale d'une autre part, les travaux de Genty et al. [60, 36] ont montré que les particules fines offrent une plus grande surface réactive.

Les deux matières alcalines sont exploitées, traitées et valorisées par l'entreprise *Cosider carrières*. Tels que, le calcaire Cal-1 provient de la carrière de Djebel Sidi R'ghis titulaire d'un titre minier 149 PXC et qui se situe dans la Wilaya de Oum el Bouaghi. Quant au Cal-2, il a pour origine la carrière de Bounoura qui se trouve dans la Wilaya de Constantine possédant un titre minier N°7292 PXC.

La première étape de la préparation mécanique de la matière alcaline consiste à concasser le minerai à l'aide d'un concasseur à mâchoire *Dragon* qui permet de réduire la taille de l'échantillon par compression. Ensuite, le minerai subit un deuxième concassage en utilisant un concasseur giratoire *DENVER* afin d'avoir la classe granulométrique nécessaire pour les différentes séries d'essais, notamment entre 5 et 3.15mm. Enfin, et avant chaque essai, les matériaux passent par un diviseur d'échantillon rotatif qui permet d'avoir des fractions homogènes de l'échantillon.

Pour prélever un échantillon représentatif de la totalité du minerai, un quartage a été fait entre chaque étape. C'est une méthode d'échantillonnage qui consiste à étaler sur une bâche en plastique propre l'échantillon sous forme de cercle, lequel sera divisé en quatre quarts égaux par la suite. Deux quarts opposés seront retenus, le reste, sera réservé comme témoin.

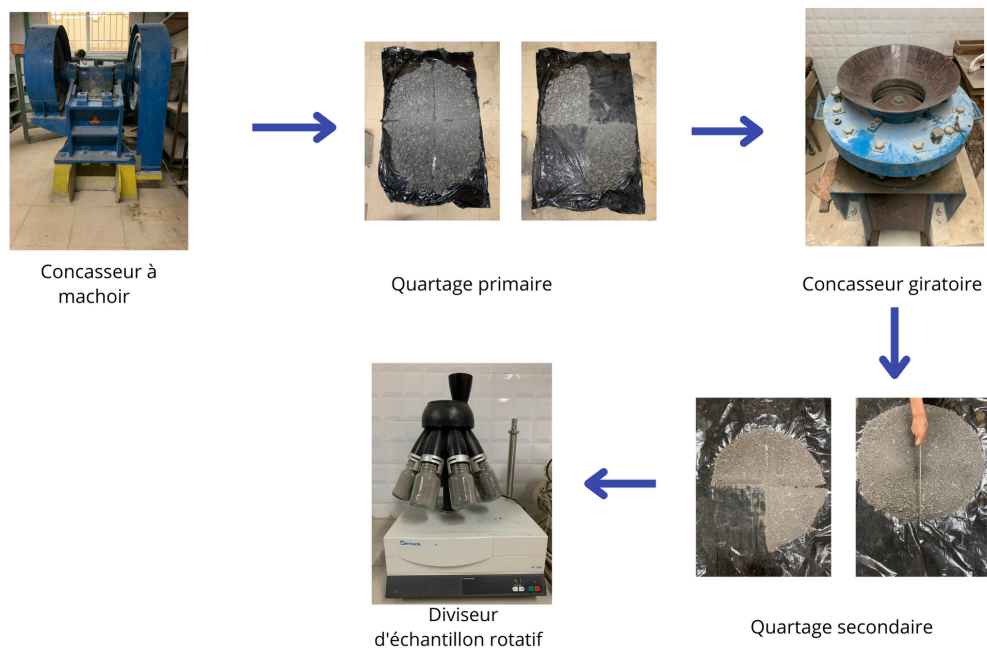


FIG. 2.2 : Schéma illustrant la préparation mécanique des calcaires Cal-1 et Cal-2.

Il est à mentionner qu'une quantité de 500g de chaque calcaire (Cal-1 et Cal-2) a été finement broyée en poudre homogène de classe $<80\mu\text{m}$ à l'aide d'un broyeur mortier *FRITSCH* destinées à la caractérisation minéralogique et chimique notamment le MEB, DRX et la FRX.



FIG. 2.3 : Un broyeur mortier de type *FRITSCH*.

Quant aux matériaux utilisés dans les mélanges réactifs, une quantité de boue d'épuration des eaux usées a été centrifugée pour pouvoir récupérer le culot. La boue papetière a été

filtrée à l'aide d'un entonnoir pour enlever l'excédent d'eau contenu dans la boue. Le reste des matériaux ont été utilisés directement.

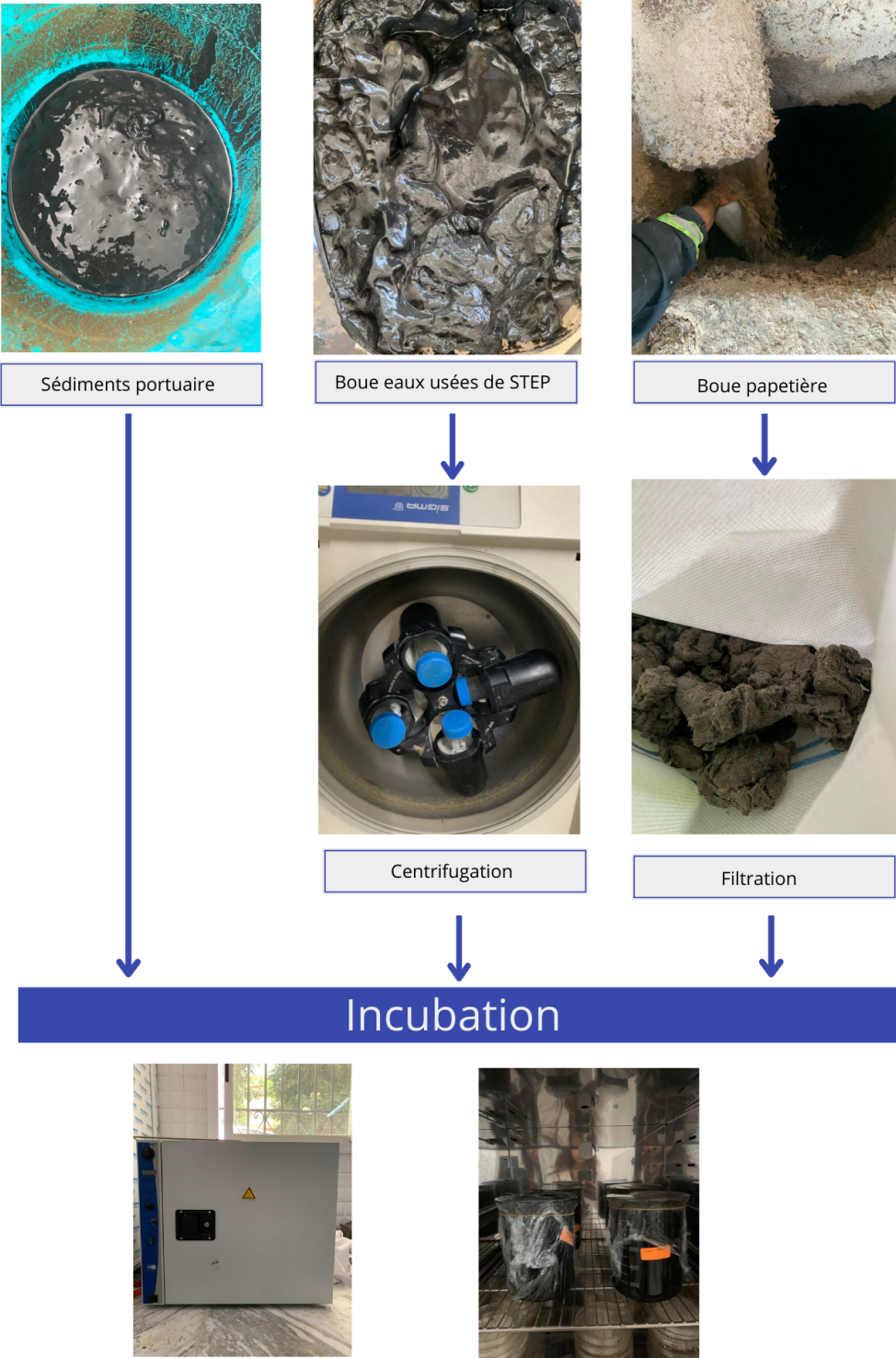


FIG. 2.4 : Schéma illustrant la préparation des boues.

2.3 Caractérisation des matériaux

2.3.1 Caractérisation physico-chimique

2.3.1.1 Potentiel d'hydrogène (pH) [Norme : ISO 10390 :2005]

Le potentiel d'hydrogène est un paramètre qui permet de mesurer le degré d'acidité ou de basicité d'une substance. En pratique, le pH est déterminé en préparant un mélange de rapport matériau/eau distillée de 15. Cette solution est soumise à une agitation pendant 30sec suivie d'un repos de 20mn. L'opération est répétée trois fois, avant de mesurer la valeur du pH à l'aide d'un pH-mètre de type 3510.

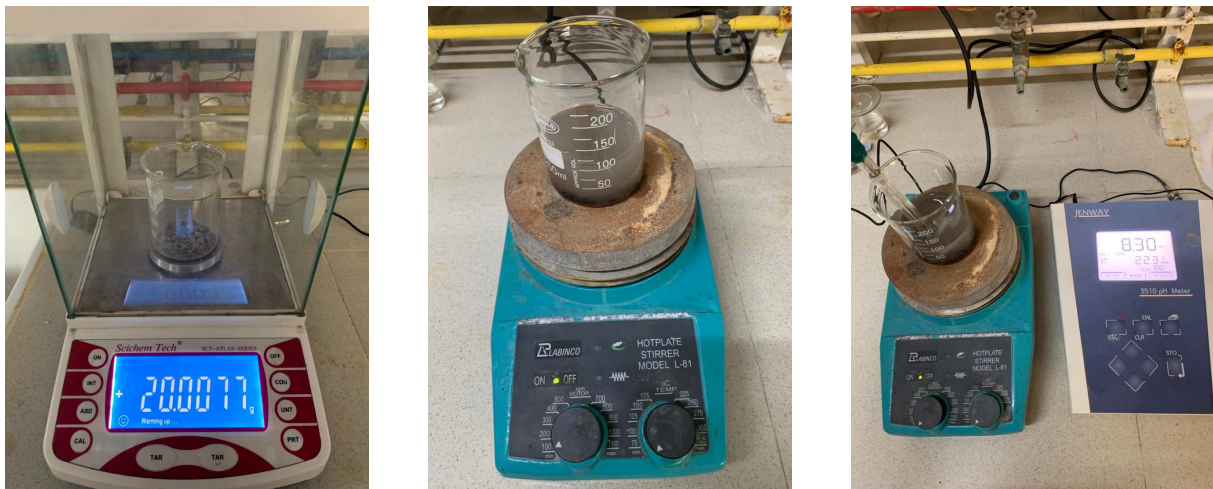


FIG. 2.5 : Détermination du pH.

2.3.1.2 Porosité [NF P94-410-3]

C'est une grandeur physique qui correspond au volume des vides dans un matériau solide. Elle permet de caractériser son comportement sous l'effet d'un changement donné. Pour la déterminer, une masse connue (M_1) d'un matériau, dont la granulométrie est supérieure à 1 cm, est immergée dans un volume d'eau froide pendant une heure. Ensuite, la solution est mise sur une plaque chauffante à une température de 300 C° jusqu'à l'ébullition, notant M_2 sa masse. La différence de masses entre M_1 et M_2 représente le volume d'eau maximal que contient le matériau.

Elle est calculée comme suit :

$$P\% = \frac{M_2 - M_1}{M_1} \times \rho \times 100 \quad (2.1)$$



FIG. 2.6 : Détermination de la porosité des calcaires.

Il est à noter que cette méthode est spécifique pour les matériaux rocheux comme les calcaires.

2.3.1.3 Densité apparente [Norma : NF P 18-554]

Elle représente le rapport entre la masse sèche d'un corps et son volume, y compris les pores inter et intra granulaires. L'essai consiste à remplir un bécher de masse et de volume connus (M_1 , V) avec le matériau et peser sa masse (M_2). Afin d'éviter un tassement, le matériau est versé à une hauteur de chute constante (environ 10 cm) sur deux mains jointes en formant un entonnoir jusqu'à débordement puis les bord sont arasés en utilisant une règle.

La densité apparente est donnée par :

$$\rho(\text{apparente}) = \frac{M_2 - M_1}{V} \quad (2.2)$$

La densité apparente



FIG. 2.7 : Détermination de la densité apparente des calcaires.

2.3.1.4 Densité absolue [norme : NFP 94-054]

Elle représente le rapport entre la masse sèche d'un corps et son volume sans prendre en compte le volume des pores. Cette densité peut être déterminée, en pratique, en pesant un pycnomètre avec son bouchon en premier lieu à vide (M_1), puis rempli d'eau (M_2).

A l'aide d'un entonnoir, une quantité de matériau broyé est introduite dans le pycnomètre, M_3 est leur masse. Ensuite, 2/3 du pycnomètre sont remplis d'eau en agitant la solution pour empêcher l'emprisonnement de bulles d'air, puis laisser décanter pour avoir un léger trouble. Enfin, le pycnomètre est rempli à ras bord avec agitation.

Après avoir laissé la solution se décanter pendant quelques secondes, et afin d'éliminer l'excédent d'eau, le pycnomètre est fermé avec un couvercle et pesé, notant M_4 sa masse.

La formule de la densité absolue est exprimée comme suit :

$$\rho(\text{absolue}) = \frac{M_3 - M_1}{M_4 + M_1 - M_3 - M_2} \quad (2.3)$$

La densité absolue



FIG. 2.8 : Détermination de la densité absolue des calcaires.

2.3.1.5 Teneur en eau [norme : NF EN 1097-5 : 2008]

La réalisation de l'essai nécessite la pesée d'une quantité d'un échantillon notée M_1 , qui sera introduite dans une étuve pendant une durée de 24h à une température de 105°C. Suite à cela, l'échantillon sera pesé encore une fois. Cette quantité est notée M_2 . La teneur en eau, notée W% sera calculée comme suit :

$$W\% = \frac{M_1 - M_2}{M_2} \times 100 \quad (2.4)$$

La teneur en eau



FIG. 2.9 : Détermination de la teneur en eau des calcaires.

2.3.1.6 Analyse granulométrique [norme :NF EN 933-1 :2012]

L'analyse granulométrique permet de déterminer la distribution de la granulométrie selon la dimension dans un échantillon donné. Cela se fait à l'aide de tamis mis en série sur une tamiseuse dans un ordre croissant du bas vers le haut, avec un rapport d'ouverture entre deux tamis consécutifs de racine carré de 2 ($\sqrt{2}$). Le choix du premier tamis se fait de telle sorte que le pourcentage des refus soit inférieur de 5% de la quantité globale.

L'essai consiste à verser une quantité de 1 Kg de l'échantillon sec à analyser sur le tamis supérieur avec la plus grande ouverture. Ensuite, la répartition des grains dans les différents tamis se fait par vibration de la colonne. Le temps de l'essai équivaut à 3mns par tamis.

A la fin de l'essai, la quantité de refus de chaque tamis est pesée de manière consécutive afin d'avoir la masse du refus cumulée pour chaque tamis; ce qui permet d'avoir la masse du passant cumulée pour chaque tamis.

Une courbe semi-logarithmique représentant le pourcentage de la masse des tamisats cumulés de 0 à 100% en fonction des dimensions des tamis est dès lors dressée.

Après cela, deux coefficients sont calculés : le **coefficient d'uniformité** et le **coefficient de courbure**, tels que :

Le coefficient d'uniformité renseigne sur la répartition de la dimension des grains dans un échantillon donné. Il est exprimé comme le rapport entre la dimension de l'ouverture du tamis pour laquelle il y a 60% de passant cumulés sur la dimension de l'ouverture du

tamis pour laquelle il y a 10% de passant cumulés :

$$Cu = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (2.5)$$

Coefficient d'uniformité

- Si $Cu < 3$, alors la granulométrie est uniforme ou encore serrée.
- Si $Cu > 3$, alors la granulométrie est variée ou encore étalée.

Le coefficient de courbure renseigne sur la forme de la courbe entre d_{10} et d_{60} . Il est exprimé comme le rapport entre la dimension de l'ouverture du tamis pour laquelle il y a 30% de passant cumulés au carré sur le produit des dimensions de l'ouverture du tamis pour lesquelles il y a 10% et 60% de passant cumulés :

$$Cc = \frac{d_{30}^2}{d_{10} \times d_{60}} \quad (2.6)$$

Coefficient de courbure

- Lorsque $1 < Cc < 3$ la granulométrie est dite bien gradué (présence d'une grande variété de diamètres).
- Un Cc trop grand ou trop petit indique l'absence de certains diamètres entre les classes effectifs d_{10} et d_{60} , la granulométrie est alors mal graduée.



FIG. 2.10 : Analyse granulométrique des calcaires.

2.3.1.7 Pouvoir neutralisant (essai Sobek)

Le traitement passif du DMA sans l'intervention de la matière biotique nécessite l'utilisation de matière alcaline qui aura pour mission la neutralisation et la rétention

des métaux de cet effluent acide. De ce fait, l'essai statique de Sobek permet d'estimer le potentiel neutralisant qui est primordial pour le choix d'un matériau adéquat au traitement. [61, 62, 63, 64]

Cet essai est précédé par un test de Fizz permettant de déterminer le volume d'acide chlorhydrique à ajouter pour la digestion de l'échantillon lors de l'essai Sobek selon l'intensité de son effervescence au contact de quelques gouttes d'acide à 25%, tel que :

TAB. 2.1 : Test de Fizz

L'intensité de l'effervescence	Volume (ml) d'HCl à t=0	Volume (ml) d'HCl à t=2h
Nulle	1	1
Faible	2	1
Modérée	2	2
Forte	3	2

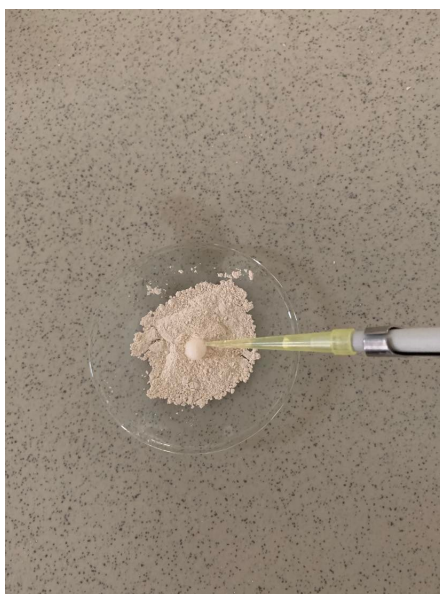


FIG. 2.11 : Test de Fizz.

Ensuite, 2g de l'échantillon broyé sont mis dans un erlenmeyer avec 90 ml d'eau distillée et le volume d'HCl estimé lors du test de Fizz sous une agitation permanente pendant toute la durée de l'essai (24h). Après 22h, une mesure du pH est effectuée. Plusieurs scénarios se présentent :

- Si le **pH > 2.5** : le pH est ajusté dans un intervalle de 2 à 2.5 avec de l'HCl 1N.
- Si le **pH < 2.5** : l'agitation est poursuivie jusqu'à 24h.
- Si le **pH < 2** l'essai doit être refait.

Après 24h, la solution est titrée avec du NaOH (0,1 N) jusqu'à un pH final de 8.3 pour évaluer l'acidité restante. La valeur du PN, exprimée en unités d'équivalents de

kgCaCO₃/t est déterminée comme suit :

$$PN = \frac{(N(HCl) \times V(HCl) - N(NaOH)V(NaOH)) \times 50}{m} \quad (2.7)$$

Potentiel de neutralisation Tel que :

N(HCl) : est la normalité de l'acide chlorhydrique = 1N.

V(HCl) : est le volume d'acide chlorhydrique ajouté en ml.

N(NaOH) : est la normalité de l'hydroxyde de Sodium = 0.1N.

V(NaOH) est le volume de l'hydroxyde de Sodium ajouté en ml.

m est la masse de l'échantillon introduite en Kg.



FIG. 2.12 : Détermination du potentiel de neutralisation.

Le graphe suivant illustre l'interprétation des essais statiques en fonction du rapport PN/PA tel que :

PN/PA > 4 : rejets non générateur d'acidité.

4 < PN/PA < 1 : zone d'incertitude.

1 > PN/PA : rejets générateur d'acidité.

PA est le potentiel d'acidogène des rejets calculé comme suit :

$$PA = 31.25 \times S\% \quad (2.8)$$

Pouvoir acidogène où S% est le pourcentage de sulfures dans les rejets et 31.25 est le facteur de conversion stoechiométrique.

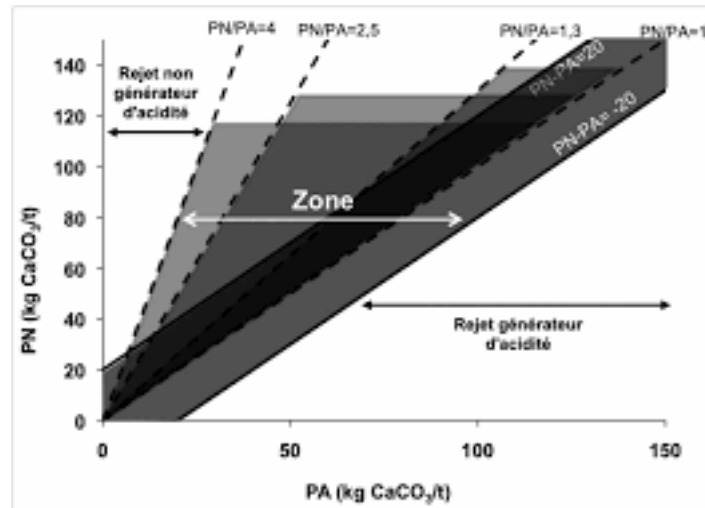


FIG. 2.13 : Représentation graphique de l'interprétation des tests statiques en fonction du PN/PA.

2.3.1.8 Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique (CEC) donne une indication des métaux éliminés par les processus d'échange d'ions et donc la capacité d'un matériau à retenir des métaux. La CEC permet de déterminer la concentration maximale de cations qu'un matériau peut adsorber par 100 g de matière sèche. Selon Pelloux et al. (1971), la mesure de la CEC se fait en saturant 2g de chaque matériau avec 25ml d'une solution d'acétate d'ammonium 1N de pH=7, qui passée la nuit se verra filtrée grâce à un papier filtre de 0.45 μ m. Afin d'atteindre un volume de 25ml, le gâteau de filtration subira par la suite plusieurs rinçages de 2.5ml jusqu'à obtention d'un volume de 25 ml. En parallèle, une courbe d'étalonnage du Sodium est tracée grâce au photomètre à flamme en utilisant des solution étalons de Sodium dissous dans de l'acétate d'ammonium.

Les solutions issues de la filtrations sont analysées par photomètre à flamme. La lecture est projetée sur la courbe d'étalonnage. L'équation de la CEC est la suivante :

$$\text{Na mé. } 100g^{-1} = R \times \frac{V}{G} \times \frac{100}{1000} \quad (2.9)$$

Tel que :

- **R** : est la valeur lu par le photomètre à flamme en mé.L⁻¹
- **V** : est le volume de l'extrait des cations échangeables (25ml)
- **G** : est le poids de l'échantillons (2g).

La CEC a été mesurée pour les deux calcaires (Cal-1 et Cal-2) ainsi que les différents matériaux des mélanges réactifs : sable, feuilles, foin, sciure de bois, fumier, boues de la station d'épuration des eaux usées, boues de papier et les sédiments portuaires. Les trois derniers ont dû subir un séchage au four à 105°C pendant 24h avant de les saturer.

2.3.2 Caractérisation chimique

2.3.2.1 Fluorescence aux rayons X (FRX)

C'est une technique d'analyse non destructive qui permet de qualifier et quantifier les éléments chimiques de différents types d'échantillons.

Lorsqu'un faisceau de rayons X attaque un échantillon, il arrache un électron de la couche interne de l'atome ; il s'agit de la phase de l'absorption du rayonnement primaire. L'atome étant excité et instable, tend à revenir à son état fondamental en libérant un électron de la couche électronique supérieure pour combler l'insaturation dans la couche inférieure. Cela se traduit par une énergie sous forme de photons X caractéristique pour chaque atome.

C'est la phase d'émission secondaire des rayons X qui sera détectée par le spectromètre à dispersion en longueur d'onde (WDS). [65]

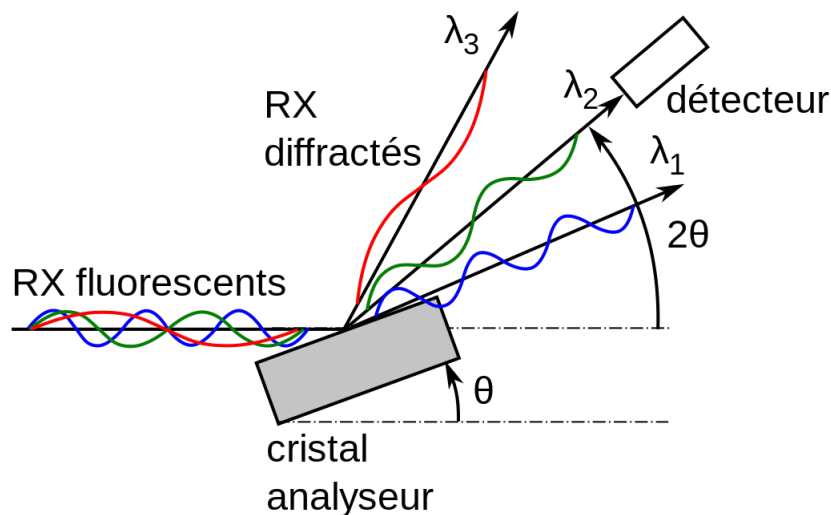


FIG. 2.14 : Schéma explicatif du fonctionnement du FRX.[3]

2.3.3 Caractérisation minéralogique

2.3.3.1 Microscope électronique à balayage (MEB)

Le microscope électronique à balayage est une technique de microscopie qui permet de visualiser le relief des objets par balayage de l'échantillon par un faisceau d'électron émis par un canon à électrons.

