

MARIE-ANNE PARANT

**ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE EN ESSAIS EN
COLONNES D'UN RECOUVREMENT ACTIF POUR
CONTRENER L'EUTROPHISATION DU LAC
SAINT-AUGUSTIN (QUÉBEC)**

Mémoire présenté
à la Faculté des études supérieures de l'Université Laval
dans le cadre du programme de maîtrise en Génie Civil
pour l'obtention du grade de maître ès sciences (M. Sc)

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CIVIL
FACULTÉ DES SCIENCES ET GÉNIE
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC

2007

RÉSUMÉ

Le lac Saint-Augustin (Québec) est un lac montrant une eutrophisation avancée. L'eutrophisation, qui est un vieillissement accéléré d'un plan d'eau, est causée par l'apport excessif de phosphore (P) en provenance des sédiments qui sont contaminés en P et en métaux lourds. L'alimentation du lac est principalement souterraine ce qui contribue au relargage du P dans les eaux du lac.

Un recouvrement actif est envisagé pour contrer le relargage du phosphore. Ce recouvrement est constitué de calcite qui a la capacité d'adsorber le phosphore. Une étape préliminaire est envisagée afin de diminuer la teneur de phosphore dans la colonne d'eau par un traitement de coagulation/floculation avec de l'alun. Le projet de maîtrise vise à estimer la performance du recouvrement actif en essais en colonnes de grande taille. Ces essais reproduisent les conditions de terrain en laboratoire dans deux colonnes de près de trois mètres de hauteur. Les méthodes de réhabilitation y sont appliquées.

Les deux colonnes sont différentes car seulement l'une des deux subit le pré-traitement à l'alun à raison de 20 mg/l d'alun dans la colonne d'eau. Par contre, les deux colonnes contiennent la couche de recouvrement qui a une épaisseur de 15 cm de calcite surmontée d'une couche de 15 cm de sable (pour protéger et maintenir la calcite en place).

Les essais en colonnes ont duré six mois. La calcite a montré une capacité élevée de rétention du phosphore avec une adsorption moyenne de 317 ± 106 mg de $P_{\text{extractible}}$ /kg calcite dans la colonne sans alun. La colonne avec alun n'a pas été aussi efficace, probablement à cause d'une vitesse de percolation plus rapide due à une perméabilité des sédiments trop élevée. Les conditions d'opération n'ont pas donné les résultats escomptés en terme de performance mais ont permis de démontrer le bon potentiel d'une couche de calcaire comme recouvrement actif pour contrer l'eutrophisation du lac Saint-Augustin.

REMERCIEMENTS

Je souhaite remercier ma directrice de recherche Mme Rosa Galvez-Cloutier pour m'avoir permis de travailler sur ce beau projet. Son soutien et son aide m'ont aidé à avancer le long de ma maîtrise. Merci également à M. Serge Leroueil, qui en tant que co-directeur m'a donné de précieux conseils pendant mes travaux de recherche.

Je tiens également à remercier les techniciens de laboratoire M. Michel Bisping et M. Christian Juneau dont l'aide et les conseils avisés m'ont été précieux pour traverser la phase expérimentale de mon projet.

Je remercie aussi le professeur Pierre Gélinas qui m'a beaucoup éclairée au début de mes travaux grâce à son expérience. Merci à toutes les personnes travaillant de près ou de loin à la réhabilitation du lac Saint-Augustin : Jean-Claude Desroches, Gaëlle Triffault-Boucher, Sylvain Arsenault. Je remercie aussi le Camping Juneau et Mme Bérubé qui m'ont gentiment permis d'échantillonner des eaux chez eux.

Un merci spécial au groupe de recherche en environnement du département de Génie Civil. À Marie-Éve et Gérardo qui m'ont beaucoup aidé dans le projet. À Abibata, Alexandre, Corinne, Emmanuelle, Estelle, Geneviève, Juan-Carlos, Najat, Sylvie et bien d'autres pour leur conseils et leur soutien.

Pour finir, je tiens à remercier ma famille et mes amis pour leur soutien tout au long de cette étape de ma vie.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	iii
Remerciements	iv
Table des matières	v
Liste des figures	viii
Liste des tableaux	x
Listes des unités et des abréviations	xiii
Lexique	xiv
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	1
1.1. La Grande Corvée du Bassin Versant du Lac Saint-Augustin	1
1.2. La problématique	2
1.2.1. L'eutrophisation du lac	3
1.2.2. Les métaux lourds	5
1.2.3. La méthode de réhabilitation envisagée	6
1.3. Objectifs de l'étude et hypothèses	6
1.4. Organisation du mémoire	8
CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU SITE	9
2.1. Localisation du lac Saint-Augustin	9
2.2. Morphométrie du lac et de son bassin versant	9
2.3. Topographie du bassin versant	11
2.4. Hydrologie et hydrogéologie du lac	12
2.4.1. Hydrologie	13
2.4.1. Géologie et hydrogéologie	14
2.5. État de la contamination	14
2.5.1. Données sur la contamination de l'eau du lac	15
2.5.2. Contamination des sédiments	19
CHAPITRE 3 : ÉTAT DES CONNAISSANCE	21
3.1. L'eutrophisation	21

3.1.1. Causes de l'eutrophisation	22
3.1.2. Indices de l'eutrophisation	23
3.1.3. Conséquences	23
3.1.4. Risques pour la santé et impacts socio-économiques	24
3.1.5. Côte trophique et contrôle de l'eutrophisation	26
3.2. Le phosphore	28
3.2.1. Le phosphore dans l'eau	28
3.2.2. Le phosphore dans les sédiments	29
3.2.3. Les conditions de relargage du P dans un lac	30
3.3. Les métaux lourds	31
3.3.1. Généralités sur les principaux contaminants	32
3.3.2. Cycle des métaux lourds en milieu aquatique	34
3.4. Méthode de réhabilitation envisagée pour le lac Saint-Augustin	36
3.4.1. La coagulation/floculation du phosphore	37
3.4.2. Le recouvrement actif des sédiments	40
CHAPITRE 4 : MATÉRIEL ET MÉTHODES	43
4.1. Description globale du projet	45
4.2. Description des paramètres et du matériel	46
4.2.1. Dosage des contaminants	47
4.3. Étape I : Échantillonnage	50
4.3.1. Eau souterraine	50
4.3.2. Eau du lac	51
4.3.3. Sédiments	51
4.3.4. Matériaux de recouvrement	53
4.3.5. Agent de coagulation/floculation : alun	54
4.4. Étape II : Essai préliminaire en jar test	54
4.4.1. Principe de l'essai et objectifs	55
4.4.2. Description des essais	57
4.4.3. Analyses effectuées	58
4.5. Étape III : Essais en colonnes	59
4.5.1. Mise en place et matériel	59

4.5.2. Mesures effectuées sur les pilotes	70
4.5.3. Estimation de la rétention du phosphore par l'alun et la calcite au moment de l'application	75
4.6. Performance visée du système	77
4.6.1. Critères de performance	77
CHAPITRE 5 : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS	80
5.1. Étape I : Échantillonnage et analyses des eaux du lac	80
5.1.1. Analyse de l'eau souterraine et de l'eau du lac	80
5.2. Étape II : Essai préliminaire de coagulation en jar test	82
5.2.1. Suivi de pH	84
5.2.2. Alcalinité	87
5.2.3. Concentration en phosphore	88
5.2.4. Concentration en aluminium résiduel	89
5.3. Étape III : Essais en colonnes	90
5.3.1. Analyses initiales	90
5.3.2. Analyses durant les expérimentations	98
5.3.3. Analyses finales	120
5.3.4. Performance de la méthode de réhabilitation	138
CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	146
Bibliographie	151
Annexe 1 : Méthodes existantes pour lutter contre l'eutrophisation	159
Annexe 2 : Protocoles de laboratoire	169
Annexe 3 : Côte trophique selon le TSI	177
Annexe 4 : Calculs géotechniques	181
Annexe 5 : Résultats des analyses des essais pilotes pour chaque volume de vides	185

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Algues dans le lac Saint-Augustin (été 2004)	1
Figure 1.2 : Photographie aérienne du lac Saint-Augustin en 1936	3
Figure 1.3 : Photographie du lac en 1953	4
Figure 1.4 : Photographie aérienne du lac en 2000	4
Figure 2.1 : Délimitation du bassin versant et de la zone de décharge	11
Figure 2.2 : Détail de la carte topographique de la région étudiée	12
Figure 3.1 : Schéma des processus qui déterminent les concentrations des métaux dans la colonne d'eau d'un lac	35
Figure 4.1 : Plan expérimental	44
Figure 4.2 : Courbes granulométriques de la roche calcaire et du sable	54
Figure 4.3 : Essai en "jar test" (série 1)	55
Figure 4.4 : Schéma du montage pour un essai en colonne	60
Figure 4.5 : Disque de géotextile	64
Figure 4.6 : Consolidation de la couche de sédiment	65
Figure 4.7 : Alun ajouté dans la colonne A	66
Figure 4.8 : Photographies du dispositif expérimental	69
Figure 4.9 : Diagramme de phases	71
Figure 4.10 : Démoulage de la couche de sédiment pendant le démontage	74
Figure 4.11 : Répartition par cadran de chaque tranche	74
Figure 4.12 : Conditions dans les colonnes pour l'essai d'adsorption	76
Figure 5.1 : Floccs après ajout d'alun	82
Figure 5.2 : Évolution du pH pour l'alun seul	84
Figure 5.3 : Évolution du pH pour la série avec alun et calcite en granulats	85
Figure 5.4 : Évolution du pH pour la série avec alun et calcite fine	85
Figure 5.5 : Photographie du filtre au MEB	95
Figure 5.6 : Hydroxyde d'aluminium au MEB	96
Figure 5.7 : Hydroxyde de fer et de manganèse au MEB	97
Figure 5.8 : Variation de pH pour la colonne A (avec alun)	99
Figure 5.9 : Variation de pH pour la colonne B	100

Figure 5.10 : Variation de la conductivité dans la colonne A (avec alun)	102
Figure 5.11 : Variation de la conductivité dans la colonne B	103
Figure 5.12 : Algues dans les pilotes	104
Figure 5.13 : Détermination du pouvoir d'oxydo-réduction rH	108
Figure 5.14 : Variation de la concentration en phosphore total dans la colonne A (avec alun)	109
Figure 5.15 : Variation de la concentration en phosphore total dans la colonne B	111
Figure 5.16 : Comparaison entre les deux essais en colonnes pour la concentration en P dans la colonne d'eau (z = 0,80m)	113
Figure 5.17 : Points d'échantillonnage pour estimer la variation le long de la colonne d'eau	114
Figure 5.18 : Variation de la teneur en phosphore dans les couches pour chaque tranche et cadran (colonne A)	124
Figure 5.19 : Répartition du phosphore dans les couches de la colonne A en fonction de la profondeur	125
Figure 5.20 : Variation de la teneur en phosphore dans les couches pour chaque tranche et cadran (colonne B)	129
Figure 5.21 : Répartition du phosphore dans les couches de la colonne B en fonction de la profondeur	129

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Caractéristiques morphologiques du lac Saint-Augustin	10
Tableau 2.2 : Concentration en P_{total} au fil du temps	16
Tableau 2.3 : Résultats des principaux paramètres de l'eau du lac obtenus par Bergeron et al.	17
Tableau 2.4 : Mesures obtenues par Simoneau et al. en 2004, pour le lac Saint-Augustin	18
Tableau 2.5 : Concentration moyenne des contaminants dans les sédiments	20
Tableau 4.1 : Paramètres physico-chimiques	46
Tableau 4.2 : taux de récupération des métaux avec le sédiment de référence	49
Tableau 4.3 : Limite de détection du spectromètre d'absorption atomique Perkin Elmer 3110	50
Tableau 4.4 : Caractéristiques physico-chimiques des sédiments	52
Tableau 4.5 : Critères de performance	79
Tableau 5.1 : Résultats des analyses de l'eau souterraine et l'eau du lac	81
Tableau 5.2 : Synthèse des résultats des essais en "jar test"	83
Tableau 5.3 : Changement de la turbidité pendant la mise en place	91
Tableau 5.4 : Concentration en P_{total} dans la colonne d'eau pendant la mise en place	91
Tableau 5.5 : Résultats des essais de traitement	93
Tableau 5.6 : Concentration des contaminants dans les sédiments	97
Tableau 5.7 : Concentrations initiales des contaminants dans la calcite et le sable	98
Tableau 5.8 : Turbidité dans les essais en colonnes (en NTU)	105
Tableau 5.9 : Mesure de l'alcalinité et du potentiel redox	106
Tableau 5.10 : Résultats pour différentes hauteurs dans la colonne d'eau	115
Tableau 5.11 : Teneur moyenne en zinc dans l'eau interstitielle des essais en colonnes	118
Tableau 5.12 : Perméabilité et vitesse du flux pour chaque colonne	121
Tableau 5.13 : Répartition du phosphore dans les couches de la colonne A	123
Tableau 5.14 : Bilan de masse du phosphore pour la colonne A	127

Tableau 5.15 : Répartition du phosphore dans les couches de la colonne B	128
tableau 5.16 : Bilan de masse du P pour la colonne B	131
Tableau 5.17 : Concentration des métaux dans les matériaux au démontage de la colonne A (avec alun)	132
Tableau 5.18 : Concentration des métaux dans les matériaux au démontage de la colonne B	132
Tableau 5.19 : Atteinte des critères de performance pour la colonne A (avec alun)	144
Tableau 5.20 : Atteinte des critères de performance pour la colonne B	145

LISTES DES UNITÉS ET DES ABRÉVIATIONS

Unités de distance

kilomètre : km

Kilomètre carré : km²

mètre : m avec 1000 m = 1 km

centimètre : cm avec 100 cm = 1 m

pouce : po avec 1 po = 2,54 cm

Unités de poids

Kilogramme : kg

Gramme : g avec 1000 g = 1 kg

Milligramme : mg avec mg = 10⁻³ g

Microgramme : µg avec µg = 10⁻⁶ g

Livre : lb avec 1 lb = 0,45 kg

Unités de volume

Litre : L

Millilitre : mL avec 1000mL = 1 L

Unités de force

Newton : N = 1m²/s communiqué à une masse de 1 kg

avec 1 N = 101,94 g

Pascal : Pa = 1N/m²

kiloPascal : kPa avec 1 kPa= 1000 Pa

Unités de concentration

ppm : partie par millions :équivalent à mg/kg et mg/L

ppb : partie par billions (milliards) : équivalent à µg/L

ABRÉVIATIONS

Al : Aluminium

CBVLSA : Conseil du Bassin Versant du Lac Saint-Augustin

Cd : Cadmium

LDD: limite de détection

MDDEP : Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, anciennement appelé Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ)

P : Phosphore

Pb : Plomb

SEM: Seuil d'Effet Mineur

SEN: Seuil d'Effet Néfaste

Vv : Volume de vides

RCQE: Recommandations Canadiennes pour la Qualité de l'Environnement

Zn : Zinc

LEXIQUE

Anoxique : sans oxygène.

Aquifère : massif de matériaux géologiques perméables comportant une zone saturée qui conduit suffisamment d'eau souterraine pour permettre l'écoulement significatif d'une nappe souterraine et le captage de quantités d'eau appréciables. Un aquifère peut aussi comporter une zone non saturée.

Benthique : relatif au benthos (ensemble des organismes aquatiques qui vivent dans le fond).

Biomasse : masse vivante des divers groupes d'organismes qui sont présents dans un secteur écologique au moment de l'observation.

Bloom algale : floraison massive d'algues (cyanobactéries entre autre)

Colonne d'eau : Toute l'eau rencontrée le long d'une ligne verticale fictive, de la surface jusqu'au fond.

Épilimnion : La couche d'eau chaude située dans la partie supérieure d'un lac thermiquement stratifié.

Eutrophisation : Les changements dans la productivité des eaux; étude du vieillissement d'un lac (état oligotrophe à état eutrophe).

Eutrophe : Lac dont la productivité est élevée; généralement peu profond, peu ou très peu transparent et riche en substances nutritives avec des déficits fréquents en oxygène dissous dans la saison chaude.

Hypolimnion : La couche d'eau froide située dans la partie inférieure d'un lac thermiquement stratifié.

Lac thermiquement stratifié : Lac dont la température de l'eau de la surface vers le fond n'est pas uniforme.

Limnologie : science ayant pour objet l'étude biologique, physique des eaux stagnantes (lacs, étangs, réservoirs)

Mésotrophe : Un stade transitoire entre les stades oligotrophes et eutrophes, généralement caractérisé par un déficit relatif en oxygène dissous, un enrichissement en matières organiques et une diminution de la transparence de l'eau.

Nappe phréatique : ou nappe libre. Aquifère pouvant être situé près de la surface du sol avec des couches continues de matériaux de perméabilité élevée s'étendant jusqu'à la base de l'aquifère.

Oligotrophe : Lac jeune dont la productivité est faible, caractérisé par des eaux transparentes, une profondeur généralement élevée et la présence d'oxygène dissous dans l'ensemble de la masse d'eau.

Paléolimnologie : partie de la limnologie qui se penche sur les évidence fossiles.

Palliatif : qui atténue les symptômes (d'une maladie, de l'eutrophisation) sans agir sur les causes.

Pathogène : qui peut causer une maladie.

Porosité : la porosité totale des matériaux est définie comme le rapport du volume des vides ou pores (i.e. espaces vides entre les grains des sédiments) au volume total de l'échantillon.

Sédiments : matériaux fins déposés au fond des rivières, des lacs et des océans.

Thermocline : Ligne fictive séparant les eaux chaudes des eaux froides dans un lac thermiquement stratifié.

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION

1.1. LA GRANDE CORVÉE DU LAC SAINT-AUGUSTIN

Le projet « La Grande Corvée du Bassin Versant du Lac Saint-Augustin » a été initié par la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures à l'automne 2001. Ce projet fait suite à l'interdiction de baignade dans le lac à compter du 24 août 2001 à cause de la dégradation du plan d'eau. Le lac Saint-Augustin fait face à un vieillissement prématuré. Le vieillissement d'un plan d'eau, appelé processus d'eutrophisation, est un phénomène naturel, mais il peut être accéléré par les activités humaines. L'eutrophisation entraîne une dégradation de la qualité de l'eau ainsi que d'autres conséquences néfastes. Une photographie prise à l'été 2004 montre la formation de bloom algale dans le lac (Figure 1.1).



Figure 1.1 : Algues dans le lac Saint-Augustin (été 2004)

Un plan d'action a été mis en place par le Conseil du Bassin Versant du Lac Saint-Augustin (CBVLSA) afin de récupérer les usages de l'eau.

Le groupe de recherche, dirigé par le Professeur Rosa Galvez-Cloutier, a été appelé à réfléchir sur la problématique du Lac Saint-Augustin, en vue de restaurer les eaux du lac. Diverses études menées par ce groupe ont conduit au développement d'une méthode de réhabilitation. Cette méthode est une combinaison de deux techniques existantes : la coagulation/floculation du phosphore contenu dans la colonne d'eau et le recouvrement actif des sédiments. À la base des études antérieures, le présent projet a pour but d'évaluer, à une échelle proche de celle du terrain, l'efficacité de la méthode proposée.

1.2. LA PROBLÉMATIQUE

La configuration hydrogéologique du lac Saint-Augustin est importante pour comprendre la problématique du lac. Le lac est alimenté principalement par la nappe phréatique, donc l'alimentation est souterraine. Il existe aussi une alimentation due au ruissellement superficiel. Les sédiments du lac sont contaminés en phosphore et métaux lourds. Cette contamination est due aux activités anthropiques autour du lac (agriculture, pollution urbaine). Comme l'alimentation du lac est principalement souterraine, l'eau souterraine traverse la couche de sédiments avant d'atteindre la colonne d'eau. Il s'en suit un relargage des contaminants contenus dans les sédiments vers les eaux du lac.

Généralement, un projet de restauration considère les étapes suivantes : caractérisation du site, identification d'une méthode de réhabilitation, essais en laboratoire, essai pilote (à plus grande échelle), éventuellement essai sur une partie du site, finalement la réhabilitation en tant que telle, puis le suivi. Des études ont déjà porté sur la caractérisation du site (Brin et Dominguez, 2002; Brin, 2006; Bergeron et al., 2002) ainsi que sur le développement d'une méthode de réhabilitation (Dominguez, 2004; Allier, 2004; Trentin, 2004). Dominguez (2004) a montré que l'utilisation de calcite pour le recouvrement des sédiments était une option intéressante. La présente étude se concentre sur une démonstration de l'efficacité de la méthode de réhabilitation. Le but est de produire un montage représentant le plus possible les conditions de terrain (échelle comprise) en laboratoire et d'y appliquer la méthode de réhabilitation proposée.

À partir de ce projet de maîtrise, il sera possible d'estimer plus concrètement la performance sur le terrain de la méthode.

1.2.1. L'eutrophisation du lac

Le lac Saint-Augustin a connu une urbanisation de plus en plus intense au cours du XX^{ème} siècle. Les photographies suivantes montrent bien cette progression. En 1937, le lac était entouré de boisés et de terres agricole (Figure 1.2). En 1956, la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures comptait près de 2 000 habitants dont la plupart n'y demeurait que pendant la période estivale (Figure 1.3). Dans les années 60, les résidences deviennent permanentes et en 1998, 2 250 résidences sont recensées dont environ 375 maisons à une distance de moins de 200 m du lac (Figure 1.4).



Figure 1.2 : Photographie aérienne du lac Saint-Augustin en 1936 (tiré de Roberge, 2001)



Figure 1.3 : Photographie du lac en 1953 (tiré de Roberge, 2001)



Figure 1.4 : Photographie aérienne du lac en 2000 (Ministère des Ressources Naturelles)

L'eutrophisation se caractérise par une dégradation de la qualité de l'eau ainsi que d'autres effets désagréables (diminution de la transparence des eaux, bloom algale). L'excès de nutriments (phosphore et azote) est responsable de l'eutrophisation (Ryding et Rast, 1994). Ce phénomène se contrôle sur deux fronts : un front préventif qui consiste à couper toutes les sources de contamination, et un front palliatif qui

s'attaque à la contamination déjà présente. Dans le cadre de ce projet de maîtrise, le côté préventif n'est pas abordé puisqu'un programme de prévention est déjà en place depuis quelques années. L'eutrophisation est accentuée par les activités anthropiques telles que l'agriculture et l'urbanisation. Une fois les sources anthropiques complètement éliminées, la restauration du lac pourra se faire plus efficacement.

Pour atteindre une bonne qualité d'eau, il faut limiter l'apport de nutriments dans le lac et plus particulièrement le phosphore, qui est le nutriment-clé à contrôler pour enrayer l'eutrophisation. L'alimentation du lac se fait principalement depuis la nappe phréatique (Bergeron et al., 2002). Cela signifie que le renouvellement d'eau s'effectue principalement par l'eau souterraine. La qualité des sédiments et de l'eau souterraine sont donc des facteurs importants à prendre en compte. Les sédiments étant très riches en phosphore (Dominguez, 2004), ils deviennent la source principale de contamination (source interne) puisque les sédiments relarguent le phosphore dans la colonne d'eau. Le contrôle de cette source est important pour lutter contre la dégradation du lac.

1.2.2. Les métaux lourds

Les sédiments du lac sont aussi contaminés en métaux lourds (Cd, Pb et Zn entre autres) et le risque de relargage de ces métaux dans la colonne d'eau n'est pas négligeable (Brin et Dominguez, 2002). Il est nécessaire de s'assurer que ces métaux ne migreront pas vers la colonne d'eau du lac car cela serait dommageable pour sa qualité. Ce risque semble faible mais des modifications du milieu peuvent en initier le relargage (Sigg et al., 2000). En effet, des conditions acides favorisent la solubilité des métaux et donc leur migration. Or, les eaux du lac sont actuellement basiques, comme dans tous les lacs eutrophes. En l'état actuel du lac, les métaux ne migrent pas. Cependant, la méthode de réhabilitation envisagée va probablement modifier les conditions du milieu et donc un suivi des métaux est réalisé.

1.2.3. La méthode de réhabilitation envisagée

En 2004, Dominguez a étudié la possibilité d'utiliser une couche de recouvrement actif pour couvrir les sédiments du lac Saint-Augustin. La calcite (ou roche calcaire) a une bonne capacité d'adsorption des métaux lourds ainsi que du phosphore, c'est ce matériau qui a été considéré. Les essais effectués par Dominguez ont montré que cette approche permettait de contrôler le relargage des contaminants provenant des sédiments dans la colonne d'eau. En effet, la calcite montrait une capacité de rétention de l'ordre de 70 mg de phosphore par kg de calcite (Dominguez, 2004). De plus, l'eau du lac montre une concentration en phosphore supérieure aux normes en vigueur : moyenne de 80 µg/L de P en été dans le lac en 2003, alors que la norme est fixée à 30 µg/L (Dominguez, 2004). Pour cela, une étape préliminaire de coagulation/floculation du phosphore dans la colonne d'eau est envisagée. Cette étape permet de faire précipiter le phosphore dans l'eau grâce à un agent coagulant (ici de l'alun) en une couche de floes. Ainsi la concentration en phosphore dans la colonne d'eau diminue et la couche de floes (formée de composés phosphatés) se dépose au fond. Elle est ensuite recouverte par la couche de calcite.

Tous les essais effectués jusque là ont été faits à une échelle réduite en laboratoire, sur des colonnes de 40 cm de haut. Donc, une simulation sur plus grande échelle est la prochaine étape. Ce projet de maîtrise porte sur la réalisation d'essais en colonnes afin de mesurer l'efficacité de la réhabilitation dans des conditions proches du terrain et à une échelle plus réaliste (colonne de plusieurs mètres de hauteur).

1.3. OBJECTIFS DE L'ÉTUDE ET HYPOTHÈSES

En utilisant l'approche expérimentale, le but du projet est d'évaluer la performance de la méthode de réhabilitation par recouvrement actif. En laboratoire, le projet en grande colonne, appelé essais en colonnes, est composé de deux essais effectués en parallèle. La différence entre les deux repose sur la combinaison des méthodes de réhabilitation mises en place. Dans la première colonne (colonne A), la méthode par recouvrement avec de la calcite et du sable (*capping method*) et la

méthode de coagulation/floculation sont utilisées. Tandis que pour la seconde colonne (colonne B), seule la méthode de recouvrement est mise en œuvre. Il est à noter que l'originalité de ce projet repose sur le fait que, traditionnellement, le recouvrement est constitué de matériaux sablonneux propre, or, dans cette étude, il s'agit d'un "recouvrement actif".

Les contaminants étudiés sont le phosphore (P) (nutriment très important dans le processus d'eutrophisation), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) (deux métaux lourds toxiques à faibles concentrations) et le zinc (Zn) (indésirable en concentration élevée). Dans les conditions actuelles du milieu, les métaux ne sont pas relargués par les sédiments vers la colonne d'eau. Brin a démontré que le relargage des métaux est favorisé par des conditions acides et aérobiques qui sont le contraire des conditions actuel dans le lac (Brin, 2005; Sigg et al., 2000). Cependant, un suivi des métaux est réalisé au cas où la méthode réhabilitation changerait les conditions du milieu.

Les différents objectifs de ce projet sont les suivants :

- Faire la synthèse des différentes études déjà réalisées sur le lac Saint-Augustin.
- Rapporter des cas similaires de contamination et faire état du type de restauration effectuée (cette partie fait l'objet d'une annexe particulière)
- Mettre au point un montage en colonne, en laboratoire, se rapprochant le plus possible des conditions de terrain
- Faire le suivi de coagulation/floculation et évaluer la pérennité et la stabilité de la couche de floccs résultante
- Quantifier le degré de rétention des contaminants par la couche de recouvrement actif (calcite)
- Évaluer la stabilité globale du système et sa performance.

Les hypothèses suivantes sont formulées :

- La calcite retient le phosphore et empêche tout relargage des contaminants, provenant des sédiments vers la colonne d'eau.

- L'étape de coagulation/floculation va abaisser significativement la concentration en phosphore dans la colonne d'eau.
- La couche de floccs (dans la colonne A) va être stable compte tenu de la séquence de traitement (couche de floccs formée avant l'épandage des couches de recouvrement donc située entre sédiments et calcite).
- La concentration en phosphore dans la colonne d'eau des essais en colonnes va rester faible.

1.4. ORGANISATION DU MÉMOIRE

Le mémoire est divisé en sept chapitres. L'introduction constitue le premier chapitre tandis que le second porte sur la description du site à l'étude. Cette partie localise le lac Saint-Augustin et son bassin versant, décrit sa morphométrie, sa topographie et l'hydrogéologie du lac. De plus, l'état de la contamination du lac est estimé à partir de la littérature disponible et des travaux antérieurs. Le chapitre 3 aborde l'état des connaissances scientifiques sur l'eutrophisation, le phosphore et les métaux lourds. Ce chapitre résume les travaux antérieurs qui sont à la base du projet de réhabilitation. Le quatrième chapitre porte sur la méthodologie de l'étude. Il décrit les méthodes et le matériel utilisés pour la réalisation du projet. L'avant-dernière partie (chapitre 5) présente les résultats obtenus ainsi que leurs interprétations. Cette partie comprend aussi une discussion sur la performance du système et reprend les hypothèses posées précédemment pour les confirmer ou non. Le dernier chapitre présente les conclusions et les recommandations pour les développements futurs.

Plusieurs annexes sont présentées à la fin du texte. Elles traitent de sujets particuliers afférents à l'étude et en étendent la compréhension. Les principales annexes sont le résumé des méthodes existantes de contrôle de l'eutrophisation, les protocoles et les résultats pour chaque échantillon.

CHAPITRE 2 : DESCRIPTION DU SITE

2.1. LOCALISATION DU LAC SAINT-AUGUSTIN

Le lac Saint-Augustin se situe en plein cœur de la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures, à environ 15 km à l'ouest du centre-ville de Québec. Au sud du lac se trouve le fleuve Saint-Laurent, tandis qu'au nord passe l'autoroute 40 (Autoroute Félix-Leclerc). Le lac est entouré par la ville de Saint-Augustin-de-Desmaures ainsi que par des zones agricoles au nord/nord-ouest. La localisation du lac permet de mettre en évidence les sources de contamination en phosphore (provenant des activités agricoles et des résidences entourant le lac) et en métaux lourds (urbanisation et réseau routier).

2.2. MORPHOMÉTRIE DU LAC ET DE SON BASSIN VERSANT

Le tableau 2.1 résume les caractéristiques morphologiques connues sur le lac. La superficie du lac est de 0,6 km² (60 ha) soit une largeur moyenne de 0,29 km et une longueur de 2,10 km. La profondeur moyenne est de 3,5 m ; ce lac est donc considéré comme peu profond. Le lac Saint-Augustin est classé comme un lac de taille moyenne, peu profond et de forme allongée. La figure 2.1 indique les limites du bassin versant et de la zone de décharge du lac.

Tableau 2.1 : Caractéristiques morphologiques du lac Saint-Augustin (tiré et adapté de Dominguez, 2004)

Paramètres	Valeurs
Lac	
Longueur maximale (Km)	2,10
Largeur maximale (Km)	0,30
Largeur moyenne (Km)	0,29
Superficie du lac (Km ²)	0,60
Périmètre du lac (Km)	4,50
Profondeur maximale (m)	6,10
Profondeur moyenne (m)	3,50
Volume (x10 ⁶ m ³)	2,31
Rapport périmètre/surface	7,50
Bassin versant	
Superficie du bassin versant (Km ²)	7,46
<i>Rapport sup. bassin versant / sup. lac</i>	12,4

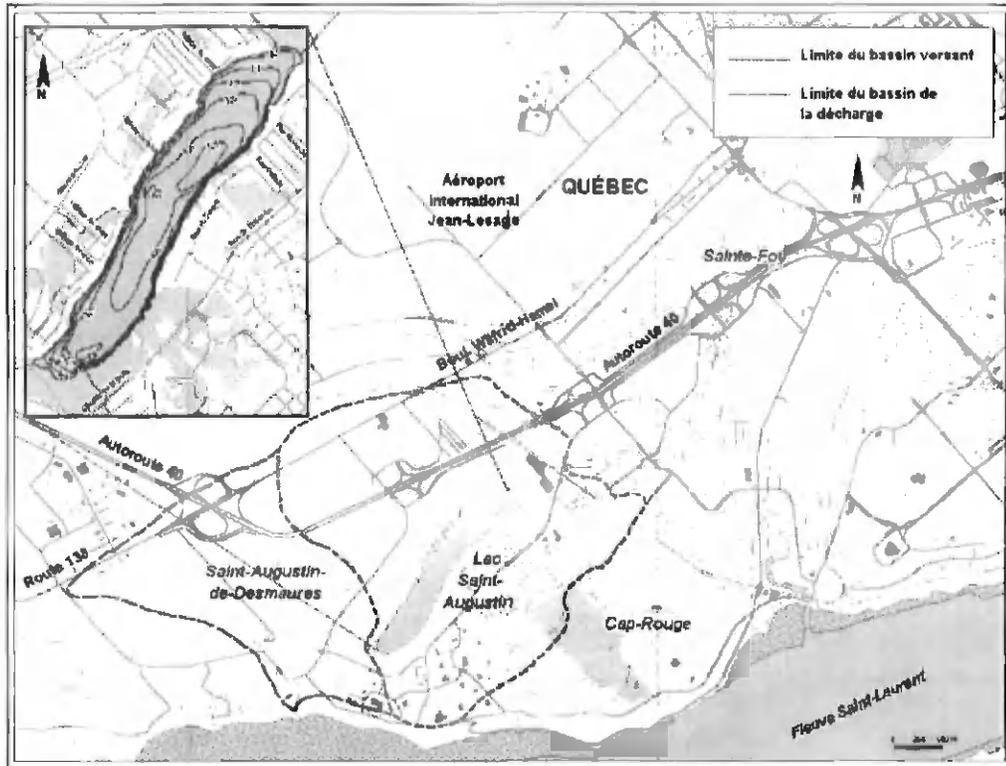


Figure 2.1 : Délimitation du bassin versant et de la zone de décharge (tiré de Bergeron et al., 2002)

2.3. TOPOGRAPHIE DU BASSIN VERSANT

La topographie du terrain permet de délimiter le bassin versant. Le bassin versant détermine l'étendue du territoire sur lequel les précipitations tombées vont ruisseler jusqu'au lac. La figure 2.2 est une carte topographique de la région à l'étude. Les lignes sont les courbes de niveau de terrain en mètres. La ligne verte indique les limites du bassin versant.

L'approche par bassin versant est souvent utilisée pour traiter les cas d'eutrophisation. Cette approche considère que la recharge du plan d'eau se fait exclusivement par ruissellement de tributaires ou/et par infiltration superficielle de surface. Cette approche serait incomplète dans le cas du lac Saint-Augustin. En effet, la recharge du lac est principalement souterraine (Bergeron et al., 2002). Une partie de la

recharge en eau provient de petits ruisseaux intermittents et du ruissellement superficiel de surface. Cette dernière partie est considérée comme faible et n'est pas tenue en compte dans le cadre de ce projet.

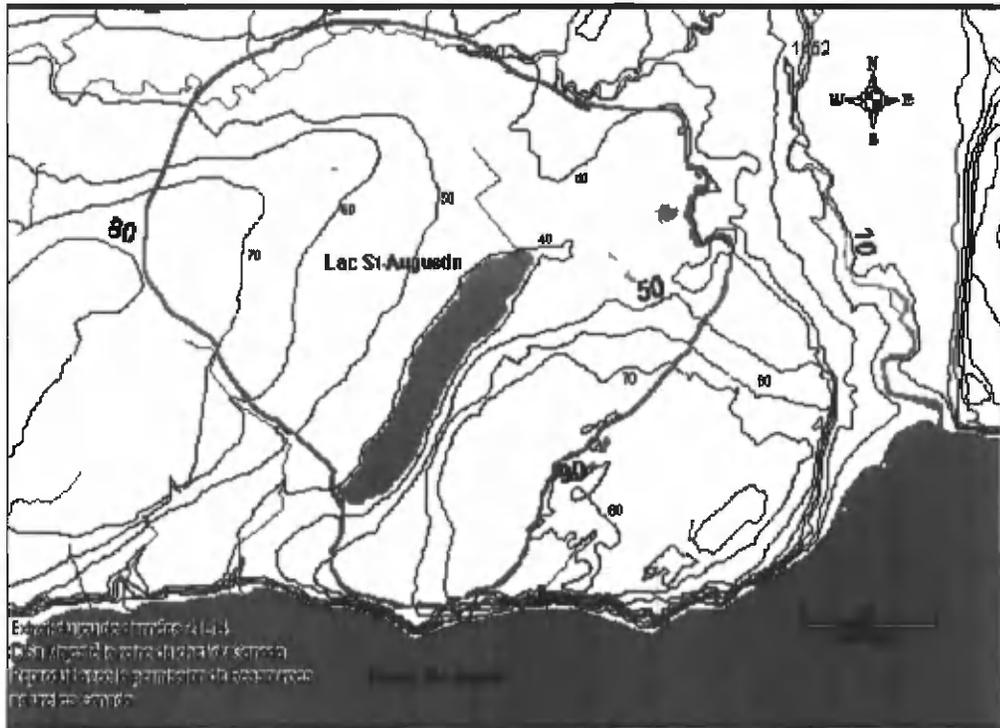


Figure 2.2 : Détail de la carte topographique de la région étudiée

Le bassin versant est intéressant à observer pour la partie ruissellement et infiltration superficielle. Mais il faut aussi considérer le contexte hydrologique et hydrogéologique pour déterminer l'étendue de la nappe phréatique qui alimente le plan d'eau. Cette étude est importante pour réduire efficacement l'apport en contaminants vers le lac (aspect préventif).

2.4. HYDROLOGIE ET HYDROGÉOLOGIE DU LAC

L'hydrologie fait référence au réseau hydrographique tandis que l'hydrogéologie s'intéresse à l'eau souterraine (Gélinas et Therrien, 2001).

2.4.1. Hydrologie

Aucune rivière ne se jette dans le lac Saint-Augustin mais des petits tributaires (ruisseaux intermittents) sont signalés tout autour du lac, principalement au nord. Ces tributaires apportent un faible volume d'eau. La décharge du lac Saint-Augustin se fait par un ruisseau situé à la pointe sud du lac. Cette rivière, appelée la « décharge du lac Saint-Augustin » se jette directement dans le fleuve Saint-Laurent. Les seules mesures existantes sur cet exutoire sont celles de débit mesurées pendant l'année 1978. Ce débit était de 0,54 m³/s pendant l'été (Aubin, 1979) et le débit moyen annuel était de 0,17 m³/s (MRN, 1979).

Le volume du lac est estimé à 2,31 millions de m³. Le taux de renouvellement du lac est relativement rapide puisqu'il est d'environ six mois (Bergeron et al., 2002). Cela signifie que l'eau du lac est entièrement renouvelée deux fois par année. Malheureusement, dans le cas d'un lac eutrophe, cette durée est trop longue et ne permet pas d'éliminer l'excès de nutriments (Ryding et Rast, 1994).