Avant l'analyse, l'échantillon est déshydraté et subit un traitement qui comprend un nettoyage et une fixation de tissus pour devenir conducteur et pouvoir interagir avec le faisceau d'électron. Une fois l'échantillon placé sur le porte-objet du MEB, l'interaction entre les électrons et l'échantillon aura pour conséquence, l'émission d'électron secondaire de plus faible énergie. Ces derniers sont détectés après leur amplification et convertis en un signal électrique. L'image de la typographie de l'échantillon est une image reconstruite de l'ensemble des signaux récoltés des différents points qu'a pu atteindre le faisceau d'électrons. [66]

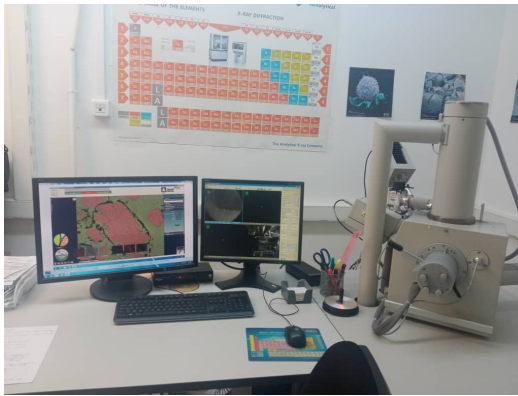


FIG. 2.15 : Microscope électronique à balayage.

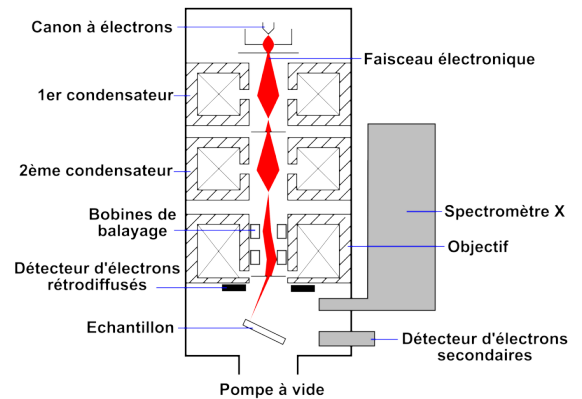


FIG. 2.16 : Schéma explicatif du fonctionnement du MEB [4]

2.3.3.2 Diffraction aux rayons X (DRX)

Une technique qualitative semi-quantitative qui permet d'identifier la composition minérale en se basant sur la structure cristalline des minéraux d'un échantillon.

Après que les Rayons X aient traversé la matière, ils se retrouvent déviés de leur trajectoire sans perte d'énergie mais avec changement de la longueur d'onde, ce phénomène est appelé effet Compton.

L'échantillon est mis en poudre fine. Puis, introduit dans un diffractomètre qui comprend un tube de rayon X pouvant effectuer des rotations de 0 à 90° grâce à un goniomètre. Cette technique est basée sur la loi de Bragg :

$$n\lambda = 2d\sin(\theta) \quad (2.10)$$

DRX Tel que :

d : distance interréticulaire, c'est-à-dire la distance entre deux plans cristallographiques (cm).

θ : demi-angle de déviation (moitié de l'angle entre la direction du faisceau incident et celle du détecteur).

n : ordre de diffraction (n=1,2,3...).

λ : longueur d'onde des rayons X (nm).

Le résultat est présenté sous forme de spectre de l'intensité en fonction de 2 theta dit diffractogramme. Ainsi, la hauteur des pics représente l'espacement entre les plans (d). Leur position permet de déterminer les structures ou phases cristallines ce qui a pour objet de connaître la composition cristallographique des éléments présents dans l'échantillon. [67]



FIG. 2.17 : DRX.

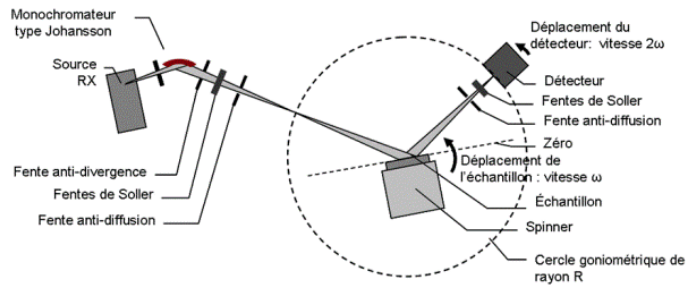


FIG. 2.18 : Schéma explicatif du fonctionnement du DRX [5]

L'analyse de DRX a été faite sur les deux échantillons Cal-1 et Cal-2 à l'aide de l'appareil *D8 ADVANCE*.

Les analyses chimiques et minéralogiques ont été effectuées au niveau du centre de recherche scientifique et technique en analyses physico-chimiques (CRAPC).

2.4 Essais de traitement du DMA à différentes échelles

2.4.1 Choix et préparation du drainage minier acide synthétique

Étant donné que la récupération de DMA provenant d'une mine aurait été onéreuse, long et laborieux en raison de la logistique en vue des problèmes de son acheminement au laboratoire et de son stockage, et pour conserver leurs propriétés physico-chimique, un drainage minier acide synthétique a été préparé au niveau du laboratoire en utilisant des sels métalliques dissous dans de l'eau distillée.

La composition chimique de ce DMA synthétique a été inspirée des études de Genty 2012 [23], Lounate 2019 [9] et Merchichi 2021 [6]. Elle est caractérisée par sa forte contamination en métaux ($\text{Cd SO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $\text{Fe SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mg SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Mn SO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, $\text{Zn SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $\text{Cr K SO}_4 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, $\text{Cu SO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, $\text{Co SO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$, $\text{Na SO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$), particulièrement en fer (1000 mg/L) et en sulfates (4000 mg/L), comparé aux DMA d'autres études comme le montre le tableau 2.2.

TAB. 2.2 : Composition du DMA synthétique.

	DMA de la présente étude	Lounate, 2019[9]	Potvin, 2009[7]	Genty, 2012 [23]	Ryu et al.2019[68]	Merchichi.,2021[6]	DMA de Sidi Kamber [6]
Al	-	7	7	7	157.80	-	1.2 - 378
Cd	2	1	1	0.5	-	2	-
Cr	2	2	2	1	-	1.5	-
Fe	1000	1600	6900	4000	325.58	600	23.9 - 863
Mg	50	100	100	10	209.40	10	-
Mn	30	21	21	35	-	40	-
Ni	-	7	7	2	3.30	-	-
Pb	1	1	1	0.5	-	0.6	<0.5
Zn	10	2	2	40	120.72	20	2.31 - 131
SO4	4000	4200	15000	9000	4300	3700	134 - 1570
Co	3	-	-	-	-	-	-
Cu	15	7	-	-	91.40	25	-
As	-	-	-	-	-	50	-
pH	3 +/- 0.1	4.2	2.85 - 2.96	3.5	2 +/-0.2	3	-

A un pH supérieur à 4, les sulfates de fer dissous dans l'eau s'oxydent. Pour éviter cela, l'ajout du fer s'est fait en dernier dans la solution sous une agitation constante tout en ajustant le pH à 3 avec une solution de 1N de HNO₃ [9, 23]. Ensuite, le contenant a été scellé, pour limiter le contact de la solution avec l'air.

A cause de la quantité importante du DMA nécessaire pour alimenter le système de traitement proposé dans cette étude, l'eau distillée a été remplacée avec l'eau du robinet. Une analyse chimique de cet effluent a été faite pour avoir les concentrations exactes des ions métalliques présents dans ce DMA synthétique.

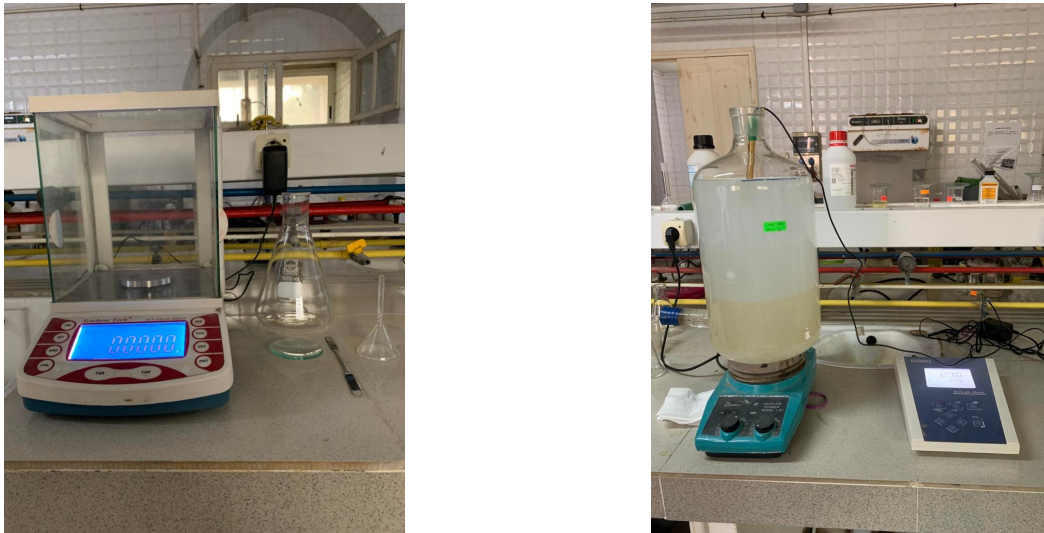


FIG. 2.19 : Préparation du DMA synthétique.

2.4.2 Essais en Batch oxydiques et anoxiques

Les essais en Batch servent à étudier l'efficacité du traitement passif biotique ou abiotique à petite échelle en terme de neutralisation et rétention des métaux du drainage minier acide.

Dans cette étude, l'intérêt s'est porté sur l'efficacité du traitement en fonction du temps en utilisant deux types de calcaire, et ce, dans deux conditions différentes : oxydique et

anoxique. Pour cela, trois séries d'essais ont été effectuées dans lesquelles un ratio liquide/solide de 1.25 a été respecté [6], en vue de la relation linéaire qui existe entre la concentration des métaux et un ratio solide/liquide [69] : soit 80 g de matière alcaline pour 100ml de drainage minier acide synthétique contenu dans un erlenmeyer de 250ml.

Ces essais ont été soumis à une agitation constante de 200 rpm à l'aide d'un agitateur orbital *OHAUS orbitalshaker* pour permettre un contact permanent entre le solide et l'effluent acide [6].

La première série d'essai en batch comportait le calcaire Cal-1 comme solide et les cellules étaient ouvertes (conditions oxygènes), tandis que la deuxième et troisième série comportaient le calcaire Cal-2 où les cellules étaient ouvertes et fermées (conditions anoxiques) respectivement.

Les différents temps d'essai sont : 5mn, 15mn, 30mn, 1h, 2h, 4h, 8h, 16h, 24h, 32h et 48h, à la fin desquels les paramètres pH, potentiel d'oxydoréduction et conductivité ont été mesurés en moyennant le *3510 pH mètre, EUTECH INSTRUMENT ION 2700 et OHAUS ST 20 C-A* respectivement. Pour cela, une calibration des appareils a été faite avant chaque mesure pour le pH et le potentiel d'oxydoréduction. En ce qui concerne la conductivité, le DMA traité s'est vu dilué 100 fois avant la mesure.

Le DMA traité a par la suite été filtré avec un filtre seringue de $0.45\mu\text{m}$ et mis dans 3 tubes à essai dont deux contenant 2% d'acide nitrique concentré afin d'analyser les solutions résiduelles. Le solide a lui aussi été récupéré et mis dans des creusets fermés pour l'analyse minéralogique.

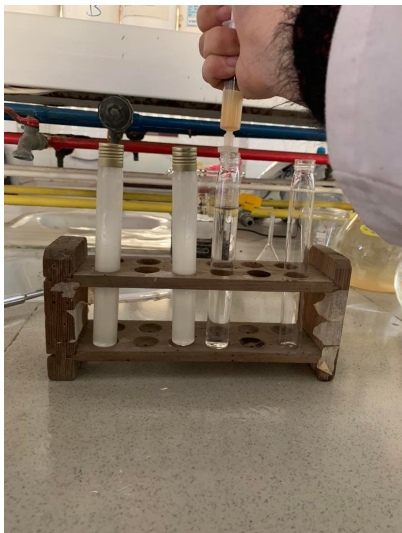


FIG. 2.20 : Filtration du DMA traité des essais en batch.



FIG. 2.21 : Récupération du solide des essais en batch.

L'objectif principal de ces essais était de déterminer lequel d'un drain oxygène ou anoxique

serait plus efficace pour la neutralisation du DMA et sur quelle matière alcaline opter pour le système. A l'issue de ces séries d'essais, un temps de rétention optimal a pu aussi être retenu.

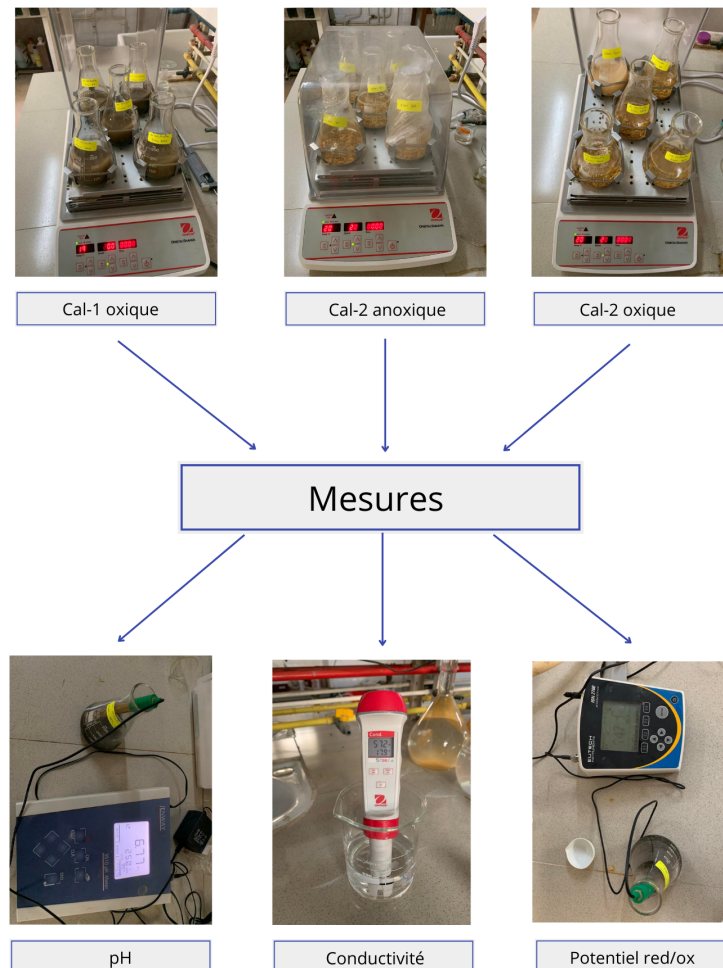


FIG. 2.22 : Schéma explicatif illustrant les paramètres mesurés lors des essais en Batch.

2.4.3 Conception d'un système de traitement à une échelle intermédiaire

A travers le monde, trois des méthodes de traitement passif sont fréquemment utilisées : les marais épurateurs, les DOC/DAC et les BPSR. Leur performances ont largement été étudiées à petite échelle ; ce qui a permis de prouver leur efficacité. Cependant, à cette échelle il est difficile de refléter les phénomènes pouvant se produire à une plus grande échelle ; ce qui est contraignant étant donné que la projection sur terrain est l'essence même d'une étude de cette envergure. Mais, les essais à petite échelle restent indispensables pour la détermination des matériaux optimaux qui seront

utilisés en ce qui concerne les BPSR et les DOC/DAC.

Dans la présente étude, l'intérêt s'est porté sur la conception d'un modèle à une échelle intermédiaire pour se rapprocher des conditions in-situ d'un traitement de DMA qui soit fortement contaminé. Pour cela, une combinaison de deux systèmes passifs a eu lieu ; ce qui constitue le premier modèle de la sorte qui a été conçu à cette échelle en laboratoire.

Avant de proposer un modèle, une liste de critères et conditions s'est vue dressée afin de concevoir un prototype qui réponde aux attentes environnementales, industrielles et économiques.

2.4.3.1 Critères régissant le modèle physique

- Le montage en série des deux modèles simulant les deux systèmes passifs DOC et BPSR respectivement, tel que le DOC doit alimenter deux colonnes en continu avec un débit constant et pouvant atteindre la charge nécessaire à l'évacuation du DMA traité sans qu'il y ait un retour.
- L'homogénéité des composants des trois compartiments.
- La prévention du colmatage du DOC en choisissant une granulométrie adéquate et des BPSR en imposant un écoulement vertical ascendant.

2.4.3.2 Conditions d'expérimentation

- L'utilisation lors de la conception de matériaux résistant à la corrosion.
- L'absence d'oxygène dans les BPSR.
- Choix judicieux des débits d'entrée dans le DOC régissant un temps de contact optimal entre le DMA et le calcaire ainsi que les débits de sortie qui régissent un temps de rétention optimal pour les deux BPSR.
- L'inclusion de valves pour opérer un changement de débit.
- L'utilisation d'une granulométrie offrant une surface de contact optimale.
- L'usage de matériaux accessibles et disponibles pour les mélanges réactifs contenus dans les BPSR.

2.4.3.3 Essais préliminaires

Avant le démarrage du système, des essais ont dû être réalisés afin de déterminer des paramètres essentiels au traitement du DMA et de s'assurer du bon fonctionnement du modèle.

Afin de prévenir les potentielles fuites pouvant se produire lors des essais, les différents bacs ont été remplis à maintes reprises avec l'eau du robinet jusqu'à ras bord pour détecter les fuites et les colmater. Cette étape a pris plusieurs jours et a permis de garantir l'étanchéité ; ce qui est primordial pour ne pas avoir de pertes par la suite.



FIG. 2.23 : Vérification de l'étanchéité des compartiments.

Une fois les biofiltres montés, ils ont été remplis avec l'eau du robinet pour pouvoir déterminer le volume des vides de chacun et ainsi estimer leur porosité par la suite. [70] [23] Les pompes péristaltiques ont été testées par la même occasion ainsi que différents tuyaux. Une combinaison des deux a pu être retenue pour le modèle final.



FIG. 2.24 : Détermination du volumes des vides des BPSR.

2.4.3.4 Description du système

L'approche adoptée pour le traitement du DMA fortement contaminé dans cette étude est la méthode passive biotique et abiotique. Le traitement biotique met en jeu des microorganismes pour générer l'alcalinité et retenir les métaux. Le traitement abiotique consiste à mettre en contact l'effluent acide avec de la matière alcaline. Les récentes études ont montré l'efficacité des deux approches en utilisant une multitude de matériaux, néanmoins l'utilisation unique d'une seule approche pour le traitement d'un DMA fortement contaminé semble être difficile [7]. Une combinaison du traitement abiotique et biotique est dès lors préconisée, où le premier servirait principalement à neutraliser l'effluent alors que le deuxième serait plus amène à retenir les métaux et décontaminer le DMA par la suite.

En vue des résultats obtenus suite aux essais en Batch, le choix s'est porté sur un Drain Oxique Carlaire en utilisant Cal-2 pour le traitement abiotique. Quant au biotique, l'utilisation de biofiltres a été préconisée.

Pour répondre à cela, le système est constitué de trois sections majeures :

- Un baril contenant du DMA synthétique pour l'alimentation continue du système.
- Un réservoir contenant 9kg de calcaire Cal-2, de granulométrie inférieur à 2cm, répartis de manière homogène, pour simuler le DOC.
- Deux Biofiltres Passifs Sulfato-réducteurs (BPSR) contenant chacun un mélange réactif distinct, notés BPSR-1 et BPSR-2.

De part et d'autre des mélanges réactifs dans chaque biofiltre, se trouve une membrane géotextile, une plaque perforée et une couche de gravier de 6 cm, sauf pour la couche supérieure de gravier du BPSR-2 qui fait 3cm par manque d'espace. Cela, a pour

mission de maintenir le mélange réactif et d'empêcher l'entraînement de ses composants lors de l'écoulement du DMA dans les biofiltres [9]. Ces derniers ont été scellés pour offrir aux BSR l'environnement anoxique nécessaire pour leur développement.

L'écoulement entre les différents compartiments du dispositif se fait le long de tuyau de 5mm de diamètre intérieur et les débits sont contrôlés à l'aide de valves mises entre deux sections consécutives.

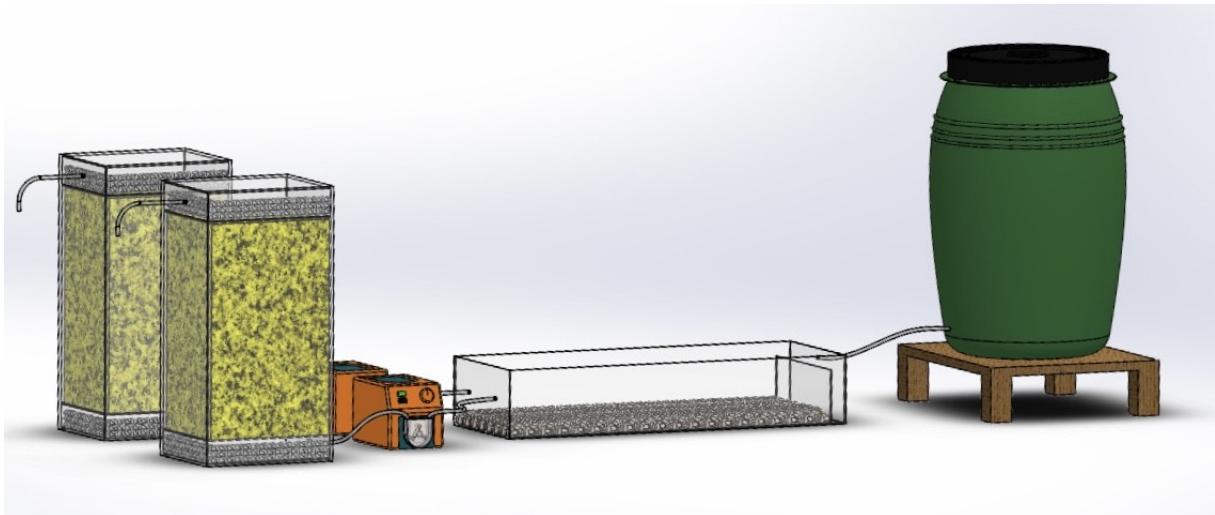


FIG. 2.25 : Illustration représentant la configuration du modèle physique du traitement de DMA fortement contaminé à l'échelle intermédiaire.

2.4.3.5 Construction des compartiments constituant le modèle physique

L'ensemble des trois bacs (le DOC et les deux biofiltres) a été conçu avec du plexiglas découpé à l'aide d'une scie et collé avec du chloroforme et de la poudre de plexiglas qu'une fois mélangé donne une texture visqueuse. Cette jointure a été élaborée afin qu'elle ne réagisse pas aux acides.

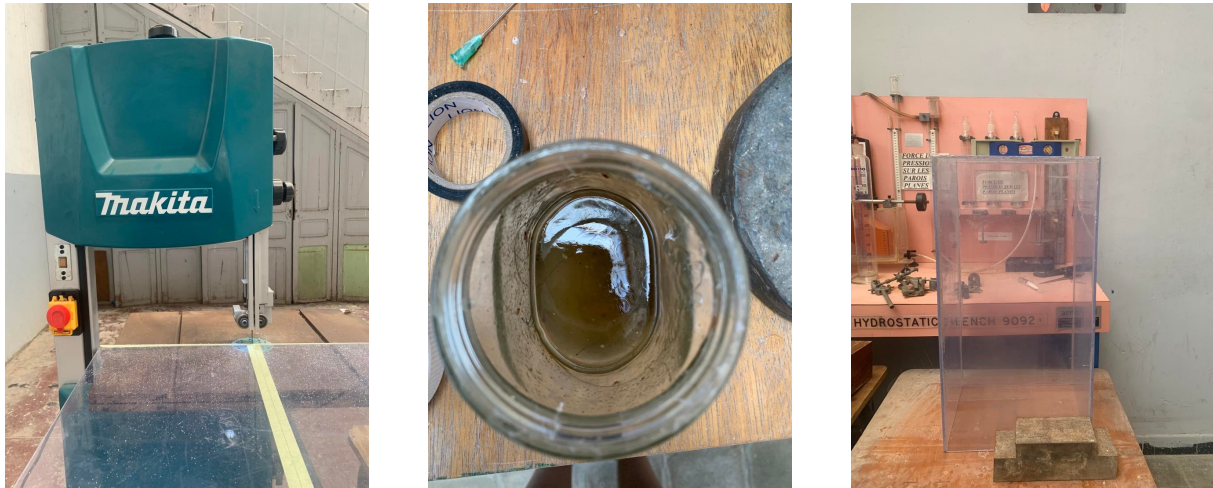


FIG. 2.26 : Conception des compartiments du système.