En 2005, Rochefort a effectué un bilan hydrologique pour le lac Saint-Augustin. La réalisation de ce bilan permet de mieux connaître la répartition de l'eau provenant des précipitations. En effet, l'eau des précipitations se retrouve sous quatre formes lorsqu'elle atteint le sol : ruissellement de surface, infiltration dans le sol, utilisation par les plantes et évapotranspiration.

La précipitation annuelle moyenne, calculée à l'aide des données climatiques d'Environnement Canada, est de 1117 mm. La température moyenne est de 4,5°C avec une moyenne de -12,4°C en janvier et une moyenne de 19,1°C en juillet au cours des quinze dernières années (1990 à 2004).

Une bonne partie des précipitations retourne rapidement dans l'atmosphère par évapotranspiration (554 mm par unité de surface), environ 340 mm d'eau s'infiltré dans le sol tandis que 223 mm ruisselle (Rochefort, 2005). La superficie de la nappe multipliée par l'infiltration (340 mm) donne le volume d'eau qui atteint la nappe phréatique et la recharge.

2.4.2. Géologie et hydrogéologie

La région à l'étude se situe au point de contact des trois grandes formations géologiques présentes au Québec, à savoir le Bouclier Canadien, les Basses-Terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Plus spécifiquement, le lac Saint-Augustin se trouve dans des dépôts fluvioglaciaires provenant de la dernière glaciation, il y a plusieurs milliers d'années. Ces dépôts sont composés de sable et de gravier et s'étendent sur la largeur du lac jusqu'au-delà de la rivière Cap-Rouge au nord-est. Au sud-est et au nord-ouest du lac se trouvent deux larges zones de roc (shale noir intercalé avec des lits de grés) (Rochefort, 2005).

L'étude des dépôts de surface et des données de forage des puits présents dans la région permet d'évaluer approximativement la position de la nappe phréatique. Rochefort (2005) conclue que la nappe s'étend au nord-est du lac Saint-Augustin. Une étude est actuellement en cours au sein du groupe de recherche du Professeure Rosa Galvez-Cloutier pour déterminer précisément la localisation et l'étendue de la nappe phréatique alimentant le lac. Au cours des travaux antérieurs, l'échantillonnage d'eau souterraine dans des puits, appartenant à des riverains, à proximité du lac a donné des résultats inquiétants au niveau de la concentration en phosphore : La concentration moyenne était de 80 µg/l de P alors que la norme gouvernementale est de 30 µg/L (Dominguez, 2004). Cependant, le Camping Juneau possède le puits de plus grande profondeur au alentour du lac (environ 15 m de profondeur) et utilise cette eau pour alimenter le camping en eau potable. Cette eau répond aux normes du gouvernement et possède donc une teneur en phosphore réglementaire. Les puits échantillonnés par Dominguez sont des puits de surface (pas plus de 5 m de profondeur) et ne s'alimentent pas directement dans la nappe phréatique mais dans l'eau d'écoulement superficiel de surface.

2.5. ÉTAT DE LA CONTAMINATION

Une revue de littérature est effectuée, portant spécifiquement sur la contamination du lac Saint-Augustin. Dans le cadre du projet de la Grande Corvée du

Lac Saint-Augustin, diverses études ont été réalisées. La société EXXEP, l'Université Laval, la Ville de Québec ainsi que le Ministère de l'Environnement du Québec ont produit des rapports portant sur l'eutrophisation du lac (Bergeron et al., 2002; Brin et Dominguez, 2002; Simoneau et al., 2004). Une synthèse de ces rapports permet d'avoir des données sur la contamination s'étendant sur plusieurs années.

2.5.1. Données sur la contamination de l'eau du lac

Pour présenter la synthèse de ces travaux plus clairement, cette partie se divise en deux. La première partie introduit les documents de référence et résume les résultats les plus pertinents. La synthèse de ces résultats est présentée ensuite pour avoir un historique de la contamination des eaux du lac.

Deux rapports sont considérés comme les plus pertinents dans l'étude du lac Saint-Augustin et la qualité de ses eaux. En 2002, Bergeron et al., ont effectué la diagnose écologique du lac Saint-Augustin. Ils ont fait de nombreuses analyses comme la mesure du pH, de la conductivité électrique, la teneur en chlorophylle α , en P_{total} , en cadmium, en plomb et en zinc. Le deuxième rapport provient du Ministère de l'Environnement (Simoneau et al., 2004). Le lac Saint-Augustin est un des 26 lacs du Québec ayant fait l'objet d'un réseau de surveillance volontaire (RSV) des lacs de villégiature québécois au cours de l'été 2003. Chacun des 26 lacs surveillés ont subi des analyses plusieurs fois durant cet été. L'eau du lac Saint-Augustin (pris à l'endroit le plus profond) a été analysée six fois durant cette période. Les paramètres mesurés sont la transparence, le taux de chlorophylle α , le COD (Concentration en Oxygène Dissous) et la concentration en phosphore total.

Les résultats de ces deux études sont complémentaires et quelquefois se recoupent. Un autre rapport est cité afin de mettre l'accent sur l'évolution de la contamination. Il s'agit du rapport du MRN (Ministère des Ressources Naturelles) publié en 1979. Ce texte indique la concentration en phosphore total au cours de l'été 1977 et celui de 1978. À cette époque, le lac n'était pas considéré comme eutrophe. Le tableau 2.2 montre les résultats du MRN sur la teneur en P_{total} . Le tableau comprend aussi les

données de Bergeron et al. (2002). Celles-ci donnent la concentration en P_{total} pour l'intervalle de temps compris entre l'été 2000 et l'été 2001. De même, la teneur obtenue par Simoneau et al. (2004) y est indiquée. Cette valeur est une moyenne de six mesures prises au cours de l'été 2003.

Tableau 2.2 : Concentration en P_{total} au fil du temps.

Source	unité	Période	$[P_{\text{total}}]$ moyenne
MRN, 1979	$\mu\text{g/L}$	été 1977	30
		été 1978	12
Bergeron et al., 2002	$\mu\text{g/L}$	été 2000	70
		printemps 2001	50
		été 2001	70
Simoneau et al., 2004	$\mu\text{g/L}$	été 2003	77,6

Ces résultats montrent bien l'aggravation de la qualité de l'eau au fil du temps. L'ensemble des données pour le phosphore permet de voir la progression de la contamination. À la fin des années 70, la teneur en P ne dépassait pas 30 $\mu\text{g/L}$. En 2000-2001, les valeurs estivales sont de 70 $\mu\text{g/L}$. La concentration en P augmente rapidement avec les années.

Le cas du lac Saint-Augustin est suivi depuis plusieurs années. La prévention portant sur le contrôle des sources de nutriment a été progressivement mise en place depuis 2001. La réduction des sources de contamination devraient engendrer une diminution ou du moins un ralentissement de la contamination des eaux du lac. Or, la concentration en phosphore reste toujours préoccupante. Le contrôle des sources de pollution n'est pas une mesure suffisante pour restaurer le lac à court terme. La mise en place de méthodes actives de réhabilitation se justifie donc.

Les autres résultats obtenus par Bergeron et al. (2002) sont synthétisés au tableau 2.3. Les mesures effectuées par Bergeron et al. ont été réalisées à partir de trois échantillons d'eau pris au milieu du lac : un échantillon est pris au nord du lac, un

au centre et le dernier au sud. Une seule série d'échantillon a été prise en 2000 tandis que trois ont été prises au cours de l'été 2001.

Tableau 2.3 : Résultats des principaux paramètres de l'eau du lac obtenus par Bergeron et al. (2002)

Paramètre	unité	Période	Moyenne
pH		été 2000	7,6 à 8,0
		printemps-été 2001	7,5 à 8,8
conductivité	$\mu S/cm$	été 2000	700
		printemps-été 2001	795
turbidité	NTU	printemps 2001	2
		été 2001	23
chlorophylle α	$\mu g/L$	printemps 2001	6,7
		été 2001	62,4
cadmium	mg/L	printemps 2001	<0,005
		été 2001	<0,005
plomb	mg/L	printemps 2001	<0,05
		été 2001	<0,05
zinc	mg/L	printemps 2001	0,005
		été 2001	0,01

Le pH est légèrement basique pendant le printemps et l'été et varie d'une unité (de 7,5 à 8,8) entre les deux saisons. Cela s'explique par le cycle annuel. Le pH augmente en été à cause de l'activité biologique (la variation du pH est examinée plus en détail ultérieurement). La conductivité électrique montrait une croissance entre 2000 et 2001 (augmentation de 14%). Ce paramètre indiquait déjà des valeurs élevées. Le tableau 2.3 montre bien la différence de turbidité entre le printemps et l'été. D'une valeur de 2 au printemps, elle passe en été à 23. Cette forte turbidité est due aux blooms algaux estivaux. Il en est de même pour la chlorophylle α , la concentration est nettement plus élevée pendant l'été. Les concentrations en métaux ne sont pas élevées et confirment que les sédiments ne relarguent pas de métaux.

Les données de Simoneau et al. ont été réalisées au cours de l'été 2003. À noter que sur l'ensemble des 26 lacs étudiés, le lac Saint-Augustin est considéré comme le plus eutrophe. Le tableau 2.4 donne la valeur obtenue des paramètres les plus pertinents.

Tableau 2.4 : Mesures obtenues par Simoneau et al. en 2004, pour le lac Saint-Augustin

Paramètre	Transparence Secchi	Chlorophylle α	COD
<i>unités</i>	<i>m</i>	<i>mg/m³</i> <i>(=µg/L)</i>	<i>mg/l</i>
Moyenne des résultats obtenus	1,5	53	5,7

La transparence Secchi est un test permettant de mesurer la transparence d'un lac. Il consiste à enfoncer verticalement un disque bicolore (noir et blanc) dans le lac et de mesurer la profondeur à laquelle il n'est plus visible. Une transparence de 1,5 m est plutôt mauvaise. En général, un lac oligotrophe montre une transparence de près de 10 m et un lac eutrophe a une transparence inférieure à 2,45 m (Ryding et Rast, 1994). La chlorophylle α a baissé entre 2001 et 2004 (62 à 53 $\mu\text{g/L}$). C'est l'un des rares paramètres qui montre une amélioration. Cependant, même la concentration la plus faible est qualifiée de mauvaise. En effet, Ryding et Rast (1994) considèrent qu'une concentration en chlorophylle α supérieure à 14,3 $\mu\text{g/L}$ indique un état eutrophe.

Il est intéressant de noter que Bergeron et al. (2002) indiquent que le lac Saint-Augustin est naturellement mésotrophe, c'est-à-dire naturellement productif. Même si apparemment, les activités anthropiques ne soient pas la cause directe de l'eutrophisation du lac, elles l'ont considérablement accélérée. Pour la restauration du lac, il faut en tenir compte. Il serait utopique de penser à réhabiliter le lac à un état meilleur qu'il ne le serait naturellement.

La qualité de l'eau du lac Saint-Augustin s'est dégradée depuis la fin des années 70. Depuis le début du XXI^{ème} siècle, la concentration en P_{total} ne cesse d'augmenter malgré la mise en place d'un programme de prévention. Cette synthèse des différentes études a aussi permis de montrer la différence au cours des saisons. La période estivale est le moment où le lac montre vraiment son état de contamination maximale.

2.5.2. Contamination des sédiments

Les sédiments du lac Saint-Augustin contiennent des concentrations élevées en phosphore et en métaux lourds (Brin et Dominguez, 2002). Le phosphore inorganique se trouvant dans les eaux du lac précipite et se retrouve sorber par les sédiments (AWWA, 1989). Les métaux sont d'abord associés à des particules que le processus d'érosion conduit aux eaux du lac. Puis, ces particules sédimentent et contribuent à augmenter la teneur en métaux dans les sédiments. Ces apports en contaminants proviennent de sources ponctuelles (effluents d'installation septiques) et de sources diffuses (agriculture).

Le rapport de Brin et Dominguez (2002) a quantifié les concentrations en métaux lourds dans les sédiments du lac Saint-Augustin. Les métaux et métalloïdes étudiés sont l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn). Les plus inquiétants par ordre décroissant sont le Cd, le Pb, le Zn, le Ni, le Cu et l'As. Pour le présent projet, seuls les métaux les plus problématiques font l'objet d'un suivi. Il s'agit du Cd, du Pb et du Zn. La détermination du degré d'inquiétude vis-à-vis des métaux s'est effectuée en comparant les concentrations en métaux des échantillons au seuil d'effet mineur (SEM). Pour le cadmium et le zinc, 98% des échantillons dépassent le SEM. Pour le plomb, le pourcentage d'échantillon est de 86%. Le pourcentage tombe à 84% pour le cuivre et 76% pour le nickel (Brin et Dominguez, 2002). Le cuivre et le nickel ne seront pas étudiés car les concentrations mesurées par Brin et Dominguez sont légèrement au-dessus du SEM et ces métaux sont considérés seulement comme "indésirables" à fortes concentrations contrairement au plomb qui est considéré comme "toxique" (Rodier et al., 1996).

Les travaux de Dominguez et Brin portaient sur l'étude de 42 échantillons pour connaître la répartition de la contamination sur la grandeur du lac. Pour le présent projet, la moyenne des concentrations est rapportée. Le protocole pour le dosage en métaux lourds était le même que celui employé au cours de ce projet. En 2004, Dominguez a fait analyser la teneur en phosphore total par un laboratoire extérieur (Laboratoire Bodycote Envirolab à Québec). Les résultats trouvés par Brin et

Dominguez (2002) sont reportés au tableau 2.5. La teneur en phosphore total des sédiments est aussi indiquée dans le tableau. À noter qu'il s'agit ici d'une teneur en P_{total} et non $P_{extractible}$.

Tableau 2.5 : Concentration moyenne des contaminants dans les sédiments

Élément	Unité	Concentration
Phosphore total	<i>mg/kg</i>	1 200
Cadmium		1,28
Plomb		122
Zinc		369,5

Ces valeurs ont été obtenues par l'analyse de 42 échantillons pour les métaux et de 4 échantillons pour le P_{total} . Au cours du projet, des analyses seront réalisées sur la teneur en phosphore et de ces métaux dans des sédiments provenant du lac Saint-Augustin. Les concentrations du tableau 2.5 vont servir de référence et de contrôle de la méthode. À noter que l'unité est en mg de contaminant par kg de masse sèche.

En 2002, Brin et Dominguez ont conclu que les concentrations en P, Cd, Pb et Zn dans les sédiments étaient inquiétantes. La teneur élevée de ces éléments indique que la méthode de réhabilitation pour le lac Saint-Augustin doit porter sur l'isolement ou le contrôle de ces contaminants contenus dans les sédiments.

CHAPITRE 3 : ÉTAT DES CONNAISSANCES

Ce chapitre résume les connaissances scientifiques nécessaires à la compréhension du projet. De plus, il met en avant les limites de ces connaissances et montre la pertinence du projet de maîtrise. La problématique de l'eutrophisation ainsi que celle du phosphore et des métaux lourds dans l'environnement y sont abordées. Le développement de la méthode de réhabilitation est aussi expliqué au sein de ce chapitre.

3.1. L'EUTROPHISATION

Il existe plusieurs définitions du terme « eutrophisation », la plus générale est « l'ensemble des processus biogéochimiques liés à un enrichissement des eaux en éléments nutritifs ». Cet enrichissement se traduit par l'accroissement des biomasses végétales et animales conduisant à l'appauvrissement du milieu en oxygène (Sigg et al., 2000).

Les plans d'eau (lacs, réservoirs, baies, rivières) peuvent se classer selon leur état trophique. Les termes généraux pour la classification sont l'état oligotrophe (du grec « peu alimenté », sous-entendu en nutriments) et l'état eutrophe (du grec « bien alimenté »). À l'origine, ces termes étaient utilisés pour décrire la fertilité des sols des tourbières dans le nord de l'Allemagne (Weber, 1907). Avec le temps, cette terminologie s'est appliquée aux lacs et autres plans d'eau. Un troisième terme existe et correspond à l'état intermédiaire (ou de transition), il s'agit de l'état mésotrophe. Ces descriptions trophiques n'ont pas de signification absolue mais sont utilisées pour estimer la situation du plan d'eau par rapport à la masse de nutriment et la masse algale (Ryding et Rast, 1994).

Pour mieux comprendre le phénomène d'eutrophisation, il faut distinguer entre les causes (origine), les indices (i.e. ce qui est visible) et les effets (les conséquences).

3.1.1. Causes de l'eutrophisation

L'eutrophisation est un phénomène naturel dont les causes sont multiples : d'une part le vieillissement naturel du lac et d'autre part les apports externes qui accélèrent le processus d'eutrophisation.

Pour les causes naturelles, il suffit de se pencher sur les étapes de l'eutrophisation pour comprendre le processus d'eutrophisation.

Étapes de l'eutrophisation

L'évolution de l'eutrophisation d'un plan d'eau peut être décrite en quatre étapes.

La *première étape* correspond au début de l'enrichissement des eaux par les nutriments (phosphore et azote). La concentration en nutriment augmente mais les organismes évoluent bien dans leur milieu car ils disposent d'une masse importante de nourriture. Cela entraîne l'augmentation de la population d'organismes et de poissons qui se nourrissent de matière organique.

La *deuxième étape* implique la multiplication du phytoplancton. Au moment de sa mort, le phytoplancton contribue à l'augmentation de la matière organique au fond du lac. Les restes des organismes morts sédimentent au fond du lac. Une partie de la faune commence à disparaître.

La *troisième étape*, de plus en plus néfaste pour les organismes, voit apparaître une forte prolifération algale et des fleurs d'eau. Avec la sédimentation de la matière organique, le fond du lac s'épaissit et de nombreuses bactéries prolifèrent. De plus, la dégradation de la matière organique s'effectue principalement en hiver et cette dégradation consomme beaucoup d'oxygène. Cet oxygène n'est pas renouvelé dans les couches profondes du lac à cause de la stratification thermique. Alors l'appauvrissement en oxygène s'accroît chaque année.

La *quatrième étape* se traduit par une forte activité des bactéries anaérobies. Cette activité entraîne une décomposition de la matière organique (les algues). La

concentration d'oxygène diminue jusqu'à devenir nulle et les conditions du milieu change jusqu'à devenir réducteur. Le seuil de la DBO₅, qui est la teneur limite en oxygène pour un milieu optimal à la survie des organismes aérobies, est atteint. Les organismes exigeants en oxygène meurent. Il y a formation de vase putride et production de gaz comme le méthane et l'ammoniac entre autres (Ryding et Rast, 1994).

La sédimentation constante au fond du lac contribue à abaisser la hauteur de la colonne d'eau et est à l'origine du processus naturel d'eutrophisation. Les activités humaines aggravent ce processus en l'accéléralant. L'apport massif de nutriments en est la cause principale. Cet apport provient de différentes sources telles que l'agriculture (engrais), les eaux usées (détergents). Les nutriments peuvent parvenir au plan d'eau par diverses voies : ruissellement, infiltration (superficielle ou par l'eau souterraine) ou érosion. Les origines de la pollution sont multiples et il est difficile de les empêcher complètement.

3.1.2. Indices de l'eutrophisation

Les indices d'un début d'eutrophisation sont les suivants :

- augmentation quantitative de la biomasse qui s'accompagne d'un appauvrissement et d'une modification de la faune (Vollenweider, 1971)
- modification qualitative et quantitative de la faune littorale, benthique et planctonique (Vollenweider, 1971)
- diminution de la transparence de l'eau et modification de la couleur des eaux
- appauvrissement de la concentration en oxygène dans les couches d'eau métalimniques.

3.1.3. Conséquences

Les conséquences ou impacts sur le plan pratique sont les suivantes :

- aggravation des indices cités précédemment (bloom algale, réduction de O₂ dans l'hypolimnion)

- dégradation de la qualité de l'eau, autant sur le plan hygiénique que sur le plan esthétique
- cyanobactéries (toxines)
- diminution de la biodiversité
- accumulation importante d'éléments nutritifs dans les eaux et les sédiments
- diminution des possibilités de récréation.

La conséquence la plus préoccupante est la diminution significative de la qualité de l'eau. De plus, ces conséquences ont de fortes répercussions sur le plan économique en plus de l'impact sur la santé. C'est l'apparition de plusieurs de ces conséquences qui a incité le Conseil du Bassin Versant du Lac Saint-Augustin à prendre des mesures pour réhabiliter les eaux de leur lac.

3.1.4. Risques pour la santé et impacts socio-économiques

Risques pour la santé

Les risques pour la santé humaine sont principalement liés à la baignade et à la consommation des poissons du lac. Lors de la baignade, les risques pour la santé sont reliés à la présence de micro-organismes qui peuvent pénétrer dans l'organisme par les orifices ou même la peau. Les problèmes les plus souvent observés sont des affections gastro-intestinales, des infections des voies respiratoires et des infections des yeux, de la gorge et de la peau. Il existe aussi la possibilité de retrouver des germes pathogènes présents dans l'eau qui peuvent causer des maladies graves telle que l'hépatite virale. Ces germes sont très difficiles à détecter et le risque pour le baigneur dépend du niveau de contamination de l'eau. Les deux risques les plus fréquents provenant de la baignade dans un lac de qualité douteuse sont : les cyanobactéries et la dermatite du baigneur.

Les **cyanobactéries** font partie du groupe des *Cyanophyceae* qui est composé de bactéries photosynthétiques ayant de grandes facultés d'adaptation à leur milieu. Parmi leurs caractéristiques, deux sont importantes du point de vue de la qualité de

l'eau : premièrement leur capacité à former des floraisons (ou *blooms*) et deuxièmement, le potentiel pour certains genres d'être toxique (Schopf, 1992). Les floraisons ont un impact important sur l'eutrophisation en accentuant les symptômes, à savoir la turbidité et la désoxygénation de l'hypolimnion. Les floraisons modifient drastiquement les conditions du milieu aquatique et affectent toute la faune et la flore s'y trouvant (Barica, 1978). Cependant, le problème le plus important d'un point de vue sanitaire est la synthèse de toxines par certaines de ces cyanobactéries. Les effets des cyanotoxines sont connus et divers. Elles peuvent causer une simple irritation de la peau (effets irritants et allergènes), des lésions du foie (hepatotonique) et même affecter le système nerveux (neurotoxique) et causer la mort. Certaines toxines semblent aussi avoir un potentiel cancérigène (Bouchard-Valentine et al., 2002).

Le phénomène naturel appelé '**dermatite du baigneur**' est une infection cutanée causée par la larve d'un parasite qui pénètre dans l'épiderme. Cette infection est répandue à travers le monde. Les concentrations plus fortes ont lieu de la mi-juillet à la mi-août. La dermatite se manifeste après la baignade par des picotements aux points de la pénétration des larves. Les plaques rouges peuvent provoquer des démangeaisons qui sont le résultat d'une réaction immunitaire. Les conditions printanières et estivales favorisent l'apparition du phénomène pendant la fréquentation des oiseaux intermédiaires. La méthode traditionnellement utilisée pour contrôler la dermatite du baigneur dans un lac est de réduire la population d'escargots aquatiques qui servent d'intermédiaire au cours du cycle vital des larves (site internet du Plan Saint Laurent, 2005).

Impacts sociaux et économiques

Tel que décrit précédemment, une des conséquences de l'eutrophisation est la dégradation de la qualité de l'eau (hygiène et esthétisme). Cet effet a de fortes répercussions socio-économiques sur l'environnement immédiat du plan d'eau touché. La possibilité de la baisse de valeurs des propriétés entourant le plan d'eau est concevable. La mortalité des poissons et la contamination des eaux du lac n'incitent

pas à la pratique d'activités récréatives telles que la pêche et la baignade. L'aspect récréo-touristique d'un lac est fortement compromis par l'eutrophisation.

3.1.5. Côte trophique et contrôle de l'eutrophisation

La côte trophique

Il faut distinguer les différents stades d'eutrophisation. Communément il y en a trois : oligotrophe, mésotrophe et eutrophe. Quelquefois le terme hypereutrophe est employé dans les cas d'eutrophisation extrême. La détermination de l'état trophique est relative. Différents auteurs ont apporté leur contribution à l'établissement des côtes trophiques pour un plan d'eau. Pour déterminer la côte trophique (ou l'état d'eutrophisation d'un plan d'eau), il faut évaluer certains paramètres. Ces paramètres sont sensiblement les mêmes selon la méthode employée. Pour Dillon (1975), les paramètres les plus pertinents sont la concentration en phosphore, la concentration en chlorophylle α , la teneur en O_2 dans l'hypolimnion et la fréquence des blooms algale. Les principaux paramètres utilisés par Ryding et Rast (1994) sont le phosphore total, l'azote total, la transparence par disque de Secchi, la concentration en chlorophylle α et la valeur maximale en chlorophylle α . Ils citent aussi une liste de critères biologiques comprenant entre autre : la fréquence de prolifération des algues, la diversité des espèces d'algues, la biomasse de phytoplancton, la végétation du littoral, le zooplancton, les espèces de poissons, la faune benthique, la diversité de la faune benthique et la production primaire.

La liste de critères peut être très longue. Les paramètres les plus pertinents sont : la concentration en phosphore total, la concentration en chlorophylle α et la transparence (par le disque de Secchi). Simoneau et al. (2004) signalent qu'il est très courant d'avoir des résultats discordants entre chaque critère. Par exemple, un lac peut montrer un niveau trophique oligotrophe sauf pour la transparence qui le classe eutrophe. Dans ce cas, il est recommandé de privilégier la côte déterminée par la chlorophylle α . Ce paramètre est un excellent indicateur du niveau de productivité d'un

lac et exprime la capacité du plan d'eau à assimiler les éléments nutritifs pour élaborer de la biomasse.

Contrôle de l'eutrophisation

Il existe différentes approches pour limiter l'eutrophisation d'un plan d'eau. Certaines méthodes s'attaquent à la source, soit à l'apport excessif en nutriments, tandis que d'autres limitent les conséquences de l'eutrophisation (par exemple, par enrichissement en O₂ de l'eau hypolimnique pour empêcher la formation d'algues). Une revue des méthodes les plus utilisées est faite en annexe 1. Dans cette annexe, pour chaque méthode, une description est faite ainsi qu'une brève évaluation de son applicabilité pour le lac Saint-Augustin. Le choix de la méthode employée pour un site spécifique se fait selon différents critères. Le type de contamination sont importants ainsi que l'état d'eutrophisation du lac et la vitesse de cette dégradation. Les aspects techniques et économiques jouent aussi un rôle important dans le choix.

La problématique principale du lac Saint-Augustin est la contamination de ces sédiments par le phosphore (Bergeron et al., 2002; Brin et Dominguez, 2004). Les sédiments ont accumulé une concentration élevée en phosphore qui est relargué pendant la période estivale dans les eaux du lac. Pour réhabiliter le lac, il faut donc contrôler cette source. Les techniques utilisant l'aération hypolimnique ou par déstratification sont écartées au profit d'un recouvrement des sédiments. Le recouvrement nécessite moins d'entretien car une fois qu'il est mis en place, la réhabilitation commence. Pour les techniques utilisant l'aération des couches profondes du lac, des équipements sont mis au fond du lac et fonctionnent pour la durée de la réhabilitation. Quand ses équipements sont enlevés. Le relargage de phosphore provenant des sédiments recommencent.

Avant de décrire la mise au point de la méthode de réhabilitation, une revue de littérature est effectuée sur les contaminants étudiés (phosphore et principaux métaux lourds) pour mieux comprendre les enjeux ainsi que les mécanismes physico-chimiques contribuant au relargage de ces contaminants.

3.2. LE PHOSPHORE

Les nutriments responsables de l'eutrophisation sont le phosphore (P), l'azote (N) et le carbone (C). En effet la croissance biologique aquatique nécessite la présence de ces trois éléments. Cependant, il est généralement admis que pour contrôler l'eutrophisation, il faut contrôler l'apport en phosphore. Ceci est dû à deux considérations : premièrement, il est très difficile de contrôler l'azote ou le carbone (leurs cycles contiennent des gaz, ce qui rend le contrôle plus complexe) et deuxièmement, à cause du concept de facteur limitant. Par conséquent, le phosphore est l'élément nutritif à surveiller (Sharpley et Rekolainen, 1997).

Le phosphore et l'activité biologique – concept de facteur limitant

Le phosphore est essentiel à la croissance des organismes et peut être le facteur limitant de la production primaire d'un plan d'eau. La présence de phosphore en concentration élevée peut stimuler la croissance de micro- et macro-organismes aquatiques et photosynthétiques (AWWA, 1989).

L'eutrophisation accélérée est un aspect particulier de la productivité globale d'un lac. Donc, en contrôlant la productivité, l'eutrophisation est maîtrisée. La productivité se contrôle avec les nutriments. Il est établi que l'absorption et l'utilisation des nutriments par le phytoplancton se fait selon un rapport 106C :16N :1P (Ryding et Rast, 1994). Cela signifie que pour 1 atome de phosphore absorbé et utilisé par la biomasse, 106 atomes de carbone et 16 d'azote sont aussi absorbés et utilisés. Alors, pour contrôler ce phénomène, il est plus efficace de jouer sur l'élément ayant un plus petit nombre dans le rapport, soit P. Le phosphore est donc l'élément limitant.

3.2.1. Le phosphore dans l'eau

Le phosphore est présent dans l'eau exclusivement sous forme de phosphates (composés contenant PO_4) (AWWA, 1989). Les phosphates se retrouvent dans l'eau sous trois formes :

- les orthophosphates (PO_4^{2-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^-) qui sont considérés comme la seule forme assimilable. Ceux-ci sont faciles à mesurer.
- les polyphosphates (principalement hexamétaphosphates $\text{Na}^+(\text{PO}_4)_6$ et tripolyphosphates $\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$) qui ne sont pas directement assimilables.
- et les organophosphates qui sont des phosphates complexés avec de la matière organique et qui ne sont pas directement assimilables.

Dans les eaux superficielles dont le pH est compris entre 5 et 8, le phosphore se trouvant sous formes oxydées (HPO_3 , $\text{H}_4\text{P}_2\text{O}_7$) tend vers la forme la plus stable, c'est-à-dire sous la forme orthophosphates (Rodier et al., 1996). Dans certaines études, ce sont les orthophosphates qui sont mesurés (Allier, 2004). Cependant, les normes portent sur la concentration en phosphore total.

3.2.2. Le phosphore dans les sédiments

Le phosphore se retrouve en concentration non négligeable dans les sols terrestres. La mobilité du phosphore est restreinte à cause de la faible solubilité de ses sels (phosphates de calcium et de fer (III)) et de sa rétention par les composés du sol.

Les phosphates se trouvant dans les sédiments de fond de lac sont principalement sous forme inorganique précipitée et sous forme de composés organiques (AWWA, 1989). Le phosphore inorganique se divise en deux groupes : les phosphates de calcium (les plus courants étant l'oxyapatite $\text{Ca}_{10}\text{O}(\text{PO}_4)_6$ et l'apatite carbonatée $\text{Ca}_{10}\text{CO}_3(\text{PO}_4)_6$) et les phosphates d'aluminium et de fer (variscite $\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ et strengite $\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) (Morgan, 1997). Le phosphate organique correspond aux composés phosphatés liés à la matière organique. Tous les autres phosphates n'entrant pas dans les catégories précédentes sont regroupés sous le terme de phosphore résiduel.

La répartition des composés phosphatés dans les sédiments du lac Saint-Augustin a été réalisée et analysée (Brin, 2006). Les sédiments du lac Saint-Augustin contiennent 1220 ± 84 mg de P/kg. Il s'agit de la teneur en phosphore total. Sur cette

concentration totale, 200 mg/kg sont sous forme organique (16% de la fraction totale), 200 mg/kg sont des phosphates de fer (16%), 491 mg/kg est sous forme carbonaté (41%) et le phosphore résiduel atteint une concentration de 329 mg/kg (27%) (Brin, 2006). Donc, le phosphore contenu dans les sédiments du lac Saint-Augustin est principalement sous forme carbonaté.

3.2.3. Les conditions de relargage du P dans un lac

Le phosphore en condition lacustre

Les sédiments sont considérés comme le réservoir de phosphore d'un lac. La majeure partie du P s'y trouve. Il y a une accumulation au cours du temps ce qui finit par donner des concentrations élevées. Cette source de phosphore endogène est non négligeable, et peut entraîner un relargage du phosphore (Sigg et al., 2000). La bioturbation joue aussi un rôle dans la remise en suspension des sédiments ce qui augmente le relargage des contaminants.

La majorité du phosphore dans un environnement lacustre se retrouve dans le phytoplancton. Pendant l'hiver, le phosphore dissous est dominant. Par contre au printemps, avec la photosynthèse, le phosphore particulaire augmente (phytoplancton) tandis que le P dissous diminue. Cependant, ce n'est pas toujours le cas dans les lacs peu profonds. L'interaction entre l'eau du lac et les sédiments est très importante pour le cycle du P dans n'importe quel type de lac. Le cycle du P dans un lac doit être utilisé pour déterminer le meilleur moment pour appliquer la méthode de réhabilitation. Le recouvrement actif doit être mis en place au moment du dégel (avril-mai) car le relargage du P commence au printemps (Palermo et al., 1998b). L'étape de coagulation/floculation est une étape préliminaire à la pose du recouvrement actif donc cette étape devrait se réaliser en avril.

Les mécanismes physico-chimiques associés au phosphore (transport/relargage)

La solubilité du phosphore dans l'eau interstitielle du sol est faible, par contre sa capacité de sorption dans les sols est forte. Donc, sa migration se fait en phase liquide, puisque sa migration en phase solide est extrêmement lente. La présence naturelle des

phosphates dans les eaux est reliée aux caractéristiques des terrains lessivés et à la décomposition de la matière organique.

Les paramètres importants dans le relargage du phosphore sont le pH et le potentiel d'oxydo-réduction. Le facteur d'oxydo-réduction est important si le P est majoritairement ferreux alors que le pH devient le facteur dominant dans le cas de sédiments calcaireux (Gibson, 1997). Dans des conditions réductrices, la mobilité du phosphore avec le fer et le manganèse augmente dans les sédiments (Carignan et Flett, 1981). La présence de l'oxygène en combinaison avec le fer, le manganèse ou les sulfates permet la séquestration des orthophosphates au fond du lac (dans les sédiments). Cependant, l'hypolimnion des lacs eutrophes peut devenir anoxique par période. L'absence d'oxygène brise les liens entre le fer, le manganèse ou les sulfates et favorise le relargage des orthophosphates. Le relargage du phosphore se fait alors principalement en période d'anoxie. Brin (2006) a effectué des essais de relargage des contaminants avec les sédiments du lac Saint-Augustin. Ces travaux montrent qu'à pH basique, le relargage du phosphore est plus important : 70% du relargage total mesuré se fait en condition basique.

Dans le cas de sédiments sans contamination par le phosphore, la teneur de fond en P_{total} dans les sédiments secs est inférieure à 1 mg de P/g. Les sédiments ne tentent pas à relarguer le phosphore en dessous de cette concentration (Gibson, 1997). Dans le cas des sédiments du lac Saint-Augustin, la concentration en phosphore total est de 1220 ± 84 mg/kg (Brin, 2006). Il est difficile d'extraire le phosphore des sédiments sans les draguer, donc il est préférable de piéger le phosphore dans les sédiments ou par un recouvrement actif. Le recouvrement est posé sur les sédiments et va retenir le phosphore sortant des sédiments avant qu'il n'atteigne la colonne d'eau.

3.3. LES MÉTAUX LOURDS

Les contaminants principaux dans le contexte du lac Saint-Augustin ne se limitent pas aux nutriments mais aussi aux métaux lourds. Ces métaux sont présents en

fortes concentrations dans les sédiments et causent un risque potentiel pour la santé. Ils ne présentent cependant pas de risque immédiat de relargage mais il faut en tenir compte dans cette étude. La problématique des métaux lourds est due à une persistance très longue dans l'environnement et à une dégradation nulle.

Les métaux étudiés sont le cadmium, le plomb et le zinc. Le choix des métaux s'est fait en considérant l'étude de la contamination des sédiments par Brin et Dominguez (2002). Les métaux montrant le degré d'inquiétude le plus élevé ont été choisis.

3.3.1. Généralités sur les principaux contaminants

Le cadmium (Cd)

Le cadmium est le métal lourd de base ayant la plus faible teneur naturelle dans les sols du Québec avec une concentration moyenne de 1,20 ppm (Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005). Le cadmium peut arriver dans l'eau à la suite de déversements industriels ou suite à la détérioration de conduites galvanisées (AWWA, 1989). Il est utilisé dans certains alliages pour le revêtement électrolytique des métaux. Les dépôts à neige sont aussi des sources de contamination pendant la période de dégel.

Les espèces dominantes du cadmium dans l'eau douce sont : Cd^{2+} (si les conditions sont oxydantes) et $CdCO_3$ (conditions réductrices) (Sigg et al., 2000). Le cadmium a un comportement relativement mobile car il a une bonne aptitude à se complexer avec des ligands organiques comme les acides humiques (GWRTAC, 1997).

Le cadmium est hautement toxique. Des quantités infimes peuvent causer des empoisonnements pour l'humain et des cancers pour les animaux. Des liens ont été établis entre le cadmium et certaines formes de cancer chez l'humain (AWWA, 1989).

Le plomb (Pb)

Le plomb est un élément naturel largement répandu à la surface de la Terre à des teneurs de l'ordre de 13 mg/kg. Dans les sols québécois, la concentration naturelle

moyenne de plomb est d'environ 45 ppm (site internet du MENV, 2004). Plus les sols sont alcalins, plus leur concentration en plomb est importante. Les sources de plomb sont diverses, la principale étant les roches contenant ce métal. Le plomb est aussi présent dans de nombreux produits (peinture, certaines boissons, essence), cependant les réglementations actuelles tendent à réduire sa présence.

Ce métal peut être présent sous différentes formes : carbonates (cérusite), phosphates (pyrophosphite) et surtout sulfure (galène). Des centaines de milliers de tonnes de plomb sont libérés annuellement dans le monde, mais seulement 16% de ce plomb est sous forme dissoute, le reste est combiné aux matières en suspension. Par conséquent, un fort pourcentage du plomb qui est véhiculé par les eaux de surface se retrouve dans les sédiments (Rodier et al., 1996). La chimie du plomb dans l'eau est très complexe et différents paramètres sont à considérer. La température de l'eau joue sur la solubilité. Cette dernière augmente avec la température (Rodier et al., 1996). Dans l'eau douce, l'espèce dominante du plomb est $PbCO_3$ (Sigg et al., 2000) alors que dans les sols, la forme dominante est Pb^{2+} (Alloway, 1990). De plus, il est retenu par des phases solides dont les oxydes/hydroxydes et les carbonates (GWRTAC, 1997). Quand le pH d'un système donné est supérieur à 6, comme c'est le cas pour le lac Saint-Augustin, le plomb a tendance à être adsorbé à la surface des minéraux argileux et à former des précipités de carbonates (EPA, 1992).

Le plomb est toxique pour la santé humaine à faible concentration. La vie aquatique commence à être perturbée à partir de 0,1 mg/L de plomb dans l'eau. Toutefois, l'action toxique varie selon les espèces et le degré de minéralisation de l'eau (Rodier et al., 1996).