De plus, quatre plaques de plexiglas (28x24cm) ont été perforé grâce à une perceuse à colonne de type *PCX130*.



FIG. 2.27 : Perforation du plexiglas à l'aide d'une perceuse à colonne.

2.4.3.6 Fonctionnement et dimensionnement du système

Le DMA synthétique, stocké dans un baril de 60L qui est mis à un niveau supérieur au reste du système, s'écoule vers le DOC par gravité. Le modèle physique de ce dernier fait 30cm de largeur, 80cm de longueur et 15cm de hauteur. Un compartiment de 3cm de largeur et 12cm de hauteur a fait office de déversoir à son entrée pour assurer un écoulement homogène le long du lit de calcaires.

A l'extrémité du DOC, se trouvent deux sorties percées au niveau des solides alimentant chacune un BPSR d'un volume total de 45 L (30x25x60cm) à l'aide de pompes péristaltiques (*Heidolph pumpdrive 5001*) qui assurent un écoulement en continu et un débit constant.

L'entrée du DMA dans les BPSR se trouve à leur base, l'écoulement du DMA se fait du bas vers le haut afin de prévenir le colmatage des biofiltres et de favoriser une bonne distribution du DMA dans l'ensemble du biofiltre [9]. Le DMA traité est par la suite récupéré et stocké dans des barils.



FIG. 2.28 : Photo réelle représentant la configuration du modèle physique du traitement de DMA fortement contaminé à l'échelle intermédiaire.

2.4.3.7 Les paramètres d'opération

Un débit d'entrée de 14 ml/mn a alimenté le DOC durant toute la période de l'étude. Les BPSR, eux, ont été exploitées à 3 jours de temps de rétention avec un flux vertical ascendant d'un débit d'entrée de 7 ml/min.

Le calcul de débit s'est fait en employant la formule [69] :

$$Q = \frac{nV_t}{TRH} \quad (2.11)$$

Débit Tel que :

Q : est le débit (m³/min).

V_t : est le volume total de la colonne (m³).

TRH : est le temps de rétention hydraulique (min)

n : est la porosité des mélanges réactifs qui, supposés constante durant la période de l'étude, a été estimée par le volume nécessaire à remplir les vides [70].

Dans l'optique de respecter un rapport solide/liquide de 1.25, comme il en a été question lors des essais en Batch, et vu que 9kg de calcaire Cal-2 ont été introduites dans le DOC, le volume de DMA présent dans celui-ci devait être de 11.25L. Pour satisfaire cela, le débit d'entrée durant les 8 premières heures de l'essai était de 37ml/min. Cela a permis de satisfaire un ΔQ entre l'entrée et les deux sorties de 23ml/min, ce qui nous fait un volume de 11.25L durant les 8h de rétention.

Pour prévenir des résultats erronés, tous les débits ont été contrôlés et ajustés deux fois par jour, de même pour le pH du DMA synthétique à un pH égal à 3 en utilisant de l'acide nitrique 1N. Les tuyaux ont été remplacés chaque jour pour prévenir les fuites dues à leur usure.



FIG. 2.29 : Contrôle du pH du DMA synthétique.

2.4.3.8 Choix et préparation du mélange réactif

L'efficacité du système de traitement de DMA à l'aide des BPSR repose sur le choix des composants des mélanges réactifs utilisés. Les bactéries ont besoin d'un milieu de culture adéquat pour leur développement. Ce milieu comprend une source de carbone organique, une source d'azote et un agent structurant. A cela s'ajoute une source de bactéries (inoculum) pour augmenter l'activité microbienne et écourter la période de latence du système. Le choix des composantes du mélange réactif se fait de telle sorte qu'il satisfait prioritairement les besoins des bactéries et qu'il assure une bonne sorption des métaux contenus dans le DMA [8]. En outre, ces matériaux doivent être écologiques, non coûteux et disponibles.

Plusieurs études de comparaison ont été faites pour évaluer la performance des différents matériaux à traiter le DMA de façon optimale [8] [36]. La composition et les proportions des matériaux utilisés dans notre expérience sont inspirées des leurs résultats. Elles sont données dans le tableau 2.3.

Deux types de mélanges réactifs MR-1 et MR-2 ont été réalisés pour traiter le DMA synthétique dans le BPSR-1 et BPSR-2 respectivement. La différence entre eux réside dans la source de l'inoculum bactérien, et cela, afin d'évaluer le développement des bactéries provenant de différentes origines. La première colonne contient une seule source de BSR qui se trouve dans les sédiments portuaires; tandis que la deuxième,

contient trois sources de BSR différentes : la boue d'épuration des eaux usées, prélevée d'un bassin d'aération de la station d'épuration des eaux usées de Baraki, la boue papetière prise de l'usine de papier *les Papeteries de la Mitidja* à Cheffa et le fumier de vache. Ces matériaux sont non seulement riches en BSR, mais aussi riches en matière organique. En outre, des composants ont été ajoutés dans les deux mélanges, comme les composts de feuilles en tant qu'une source d'azote, le sable comme un agent structurant et enfin la sciure de bois et le foin en tant que source de carbone.

TAB. 2.3 : Composition et proportions des matériaux contenus dans le mélange réactif.

	MR-1 (w/w %)	MR-2 (w/w %)	Rôle des composants
Sciure de bois	36%	30%	Source de carbone
Compost de feuille	10%	10%	Source d'azote et de carbone
Sable	35%	40%	Agent structurant
Foin	4%	-	Source de carbone
Sédiment portuaire	15%	-	Source de BSR et de carbone
Fumier	-	5%	Source de BSR et de carbone
Boue papetière	-	5%	Source de BSR et de carbone
Boue d'épuration	-	10%	Source de BSR et de carbone

Des quantités de sources de BSR à l'exception du fumier, ont été mélangé avec 14 de leur volume de DMA à un pH avoisinant 5, puis elles ont été incubées dans un incubateur de type *FALC* à une température de 37 Cř pendant 10 jours avant le début des essais afin d'initier la croissance des BSR.

Le mélange a été préparé manuellement, les matériaux ont été séchés, pesés, homogénéisés et remplis dans les colonnes. Les sources de bactéries sont introduites dans des sacs en tissu pour éviter le contact de ces dernières avec le reste des matériaux.

Il est à noter qu'une caractérisation minéralogique a été réalisée sur les deux mélanges réactifs avant et après le traitement. L'analyse est faite à l'aide d'un microscope électronique à balayage MEB.



FIG. 2.30 : Schéma illustrant les différentes étapes du montage d'un BPSR.

2.4.3.9 Problèmes rencontrés

Le prototype réalisé dans la présente étude se veut être similaire à un prototype pouvant être traduit sur terrain. Pour cela, il a été difficile de simuler les conditions naturelles au

laboratoire.

Modéliser un drain oxiqne calcaire avec le respect d'un ratio solide/liquide et un temps de rétention prédéfinis n'a pas toujours été chose aisée lors des essais eu égard aux des imprévus qui ont causé l'abaissement du niveau de DMA dans le DOC et parfois son débordement. Dans le cas des BPSR, il a surtout été question de recréer un environnement adéquat au développement et à la croissance d'un écosystème censé être naturel permettant la prolifération de BSR, organisme responsable du traitement biotique des DMA au sein d'un laboratoire.

Le tableau 2.4 représente une synthèse des problèmes rencontrés lors de la simulation du système de traitement et les solutions proposées.

TAB. 2.4 : Problèmes techniques rencontrés lors de la conception du système de traitement.

Problème	Solution
L'alimentation continue en DMA synthétique.	La préparation d'un concentré de 100L sans l'ajout des sulfates de Fer pour éviter sa précipitation.
Apparition de précipité d'oxyde de Fer à l'intérieur des tuyaux ce qui a bouché les valves.	Changement récurrent des tuyaux et des valves.
Fuite des tuyaux dû à son usure par les pompes	Changement quotidien des tuyaux.
Arrêt subite de pompe causant un retour de DMA des biofiltres au DOC par gravité.	Non pris en compte.
Débordement du DOC.	L'excédent de DMA a été évacué à partir d'une des deux sorties alimentant les BPSR.
Écoulement non homogène dans le DOC au début de l'essai.	Construction d'un système de deversoire à l'entrée du DOC.
Augmentation du pH dans le baril contenant le DMA synthétique pouvant aller à 3,4.	Contrôle et ajustement du pH avec de l'acide nitrique 1N quotidiennement.
Colmatage des conduites des sorties des BPSR.	Changement hebdomadaire de conduite.
Odeur émanant des BPSR.	Non pris en compte néanmoins un bidon contenant une solution d'acétate de zinc diluée dans une solution de NaOH (1 M) peut empêcher l'émanation de cette odeur de sulfure d'hydrogène H ₂ S.

2.4.3.10 Suivi bio-hydrochimique

Un prélèvement du liquide récupéré de la sortie des BPSRs a eu lieu chaque trois jours depuis le lancement des essais afin de mesurer les paramètres suivant :

- Le pH à l'aide de l'appareil *le 3510 pH mètre*.
- La conductivité à l'aide de l'appareil *OHAUS ST 20 C-A*.

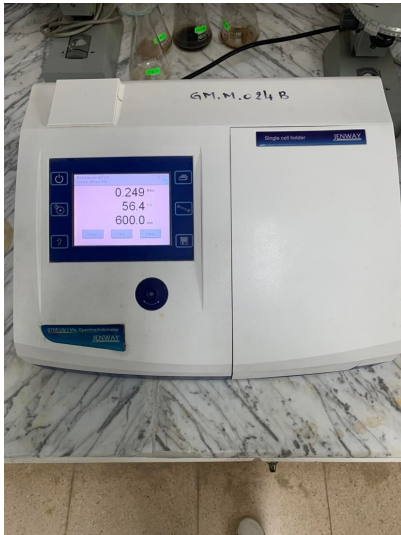


FIG. 2.31 : Détermination de l'absorbance et la transmittance avec un spectromètre UV-Visible.

- Un dénombrement bactérien à l'aide d'une cellule Malassez. Cela se fait en déposant une goutte du fluide entre la cellule et une lamelle à l'aide d'un filtre seringue. Le comptage des cellules présentes dans les rectangles quadrillés se fait au microscope optique *OPTIKA* en utilisant l'objectif x40.



FIG. 2.32 : Dénombrement en moyennant une cellule Malassez et un microscope optique.

Ensuite, le calcul du nombre de cellules par ml se fait comme suit :

$$N = \frac{n}{V} \quad (2.12)$$

La densité absolue tel que : **N** : nombre d'éléments par ml ; **n** : nombre d'éléments comptés , **V** : volume de comptage correspondant au nombre de rectangles comptés.

Par la suite, le fluide a été filtré avec un papier filtre de $0.45\mu\text{m}$ et le filtrat a été conservé dans des tubes à essai contenant 2% (v/v) d'acide nitrique C destinés à une analyse SAA afin de déterminer la concentration des métaux : Cu, Fe, Zn, Pb et Cd.

2.4.4 Analyse post-traitement

2.4.4.1 Spectrométrie d'adsorption atomique (SAA)

C'est une méthode d'analyse quantitative qui permet de déterminer les concentrations des éléments chimiques contenus dans un échantillon atomisé.

L'appareil aspire l'échantillon et le transforme en aérosol. Ensuite, un faisceau de la lampe à cathode passe à travers les aérosols atomisés par une flamme. A une longueur d'onde spécifique, les atomes absorbent l'énergie provenant de la source de lumière et passent de leur état fondamental à leur état excité. La quantité d'énergie mesurée est traduite par un signal électronique en fonction de l'intensité de lumière qui est proportionnelle au nombre d'atomes analytes dans l'échantillon. [71]



FIG. 2.33 : SAA.

L'analyse de la SAA a été réalisée à l'aide de l'appareil *Agilent Technologies 200 Series AA*.

2.4.4.2 La mesure de la concentration de SO_4

Le principe de l'essai repose sur le fait que les ions de sulfate contenant dans un échantillon se précipitent sous forme de sulfates de baryum en présence de $BaCl_2$ selon l'équation 2.13.



Le protocole consiste à mélanger une quantité de 20 ml de la solution à analyser avec 100ml d'eau distillée, auquel des volumes de 5ml et 2ml d'une solution stabilisante et une solution de chlorure de baryum sont ajoutées respectivement. Le mélange est agité énergiquement pendant 1 min, puis passé au spectromètre UV visible à une longueur d'onde $L= 420$ nm.

TAB. 2.5 : Tableau illustrant la préparation de la solution stabilisante et de la solution de chlorure de baryum.

Solutions	Solution stabilisante	Solution de chlorure de baryum
Acide chlorhydrique	60 ml	5 ml
Ethanol	200 ml	-
Chlorure de sodium	150 ml	-
Chlorure de baryum	-	150 ml
Glycérol	100 ml	-
Eau distillée	1000 ml	1000 ml

Les échantillons doivent être dilués si la concentration en sulfate est supérieure à 70 mg/L et filtrés sur un filtre de 0.45um avant détermination.

La concentration finale des sulfate est la valeur lue sur le spectromètre multiplier par le facteur de la dilution.

L'analyse de la concentration de SO_4 dans les solution résiduelles a été faite à l'établissement "Algérienne Des Eaux l'ADE" au niveau de Dar el Beida.

Au cours de ce chapitre, les différents matériels et méthodes pour la caractérisation physico-chimique, chimique et minéralogique des matériaux ont été abordés. Ainsi que les différentes étapes de la conception d'un modèle physique à échelle intermédiaire pour le traitement de DMA fortement contaminé, en commençant par la détermination des critères et conditions qui régissent son fonctionnement jusqu'à sa conception et sa mise en place, en passant par trois série d'essais en batch qui ont permis d'optimiser les différents paramètres d'opération du système proposé ainsi que sa performance.

Une analyse des effluents récupérés a aussi eu lieu ainsi qu'une caractérisation post-traitement afin de déterminer l'efficacité du modèle proposé et des matériaux qui le constitue.

Chapitre 3

Résultats et interprétations

Ce chapitre met l'accent sur les différents résultats obtenus lors des essais entrepris dans le cadre de cette étude et leur discussion. Il aborde en premier lieu, une caractérisation relative aux matériaux utilisés (calcaires et composants des mélanges réactifs). Ensuite, il présente les résultats relatifs aux essais en batch pour finir avec ceux des essais à l'échelle intermédiaire.

3.1 Présentation et interprétation des résultats relatifs aux calcaires

3.1.1 Caractérisation physico-chimique

3.1.1.1 Potentiel d'hydrogène (pH)

- Cal-1

La valeur du pH du calcaire Cal-1 est de :

$$\text{pH (Cal-1)} = 8,3 \quad (3.1)$$

- Cal-2

La valeur du pH du calcaire Cal-1 est de :

$$\text{pH (Cal-2)} = 9,54 \quad (3.2)$$

Le résultat de mesure a montré un pH alcalin pour les deux calcaires.

3.1.1.2 Porosité

Les valeurs de la porosité des deux calcaires calculées selon l'équation 2.1 sont données dans les tableaux suivants :

TAB. 3.1 : Résultats de la porosité Cal-1

M_1 (initiale) (g)	33.6809
M_2 (finale) (g)	35.777
P (%)	2.147

TAB. 3.2 : Résultats de la porosité Cal-2

M_1 (initiale) (g)	46.2328
M_2 (finale) (g)	46.3682
P (%)	0.100

3.1.1.3 La densité apparente

La densité apparente a été calculée selon l'équation 2.2. Les différentes valeurs de cet essai sont résumées dans le tableau suivant :

TAB. 3.3 : Résultats de la densité apparente Cal-1

M_1 (Bécher) (g)	251
M_2 (Bécher + matériau) (g)	1875
ρ apparente (g/cm^3)	0.345

La densité apparente de Cal-1 est de $0.345\text{g}/\text{cm}^3$

TAB. 3.4 : Résultats de la densité apparente Cal-2

M_1 (Bécher) (g)	255
M_2 (Bécher + matériau) (g)	1875
ρ apparente (g/cm^3)	0.344

La densité apparente de Cal-2 est de $0.344\text{ g}/\text{cm}^3$.

Les densités apparentes des deux calcaires Cal-1 et Cal-2 sont presque identiques.

3.1.1.4 La densité absolue

Trois essais ont été effectués pour déterminer la densité absolue des deux calcaires Cal-1, Cal-2. Les deux tableaux présentent les résultats obtenus grâce à l'équation 2.12 :

TAB. 3.5 : Résultats de la densité absolue de Cal-1

Essais	01	02	03
M_1 (pycnomètre vide) (g)	30.9933	30.9933	30.9933
M_2 (pycnomètre + l'eau) (g)	41.9618	41.9618	41.9618
M_3 (pycnomètre + matériau) (g)	32.5282	32.8447	32.3305
M_4 (pycnomètre + matériau + eau) (g)	85.5758	86.5250	85.6315
ρ absolue (g/cm^3)	0.036	0.043	0.032

La densité absolue moyenne de Cal-1 est de $0.037\text{ g}/\text{cm}^3$.

Le volume du pycnomètre est de 100 cm^3 .

TAB. 3.6 : Résultats de la densité absolue de Cal-2

Essais	01	02	03
M_1 (pycnomètre vide) (g)	30.553	30.553	30.553
M_2 (pycnomètre + l'eau) (g)	40.678	40.678	40.678
M_3 (pycnomètre + matériau) (g)	36.050	35.624	36.031
M_4 (pycnomètre + matériau + eau) (g)	87.484	87.207	87.176
ρ absolue (g/cm^3)	0.133	0.122	0.134

La densité absolue moyenne de Cal-2 est 0.130 g/cm^3 .

L'écart présent entre la densité apparente et la densité absolue des deux calcaires est dû au fait que la densité apparente tient compte du volume des vides contrairement à la densité absolue.

La valeur moyenne de la densité absolue de Cal-1 est plus importante que la valeur moyenne de la densité absolue de Cal-2, alors que leur densités apparentes sont similaires ; ce qui indique que Cal-1 contient plus de vide que Cal-2.

3.1.1.5 Teneur en eau

Les résultats de la teneur en eau des deux calcaires obtenus par l'équation 2.4 sont présentés dans les tableaux suivants :

TAB. 3.7 : Résultats de la teneur en eau de Cal-1

Essais	1	2	3
M_1	22.7873	21.2208	22.8413
M_2	22.7846	21.2161	22.8306
W %	0.011	0.022	0.046

La moyenne de la teneur en eau de Cal-1 est 0.026%

TAB. 3.8 : Résultats de la teneur en eau de Cal-2

Essais	1	2	3
M_1	29.9002	30.9585	28.6429
M_2	29.7533	30.9409	28.6275
W %	0.493	0.056	0.053

La moyenne de la teneur en eau de Cal-2 est de 0.2% .

Le pourcentage de teneur en eau des deux calcaires est très faible.

3.1.1.6 Analyse granulométrique

Les résultats ainsi que les courbes granulométrique de Cal-1 et Cal-2 sont présentés comme suit ;

TAB. 3.9 : Résultats de l'analyse granulométrique de Cal-1

Diamètre (mm)	Refus (g)	Refus Cumulé (g)	Réfus Cumulé (%)	Tamisat Cumulé (%)
<10	9	9	0.9	99.1
[-10; +8]	14	23	2.3	97.7
[-8; +5]	92	115	11.5	88.5
[-5; +3,15]	238	353	35.3	64.7
[-3,15; +2,5]	121	474	47.4	52.6
[-2,5; +1,60]	155	629	62.9	37.1
[-1,60; +1]	107	736	73.6	26.4
[-1; +0,8]	34	770	77	23
[-0,8; +0,5]	70	840	84	16
[-0,5; +0,315]	47	887	88.7	11.3
[-0,315; +0,250]	20	907	90.7	9.3
[-0,250; +0,160]	35	942	94.2	5.8
[-0,160; +0,100]	33	975	97.5	2.5
[-0,1; +0,08]	17	992	99.2	0.8
[-0,08; +0,063]	4	996	99.6	0.4
>0,063	4	1000	100	0

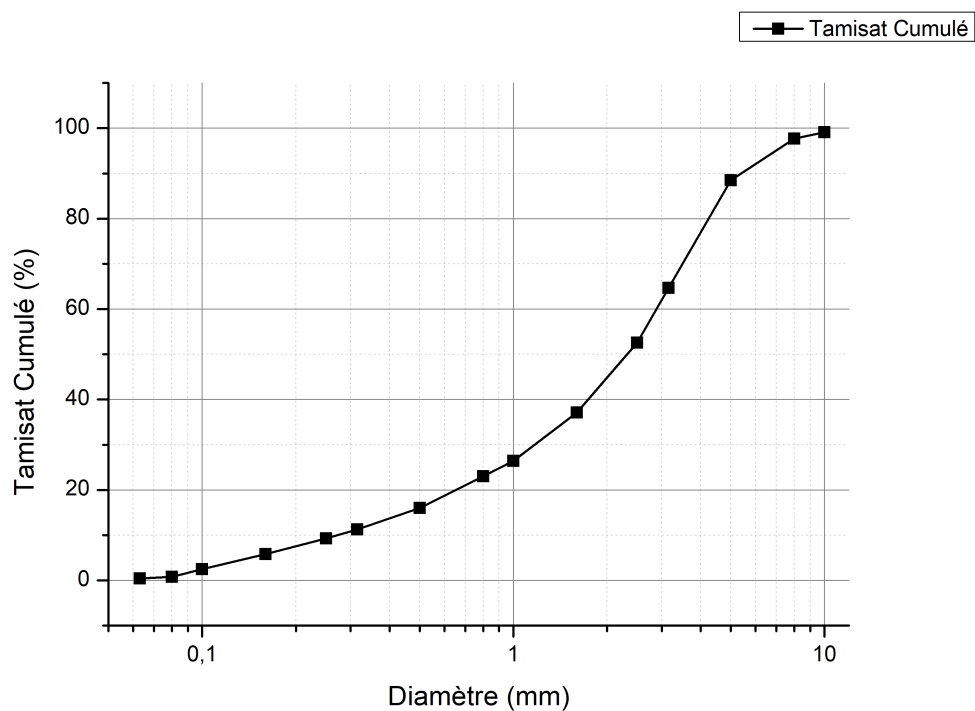


FIG. 3.1 : Distribution granulométrique de Cal-1.

TAB. 3.10 : Résultats de l'analyse granulométrique de Cal-2

Diamètre (mm)	Refus (g)	Refus Cumulé (g)	Réfus Cumulé (%)	Tamisat Cumulé (%)
<10	14.495	14.495	1.449	98.550
[-10; +8]	20.915	35.411	3.541	96.458
[-8; +5]	133.035	168.446	16.845	83.155
[-5; +3,15]	331.217	499.663	49.966	50.034
[-3,15; +2,5]	95.485	595.148	59.518	40.485
[-2,5; +1,60]	137.203	732.351	73.251	26.749
[-1,60; +1]	79.836	812.187	81.219	18.781
[-1; +0,8]	22.163	834.348	83.435	16.565
[-0,8; +0,5]	46.784	881.132	88.113	11.887
[-0,5; +0,315]	33.369	914.502	91.451	8.550
[-0,315; +0,250]	25.277	939.779	93.978	6.022
[-0,250; +0,160]	35.255	975.035	97.504	2.497
[-0,160; +0,100]	15.535	990.569	99.057	0.943
[-0,1; +0,08]	6.294	996.863	99.686	0.314
[-0,08; +0,063]	1.6377	998.501	99.850	0.150
>0,063	0.710	999.211	99.921	0.079

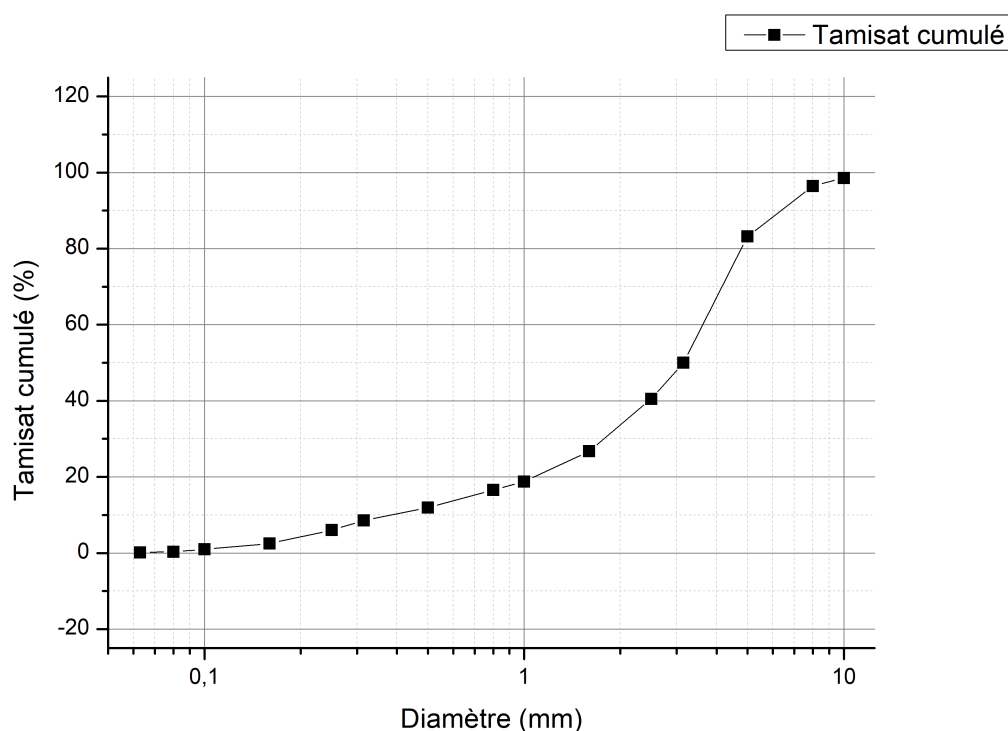


FIG. 3.2 : Distribution granulométrique de Cal-2.

Les valeurs des coefficients d'uniformité et de courbure sont données dans le tableau suivant :

TAB. 3.11 : Valeurs des coefficients de courbure et d'uniformité de Cal-1 et Cal-2.

	d10	d30	d60	Coefficient d'uniformité	Coefficient de courbure
Cal-1	0.25	1.2	2.9	11.6	1.98
Cal-2	0.32	1.8	3.7	11.56	2.73

Les résultats obtenus de l'analyse granulométrique montrent que les deux calcaires ont une distribution homogène et variée.

La valeur du coefficient d'uniformité des deux calcaires est supérieure à 3. Ceci indique que la répartition des grains dans Cal-1 et Cal-2 est étalée. Tandis que, le coefficient de courbure se situe entre 1 et 3 notamment 1.98 et 2.73 pour Cal-1 et Cal-2 respectivement. Ce qui implique la présence d'une grande variété de diamètres dans les deux calcaires. Ils sont dit bien gradués.

3.1.1.7 Pouvoir neutralisant (essai Sobek)

Lors du test de Fizz, les deux calcaires ont montré une forte intensité de leur effervescence au contact de l'acide chlorhydrique. Les résultats de l'essai sobek sont représentés dans le tableau suivant :

TAB. 3.12 : Résultats de l'essai Sobek relatifs aux Cal-1 et Cal-2.

	Cal-1	Cal-2
V(HCl) ajouté à t=0 (ml)	3	3
V(HCl) ajouté à t=2h (ml)	2	2
V(HCl) ajouté à t=22h (ml)	25.5	30
V(NaOH) ajouté à t=24h	3.2	0.8
PN (Kg CaCO ₃ /L)	7.25	18
PA (Kg CaCO ₃ /L)	0.1875	0.856
PN/PA	40	21.02

Selon le diagramme de miller 1991 2.12, et étant donné que le rapport PN/PA de Cal-1 et Cal-2 est supérieur à 3, les deux matériaux ne sont pas générateur d'acidité.

3.1.1.8 Capacité d'échange cationique

Tracé de la courbe d'étalonnage

La figure 3.3 présente la courbe d'étalonnage du sodium en portant en abscisse les % et en ordonnée les mé.L⁻¹

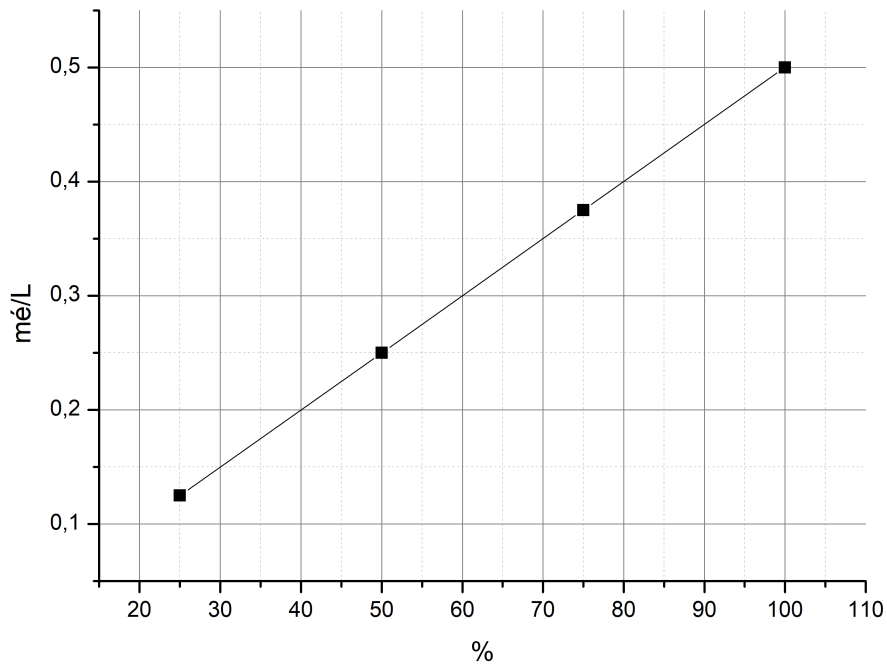


FIG. 3.3 : Courbe d'étalonnage du Sodium pour l'analyse CEC.

Selon l'équation 2.9, tel que R est la projection des valeurs lues sur le photomètres à flamme sur l'axe des ordonnées, les valeurs du CEC des deux calcaires sont similaires de l'ordre de $0.55 \text{ mé.}100\text{g}^{-1}$.

3.1.2 Caractérisation chimique

3.1.2.1 Spectrométrie de fluorescence X

L'analyse de fluorescence X a été effectuée sur les deux matières alcalines Cal-1 et Cal-2. Les pourcentages massiques des éléments chimiques sont présentés dans les tableaux suivants :

TAB. 3.13 : Caractérisation chimique élémentaire de Cal-1.

Élément	Résultat (% massique)
C	17.876
Mg	0.034
Al	0.024
Si	0.035
S	0.006
Ca	24.468
Fe	0.042

TAB. 3.14 : Caractérisation chimique élémentaire de Cal-2.

Élément	Résultat (% massique)
C	17.736
Mg	0.140
Al	0.151
Si	0.248
S	0.023
Ca	23.967
Fe	0.036

Les résultats montrent une forte présence des éléments Carbone (C) et Calcium (Ca) dans les deux calcaires Cal-1 et Cal-2. Les pourcentages massiques du Carbone et du Calcium des deux calcaires sont proches ; tel que %C est de 17.876% et 17.736% tandis que %Ca est de 24.468% et 23.967% dans Cal-1 et Cal-2 respectivement.

Les autres éléments, tels que le Mg, Al, Si, S, ainsi que le Fe sont présents en tant d'éléments traces.

3.1.3 Caractérisation minéralogique

3.1.3.1 Diffraction par rayon X

Les deux diffractomètres issus de l'analyse DRX des deux calcaires Cal-1 et Cal-2 représentés dans les figures 3.4 et 3.5 respectivement ; montrent que les deux échantillons sont de la calcite pure (CaCO_3). Les éléments Sr, Ba, Al, B, Cs, Cu, K, Mg, Ma, Si, Sn, A, Fe, Cr, Li, Mn y sont présents en éléments traces.

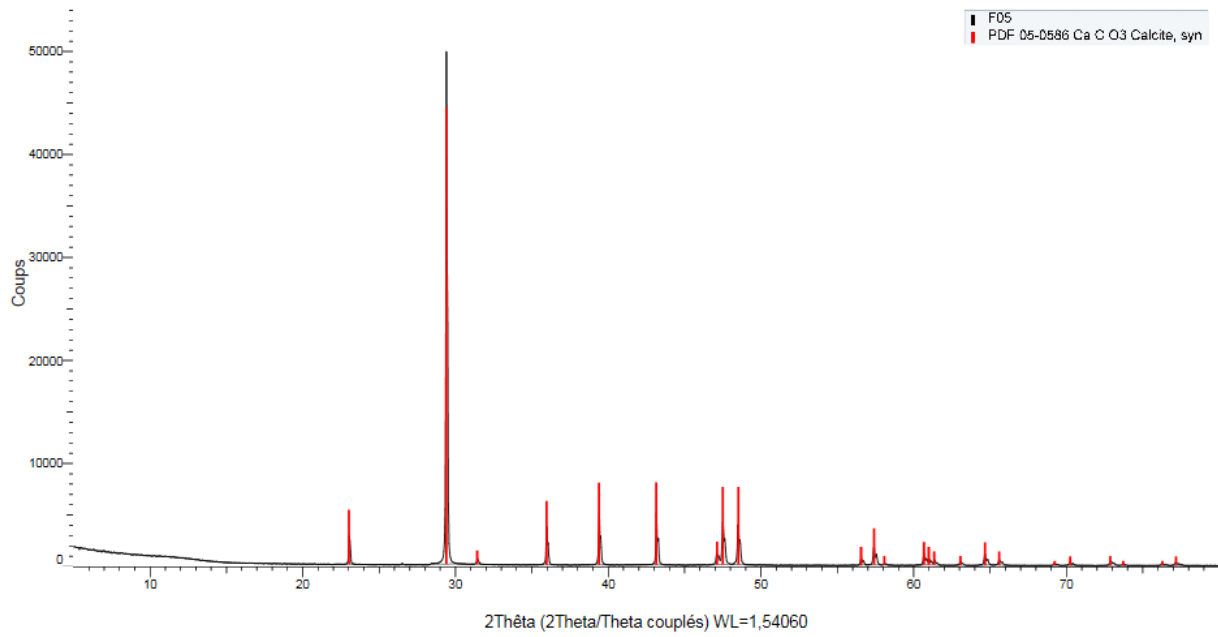


FIG. 3.4 : Diffractomètre de Cal-1.

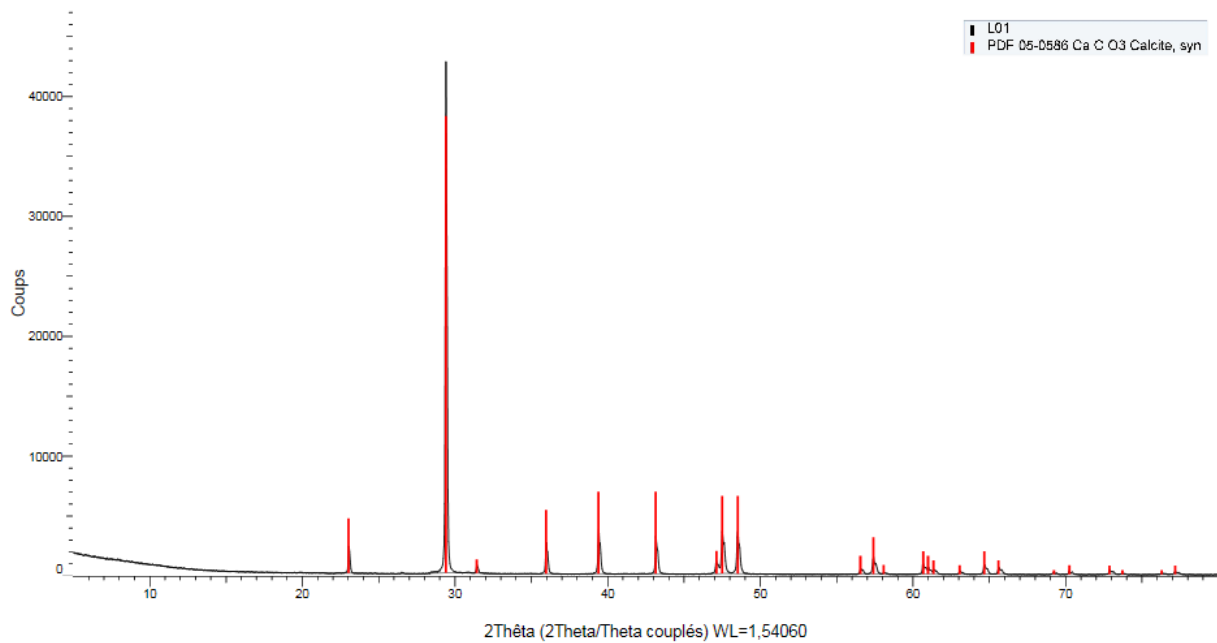


FIG. 3.5 : Diffractomètre de Cal-2.

3.2 Présentation et interprétations des résultats relatifs aux composants du mélange réactifs

3.2.1 Caractérisation physico-chimique

3.2.1.1 Capacité d'échange cationique

Le tableau 3.15 englobe les capacité d'échange cationique de chaque composé du mélange.

TAB. 3.15 : Résultats de la capacité d'échange cationique des composants du mélange réactif.

Matériau	CEC (mé.100g ⁻¹)	Matériau	CEC (mé.100g ⁻¹)
Foin	8.75	Boue des eaux usées	22.5
Fumier	30	Sédiments portuaire	128.75
Compost de feuilles	4.06	Sable	1.87
Boue papetière	15	Sciure de bois	0.593

Une CEC positive indique que l'échange cationique est un des mécanismes de sorption de la rétention des métaux. Les résultats obtenus présentent de grande valeurs de CEC pour l'ensemble des matériaux utilisés dans les mélanges réactifs (varie entre 8mé/100g et 128.75mé/100g) à l'exception du compost de feuilles et de la sciure de bois. Il en résulte que ces substrats organiques ont la capacité de retenir des métaux à leur surface. Il est à noter que, les quatre sources de bactéries, à savoir la boue papetière, la boue des eaux usées, le fumier et les sédiments portuaires, présentent les CEC les plus élevés; ce qui prouve que ces derniers sont riches en matière organique, essentielles au développement et au fonctionnement des BSR pour la réduction des métaux.

3.3 Présentation et interprétation des résultats relatifs aux essais en batch

Dans ce qui suit, les trois séries des essais en batch seront notées respectivement comme suit :

- **B-1** : Série des essais en batch sous conditions oxiqes en utilisant Cal-1.
- **B-2** : Série des essais en batch sous conditions oxiqes en utilisant Cal-2.
- **B-3** : Série des essais en batch sous conditions anoxiqes en utilisant Cal-2.

3.3.1 Paramètres électro-chimiques des solutions résiduelles

Le traitement d'un DMA comporte deux axes majeurs, sa décontamination en métaux et sa neutralisation qui se traduit en premier lieu par une mesure du pH. S'ajoute à cela, l'influence du potentiel d'oxydoréduction lequel renseigne sur le milieu.

- Potentiel d'hydrogène pH

La figure 3.24 représente la variation du pH dans les trois séries des essais en batch B-1, B-2 et B-3 en fonction du temps.

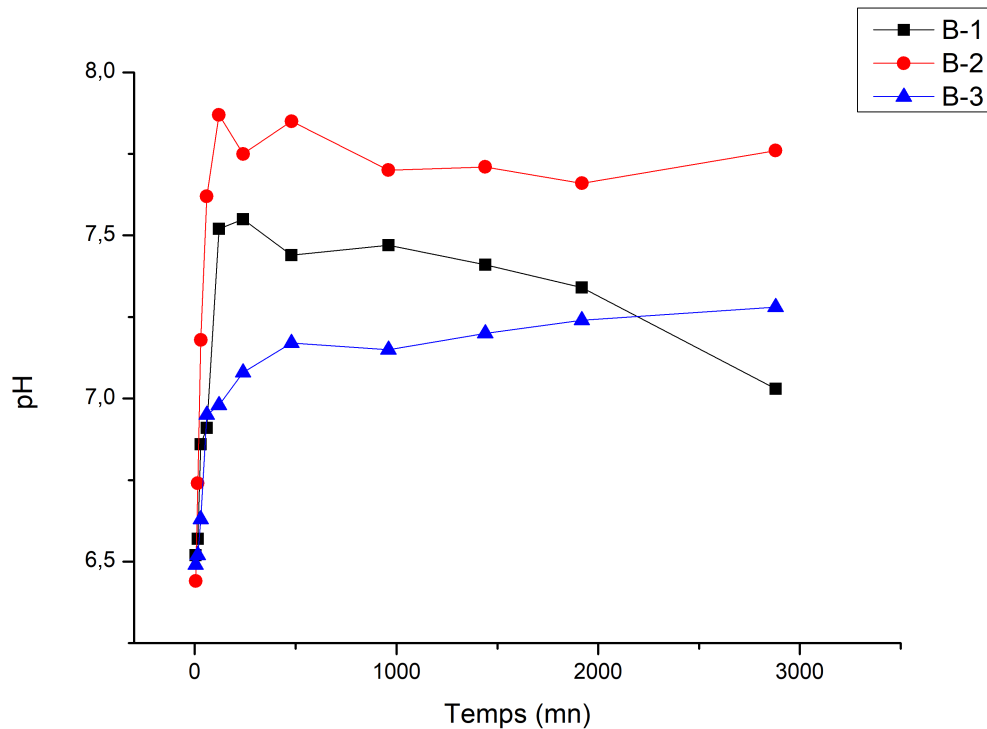


FIG. 3.6 : Évaluation du pH lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3.

Une augmentation exponentielle du pH a eu lieu lors des trois séries des essais en batch B-1, B-2 et B-3, en partant d'un pH initial du DMA synthétique égal à 3 jusqu'à atteindre un paroxysme à $t=8h$ d'une valeur de pH de 7.44, 7.85 et 7.17 respectivement. Par la suite, les valeurs du pH diminuent et tendent à se stabiliser à un pH final de 7.76 et 7.28 correspondant à $t=48h$ pour les séries B-2 et B-3. Pour B-1, le pH continue sa diminution jusqu'à atteindre un pH de 7.03.

Les trois séries présentent des valeurs de pH alcalines dès le début des essais. Cependant B-2 révèle de meilleures performances en ce qui concerne la neutralité, suivi par la série B-1 et B-3 avec les plus faibles valeurs. Ce qui montre qu'un milieu oxygène est plus efficace qu'un milieu anoxique pour la neutralisation d'un DMA.

- Potentiel oxydoréduction

La figure 3.7 représente la variation du potentiel oxydoréduction dans les trois séries des essais en batch B-1, B-2 et B-3 en fonction du temps.

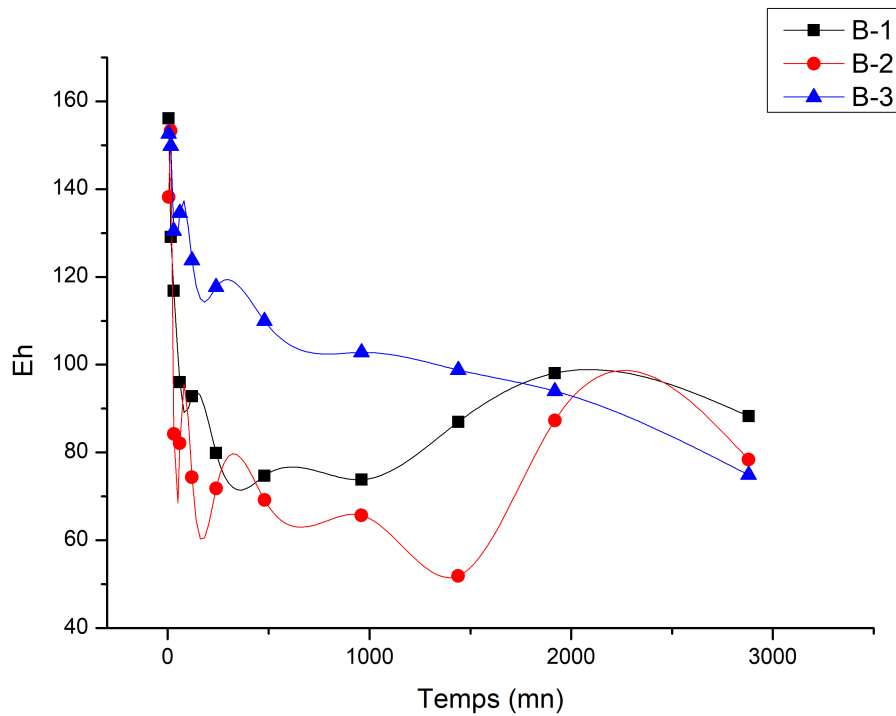


FIG. 3.7 : Évaluation du potentiel oxydoréduction lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3.

Les valeurs du potentiel redox indique que les solutions résiduelles sont dans un milieu réducteur ($E_h < 200\text{mV}$) variant dans un intervalle entre 160mV à 70mV. La série B-2 présente les valeurs les plus faibles, avec un minima de 52mV à $t=24\text{h}$; ce qui témoigne de son efficacité par rapport aux conditions des autres séries.

- Conductivité électrique

La figure 3.8 représente la variation de la conductivité dans les trois séries des essais en batch B-1, B-2 et B-3 en fonction du temps.

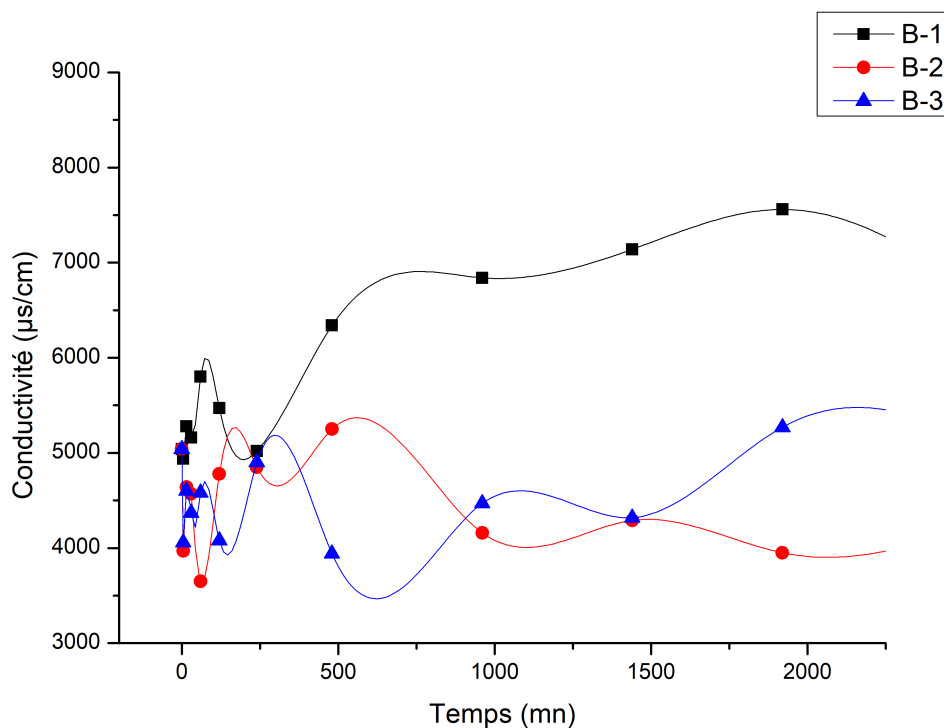


FIG. 3.8 : Évaluation de la conductivité lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3.

La conductivité électrique renseigne sur la présence de la charge en ions métalliques dans une solution.

Il ressort des résultats représentés dans le graphe 3.8 que la conductivité électrique est de moyenne de $4450.9\mu\text{s}/\text{cm}$ et $4449.09\mu\text{s}/\text{cm}$ pour les séries B-2 et B-3 respectivement. En revanche, elle augmente de $4940\ \mu\text{s}/\text{cm}$ jusqu'à atteindre $7560\mu\text{s}/\text{cm}$ en ce qui concerne la série B-1. La conductivité électrique des deux séries B-2 et B-3 est bien plus faible que celle de B-1 indiquant que leur charge en ions métalliques est moins importante que celle de B-1.

3.3.2 Caractérisation chimique des solutions résiduelles

La spectrométrie d'adsorption atomique a permis de déterminer les concentrations des métaux dans les solutions résiduelles.

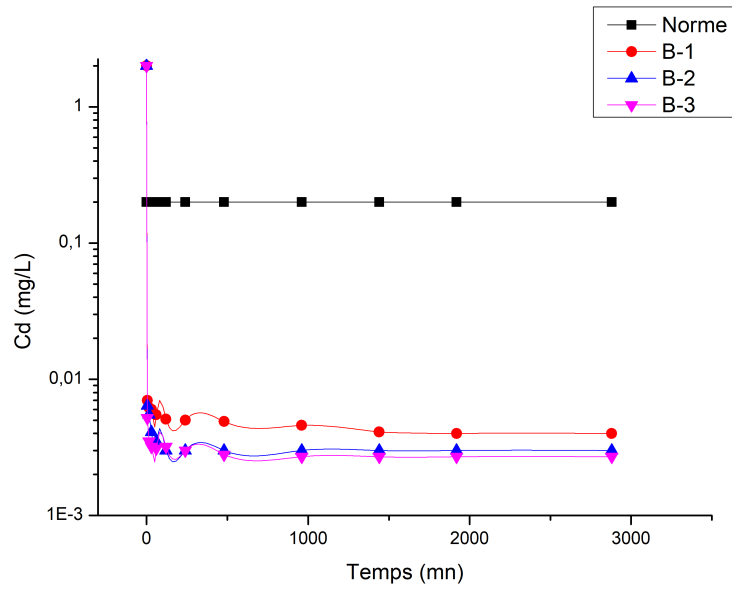


FIG. 3.9 : Évaluation de la concentration du cadmium en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.

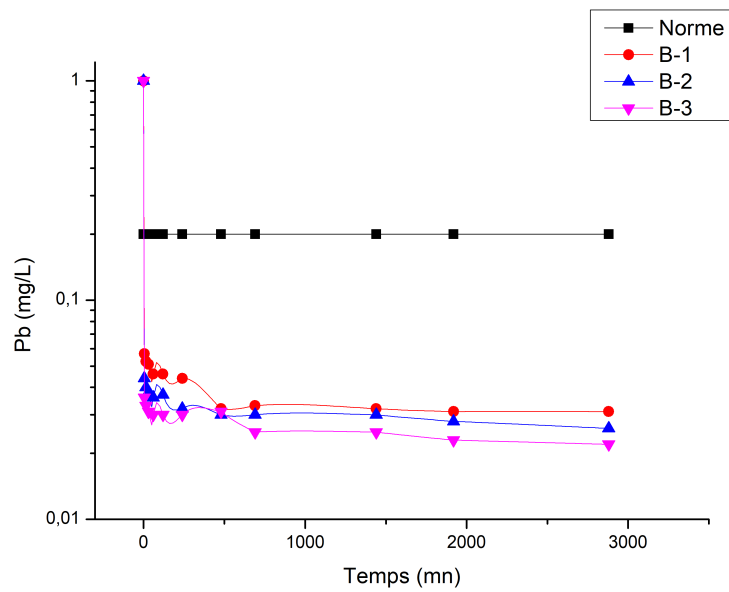


FIG. 3.10 : Évaluation de la concentration du plomb en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.