Le zinc (Zn)

Le zinc est un métal très répandu dans la croûte terrestre. Il s'agit du métal lourd ayant la plus forte teneur naturelle dans les sols québécois avec des concentrations de 113 ppm (site internet du MENV, 2004). En général, ce métal se retrouve sous forme de sulfure dans les roches. Le zinc se retrouve dans l'eau domestique suite à la

détérioration de conduites galvanisées. Cet élément est utilisé dans différents alliages métalliques. La pollution par les déchets industriels peut aussi être mise en cause (AWWA, 1989).

Dans un système naturel, le zinc est présent sous sa forme Zn^{2+} . Ce métal tend à s'adsorber à la surface des minéraux argileux et de la matière organique. De plus, il tend à se complexer avec des carbonates et des oxydes hydratés de fer et de manganèse. Sous des conditions basiques, le zinc peut se complexer avec des ligands organiques et inorganiques (Alloway, 1990). Dans l'eau douce, le zinc se retrouve sous les espèces dominantes suivantes : Zn^{2+} et $ZnCO_3$ (Sigg et al., 2000). Dans l'eau, la solubilité des chlorures et sulfures de zinc est importante. Leur hydrolyse amène à une diminution du pH de l'eau. D'une manière générale, les eaux ayant un faible pH sont plus riches en zinc (Rodier et al., 1996)

Le zinc est un élément essentiel pour la croissance humaine. Cependant en concentrations trop élevées, il peut devenir indésirable. En règle générale, tous les métaux sont neurotoxiques.

3.3.2. Cycle des métaux lourds en milieu aquatique

Les teneurs en métaux en milieu aquatique sont le résultat des interactions des métaux avec les particules, ainsi que des processus de sédimentation de ces particules entraînant les métaux dans les sédiments. Les métaux qui arrivent dans les lacs sont soumis à divers processus (tels que la sédimentation, la minéralisation des matériaux biologiques, l'adsorption, la désorption, le relargage). La figure 3.1 présente les processus qui déterminent les concentrations des métaux dans la colonne d'eau d'un lac. Les concentrations en métaux dans la colonne d'eau sont dépendantes de la fraction de métaux retenue dans les sédiments (Sigg et al, 2000).

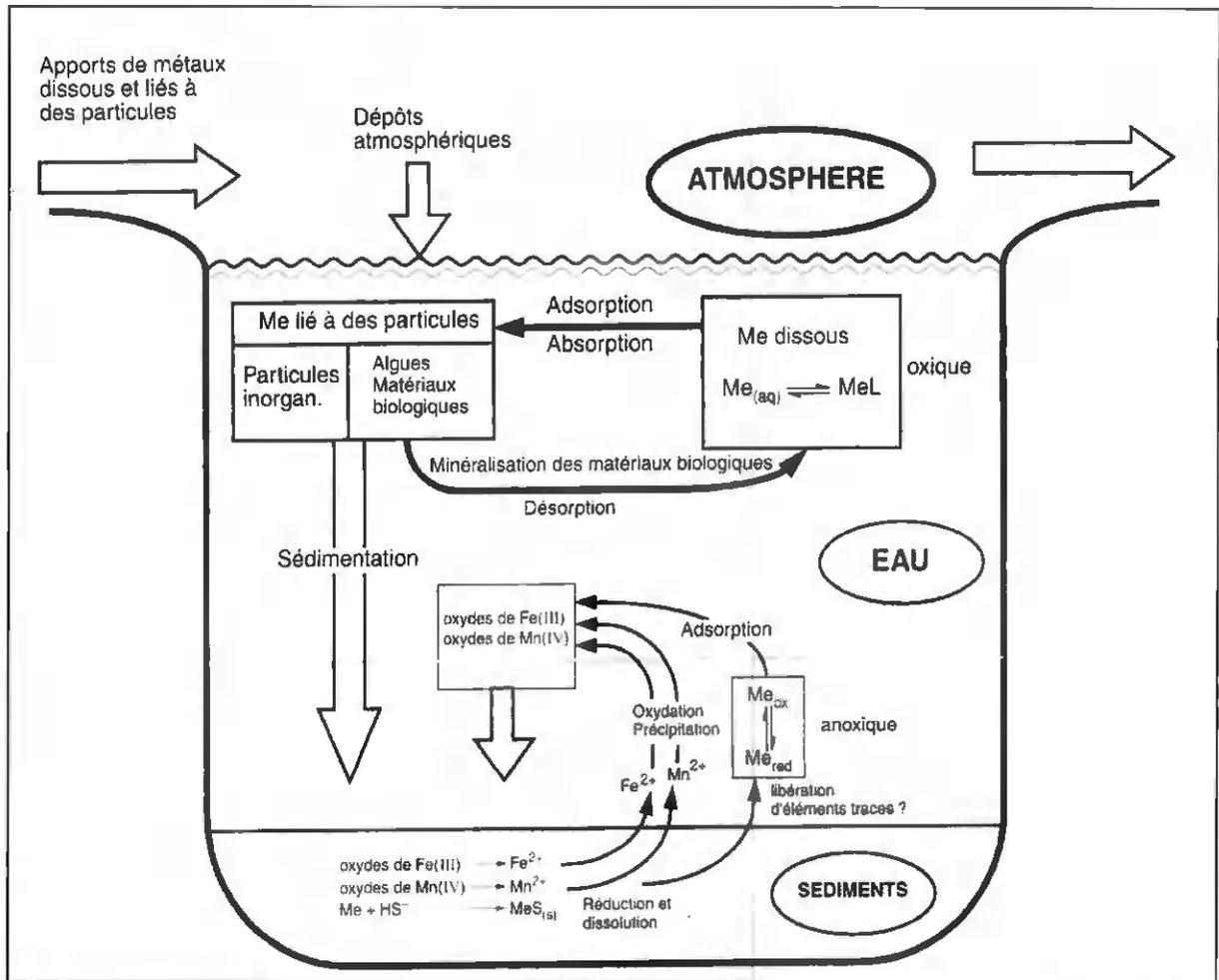


Figure 3.1 : Schéma des processus qui déterminent les concentrations des métaux dans la colonne d'eau d'un lac (tiré de Sigg et al., 2000)

Les métaux arrivant au lac sont transportés sorbés sur la matière biologique, de la colonne d'eau vers les sédiments. En général, le taux de sédimentation pour un lac est de l'ordre de 0,1 à 2 g/m².jour. Ce taux est souvent plus élevé pour un lac eutrophe. Un taux de sédimentation élevé implique un transport efficace et rapide des métaux vers les sédiments. La formation de complexe à la surface des particules conduit à la fixation des métaux à la phase solide. Les oxydes possèdent des groupes hydroxyde (OH) de surface sur lesquels peuvent se complexer des ions métalliques. Aussi, les particules organiques telles que les algues et les bactéries, présentent des groupes fonctionnels complexant à leur surface (Sigg et al., 2000).

Les ions métalliques sont piégés dans la matrice solide par plusieurs types de mécanismes : adsorption, précipitation et coprécipitation, complexation et coagulation avec la matière organique et pénétration des métaux lourds dans les structures cristallines des minéraux primaires (Dubé, 1997).

Les métaux lourds dans les sédiments

Avec l'érosion des sols, des particules de sol sont acheminées vers les plans d'eau par ruissellement. Ces particules contiennent des métaux et précipitent dans le plan d'eau. Donc, la teneur en métaux dépend de la teneur de ces métaux dans les sols avoisinants. Il faut aussi tenir compte de l'apport par les sources anthropiques. Les sédiments de fond sont considérés comme un réservoir potentiel de métaux. Ces métaux s'associent aux différents constituants du sol selon leurs affinités alors que les constituants du sol cherchent à les garder de façon sélective.

Les mécanismes responsables du relargage des métaux lourds de la phase solides vers la phase liquide sont: la diminution du pH, la diminution des conditions redox du système et l'augmentation de la teneur en sels dissous (Förstner et Wittman, 1979). Les concentrations en métaux dans les eaux du lac Saint-Augustin ne suggèrent pas un relargage des métaux par les sédiments. Dans l'eau, les teneurs en métaux sont bien au-dessous des normes gouvernementales (Brin et Dominguez, 2002). La méthode de réhabilitation vise à améliorer les conditions du lac et donc les modifie. Un suivi des concentrations en métaux dans la colonne d'eau est pertinent pour connaître les impacts de la méthode sur le relargage des métaux.

3.4. MÉTHODES DE RÉHABILITATION ENVISAGÉE POUR LE LAC SAINT-AUGUSTIN

Le lac Saint-Augustin est un lac eutrophe dont la principale source de contamination réside dans ses sédiments (Brin et Dominguez, 2002). Les eaux du lac sont très riches en phosphore et dépassent les critères gouvernementaux. Le critère

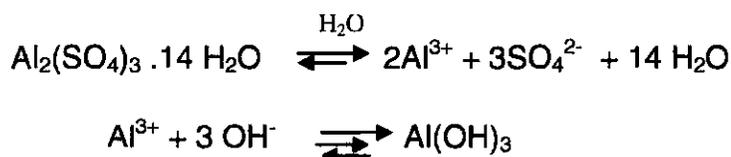
pour le gouvernement québécois est de 30 µg/L de P, largement dépassé par des valeurs supérieures à 80 µg/L de P mesurées en été (Dominguez, 2004 ; Simoneau et al., 2004). Donc, pour lutter contre l'eutrophisation du lac Saint-Augustin, la clef est le contrôle du relargage des nutriments par les sédiments. La méthode par recouvrement actif des sédiments est donc envisagée afin d'empêcher le relargage du phosphore (Galvez-Cloutier et al., 2005). De plus, une étape préliminaire est envisagée pour diminuer la concentration en phosphore dans les eaux du lac. Cette étape serait la coagulation et floculation du phosphore par de l'alun (sulfate d'aluminium).

3.4.1 La coagulation/floculation du phosphore

Le but de cette méthode est la coagulation et la floculation des colloïdes. Dans les eaux de surface, des particules en suspension très fines ne décantent pas, il s'agit des colloïdes. L'ajout d'un agent coagulant provoque l'agglomération des colloïdes en détruisant les forces physiques et électriques qui gardent ces molécules normalement séparées les unes des autres. Le terme coagulation est souvent employé pour décrire le procédé mais celui-ci correspond à deux étapes : la coagulation (destruction des charges des particules qui les gardent séparées) puis la floculation (agglomération des particules en plus grosses unités). Les colloïdes sont des particules fines d'argile mais cette méthode permet aussi de faire coaguler d'autres éléments. Les agents chimiques servant de coagulant sont principalement des cations métalliques. Dans le cas d'enlèvement de phosphore, deux agents sont souvent cités : le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique. Pour enlever le phosphore, cela prend un cation métallique de valence 3 (Fe^{3+} ou Al^{3+}). L'agent coagulant choisi est le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) aussi appelé 'alun'. L'alun réagit dans l'eau et donne de l'hydroxyde d'aluminium qui adsorbe le phosphore soluble (Sigg et al., 2000). Les avantages de l'utilisation de l'alun sont l'absence de toxicité à un dosage modéré, une forte capacité d'adsorption du phosphore en un composé quasiment irréversible, indépendant du potentiel redox (pE), contrairement aux sels ferriques pour lesquels le pE joue un rôle important (Hansen et al, 2003).

L'utilisation de sels d'aluminium est courante pour le traitement de l'eau potable et depuis quelques années pour restaurer les lacs eutrophes. Dans les usines de traitement d'eau, l'alun est couramment utilisé afin de réduire la teneur en P en rendant le phosphore résiduel inaccessible en le fixant et en le précipitant (Metcalf et Eddy, 2003). L'aluminium est souvent préféré au fer car il est considéré comme plus efficace. En effet, Lind (1998) précise que pour 1 kilogramme de phosphore à précipiter, cela nécessite 0,8 kilogramme d'aluminium ou 1,8 kilogramme de fer. L'aluminium est donc le choix qui s'impose.

Le processus chimique de coagulation par l'alun est décrit dans ce paragraphe. Ajouté dans l'eau, le sulfate d'aluminium s'ionise :



L'hydroxyde d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) formé est un agent coagulant très efficace. En effet, l'hydroxyde d'aluminium est un floc amorphe colloïdal qui possède une forte capacité de coagulation et d'adsorption du phosphore soluble (Hansen et al, 2003). Le floc formé par rétention du phosphore soluble par l'hydroxyde d'aluminium se dépose au fond de l'eau par gravité. La solubilité de l'hydroxyde d'aluminium indique une efficacité maximale de floculation à un pH compris entre 7 et 8. Un point important à prendre en compte est l'effet acidificateur de l'alun. L'alcalinité naturelle de l'eau et le pH diminuent suite à l'ajout de sulfate d'aluminium. C'est pourquoi, il y a souvent ajout de chaux ou de carbonate de calcium dans les protocoles de coagulation/floculation pour éviter cette diminution de pH. Dans le présent projet, l'alcalinité élevée du lac et la présence d'un recouvrement calcaire devraient suffire à contrer l'eutrophisation.

Il existe de nombreuses études portant sur la coagulation du phosphore par l'alun. Les concentrations employées sont très variables (de quelques dizaines à quelques centaines de milligrammes par litre). En 2004, Allier a travaillé sur l'optimisation d'un procédé de coagulation/floculation pour le lac Saint-Augustin. L'un

des agents coagulants utilisés était de l'alun en poudre rajouté directement dans l'eau à traitée. Les meilleurs résultats (diminution de 50% de la concentration en orthophosphates dans l'eau du lac) sont rapportés pour une concentration d'alun de 30 mg/L. Or, le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et de la Faune (MDDEP) recommande une concentration maximale de 20 mg/L (site internet du MDDEP, avril 2005). Cette recommandation est récente et vise à limiter la concentration en ions aluminium rajoutés au système naturel. Une trop forte concentration en aluminium est toxique pour l'habitat aquatique. Des impacts négatifs importants tels que la diminution de la densité du benthos et des impacts sur différents poissons (comme la perche jaune et la truite arc en ciel) peuvent survenir suite à un surdosage en sulfate d'aluminium (Mathieu et Pieltain, 2003).

Allier (2004) a mesuré le taux d'enlèvement du phosphore dans l'eau pour différents agents coagulant à différentes concentrations et dans des conditions de pH différentes. Cependant, il faut noter que le dosage du phosphore étaient des mesures sur les orthophosphates qui ne sont qu'une fraction du phosphore total. La coagulation/floculation est plus efficace pour l'enlèvement des orthophosphates. Donc, il faut s'attendre à des résultats moins efficaces, d'autant plus que la concentration en agent coagulant qui peut être utilisé (20 mg/L) a donné un taux d'enlèvement légèrement inférieur (43%) des orthophosphates pour les essais de Allier.

En ce qui concerne la pérennité d'un traitement à l'alun, la littérature n'est pas unanime. Pour Smeltzer (1992), la durée d'efficacité ne dépasse pas huit ans et est généralement comprise entre une et huit années. Pour Rydin et al. (2000), la durée varie de un à vingt ans avec une moyenne de dix ans. Il est possible de constater que la durée d'un tel traitement est très variable. Donc il faut prendre au cas par cas et tenter d'évaluer la durée d'efficacité du traitement avec l'alun par des essais en laboratoire.

3.4.2. Le recouvrement actif des sédiments

Principe de la méthode de recouvrement

La méthode de recouvrement ou '*capping*' est une méthode *in situ* qui consiste à recouvrir les sédiments contaminés au fond d'un lac par une barrière. Cette barrière sert à confiner physiquement et/ou chimiquement les sédiments et empêcher les polluants de remonter vers la colonne d'eau.

La couche de recouvrement peut être constituée de différents matériaux : sol argileux, sable, granulats de roches diverses, sédiments non contaminés, géotextile, géomembranes, et autres. La calcite (ou roche calcaire) a aussi donné de bons résultats comme couche de recouvrement (Dominguez, 2004). Ce dernier matériau montre des propriétés adsorbantes pour le phosphore et certains métaux lourds. Les principes de la technique de recouvrement sont :

- la rétention des contaminants relargués par les sédiments (par la couche de recouvrement ou la matière organique contenue dans cette couche),
- l'isolation physique des sédiments,
- la réduction de la bioturbation (les organismes vivants dans la couche supérieure des sédiments ont tendance à contribuer au relargage des contaminants en mélangeant les sédiments),
- et la régénération naturelle (la couche retarde le relargage des contaminants et permet au plan d'eau de se régénérer, en plus de créer des conditions anaérobies sous la couche de recouvrement et ainsi stimuler des processus de décompositions naturelles des contaminants).

Choix du matériau pour le recouvrement actif

Brannon et al. (1985) ont démontré que les matériaux à grain fin et les matériaux sableux peuvent être des matériaux de recouvrement efficaces. En règle générale, les matériaux fins sont une meilleure barrière chimique que le sable. La capacité de sorption du matériel granulaire permet de piéger les contaminants sortant des sédiments. Donc, le matériel de recouvrement doit avoir la capacité de retenir le phosphore ainsi que les métaux.

Gavaskar et al. (2005) ont fait la liste des aspects à considérer pour un matériau servant de couche de recouvrement :

- La **réactivité** : le matériau doit être capable de séquestrer les polluants par des mécanismes de sorption physico-chimiques tels que l'adsorption, l'absorption, l'échange ionique et/ou la précipitation.
- La **gravité spécifique** : la gravité spécifique du matériau de recouvrement doit être plus élevée que celle de l'eau, ainsi les particules peuvent se maintenir au fond de l'eau pour former une couche stable sur les sédiments.
- La **toxicité et l'impact environnemental** pour l'écosystème: le matériau doit être non toxique pour les espèces aquatiques et l'environnement qui peut entrer en contact avec.
- La **disponibilité et les coûts** : le matériau doit être facilement disponible et à un coût raisonnable. Il faut prendre en compte le coût par rapport aux applications qui nécessitent un volume important de matériau.

Dominguez (2004) a montré l'intérêt d'utiliser de la roche calcaire pour la couche de recouvrement actif et d'ajouter une couche de sable par-dessus afin de maintenir en place la couche de calcaire. La roche calcaire répond aux quatre critères mentionnés précédemment. Les travaux de Dominguez ont permis de montrer un bon taux d'adsorption du phosphore (jusqu'à 70 mg de P/kg de calcite) par la calcite. La roche calcaire est considérée comme fortement absorbante pour le phosphore. La densité de la roche calcaire est de 2,55 en moyenne ce qui assure le maintien de la couche au fond du lac. La roche calcaire est non toxique, sa disponibilité est bonne dans la région de Québec et son prix est raisonnable (18\$/tonne de calcaire¹). Les caractéristiques physico-chimiques de la roche calcaire utilisée sont détaillées dans le chapitre suivant intitulé "matériel et méthodes".

¹ Appel téléphonique à la Carrière Union Ltée, le 13 mars 2006, pour des granulats calcaire de taille 2,5 mm.

Une autre couche est prévue au-dessus de la couche de calcaire. Il s'agit d'une couche de sable qui sert à maintenir en place la couche de calcaire. La couche supérieure va être remobilisée par les organismes aquatiques et ainsi protéger la couche de calcaire. Le sable ne joue aucun rôle dans la rétention des contaminants.

En 2004, Trentin a estimé que l'épaisseur optimale de la couche de calcite, pour le projet de restauration du lac Saint-Augustin, est d'environ 7,5 cm. Trentin a fait des expériences sur des colonnes de 40 cm de hauteur en laboratoire. Pour ce projet, les colonnes seront d'une échelle plus proche du terrain. Il est difficilement réaliste d'avoir des couches de recouvrement inférieures à 10 cm sur le terrain. Une couche trop mince ne sera pas uniforme au fond du lac, compte tenu des méthodes d'épandage. L'épandage se fait généralement par barges. Le contrôle de la hauteur finale de la couche de recouvrement actif au fond du lac n'est donc pas facile. Donc, il a été décidé de doubler la hauteur recommandée par Trentin et d'ajouter la même épaisseur de sable (15 cm de calcite et 15 cm de sable). L'épaisseur finale envisagée des couches de recouvrement est de 30 cm. Cette hauteur permet aussi de diminuer le risque de bioturbation. Ces derniers sont en effet élevés. En Allemagne, des couches de calcite ont déjà été testées, mais elles ont été détruites par les organismes benthiques en l'espace de quatre mois (Kappler, 2003).

CHAPITRE 4 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre décrit les matériaux, méthodes et instruments utilisés tout au long de ce projet de recherche. Il explique aussi comment les montages, essais et analyses sont réalisés.

Ce chapitre se divise en trois grandes parties. Tout d'abord, une description globale du projet est présentée et justifie l'utilisation d'essais en colonne. Dans cette partie, l'instrumentation et les méthodes d'analyses sont indiquées. La deuxième partie porte sur les expérimentations elles-mêmes. Le projet de maîtrise se divise en trois étapes (I, II, III) qui sont divisées ainsi : l'étape d'échantillonnage et d'analyses des échantillons pris sur le terrain (étape I), la deuxième étape porte sur une série d'essais préliminaires en "jar test" (étape II) et finalement la dernière étape concerne les essais en colonnes mêmes (étape III). Finalement, la troisième partie correspond à l'étude de performance des méthodes de réhabilitation. La figure 4.1 montre le plan expérimental suivi pendant le projet de maîtrise.

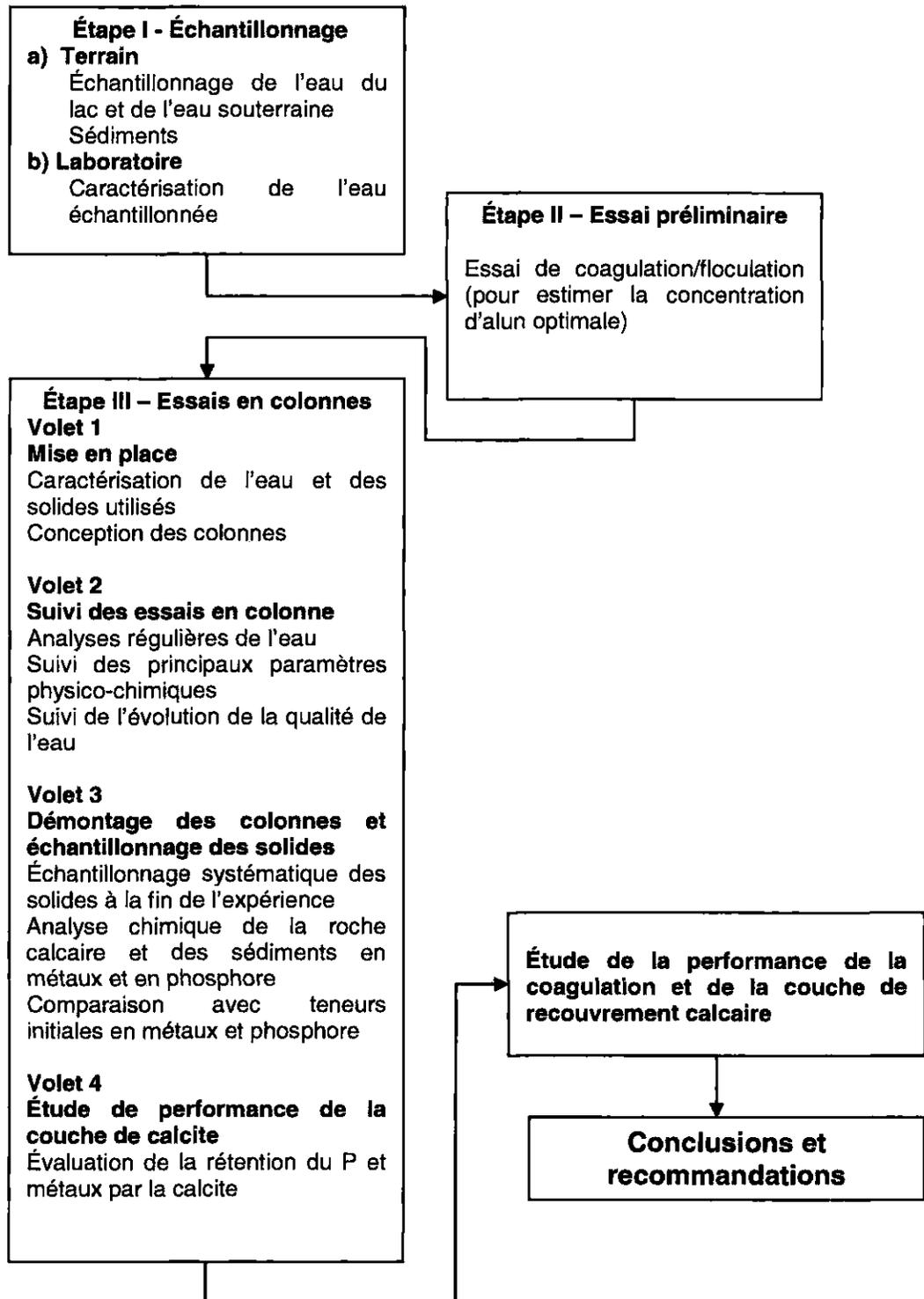


Figure 4.1 : Plan expérimental

4.1. DESCRIPTION GLOBALE DU PROJET

Le projet de maîtrise porte sur la réalisation et l'analyse d'essais en colonnes. Ces essais servent à simuler les méthodes de réhabilitation envisagées pour le lac et ainsi évaluer leur efficacité. En 2004, Dominguez a effectué des essais d'adsorption du P par la calcite en colonne (colonne de 40 cm de haut). Ces essais portaient sur la quantification de la rétention du P par une couche de calcaire. Les colonnes, contenant une couche de calcaire, étaient traversées par une eau riche en phosphore. Trentin (2004) a analysé plus en profondeur le design des colonnes et a proposé différents montages de cellules permettant l'étude du phénomène de relargage et d'une solution de confinements de polluants dans les sédiments. Suite à ces deux études, le concept de colonne de grande taille (près de 3 m de haut) contenant les matériaux (sédiments, calcite, sable et eau du lac) et traversée de bas en haut par l'eau alimentant le lac (eau de la nappe phréatique) a été développé. Pour étudier la performance des méthodes de réhabilitation, il est décidé de reproduire les conditions de terrain en laboratoire dans une colonne et d'y appliquer les méthodes de réhabilitation. Pour fins comparatives, deux essais en colonnes sont prévus, l'un avec la pré-étape de coagulation/floculation et l'autre sans. Pour les deux, le recouvrement actif est appliqué.

Différentes étapes sont nécessaires pour couvrir les divers aspects du projet. La première étape correspond à un échantillonnage sur le terrain. En effet, pour avoir des conditions caractéristiques du site, les matériaux utilisés proviennent du lieu même. Des sédiments, de l'eau souterraine et de l'eau du lac ont été échantillonnés au lac Saint-Augustin et autour.

La deuxième étape correspond à une série d'essais préliminaires aux essais en colonnes. Ces analyses sont réalisées pour mieux comprendre les interactions ayant lieu dans les colonnes. Cela permet aussi d'évaluer la concentration en agent coagulant à ajouter en tenant compte de la présence du recouvrement actif.

La dernière étape correspond à la réalisation des deux essais en colonne. Deux colonnes sont mis en place : l'une avec les deux méthodes de réhabilitation (coagulation par l'alun et recouvrement actif), appelé 'Colonne A', et l'autre avec seulement le recouvrement actif (Colonne B). Les essais en colonnes permettent de reproduire les conditions de terrain en laboratoire à une échelle réaliste. Pendant six mois, un suivi a été réalisé sur les deux colonnes afin de quantifier les performances des méthodes de réhabilitation.

4.2. DESCRIPTION DES PARAMÈTRES ET DU MATÉRIEL

Les paramètres physico-chimiques qui sont mesurés tout au long du projet sont indiqués dans le tableau 4.1. Le tableau présente les unités de mesures ainsi que les appareils ou méthodes employés.

Tableau 4.1 : Paramètres physico-chimiques

paramètres	unités	appareils ou méthodes
pH	unité de pH	pH/ion-mètre, marque Accumet, model 25
température	degré Celsius (°C)	thermomètre à alcool 76 mm IMM, marque Fisherbrand 14-997
conductivité	Siemens/mètre (S/m)	conductimètre 1481-90, marque Cole-Parmer Instrument Co
potentiel redox (pE)	milliVolt (mV)	sonde Orion sur un multimètre de terrain WTW
turbidité	NTU	turbidimètre, marque Hach
alcalinité	mg/L de CaCO ₃	méthode colorimétrique au méthyl-orange (Rodier et al., 1996)

Les conditions du milieu sont importantes pour prédire le comportement des contaminants. Le pH et le potentiel redox sont les paramètres les plus pertinents. La température est prise en même temps que le pH car la température affecte ce dernier. La conductivité électrique est mesurée car elle a un lien avec la minéralisation globale de l'eau (Rodier et al., 1996). L'ajout de calcite peut affecter ce paramètre. La turbidité

représente un critère important quant à la qualité de l'eau. Cette mesure permet de quantifier l'opacité de l'eau. L'alcalinité est le déficit en ion hydrogène d'une eau. Elle est reliée aux systèmes carbonatés or l'usage a défini autrement l'alcalinité. L'unité de l'alcalinité est en mg/L de CaCO_3 cependant, le calcium n'intervient pas dans le calcul de l'alcalinité. La valeur de l'alcalinité est dépendante des activités des ions HCO_3^- (ions bicarbonates), CO_3^{2-} (ions carbonates), OH^- (ions hydroxydes) et H^+ (ions hydrogènes). En fait, l'alcalinité est attribuable essentiellement aux bicarbonates (Sigg et al., 2000). Quand l'alcalinité dépasse 75 mg/L de CaCO_3 , l'alcalinité est considérée comme forte. L'eau a une forte capacité de neutralisation des acides (Sigg et al., 2000). Ce paramètre est intéressant car l'alun acidifie l'eau à laquelle il est ajouté, mais l'alcalinité de l'eau peut en diminuer l'effet.

4.2.1. Dosage des contaminants

Le phosphore

En ce qui concerne la mesure de concentration des éléments chimiques (P et métaux) à partir d'un échantillon solide, un sédiment de référence est nécessaire. Le sédiment de référence PACS-2 du Conseil National de Recherches Canada est employé pour déterminer le taux de récupération avec la méthode employée. Le sédiment de référence a des concentrations connues en contaminants et permet de constater l'efficacité de la digestion en comparant la concentration obtenue avec la concentration réelle. La digestion est une étape préliminaire pour rendre le sol liquide, pour poursuivre l'analyse. Le taux de récupération mesuré est de 45% pour le phosphore. Les mesures donnent donc la teneur en $\text{P}_{\text{extractible}}$.

La teneur en phosphore total dans un liquide est mesurée par une méthode colorimétrique. Le réactif principal de cette méthode est l'acide ascorbique (méthode par acide ascorbique, 4500-P E. dans AWWA, 1989). Une digestion est nécessaire afin de transformer tous les composés phosphatés en orthophosphates. Les orthophosphates sont les seuls composés mesurables par spectrophotométrie. Si le but est de mesurer la concentration en orthophosphates, l'étape de digestion n'est pas

nécessaire. La digestion est de type acide et utilise du persulfate d'ammonium (digestion 5 pour la méthode 4500-P dans AWWA, 1989) dans le cas des échantillons liquides. Pour les échantillons de sol, la digestion est plus radicale et est adaptée d'une méthode du CEAEQ (méthode MA. 300 – NTPT 1.0). L'annexe 2 contient l'adaptation du protocole utilisé dans ce projet.

La limite de détection associée à la méthode par acide ascorbique est de 10 µg/L de P (AWWA, 1989). Les mesures sont réalisées avec un spectrophotomètre de marque Jenway, 6405 UV/Vis.

Dosage des métaux

Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique

La spectrométrie d'absorption atomique est utilisée pour quantifier les éléments métalliques en solution. Le principe de cette méthode est de fournir de l'énergie aux atomes afin qu'ils passent d'un état de base (configuration orbitale normale et stable) à un état d'excitation. Ce dernier état est instable et les atomes ont tendance à retourner à leur état de base en libérant de l'énergie lumineuse qui est mesurée. Pendant le procédé d'absorption atomique, une énergie lumineuse d'une longueur d'onde spécifique est fournie par une lampe à cathode creuse. Cette énergie sert à faire passer les atomes d'un métal spécifique de l'état de base à l'état d'excitation. La quantité d'analytes dans l'échantillon est estimée en fonction de l'absorbance mesurée par la lampe (Galvez-Cloutier, 2005).

La préparation des échantillons liquides consiste en une filtration sur filtre Fisherbrand Q2 (porosité fine, écoulement lent) de marque FischerScientific ainsi qu'une acidification à 0,5% (avec HNO₃ pour les métaux lourds et HCl pour le dosage en aluminium). Pour les échantillons de sol, une étape de digestion est nécessaire. La méthode utilisée est une adaptation de la méthode du Centre Saint-Laurent de 1993 pour le dosage en métaux totaux dans les boues, les sédiments et les sols. Le protocole utilisé est reproduit en annexe 2. Le protocole est adapté en fonction des

équipements disponibles au laboratoire d'Environnement du Département de Génie Civil. Par conséquent, les mesures sont des concentrations en métaux extractibles.

Le tableau 4.2 donne les taux d'extraction mesurés pour chaque métal avec le sédiment de référence. Le taux de récupération du cadmium et du zinc indique que les valeurs obtenues sont des valeurs totales. Par contre pour les autres éléments, le taux est plus faible. Le plomb est récupéré à 64% ce qui n'est pas particulièrement bon mais acceptable. Il s'agit donc de plomb extractible. L'aluminium est très difficile à extraire car il se trouve emprisonné dans la matrice du sol. Une autre méthode avec une digestion plus puissante aurait été nécessaire afin d'en extraire un plus gros pourcentage. Cependant, la détermination de la teneur totale en aluminium dans les sédiments aurait nécessité une autre méthode de digestion. Compte tenu des équipements du laboratoire et des délais, l'utilisation d'une méthode plus adaptée n'a pas pu être réalisée. Les quatre métaux ont été analysés avec la même méthode de digestion. La mesure de l'aluminium est plus à des fins comparatives pour évaluer l'impact de l'alun sur le système.

Tableau 4.2 : Taux de récupération des métaux avec le sédiment de référence

Paramètres	Taux de récupération (%)
Cadmium	95
Plomb	64
Zinc	106
Aluminium	16

Le taux de récupération est constant pour chaque élément analysé et permet de comparer les concentrations en métaux et phosphore au début et à la fin des essais en colonnes. Pour le cadmium et le zinc, il s'agit de la concentration totale. Pour les autres éléments, ce sont les teneurs extractibles. Pour garder un ton uniforme, dans le reste du texte, le terme 'extractible' est utilisé pour les teneurs mesurées dans les sols.

Le dosage des métaux s'effectue ensuite par absorption atomique. L'appareil utilisé est un spectromètre d'absorption atomique de marque Perkin Elmer 3110. Les limites de détection de l'appareil pour les métaux mesurés se retrouvent dans le tableau 4.3.

Tableau 4.3 : Limite de détection du spectromètre d'absorption atomique Perkin Elmer 3110.

Métal	Aluminium	Cadmium	Plomb	Zinc
Limite de détection (<i>sensitivity</i>)	1 µg/mL (ou 1 ppm)	0,025 µg/mL (ou 25 ppb)	0,5 µg/mL (ou 0,5 ppm)	0,018 µg/mL (ou 18 ppb)

4.3. ÉTAPE I : ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES

Les échantillonnages au lac Saint-Augustin se sont fait à différents moments. Les sédiments utilisés proviennent de la campagne d'échantillonnage réalisée par Brin et Dominguez en octobre 2001 (Brin et Dominguez, 2002). Les sédiments ont été stockés en chambre froide (4°C) dans des contenants fermés hermétiquement en plastique. L'eau a été prélevée durant l'année 2005.

4.3.1. Eau souterraine

L'eau souterraine provenait du Camping Juneau, situé au 155 chemin du lac à Saint-Augustin-de-Desmaures. Le camping est situé au nord-ouest du lac et est attenant au lac. Le puits est situé à une vingtaine de mètres de la rive. Cet endroit est l'un des rares autour du lac qui est alimenté par un puits profond (15 m de profondeur) et qui alimente en eau potable le camping avec l'eau de la nappe phréatique. Les autres puits proches du lac sont des puits non profonds (moins de 5 m de profondeur) qui se trouvent dans la zone d'infiltration superficielle. L'eau de ces puits n'est pas potable et est souvent fortement contaminée en phosphore et autres (Dominguez,

2004). L'eau souterraine échantillonnée est utilisée dans les essais en colonnes pour alimenter ces dernières en eau.

4.3.2. Eau du lac

L'eau du lac a été prélevée en hiver au milieu du lac (janvier 2005). L'eau a été prélevée à l'endroit le plus profond du lac. La période d'échantillonnage n'était pas idéale pour mesurer l'état de contamination du lac, car c'est pendant l'hiver que la concentration en phosphore est la plus faible. La littérature montre que la concentration en phosphore pendant le printemps est bien inférieure à celle mesurée pendant l'été. Bergeron et al. (2002) ont trouvé une concentration de 50 µg/L pendant le printemps contre 70 µg/L de P en été. Le début des expériences date de cette époque et l'échantillonnage a dû s'effectuer juste avant. Cependant, la méthode de réhabilitation doit s'effectuer, sur le terrain, à la fin de l'hiver. Donc, cette eau est adéquate pour être placée dans les essais en colonnes et est représentative de l'eau du lac sur le terrain.

L'eau du lac a été analysée afin d'évaluer le degré de contamination. Les analyses physico-chimiques de base ont été faites, à savoir, pH, température, conductivité, alcalinité, potentiel redox. Les concentrations en phosphore total et en métaux lourds (Cd, Pb et Zn) ont été déterminées. La teneur en aluminium a aussi été mesurée pour connaître la concentration initiale de ce métal dans le plan d'eau. Les mêmes analyses ont été faites pour l'eau souterraine.

L'annexe 3 présentée à la fin du mémoire indique la méthode de calcul pour trouver la classe trophique du lac Saint-Augustin. La classe trophique du lac permet de qualifier le degré de dégradation d'un lac. La méthode de Carlson (1977), utilisant le TSI (*Trophic State Index*), démontre que le lac est classé dans la catégorie eutrophe.

4.3.3. Sédiments

La campagne d'échantillonnage effectuée par Brin et Dominguez (2002) visait à recueillir 42 échantillons de sédiments sur l'ensemble du lac pour avoir des données

représentatives. Les sédiments recueillis sont des sédiments de surface (les quinze premiers centimètres). Brin et Dominguez (2002) et Dominguez (2004) ont réalisé une description physico-chimique de ces sédiments. Le tableau 4.4 donne les principaux résultats.

Tableau 4.4 : Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

paramètre	unité	valeur moyenne
pH *	<i>unité de pH</i>	7,7
Conductivité *	μS	796 \pm 12
pE *	<i>mV</i>	37 \pm 69
Alcalinité *	<i>mg/L de CaCO₃</i>	118 \pm 4
teneur en eau	%	363 \pm 93
texture		limono-sableux
couleur		grisâtre foncée
matière organique	%	11,2
limite de liquidité	%	38,5 - 58,8
limite de plasticité	%	4,5 - 13,11
Cadmium	<i>mg/kg</i>	2,3
Plomb	<i>mg/kg</i>	75
Zinc	<i>mg/kg</i>	272
Phosphore total	<i>mg/kg</i>	1220 \pm 53

* : mesure *in situ*

La description granulométrique des sédiments faite par Brin et Dominguez (2002) montre une granulométrie très étalée et bimodale. Selon la classification des sols de l'USDA (système développé par le *US Department of Agriculture*), 81% des échantillons du lac ont une texture de limon sableux. De manière général, les sédiments se trouvent entre la zone "limon" et celle de "limon sableux". La teneur en eau et le pourcentage de matière organique sont élevés ce qui témoigne d'un environnement de dépôt récent. La limite de liquidité est assez élevée et le sédiment est classé "non à peu plastique".