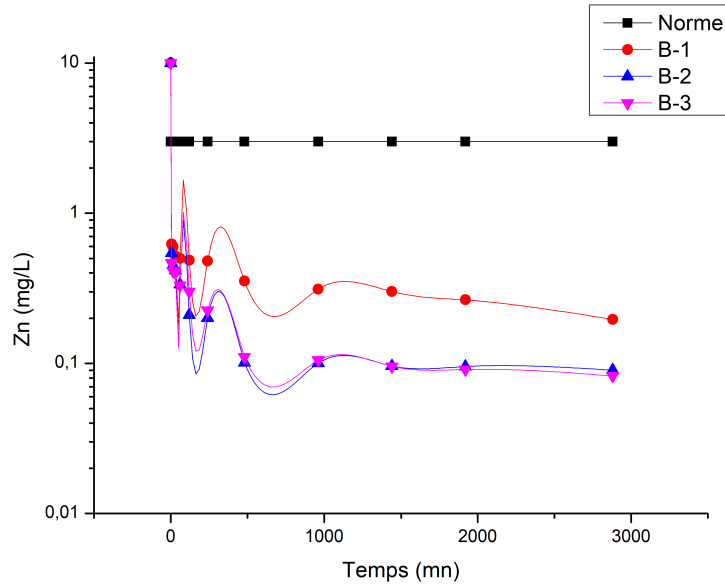


FIG. 3.11 : Évaluation de la concentration du zinc en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.

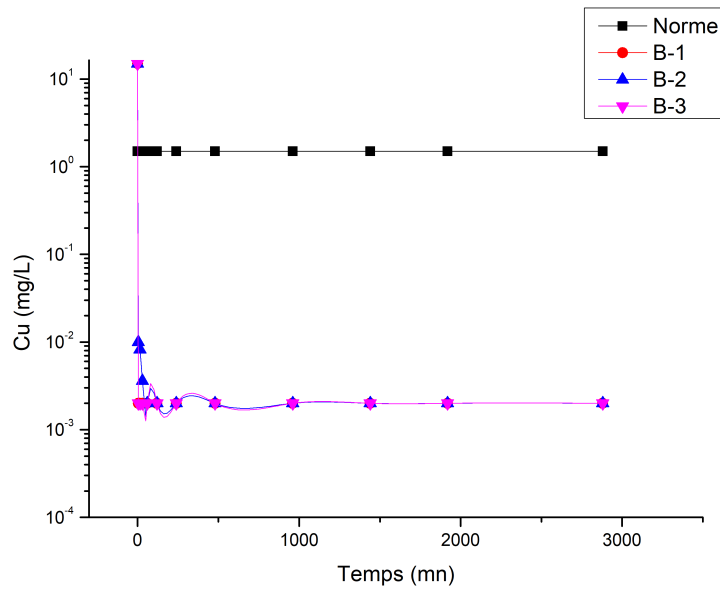


FIG. 3.12 : Évaluation de la concentration du cuivre en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.

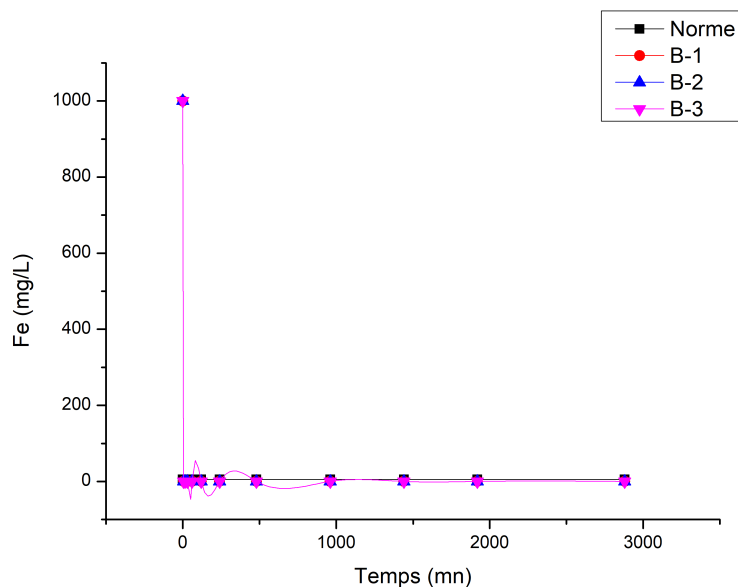


FIG. 3.13 : Évaluation de la concentration du fer ferrique en fonction du temps dans les trois séries d'essais en batch B-1, B-2 et B-3.

Cd : Les courbes de variation des concentrations du cadmium lors des essais en batch B-1, B-2 et B-3 3.9 montrent une diminution importante d'une concentration initiale de 2mg/L jusqu'à se stabiliser à une concentration de 0.004mg/L, 0.003mg/L et 0.0027mg/L respectivement.

Pb : A partir d'une concentration initiale du DMA de 1mg/L, seulement une concentration de 0.031mg/L, 0.026mg/L, 0.022mg/L et demeure dans la solution résiduelle, en ce qui concerne le plomb.

Zn : Le zinc est présent avec des concentrations qui fluctuent entre les essais allant de $t=5$ mn jusqu'à $t=1000$ mn où elles tendent à se stabiliser sur les valeurs 0,1965mg/L, 0,0902mg/L et 0,0825mg/L. Contrairement aux métaux précédents, la concentration en Zinc dans la solution résiduelle est présente avec de plus forte concentration, particulièrement dans les solutions des essais B-1. Cependant, les concentrations restent inférieures à la norme environnementale algérienne.

Fe : Tout au long des essais, la concentration du Fer initiale (1000mg/L) a considérablement baissé jusqu'à atteindre des concentrations avoisinants les 0.02mg/L pour les trois séries.

Cu : Les résultats de la SAA montrent une très faible présence de cuivre dans les solutions résiduelles des trois séries d'essais en batch. Sa concentration s'est vue diminuer à moins de 0.002mg/L qui représente la limite de l'appareil.

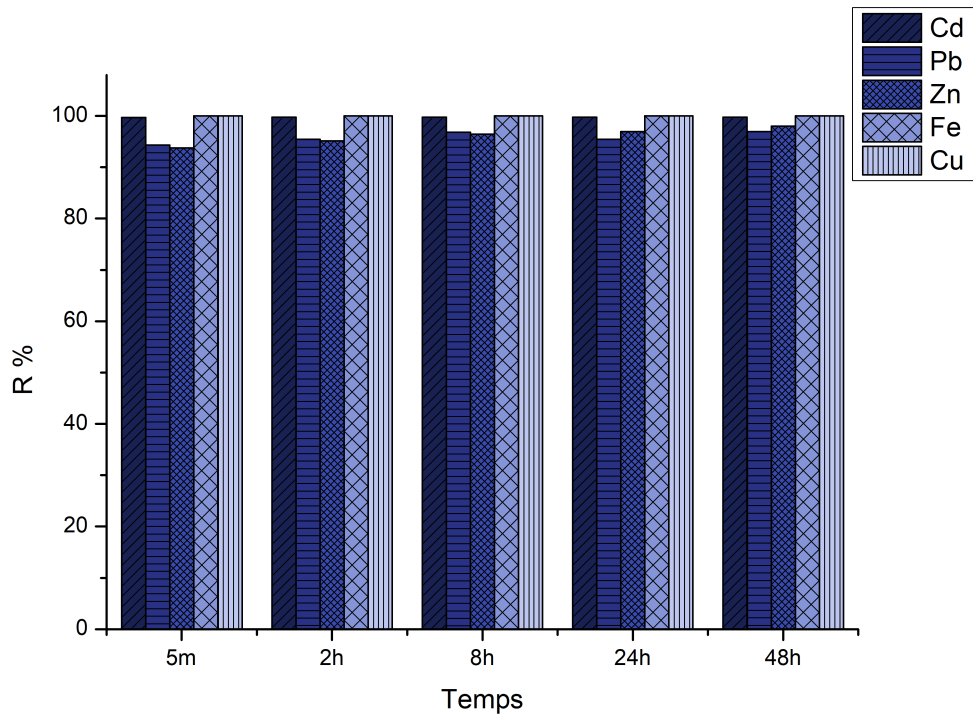


FIG. 3.14 : Histogramme représentatif des pourcentages de rétention du Cd, Pb, Zn, Fe et Cu lors des essais B-1.

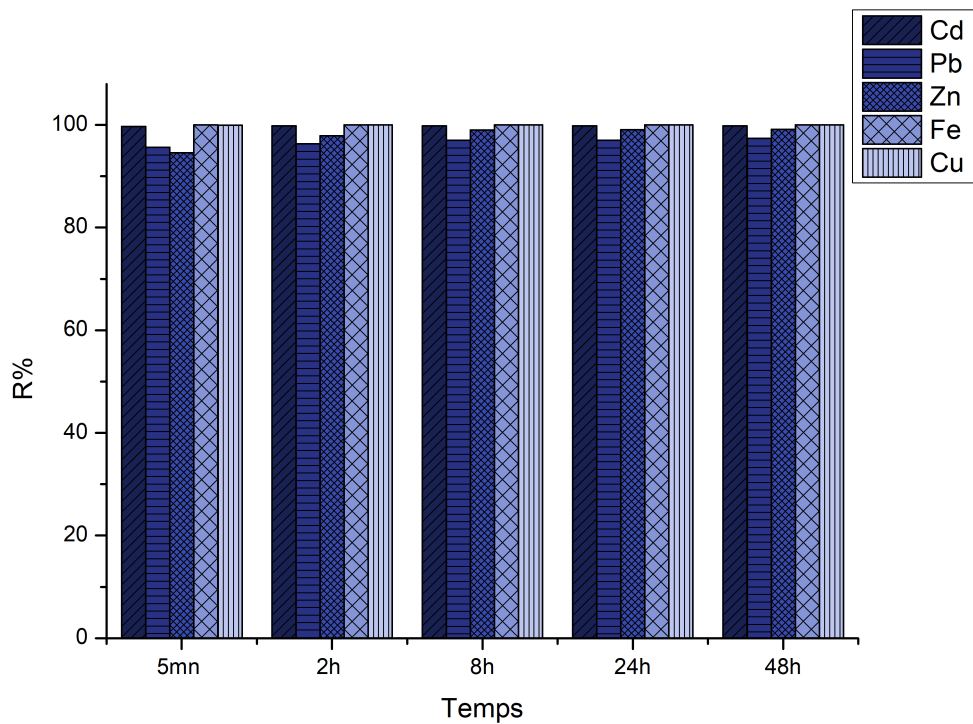


FIG. 3.15 : Histogramme représentatif des pourcentages de rétention du Cd, Pb, Zn, Fe et Cu lors des essais B-2.

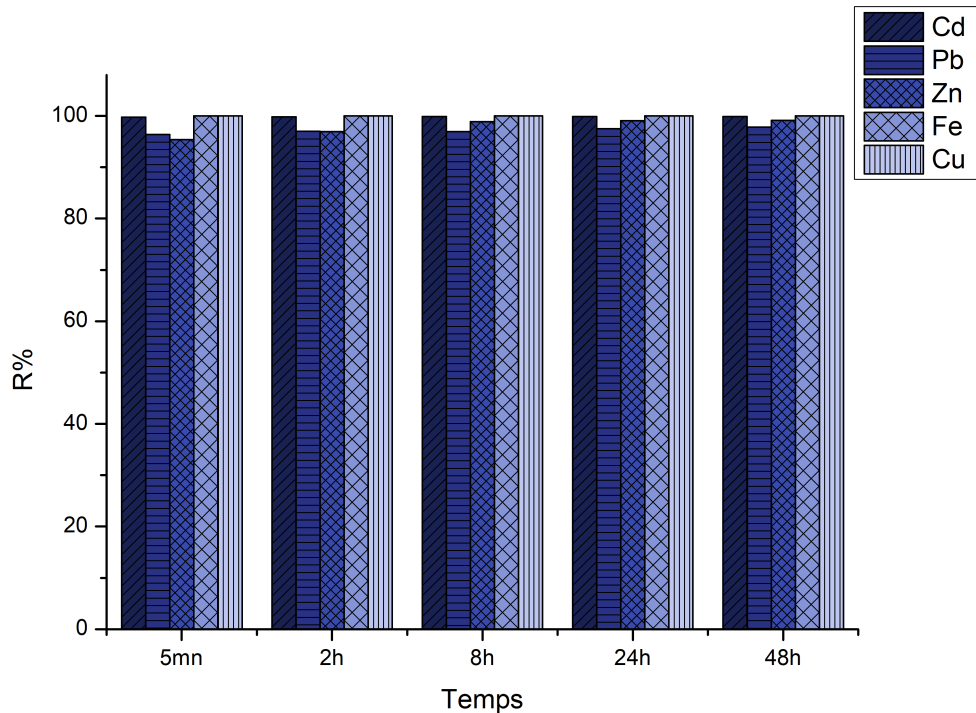


FIG. 3.16 : Histogramme représentatif des pourcentages de rétention du Cd, Pb, Zn, Fe et Cu lors des essais B-3.

Les histogrammes représentés dans les figures 3.14, 3.15 et 3.16 qui suivent, exprime les pourcentages de rétention des ions des métaux : Cd, Pb, Zn, Fe et Cu pour les temps 5mn, 2h, 8h, 24h et 48h lors des trois séries.

Toutes les séries présentent des pourcentages de rétentions élevés dépassant les 95%. Particulièrement, le Fer qui a été retenu de 99.99% dans toutes les séries. La plus faible moyenne enregistrée est attribuée au plomb avec 95.76% pour B-1 et 96.66% pour les séries B-2 et B-3.

La caractérisation chimique témoigne que le pourcentage de rétention ne dépend pas des conditions oxydiques ou anoxiques d'un milieu, mais du type de calcaire utilisé et du temps. Les séries d'essai en Batch (B-2 et B-3) révèlent les mêmes concentrations qui sont légèrement plus faibles que celles données par les essais de la série B-1. Cependant, les résultats des trois séries restent satisfaisantes.

3.3.3 Caractérisation minéralogique

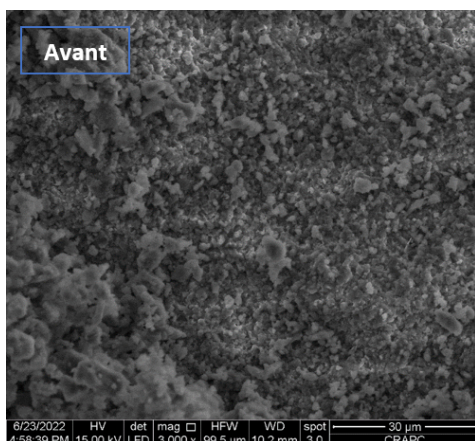


FIG. 3.17 : Observation sous MEB à $30\mu\text{m}$ des calcaire post-essai en batch.

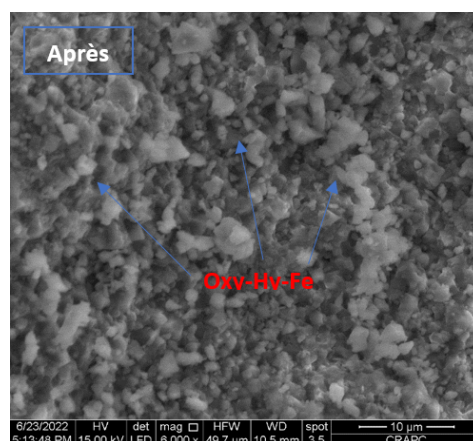


FIG. 3.18 : Observation sous MEB à $10\mu\text{m}$ des calcaire post-essai en batch.

L'échantillon choisi pour l'analyse MEB post-traitement est la matière calcaire récupérée de l'essai en batch série B-2 avec 8h de temps de rétention.

Les images révèlent une formation de précipités d'hydroxydes de Fer tels que : $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$, FeOOH , $(\text{H}_3\text{O})\text{Fe}_3(\text{OH})_6(\text{SO}_4)_2$ ou des oxydes de fer tels que Fe_2O_3 et Fe_3O_4 . La présence de ces précipités prouve qu'une dissolution des carbonates a eu lieu ; ce qui a permis la libération des alcalis et des cations métalliques tels que Ca, Mg, Fe et Mn qui participent à la formation des minéraux secondaires.

3.4 Présentation et interprétation des résultats relatifs aux système de traitement à une échelle intermédiaire

Cette partie est consacrée à la présentation et la discussion des résultats du suivi des paramètres physico-chimiques et chimiques des effluents à la sortie du système. Elle comporte aussi, la caractérisation minéralogique post-traitement des calcaires contenu dans le DOC et des deux mélanges réactifs MR-01 et MR-02 ainsi qu'un suivi microbiologique.

Le prélèvement des effluents se faisait chaque trois jours durant la totalité de l'expérience qui a duré 21 jours, à l'exception des premiers prélèvement qui ont eu lieu à 9 et 8 jours à compter de la date du lancement du système le 04 juin 2022. Il est à rappeler que les sources d'inoculum bactérien ont été incubées avant le début des essais pendant 10 jours ; ce qui a permis d'écourter le temps de latence.

Avant le lancement, des essais préliminaires ont dû être réalisés afin de déterminer les paramètre hydrauliques dont voici les résultats :

- Le volume des vides du BPSR-1 est de 30.35 L ; ce qui implique une porosité de 0.067.

- Le volume des vides du BPSR-2 est de 30.79 L ; ce qui implique une porosité de 0.68.

Le temps de rétention choisi pour les BPSR est de trois jours. Afin de le satisfaire, un débit de 7ml/min doit alimenter chacune des BPSR, d'après l'équation 2.11.

3.4.0.1 Paramètres électro-chimiques

- Potentiel d'hydrogène pH

La figure 3.19 présente l'évolution temporelle du pH à la sortie des deux biofiltres BPSR-1 et BPSR-2.

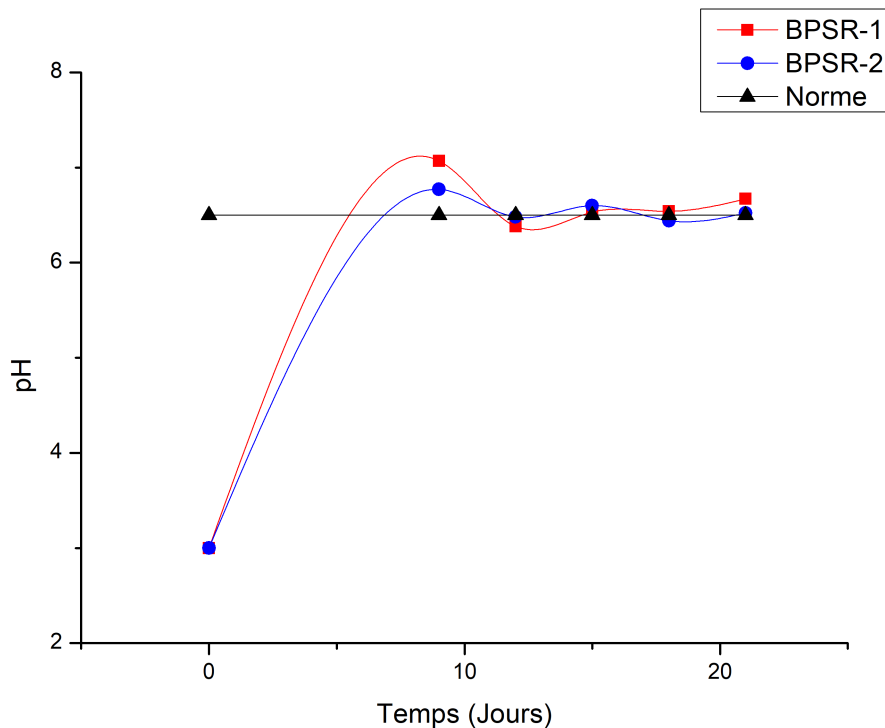


FIG. 3.19 : Évaluation du pH du DMA traité.

Le premier prélèvement s'est fait respectivement à 9 et 8 jours à partir de la date du lancement du système ; ce qui a conféré à l'effluent récupéré un temps de séjour dans les BPSR supérieur à celui des autres prélèvements qui étaient séparés de 3 jours seulement ; ce qui explique les valeurs du pH qui ont atteint un sommet de 7.07 à 9 jours pour les BPSR-1 et un pH de 6.77 à 8 jours pour le BPSR-2. De plus, les premiers volumes de DMA déversés dans le DOC devaient être chargés en particules fines de calcaire contrairement aux volumes qui suivirent. Cependant, dépassé le premier prélèvement, les valeurs du pH tendent à se stabiliser sur des valeurs moyennes de 6.53 concernant le premier BPSR et 6.6 pour le deuxième. Satisfaisant ainsi, les normes algériennes en ce qui concerne le pH qui est de 6.5.

Au cours de l'expérience, le pH à la sortie du DOC varie aux alentours des valeurs de pH = 5. Cette augmentation est due à la dissolution de la calcite sur laquelle

le DMA afflue qui est plus importante à des pH faibles [9]. Ces valeurs restent inférieures aux valeurs mesurées à la sortie des biofiltres. Ce qui permet de déduire l'efficacité des mélanges réactifs à neutraliser l'effluent.

Il est à noter que les valeurs du pH de l'effluent à la sortie des deux BPSR sont très proches.

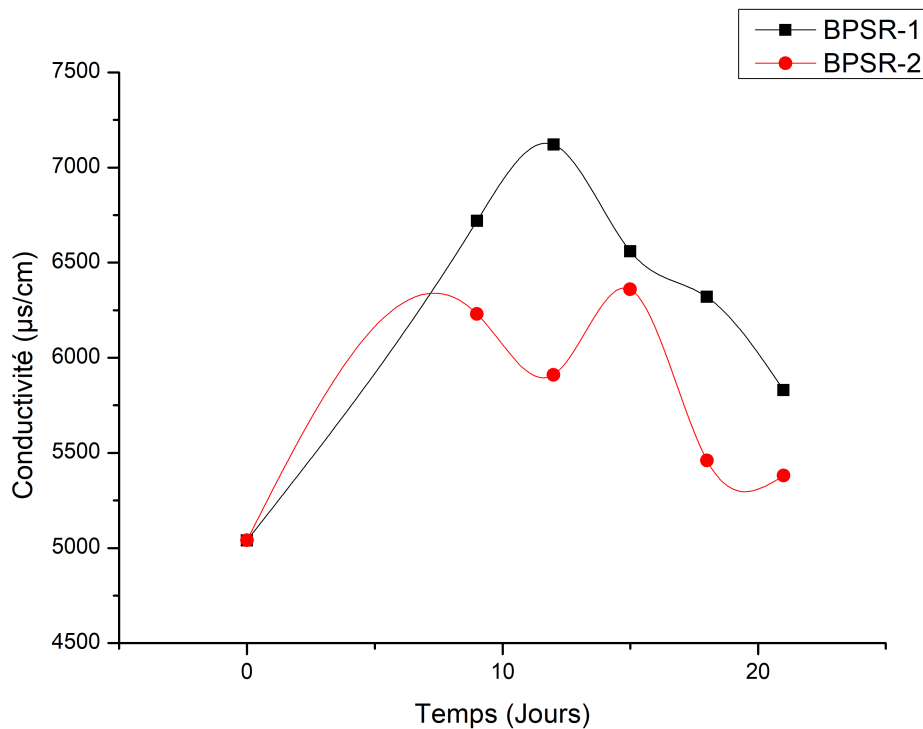


FIG. 3.20 : Évaluation de la conductivité du DMA traité.

- Conductivité

L'évolution de la conductivité électrique au cours de l'étude est présentée dans la figure 3.20. Elle suit deux phases principales :

- Une augmentation proportionnelle jusqu'à atteindre une valeur maximale de $7120\mu\text{s/cm}$ et $6230\mu\text{s/cm}$ à la sortie du BPSR-1 et BPSR-2 respectivement.
- Une diminution de la conductivité électrique atteignant $5830\mu\text{s/cm}$ et $5380\mu\text{s/cm}$ à la fin de l'étude. De plus, l'effluent récupéré à la sortie du BPSR-1 a une conductivité supérieure à celui prélevé à la sortie du BPSR-2 ; ce qui montre que le premier est plus chargé en métaux que le deuxième.

3.4.1 Dénombrement des BSR

Des échantillons de DMA traité ont été prélevés chaque 3 jours afin d'effectuer un dénombrement des bactéries sulfato-réductrices à l'aide d'un hématimètre appelé Lame de Malassez.