Les sédiments restants après les analyses de Brin et Dominguez ont été mélangés afin d'avoir des sédiments composites. Ces sédiments sont débarrassés des

grosses particules (coquilles, morceau de bois) et brassés pour avoir des sédiments plus homogènes. C'est ce mélange de sédiments qui a été utilisé pour les essais en colonne et il a été analysé pour définir les conditions initiales dans les colonnes. Le détail de ces analyses est expliqué dans le paragraphe traitant des essais en colonnes.

4.3.4. Matériaux de recouvrement

La calcite utilisée pour les expérimentations provient de la carrière Union Ltée, localisée au 8410 boulevard Pierre-Bertrand à Québec. Il s'agit de la même calcite que celle utilisée par Dominguez en 2004. La roche calcaire se présente sous la forme de granulats dont la taille moyenne est de 2,5 mm.

La courbe granulométrique (figure 4.2) indique que 5% de la calcite dépasse la taille de 5 mm et que 45% est de taille supérieure à 2,5 mm. La roche calcaire n'a pas une courbe granulométrique très étalée. Environ 95% des granulats ont une taille inférieure à 5 mm et environ 10 % ont une taille inférieure à 0,2 mm. La présence de particules fines résulte de frottements mécaniques. La figure 4.2 montre la courbe granulométrique de la calcite ainsi que celle du sable.

Le sable utilisé pour la couche de protection est du sable provenant de la sablière Drapeau Inc. (10 rue Falardeau) à Val-Bélair. Seul le facteur taille a été considéré et ne doit pas dépasser 5 mm. Le sable montre une granulométrie plus fine que la calcite. Il présente une granulométrie moins étalée (50% de l'échantillon de sable a une taille inférieure à 0,5 mm).

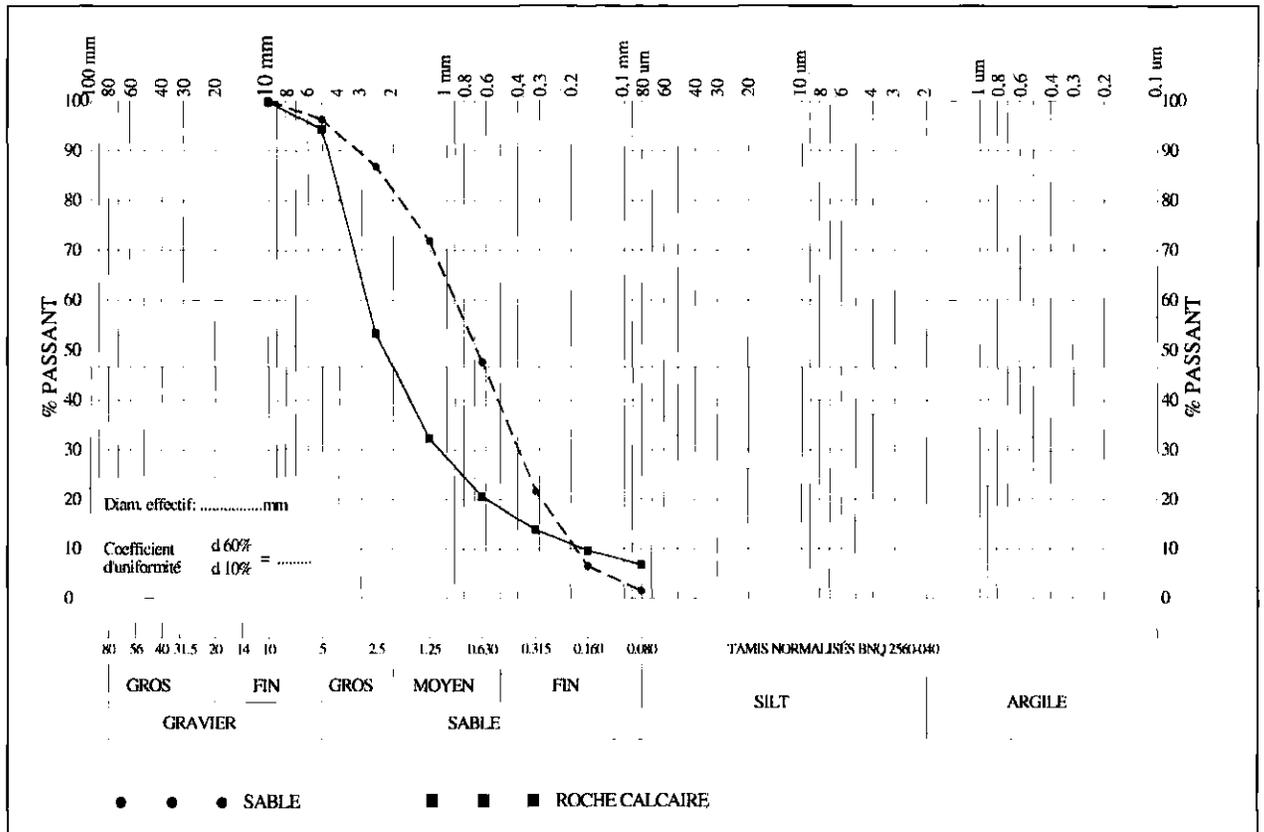


Figure 4.2 : Courbes granulométriques de la roche calcaire et du sable (tiré de Dominguez, 2004).

4.3.5. Agent de coagulation/floculation : alun

Le sulfate d'aluminium, aussi appelé alun, a pour formule chimique générale $Al_2(SO_4)_3$. L'alun utilisé dans ce projet est sous forme hydraté : $Al_2(SO_4)_3 \cdot (14-18)H_2O$. Il s'agit de cristaux de sulfate d'aluminium de qualité ACS (98% de pureté). L'alun est ajouté directement à l'eau sous forme de poudre.

4.4. ÉTAPE II : ESSAI PRÉLIMINAIRE EN "JAR TEST"

Avant la conception des essais en colonnes, une série d'essais en "jar test" a été réalisée pour déterminer la concentration optimale en alun à ajouter. À noter que ces essais ont été mis au point avant la connaissance d'une recommandation du

gouvernement québécois de ne pas dépasser le seuil de 20 mg d'alun par litre. Cette série d'essais a été faite en février 2005 avant la mise en place des essais en colonnes.

4.4.1. Principe de l'essai et objectifs

Allier (2004) a travaillé sur la possibilité d'utiliser la méthode de coagulation/floculation pour réduire la teneur en phosphore dans la colonne d'eau du lac Saint-Augustin avec l'alun. Des essais complémentaires aux travaux de Allier ont été prévus afin de déterminer une concentration d'alun optimale en tenant compte des couches de recouvrement. De plus, le suivi du pH après l'ajout de l'agent coagulant a été réalisé car l'alun a tendance à acidifier significativement l'eau dans laquelle il est ajouté.

La figure 4.3 montre une série de "jar test". Un montage en "jar test" est un ensemble de béchers (généralement de 1 L) dont le contenu est agité mécaniquement par une hélice à une vitesse contrôlée.

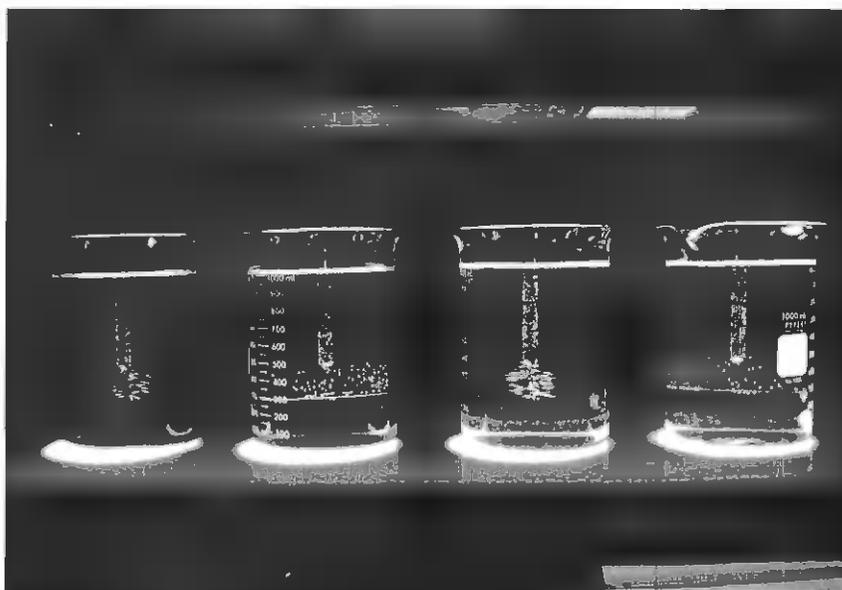


Figure 4.3 : Essai en "jar test" (série 1)

Trois séries d'essais ont été réalisées en jar test. La première reprend le protocole de Allier : ce qui correspond à l'ajout de différentes concentrations d'alun

dans un litre d'eau de surface du Lac Saint-Augustin. La seconde et la troisième séries sont semblables, mais de la calcite est ajoutée dans le fond des béciers, pour estimer l'interaction entre les deux méthodes de réhabilitation. Pour la seconde série, la calcite avait la granulométrie qui pourrait être utilisée sur le terrain (2,5 mm), tandis que la troisième série de jar test comprend de la calcite plus fine (granulométrie maximum de 2 mm). Le fait d'utiliser de la calcite plus fine donne une surface spécifique plus large et, théoriquement, donne des meilleurs résultats du point de vue de l'adsorption des contaminants.

Allier (2004) a trouvé une concentration optimale de 30 mg/L d'alun, mais la concentration en orthophosphates diminuait de moitié à partir de 20 mg/L. Donc, il est possible d'envisager des concentrations inférieures à la concentration optimale d'Allier pour avoir une diminution significative de la concentration en phosphore. Une concentration plus faible en alun est souhaitée à cause des impacts négatifs de l'alun en forte concentration sur l'écosystème.

Au cours de cet essai, les objectifs sont multiples. En plus de déterminer la concentration optimale d'alun à ajouter dans la colonne d'eau pour diminuer la teneur en P, d'autres mesures sont effectuées pour évaluer les impacts de l'alun sur le système.

Les objectifs de ces mesures sont les suivants :

- quantifier la remontée de pH après l'ajout d'alun sur plusieurs jours
- mesurer les différences de concentrations en phosphore et en aluminium selon la concentration en alun ajouté.
- mesurer les différences de concentrations en phosphore et en aluminium selon le milieu (avec et sans calcite)
- mesurer les différences de comportement de l'eau selon que la calcite ajoutée est sous forme granulaire (2,5mm) ou sous forme de fines (poudre et inférieur à 2 mm).

L'objectif final de ces expériences est de déterminer la teneur optimum d'alun à ajouter au système pour l'essai en colonne avec les couches de recouvrement.

4.4.2. Description des essais

Première série (ajout d'alun)

Dans cinq béchers, un litre d'eau de surface (eau du lac échantillonnée en janvier 2005) a été utilisé. Puis les concentrations d'alun suivantes étaient ajoutées :

- 10 mg/L d'alun
- 15 mg/L d'alun
- 20 mg/L d'alun
- 25 mg/L d'alun
- 30 mg/L d'alun

Un bécher ne contenant pas d'alun a été utilisé pour chaque série pour une meilleure comparaison. Ici le bécher est considéré comme le témoin car il ne contenait que de l'eau du lac.

Dans le protocole d'Ailier (2004), l'agitation la plus efficace pour la coagulation/floculation est un brassage rapide (qui favorise la coagulation) de 1 minutes à 230 rpm. Puis, ce brassage est suivi par le mélange de floculation qui est plus long et moins puissant de 20 minutes à 40 rpm suivi d'un autre 20 minutes à 20 rpm. Ce protocole est repris pour chaque série.

Deuxième série (ajout d'alun et calcite de 2,5 mm)

Dans cette série, de la calcite en granulats est rajoutée dans chaque bécher. La masse de calcite mise au fond de chaque bécher était de 20 grammes. La calcite rajoutée était la même que celle utilisée pour les couches de recouvrement des essais en colonnes. La concentration en alun et la masse de calcite dans chaque bécher était la suivante :

- 10 mg/L d'alun + 20 g de calcite en granulats (diamètre moyen de 5 mm)
- 15 mg/L + 20 g de calcite en granulats
- 20 mg/L + 20 g de calcite en granulats
- 25 mg/L + 20 g de calcite en granulats
- 30 mg/L + 20 g de calcite en granulats

Un bécher contenait la même eau, de la calcite en granulats mais sans alun servait de référence.

Troisième série (alun et calcite fine)

La différence entre la deuxième et la troisième série porte sur la taille des particules de la calcite. Les granulats de calcite ont été tamisés afin d'obtenir la partie fine. Le diamètre maximum des particules était de 2 mm mais environ la moitié était sous forme de poudre fine (granulométrie inférieure à 0,5 mm).

La teneur en agent coagulant et la masse de calcite ajoutés à chaque bécher étaient de :

- 10 mg/L d'alun + 20 g de calcite fine
- 15 mg/L + 20 g de calcite fine
- 20 mg/L + 20 g de calcite fine
- 25 mg/L + 20 g de calcite fine
- 30 mg/L + 20 g de calcite fine

Le bécher servant de référence à cette série contenait de l'eau de surface et de la calcite fine sans ajout d'alun.

4.4.3. Analyses effectuées

Une partie des mesures portait sur le suivi du pH trois jours après l'ajout d'alun. Le pH de l'eau a été mesuré au début, puis juste après la phase d'agitation. Ensuite, le pH était mesuré, une, deux, trois, quatre et cinq heures après l'agitation. Puis le lendemain et le surlendemain, le pH était mesuré trois fois par jour (matin, midi et soir).

L'alcalinité est mesurée environ 2 heures après la fin de l'agitation. La concentration en phosphore total est mesurée 24 heures après l'agitation tandis que la teneur en aluminium est déterminée 48 heures après. Le dosage de l'aluminium permet de quantifier la teneur d'aluminium résiduel, i.e. la concentration en aluminium dans l'eau due directement à l'ajout d'alun.

4.5. ÉTAPE III : ESSAIS EN COLONNES

4.5.1. Mise en place et matériel

Tout le matériel pour les essais en colonnes est soigneusement lavé avant utilisation pour éviter toute contamination. De plus, comme les métaux lourds et l'aluminium sont dosés, le montage ne contient aucun métal. Tout au long des expérimentations, le risque de contamination par les métaux est étroitement surveillé.

La figure 4.4 schématise une colonne utilisée pour les essais en colonnes. Ce schéma montre les principaux composants du montage et leur emplacement. Un axe vertical est positionné pour faciliter la compréhension. Au bas de la colonne, cet axe est égal à zéro ($z = 0$). Le sens de l'écoulement du flux d'eau est indiqué par les flèches bleues. La colonne, représentant le lac, se situe plus bas que les réservoirs (eau souterraine) afin d'avoir un gradient hydraulique favorisant la percolation de l'eau souterraine à travers les sédiments et les couches de recouvrement. Ces dernières ont une épaisseur de 0,15 m chacune. La couche de sédiments a une épaisseur de 0,5 m. L'eau alimentant les colonnes percole de bas en haut. Le montage vise à reproduire les conditions de terrain le plus fidèlement possible. Sur le terrain, l'eau souterraine traverse les sédiments afin d'alimenter le lac. Le gradient hydraulique est fixé initialement à 1,2. Sur le terrain, le gradient est beaucoup plus faible (voir 100 fois plus faible) mais les délais d'expérimentations nécessite un gradient plus fort. Le gradient influence la vitesse de percolation de l'eau alimentant la colonne (eau souterraine). Pour avoir des résultats quantifiables à l'intérieur des délais (les colonnes sont alimentées pendant 6 mois), il faut qu'un nombre de litres suffisant percole à travers les colonnes. C'est pour cette raison que le gradient hydraulique est aussi élevé.

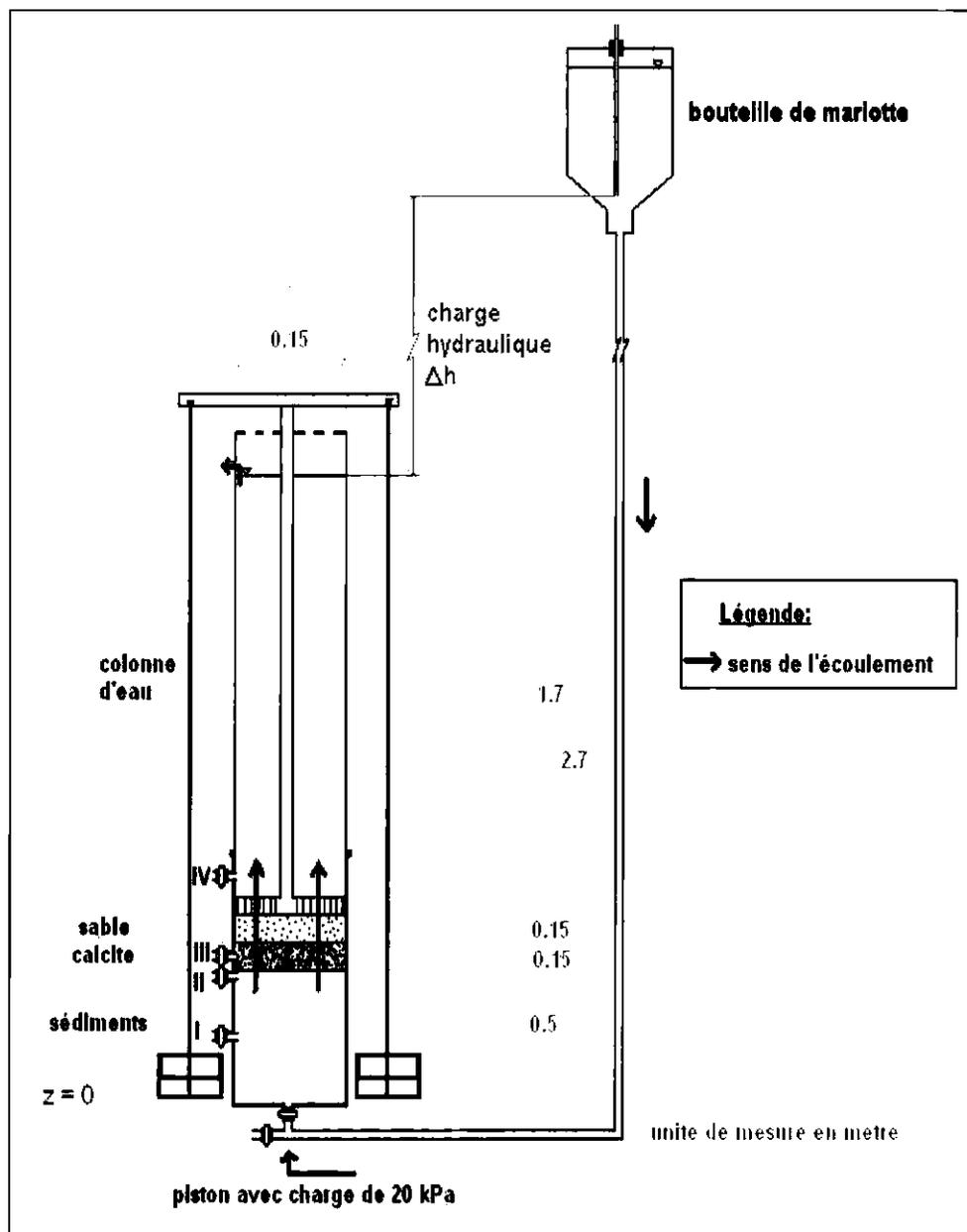


Figure 4.4 : Schéma du montage pour un essai en colonne

Sur le schéma, à gauche de la colonne, les chiffres romains (I, II, III et IV) indiquent les valves à travers lesquelles les échantillons liquides sont prélevés en cours d'essais. La valve I se situe à $z = 0,25$ m. Elle permet de prendre de l'eau interstitielle provenant du milieu de la couche de sédiments. La valve II permet de prélever l'eau interstitielle à la sortie des sédiments (en suivant le flux d'eau alimentant la colonne).

Elle se situe à $z = 0,50$ m. La valve III se trouve à $z = 0,55$ m et prélève l'eau interstitielle située au milieu de la couche de calcite. La dernière valve sert à prendre de l'eau provenant de la colonne d'eau. Elle est située à $z = 0,85$ m.

Les colonnes

Les essais se font dans deux colonnes en plexiglas transparent. Ces colonnes sont placées au laboratoire de géotechnique de Génie Civil. Le matériel est le même pour chacune des colonnes. Le diamètre intérieur est de 15 cm. Les colonnes sont composées de deux parties, celle du bas à une épaisseur de 1,27 cm pour faciliter le perçage des trous pour les prises d'échantillons. La partie du haut a une épaisseur de paroi de 0,635 cm. La différence d'épaisseur est due aux coûts. La partie haute n'ayant pas besoin d'être percée, une épaisseur plus faible était suffisante. La colonne est en deux parties aussi pour faciliter la mise en place et le démontage. La partie basse fait une hauteur de 0,9 m. La partie haute fait 1,80 m, et la hauteur totale d'une colonne est de 2,70 m. À la base de la colonne, se trouve une plaque qui constitue le fond de la colonne. Un trou pour l'arrivée d'eau y est aménagé pour permettre l'entrée du flux d'eau alimentant les colonnes pendant l'expérience.

Afin d'éviter une trop forte contamination par le haut de la colonne, un couvercle est fabriqué. Ce couvercle est percé de plusieurs trous pour laisser passer l'air (le système doit être aérobie comme sur le terrain). De plus, le couvercle aide à soutenir un piston. Le piston sert à maintenir les couches de sol en place après l'application de la charge d'eau d'alimentation. En effet, le gradient hydraulique appliqué par l'alimentation applique une force allant vers le haut et qui pourrait soulever les sédiments. Pour contrer cette force, une charge est appliquée par un piston en plexiglas. En haut du piston, un balancier est posé avec un "contrepois". La contrainte appliquée est de 20 kPa (Le calcul des charges se trouve en annexe 4). Les poids sont rattachés au balancier par des filins d'acier qui descendent près du sol. Les poids sont situés proche du sol (quelques centimètres) pour éviter tout accident en cas de rupture des filins ou du balancier.

L'alimentation en eau souterraine fait varier le niveau d'eau et il fallait prévoir une sortie. Un 'trop-plein' (*overflow*) est aménagé pour éviter tout débordement d'eau. Cette sortie est placée à une hauteur de 2,5 m, ce qui donne une hauteur maximale de colonne d'eau de 1,70 m.

Les réservoirs

Les réservoirs contenant l'eau alimentant les colonnes (eau souterraine) se trouvent en hauteur par rapport aux colonnes pour avoir un gradient hydraulique suffisant. Le gradient hydraulique sur le terrain n'est pas connu, mais la littérature indique que ce gradient est bien inférieur à 1. Pour ce projet, le gradient utilisé en laboratoire est de 1,2. Le gradient initialement prévu était de 1 mais finalement, le gradient est légèrement augmenté suite à la mise en place. Pour avoir ce gradient, la charge hydraulique Δh est de 0,6 m. La charge hydraulique se mesure du niveau d'eau dans la colonne au bas du tube dans le réservoir. Le réservoir est de type 'Mariotte', ce qui permet d'avoir une charge constante, que le réservoir soit plein ou presque vide. Ceci signifie que la hauteur des réservoirs est ajustée afin d'avoir 0,6 m verticalement entre le tube de la Mariotte (voir figure 4.4) et le haut de la colonne d'eau. L'annexe 4 explicite les calculs géotechniques pour le gradient hydraulique. Les réservoirs sont placés à l'étage du dessus dans le laboratoire d'enseignement de géotechnique.

Les réservoirs sont des bouteilles d'eau en plastiques de 20L. Le bouchon est percé pour relier le réservoir au bas de la colonne. Il y a un réservoir par colonne. Des lignes sont tracés sur chaque réservoir pour connaître le volume précis qui s'écoule au fil du temps. Les réservoirs sont remplis d'eau souterraine échantillonnée sur le terrain.

Échantillonnage d'eau dans la colonne

Les prises d'échantillons sont au nombre de quatre par colonne. Chaque prise est constituée d'un tube en polyéthylène de 4 mm de diamètre inséré au milieu de la colonne. Pour éviter toute obstruction du tube par du sol, du géotextile est placé autour de l'extrémité du tube qui se trouvait dans les couches de sol. De plus, du plastique poreux en polyéthylène est inséré à l'intérieur des tubes d'échantillonnage. Ce plastique

poreux facilite le passage de l'eau grâce à ces qualités hydrophiles et sert aussi de filtre. La désignation de ce plastique est : *porous polyeth rod 1/8* (1/8 de pouce de diamètre), de marque Small parts, Inc. L'extrémité du tube qui est à l'extérieur de la colonne, est munie d'une valve pour prendre l'échantillon liquide au moment voulu. D'un bord se trouve la valve qui se situe à l'extérieur de la colonne, tandis que l'autre extrémité est munie du géotextile qui est tenu en place par du fil de pêche. La prise d'échantillon située le plus en hauteur (à $z = 0,85$ m), prélève de l'eau dans la colonne et non de l'eau interstitielle. Pour cette raison, cette prise est constituée seulement du tube et de la valve. Le géotextile et le plastique poreux sont à éviter ici car cet échantillon ne doit pas être filtré.

Le géotextile utilisé pour envelopper l'une des extrémités des tubes, est en polypropylène non tissé (aiguillé), *Platinum 400 sans-herbes*, de marque Quest Plastics Limited. Il s'agit de géotextile employé en jardinage, constitué à 100% de polypropylène. Deux disques de géotextile, de 2 mm d'épaisseur, sont aussi utilisés pour chaque colonne. Il y en a un à $z = 0$ m, sous la couche de sédiments, soit à la base de la colonne. La présence de ce géotextile permet au flux d'eau souterraine de se répartir uniformément en entrant dans la colonne. Le deuxième disque est utilisé sous le piston pour éviter que des grains de sable viennent bloquer le piston dans la colonne. Le géotextile permet le passage des contaminants et est utilisé uniquement pour améliorer le montage. La figure 4.5 représente un disque de géotextile utilisé pour le montage.

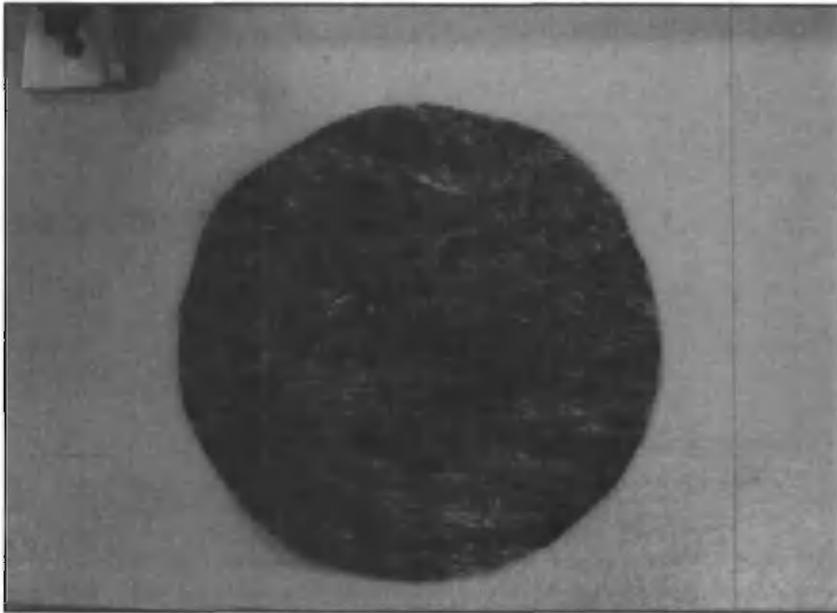


Figure 4.5 : Disque de géotextile

Étapes de mise en place

La mise en place se fait d'une manière précise afin d'avoir le plus de similarité entre la mise en place en laboratoire et la mise en place des méthodes de réhabilitation sur le terrain.

La mise en place du système se divise en quatre grandes étapes:

- La première partie contribue à reconstituer les conditions de terrain (sédiments et eau du lac),
- La deuxième représente la phase de réhabilitation (ajout d'alun, épandage des couches de recouvrement)
- La troisième partie sert à mettre en place le piston et le système de contreponds.
- Et la dernière partie est le branchement de l'eau souterraine pour alimenter les colonnes.

Première étape : Conditions initiales

L'entrée de l'eau d'alimentation, provenant des réservoirs, dans la colonne était fermée afin de pouvoir placer correctement les couches. Le cercle de géotextile était placé au fond de la colonne. La couche de sédiments a été mise en quatre couches successives avec une consolidation sommaire pour chaque couche (force appliquée de

5 kPa). La couche finale devait atteindre une hauteur de 50 cm après la consolidation finale. Cette consolidation a été exercée par une contrainte de 40 kPa (force de près de 80 kg) (figure 4.6). Pendant la mise en place des sédiments, des prises d'échantillons situés à $z = 0,25$ et $z = 0,50$ m (I et II) ont été positionnées de façon à prélever l'eau interstitielle provenant des sédiments.



Figure 4.6: Consolidation de la couche de sédiments

L'eau du lac échantillonnée sur le terrain a été rajoutée doucement sur une hauteur approximative de 1,5 m. Avec l'arrivée de l'eau d'alimentation et le prélèvement régulier d'échantillons liquides, le niveau d'eau variait légèrement avec le temps et pouvait atteindre la hauteur maximale de 1,7 m (le 'trop-plein' empêchait de dépasser cette hauteur).

Le système a été laissé tel quel pendant quelques jours afin qu'il atteigne un certain équilibre. Un échantillon d'eau a été prélevé dans la colonne d'eau après le temps de repos.

Deuxième étape : application des méthodes de réhabilitation

Pour la colonne A seulement, l'agent coagulant a été ajouté à une concentration de 20 mg/L. La figure 4.7 montre le sulfate d'aluminium ajouté dans la colonne (la poudre blanche dans la nacelle en plastique). Pour une hauteur de 170 cm d'eau (volume de 20 L environ) et à une concentration de 20 mg/L, il a fallu mettre 0,4 g d'alun. Après l'ajout d'alun par le haut de la colonne, une agitation a été fournie manuellement à l'aide d'une tige en plexiglas de 40 cm de long. La durée de l'agitation était de 2 minutes. La hauteur d'agitation dans l'eau était d'environ 60 cm à partir de la surface.

L'agitation permet une meilleure coagulation. La légère agitation reproduit le brassage effectué avec le bateau qui déverse l'agent coagulant. La floculation prend un certain temps, alors le système était de nouveau laissé au repos pendant trois jours. Un autre échantillon d'eau était prélevé après ce repos.



Figure 4.7: Alun ajouté dans la colonne A

Pour la mise en place des couches, la procédure ressemblait aux procédures de terrain. La technique d'épandage la plus courante se fait par des barges qui déversent

le matériau de recouvrement de la manière la plus uniforme possible. La calcite, préalablement rincée à l'eau déminéralisée, a été saupoudrée directement au dessus du niveau d'eau jusqu'à atteindre une hauteur de 0,15 m. Pendant la mise en place, un tube d'échantillonnage a été placé au milieu de la couche de calcite à $z = 0,55$ m (tube III). Le sable a été ajouté deux jours après la calcite pour laisser le temps à la calcite de précipiter. Le sable était ajouté de la même manière que la calcite. Le système a été laissé au repos pendant quelques jours. Un échantillon provenant de la colonne d'eau a ensuite été pris.

Troisième étape : Mise en place du système de piston et de poids

Une charge a été appliquée sur les couches afin de contrer la pression générée par le gradient hydraulique. Le gradient hydraulique était de 1,2 avec une différence de charge (Δh) de 0,6 m soit une pression de 6 kPa à contrer. La charge sur le piston était plus élevée que nécessaire puisqu'elle était fixée à 20 kPa. Cette charge plus élevée a été appliquée pour des raisons sécuritaires. Si le système des bouteilles de Mariotte ne fonctionnait pas ou connaissait des défaillances, la différence de charge pouvait augmenter jusqu'à 25 kPa. La pression de 20 kPa secondée par le poids des sédiments était suffisante pour éviter tout soulèvement des couches de sol (voir annexe 4). La charge a été placée sur un piston en plexiglas. Ce dernier a été appliqué sur les couches avant de brancher l'alimentation en eau souterraine.

Quatrième étape : branchement de l'alimentation d'eau souterraine

La valve à la base de la colonne, contrôlant l'entrée du flux provenant des réservoirs, a été ouverte à cette étape. Avant d'ouvrir la valve, la Mariotte qui permet de contrôler la différence de charge à l'intérieur du réservoir a été activée. Après le branchement des réservoirs aux colonnes, la mise en place était finie.

À noter que le gradient hydraulique pour la colonne B a été modifié à partir du deuxième volume de vides afin d'accélérer la vitesse de passage de l'eau d'alimentation. Un volume de vides est un volume précis pour les colonnes d'eau souterraine qui passe dans le système (plus d'explications à ce sujet sont fournies

ultérieurement). Le gradient a alors été doublé de 1,2 à 2,4. Le gradient était déjà particulièrement élevé mais il a été nécessaire de l'augmenter. L'eau d'alimentation passait plus rapidement dans la colonne A que dans la B (2 à 4 fois plus rapidement selon le volume de vides).

Les colonnes après le montage sont montrées à la figure 4.8 (la colonne A se trouve à gauche tandis que la colonne B est à droite). Les réservoirs étaient à l'étage supérieur, directement au dessus des colonnes. Les tuyaux d'alimentation passaient par un trou aménagé entre les deux étages.

Montage en fonctionnement



Réservoir d'eau d'alimentation



Réservoirs alimentant les colonnes

Détail des couches



Détail prise d'échantillon liquide

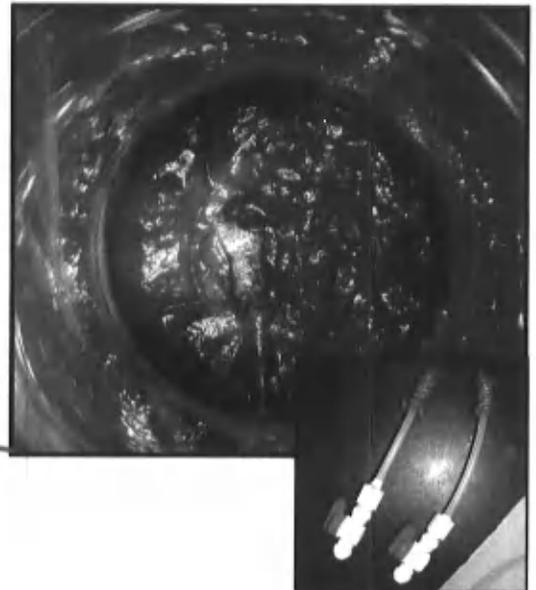


Figure 4.8 : Photographies du dispositif expérimental

4.5.2. Mesures effectuées sur les essais en colonnes

Les analyses réalisées sur les essais en colonnes sont divisées en trois catégories : les analyses faites avant la mise en marche des colonnes (initiales), les analyses réalisées pendant la mise en marche, et les analyses effectuées au démontage (finales). La mise en marche correspond à celle des bouteilles de Mariotte, c'est-à-dire que l'eau d'alimentation s'écoulait à travers les colonnes.

Analyses initiales

Les eaux prélevées sur le terrain servaient pour les colonnes. L'analyse de ces eaux (eau du lac, eau souterraine) permet de connaître les conditions initiales. Les mesures effectuées étaient le pH, la température, la conductivité, la turbidité, le potentiel d'oxydo-réduction, l'alcalinité, le dosage en phosphore total, la teneur en métaux lourds (Cd, Pb et Zn) et la concentration en aluminium.

Les sédiments utilisés ont été longuement analysés par Brin et Dominguez (2002). Les caractéristiques physiques et chimiques de ces sédiments ont été décrites au début du chapitre. Pour les colonnes, un mélange de plusieurs échantillons a été préparé pour avoir un sédiment le plus homogène possible. Ce sédiment a été analysé pour le phosphore extractible, le cadmium, le plomb, le zinc et l'aluminium. Les mêmes mesures ont été réalisées pour le sable et la calcite utilisés dans les colonnes. Un échantillon a été pris pour chacun des matériaux en essayant d'avoir une certaine homogénéité. Ces échantillons étaient mesurés en duplicata.

Analyses durant l'expérimentation

Pendant la durée des essais en colonnes, les échantillons étaient pris à des intervalles réguliers. L'intervalle correspond à un volume relatif appelé volume de vides (Vv). La figure 4.9 montre un diagramme de phase. Pour un volume total de sol, il y a trois sortes de volumes : volume de sol, volume d'eau et volume d'air. L'eau et l'air sont dans les pores du sol. Dans le cas de sédiments de lac, le sol est saturé en eau donc le volume d'air est nul. Le volume de vides correspond au volume d'eau.

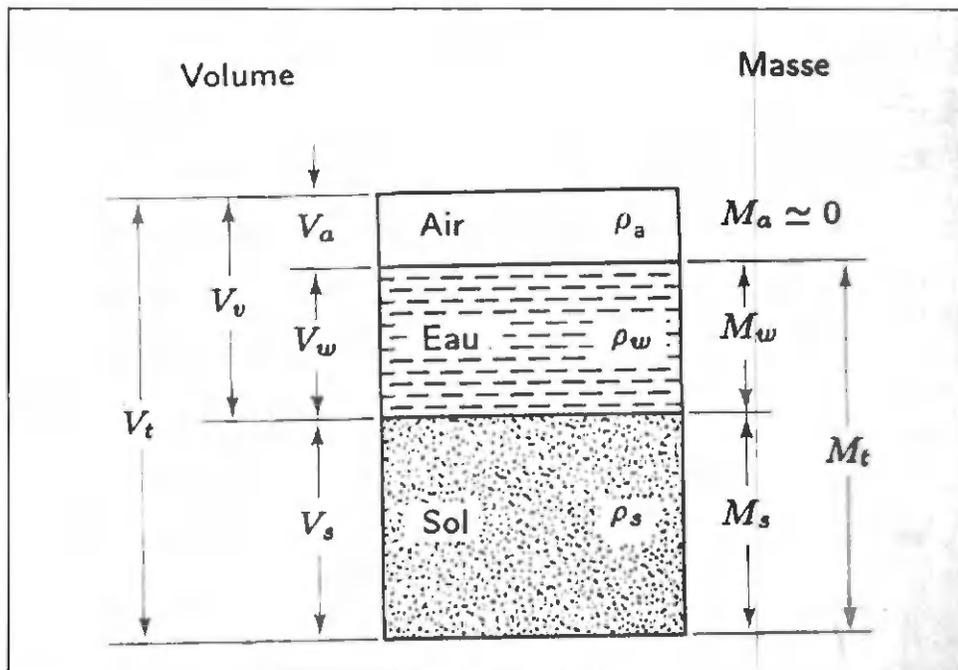


Figure 4.9 : Diagramme de phases (tiré de Holtz et Kovacs, 1991)

Dans un volume total de sédiments (V_t) il y a un volume de sol et un volume d'eau (V_v). Il y a le même volume de sédiments dans chaque colonne, par conséquent, le V_v est le même. Ce volume permet de faire des comparaisons entre les deux colonnes. Les échantillons liquides sont pris après le passage d'un volume de vide, quelque soit le temps que cela prend à ce volume pour percoler à travers la colonne. Pour les essais en colonnes, un V_v était égale à 7,4 L (les calculs sont détaillés dans l'annexe 4). À noter que le premier 7,4 L à passer correspond au 'volume mort'. Ce volume (V_v0) remplace la totalité de l'eau interstitielle initiale dans les sédiments. Les échantillons étaient pris à la fin du volume de vides (V_v1 correspond à un passage de 14,8 L au total : V_v0 et V_v1 au complet). Les mesures effectuées avant le passage de V_v0 correspondent aux analyses initiales et, pendant les essais, le premier volume de vides était V_v1 .