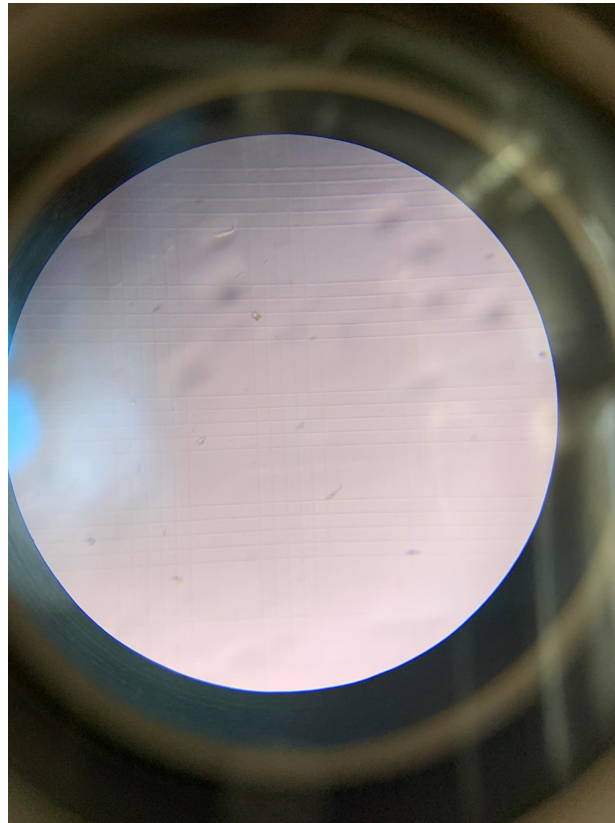


FIG. 3.21 : Une cellule Malassez vue au microscope.

TAB. 3.16 : Résultats du dénombrement des BSR dans les échantillons liquides prélevés à la sortie du système.

Jours	BPSR-1 (10^5 cellule/ml)	BPSR-2 (10^5 cellule/ml)
9	3	3
12	6	4
15	2	6
18	4	8
21	4	9

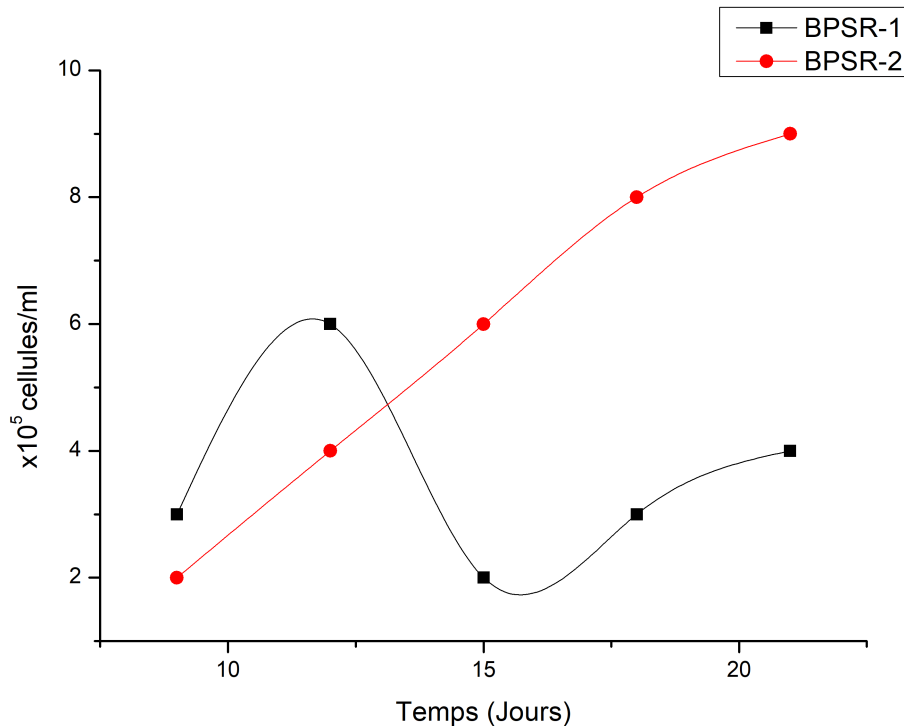


FIG. 3.22 : Évaluation microbiologique.

Les résultats du dénombrement bactérien présentés dans la figure 3.22 ont montré la présence des BSR dans les deux biofiltres avec une moyenne de 3.8×10^5 et 6×10^5 cellules/ml dans BPSR-1 et BPSR-2. Le nombre de cellules de bactéries dans le BPSR-2 augmente progressivement avec le temps et atteint un maximum de 9×10^5 cellules/ml après 21 jours de traitement. Quant au BPSR-1 les résultats fluctuent d'un jour à un autre avec une moyenne de 3.8×10^5 cellules/ml, ceci peut être dû à des erreurs lors de manipulation

L'absence du temps de latence au début du traitement du DMA revient principalement à l'incubation des différentes sources d'inoculum ajoutées aux mélanges réactifs pendant une période de 10 jours avant le lancement du système.

Cela signifie que la différence de source de bactéries dans BPSR-1 et BPSR-2 n'a pas eu d'influence sur leur développement.

3.4.2 Caractérisation chimique du DMA traité

3.4.2.1 Évaluation du fer

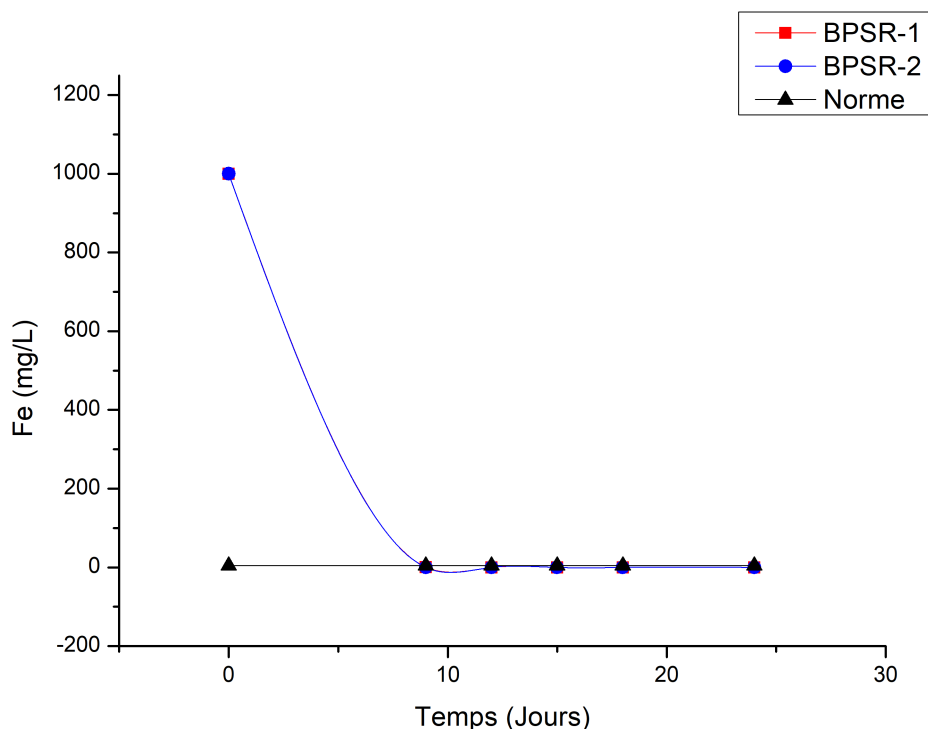


FIG. 3.23 : Évolution de la concentration en Fe.

Le DMA synthétique de cette étude est caractérisé par une forte concentration de Fer (1000mg/L) ce qui indique le degré de contamination de l'effluent. La figure 3.23 présente l'évolution de cette concentration en fonction du temps à la sortie des deux biofiltres.

Les valeurs maximales mesurées pour le Fe, correspondent aux concentrations du premier prélèvement, et sont de 0.823mg/L et 0.228mg/L. Ces valeurs qui respectent la norme en vigueur (5mg/L) diminue graduellement dans le temps jusqu'à arriver à des concentrations de 0.057mg/L et 0.011mg/L dans l'effluent récupéré du biofiltre BPSR-1 et BPSR-2 respectivement.

En premier lieu, cette diminution est le résultat de la précipitation des hydroxydes de fer dans le DOC ce qui lui a conféré une couleur rougeâtres. Puis, au potentiel de sorption des métaux dont fait preuve la majorité des matériaux utilisés, dans les mélanges réactifs des biofiltres, comme le montre leur CEC (3.2.1.1).

Enfin, l'intervention de processus biotique pour la réduction des ions métalliques grâce aux BSR, comme détaillé dans la section : 1.4.2.2.

La concentration en Fe présente dans l'effluent du BPSR-2 est inférieure à celle de l'effluent du BPSR-1. Deux scénarios peuvent expliquer cela, la quantité du mélange réactif MR-2 qui est supérieure à celle de MR-1 ou bien le fait que le BPSR-2 contient plusieurs sources d'inoculum bactérien.

3.4.2.2 Évaluation des sulfates

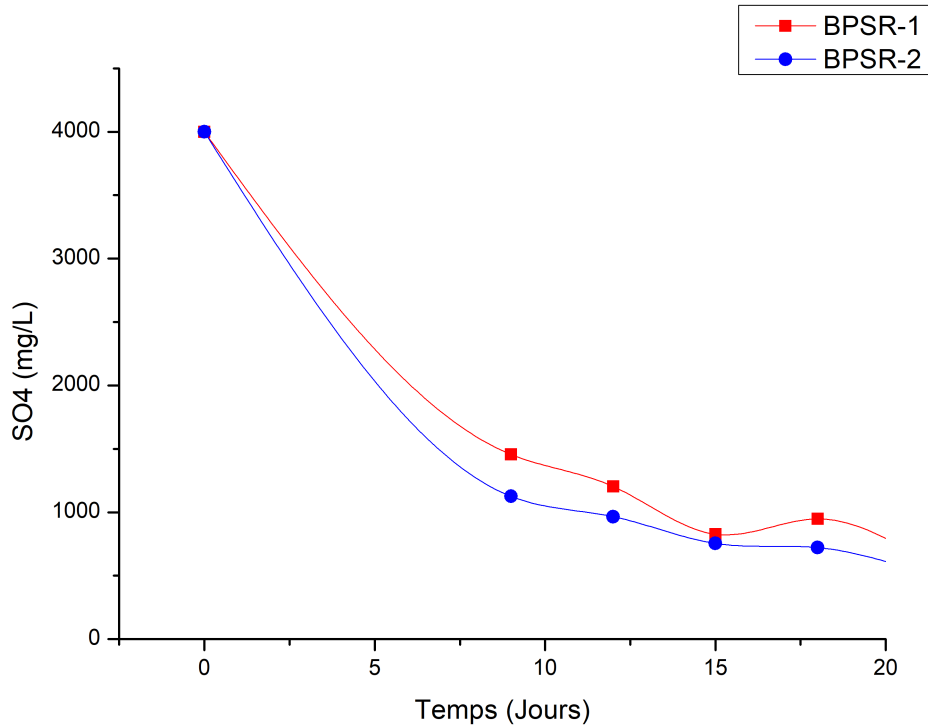


FIG. 3.24 : Analyse chimique des sulfates en fonction du temps.

Étant donné que le DMA synthétique de l'étude est fortement contaminé en sulfure, la détermination de l'évolution de la concentration des SO_4 est un paramètre clé afin d'apprécier les performances du système.

En partant d'une concentration initiale de 4000mg/L dans le DMA synthétique, la concentration en sulfate a decru jusqu'à atteindre des valeurs minimales de 648,31mg/L et 532,12mg/L. Le BPSR-2 présente légèrement un meilleur potentiel de rétention comparé au BPSR-1. Cela peut être dû au fait que la quantité du mélange réactif contenu dans ce dernier est inférieur à celle de l'autre biofiltre. De plus, de la présence de trois sources d'inoculum bactérien dans le biofiltre BPSR-2 comparé à une source seulement pour le BPSR-1.

Outre, la diminution des concentrations de sulfates n'est pas seulement attribuée qu'aux biofiltres mais aussi aux processus abiotiques qui sont mis en jeu. En effet, la dissolution de la calcite libère des ions de Calcium qui permettent la précipitation des sulfates sous forme de gypse ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$). Ainsi, l'adsorption du sulfate peut représenter l'un des mécanisme de rétention tel que les sulfates peuvent être adsorbés sur les Hydroxydes produits et précipités dans le DOC étant donné que c'est un milieu riche en oxygène [9].

Néanmoins l'enlèvement des sulfates est en grande partie dû à la sulfato-réduction par le biais des BSR, qui une fois les conditions adéquates sont disponibles (milieu anoxique et pH avoisinant l'alcalinité), réduisent les sulfates en sulfure et précipitent les métaux sous forme de sulfure métallique suite à l'oxydation des composés organiques en HCO_3 . De plus, la couleur noire de l'effluent récupéré témoigne la précipitation de métaux sous forme de sulfures métalliques.

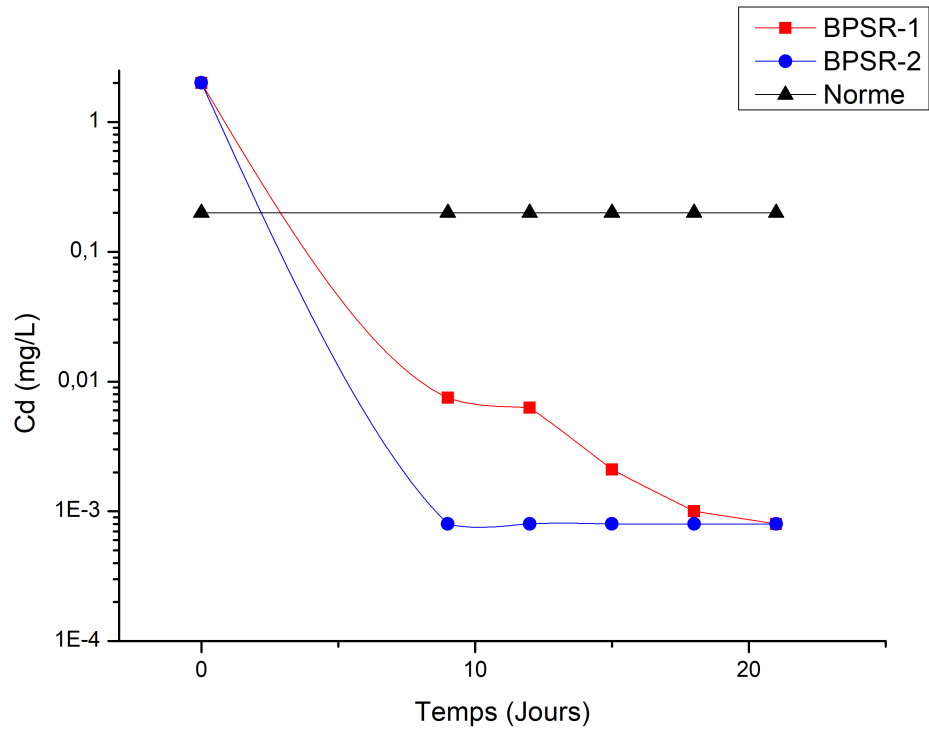


FIG. 3.25 : Évaluation de la concentration du Cd en fonction du temps dans BPSR-1 rt BPSR-2.

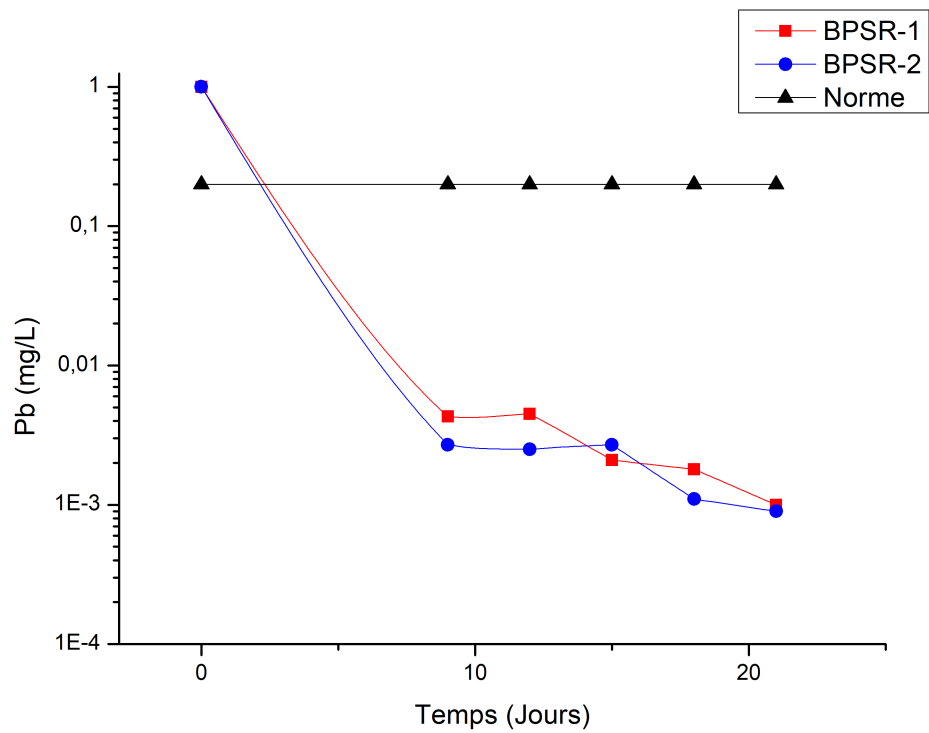


FIG. 3.26 : Évaluation de la concentration du Pb en fonction du temps dans BPSR-1 rt BPSR-2.

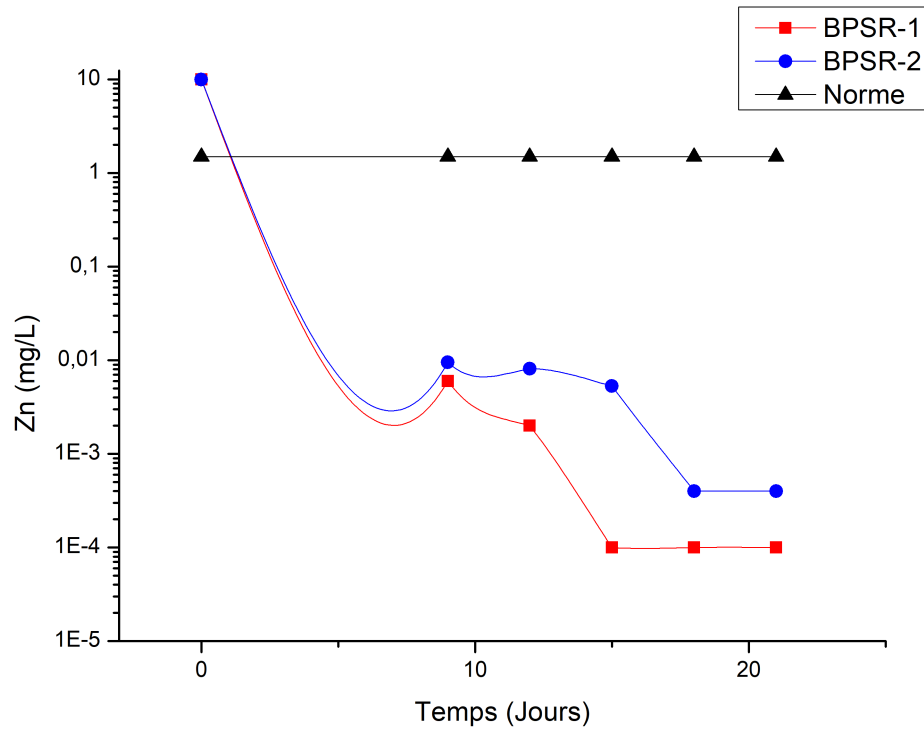


FIG. 3.27 : Évaluation de la concentration du Zn en fonction du temps dans BPSR-1 et BPSR-2.

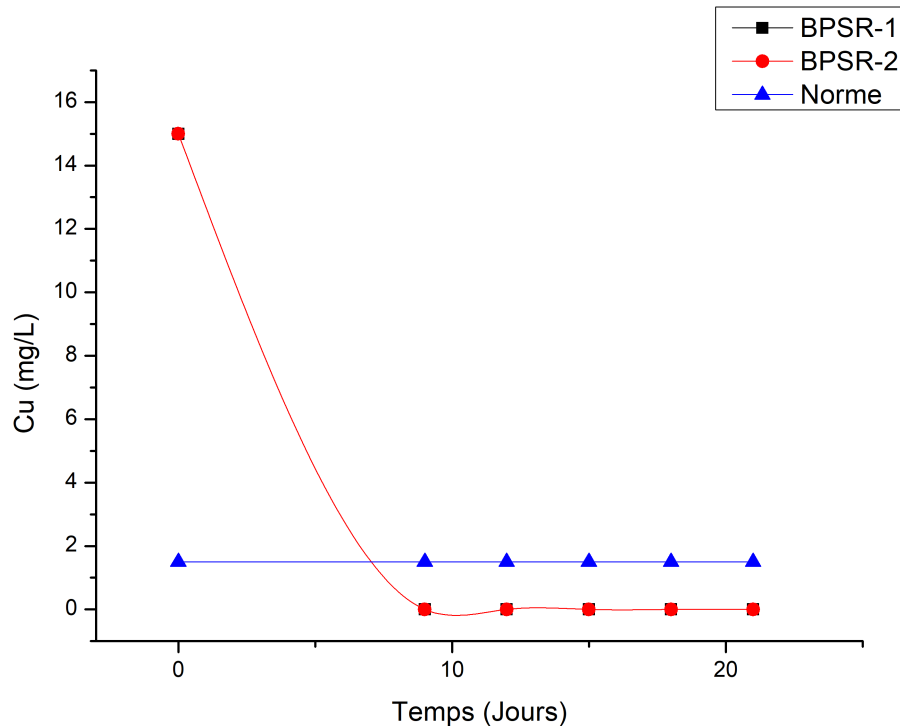


FIG. 3.28 : Évaluation de la concentration du Cu en fonction du temps dans BPSR-1 et BPSR-2.

3.4.2.3 Évaluation du Cd, Zn, Cu et le Pb

Cd : Les résultats mesurés par la SAA ont permis de représenter l'évolution temporelle de la concentration du Cd. Cette dernière atteint le seuil de détection de l'appareil dès le premier prélèvement qui est de l'ordre de 8×10^{-3} en ce qui concerne le DMA traité par le biofiltre BPSR-2.

Pb : Comme montré dans la figure 3.26 la concentration du plomb diminue graduellement dans le temps pour les deux biofiltres. Elle atteint une valeur de 10^{-3} mg/L dans l'effluent prélevé du BPSR-1 et 9×10^{-4} dans celui récupéré du BPSR-2. Les valeurs mesurées depuis le début des essais, sont inférieures à la norme qui est de 0.2 mg/L.

Zn : La diminution progressive des concentrations en Zinc en fonction du temps est exprimée dans la figure 3.27. A partir du troisième jour de prélèvement (15ième jour depuis le lancement du système), les concentrations en Zinc atteignent des valeurs dépassant les 0.0001 mg/L qui représente la valeur limite de détection de l'appareil utilisé.

Cu : L'ensemble des deux biofiltres a fait preuve d'une grande performance en ce qui concerne la rétention du Cu (3.28). En effet, dès le début des essais, la concentration du cuivre s'est vu atteindre le seuil de détection de l'appareil qui est de 10^{-4} .

Parallèlement aux différents mécanismes mis en jeu par les calcaires et les mélanges réactifs pour la rétention des métaux, la précipitation du Fe sous forme d'hydroxydes, montrée dans la section 3.4.2.1, favorise l'enlèvement des métaux par co-précipitation et par sorption sur leur surface [9].

L'ensemble des concentrations mesurées respectent les normes en vigueur des effluents traités qui sont de 3mg/L pour le Zn, 1.5mg/L pour le cuivre et 0.2 pour Le Cd et le Pb.

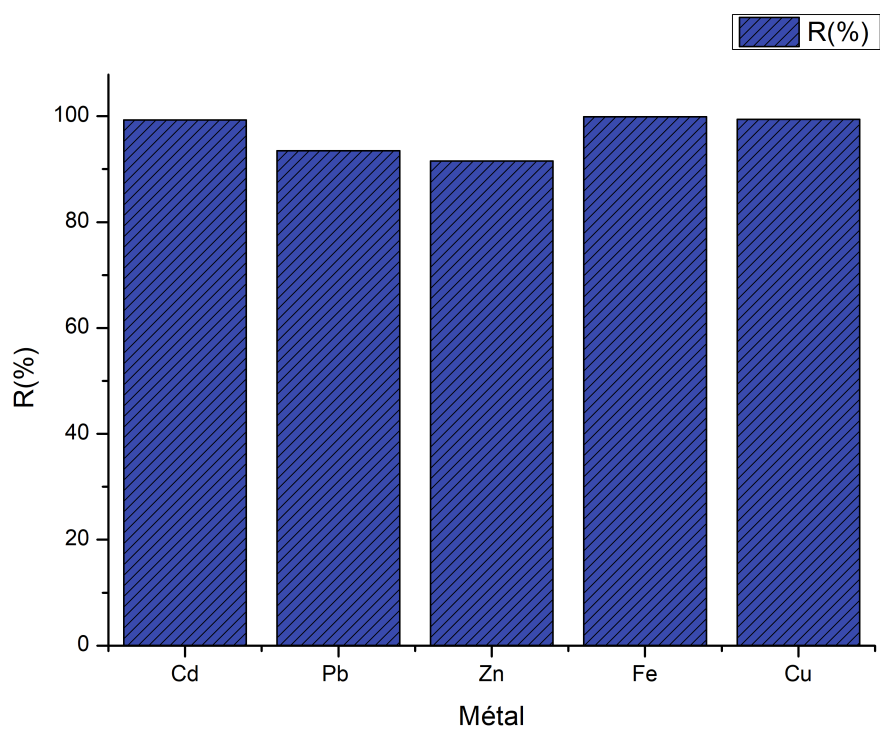


FIG. 3.29 : Histogramme représentant les pourcentage de rétention à la sortie du DOC.

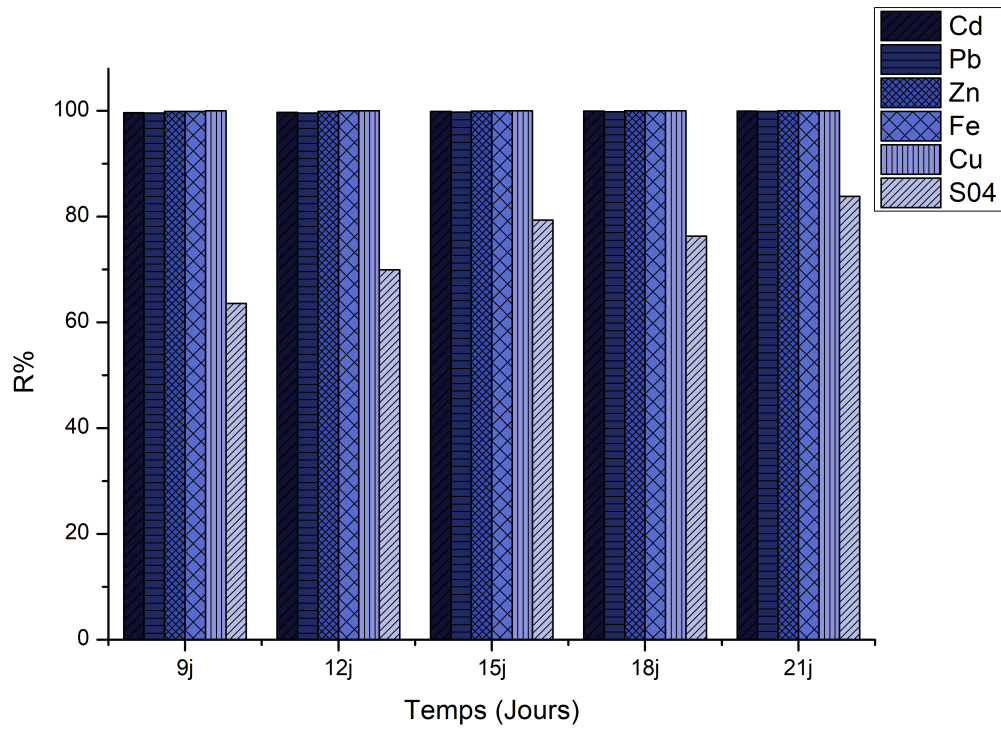


FIG. 3.30 : Histogramme représentant les pourcentage de rétention à la sortie du BPSR-1.

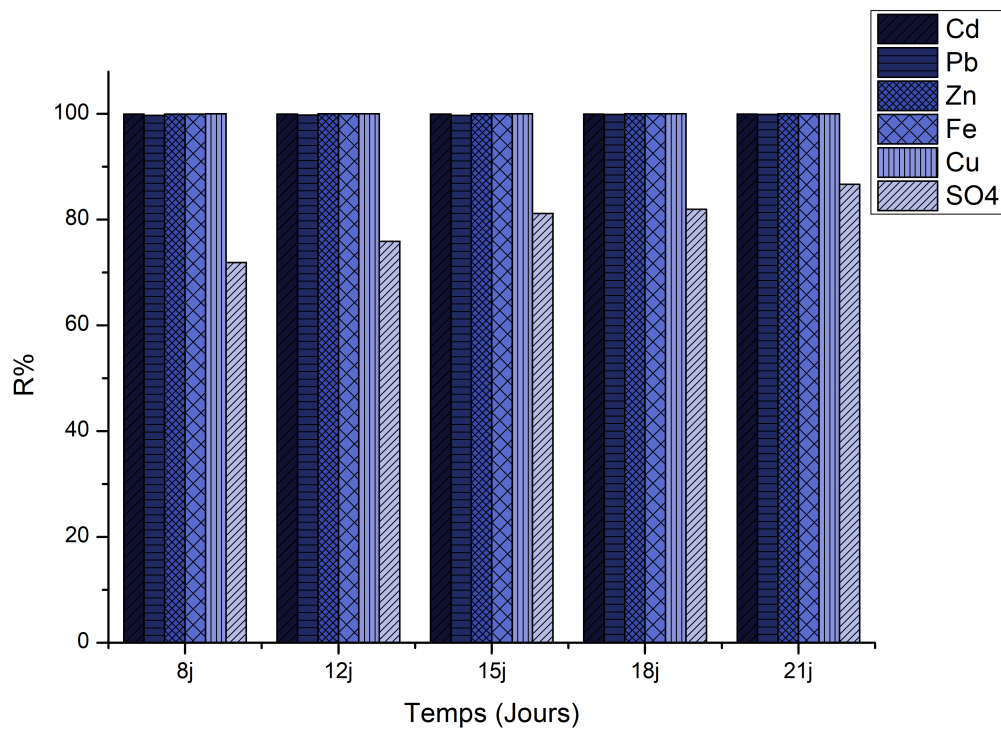


FIG. 3.31 : Histogramme représentant les pourcentage de rétention à la sortie du BPSR-2.

L'histogramme de la figure 3.29 présente les pourcentages de rétention obtenus à la sortie

du DOC (qui est l'entrée des BPSR). Ces pourcentages élevés témoignent de l'efficacité du DOC à retenir des métaux présents dans le DMA par leur précipitation sous forme d'hydroxydes ; ce qui a mené à l'enrobage des pierres calcaire par une couche rougeâtre.

Les histogrammes représentés dans les figures 3.30 et 3.31 illustrent les taux de retentions élevés dont fait preuve l'intégralité du système. En effet, les pourcentages de rétention des métaux avoisinent les 100% avec :

- Pour le biofiltre BPSR-1, les valeur moyennes de rétention des métaux sont : **99.73%** Pb, **99.94%** Zn, **99.99%** Cu, **99.97%** Fe et **99.98%** Cd.
- Pour le biofiltre BPSR-1, les valeur moyennes de rétention des métaux sont : **99.79%** Pb, **99.97%** Zn, **99.99%** Cu, **99.98%** Fe et **99.96%** Cd

Les pourcentages de rétention à la sortie du système sont supérieurs à ceux de la sortie du DOC prouvant ainsi, le rôle d'un biofiltre dans la décontamination en métaux d'un DMA et surtout en sulfates. Cette dernière se fait, par mécanismes de sorption que met oeuvre les composants des mélanges réactifs et à la réduction de ces métaux par le biais des bactéries en présence de la matière organique.

En ce qui concerne les sulfates, une augmentation graduelle est constatée jusqu'à atteindre des taux de 83.79% et 86.69% à la sortie des deux biofiltres BPSR-1 et BPSR-2 respectivement. Cette évolution concorde avec l'évolution du nombre de bactéries sulfatoréductrices.

L'effluent récupéré du BPSR-2 a une concentration en métaux et en sulfates qui est légèrement plus faible que celle de l'effluent prélevé du BPSR-1. Cela peut être du à une forte présence en matière organique (boue des eaux usées, boue de papeterie et fumier) comparé à BPSR-1 qui contient les sédiments portuaires seulement. En effet, la sorption des métaux sur la matière organique est un processus important au début de l'exploitation d'un biofiltre passif [72]. Mais cette capacité à tendance à décroître au fil du temps.

Dans les BPSR, les substrats secondaires formés de la réduction du Fer peuvent, eux aussi, contribuer à la sorption et à la co-précipitation des métaux sur leur surface. En plus, la filtration de nanoparticules de Fe(III) retenus à la surface des composant des mélanges réactifs.

3.4.3 Caractérisation minéralogique post-traitement

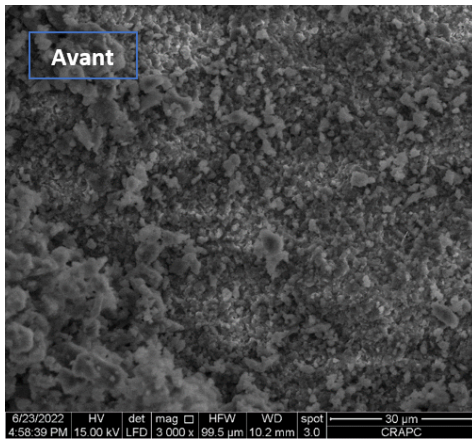


FIG. 3.32 : Observation sous MEB à $30\mu\text{m}$ des calcaires avant traitement.

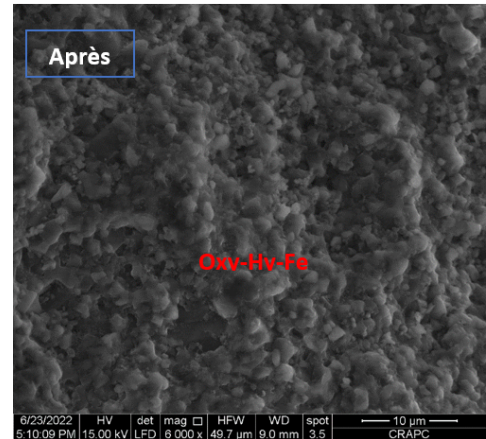


FIG. 3.33 : Observation sous MEB à $10\mu\text{m}$ des calcaires post-traitement.

Les figures 3.32 et 3.33 sont des images issues de l'analyse des calcaires Cal-2, avant et après traitement.

Elles montrent une formation des minéraux secondaires tels que les hydroxydes et les oxydes, issus de la dissolution des carbonates.

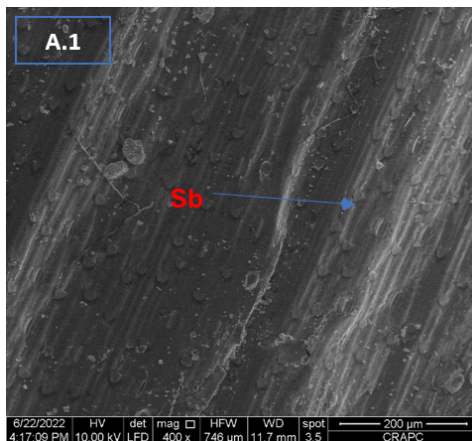


FIG. 3.34 : Observation sous MEB à $200\mu\text{m}$ de la sciure de bois avant traitement.

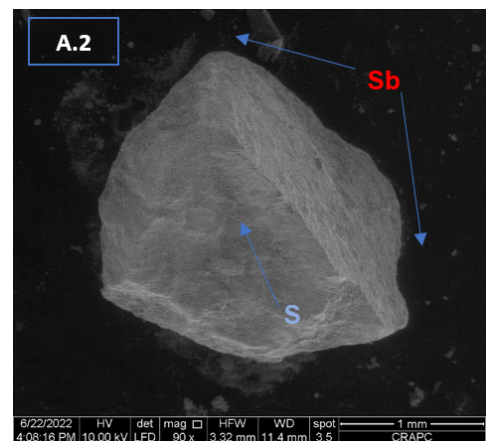


FIG. 3.35 : Observation sous MEB à 1mm d'un grain de sable avant traitement.

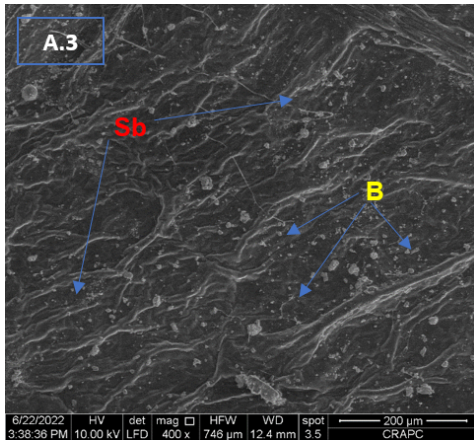


FIG. 3.36 : Observation sous MEB à 200 μ m surface contenant des bactéries en provenance des inoculum avant le traitement.

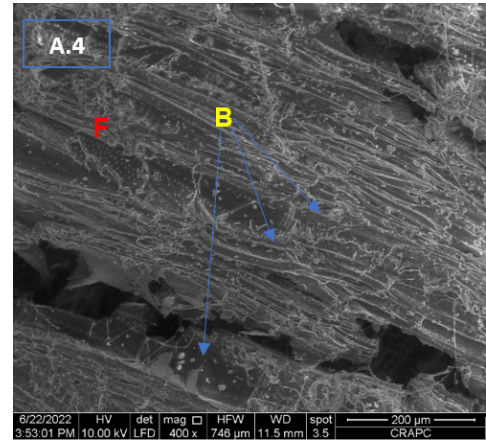


FIG. 3.37 : Observation sous MEB à 200 μ m surface contenant des bactéries en provenance des inoculum avant le traitement.

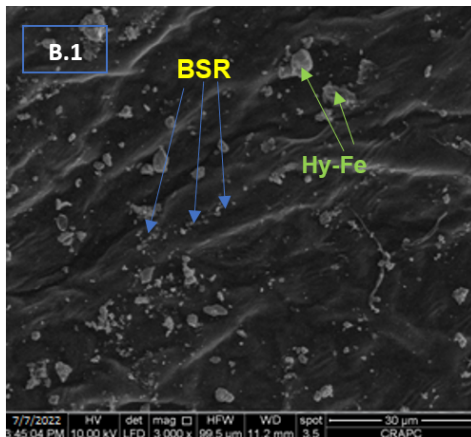


FIG. 3.38 : Observation sous MEB à 30 μ m de sciure de bois post-traitement.

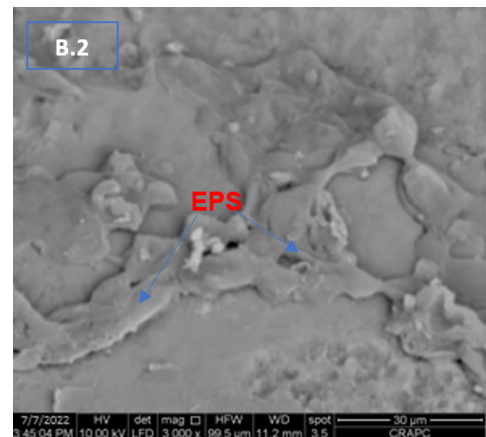


FIG. 3.39 : Observation sous MEB à 30 μ m d'un EPS.

Les figures 3.34, 3.35, 3.36 et 3.37 (A) sont des images du MEB des échantillons récupérés des mélanges réactifs MR-1 et MR-2 avant démantèlement des BPSR, 3.38 et 3.39 (B) sont des images du MEB des échantillons après démantèlement des BPSR :

- (A.1) Sciure de bois,
- (A.2) Grain de sable,
- (A.2 et A.3) Surfaces encrassées par des bactéries provenant des sources d'inoculum bactérien,
- (B.1) Sciure de bois encrassée par des précipitations sous forme d'oxydes/hydroxydes à différentes tailles et des bactéries sulfato-réductrices approximativement de taille 0.77 μ m.

- (B.2) sciure de bois du BPSR-1 recouverts de matrice polymériques extracellulaires.

Sb : Sciure de bois ; S : Sable ; B : Bactéries ; BSR : Bactéries sulfato-réductrices ; F : Foin ; Hy-Fe : Oxyhydroxydes de fer ; EPS : Matrice polymériques extracellulaires.

D'après les résultats énoncés dans cette section, plusieurs conclusions peuvent être tirées.

- L'évaluation des paramètres électro-chimiques montre que le système a pu satisfaire un pH accepté par les normes algériennes.
- Le TRH du DMA dans le DOC et les biofiltres était suffisant pour atteindre un pH alcalin de 6.5 et une rétention quasi-complète.
- Les taux de rétention obtenus lors de la sortie du DOC concordent avec les résultats obtenus des essais en batch, contrairement au pH. Ceci peut être dû aux problèmes rencontrés lors de l'expérience (débordement du système).
- Le traitement du DMA par les méthodes passives fait intervenir plusieurs mécanismes entre la précipitation, la sorption ainsi que l'activité réductrice des BSR.
- Les résultats obtenus correspondraient aussi à l'évolution de la croissance bactérienne, c'est à dire, une phase de latence qui était de courte durée due à l'incubation des sources des inoculum bactériens, une phase de croissance exponentielle et une phase stationnaire.
- Les résultats qui découlent de l'analyse SAA, montrent que le biofiltre BPSR-2 est légèrement plus performant que le BPSR-1 particulièrement en ce qui concerne la décontamination en sulfate.
- Le milieu anoxique et la présence de matière organique offre aux BPSR l'environnement adéquat pour leur développement. De même, l'augmentation de l'alcalinité des DMA dans le DOC à favoriser leur croissance; ce qui appuie l'efficacité d'utiliser une combinaison de deux systèmes de traitement passif.
- Tous les résultats obtenus satisfont les normes algériennes en vigueur en termes de pH et de concentrations en métaux.
- La caractérisation minéralogique a permis de confirmer la formation de minéraux secondaire dans le DOC et la formation d'une matrice EPS de la part des BSR.
- Dans les BPSR, le fer a été principalement immobilisé par la formation d'hydroxydes ou d'oxyhydroxydes.
- La taille des hydroxydes et oxyhydroxydes présent dans le DOC est plus grande que celle constaté lors des essais en batch.

Ce chapitre a abordé en premier lieu la caractérisation des matériaux utilisés au cours de cette étude. Cela, a permis d'avoir une idée précise du potentiel neutralisant des

calcaires et de la capacité de rétention des mélanges réactifs ainsi que leur contenance en matière organique, indispensables au traitement d'un DMA. En second lieu, les résultats obtenus des essais en batch ont permis d'optimiser les paramètres d'opération du système intermédiaire qui sont : le type du calcaire devant être utilisé, les conditions du milieu et un TRH optimal. La dernière partie de ce chapitre, relate l'évolution électro-chimique, chimique, biologique de l'effluent récupéré à la sortie des deux BPSR, ainsi qu'une caractérisation minéralogique post-traitement. Ces analyses attestent qu'avec un TRH de 13h pour le DOC et un TRH de 3jours dans les BPSR, le système a une capacité de neutralisation de DMA et de rétention supérieure à 99% pour tous les métaux et qui dépasse les 80% pour ce qu'y est des sulfates, et ce, à la sortie des deux biofiltres. En d'autres termes, le modèle proposé est efficace pour le traitement d'un DMA fortement contaminé.

Conclusion générale

Conclusion générale

Le drainage minier acide constitue un problème majeur pour les sociétés activant dans le secteur minier et pour les autorités responsables dans le cas de sites miniers abandonnés. Sa contamination en métaux et son faible pH représentent une menace pour l'ensemble de la biodiversité et sa capacité de migration le classe comme source de pollution du réseaux hydrologique et hydrogéologique. En vue de limiter ses dommages, ce travail a permis la conception d'un nouveau système de traitement passif, en combinant l'approche biotique et abiotique, destiné au traitement d'un DMA fortement contaminé. Cependant, avant de passer à une grande échelle, des essais à une échelle de laboratoire et à une échelle intermédiaire doivent être réalisés afin de tester les performances du système et ses limites. En premier lieu, la caractérisation physique a permis d'attester que les deux échantillons Cal-1 et Cal-2 étaient de la calcite pure grâce aux analyses DRX et FRX. Pour les composants du mélange réactif, la CEC a montré un fort potentiel de rétention des métaux et une forte présence de matière organique dans les échantillons contenant les sources de BSR.

Ensuite, les trois séries des essais en Batch (B-1, B-2 et B-3), ont permis de définir les paramètres optimaux à utiliser dans le DOC à l'échelle supérieure :

- Un TRH optimal dans l'intervalle de 8h à 16h a pu conférer les meilleurs résultats en terme de neutralisation. Le pH atteint : 7.44, 7.85 et 7.17 pour les série B-1, B-2 et B-3 respectivement.
- Le calcaire Cal-2, présente une meilleure neutralité et décontamination des solutions résiduelles par rapport à Cal-1.
- Les conditions oxiques permettent une meilleure neutralisation que les conditions anoxiques en vue de la présence d'oxygène qui favorise la formation des hydroxydes métalliques.

Tel que les pourcentages de rétention sont les suivants :

- o B-1 : 99.75% Cd, 95.76% Pb, 96.07% Zn, 99.99% Fe et 99.98% Cu.
- o B-2 : 99.81% Cd, 96.66% Pb, 97.92% Zn, 99.99% Fe et 99.97% Cu.
- o B-3 : 99.81% Cd, 96.66% Pb, 97.92% Zn, 99.99% Fe et 99.97% Cu.

Une fois le système pensé et conçu, le troisième axe comportait le suivi bio-électrochimique de l'effluent récupéré et une analyse minéralogique post-traitement des calcaires contenus dans le DOC ainsi que des mélanges réactifs des BPSR-1 et BPSR-2. Il en découle ce qui suit :

- La mesure du pH affirme l'efficacité du système à neutraliser le DMA atteignant un pH de 6.53 et 6.6 à la sortie du BPSR-1 et BPSR-2 respectivement.
- Le suivi microbiologique a montré une croissance graduelle du nombre de bactéries présent dans l'effluent ; ce qui témoigne du rôle que joue les BSR pour la rétention des métaux.
- L'analyse SAA a rapporté une rétention quasi-totale de tous les métaux qui se présente comme suit :
 - o A la sortie du BPSR-1 : 99.82% Cd, 99.73% Pb, 99.94% Zn, 99.97% Fe et 99.99% Cu.
 - o A la sortie du BPSR-2 : 99.96% Cd, 99.79% Pb, 99.79% Zn, 99.98% Fe et 99.99% Cu.
- En ce qui concerne la rétention en sulfate, leur rétention était de l'ordre de 74.58% pour BPSR-1 et de 79.50% pour BPSR-2.
- Le biofiltre BPSR-2 montre de meilleures performances pour la rétention des métaux que BPSR-1 ; ce qui témoigne du rôle de la matière organique dans la rétention des métaux par sorption.
- Les caractéristiques physico-chimiques des deux effluents récupérés satisfont les normes algériennes mises en place.
- La caractérisation minéralogique a confirmé la précipitations de minéraux secondaire ainsi que la formation d'une EPS par les BSR pour réduire les métaux.
- Les matériaux qu'emploie le système sont accessible, les calcaires viennent du Nord-Est d'Algérie, là où se situent de nombreuses mines abandonnées.

Ces résultats ont permis de comprendre les mécanismes biotiques et abiotiques qui sont mis en uvre pour le traitement d'un DMA et ont prouvé par la suite l'efficacité d'un tel système à traiter des DMA fortement contaminés en fer et en sulfates.

Cependant, ce système présente certaines limites qui peuvent remettre en cause ses performances à long terme et dont la présente étude n'a pas pu aborder eu égard au temps relativement court imparti aux essais (21jours), à savoir :

- Le volume de DMA traité.
- L'enrobage de la pierre calcaire de précipité métallique diminuant ainsi la surface de contact entre l'effluent et la matière alcaline.
- Le colmatage graduel des biofiltres qui a pour conséquence de baisser sa capacité de traiter de grand volume de DMA.
- L'épuisement de la source de carbone dans les biofiltres entraînant une diminution de la sorption des métaux.

- L'étude s'est faite sur un DMA fortement contaminé qui est synthétique et non pas naturel.
- La caractérisation difficile car les minéraux secondaires précipités sont instables dans les conditions des analyses (sulfure biogénique s'oxyde en présence d'oxygène).

Afin d'améliorer cela, certaines recommandations peuvent être prises en considération ; ce sont :

- La vérification périodique des paramètres hydrauliques. En effet, la porosité et la perméabilité sont des paramètres qui ont été supposées constantes dans le cadre de ce travail en vue de son court terme, mais qui restent variables en raison de la formation de substrat.
- La réalisation d'essais en batch sur les mélanges réactifs pour avoir un choix optimal de ses composés.
- L'ajout de l'urée dans les biofiltres, ce qui représente une source de nitrate qui est nécessaire au développement des bactéries.
- Étendre le temps de l'essai jusqu'à plusieurs mois afin de tester les limites du modèle proposé.
- Une caractérisation chimique de l'effluent aurait permis d'avoir des résultats bien plus fiables.
- L'analyse MEB combinée avec une EDS (Spectroscopie à Dispersion d'Énergie) pour l'analyse chimique élémentaire afin de déterminer avec exactitude le type des précipités formés.
- La réalisation d'une extraction séquentielle pour ne pas altérer les résultats.
- L'élaboration d'un milieu de culture anaérobie propre au BSR pour leur dénombrement et la réalisation d'une analyse spectroscopique infrarouge à transformée de Fourier afin de pouvoir déterminer la composition en matière organique des mélanges réactifs.
- L'évaluation économique d'un tel projet sur terrain afin d'avoir une étude complète.

Cette étude s'inscrit dans la première étape de la conception d'un système de traitement optimal. D'autres perspectives sont envisageables comme la détermination de l'influence du temps de rétention et d'un rapport solide/liquide sur un tel système ou bien la réalisation d'une étude comparative entre un système combiné de traitement passif comme celui présenté dans cette étude et un biofiltre sulfatoréducteur seulement.

Il serait aussi intéressant d'entreprendre des travaux visant la récupération et la valorisation sélectives des rejets retenus dans les différents compartiments du système afin de garantir une approche de développement durable.

Pour conclure, il est à noter que l'état actuel des connaissances sur la pollution minière ne permet pas d'analyser les différents facteurs pouvant décrire le comportement de rejets,

liquide ou solide, en Algérie. Cela, engendre une mauvaise compréhension des processus qui régissent l'interaction entre le milieu naturel et un tel système de traitement. Pour cela, il serait plus judicieux de concevoir un modèle pilote installer sur terrain avant de pouvoir affirmer l'efficacité d'un prototype.