Pour chaque volume de vides, un échantillon d'eau a été prélevé à chaque prise (à $z=0,25$ m; 0,5 m; 0,55 m et 0,85 m) pour chacune des colonnes. L'eau alimentant les

colonnes était aussi analysée chaque fois que les réservoirs étaient remplis (soit au deux volumes de vides environ). Pour chaque analyse d'eau, les paramètres mesurés étaient :

- pH
- température
- conductivité
- turbidité
- concentration en phosphore total
- concentration en métaux lourds (Cd, Pb et Zn)
- concentration en aluminium.

Occasionnellement, le potentiel redox et l'alcalinité étaient mesurés

Vers la fin des expérimentations, différents prélèvements ont été faits à différentes hauteurs dans la colonne d'eau pour vérifier s'il y avait une variation au sein de la colonne d'eau en fonction de la hauteur. Les sédiments, la calcite et le sable n'ont pas été échantillonnés pendant la durée des expérimentations.

Analyses finales

Comme les échantillons liquides étaient pris après le passage du volume de vides, les analyses à Vv1, ont été réalisées après le passage du volume de vides 1. À noter que le volume de vides 0 (le "volume mort") doit être ajouté pour avoir le nombre exact de Vv qui ont percolé à travers les colonnes. Par conséquent, les analyses correspondant au Vv1 représentent les mesures effectuées après le passage de deux volumes de vides à travers les colonnes. La dernière série d'analyses d'eau a été prise à la fin de l'expérimentation, à la fin d'un passage d'un Vv. La durée de l'expérience des essais en colonnes avait été fixée à environ six mois. À la fin de l'expérience, les colonnes ont été démontées pour recueillir et échantillonner les sédiments, la calcite et le sable. Les échantillons ont été pris de manière homogène sur la surface en mélangeant bien le matériau prélevé. Pour estimer la répartition des contaminants au sein de la colonne, les couches étaient divisées en tranches en fonction de la hauteur.

Chaque tranche était divisée en quatre cadrans (a, b, c et d) donc quatre échantillons étaient pris. La répartition en cadran a été utilisée car la possibilité de chemins préférentiels s'était manifestée au cours des essais. En effet, la perméabilité des sédiments était différente entre les deux colonnes. La colonne A laissait passer le flux d'eau plus rapidement que la colonne B. Il est possible que des chemins (tunnels de tailles capillaires) se soient formés et favorisaient un passage rapide du flux. S'il y a présence de tels chemins, les résultats devraient montrer des variations importantes d'un cadran à l'autre. La position des tranches échantillonnées était la suivante : tranche Sed1 à $z = 8$ cm, tranche Sed2 à 18 cm, tranche Sed3 à 28 cm, tranche Sed4 à 38 cm, tranche Sed5 à 48 cm, tranche Cal1 à 55 cm et finalement tranche Cal2 à 65 cm. Les cinq premières tranches se situaient dans la couche de sédiments tandis que les deux dernières étaient échantillonnées dans la couche de calcite. Pour le sable, un seul échantillon a été pris au centre de la couche à une hauteur z de 0,75 m. Le sable ne joue aucun rôle dans la rétention des contaminants et n'est présent que pour protéger la calcite. Par conséquent, il n'était pas nécessaire de l'analyser en détail.

Pour la colonne A (avec ajout d'alun), un échantillon supplémentaire a été prélevé. Il se situe à l'interface entre les sédiments et la couche de recouvrement (calcite). C'est à cet endroit qu'est supposée se déposer la couche de floccs obtenue après l'étape de coagulation/floculation.

Les photographies suivantes montrent le démontage des couches qui s'est effectué par poussée de la couche de sédiment pour la sortir graduellement de la colonne et la répartition par cadran (figure 4.10 et 4.11).



Figure 4.10 : Démoulage de la couche de sédiments pendant le démontage



Figure 4.11 : Répartition par cadrans de chaque tranche

Les analyses effectuées sur les sédiments, la calcite et le sable étaient les suivantes :

- concentration en phosphore extractible
- concentration en métaux (Cd, Pb, Zn et Al).

4.5.3. Estimation de la rétention du phosphore par l'alun et la calcite au moment de l'application

Au cours des expérimentations avec les essais en colonnes, un essai a été réalisé afin de quantifier plus précisément la rétention du phosphore par l'alun et la calcite au moment de l'application de ces méthodes. La méthodologie de cet essai est présentée ici.

Le but de cet essai est l'estimation de la rétention du phosphore par le sulfate d'aluminium et par la calcite au moment de l'application des méthodes. L'eau du lac est utilisée mais il n'y a pas de sédiments dans le système afin d'isoler le processus de rétention pour mieux le quantifier. Ces essais ont lieu suite à une observation pendant la mise en place des colonnes. La concentration en phosphore dans la colonne d'eau diminue après l'épandage de calcite (avec et sans traitement par l'alun). L'ajout d'alun est suivi d'un brassage de 2 min fourni manuellement avec une tige en plexiglas. Cette agitation sommaire correspond à celle prévue dans la colonne A.

Objectif

Pour ces essais, des colonnes en plastiques de 40 cm de hauteur et 15 cm de diamètre sont utilisées. Dans chaque colonne, six litres d'eau (provenant du lac Saint-Augustin) sont disposés. Cinq colonnes sont employées et chacune contient différents éléments. La figure 4.12 schématise les colonnes et indique ce qui a été ajouté pour chacune.

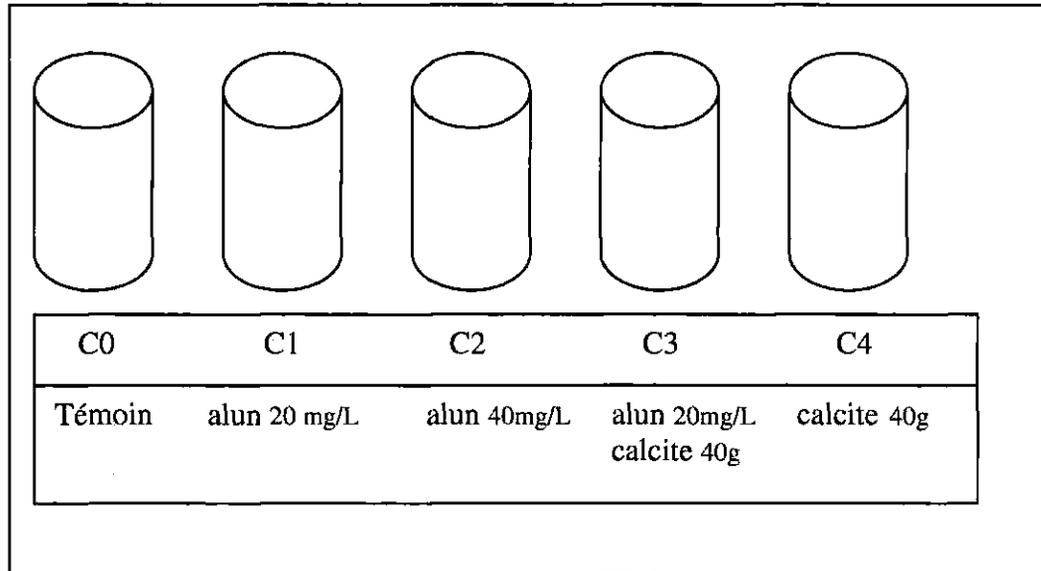


Figure 4.12: Conditions dans les colonnes pour l'essai d'adsorption

C0 : cette colonne est la colonne témoin, elle ne contient que de l'eau provenant du lac Saint-Augustin.

C1 : cette colonne contient en plus de l'alun à une concentration de 20 mg/L qui est la concentration ajoutée dans l'essai en colonne contenant de l'alun.

C2 : dans cette colonne, la concentration d'alun est doublée (40 mg/L) afin d'accentuer l'effet de l'alun. Un papier filtre est disposé au fond de la colonne avant l'expérience afin de récolter les floccs pour les analyser au microscope électronique à balayage (MEB).

C3 : de l'alun est rajoutée à la concentration de 20mg/L ainsi que de la calcite (environ 40g), ce qui correspond à l'essai en colonne avec l'alun et la calcite (colonne A).

C4 : cette colonne est l'équivalent du deuxième essai en colonne (colonne B) et ne contient que de la calcite (40 g).

Analyses effectuées

Les analyses suivantes ont été réalisées sur cette eau, 48 heures après l'ajout d'alun et/ou de calcite : pH, température, conductivité, turbidité et concentration en P_{total} .

Analyses au Microscope Électronique à Balayage (MEB) de la couche de floccs

L'étape de coagulation/floculation par l'alun a pour conséquence directe la formation de floccs. Le filtre de C2 (40 mg/L d'alun) est récupéré suite à l'expérience d'adsorption puis passé au MEB. Ce filtre a permis de recueillir directement la couche de floc afin de pouvoir l'analyser. Le MEB permet de réaliser l'analyse de la structure atomique des particules ainsi que la morphologie. La microscopie électronique a été réalisée au laboratoire de micro-analyse de l'Université Laval avec l'aide d'un appareil de marque JEOL 840A. La méthode de radiation a été effectuée par rétrodiffusion.

4.6. PERFORMANCE VISÉE DU SYSTÈME

Pour déterminer la performance des méthodes de réhabilitation, il faut établir des critères de performance. Ces critères permettent d'estimer si la qualité de l'eau est bonne puisque la réhabilitation vise à restaurer la qualité de l'eau du lac. Il s'agit de la performance du recouvrement actif et non de la performance des deux méthodes combinées (recouvrement et coagulation). En effet, la coagulation/floculation est une étape préliminaire qui vise à réduire à court terme la teneur en P dans la colonne d'eau. La performance de la coagulation est mesurable en quantifiant le taux d'enlèvement du P après l'application de l'agent coagulant. Quant au recouvrement actif, il faut établir des critères pour estimer l'efficacité du recouvrement dans les essais en colonnes.

4.6.1. Critères de performance

La performance correspond au temps d'efficacité de la couche de calcite pour retenir le phosphore provenant des sédiments. Les critères portent sur la colonne d'eau et sa qualité. Les contaminants visés par la réhabilitation sont le phosphore, les métaux lourds et éventuellement l'aluminium. À ces paramètres, il faut rajouter des critères physico-chimiques tels le pH et la turbidité afin d'avoir une série de critères plus complète.

Les valeurs limites des critères sont établis selon les normes du gouvernement québécois pour la protection de la vie aquatique (toxicité aigue). Cependant, pour le phosphore, la valeur est décidée par rapport aux activités du lac. En effet, le lac Saint-Augustin se veut un lac récréatif et la pêche y est importante. Donc la concentration-limite en phosphore tient compte des demandes piscicoles. Pour le phosphore, la norme gouvernementale est de 30 µg/L. Or, une concentration de 50 µg/L est bénéfique pour les poissons car elle contribue à leur bon développement (UNEP, 2000). Donc le critère retenu pour le P est de 50 µg/L : la qualité de l'eau est acceptable si la teneur en P reste inférieure à 50 µg/L. Pour les métaux, les normes gouvernementales doivent être respectées. Il faut aussi tenir compte des valeurs de fond de ces éléments au lac Saint-Augustin. Il existe diverses valeurs selon l'usage de l'eau. Ici, les normes portant sur la protection de la vie aquatique (toxicité aigue) sont choisies exceptées pour le zinc. Les normes pour le cadmium et le plomb sont respectivement de 0,043 mg de Cd /L et 0,22 mg de Pb/L. Quant au zinc, le critère de qualité portant sur la prévention de la contamination (eau et organismes aquatiques) est préféré. La valeur de ce critère est plus élevée que celle portant sur la protection de la vie aquatique mais les valeurs de fond sur le site dépassent ce dernier critère. Donc, pour la prévention de la contamination, la valeur à ne pas dépasser choisie est 5 mg de Zn/L (site internet du MDDEP, 2006). Pour l'aluminium, la recommandation émise par le gouvernement canadien est choisie. Cette recommandation fixe la concentration limite à 5 mg/L (RCQE, 2001).

En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, le type de critère dépend de l'usage du lac. La norme la plus sévère est choisie pour le pH et la turbidité. Cette norme s'applique pour la protection des activités récréatives et esthétiques (à noter que les critères pour ce type de protection n'existent pas pour les métaux et le phosphore). Le pH doit être compris entre 6,5 et 8,5. La turbidité doit être inférieure à 2 NTU.

Le tableau 4.5 résume les différents critères qui doivent être respectés dans la colonne d'eau (échantillon situé à $z = 0,80$ m dans les essais en colonnes) pour être acceptables.

Tableau 4.5 : Critères de performance

Paramètre	Unité	Valeurs acceptables
pH	<i>Unité de pH</i>	Entre 6,5 et 8,5
Turbidité	<i>NTU</i>	Inférieure à 2
Phosphore total	<i>mg/L</i>	Inférieure à 0,05
Aluminium	<i>mg/L</i>	Inférieure à 5
Cadmium	<i>mg/L</i>	Inférieure à 0,043
Plomb	<i>mg/L</i>	Inférieure à 0,22
Zinc	<i>mg/L</i>	Inférieure à 5

CHAPITRE 5 : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Ce chapitre présente les résultats obtenus au cours du projet de recherche. Il se divise en trois grandes parties soit la première partie portant sur les échantillonnages, la seconde traitant des essais en "jar test" et la dernière montrant les résultats obtenus avec les essais en colonne. L'interprétation des résultats est intégrée dans ce chapitre ainsi qu'une conclusion préliminaire (écrite en italique) à la fin de chaque partie. L'étude de performance des méthodes de réhabilitation constitue la dernière étape de l'interprétation des essais en colonnes.

5.1. ÉTAPE I : ÉCHANTILLONNAGE ET ANALYSES DES EAUX DU LAC

5.1.1. Analyse de l'eau souterraine et de l'eau du lac

Les caractéristiques de l'eau provenant de la nappe phréatique ainsi que l'eau prélevée dans le lac sont présentées dans le tableau 5.1. À noter que pour cette eau, l'échantillonnage s'est fait en janvier, pendant une période où la concentration en phosphore est plus faible qu'en été. En effet, Bergeron et al. (2002) ont mesuré une teneur en P_{total} de 50 $\mu\text{g/L}$ pendant le printemps et une concentration de 70 $\mu\text{g/L}$ de P en été. Pour fin de comparaison, les deux dernières colonnes du tableau indiquent les normes gouvernementales ainsi que les critères de performance utilisée dans le présent projet pour déterminer la performance de la couche de recouvrement.

La nappe phréatique est faiblement contaminée en phosphore (7,9 $\mu\text{g/L}$ au dessus de la norme). Le passage de cette eau souterraine par la couche de sédiments contribue au relargage du phosphore contenu dans ces derniers. La forte contamination des sédiments est due en majeure partie à l'infiltration superficielle de surface et au ruissellement avant la mise en place du programme de prévention. Le pH de l'eau souterraine est légèrement basique (7,8). Le pH de l'eau du lac est de 7,4 pour le mois

de janvier. En été, ce pH est plus élevé. La conductivité ainsi que l'alcalinité sont très élevées. La conductivité de l'eau du lac est encore plus élevée que pour les eaux souterraines, par contre l'alcalinité dans le lac est un peu plus faible. Cependant, l'alcalinité est considérée comme forte car supérieure à 75 mg/L de CaCO₃. Le potentiel redox a été mesuré quelques heures après l'échantillonnage. Ce potentiel redox n'est donc pas complètement représentatif par rapport aux conditions de terrain mais donne une idée du type de milieu (milieu oxydant). La turbidité de l'eau du lac est plus forte que celle de l'eau souterraine.

Tableau 5.1 : Résultats des analyses de l'eau souterraine et de l'eau du lac

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	Eau du lac	Eau souterraine	Normes (MDDEP)	Critère de performance (eau du lac)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	61,9	37,9	30	50
cadmium	<i>mg/L</i>	< 0,025	< 0,025	0,043	0,043
plomb	<i>mg/L</i>	< 0,5	< 0,5	0,22	0,22
zinc	<i>mg/L</i>	0,05	0,18	5	5
aluminium	<i>mg/L</i>	< 1	< 1	5	5
pH	<i>unité de pH</i>	7,4	7,8	6,5 à 8,5	6,5 à 8,5
conductivité	<i>µS/cm</i>	1385	968		
potentiel redox	<i>mV</i>	184*	128*		
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	135	185		
turbidité	<i>NTU</i>	0,648	0,12	<2	<2

* : potentiel redox pris en laboratoire.

L'eau souterraine dépasse la norme pour le phosphore et alimente le lac qui a une teneur en phosphore élevée. Les eaux échantillonnées montrent une alcalinité forte et une conductivité particulièrement élevée par rapport aux normes. Une alcalinité élevée n'est pas problématique, particulièrement si un traitement à l'alun est envisagé. Par contre, une conductivité élevée indique une contamination probable en sels (chlorures, sodium, potassium). Les concentrations en métaux ne sont pas détectables, si ce n'est pour le zinc dans des concentrations faibles. L'eau ne montre donc pas de contamination par les métaux et n'indique pas de relargage de ces contaminants par les sédiments.

5.2. ÉTAPE II : ESSAI PRÉLIMINAIRE DE COAGULATION EN "JAR TEST"

Cette série d'essais portait sur l'évaluation de l'enlèvement du phosphore dans l'eau du lac par ajout d'alun. De la calcite a été rajoutée dans certains béchers pour quantifier l'impact de la roche calcaire dans les résultats. Deux sortes de calcite ont été utilisées (en granulats et sous forme de fines). Le tableau 5.2 synthétise les résultats de cet essai, excepté pour le suivi de pH qui est présenté sous forme graphique. La première colonne indique ce que contenaient les béchers analysés. Tous les béchers contenaient de l'eau provenant du lac Saint-Augustin. La concentration en mg/L indique la teneur en alun de l'échantillon. Pour la calcite, la mention 'granulats' signifie qu'il y avait de la calcite sous forme grossière (granulats de calcite de diamètre moyen 2,5 mm) tandis que la mention 'fines' fait référence à de la poudre de calcite (diamètre moyen de 0,5 mm).

À l'issue de cet essai, il a été possible de constater la formation de floccs au fond des béchers. La photographie suivante montre l'intérieur du bécher dans lequel ont été ajouté 30 mg/L d'alun (sans calcite). Les floccs sont de couleur jaunâtre et ont précipité au fond du bécher.



Figure 5.1 : Floccs après ajout d'alun

Tableau 5.2 : Synthèse des résultats des essais en "jar test"

Condition de l'essai (concentration en alun, calcite)	Alcalinité	P	Taux d'enlèvement du P	Al	Al résiduel
<i>unité</i>	<i>mg/L de CaCO₃</i>	<i>µg/L de P</i>	<i>%</i>	<i>mg/L</i>	<i>mg/L</i>
témoin	150	64,6	0,0	1,0	0,0
10 mg/L	135	59,4	8,0	1,4	0,4
15 mg/L	140	51,9	19,7	2,2	1,2
20 mg/L	130	58,8	9,0	1,0	0,0
25 mg/L	130	59,9	7,3	1,2	0,2
30 mg/L	125	57,6	10,8	1,4	0,4
granulats	145	63,4	0,0	1,2	0,0
10 mg/L et granulats	150	63,4	0,0	1,4	0,2
15 mg/L et granulats	140	59,4	6,3	2,0	0,8
20 mg/L et granulats	130	59,9	5,5	1,4	0,2
25 mg/L et granulats	135	55,9	11,8	1,4	0,2
30 mg/L et granulats	125	53,6	15,5	1,8	0,6
fines	160	64,6	0,0	1,4	0,0
10 mg/L et fines	150	62,8	2,8	< 1	nm
15 mg/L et fines	150	59,4	8,0	< 1	nm
20 mg/L et fines	150	donnée manquante		1,4	0,0
25 mg/L et fines	135	50,1	22,4	2,2	0,8
30 mg/L et fines	140	57,1	11,6	1,2	inf. LD

nm : non mesuré; inf LD : inférieur à la limite de détection

5.2.1. Suivi du pH

Le suivi du pH est effectué sur trois jours pour mesurer sa remontée après l'ajout d'alun (qui contribue à acidifier le système). Les résultats sont mis sous forme graphique pour faciliter la visualisation et mettre en évidence les tendances. Les figures 5.2, 5.3 et 5.4 montrent le pH dans chaque béccher pour chaque série d'essais. À noter que le pH initial pour la série 1 est de 7,7. Pour la seconde série, le pH dans les bécchers au début de l'expérience est de 7,9, tandis que pour la série 3, il est de 8,0.

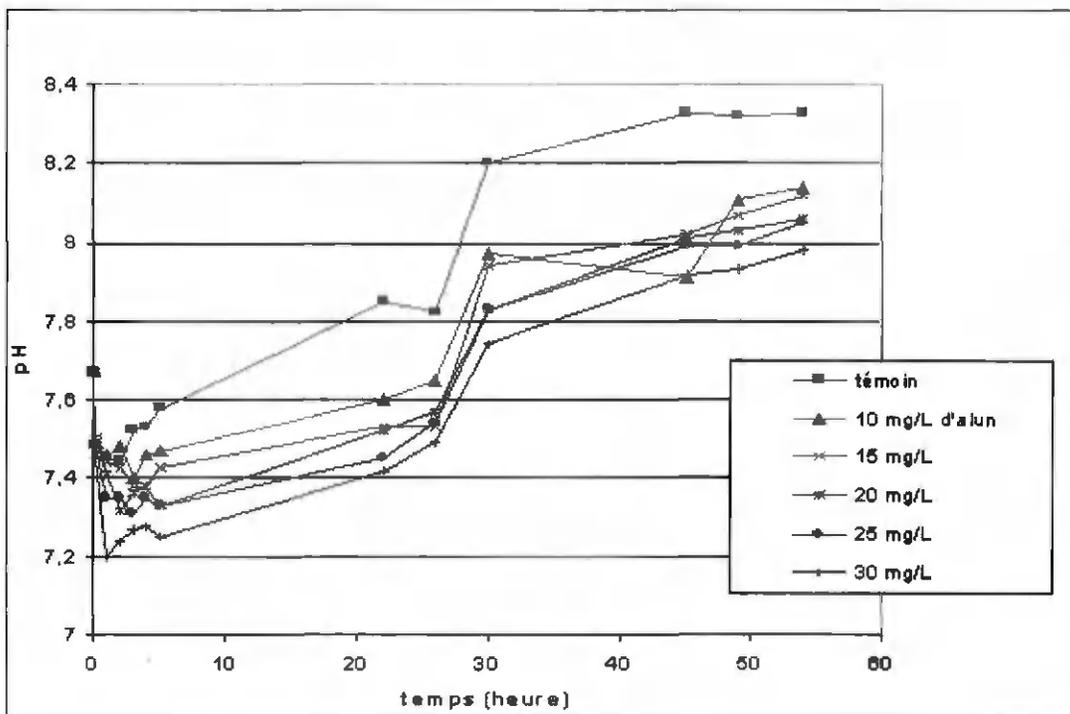


Figure 5.2 : Évolution du pH pour l'alun seul

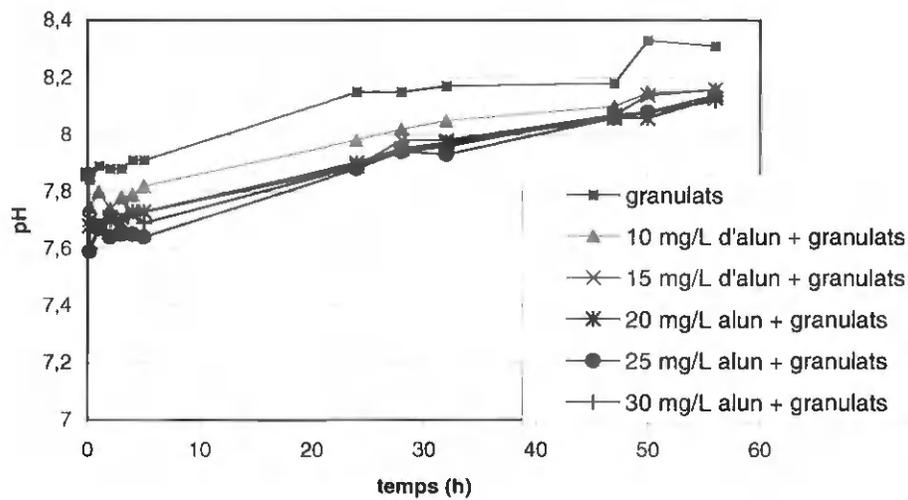


Figure 5.3: Évolution du pH pour la série avec alun et calcite en granulats

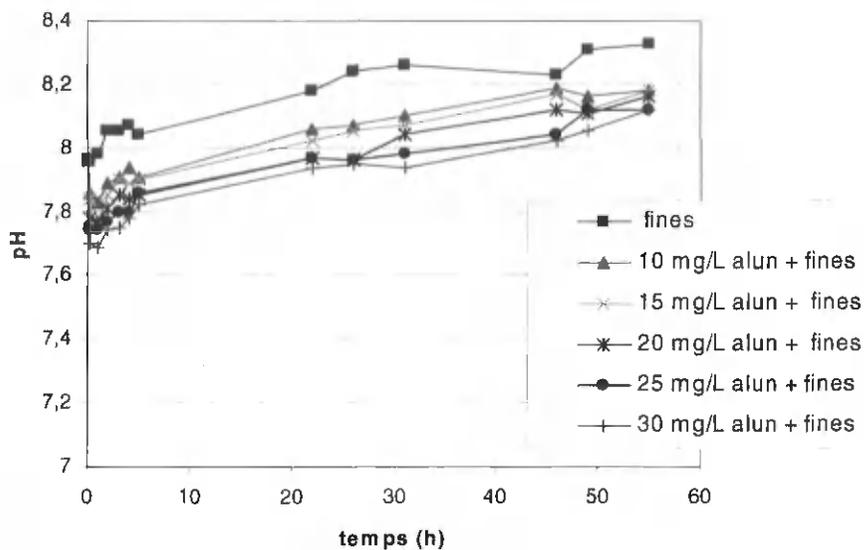


Figure 5.4 : Évolution du pH pour la série avec alun et calcite fine

Il y a une remontée significative du pH dans les béchers, entre le début et la fin des expérimentations. Cette remontée est aussi mesurée dans les béchers qui ne contiennent pas d'alun (ligne rose dans les figures précédentes).

Pour la première série, le pH initial est plus faible que le pH initial des deux autres séries (7,5 contre 7,9-8,0 pour les deux autres). Cette différence est due au fait que l'eau, pour la première série, sortait juste de la chambre froide. La température joue un rôle sur le pH (plus la température est basse, plus le pH de l'eau est bas). À température ambiante (20°C), le pH de l'eau utilisée est d'environ 7,9. À part la mesure de pH initial de la série 1, toutes les autres mesures ont été réalisées à température ambiante.

Une diminution de pH est notée pour les béchers contenant de l'alun. Cependant, la diminution est nettement plus significative pour la première série (sans calcite). Cette diminution de pH se mesure juste après l'ajout d'alun et abaisse le pH au maximum de 0,5 unité (bécher avec 30 mg/L d'alun). Pour toutes les séries, plus il y a d'alun, plus la diminution de pH est forte. Or, le pH remonte rapidement, dès la deuxième heure après l'ajout d'alun. Dans les cas les plus importants d'acidification, le pH remonte jusqu'à sa valeur initiale, et au-delà, au bout de 24 heures. La raison de cette remontée supérieure au pH initial est probablement l'activité biologique qui se développe dans les béchers quand ils sont à température ambiante. L'activité biologique contribue à la remontée de pH par les processus de photosynthèse et de respiration (Sigg et al., 2000). De plus, la présence de calcite joue sur l'alcalinité et affecte le pH en le remontant. La remontée de pH est due à une combinaison de ces deux facteurs (biologiques et chimiques).

L'alun acidifie légèrement l'eau après quelques heures mais cette acidification reste raisonnable (diminution maximale de 0,5 unités de pH) et est plus faible avec la présence de calcite. De plus, le pH remonte jusqu'au pH initial en l'espace de 24 heures, ce qui prouve que l'effet acidificateur de l'alun, à ces concentrations, n'est que temporaire.

5.2.2. Alcalinité

L'alcalinité de l'eau du lac Saint-Augustin est de 150 mg/L de CaCO_3 (bécher témoin). Pour la série 1 et 2, l'alcalinité dans les béchers diminue avec la hausse de la concentration en alun ajoutée. Le bécher contenant 30 mg/L d'alun et celui contenant 30 mg/L d'alun associé à de la calcite en granulats, montrent l'alcalinité la plus faible avec 125 mg/L de CaCO_3 (baisse de 17%). Pour la série de béchers contenant des fines, l'alcalinité est relativement uniforme (147 mg/L de CaCO_3 en moyenne) et élevée. Ces résultats s'expliquent par le fait que la calcite fine dans ces béchers contribue à augmenter la valeur de l'alcalinité. La calcite fine est plus efficace que la calcite en granulats pour augmenter l'alcalinité car la surface spécifique d'interaction est plus importante.

L'alcalinité mesure la capacité d'un système à neutraliser les acides (Sigg et al, 2000). L'ajout d'alun est connu pour acidifier un système. Avec la série 1, l'alcalinité diminue avec l'augmentation de la concentration d'alun. Il en est de même avec la série 2 quoique la diminution d'alcalinité soit un peu moins marquée. La série 3 montre la même baisse mais cette diminution de l'alcalinité est moins forte. La présence de calcite joue dans le processus d'alcalinisation. L'équilibre calco-carbonique joue un rôle important dans les concentrations en ions hydrogène, carbonate et bicarbonate dans l'eau qui contrôle le pH (Sigg et al., 2000).

La concentration en alun contribue à diminuer l'alcalinité de l'eau. Mais cet effet est diminué avec la présence de calcite. Plus la calcite est fine, plus l'effet d'acidification de l'agent coagulant est faible. Par contre, avec de la calcite fine, l'alcalinité augmente par rapport à l'état originel. Une alcalinité dépassant les 75 mg/L de CaCO_3 démontre une bonne capacité de neutralisation des acides. Donc, les eaux du lac Saint-Augustin montrent une alcalinité forte (avec ou sans calcite).

5.2.3. Concentration en phosphore

Le tableau 5.2 indique les résultats pour la concentration en phosphore total. Les échantillons ne contenant pas d'alun de chaque série sont utilisés pour calculer la diminution de la teneur en P après l'ajout d'alun. Au sein de chacune des trois séries, le taux d'enlèvement du phosphore par l'alun est indiqué. Ce taux d'enlèvement est calculé à partir de l'équation suivante :

$$\text{Taux} = (P_i - P_f) / P_i$$

Avec P_i : concentration en phosphore initiale

et P_f : concentration en phosphore finale.

Ce taux relatif à la diminution en phosphore est indiqué dans la quatrième colonne du tableau. Ce pourcentage est calculé par rapport au bécher ne contenant pas d'alun de la série.

Les taux d'enlèvements les plus élevés sont obtenus dans la série avec la calcite fine. La concentration en phosphore passe de 64,6 $\mu\text{g/L}$ (pour le bécher ne contenant pas d'alun) à 50,1 $\mu\text{g/L}$ (pour le bécher contenant 25 mg/L d'alun ajouté avec de la calcite en poudre). Cela correspond à une diminution de 22,4 % de la concentration en phosphore total. En général, plus la concentration en alun est élevée, plus la diminution de P est significative.

La plus forte diminution pour la série avec l'alun seul correspond au bécher contenant 15 mg/L d'alun, avec une diminution de près de 20 %. La concentration en phosphore aurait dû, théoriquement, diminuer proportionnellement avec la concentration d'alun ajoutée, or entre 20 et 30 mg/L d'alun, la concentration reste relativement stable (entre 7,3 et 10,8 % d'enlèvement de P). Théoriquement, le taux d'enlèvement devrait être plus élevé avec l'augmentation de la concentration en alun ajouté. Il est possible que le résultat pour l'ajout de 15 mg/L d'alun soit une anomalie ou que la coagulation se soit faite plus efficacement dans ce bécher en particulier.

Pour la seconde série (avec la calcite en granulats), le taux d'enlèvement du P le plus élevé est dû à l'ajout de 30 mg/L d'alun. Cette baisse équivaut à 15,5 % de moins de phosphore total. Pour cette série, l'enlèvement du phosphore est proportionnel à la concentration d'alun ajoutée. Plus la concentration en alun est élevée, plus l'enlèvement de P est significative.

Cet essai montre que la présence de calcite fine accentue la diminution de phosphore total dans l'eau traitée avec l'alun. L'enlèvement maximal observé durant cet essai est de 22,4 % de P en moins par rapport aux conditions initiales (concentration initiale de 64,6 µg /L et 50,1 µg/L au final). Ce taux d'enlèvement est obtenu avec 25 mg/L d'alun et calcite fine.

5.2.4. Concentration en aluminium résiduel

Les deux dernières colonnes du tableau 5.2 indiquent pour chaque échantillon la concentration en aluminium. La valeur en aluminium résiduel correspond à la quantité d'aluminium qui est directement due à l'alun. Elle est calculée en soustrayant la concentration d'aluminium du bécher n'ayant pas d'alun ajouté, à la valeur en Al mesurée dans chaque bécher après l'ajout d'alun.

Les béchers n'ayant pas eu d'alun permettent de connaître la concentration initiale en aluminium de l'eau. Les concentrations en aluminium restent faibles tout au long des mesures (maximum de 2,2 mg/L). L'ajout d'alun diminue la concentration en Al dans les béchers contenant de la calcite (par rapport aux témoins de ces deux séries). La concentration en aluminium dans l'eau ne montre pas de tendance vraiment significative par rapport à la concentration en alun. La teneur reste stable avec une légère tendance à augmenter avec la concentration d'alun ajoutée.

Les critères gouvernementaux pour la concentration en aluminium dans l'eau douce sont de 5-100 ppm ou mg/L. En prenant la valeur la plus restrictive, le critère à ne pas dépasser est 5 mg/L (RCQE, 2001). Cette norme est supérieure aux concentrations obtenues. La concentration maximale mesurée est de 2,2 ppm.

La concentration en aluminium résiduel n'est pas problématique après l'ajout d'alun à des concentrations inférieures à 30 mg/L. La présence de calcite ne semble pas avoir d'effet sur la concentration résiduelle en aluminium.

5.3. ÉTAPE III : ESSAIS EN COLONNE

Les deux essais en colonnes ont fonctionnés sur une durée de six mois. Les conditions étaient représentatives d'un milieu favorable à la prolifération d'algues (température de 20-25°C et éclairage journalier d'environ 10 heures), en effet elles correspondaient à des conditions estivales prolongées.

5.3.1. Analyses initiales

Pendant la mise en place

pH

Le pH initial des eaux échantillonnées, et servant pour les essais en colonnes, est de 7,4 pour l'eau du lac et de 7,8 pour l'eau souterraine. Une fois l'eau du lac mise dans la colonne, le pH s'équilibre entre l'eau et les sédiments. Ce pH est de 7,8 pour les deux colonnes, environ 24 heures après le début du montage. Pendant la mise en place des techniques de réhabilitation, le pH a montré quelques variations. Pour la colonne A, le pH diminue avec l'ajout d'alun comme attendu, et atteint une valeur de 7,4. Ensuite le pH remonte jusqu'à 8,2, 48 heures après la fin du montage. La colonne B montre une remontée semblable jusqu'à 8,1. L'alun a acidifié l'eau dans la colonne A pendant une courte période de temps. La remontée de pH est similaire pour les deux colonnes et passe de 7,8 à 8,2 après l'ajout de calcite et de sable.

Turbidité

Le tableau 5.3 présente les résultats obtenus aux différentes étapes de la mise en place. L'ajout d'alun dans la colonne A diminue la turbidité de 13% de même que l'ajout de calcite (diminution de 33%). Après l'application des deux méthodes, la turbidité diminue de 42%.

L'alun permet la coagulation du phosphore mais aussi des colloïdes. Ce sont ces colloïdes qui sont responsables de la turbidité. Il est intéressant de constater que l'épandage de calcite contribue aussi à la diminution de la turbidité. Dans la colonne B, la turbidité diminue de 65%. Cette diminution est d'autant plus importante que la turbidité initiale dans la colonne B était plus élevée. Cela est dû au fait que l'un des échantillons d'eau du lac avait une plus forte turbidité.

Tableau 5.3 : Changement de la turbidité pendant la mise en place

Étape	Colonne A (calcite avec alun) (en NTU)	Colonne B (calcite seule) (en NTU)
avant alun	1,25	
avant calcite	1,09	2,92
Vv0	0,726	1,03

Phosphore

Le tableau 5.4 montre l'évolution de la teneur en phosphore pendant l'étape de mise en place. Ce tableau permet de montrer l'impact direct de la méthode de réhabilitation sur la concentration en phosphore juste après son application. La colonne de gauche indique les différentes étapes et celle de droite la concentration obtenue.

Tableau 5.4 : Concentration en P_{total} dans la colonne d'eau pendant la mise en place

Colonne A (avec alun)	P_{total} ($\mu\text{g/L}$)
eau + sédiments à l'équilibre	50
24h après ajout alun	48
48h après ajout calcite	45
48h après ajout sable	44
Colonne B	
eau + sédiments à l'équilibre	56
48h après ajout calcite	56
48h après ajout sable	50

Les résultats montrent un taux d'enlèvement du P de 12 % pour la colonne A et de 10,7 % pour la colonne B. L'épandage de calcite contribue à diminuer la

concentration du P présent dans la colonne d'eau. Dans la colonne A, l'ajout d'alun ne montre pas de résultats particulièrement encourageants mais l'épandage de calcite améliore légèrement l'enlèvement du phosphore. L'agitation pourvue après l'ajout d'alun était plus courte que dans des conditions idéales (brassage rapide puis brassage lent), donc il est possible que la coagulation se soit faite, mais que la floculation n'était pas complète. L'épandage de calcite a permis de faire précipiter les floccs et ainsi d'améliorer l'efficacité de l'étape de coagulation/floculation. Le sable contribue aussi à l'enlèvement du P car sa teneur diminue après l'épandage des deux couches. La calcite contenant des particules, ces particules restent en suspension après l'épandage de la roche calcaire. La calcite ayant la capacité de retenir le P, ces particules se lient au P contenu dans l'eau et contribue à l'enlèvement du phosphore dans la colonne d'eau. Après quelques jours, la sédimentation des particules se finalise et l'eau redevient transparente. Le sable a une granulométrie relativement uniforme et sédimente rapidement en entraînant une grande partie des fines restant dans la colonne d'eau.

L'étape de coagulation/floculation par l'alun permet de diminuer de 4% la concentration en phosphore dans la colonne A, mais l'épandage de calcite qui s'ensuit fait précipiter les floccs restés en suspension et augmente le taux d'enlèvement à 12% dans la colonne d'eau. Dans la colonne B, malgré l'absence d'alun, la concentration en P dans la colonne d'eau a diminué de 10,7%. Ce taux d'enlèvement est dû à l'épandage de calcite qui adsorbe une partie du P contenu dans l'eau.

Estimation de la rétention du phosphore par l'alun et la calcite au moment de l'application

Afin de quantifier le taux d'enlèvement du P dans la colonne d'eau par le seul épandage de calcite, des essais supplémentaires ont été effectués. Ces essais visent à estimer la rétention du phosphore par l'alun et la calcite au moment de l'application. Ces essais sont décrits dans le chapitre 4 (section 4.5.3 portant sur l'estimation de la rétention du P).

Le but était donc l'estimation de la rétention du phosphore par le sulfate d'aluminium et par la calcite. Les essais ont eu lieu dans cinq colonnes de 40 cm de hauteur. L'eau du lac était utilisée mais il n'y avait pas de sédiments dans le système afin d'isoler le processus de rétention pour mieux le quantifier. Le tableau 5.5 indique, dans la première ligne, ce que contenaient les colonnes et présente l'ensemble des résultats mesurés 48 heures après l'ajout d'alun et/ou de calcite. L'eau échantillonnée a été prélevée au milieu des colonnes et ne contenaient pas les floccs qui avaient sédimentés au fond des colonnes.

Tableau 5.5 : Résultat des essais de traitement

Paramètres	unité	C0 (témoin)	C1 (20mg/L alun)	C2 (40mg/L alun)	C3 (20 mg/L alun + 40 g calcite)	C4 (40 g calcite)
Température	°C	23	22,5	22,5	22	22
pH		7,8	7,4	7,4	7,8	7,8
Conductivité	$\mu S/cm$	781	789	793	791	773
Turbidité	NTU	1,27	0,741	0,792	0,823	2,95
P _{total}	$\mu g/L$	40,5	37	29,7	29,3	39,4

Le pH diminue quand il y a de l'alun mais ne change pas s'il y a de la calcite. Cependant, la diminution de pH est faible (moins 0,4 unité de pH). La turbidité diminue dès qu'il y a de l'alun. Seul C4 montre une turbidité plus élevée que celle d'origine. Cela est dû à la poussière de calcite qui précipitait lentement dans la colonne d'eau et engendrait une couleur grise.

La partie importante du tableau 5.5 est celle consacrée à la teneur en P_{total}. Le témoin (C0) montre une concentration de 40,5 $\mu g/L$ de P. Il s'agit de la concentration initiale de l'eau utilisée pour cet essai. Pour C1, il y a eu l'ajout de 20 mg/L d'alun et la diminution du phosphore est de 8,6% (teneur de 37 $\mu g/L$ de P). Pour une concentration deux fois plus élevée d'alun (40 mg/L dans C2), la diminution est de l'ordre de 29,7 $\mu g/L$, soit 26,7%. Dans C3, 20 mg/L d'alun et de la calcite sont utilisés et correspond

aux méthodes utilisées dans la colonne A. La baisse de phosphore est de 27,6% avec une concentration finale de 29,3 $\mu\text{g/l}$ de phosphore. Le C4 représente les conditions dans la colonne B car il n'y a que de la calcite. La baisse de P est minime (2,7%). Il se peut que C4 nécessite plus de temps. La hauteur des colonnes n'est pas très élevée (40 cm) et le temps de contact entre la calcite qui sédimente et l'eau riche en P n'est pas suffisamment long pour permettre à la calcite d'absorbé une partie du P.

Il est intéressant de constater que le montage montrant les meilleurs résultats est le C3 qui combine les deux méthodes. L'épandage de calcite favorise la floculation initiée par l'ajout d'alun. Par conséquent, l'enlèvement de phosphore est amélioré par l'épandage de calcite suivant l'étape de coagulation/floculation. Pour le traitement des eaux usées par coagulation/floculation, l'alun est souvent utilisé en combinaison avec un agent flocculant (souvent un polymère). L'alun seul ne permet pas toujours une bonne floculation. Une partie des floccs formés après la coagulation n'ont pas une masse suffisante pour précipiter. L'ajout d'un proto-électrolyte est utilisé afin de faire précipiter les floccs (Metcalf et Eddy, 2003). La calcite joue le rôle du flocculant dans les essais en colonnes et favorise donc la sédimentation des floccs restés en suspension. L'ajout de calcite seul contribue peu à la diminution du P dans la colonne d'eau. La majorité du phénomène d'adsorption du P par la calcite se fait dans un délai rapide (dès les 15 premières minutes) (Karageorgiov et al., 2006), mais le temps de contact est trop court dans cette expérience pour permettre à la calcite d'adsorber efficacement le P.

Les résultats montrent que la teneur en phosphore diminue avec l'ajout d'alun. Plus la quantité d'alun est élevée, plus la diminution de phosphore est forte dans la colonne d'eau (9% de P en moins avec 20 mg/L d'alun contre 30% avec 40 mg/L d'alun). L'enlèvement du phosphore dans la colonne d'eau est plus efficace si la coagulation/floculation est suivie par l'épandage de calcite. La calcite favorise la précipitation des floccs en jouant un rôle de flocculant.

À noter que le taux d'enlèvement est intéressant pour ces essais. Dans le cas pour lequel 20 mg/L d'alun et de la calcite est rajoutée, le taux d'enlèvement atteint

27%. Ce résultat prouve le potentiel de la technique pour diminuer la concentration en P dans la colonne d'eau. Les conditions d'expérimentations dans les essais en colonnes n'ont pas permis d'atteindre ce taux, mais il est possible, en modifiant les conditions d'application d'y parvenir.

Observations et analyses au Microscope Électronique à Balayage (MEB) de la couche de floccs

L'étape de coagulation/floculation par l'alun a pour conséquence directe la formation de floccs. Le filtre présent au fond de la colonne C2 (40 mg/L d'alun) a été récupéré suite à l'expérience d'adsorption puis observé au MEB. Ce filtre a permis de recueillir directement la couche de floc afin de pouvoir l'analyser. Le MEB permet d'analyser la structure des particules ainsi que la morphologie. Le filtre a permis de récupérer la couche de floccs formée après l'ajout d'alun afin de déterminer leur composition.

Les figures suivantes sont des photographies prises par le MEB. Plus la couleur est pâle, plus le matériau est dense. L'échelle est indiquée en bas à droite de la photographie. La figure 5.5 présente le filtre et les floccs qui entourent les fibres du filtre.

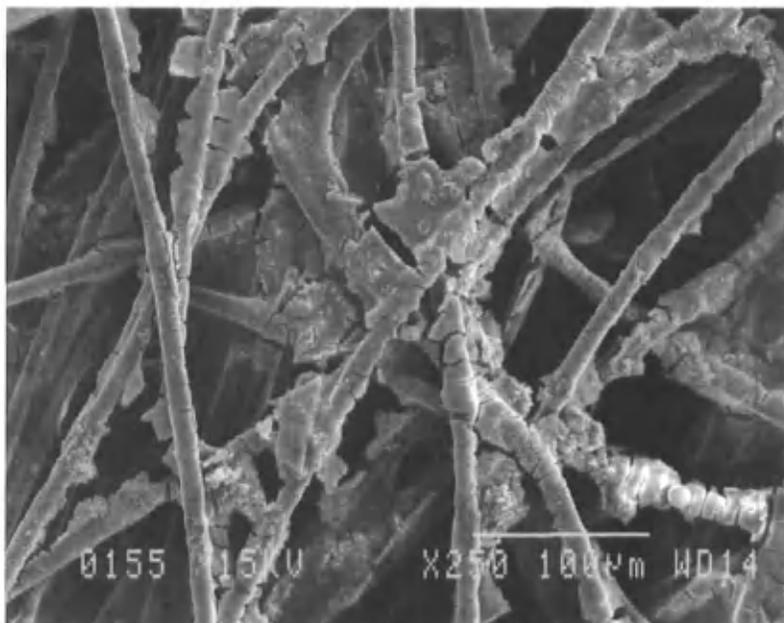


Figure 5.5 : photographie du filtre au MEB

Avec une échelle plus faible, il est possible de voir le détail des floccs et leur composition peut être déterminée par l'appareil. Les figures 5.6 et 5.7 montrent les floccs. La figure 5.6 montre une texture en gel qui est composé d'hydroxyde d'aluminium. Ce composé est l'agent coagulant qui est formé par l'hydrolyse de l'alun. C'est cet hydroxyde d'aluminium qui a la propriété d'absorber le phosphore. La figure 5.7 indique la présence d'hydroxyde de manganèse et de fer, ainsi que la présence de grains de quartz (cristaux blancs).

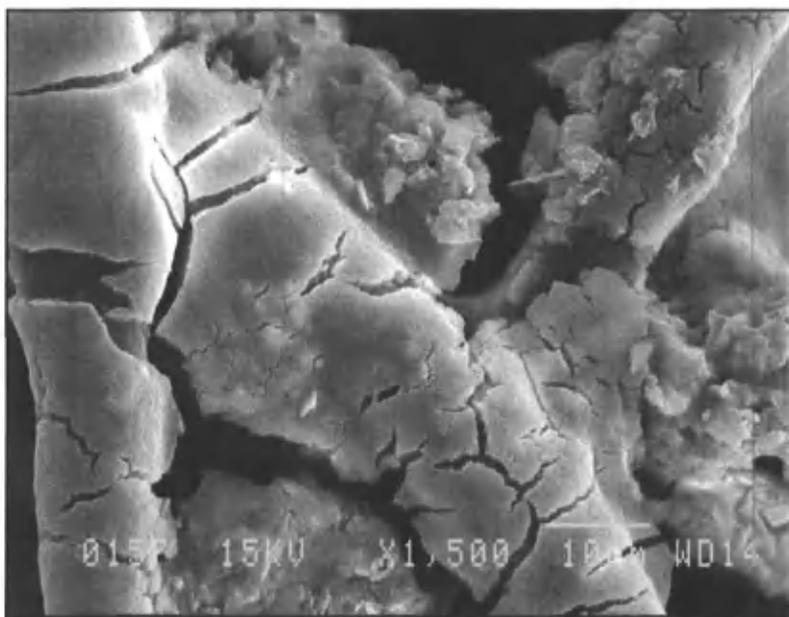


Figure 5.6 : hydroxyde d'aluminium au MEB

Le précipité résultant de l'ajout d'alun ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) est principalement de l'hydroxyde d'aluminium (agent flocculant résultant) et de magnésium (élément se trouvant en forte concentration dans les eaux de surface). La présence de phosphore n'est pas détectée. Cela est dû à la faible concentration de cet élément. Il est très difficile de trouver un élément en faible concentration à une telle échelle au MEB (il faut une concentration supérieure à 5 mg/L environ).

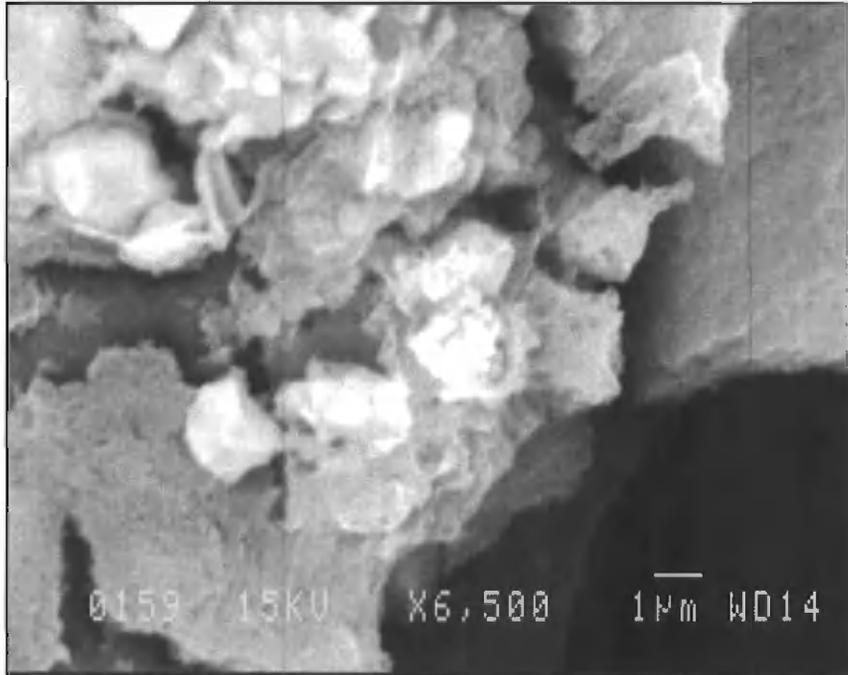


Figure 5.7 : Hydroxyde de fer et de manganèse au MEB

Sédiments et calcite

Pour les sédiments, un échantillon représentatif est analysé en duplicata pour obtenir les teneurs en métaux et phosphore. Les résultats sont présentés au tableau 5.6.

Tableau 5.6 : Concentration des contaminants dans les sédiments

Paramètres	unités	Sédiments initiaux
Phosphore	<i>mg/kg</i>	515
Cadmium		1,9
Plomb		60,3
Zinc		340
Aluminium		1252

Le tableau 5.7 indique les concentrations obtenues pour la calcite et le sable. Les concentrations en métal dans le sable sont dues à de la contamination. Dans les

carrières, la machinerie utilisée a probablement contaminé le sable et la calcite (machinerie utilisées pour l'extraction, l'emballage et autres).

Tableau 5.7 : Concentrations initiales des contaminants dans la calcite et le sable

Paramètres	unités	Calcite initiale	Sable initial
Phosphore	<i>mg/kg</i>	82	90
Cadmium		2,25	1,00
Plomb		33,3	2
Zinc		10	20,7
Aluminium		193	206

5.3.2. Analyses durant les expérimentations

La qualité de l'eau dans les deux essais en colonne a été suivie régulièrement durant les six mois de l'expérience. Les prélèvements d'eau étaient faits à chaque volume de vide (Vv) aux quatre points d'échantillonnage (à $z = 0,25$ m; $0,5$ m; $0,55$ m et $0,80$ m). La qualité de l'eau alimentant les colonnes a été vérifiée à chaque remplissage des réservoirs. Très peu de variations sont apparues au sein cette eau. Par conséquent, les résultats sont les mêmes que ceux présentés au chapitre 5.1.1 (tableau 5.1 concernant l'eau souterraine).

La perméabilité à l'intérieur des colonnes n'était pas homogène avec le temps. Les volumes de vide ne passaient pas tous à la même vitesse. Au cours des six mois d'essai, huit volumes de vides sont passés à travers la colonne A tandis que seulement cinq ont traversé la colonne B. Les conséquences de cette différence sont abordées ultérieurement. L'annexe 4 portant sur les calculs géotechniques inclut un paragraphe sur la perméabilité de la couche de sédiments dans les colonnes. Les calculs permettant de trouver la perméabilité s'y trouvent. Les valeurs de perméabilité pour chaque Vv sont indiquées plus loin dans le texte.

L'ensemble des résultats pour chaque échantillon d'eau à chacun des Vv est reporté à l'annexe 5. Pour plus de clarté, la plupart des résultats sont présentés sous forme de graphiques. De plus, les graphiques permettent de comparer plus aisément les résultats et de distinguer les tendances.

Suivi du pH

Pendant les six mois d'expérimentation, le pH montre la même tendance pour les deux essais en colonnes. Il augmente légèrement avec le temps. De conditions neutres, le système passe à des conditions légèrement basiques. Les figures 5.8 et 5.9 montrent la progression du pH pour la colonne A (essai avec alun, figure 5.8) et pour la colonne B (figure 5.9).

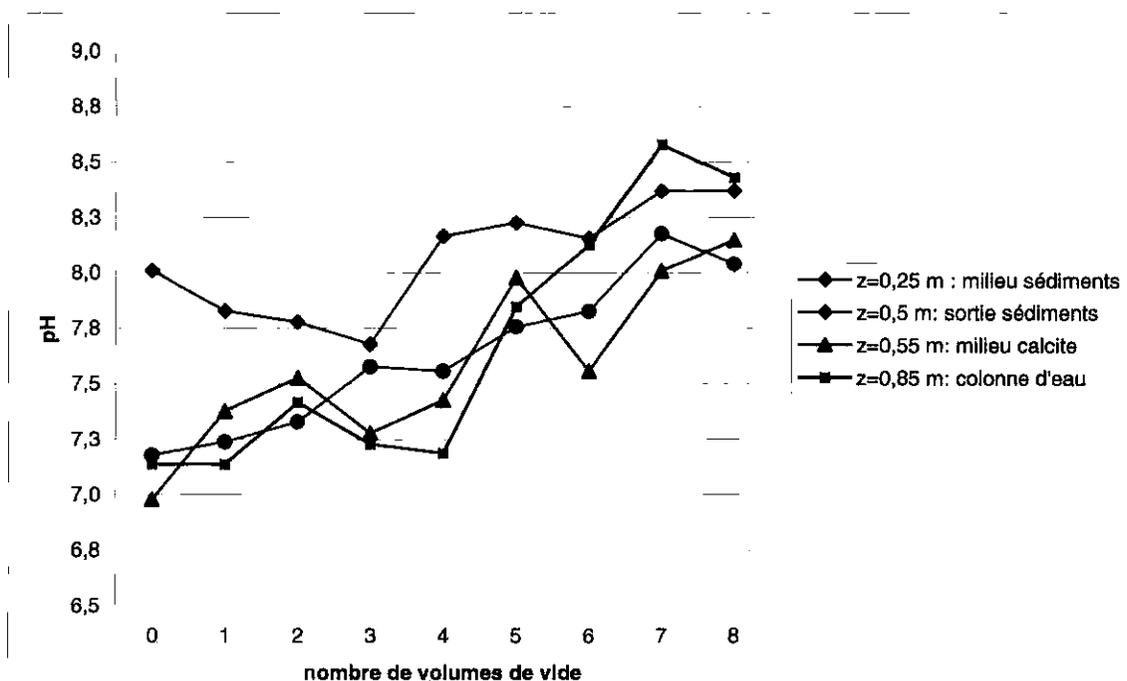


Figure 5.8: Variation du pH pour la colonne A (avec alun)

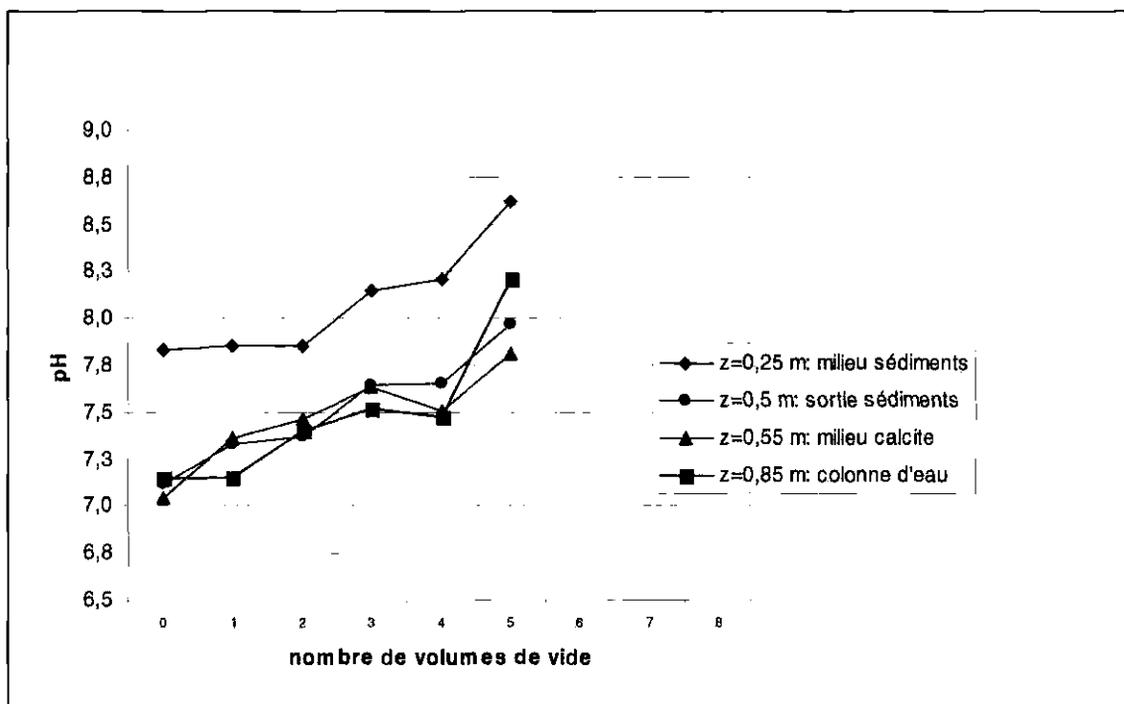


Figure 5.9 : Variation du pH pour la colonne B

La remontée de pH se fait dans les deux colonnes. L'eau interstitielle au milieu de la couche de sédiments est plus basique que dans les autres couches. Le pH est un des paramètres intervenant dans le relargage des contaminants par les sédiments. À pH acide, il y a un risque de relargage des métaux (pH autour de 4). L'ensemble des sédiments échantillonnés a un pH moyen de 7,7 (Brin et Dominguez, 2002). Les sédiments utilisés dans les essais en colonnes sont légèrement plus basiques (pH approximatif de 8). Au début de l'expérience, la colonne d'eau est à un pH de 7,5 autant pour les deux colonnes. L'ajout d'alun est supposé acidifier le système, mais la forte alcalinité dans l'eau permet de limiter l'effet acidificateur. À la fin de l'essai de la colonne A, le pH atteint 8,4 alors que dans la colonne B, il atteint 8,2. Ces valeurs sont consistantes avec le pH du lac pendant l'été (pH de 8,8 pendant l'été 2001, par Bergeron et al, 2002). Le pH à la sortie des sédiments et celui au sein de la calcite suivent sensiblement le même patron que le pH dans la colonne d'eau.

Pour expliquer la montée de pH, il faut tenir compte de la présence de micro-organismes dans le système. En effet, la photosynthèse et la respiration influencent le

pH (Sigg et al., 2000). En simplifiant, la photosynthèse et la respiration sont décrites par l'équation suivante :



Dans les eaux, le CO_2 est assimilé lors de la photosynthèse. Inversement, la respiration (minéralisation de la matière organique) libère du CO_2 . Le pH et la concentration totale des espèces carbonatées sont directement influencés par la photosynthèse et la respiration. La photosynthèse contribue à augmenter le pH de l'eau. C'est pourquoi les eaux du lac sont plus basiques pendant l'été, en plein bloom algal. L'activité microbienne (ou bactérienne) dans les colonnes contribue à augmenter le pH. Les conditions de laboratoire ressemblent à un climat d'été en permanence. De plus, les colonnes sont en plexiglas transparent donc les organismes sont dans des conditions idéales (température, luminosité). Des petits organismes blancs (moins de 2 mm de long) ont été observés dans la colonne d'eau.

De plus, l'alcalinité de l'eau joue un rôle dans la remontée du pH. L'alcalinité naturelle de l'eau ajoutée à la présence de calcite affecte le pH en l'augmentant. Avec les mesures effectuées, il n'est pas possible de dire si le phénomène est plus biologique ou chimique, mais plutôt qu'il s'agit d'une combinaison de ces deux processus (activité biologique et forte alcalinité de l'eau).

Les critères de performance incluent le pH dans la colonne d'eau. Pour rappel, le pH doit se situer dans l'intervalle 6,5 – 8,5. Pour la colonne A, ce critère est dépassé au septième Vv et retombe dans l'intervalle au huitième. Donc, les six premiers volumes de vide sont acceptables, pour la colonne A. Quant à la colonne B, après 5 Vv, le pH est toujours acceptable.

Le pH augmente avec le temps dans la colonne d'eau. Le pH passe de 7,8 à 8,4 (colonne A) et à 8,2 (colonne B). L'alcalinité et l'activité biologique sont responsables de cette montée de pH. L'ajout d'alun acidifie légèrement l'eau et le pH retourne à sa

valeur initiale en moins de deux jours. Le critère de performance est atteint pour les sept premiers Vv pour la colonne A et pour les 5 Vv pour la B.

Suivi de la conductivité

Les figures 5.10 et 5.11 montrent l'évolution de la conductivité pour chaque colonne. La conductivité est très élevée et indique une forte minéralisation de l'eau. Pour une conductivité supérieure à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, l'eau est affectée par la conductivité (Rodier, et al., 1996). La conductivité mesurée dans les colonnes dépasse en tout temps cette valeur. Les sels de déglçage employés sur l'autoroute 40 sont probablement responsables, en partie, de cette forte conductivité en approvisionnant la nappe souterraine en chlorures et autres (Perez-Arzola et al., 2006).

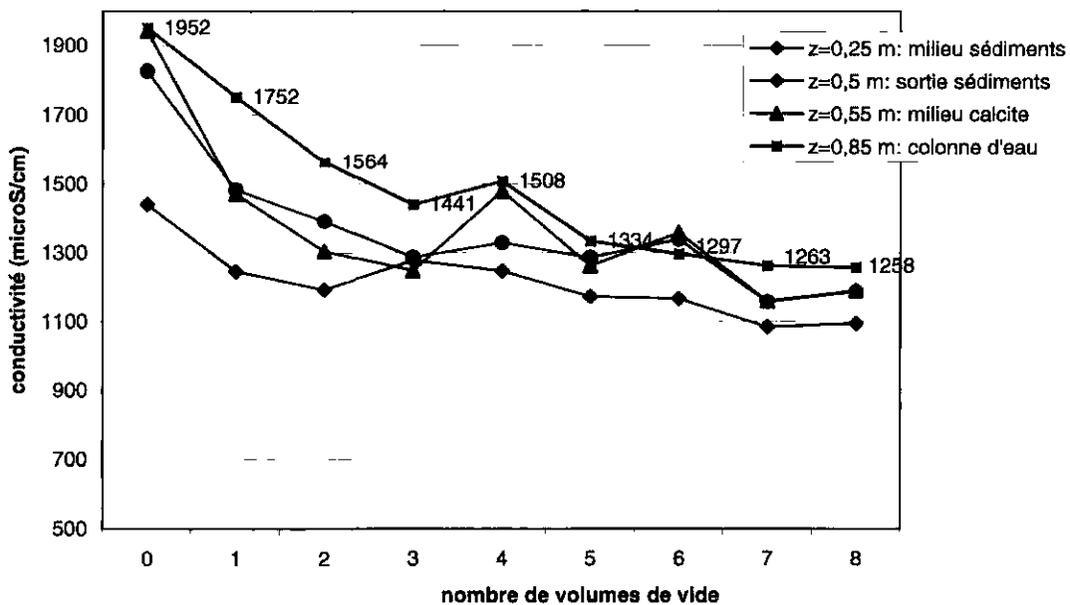


Figure 5.10: Variation de la conductivité dans la colonne A (avec alun)

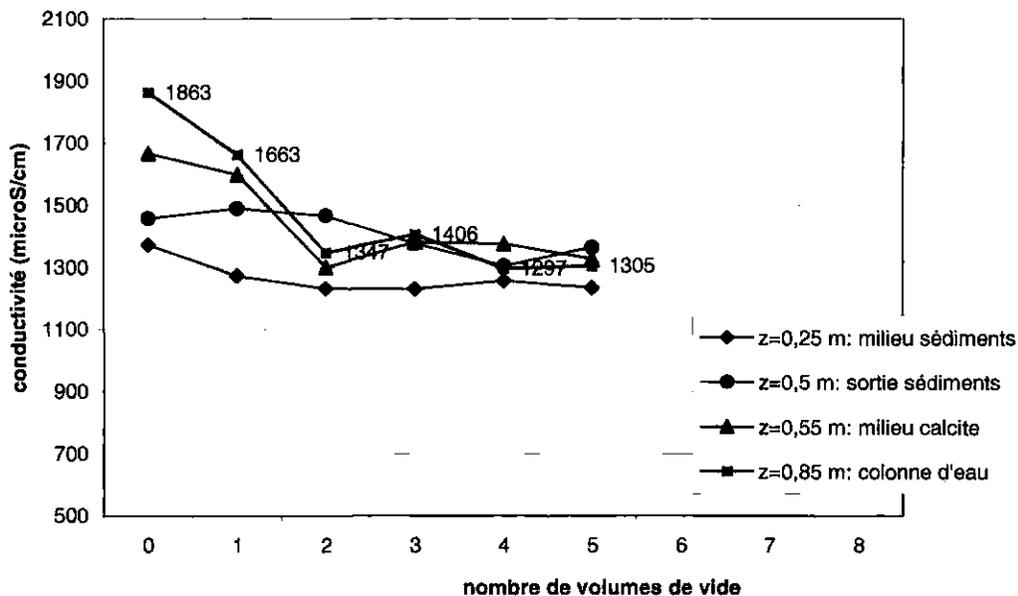


Figure 5.11: Variation de la conductivité dans la colonne B

La conductivité tend à s'uniformiser au sein de la colonne. Le principe de diffusion est responsable de ce phénomène. Pour la colonne A, la conductivité finale est d'environ 1200 $\mu\text{S/cm}$. Pour la colonne B, la conductivité s'uniformise vers 1300 $\mu\text{S/cm}$. La différence est minime mais elle peut s'expliquer par le nombre de volumes de vides circulés. Dans la colonne A, à cinq Vv, la conductivité moyenne est d'environ 1300 $\mu\text{S/cm}$, proche de la conductivité finale de la colonne B établie au cinquième volume de vide.

Pour expliquer les résultats, il faut se rappeler de la valeur de conductivité de l'eau alimentant les colonnes. Cette eau (provenant de la nappe phréatique sur le terrain) a une conductivité de 968 $\mu\text{S/cm}$. Cette eau se mélange avec l'eau contenue initialement dans les colonnes (eau interstitielle et colonne d'eau) qui ont des conductivités plus élevées. L'eau du lac qui a servi à remplir les colonnes (eau constituant la colonne d'eau) montraient une conductivité de 1385 $\mu\text{S/cm}$. Comme l'eau

alimentant les colonnes remplacent petit à petit l'eau contenue initialement dans les colonnes, il est normal que la conductivité s'ajuste.

La conductivité électrique est élevée en tout temps (plus de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) et a tendance à s'uniformiser au sein d'une même colonne. La conductivité tend à diminuer compte tenu de la conductivité plus faible de l'eau d'alimentation.

Suivi de la turbidité

La turbidité permet de mesurer la transparence d'un liquide. Elle a été mesurée seulement pour la colonne d'eau (turbidité non filtrée). Au cours du projet, des algues ont proliféré dans les colonnes. Ces algues se sont majoritairement développées sur la paroi de la colonne et sur le piston (figure 5.12). Les échantillons pris contenaient peu d'algues. Pour la colonne A, les algues apparaissaient dès le deuxième volume de vide, tandis que pour la colonne B, elles devenaient visibles au troisième Vv.



Figure 5.12 : Algues dans les colonnes

La turbidité mesurée à chaque volume de vide montrait que la valeur minimum est mesurée au Vv3 pour la colonne A et au Vv2 pour la colonne B. Cette période

correspond approximativement à l'apparition des algues. Par la suite, la turbidité remontait doucement mais n'atteignait pas les valeurs initiales (tableau 5.8).

Tableau 5.8 : Turbidité dans les essais en colonnes (en NTU)

Nombre de volume de vides	Colonne A (avec alun)	Colonne B
0	0,726	1,03
1	1,046	0,845
2	1,18	0,614
3	0,495	0,927
4	0,616	1,12
5	0,765	0,981
6	0,625	
7	0,764	
8	0,922	

Le critère de performance pour la turbidité est fixé à 2 NTU. Cette valeur n'a jamais été atteinte. Par conséquent, les huit volumes de vide de la colonne A ainsi que les cinq Vv passés au travers de la B répondent au critère.

Juste par l'action d'appliquer les méthodes, la turbidité diminue de près de la moitié (42% pour la colonne A et 65% pour la B). La turbidité ne montrait pas de changements importants au cours des essais en colonnes. Le critère de performance a été atteint tout au long de l'expérience.

Mesure de l'alcalinité et du potentiel redox

Alcalinité

La mesure d'alcalinité a été réalisée périodiquement pour vérifier s'il y avait un changement dû aux méthodes de réhabilitation. En même temps était mesuré le potentiel redox. Le tableau 5.9 indique les résultats obtenus

Tableau 5.9 : Mesure de l'alcalinité et du potentiel redox

eau		alcalinité en mg de CaCO ₃ /L	pE en mV
eau du lac		135	184
eau souterraine		185	128
Colonne A Colonne d'eau (z=0,85 m)	Vv0	450	156
	Vv3	410	99
	Vv6	310	325
Colonne B Colonne d'eau (z=0,85 m)	Vv0	375	158
	Vv4	300	328

Toutes les mesures ont montrées une alcalinité élevée (supérieure à 75 mg de CaCO₃/L). L'ajout de calcaire contribue à augmenter l'alcalinité de l'eau. Les valeurs ont tendance à diminuer ensuite avec le temps. Pour la colonne A, à Vv0, l'alcalinité était de 450 mg de CaCO₃/L et elle descendait à 310 à Vv6. La colonne B montrait des résultats similaires avec une valeur de 375 mg de CaCO₃/L à Vv0 et 300 au quatrième Vv. Cette alcalinité naturellement élevée est un avantage pour l'utilisation d'alun. Celui-ci acidifie le milieu mais l'alcalinité forte neutralise rapidement cette diminution de pH.

L'eau du lac Saint-Augustin est présentement alcaline. Sa capacité de neutralisation est très forte et ceci est un avantage pour lutter contre la diminution de pH due à l'alun. L'alcalinité est augmentée avec la calcite mais la valeur tend à redescendre vers sa concentration naturelle avec le temps.

Mesure du potentiel redox

Le potentiel redox (pE) est un facteur déterminant pour connaître les conditions du milieu. Cette mesure doit s'effectuer le plus rapidement possible après la prise d'échantillon car le potentiel redox varie très rapidement. Les mesures provenant des essais en colonnes sont réalisées à partir des échantillons de la colonne d'eau.

Pour des valeurs avoisinant 100 mV, le milieu est considéré comme oxydant. Toutes les valeurs de pE obtenues sont bien au-delà de cette valeur seuil. En connaissant le pH et le pE, il est possible de calculer le pouvoir d'oxydo-réduction rH.

La détermination du rH se fait graphiquement par l'abaque de Lescoeur (figure 5.13). La légende sur la figure 5.13 indique comment est calculé ce pouvoir d'oxydo-réduction (en utilisant les valeurs de pH et de pE pour un échantillon donné).

La détermination graphique du rH pour chaque échantillon définit que cette valeur varie entre 10 et 23 pendant les expériences. Les valeurs inférieures à 13 caractérisent les milieux réducteurs. Ce milieu est représenté dans la colonne A au troisième volume de vide (rH de 10). Les valeurs de rH comprises entre 13 et 15 définissent la zone de transition entre les milieux aérobie et anaérobie. C'est le cas pour l'eau du lac, l'eau souterraine et les deux colonnes à Vv0. Un rH compris entre 15 et 25 traduit des conditions de milieu aérobies qui favorisent l'oxydation des composés organiques et le passage aux formes oxygénés (nitrates, sulfates, anhydrique carbonique). C'est le milieu « aéré » classique des eaux brutes normales qui, sous l'effet de l'activité bactérienne et de l'apport d'oxygène voient leur rH évoluer de 15 à 25 (Rodier et al, 1996).

En 2006, Brin a effectué des tests portant sur le relargage de P par les sédiments du lac Saint-Augustin. Elle conclut que les conditions les plus favorables au relargage du phosphore sont des conditions aérobies-basiques. Selon Brin, les conditions de basicité sont représentées par un pH minimum de 9. Donc, avec un pH inférieur à 8,5, il ne devrait pas y avoir de problème de relargage.

Il n'y a pas de critère de performance pour ce paramètre, mais l'amélioration des conditions d'oxygénation est un point positif.

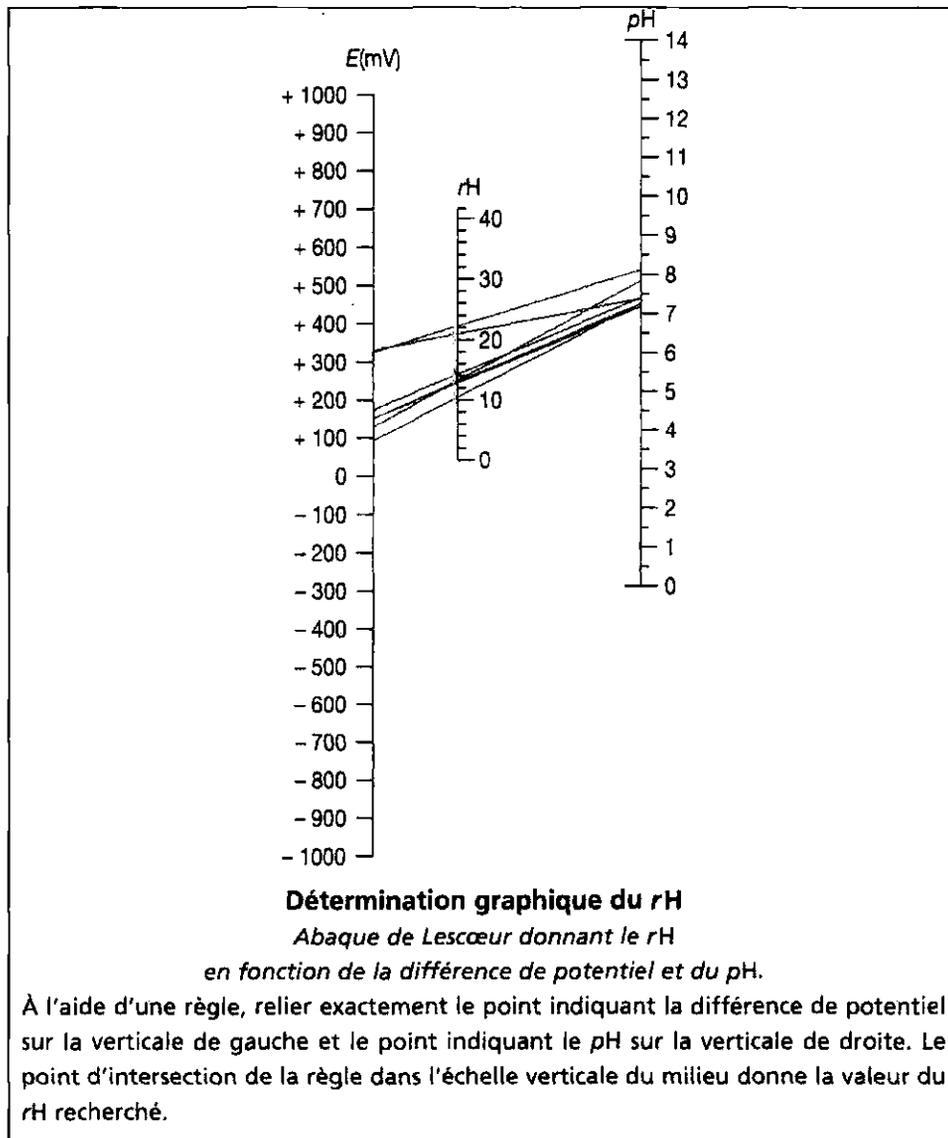


Figure 5.13 : Détermination du pouvoir d'oxydo-réduction rH (tiré et adapté de Rodier et al., 1996)

Les eaux échantillonnées sur le terrain ainsi que l'eau dans les essais en colonnes au début de l'expérience présentent des conditions de transition entre le milieu aérobie et le milieu anaérobie. Par contre, après un certain nombre de volumes de vides passés dans les colonnes, les conditions deviennent représentatives d'un milieu aérobie normal. Ce milieu est considéré comme classique pour les eaux brutes et favorise l'oxydation de la matière organique. L'application des méthodes de réhabilitation n'a pas d'impacts négatifs sur le milieu, au contraire. Le milieu devient

aérobie alors que les eaux, au début, étaient dans la zone de transition aérobie-anaérobie.