Bibliographie

- [1] Les impacts des mines orphelines : drainage minier acide. <https://wikimemoires.net/2019/11/les-impacts-des-mines-orphelines-dma/>. (Accessed on 07/20/2022).
- [2] D Barrie Johnson and Kevin B Hallberg. Acid mine drainage remediation options : a review. *Science of the total environment*, 338(1-2) :3–14, 2005.
- [3] Spectrométrie de fluorescence des rayons x wikipédia. https://fr.wikipedia.org/wiki/Spectrom%C3%A9trie_de_fluorescence_des_rayons_X#/media/Fichier:Analyse_wdx.svg. (Accessed on 07/06/2022).
- [4] Fichier :schema meb.png wikipédia. https://fr.m.wikipedia.org/wiki/Fichier:Schema_MEB.PNG. (Accessed on 07/06/2022).
- [5] Principe-du-diffractometre-dans-la-geometrie-de-bragg-brentano-115.png (600E249). https://www.researchgate.net/profile/Mounir_Sahli/publication/316267327/figure/fig29/AS:594299427241990@1518703433513/Principe-du-diffractometre-dans-la-geometrie-de-Bragg-Brentano-115.png. (Accessed on 07/06/2022).
- [6] FA Mansour, M Ould-Hamou, A Merchichi, and O Güven. Recovery of iron and phosphorus removal from gara djebilet iron ore (algeria). *Natsional'nyi Hirnychyi Universytet. Naukovyi Visnyk*, (4) :82–88, 2021.
- [7] Robin Potvin. *Évaluation à différentes échelles de la performance de systèmes de traitement passif pour des effluents fortement contaminés par le drainage minier acide*. Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (Canada), 2009.
- [8] Housseem E Ben Ali, Carmen M Neculita, John W Molson, Abdelkabir Maqsoud, and Gérald J Zagury. Efficiency of batch biochemical reactors for mine drainage treatment at low temperature and high salinity. *Applied Geochemistry*, 103 :40–49, 2019.
- [9] Khalifa Lounate. *Performance des matériaux alcalins pour prévenir la génération d'acidité et la mobilisation des métaux retenus par de nouveaux biofiltres (semi-) passifs sulfato-réducteurs utilisés pour le traitement du drainage minier acide*. PhD thesis, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 2019.
- [10] Bruno Bussière and Marie Guittonny. *Hard rock mine reclamation : from prediction to management of acid mine drainage*. CRC press, 2020.

- [11] TI Ojonimi, F Asuke, MA Onimisi, CY Onuh, and N Tshiongo-Makgwe. Coal mining and the environmental impact of acid mine drainage (amd) : a review. *Nigerian Journal of Technology*, 39(3) :738–743, 2020.
- [12] I Moodley, CM Sheridan, U Kappelmeyer, and Ata Akcil. Environmentally sustainable acid mine drainage remediation : Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*, 126 :207–220, 2018.
- [13] Geoffrey S Simate and Sehliselo Ndlovu. Acid mine drainage : Challenges and opportunities. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(3) :1785–1803, 2014.
- [14] O El Aroussi, L Mesrar, M Lakrim, A El Garouani, and R Jabrane. Methodological approach for assessing the potential risk of soil erosion using remote sensing and gis in the oued el malleh watershed (pre-rif, morocco). *Journal of Materials and Environmental Science*, 2(1) :433–438, 2011.
- [15] Vincent Boulanger-Martel. *Évaluation de la performance de recouvrements miniers pour contrôler le drainage minier acide en climat arctique*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada), 2019.
- [16] Dominique GUYONNET, Nathalie TOUZE, Francis COTTARD, and David CAZAUX. Fonction étanchéité et gestion des risques en contexte minier.
- [17] Ata Akcil and Soner Koldas. Acid mine drainage (amd) : causes, treatment and case studies. *Journal of cleaner production*, 14(12-13) :1139–1145, 2006.
- [18] Thomas Deschamps, Mostafa Benzaazoua, Bruno Bussière, Tikou Belem, and Mamert Mbonimpa. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2), 2006.
- [19] Belkacem Lahmira. *Modélisation numérique des processus physiques affectant le comportement des haldes à stériles produisant du drainage minier acide*. PhD thesis, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 2009.
- [20] C Zipper, J Skousen, and C Jage. Passive treatment of acid mine drainage. virginia cooperative extension. *Powell River Projectreclamation guidelines for surface mined land, Publ*, pages 460–133, 2011.
- [21] Amira Merchichi, Malek Ould Hamou, Mohamed Edahbi, Ema Bobocioiu, Carmen M Neculita, and Mostafa Benzaazoua. Hydrogeochemical features of surface water and groundwater contaminated with acid mine drainage (amd) in coal mining area. *Science of The Total Environment*, 807 :151002, 2022.
- [22] Pascal Charbonneau. *Analyse des pratiques de valorisation des rejets miniers*. PhD thesis, éditeur non identifié, 2014.
- [23] Thomas Genty. *Comportement hydro-bio-géo-chimique de systèmes passifs de traitement du drainage minier acide fortement contaminé en fer*. Université du Québec en Abitibi-Temiscamingue (Canada), 2012.

- [24] M Benzaazoua, B Bussière, M Kongolo, J McLaughlin, and P Marion. Environmental desulphurization of four canadian mine tailings using froth flotation. *International journal of mineral processing*, 60(1) :57–74, 2000.
- [25] Amira Merchichi. *Etude géochimique et traitement des rejets de la digue provenant de la mine de Kherzet Youcef et Chaabet El Hamra*. PhD thesis, Alger, Ecole Nationale Polytechnique, 2013.
- [26] Amira Merchichi, Malek Ould Hamou, Mohamed Edahbi, Ema Bobocioiu, Carmen M Neculita, and Mostafa Benzaazoua. Passive treatment of acid mine drainage from the sidi-kamber mine wastes (mediterranean coastline, algeria) using neighbouring phosphate material from the djebel onk mine. *Science of The Total Environment*, 807 :151002, 2022.
- [27] Anne-Marie Dagenais. *Techniques de contrôle du drainage minier acide basées sur les effets capillaires*. PhD thesis, École Polytechnique de Montréal, 2005.
- [28] Bissé Poaty. *Comportement hydrogéochimique des stériles d’une halde expérimentale visant à limiter la production de DNC par contrôle des écoulements*. PhD thesis, 2022.
- [29] Marie-Pier Ethier. *Évaluation de la performance d’un système de recouvrement monocouche avec nappe surélevée pour la restauration d’un parc à résidus miniers abandonné*. PhD thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 2018.
- [30]
- [31] Thomas Pabst, John Molson, Michel Aubertin, and Bruno Bussière. Reactive transport modelling of the hydro-geochemical behaviour of partially oxidized acid-generating mine tailings with a monolayer cover. *Applied Geochemistry*, 2003.
- [32] Akué Sylvette Awoh. *Étude expérimentale du comportement géochimique de résidus miniers hautement sulfureux sous un recouvrement en eau*. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (Canada), 2012.
- [33] Michel Aubertin, Bruno Bussière, Louis Bernier, Robert Chapuis, Michel Julien, Tikou Belem, Richard Simon, Mamert Mbonimpa, Mostafa Benzaazoua, and Li Li. La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l’environnement. *Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil*, pages 5–8, 2002.
- [34] Paul S MacLean, Janine A Higgins, Matthew R Jackman, Ginger C Johnson, Brooke K Fleming-Elder, Holly R Wyatt, Edward L Melanson, and James O Hill. Peripheral metabolic responses to prolonged weight reduction that promote rapid, efficient regain in obesity-prone rats. *American Journal of Physiology-Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 290(6) :R1577–R1588, 2006.
- [35] Ivan Nancuqueo, José AP Bitencourt, Prafulla K Sahoo, Joner Oliveira Alves, José O Siqueira, and Guilherme Oliveira. Recent developments for remediating acidic mine waters using sulfidogenic bacteria. *BioMed research international*, 2017, 2017.

- [36] Yaneth Vasquez, Maria C Escobar, Carmen M Neculita, Ziv Arbeli, and Fabio Roldan. 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, 2016.
- [37] Mike Adams, Rick Lawrence, and Mike Bratty. Biogenic sulphide for cyanide recycle and copper recovery in gold–copper ore processing. *Minerals Engineering*, 21(6) :509–517, 2008.
- [38] M Gopi Kiran, Kannan Pakshirajan, and Gopal Das. An overview of sulfidogenic biological reactors for the simultaneous treatment of sulfate and heavy metal rich wastewater. *Chemical Engineering Science*, 158 :606–620, 2017.
- [39] Rébecca Pelletier-Allard. *Caractérisation et neutralisation du drainage minier acide par une dolomie à haute pureté*. PhD thesis, éditeur non identifié, 2014.
- [40] Tsiverihasina Vavaka Rakotonimaro. *Prétraitement et traitement passif du drainage minier acide ferrifère*. PhD thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 2017.
- [41] Marouen Jouini, Carmen Mihaela Neculita, Thomas Genty, and Mostafa Benzaazoua. Environmental behavior of metal-rich residues from the passive treatment of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, 712 :136541, 2020.
- [42] Jeff Skousen, Carl E Zipper, Arthur Rose, Paul F Ziemkiewicz, Robert Nairn, Louis M McDonald, and Robert L Kleinmann. Review of passive systems for acid mine drainage treatment. *Mine Water and the Environment*, 36(1) :133–153, 2017.
- [43] Iuliana Laura Calugaru, Carmen Mihaela Neculita, Thomas Genty, and Gérald J Zagury. Metals and metalloids treatment in contaminated neutral effluents using modified materials. *Journal of Environmental Management*, 212 :142–159, 2018.
- [44] Carmen-Mihaela Neculita, Gérald J Zagury, and Bruno Bussière. Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria : Critical review and research needs. *Journal of environmental quality*, 36(1) :1–16, 2007.
- [45] Omar Ouakibi, Souad Loqman, Rachid Hakkou, and Mostafa Benzaazoua. The potential use of phosphatic limestone wastes in the passive treatment of amd : a laboratory study. *Mine Water and the Environment*, 32(4) :266–277, 2013.
- [46] Carmen M Neculita, Gérald J Zagury, and Bruno Bussière. 11 passive treatment of acid mine drainage at the reclamation stage. 2021.
- [47] Robin Potvin. *Réduction de la toxicité des effluents des mines de métaux de base et précieux à l'aide de méthodes de traitement biologique*. PhD thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 2004.
- [48] Karine Dufresne. *Traitement de polissage de drainage minier acide par marais épurateur*. PhD thesis, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 2015.

- [49] Paul F Ziemkiewicz, David L Brant, and Jeffrey G Skousen. Acid mine drainage treatment with open limestone channels. In *13th Annual Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Successes and Failures : Applying Research Results to Insure Reclamation Success, Tennessee*, 1996.
- [50] Guillaume Nielsen. *Enlèvement des métaux des effluents miniers en climat froid par des processus biologiques et chimiques s opérant dans des bioréacteurs semi-passifs sulfato-réducteurs*. PhD thesis, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, 2018.
- [51] Carmen-Mihaela Neculita, Gérald J Zagury, and Bruno Bussière. 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, 2008.
- [52] Mohamed-Ali El Kilani, Marouen Jouini, Tsiverihasina V Rakotonimaro, Carmen Mihaela Neculita, John W Molson, Benoît Courcelles, and Guy Dufour. In-situ pilot-scale passive biochemical reactors for ni removal from saline mine drainage under subarctic climate conditions. *Journal of Water Process Engineering*, 41 :102062, 2021.
- [53] Housseem Eddine Ben Ali. *Traitement passif du drainage minier à faible température et forte salinité*. PhD thesis, Polytechnique Montréal, 2019.
- [54] EA Backes, JD Caldwell, BC Shanks, KR Ness, ANV Stewart, LS Wilbers, CA Clifford-Rathert, AK Busalacki, HA Swartz, DL Kreider, et al. Performance by yearling katahdin ewes grazing toxic tall fescue using either continuous or rotational grazing schemes in late spring through summer. *Sheep & Goat Research Journal*, 29 :11–16, 2014.
- [55] Agnès Guillaume, Clémentine Rossier, and Paul Reeve. Abortion around the world. an overview of legislation, measures, trends, and consequences. *Population*, 73(2) :217–306, 2018.
- [56] Bryce Le Bourre. *Géochimie du manganèse : immobilisation dans les solides des eaux naturelles et du drainage minier*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada), 2020.
- [57] Melina Zourelidou, Birgit Absmanner, Benjamin Weller, Inês CR Barbosa, Björn C Willige, Astrid Fastner, Verena Streit, Sarah A Port, Jean Colcombet, Sergio de la Fuente van Bentem, et al. Auxin efflux by pin-formed proteins is activated by two different protein kinases, d6 protein kinase and pinoid. *Elife*, 3 :e02860, 2014.
- [58] Jeffrey G Skousen, Paul F Ziemkiewicz, and Louis M McDonald. Acid mine drainage formation, control and treatment : Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*, 6(1) :241–249, 2019.
- [59] F2006026.pdf. <https://and.dz/site/wp-content/uploads/D%C3%A9cret-exécutif-n%C2%B0-06-141.pdf>. (Accessed on 07/10/2022).

- [60] Thomas Genty, Bruno Bussière, Robin Potvin, and M Benzaazoua. Neutralization of acid mine drainage in anoxic limestone drains : a laboratory study. *Proceeding Post-Mining*, 2008.
- [61] *Méthodes de terrain et de laboratoire applicables aux morts-terrains et aux sols miniers*. Laboratoire de Recherche Environnementale Industrielle, Bureau de Recherche et .
- [62] Une méthode pour calculer le potentiel de neutralisation des déchets miniers. *Géologie environnementale*, 32 :100–106.
- [63] Panorama des systèmes passifs de traitement du drainage minier acide. *Terres vertes*, 27 :34–43.
- [64] Effet du peroxyde sur les valeurs du potentiel de neutralisation de la sidérite et d'autres minéraux carbonatés. *Revue de la qualité environnementale*, 32 :2373–2378.
- [65] Spectrométrie par fluorescence des rayons x (xrf) | malvern panalytical. <https://www.malvernpanalytical.com/fr/products/technology/xray-analysis/x-ray-fluorescence>. (Accessed on 07/06/2022).
- [66] Définition | microscope électronique à balayage - meb - sem | futura santé. <https://www.futura-sciences.com/sante/definitions/biologie-microscope-electronique-balayage-7783/>. (Accessed on 07/06/2022).
- [67] Le siècle de la cristallographie : de la diffraction des rayons x à la cristallographie (2/2) | culturesciences-chimie. <https://culturesciences.chimie.ens.fr/thematiques/chimie-analytique/spectroscopies/le-siecle-de-la-cristallographie-de-la-diffraction-0>. (Accessed on 07/06/2022).
- [68] Gayathri Naidu, Seongchul Ryu, Ramesh Thiruvengkatachari, Youngkwon Choi, Sanghyun Jeong, and Saravanamuthu Vigneswaran. A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage. *Environmental pollution*, 247 :1110–1124, 2019.
- [69] Michel Aubertin, Bruno Bussière, Louis Bernier, Robert Chapuis, Michel Julien, Tikou Belem, Richard Simon, Mamert Mbonimpa, Mostafa Benzaazoua, and Li Li. La gestion des rejets miniers dans un contexte de développement durable et de protection de l'environnement. *Congrès annuel de la Société canadienne de génie civil*, pages 5–8, 2002.
- [70] Sahar Soleimani, Paul J Van Geel, O Burkan Isgor, and Mohamed B Mostafa. Modeling of biological clogging in unsaturated porous media. *Journal of contaminant hydrology*, 106(1-2) :39–50, 2009.
- [71] Spectrométrie d'absorption atomique. <https://www.gci.ulaval.ca/fileadmin/gci/documents/rgalvez/Extra%2063617/Laboratoire.pdf>. (Accessed on 07/06/2022).
- [72] Charles-Edouard Luyt, Valérie Guérin, Alain Combes, Jean-Louis Trouillet, Said Ben Ayed, Maguy Bernard, Claude Gibert, and Jean Chastre. Procalcitonin kinetics

as a prognostic marker of ventilator-associated pneumonia. *American journal of respiratory and critical care medicine*, 171(1) :48–53, 2005.

Appendices

Annexe A

Liste des anciennes mines en Algérie

Le tableau 1.5 regroupe l'ensemble des sites miniers abandonnés ainsi que les substances exploitées. Ces informations sont données par l'Office National des Recherches Géologiques et Minières (ORGM).

TAB. A.1 : Liste des anciennes mines en Algérie (ORGM).

Wilaya	Lieu /carrière/ mine	Substance/produit	Entreprise/unités	Période d'exploitation
Annaba	Ain Barbar	Cuivre-Plomb Zinc	SONAREM	1938-1944
Annaba	Bou Hamra	/	/	
Annaba	Mine de Karézas	Tungstène- Scheelite	/	
Guelma	Hammam N'bails	Plomb-Zinc	SONAREM	1941
Guelma	Djebel Debbagh	Baryte	ENOF	1938-1941
Guelma	Ain Arkos	/	SONAREM	
Guelma	Héliopolis	Soufre natif	/	
Guelma	Ain Achour, douar Nadour	Cérusite-Mimétèse, Nadorite	/	
Skikda	El Alia	Fer	SONAREM	1938-1944
Skikda	Sidi Kambre	Plomb-Zinc	SONAREM	1937-1944
Skikda	Bou Doukha	Blende- Galène- Antimoine	/	1938-1944
Skikda	Collo, Filons d'Oued Oudina	Zinc	/	1937-1943
Souk-Ahras	ChaabetBaloute, La vallée de la Madjerdah	Sidérose/quelques Pyrite	/	
El Tarf	Kef Oum Tboul	Plomb, Zinc, Argent Cuivre	SONAREM	
El Tarf	El M'Kimen	/	/	
Tébessa	Djebel Dyr	Phosphate	SONAREM	
Tébessa	Khanguet El Mouhad	Fer	/	
Tébessa	Hammimate	Antimoine	/	
Tébessa	Mine de M'Zaïta	Phosphate	/	
Tébessa	Khanguet	Minerai de fer	/	Fermée en 1975
Oum Bouaghi	Mesloula	Plomb	/	1938-1945
Oum Bouaghi	Aïn Kerma	Antimoine	/	
Tissemsilt	Ouarsenis	Plomb-Zinc	SONAREM	1937-1945
Chlef	Kef N'Sour	Oligiste, limonite et Sidérose	/	1938-1939
Chlef	Breïra, Beni-Aquil, Beni-Haoua	Fer	/	1938-1941
Ain Defla	Rouina	Minerai de fer	/	Fermée en 1962
Tlemcen	Sebabna	Amas D'Hématite	/	1938-1940
Béchar	Kenadza	Charbon	SONAREM	
Béchar	Gisement de Bou Kais, Colomb Béchar	Cuivre	/	
Béchar	Menouna	Charbon	/	
Bouïra	Guerrouma, Tablat	Plomb-Zinc	/	1938-1945
Oran	Ouillis	Kieselghur	/	
Oran	Ghar Roubane	Pb-Zn Galène- Argentifère- Cuivre	/	
Ain Temouchent	Béni Saf	Hématite	/	
Bejaïa	Timezrit	Goethite - Hématite	/	1938-1945
Bejaïa	Akbou-Adrar Gueldaman	Hématite	/	1938-1944
Bejaïa	Djebel Bou Amrane	Fer	/	1938-1945
Sétif	Djebel Gustar	Plomb - Zinc	/	1937-1944
Sétif	Guergour	Zinc	/	1937-1940
Blida	Meftah	Fer	/	Fermée en 1968
Blida	Larbaa Sakamody	Zinc	/	
Boumerdes	Keddara	Barytine	/	
Tipaza	Gouraya	Fer	/	1938-1940
Tizi-Ouzou	Bou Mahni	Barytine	SONAREM	
Tizi-Ouzou	Affensou	Baryte	/	Fermée en 1973
Jijel	Sisi-Marouf Tissimiran	Fer	/	
Mila	Aptien du Djebel Felten	Calamine Calcinée	/	
Batna	Ichmoul	Pb - Zn	/	

Annexe B

Résultats

TAB. B.1 : Résultats de la mesure des paramètres électro-chimiques sur les solutions résiduelles de B-1.

Temps	pH	Eh	Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)
5mn	6,52	156,1	4940
15mn	6,57	129,1	5280
30mn	6,86	116,8	5160
1h	6,91	96	5800
2h	7,52	92,8	5470
4h	7,55	79,9	5020
8h	7,44	74,7	6340
16h	7,47	73,8	6840
24h	7,41	87	7140
32h	7,34	98,1	7560
48h	7,03	88,3	5720

TAB. B.2 : Résultats de la mesure des paramètres électro-chimiques sur les solutions résiduelles de B-2.

Temps	pH	Eh	Conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$)
5mn	6,44	138,2	3970
15mn	6,74	153,3	4640
30mn	7,18	84,2	4570
1h	7,62	82,1	3650
2h	7,87	74,4	4780
4h	7,75	71,8	4850
8h	7,85	69,2	5250
16h	7,7	65,7	4160
24h	7,71	51,9	4290
32h	7,66	87,3	3950
48h	7,76	78,4	4850

TAB. B.3 : Résultats de la mesure des paramètres électro-chimiques sur les solutions résiduelles de B-3.

Temps	pH	Eh	Conductivité (/cm)
5mn	6,49	152,6	4060
15mn	6,52	149,8	4600
30mn	6,63	130,5	4370
1h	6,95	134,6	4580
2h	6,98	123,8	4080
4h	7,08	117,7	4900
8h	7,17	110	3940
16h	7,15	102,8	4470
24h	7,2	98,8	4320
32h	7,24	94	5270
48h	7,28	74,9	4350

TAB. B.4 : Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de B-1.

Essai	Cd	Pb	Zn	Fe	Cu
5mn	0,0070	0,0570	0,6240	0,0384	0,0020
15mn	0,0062	0,0525	0,5962	0,0325	0,0020
30mn	0,0060	0,0510	0,5175	0,0330	0,0020
1h	0,0055	0,0460	0,5008	0,0284	0,0020
2h	0,0051	0,0460	0,4870	0,0281	0,0020
4h	0,0050	0,0440	0,4812	0,0273	0,0020
8h	0,0049	0,0320	0,3533	0,0250	0,0020
16h	0,0046	0,0330	0,3126	0,0210	0,0020
24h	0,0041	0,0320	0,3017	0,0195	0,0020
32h	0,0040	0,0310	0,2652	0,0195	0,0020
48h	0,0040	0,0310	0,1965	0,0193	0,0020

TAB. B.5 : Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de B-2.

Essai	Cd	Pb	Zn	Fe	Cu
5mn	0,0064	0,0440	0,5421	0,0245	0,0100
15mn	0,0055	0,0400	0,4516	0,0241	0,0082
30mn	0,0041	0,0380	0,4166	0,0237	0,0036
1h	0,0035	0,0360	0,3357	0,0231	0,0020
2h	0,0030	0,0370	0,2101	0,0224	0,0020
4h	0,0030	0,0320	0,2003	0,0220	0,0020
8h	0,0030	0,0300	0,1012	0,0187	0,0020
16h	0,0030	0,0300	0,1005	0,0188	0,0020
24h	0,0030	0,0300	0,0959	0,0172	0,0020
32h	0,0030	0,0280	0,0955	0,0168	0,0020
48h	0,0030	0,0260	0,0902	0,0165	0,0020

TAB. B.6 : Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de B-3.

Essai	Cd	Pb	Zn	Fe	Cu
5mn	0,0064	0,0440	0,5421	0,0245	0,0100
15mn	0,0055	0,0400	0,4516	0,0241	0,0082
30mn	0,0041	0,0380	0,4166	0,0237	0,0036
1h	0,0035	0,0360	0,3357	0,0231	0,0020
2h	0,0030	0,0370	0,2101	0,0224	0,0020
4h	0,0030	0,0320	0,2003	0,0220	0,0020
8h	0,0030	0,0300	0,1012	0,0187	0,0020
16h	0,0030	0,0300	0,1005	0,0188	0,0020
24h	0,0030	0,0300	0,0959	0,0172	0,0020
32h	0,0030	0,0280	0,0955	0,0168	0,0020
48h	0,0030	0,0260	0,0902	0,0165	0,0020

TAB. B.7 : Évaluation des paramètres électro-chimiques des essais intermédiaire du BPSR-1.

Jours	pH	Conductivité s/cm
0	3	5040
8	7.07	6720
12	6.38	7120
15	6.53	6560
18	6.54	6320
21	6.67	5830

TAB. B.8 : Évaluation des paramètres électro-chimiques des essais intermédiaire du BPSR-2.

Jours	pH	Conductivité s/cm
0	3	5040
9	6.77	6230
12	6.48	5910
15	6.6	6360
18	6.44	5460
21	6.52	5380

TAB. B.9 : Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de BPSR-1.

Jours	Pb	Zn	Cu	Fe	Cd	SO4
0	1	10	15	1000	2	4000
8	0,0043	0,0095	0,0001	0,823	0,0075	1456,23
12	0,0045	0,0081	0,0001	0,102	0,0063	1202,69
15	0,0021	0,0053	0,0001	0,085	0,0021	826,87
18	0,0018	0,0004	0,0001	0,063	0,001	947,54
21	0,001	0,0004	0,0001	0,057	0,0008	648,31

TAB. B.10 : Résultats de la spectrométrie d'adsorption atomique de BPSR-2.

Jours	Pb	Zn	Cu	Fe	Cd	SO4
0	1	10	15	1000	2	4000
9	0,0027	0,006	0,0001	0,228	0,0008	1125,37
12	0,0025	0,002	0,0001	0,066	0,0008	965,58
15	0,0027	0,0001	0,0001	0,045	0,0008	754,27
18	0,0011	0,0001	0,0001	0,029	0,0008	721,37
21	0,0009	0,0001	0,0001	0,011	0,0008	532,12