Suivi de la concentration en phosphore total

Ce paramètre est sans doute le plus important dans le cadre de cette étude. La concentration en phosphore est mesurée à chaque étape du projet.

Colonne A (avec alun)

La figure 5.14 représente l'évolution de la concentration en P_{total} dans la colonne A à chaque Vv. Une mesure a montré une valeur improbable car très élevée par rapport aux autres. Cette mesure est enlevée du graphique, il s'agissait de la mesure effectuée au quatrième Vv, à $z = 0,5$ m.

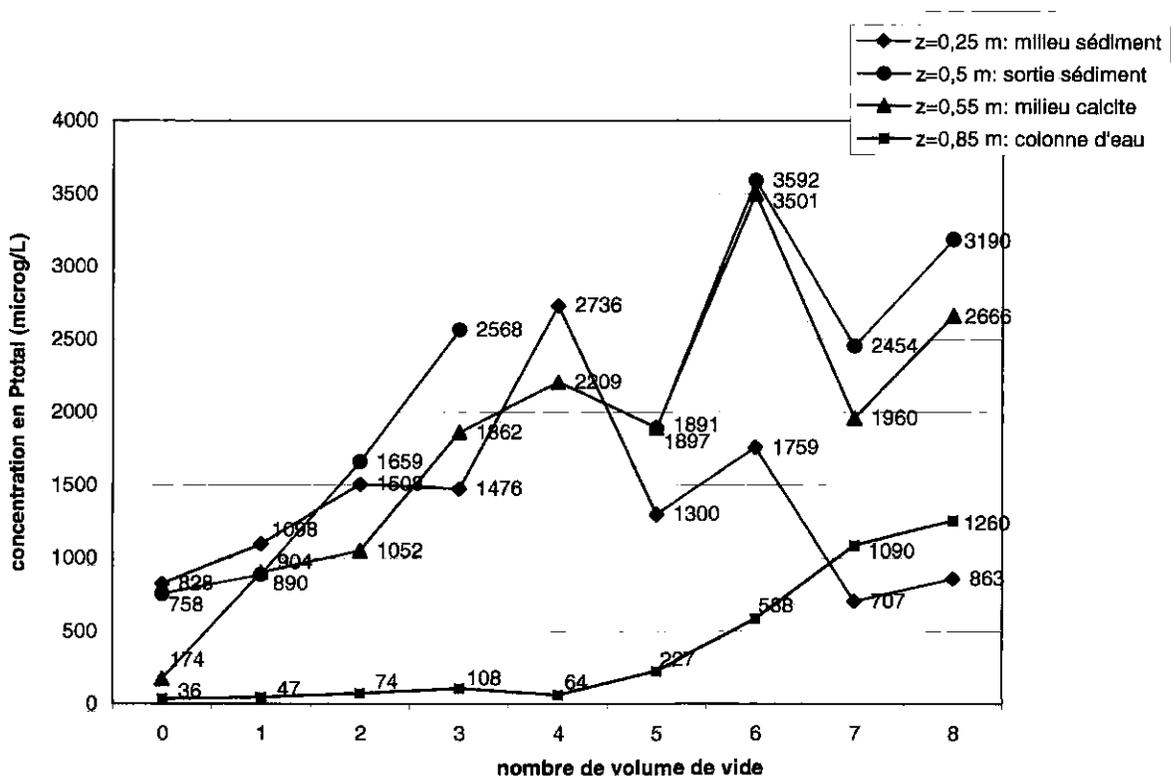


Figure 5.14: Variation de la concentration en phosphore total dans la colonne A (avec alun)

La teneur en phosphore tend à augmenter avec le nombre de volume de vides, que ce soit dans l'eau interstitielle ou dans la colonne d'eau. La concentration en contaminant augmente dans l'eau interstitielle à cause du relargage de P provenant des sédiments. En examinant la courbe qui correspond au milieu des sédiments, la teneur en P augmente puis décroît. L'augmentation est due au relargage progressif du P, explicable par le lessivage des sédiments par le passage de l'eau souterraine. Après un certain nombre de volumes de vides, les sédiments ne relarguent plus ou peu de P. Le phosphore restant dans les sédiments est plus difficile à extraire de la matrice.

La teneur en P augmente à la sortie des sédiments et dans la couche de calcite. Le phosphore relargué par la couche de sédiments migre vers les couches supérieures. Le rôle de la calcite est d'adsorber le P pour l'empêcher de migrer jusqu'à la colonne d'eau. Cependant, à partir du cinquième Vv, la teneur en phosphore augmente énormément dans la colonne d'eau. Jusque là, la concentration en P était inférieure à 100 µg/L, mais au Vv5, elle dépasse les 200 µg/L et continue d'augmenter au point de dépasser la teneur de 1 mg/L au septième Vv.

Il est intéressant de remarquer l'aspect irrégulier des courbes représentant la sortie des sédiments ($z = 0,5$ m) et la couche de calcite ($z = 0,55$ m). Entre Vv4 et Vv8, les deux courbes montrent les mêmes tendances. D'un volume de vide à l'autre, la concentration ne montre pas de tendance linéaire (diminution ou augmentation constante). Il est possible qu'il y ait un relargage cyclique de P vers la colonne d'eau provenant de la couche de calcite; Ce relargage pourrait s'effectuer quand la couche de calcite n'a pas le temps de retenir le phosphore. Une autre hypothèse, d'ordre biologique, pourrait aussi expliquer les variations de concentrations d'un volume de vide à l'autre. La température joue un rôle important dans le cycle biologique. D'après Scholefield et al. (2005), l'activité biologique entraîne des cycles dans la concentration de P dans l'eau, ces variations cycliques pouvant atteindre 30% de la valeur moyenne. Le moment de la journée où est prélevé l'échantillon (matin, midi) peut aussi influencer légèrement la concentration mesurée. Le fait que les colonnes étaient dans un laboratoire permet de minimiser les effets dus à la chaleur. Pour les essais en colonnes,

il est possible que la teneur en P ait été affectée par la température mais seulement à un degré minime. Le temps de rétention de la calcite est le facteur qui semble être le plus pertinent pour expliquer le relargage du P par les couches de recouvrement. Le temps de rétention est discuté dans le chapitre concernant la performance du recouvrement actif.

Le critère de performance pour le phosphore total est fixé à une concentration en P_{total} inférieure à 50 $\mu\text{g/L}$. Cette valeur est dépassée dès le deuxième volume de vide.

Colonne B

La figure 5.15 présente les résultats des analyses en P_{total} pour la colonne B.

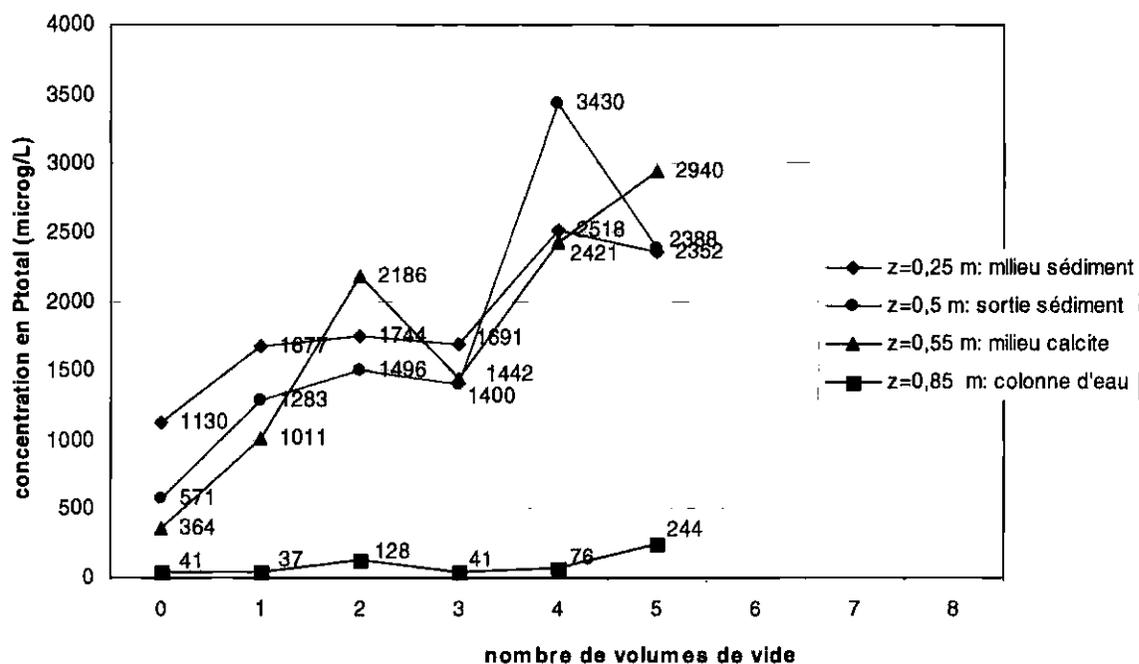


Figure 5.15: Variation de la concentration en phosphore total dans la colonne B

Pour la colonne B, le volume de vides 5 (le dernier pour cette colonne) montre des valeurs élevées en phosphore (244 $\mu\text{g/L}$ de P) pour la colonne d'eau mais les valeurs précédentes sont plutôt bonnes. En comparant avec les six premières données de la colonne A (Vv0 à Vv5), les résultats sont très similaires. La teneur en P dans l'eau interstitielle augmente dans les couches (sédiments et calcite) de manière égale. Entre Vv4 et Vv5, la teneur en P diminue sensiblement dans la couche de sédiments (en milieu et à la sortie).

Pour la colonne B, le critère de performance est atteint pour les trois premiers Vv (en considérant que la concentration au deuxième Vv est une anomalie). À partir du quatrième Vv, la concentration en phosphore augmente drastiquement. La concentration au deuxième Vv est un peu plus élevée probablement à cause de l'apparition des algues. En effet, des algues ont été prélevées avec l'eau de la colonne et celles-ci ont une teneur élevée en phosphore. La mesure a possiblement été faussée à cause de la présence de ces algues dans l'échantillon.

Une comparaison des concentrations en P_{total} dans la colonne d'eau pour chacun des essais en colonnes a été réalisée en tenant compte du nombre de Vv passé. La figure 5.16 montre l'évolution de la concentration pour chaque colonne. Ce graphique permet de constater que par rapport au nombre de volume de vides passés, les concentrations en P_{total} dans la colonne d'eau sont similaires.

Il y a relargage de phosphore à partir de la couche de sédiments. Cela est observable par une diminution de la concentration en P dans l'eau interstitielle de la couche de sédiment (échantillon prélevé à $z = 0,55$ m, ligne grise sur les figures 6.15 et 6.16) et une augmentation de la teneur en P dans l'eau interstitielle à la sortie des sédiments et dans la couche de calcite. La couche de calcite retient une bonne partie du contaminant mais après le passage de cinq volumes de vide, la teneur en P dans la colonne d'eau devient importante.

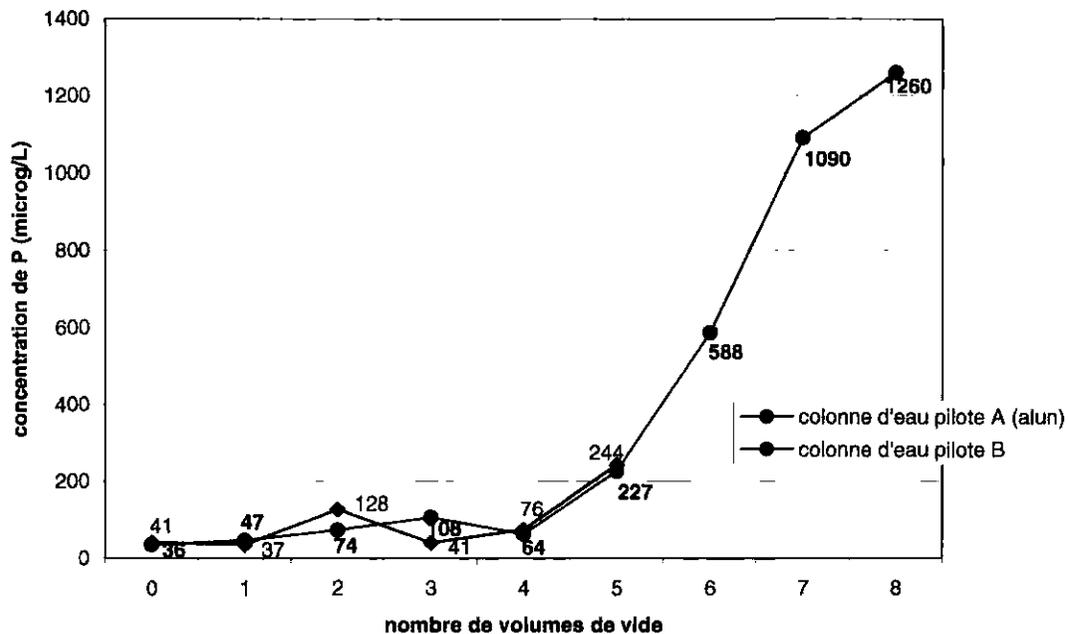


Figure 5.16: Comparaison entre les deux essais en colonnes pour la concentration en P dans la colonne d'eau (z=0,85 m)

Pour la colonne A, le critère de performance est dépassé dès le deuxième Vv. Donc un seul Vv est acceptable. Pour la colonne B, la différence de passage du flux entraîne une rétention du P par la calcite plus importante. Par conséquent, pour l'essai en colonne B, trois Vv sont acceptables.

Distribution du P_{total} au sein de la colonne d'eau

La prise d'échantillon à $z=0,85$ m se trouve 10 cm au-dessus de la couche de sable. La hauteur de la colonne d'eau est de 1,7 m. Il est possible que les caractéristiques physico-chimiques au sein de la colonne varient d'une hauteur à l'autre. Pour vérifier ce point, une série d'analyses a été réalisée à trois autres hauteurs au sein de la colonne d'eau. Les prélèvements se sont fait au Vv6 pour la colonne A et au Vv4 pour la B. Les quatre points d'échantillonnage sont situés à :

- $z = 0,85$ m (points d'échantillonnage régulier);

- $z = 1,55$ m;
- $z = 2,0$ m;
- $z = 2,5$ m (juste sous la surface de l'eau).

La figure 5.17 montre l'emplacement des points d'échantillonnage.

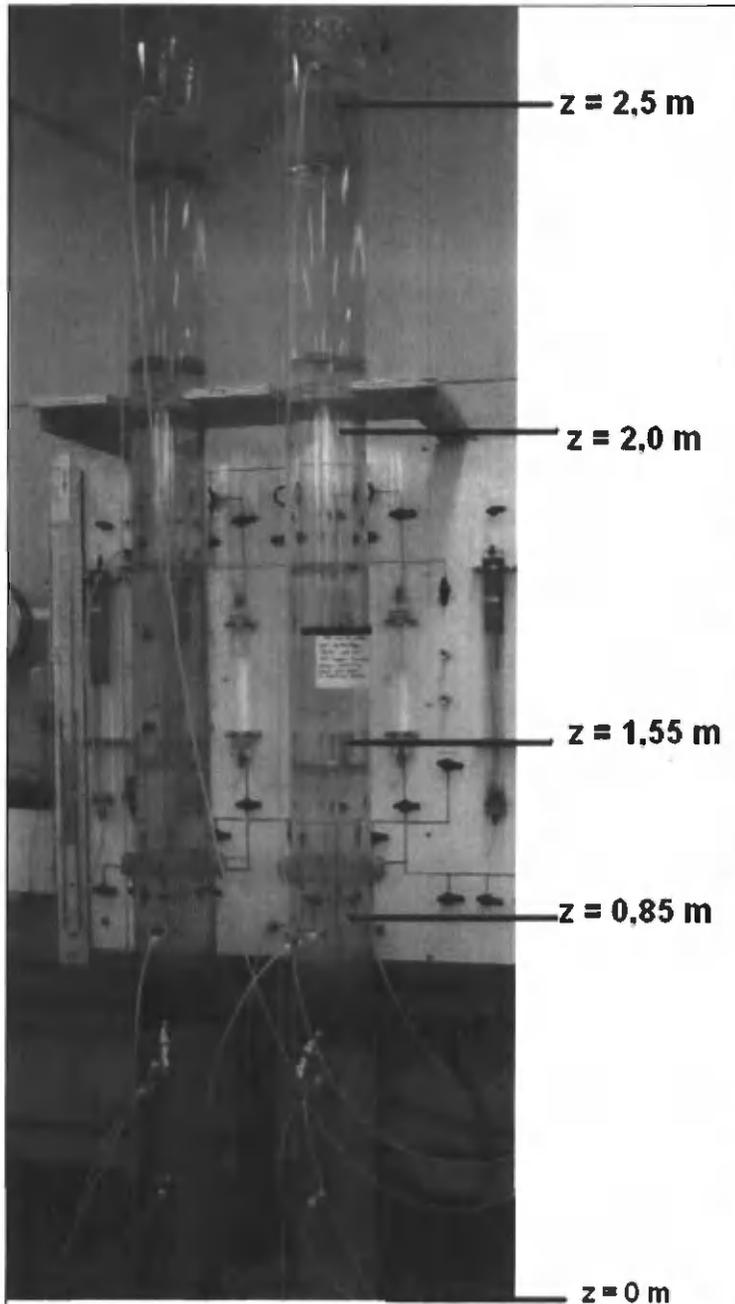


Figure 5.17 : Points d'échantillonnage pour estimer la variation le long de la colonne d'eau

En plus de la mesure en phosphore total, le pH et le potentiel redox ont été mesurés pour le point situé à $z = 2,0$ m. Les résultats sont présentés dans le tableau 5.10.

Tableau 5.10 : Résultats pour différentes hauteurs dans la colonne d'eau

colonne	points d'échantillonnage	pH	pE	P _{total}
<i>unité</i>			<i>mV</i>	<i>µg/L de P</i>
Coionne A (Vv6)	Z = 0,85 m	8,13	325	588
	Z = 1,55 m	nm	nm	582
	Z = 2,0 m	8,32	235	585
	Z = 2,5 m	nm	nm	562
Coionne B (Vv4)	Z = 0,85 m	7,48	328	76
	Z = 1,55 m	nm	nm	52
	Z = 2,0 m	7,68	244	27
	Z = 2,5 m	nm	nm	30

nm : non mesuré

Le pH montre une légère augmentation avec la hauteur tandis que le potentiel redox diminue. Cependant, le pE reste très oxydant (supérieur à 100 mV).

Pour les deux colonnes, la concentration en P_{total} diminue quand l'échantillon est pris à un z plus élevé. Pour la colonne A, la diminution est minime (4,5% entre $z = 0,85$ m et $z = 2$ m, qui sont espacés de 1,15 m) alors que la colonne B montre une forte variation : moins 60,5% de la teneur en P_{total}. Ce résultat est d'autant plus intéressant que la concentration en phosphore atteint la norme gouvernementale près de la surface, soit à $z = 2,5$ m avec une concentration de 30 µg de P/L. La différence entre la colonne A et la B peut être imputée à la différence de concentration entre les deux colonnes. La colonne A montre des concentrations supérieures à 500 µg/L de P tandis que la colonne B reste sous la barre des 100 µg/L.

Le fait que la concentration mesurée à chaque Vv (prise d'échantillon située à 0,85 m) est celle qui présente les concentrations les plus élevées, renforce le fait que l'expérience est réalisée sous des conditions pessimistes (température et éclairage

correspondant à des conditions estivales prolongées). Cela réduit la probabilité de surestimer la performance de la méthode de réhabilitation.

Il y a une diminution de la teneur en phosphore vers le haut de la colonne d'eau. La variation est peu marquée pour la colonne A qui présente des teneurs élevées en contaminant (entre 588 et 525 mg de P/L). Par contre, la colonne B montre une diminution importante (diminution de plus de 60%) de la teneur en phosphore. Cette variation s'explique par la différence de concentration en contaminant (moins de 100 µg/L de P dans la colonne B) et le mélange de l'eau dans la colonne d'eau plus marqué dans la colonne A à cause du passage du flux plus rapide (les vitesses de flux sont abordées dans la partie traitant des analyses finales).

Suivi de la concentration en métaux lourds

Les résultats complets pour chaque volume de vides sont indexés dans l'annexe 5. Le plus souvent, les concentrations mesurées sont inférieures à la limite de détection (LDD) de l'appareil.

Cadmium

Les concentrations en cadmium ne dépassent jamais la limite de détection dans toutes les eaux échantillonnées. Cette limite de détection est de 0,025 ppm (ou 25 µg/L). Les normes canadiennes pour la qualité de l'environnement (RCQE, 2001) indiquent que la concentration de ce métal ne doit pas dépasser 0,017 µg/L pour l'eau douce. La limite de détection ne permet pas de vérifier si la concentration est supérieure ou non à la norme. Cependant, la norme québécoise du MDDEP pour la protection de la vie aquatique (toxicité aigue) est de 0,043 mg/L. Cette valeur correspond aussi au critère de performance et n'est jamais atteinte dans les colonnes.

Les concentrations en cadmium sont inférieures à la limite de détection de l'appareil (LDD). Le critère de performance équivaut à près de deux fois la LDD. Par conséquent, ce critère est respecté en tout temps dans les deux essais en colonnes.

Plomb

Dans les eaux utilisées pour le montage des colonnes, la présence de plomb n'est pas détectée. Le plomb n'était mesurable qu'à une seule occasion dans chacune des colonnes à une concentration de 3,5 mg/L dans la colonne A et de 0,5 mg/L dans la colonne B, après le passage du premier volume de vide (Vv0). Il s'agit de l'eau interstitielle qui est initialement dans les sédiments. La période de stockage des sédiments en chambre froide avait été relativement longue (plus de deux ans). Le plomb se trouvant dans les sédiments s'est retrouvé dans l'eau interstitielle mais il a été probablement ensuite réadsorbé par les sédiments et la couche de calcite car cet élément n'est plus détectable par la suite.

Dans la colonne A, la teneur en plomb est de 3,5 mg/L dans la couche de sédiments, 2,5 mg/L à la sortie des sédiments et de 1ppm dans la couche de calcite. Le plomb, qui s'est désorbé, a migré partiellement vers la couche de calcite, mais la majorité est resté dans les sédiments.

Dans la colonne B, le plomb est mesuré uniquement au milieu de la couche de sédiments avec une teneur de 0,5 mg/L. La LDD pour le plomb est de 0,5 mg/L. Tous les autres échantillons mesurés sont au dessous de cette valeur. Les normes canadiennes (RCQE, 2001) indiquent un seuil de tolérance de la vie aquatique à 1-7 µg/L de plomb dans l'eau. Le critère de performance est fixé à 0,22 mg/L. La LDD est supérieure au critère. La concentration en plomb dépasse le critère seulement au moment de la mise en place. Cette teneur élevée semble anormale et n'est pas tenue en compte pour la suite.

En dehors des mesures élevées mesurées lors de la mise en place, la concentration en plomb n'a jamais dépassé 0,5 mg/L. Cette valeur correspond à la limite de détection de l'appareil. Le critère est malheureusement inférieur (0,22 mg/L), par conséquent, il est difficile de conclure sur ce paramètre.

Zinc

Le zinc est un métal nettement plus présent dans l'environnement que les deux métaux précédents. La LDD est aussi plus élevée avec des valeurs minima de 0,018 ppm (18 µg/L). La présence de ce métal est mesurée pour la plupart des eaux échantillonnées. L'eau du lac montre des valeurs de 0,05 ppm (ou mg/L) et l'eau souterraine a une teneur de 0,18 ppm.

Le tableau 5.11 montre la moyenne des concentrations en zinc à chaque point d'échantillonnage pour chaque colonne. Une concentration moyenne est calculée car aucune tendance ne ressort. À noter que cette moyenne est calculée à partir des échantillons d'eau qui ont une concentration supérieure à la limite de détection (LDD). La troisième colonne du tableau indique le nombre de valeurs utilisées pour calculer la moyenne. La moyenne réelle est donc plus faible que celle indiquée car le nombre d'échantillons total pris au cours de l'expérience est plus grand (9 séries d'échantillons pour la colonne A et 6 pour la B). Il n'y a pas de tendance marquée au fil du temps.

Tableau 5.11 : Teneur moyenne en zinc dans l'eau interstitielle des essais en colonnes

Colonne	Point d'échantillonnage	nombre d'échantillon servant au calcul de la moyenne	concentration moyenne (ppm)
Colonne A	z = 0,25 m (milieu sédiments)	4	0,22
	z = 0,5 m (sortie sédiments)	6	0,14
	z = 0,55 m (calcite)	5	0,24
	z = 0,85 m (colonne d'eau)	4	0,39
Colonne B	z = 0,25 m (milieu sédiments)	3	0,21
	z = 0,5 m (sortie sédiments)	3	0,32
	z = 0,55 m (calcite)	3	0,11
	z = 0,85 m (colonne d'eau)	4	0,17

Les concentrations en zinc dans l'eau restent très faibles et ne montrent pas de relargage. Une concentration inférieure à 30 ppm est considérée comme acceptable par les normes canadiennes. Les concentrations trouvées sont bien inférieures à cette limite.

Le critère de performance pour le zinc a été fixé à 5 mg/L, ce qui est au-dessus des valeurs rencontrées lors des analyses. Donc ce critère est considéré comme atteint en tout temps.

Il n'y a pas eu de relargage de métaux dans la colonne d'eau. Sigg et al. (2000) expliquent que les métaux restent dans les sédiments à cause des conditions de pH et de redox (pH relativement basique et conditions très réductrices). Il faudrait une diminution significative de pH pour solubiliser les métaux contenus dans la matrice du sol et les retrouver dans l'eau interstitielle.

Les métaux sont majoritairement en concentrations faibles (sous la limite de détection). Seul le zinc est détecté régulièrement et à des concentrations très faibles. Les métaux présents dans la matrice du sol ne sont pas relargués dans la colonne d'eau. Dans l'eau, les métaux sont dans des concentrations inférieures aux valeurs recommandées pour la qualité de l'environnement.

Suivi de la concentration en aluminium

Le suivi de la concentration en aluminium a été réalisé pour contrôler la teneur en aluminium induite par l'ajout d'alun. L'alun (sulfate d'aluminium) est seulement ajouté dans la colonne A, tandis que la colonne B sert de témoin pour cet élément. L'aluminium est un métal très présent particulièrement dans les matrices de sol. Cependant, la LDD par absorption atomique est limitée à 1 ppm. Sous cette concentration, l'appareil ne peut le détecter.

Dans la colonne A, l'aluminium n'a jamais été mesurable, de même que dans la colonne B. Cela indique que la concentration en aluminium ne dépasse pas 1 mg/L dans les colonnes. Pour les critères de performance, une valeur limite de 5 mg/l d'Al a été choisie. Cette valeur n'est jamais atteinte. Cependant, la vie aquatique peut être affectée à partir d'une teneur dans l'eau douce comprise entre 5 et 100 µg/L. Les équipements de laboratoire ne permettaient pas de déterminer une concentration aussi faible. Une étude portant sur l'éco-compatibilité des méthodes de réhabilitation, réalisée en collaboration avec le CEAEQ (Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec), est actuellement en cours. Cette étude permettra de mieux expliquer les risques toxicologiques impliqués par l'aluminium.

Il n'y a pas de modifications mesurables dans la teneur en aluminium due à l'ajout d'alun. L'utilisation de 20 mg/L de sulfate d'aluminium pour effectuer la coagulation/floculation du phosphore n'entraîne pas de concentrations toxiques en Al pour l'environnement. Pour un critère de qualité fixé à 5 mg/L d'Al, les analyses ne révèlent jamais qu'une telle concentration soit atteinte. Donc, ce critère est acceptable pour toute la durée de l'expérimentation.

5.3.2. Analyses finales

Analyse des échantillons d'eau

Les analyses finales pour les échantillons liquides correspondent au dernier volume de vide prélevé pour chaque colonne. Il s'agit du huitième volume de vides pour la colonne A et du cinquième pour la colonne B.

Perméabilité et vitesse de passage du flux à travers les colonnes

La perméabilité des sédiments est une donnée importante pour la compréhension des phénomènes de rétention. En effet, de la perméabilité, il est possible d'en déduire la vitesse de passage du flux d'eau alimentant les colonnes. Pour connaître la vitesse du flux dans les sédiments, il suffit de multiplier la perméabilité par le gradient hydraulique

$$V_{it} = k \cdot i$$

L'annexe 4 donne les détails des calculs pour obtenir la perméabilité pour chaque volume de vides. Le tableau 5.12 donne la perméabilité ainsi que la vitesse du flux traversant la couche de sédiments pour chaque Vv et chacune des colonnes.

Tableau 5.12 : Perméabilité et vitesse du flux pour chaque colonne

Volume de vides	Colonne A		Colonne B	
	perméabilité (m/s)	vitesse (m/s)	perméabilité (m/s)	vitesse (m/s)
1	8,06E-07	9,68E-07	4,48E-07	5,38E-07
2	5,04E-07	6,05E-07	4,58E-08	1,10E-07
3	2,88E-07	3,46E-07	8,40E-08	2,02E-07
4	1,61E-07	1,94E-07	5,31E-08	1,27E-07
5	2,24E-07	2,69E-07	4,38E-08	1,05E-07
6	9,38E-08	1,13E-07		
7	1,92E-07	2,30E-07		
8	3,36E-07	4,03E-07		

La vitesse du flux permet de se faire une idée pour le temps de rétention. En moyenne, sur toute la durée de l'expérimentation, la vitesse du flux était de $3,9 \times 10^{-7}$ m/s pour la colonne A et de $2,2 \times 10^{-7}$ m/s pour la colonne B. La vitesse du flux est 45% plus élevé dans l'essai en colonne avec alun (colonne A), donc près de deux fois plus rapide. Le temps de rétention dans cette colonne est donc deux fois plus faible.

Description des sédiments au moment du démontage

Au cours des six mois d'expérimentation, un léger tassement des couches a été noté dans chacune des colonnes. L'ensemble des couches s'est tassé de 2 cm (pour une hauteur initiale de 80 cm) dans chaque colonne, ce qui correspond à une consolidation de 6%. Le tassement est considéré comme très faible, surtout qu'il est dû en majeure partie par le poids du piston maintenant en place les couches.

La teneur en eau a été mesurée pour trois échantillons dans la colonne B. Le premier échantillon se trouvait à $z = 18$ cm et la teneur en eau était de 209 %, le deuxième se situait à $z = 38$ cm et avait une teneur de 171% tandis que le dernier se situait à $z = 48$ cm et obtenait une teneur en eau de 145 %. Cela montre une évolution

de la teneur en eau au sein de la couche de sédiments. La teneur en eau diminuait avec la hauteur dans la couche de sédiments. À partir de ces trois valeurs, une moyenne de 175% de teneur en eau finale dans les sédiments est obtenue. La teneur initiale était de 200%. Le tassement des couches a impliqué un tassement du volume des vides et a diminué la teneur en eau.

Analyse du phosphore dans les sédiments et la calcite

La teneur en phosphore et en métaux dans les sédiments permet de vérifier le lessivage du phosphore par le flux d'eau souterraine. De plus, pour quantifier la rétention des contaminants par la calcite, la teneur en phosphore dans la couche calcaire est une donnée importante.

À noter que les analyses effectuées sur du sol sont rarement homogènes. Il est possible d'avoir des résultats donnant des teneurs très différentes d'un échantillon à l'autre.

Dosage du $P_{\text{extractible}}$

Idéalement, le dosage porte sur la concentration en phosphore total. Le sédiment de référence montre un taux de récupération de 45%. Ce taux signifie que 45% du P_{total} dans le sédiment de référence est mesuré par la méthode employée. Le dosage correspond donc à la mesure du phosphore extractible. L'interprétation des résultats se fait par comparaison des concentrations en $P_{\text{extractible}}$. De plus, le taux d'extraction est valable pour les sédiments mais pour la calcite, le taux peut être différent. Le taux de récupération pour la calcite est très probablement inférieur au taux observé pour les sédiments.

Les sédiments initiaux (ceux qui sont mis dans les colonnes) ont une concentration moyenne de **515 mg/kg de P** (moyenne de duplicata). La calcite a une teneur initiale de **82 mg/kg**. Le sable a une concentration de **90 mg/kg** de phosphore. Pour le sable, cette concentration reste la même après l'expérimentation. Cela confirme que le sable ne joue aucun rôle dans la rétention du phosphore.

Les tableaux 5.13 et 5.15 montrent les résultats des concentrations finales en contaminants pour les couches de matériaux. De plus, ils indiquent la moyenne pour chaque tranche et chaque cadran ainsi que l'écart type afin de vérifier s'il y a des chemins préférentiels. Les concentrations sont en mg de P/kg sec de sol. Les résultats pour la colonne A sont d'abord présentés (tableau 5.13, figures 5.18 et 5.19). Les résultats pour la colonne B suivent avec le tableau 5.13 et les figures 5.20 et 5.21. Les résultats des tableaux 5.13 et 5.15 sont mis sous forme graphique pour mieux visualiser la répartition du P. Les figures 5.18 et 5.20 portent sur la répartition pour chaque cadran de chaque tranche, tandis que les figures 5.19 et 5.21 montrent la répartition du phosphore par tranche (par rapport à la profondeur).

Colonne A

Tableau 5.13 : Répartition du phosphore (mg/kg) dans les couches de la colonne A

tranche	cadran a	cadran b	cadran c	cadran d	moyenne par tranche
Sed1 (z = 8 cm)	149	236	288	263	234 ± 43
Sed2 (z = 18 cm)	210	318	246	223	249 ± 34
Sed3 (z = 28 cm)	517	284	273	202	319 ± 99
Sed4 (z = 38 cm)	437	244	305	452	360 ± 85
Sed5 (z = 48 cm)	332	553	435	332	413 ± 81
Cal1 (z = 55 cm)	269	362	200	339	293 ± 58
Cal2 (z = 65 cm)	137	130	154	160	145 ± 12
moyenne par cadran (sédiments)	329 ± 203	327 ± 246	309 ± 177	294 ± 250	
moyenne par cadran (calcite)	120 ± 66	90 ± 116	50 ± 23	78 ± 90	

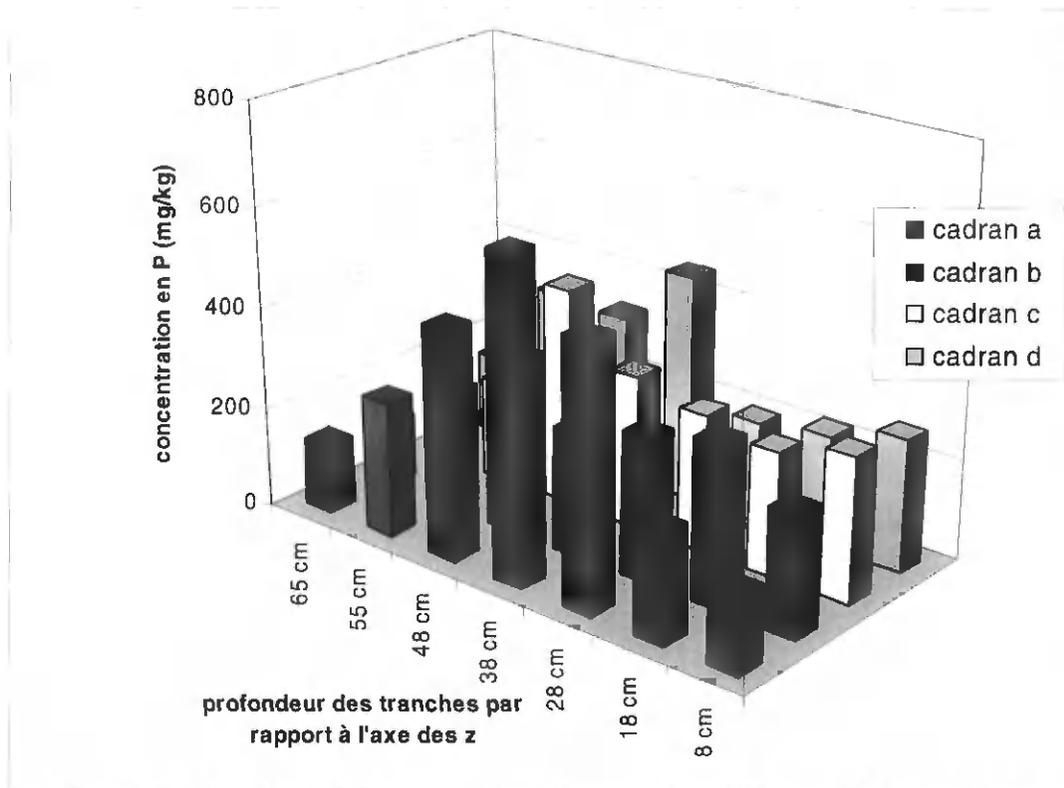


Figure 5.18 : Variation de la teneur en phosphore dans les couches pour chaque tranche et cadran (colonne A)

Les concentrations obtenues à partir de plusieurs échantillons peuvent être définies par la moyenne plus ou moins l'écart type (moyenne $\pm \sigma$). L'écart type (σ) permet de constater si les concentrations servant à calculer la moyenne sont homogènes ou non. Plus l'écart type est élevé, plus les données servant à calculer la moyenne sont réparties largement. Cependant, il faut tenir compte de l'échelle de la moyenne (si la moyenne est un chiffre élevé, l'écart type a tendance à être élevé aussi). En faisant la moyenne des moyennes par cadran pour la couche de sédiment, le résultat est égal à $315 \pm 13,5$ mg de P/kg. L'écart type des moyennes par cadran (dans les sédiments) est de 13,5 ce qui est faible. Les moyennes sont donc homogènes quelques soit le cadran. Cela réfute l'hypothèse des chemins préférentiels dans la colonne A. Les sédiments utilisés sont des sédiments prélevés en surface et qui ont été

remaniés. Cela a sûrement affecté leur perméabilité en la rendant plus faible par rapport aux sédiments en place sur le terrain.

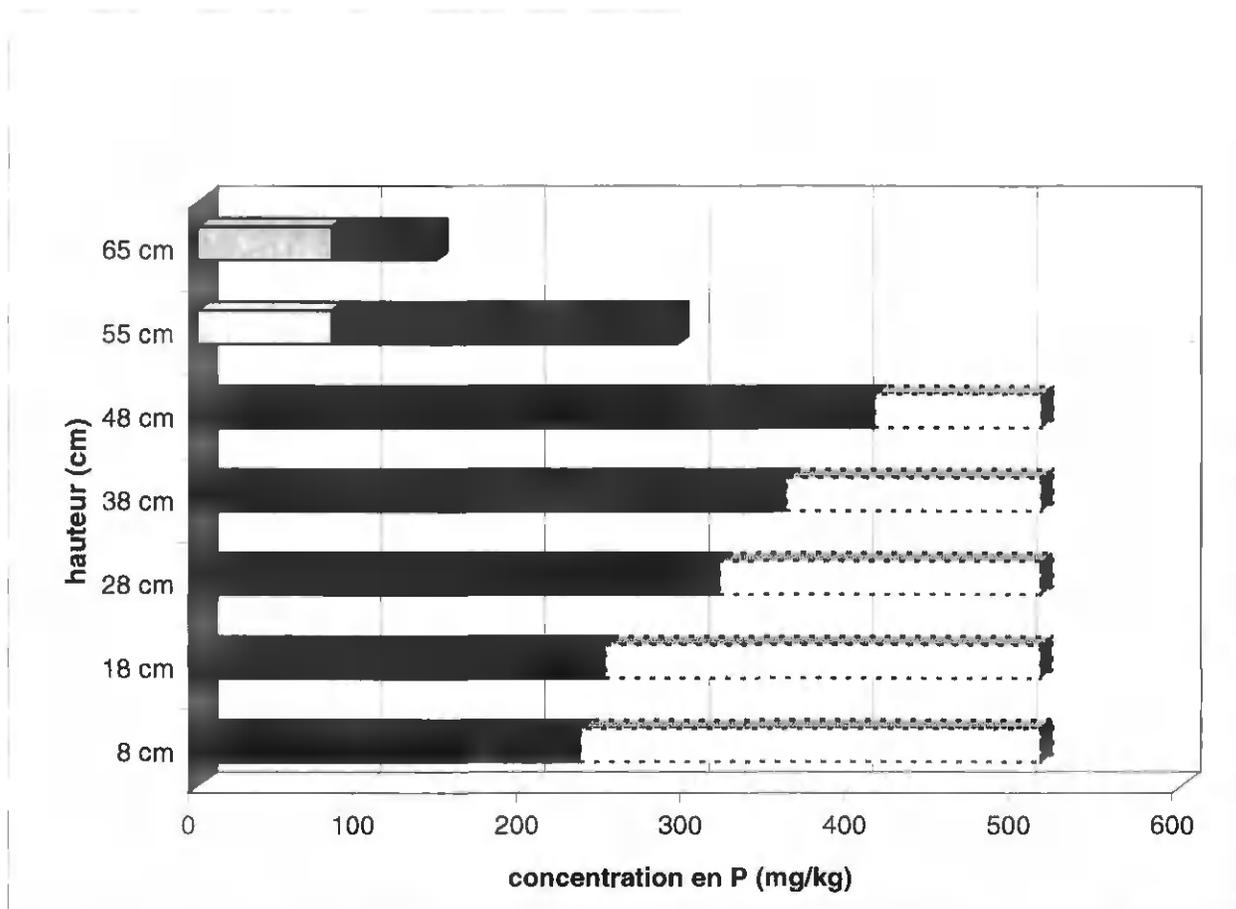


Figure 5.19: Répartition du phosphore dans les couches de la colonne A en fonction de la profondeur

Légende de la figure 5.19 :

teneur en P dans la calcite initialement

P adsorbé par la calcite

perte de P par les sédiments au cours de l'essai

teneur en P dans les sédiments au démontage



La figure 5.19 est intéressante car elle montre que la concentration en P diminue avec la profondeur dans la couche de sédiment. Le lessivage du phosphore par l'eau souterraine explique cette répartition. Le flux alimentant le système entraîne le

phosphore à migrer vers les couches supérieures. La plus forte concentration en P se situe dans la couche supérieure de sédiments se trouvant à 48 cm de l'axe z. La nature des sédiments (sédiments de surface remaniés) peut aussi expliquer le relargage important du phosphore par les sédiments.

Dans la calcite, la concentration en contaminant est plus forte dans la première couche en contact avec l'eau sortant des couches de soi, et décroît dans la seconde couche. La tranche située à $z = 55$ cm retient plus de phosphore que la tranche à $z = 65$ cm. La répartition du phosphore dans la calcite n'est pas homogène, la tranche proche des sédiments ($z = 55$ cm) est plus riche en P. Cette tranche a adsorbé 201 mg de P par kg de calcite tandis que la deuxième tranche ($z = 65$ cm) seulement 53 mg de P par kg. La calcite a plus de temps pour adsorber le phosphore quand elle est en contact direct avec les sédiments. Le phosphore contenu dans les sédiments a probablement tendance à migrer vers la calcite. La tranche située à $z = 55$ cm est plus riche en P que celle située à 65 cm.

La teneur moyenne de P dans les sédiments après les essais est de 315 ± 86 mg/kg. La teneur initiale était de 515 mg/kg. À l'évidence, les sédiments sont lessivés de leur teneur en P car il y a une perte moyenne de 209 mg/kg de P dans les sédiments. En ce qui concerne la couche de calcite, la concentration moyenne en P est de 219 ± 78 mg/kg. La teneur initiale en phosphore est de 82 mg/kg. Cela correspond à une hausse de 167% (augmentation de 137 mg/kg de P). La calcite a adsorbé 137 ± 78 mg de P/kg de calcite à la fin de l'essai en colonne A.

Bilan de masse du Phosphore pour l'essai en colonne A

Un bilan de masse pour le phosphore est réalisé. Ce bilan prend en compte les teneurs en P dans l'eau, les sédiments et la calcite, initialement et à la fin des expérimentations. Le bilan de masse permet de vérifier les ajout et perte de P dans chaque composante du système (eau, calcite et sédiments). La masse de P se calcule en multipliant les concentrations en P par la masse du matériau. Les calculs sont détaillés ici et les résultats sont résumés dans le tableau 5.14.

Initialement (à Vv0), la concentration en P dans les sédiments est de 515 mg/kg. Le volume total de sédiments est de 0,0088 m³ et la densité est de 2,56 t/m³ (poids total de sédiments de 22,5 kg dans une colonne). Donc la masse initiale de P dans les sédiments est de 11,588 g de P. Pour la calcite, le volume est égal à 0,0027 m³ et la densité estimée en laboratoire de la calcite en granulats est de 2 t/m³ (poids total de calcite égal à 5,3 kg). La masse de P dans la calcite est égale à 0,435 g (5,3 kg multiplié par 82 mg/kg). La masse de P contenue dans la colonne d'eau est aussi calculée. Le volume de la colonne d'eau est de 0,03 m³ (ou 30 L) avec une concentration initiale de 0,05 mg/L de P. Ce qui donne une masse de P dans la colonne d'eau de 0,0015 g de P.

Pendant l'expérimentation, il y a un apport de phosphore par l'eau alimentant les colonnes (Input). Neuf volumes de vides (les huit Vv plus Vv0) ont traversés la colonne. La concentration en P était constante tout au long de l'expérimentation (0,038 mg/L de P). Un Vv correspond à 7,4 L donc 66,6 L d'eau ont apporté 0,0025g de P dans la colonne. Le trop-plein situé en haut de la colonne évacuait l'excédent de la colonne d'eau. Pour chaque Vv entrant dans la colonne (input), il y en avait autant qui ressortait (output). La concentration en P de ces volumes sortant se déduit des concentrations dans la colonne d'eau mesurée à chaque Vv. La moyenne des concentrations en P de l'eau sortante est de 392 µg/L de P sur les neuf Vv, ce qui donne une masse sortante de P (output) de 0,0261 g de P.

Finalement, les masses de P sont calculées pour les sédiments et la calcite au démontage. La masse de P dans les sédiments est de 7,09 g de P. Pour la calcite, la masse est de 1,16 g de P. Dans la colonne d'eau, la masse atteint 0,039 g de P.

Tableau 5.14 : Bilan de masse du phosphore pour la colonne A

masse de P (en g)	sédiments	calcite	colonne d'eau	eau d'alimentation	masse totale
initial	11.588	0.435	0.0015		12.0245
input				0.0025	0.0025
output			0.0261		0.0261
final	7.09	1.16	0.039		8.289

Théoriquement, la masse initiale totale, plus la masse de l'input, moins la masse de l'output doit donner la masse finale totale. En faisant le calcul, on trouve une masse finale théorique de 12,0009 g de P. Or, la masse finale mesurée est de 8,289 g de P, soit 30% de moins. Une partie du P n'est pas retracé dans le système. L'hypothèse la plus probable est que cette masse de phosphore est contenue dans la calcite mais que nos méthodes d'analyses ne nous permettent pas d'aller l'extraire.

Colonne B

Tableau 5.15 : Répartition du phosphore (mg/kg) dans les couches de la colonne B (en mg/kg)

tranche	cadran a	cadran b	cadran c	cadran d	moyenne par tranche
Sed1 (z = 8 cm)	519	353	778	381	508 ± 141
Sed2 (z = 18 cm)	724	490	524	315	513 ± 111
Sed3 (z = 28 cm)	223	275	366	374	310 ± 61
Sed4 (z = 38 cm)	438	749	397	478	516 ± 117
Sed5 (z = 48 cm)	267	316	307	416	327 ± 45
Cal1 (z = 55 cm)	452	414	307	259	358 ± 75
Cal2 (z = 65 cm)	423	370	728	236	439 ± 144
moyenne par cadran (sédiments)	434 ± 151	437 ± 146	474 ± 50	393 ± 43	
moyenne par cadran (calcite)	438 ± 15	392 ± 22	518 ± 211	248 ± 12	

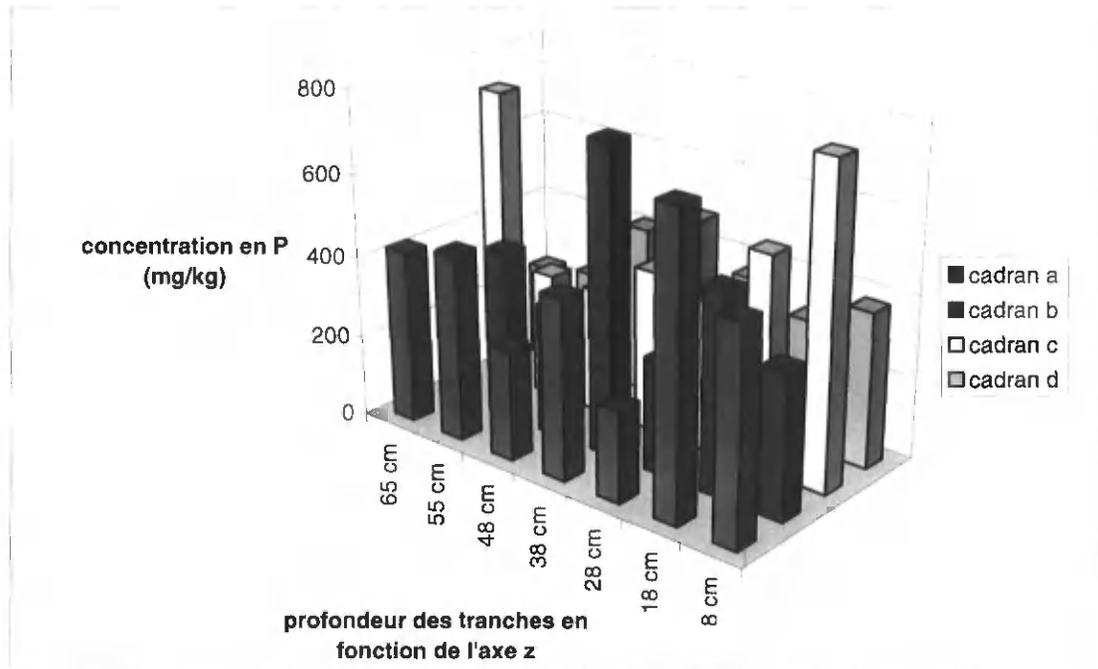


Figure 5.20 : Variation de la teneur en phosphore dans les couches pour chaque tranche et cadran (colonne B)

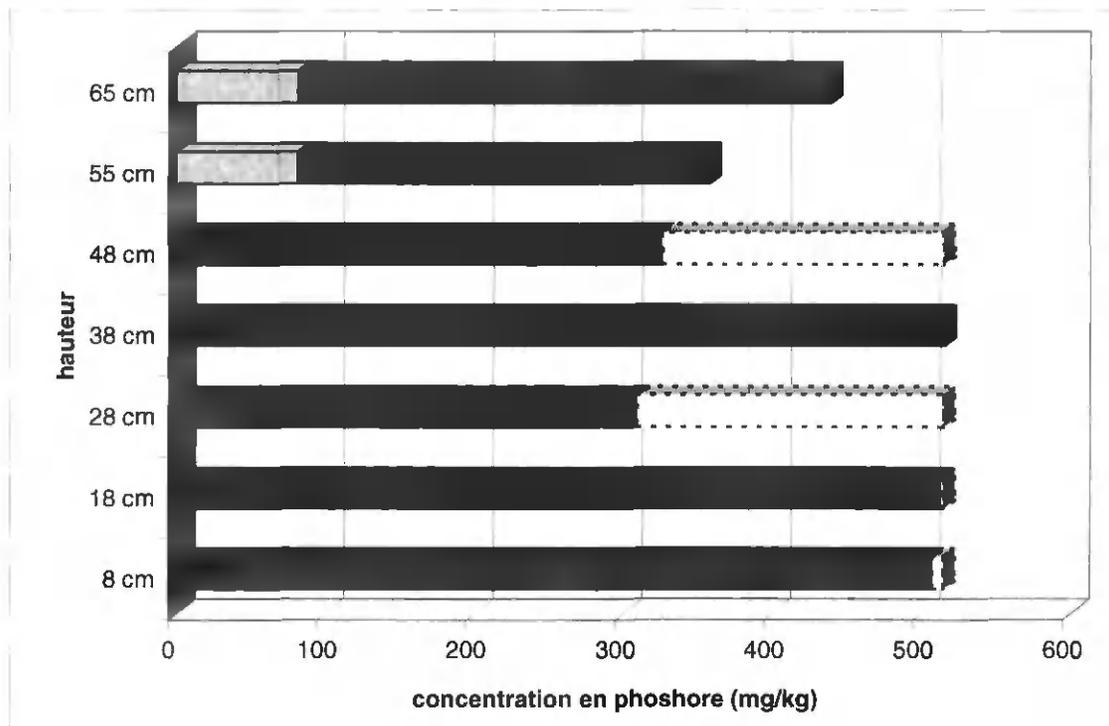


Figure 5.21 : Répartition du P dans les couches de la colonne B en fonction de la profondeur

Légende de la figure 5.21 :

teneur en P dans la calcite initialement



P adsorbé par la calcite



perte de P par les sédiments au cours de l'essai



teneur en P dans les sédiments au démontage



Les écart-types par tranche sont relativement élevés dans les tranches situées à $z = 8$ cm, 18 cm, 38 cm et 65 cm. Les concentrations dans ces tranches montrent de forts écarts de valeur d'un cadran à l'autre. Par contre, les écart-types des tranches situées à $z = 28$ cm, 48 cm et 55 cm sont moins élevés. Les écart-types ne sont toutefois pas suffisamment élevés pour dire qu'il y a des fortes variations au sein d'une même tranche. Le graphique présenté à la figure 5.20 permet de visualiser la répartition. S'il y avait des chemins préférentiels, une tendance ressortirait pour un cadran en particulier (concentration plus faible), indiquant un lessivage du P dans cette zone. Les écarts-types par cadran sont plus élevés que ceux par tranche. Cela montre qu'il y a plus de variations en hauteur qu'au sein de chaque tranche. Les moyennes par cadran pour les sédiments et pour la calcite sont assez homogènes, ce qui confirme une certaine uniformité des concentrations par cadran et réfute définitivement l'hypothèse des chemins préférentiels.

La figure 5.21 montre la teneur en P moyenne selon la profondeur (par tranche). La moyenne dans les sédiments est de 435 ± 70 mg/kg. L'écart type n'est pas très élevé. Cela démontre une bonne uniformité. Les sédiments ont une teneur homogène en phosphore sur toute la hauteur. La teneur moyenne dans les sédiments est de 435 ± 122 mg/kg. La teneur initiale était de 515 mg/kg. Les sédiments sont légèrement lessivés de leur teneur en P car il y a une perte moyenne de 15,5% de la teneur en P dans la couche de sédiments (80 mg/kg de P en moins). En ce qui concerne la couche de calcite, la concentration moyenne en P est de 399 ± 106 mg/kg. La teneur initiale en phosphore est de 82 mg/kg. Cela correspond à une hausse de 387 % (augmentation

moyenne de 317 mg/kg de P). La calcite adsorbe 317 ± 106 mg de P par kg de calcite à la fin de l'essai en colonne B.

Bilan de masse du phosphore pour l'essai en colonne B

Un bilan de masse est réalisé avec les données de la colonne B. La démarche est la même que pour la colonne A. Les résultats sont directement reportés dans le tableau 5.16.

Tableau 5.16 : Bilan de masse du P pour la colonne B

masse de P	sédiments	calcite	colonne d'eau	eau d'alimentation	masse totale
(en g)					
initial	11.588	0.435			12.023
input				0.0017	0.0017
output			0.0043		0.0043
final	9.788	2.115	0.0073		11.9103

Le bilan de masse montre que la masse finale théorique attendue est de 12,0204 g de P. La masse finale obtenue est de 11,9103, soit 1% de phosphore non retracé par le système. Une partie du phosphore a migré des sédiments vers la calcite.

L'hypothèse de l'existence de chemins préférentiels dans la colonne A (à l'origine des différences de perméabilité) n'est pas confirmée par l'étude de la répartition du phosphore dans les différentes couches.

Pour la colonne A, la calcite adsorbe en moyenne 160 mg de P/ kg de calcite tandis que dans la colonne B, la calcite adsorbe 317 mg de P par kg. Cette différence entre les deux colonnes est peut-être due au temps de rétention nécessaire pour l'adsorption du phosphore par la calcite. Plus le flux d'eau passe rapidement, plus le temps de contact est court. Plus la vitesse de passage de l'eau chargé en contaminant est lente, plus il y a d'adsorption. La vitesse de passage du flux est près de deux fois

plus faible pour la colonne B ($2,2 \times 10^{-7}$ m/s pour la colonne B contre $3,9 \times 10^{-7}$ m/s pour la A) et cela se reflète avec le taux de rétention du phosphore par la calcite.

Dosage en métaux dans les couches de sols

Les tableaux suivants (tableaux 5.17 et 5.18) regroupent les résultats pour les quatre métaux mesurés. Les données sont directement mises en moyenne par tranche sans indiquer celles pour chaque cadran. Ces données ne donnaient pas d'informations pertinentes.

Tableau 5.17 : Concentrations des métaux (mg/kg) dans les matériaux au démontage pour la colonne A (avec alun)

tranche	moyenne [Cd]	moyenne [Pb]	moyenne [Zn]	moyenne [Al]
Sed1 (z = 8 cm)	1,19 ± 0,09	39 ± 4	227 ± 35	770 ± 75
Sed2 (z = 18 cm)	1,19 ± 0,09	43 ± 4	244 ± 25	824 ± 142
Sed3 (z = 28 cm)	0,81 ± 0,09	44 ± 3	244 ± 12	908 ± 80
Sed4 (z = 38 cm)	0,94 ± 0,09	49 ± 4	287 ± 8	1012 ± 87
Sed5 (z = 48 cm)	0,94 ± 0,09	51 ± 2	288 ± 17	918 ± 137
Cal1 (z = 55 cm)	1,66 ± 0,16	33 ± 1	26 ± 18	90 ± 14
Cal2 (z = 65 cm)	1,19 ± 0,22	25 ± 4	10 ± 2	76 ± 38

Tableau 5.18 : Concentrations des métaux (mg/kg) dans les matériaux au démontage pour la colonne B

tranche	moyenne [Cd]	moyenne [Pb]	moyenne [Zn]	moyenne [Al]
Sed1 (z = 8 cm)	0,94 ± 0,09	47 ± 5	280 ± 29	881 ± 108
Sed2 (z = 18 cm)	1,13 ± 0,13	44 ± 5	241 ± 20	818 ± 80
Sed3 (z = 28 cm)	1,19 ± 0,09	51 ± 8	255 ± 7	893 ± 57
Sed4 (z = 38 cm)	1,13 ± 0,13	47 ± 7	223 ± 11	748 ± 85
Sed5 (z = 48 cm)	1,19 ± 0,09	45 ± 1	239 ± 9	876 ± 73
Cal1 (z = 55 cm)	1,56 ± 0,09	34 ± 1	13 ± 4	45 ± 32
Cal2 (z = 65 cm)	1,63 ± 0,13	32 ± 1	14 ± 6	62 ± 28

Remarque (valable pour tous les métaux)

Les concentrations en métaux mesurées au démontage sont toutes inférieures aux valeurs initiales. Soit les valeurs initiales étaient surestimées, soit il y a une perte de métal le long de la colonne. Cette dernière hypothèse a été réfutée par des calculs

résumés ici. En divisant la masse totale de métal perdu par le nombre de litre traversant le système, une concentration moyenne en métal dans l'eau est obtenue. Cette concentration est fortement supérieure à celle mesurée à chaque volume de vide. Donc le métal n'est pas relargué par les sédiments ou la calcite dans l'eau. L'hypothèse d'un échantillon initial particulièrement riche en métal est très probable. Cependant, cette observation (concentrations en métal initiales bien supérieures aux concentrations finales) se répète pour les quatre métaux. La seule exception est une concentration finale en zinc plus élevée, dans la calcite, que la concentration initiale. L'erreur de calcul en convertissant les données ou une différence de méthodologie sont à éliminer car les échantillons de sol (initiaux et finaux) ont subi l'étape de digestion et de dosage en même temps.

Il existe plusieurs hypothèses pour expliquer ce phénomène. Il est possible que l'échantillon initial de sédiments soit particulièrement riches en contaminants ou qu'il ait subi une contamination. Il semble quand même improbable que l'échantillon initial ait été contaminé. La possibilité d'un relargage des métaux par les sédiments et d'une rétention totale de ces contaminants par la calcite est une autre hypothèse. Les méthodes d'extraction utilisées ne permettent pas de mesurer les teneurs totales en métaux dans la calcite. Il est possible que les métaux soient fortement adsorbés à la calcite et qu'il ne soit pas possible de les extraire pendant l'étape de digestion. Cependant, les métaux ne sont pas supposés être relargués dans les conditions de pH et de pE des essais en colonne. Le manque de données ne permet pas de conclure sur ce point, l'hypothèse la plus probable serait des échantillons initiaux particulièrement riches en contaminants.

Cadmium

Le taux de récupération pour ce métal est très bon. Il atteint 95%. Pour rappel, la teneur initiale pour les matériaux sont de :

- Sédiments initiaux : 1,9 mg/kg
- Calcite initiale : 2,25 mg/kg
- Sable initial : 1 mg/kg.

Au démontage, la concentration en cadmium dans le sable, pour les deux essais en colonnes, est de 0,1 mg/kg. Les résultats sont assez homogènes. Il y a peu de variation d'une tranche ou d'un cadran à l'autre au sein d'un même matériau.

Pour la colonne B, la teneur moyenne en cadmium par tranche (en fonction de la profondeur) augmente avec la hauteur. Il semble y avoir un certain lessivage des couches les plus profondes vers les couches supérieures. La couche de calcite présente des teneurs en Cd plus élevée que dans les sédiments. Initialement, la calcite est plus chargée en Cd que les sédiments. Cela peut s'expliquer par une contamination de la calcite en laboratoire.

La concentration moyenne dans les sédiments de la colonne A est de 1,01 mg/kg et pour la colonne B, la concentration est de 1,12 mg/kg. La diminution de la concentration en cadmium dans la colonne A est de 42% et de 41% pour la B. En faisant les mêmes calculs pour la couche de calcite, la teneur moyenne dans la colonne A est de 1,43 mg/kg (perte de 36%) et de 1,6 mg/kg pour la colonne B (perte de 29%). La perte de cadmium au sein des couches est généralisée (voir la remarque).

Plomb

Le taux de récupération pour ce métal est de 64%. Le plomb est plus difficile à extraire que le cadmium. La teneur initiale pour les matériaux sont de :

- Sédiments initiaux : 60,3 mg/kg
- Calcite initiale : 33,3mg/kg
- Sable initial : 2 mg/kg.

Au démontage, la concentration en plomb pour les deux colonnes tombe à 1,33 mg de Pb/kg dans la couche de sable.

Les résultats montrent sensiblement les mêmes tendances que pour le cadmium. Les concentrations initiales pour les sédiments et la calcite sont supérieures aux teneurs mesurées après le démontage. Les concentrations en plomb dans la calcite sont légèrement plus fortes au démontage qu'initialement.

Dans la colonne A, la concentration en plomb diminue avec la profondeur. Le lessivage des couches inférieures semble est responsable de cette variation. Dans la colonne B, la teneur en plomb est assez uniforme dans toute la couche de sédiments. Les concentrations moyennes dans les sédiments de la colonne A sont de 45,2 mg/kg et de 46,8 mg/kg pour la B. Cela signifie une perte de 25 % de plomb pour la colonne A et de 22 % pour la colonne B.

La couche de calcite est plus chargée en plomb sur la tranche se trouvant à $z = 55$ cm pour l'essai en colonne A. La première tranche en contact avec le flux a une concentration moyenne de 33 mg/kg alors que la couche située à $z = 65$ cm a une teneur de 25 mg/kg (24 % de moins). Donc dans la colonne A, l'adsorption du plomb par la couche de calcite est meilleure pour la calcite proche des sédiments. Pour la colonne B, l'adsorption est homogène (concentrations moyennes de 32 et 33 mg/kg par tranche). La teneur moyenne en plomb dans la couche de calcite est de 29 mg/kg pour la colonne A et de 33 mg/kg pour la B. Par rapport à la concentration initiale il y a peu de variation. Pour la colonne A, il y a une perte de plomb dans la calcite égale à 13% tandis que la perte est de 1% pour l'autre colonne.

Zinc

Le taux de récupération pour ce métal est excellent puisqu'il excède le 100% (taux de récupération total calculé de 106%). Les concentrations initiales sont de :

- 340 mg de Zn/kg de sédiment
- 10 mg/kg de calcite
- 20,7 mg/kg de sable.

Les teneurs finales en zinc dans le sable sont de 18 mg/kg pour la colonne A et 19 mg/kg pour la B.

La concentration initiale en zinc dans les sédiments est supérieure aux concentrations obtenues après le démontage. Pour la colonne A, la teneur en zinc diminue avec la profondeur (lessivage des sédiments par l'eau souterraine). Par contre,

la colonne B ne montre pas cette répartition. La concentration moyenne dans les sédiments de la colonne A est de 258 mg/kg et pour la colonne B de 248 mg/kg. Cela montre une perte de 24% de zinc pour la colonne A et de 27 % pour la B par rapport aux conditions initiales. Pour la couche de calcite, la colonne A présente une teneur moyenne de 18 mg de Zn/kg alors que la colonne B a une teneur de 13,5 mg/kg. La concentration initiale de la calcite était de 10 mg/kg, ce qui est inférieur. La calcite adsorbe le zinc et les résultats le montrent. Il y a une augmentation de 80% de zinc dans la calcite pour l'essai en colonne A et de 35% dans le deuxième essai en colonne. Cependant, cette concentration plus élevée peut indiquer une adsorption, par la calcite, du zinc contenu initialement dans l'eau, et non du zinc provenant des sédiments. La concentration en zinc dans l'eau pouvait atteindre 0,40 mg/L de zinc.

La teneur en zinc finale dans la calcite est supérieure à celle mesurée initialement. La calcite en a adsorbé durant l'expérimentation.

Dosage de l'aluminium

Le taux de récupération pour ce métal est très faible, 16%. Ce taux était prévisible. En effet, l'aluminium est un élément fortement intégré dans la matrice du sol et est difficile à extraire. Un meilleur taux d'extractions aurait été possible en utilisant une méthode spécialement adaptée pour ce métal. Le manque d'équipement et le temps n'ont cependant pas permis de corriger ces données. Par conséquent, pour ces données, il faut tenir compte du faible taux d'extraction et les interpréter avec précaution. Les concentrations obtenues pour les matériaux initiaux sont de :

- 1252 mg de Al/kg de sédiments
- 193 mg/kg de calcite
- 206 mg/kg de sable.

La concentration en sable diminue de 72% au démontage de la colonne A (concentration finale de 57 mg/L). Pour la colonne B, la teneur est de 23 mg/kg à la fin de l'expérience.

Pour cet élément, un échantillon supplémentaire est pris lors du démontage. Cet échantillon se situe à l'interface des couches de sédiments et de calcite soit à $z = 50$ cm, pour la colonne A seulement. Cette hauteur correspond à la couche de floccs. La teneur finale en aluminium est de 966 mg/kg de sédiments au niveau de la couche de floccs. Cette concentration est plus faible que celle mesurée pour les sédiments initialement. Rydin et al. (2000) estiment qu'après un traitement par alun, entre 30 et 70% de l'aluminium atteint la surface des sédiments. C'est-à-dire que sur une masse de 100 g d'alun épandu à la surface du lac, seulement 30 à 70 g va atteindre le fond du lac. Compte tenu des conditions en laboratoire et de l'épandage subséquent, la proportion d'aluminium qui a atteint la surface des sédiments devrait être relativement bonne car il n'y a pas de possibilité de remise en suspension des floccs. Or la teneur en aluminium à l'emplacement de la couche de floccs est très faible. L'hypothèse de la dégradation prématurée de cette couche de floccs est soulevée et sera discutée dans la partie performance du traitement par alun à la fin de ce chapitre.

Les concentrations initiales sont supérieures aux teneurs obtenues au démontage. À l'intérieur de la couche de sédiments de la colonne A, la répartition par tranche présente les caractéristiques de lessivage (teneurs de plus en plus faibles avec la profondeur). La concentration moyenne en aluminium dans les sédiments de la colonne A est de 886 mg/kg (perte de 29% d'Al par rapport à la valeur initiale). Pour la colonne B, la diminution est égale à 33% (teneur moyenne de 843 mg/kg).

La couche de floccs présente une concentration de 966 mg de Al/kg, ce qui est légèrement supérieur à la moyenne trouvée pour les sédiments de la colonne A (886 mg/kg). À noter que la concentration en aluminium est un peu plus forte dans les tranches situées à $z = 38$ et 48 cm. Ces tranches se situent juste en dessous des floccs. Une partie de l'aluminium a probablement migré à l'intérieur des sédiments.

Pour la couche de calcite, la moyenne dans la colonne A est de 83 mg/kg (60% de perte) et dans la colonne B, 53,5 mg/kg (diminution de 72%). Dans la couche de calcite, la concentration en aluminium est plus élevée pour la colonne A (55 % de plus

que la couche de la colonne B). La présence de la couche de floccs riche en aluminium explique cette différence. Il est possible que la couche de floccs elle-même soit plus ou moins lessivée. Rydin et al. en 2000, estiment que la durée d'efficacité d'un traitement par l'alun est en moyenne de dix ans mais peut varier entre un et vingt ans. Le temps d'efficacité dépend de la masse de floccs formés et de la dissolution de ces composés avec le temps. Dans l'essai en colonne A, les conditions de lessivage sont plus importantes que sur le terrain. La vitesse de passage des volumes de vide est rapide par rapport au terrain, et cela peut déstabiliser la couche de floccs et entraîner sa dissolution prématurée.

Les écart-types des différents tableaux pour les métaux confirment qu'il n'y a pas de chemins préférentiels (pas de différence selon les cadrans). Le lessivage est plus marqué à l'intérieur de la couche de sédiment de la colonne A (pour le Pb, le Zn et l'Al). Le lessivage des sédiments se traduit par une diminution de la concentration en métaux avec la profondeur (lessivage des couches inférieures vers les couches supérieures).

À part le zinc, les concentrations finales en métaux dans la calcite sont inférieures à la concentration du sédiment initial. Les résultats indiquent une adsorption du zinc par la calcite (moyenne de 5,75 mg de Zn /kg de calcite).

L'analyse de l'aluminium montre une dégradation de la couche de floccs. Le passage rapide du flux semble entraîner un certain lessivage qui contribuerait à dissoudre les floccs.

5.3.4. Performance de la méthode de réhabilitation

Le projet en colonnes, constitué de deux essais, a montré des résultats différents pour chaque colonne. La différence de perméabilité entre les deux a pu avoir une influence directe sur la performance des systèmes. Sur une période de six mois, la colonne A (alun et calcite) a laissé passer huit volumes de vide (plus le volume de vides

0) contre seulement cinq pour la colonne B (calcite) (plus le Vv0). La perméabilité des sédiments varie d'une colonne à l'autre et même d'un volume de vides à un autre. La vitesse du passage du flux est directement influencée par la perméabilité. À noter que la perméabilité des sédiments de la colonne B est plus proche des conditions de terrain que celle de la colonne A. La couche de sédiments au fond du lac est plus compactée comparée aux sédiments remaniés utilisés au cours du projet. Par conséquent, la perméabilité est encore plus faible sur le terrain que celles mesurées en laboratoire pour les essais en colonnes.

Performance du traitement par l'alun

Le traitement par alun visait à réduire la teneur en P dans la colonne d'eau avant l'application de la couche active. Les résultats ont montré une faible diminution du phosphore dans la colonne d'eau de l'essai en colonne A. Par contre l'épandage de calcite qui suit permet une meilleure précipitation des floes et rend ce traitement plus efficace. Entre le début du montage et la fin de la mise en place, la teneur en P_{total} dans la colonne d'eau passe de 49,5 à 44,3 $\mu\text{g/L}$ ce qui équivaut à une diminution de 10,5%. Une revue de littérature plus poussée a permis de déterminer pourquoi l'alun a donné des résultats aussi faibles. En effet, dans le traitement des eaux usées, le procédé de coagulation/floculation utilise un coagulant (par exemple l'alun) et un agent floculant (en général un polymère) (Metcalf et Eddy, 2003). L'utilisation unique de l'alun ne permet pas de donner des résultats optimaux car la floculation n'est pas complète. L'ajout de calcite joue le rôle de floculant et permet ainsi de finaliser la floculation. Les mesures dans chacune des colonnes indiquent une diminution de la teneur en P dans la colonne d'eau équivalente (environ 12% de moins de P). De plus, la coagulation est moins efficace avec des eaux faiblement chargées en phosphore (Metcalf et Eddy, 2003).

L'essai en colonne A ne montre pas un enlèvement du P important à ce stade. Cependant, la couche de floes joue aussi un rôle ultérieur. La couche de floes composée majoritairement d'hydroxyde d'aluminium (qui adsorbe le phosphore) devient un filtre qui emprisonne une partie du P présent dans l'eau interstitielle provenant des sédiments (Metcalf et Eddy, 2003). L'étude de la répartition du P dans les différentes

couches de sols lors du démontage (analyses finales) a montré une concentration faible de P à l'interface sédiment-calcite. Donc, la couche de floccs ne semble pas avoir joué son rôle de filtre.

La répartition de l'aluminium permet de retracer grossièrement les floccs au sein de la colonne. Les couches supérieures de sédiments présentent des concentrations plus élevées en aluminium. Généralement, le phosphore complexé avec l'aluminium a tendance à s'enfouir dans la couche de sédiments au cours du temps (Rydin et al, 2000). Le phosphore qui migre en profondeur est en partie du phosphore complexé avec Al après l'application du traitement de coagulation/floculation, mais aussi du phosphore qui a migré en dehors des sédiments et qui s'est ensuite complexé dans la couche de floccs. Un phénomène est observé dans la couche de calcite. Les échantillons pris à $z = 55$ cm (proche des sédiments) montraient une concentration plus élevée en aluminium. Les floccs ont probablement migrés vers la couche de calcite. À cet emplacement, la rétention du P était plus importante donc il est possible que la présence d'aluminium dans la couche de calcite a favorisé l'adsorption du P relargués par les sédiments à l'interface sédiments-calcite.

Le problème rencontré avec la colonne A est peut-être dû à la perméabilité trop élevée des sédiments. L'hypothèse des chemins préférentiels au sein des sédiments a été soulevée mais n'a pas été confirmée par les résultats. La présence de vers a été notée au début de la mise en place, à proximité de l'interface sédiments-eau. L'ajout d'alun semble avoir fait migrer ces vers dans les couches plus profondes du sédiment. Une hypothèse possible est que les vers, en migrant plus profondément dans la couche de sédiments, ont diminué l'intégrité de la couche de sédiments en creusant des tunnels traversant la couche. Dans la colonne B, les vers sont restés vers la surface et auraient donc peu contribué à changer la perméabilité des sédiments. De plus, les sédiments utilisés sont des sédiments de surface qui ont été largement remaniés. Ils ont relargués des concentrations très élevées de P alors que sur le terrain, les concentrations dans la colonne d'eau n'atteigne jamais les valeurs observés dans

l'essai en colonne (90 µg/L de P sur le terrain contre 1290 µg/L de P à la fin de l'expérience pour la colonne A)

Des améliorations peuvent être apportées afin d'améliorer la performance de la coagulation/floculation. L'ajout d'alun sous forme liquide aurait probablement été un choix plus judicieux. Sous cette forme, l'alun se mélange mieux au sein de la colonne d'eau et son action est plus rapide. La concentration maximale de 20 mg/L d'alun à ajouter était recommandée par le MDDEP. Dans les conditions des essais en colonnes, l'alun n'a pas été efficace, mais sur des colonnes plus petites, le taux d'enlèvement du P pouvait atteindre 20%. La technique de mélange est importante pour une bonne coagulation (brassage rapide puis lent). Une amélioration du protocole est à envisager avec l'utilisation d'hélice pour optimiser le brassage après l'ajout du coagulant.

La nature des sédiments a causé un lessivage des contaminants contenus dans les sédiments. L'utilisation d'une carotte de sédiments provenant du site permettrait d'avoir des conditions de terrain plus réaliste, avec une perméabilité équivalente à celle observée sur place. L'utilisation d'un gradient hydraulique plus faible pourrait peut-être aider à diminuer la vitesse du flux.

L'essai en colonne A a donné des résultats relativement décevants. Le passage des volumes de vides à une vitesse trop grande a contribué à un lessivage important des contaminants. La couche de floccs s'est dégradée rapidement au sein de la colonne A. La concentration maximale d'alun recommandé par le MDDEP (20 mg/L d'alun) n'a pas été suffisante pour enlever le P dans la colonne d'eau sous les conditions d'opération des essais en colonnes. Des modifications peuvent être apportées afin d'améliorer les résultats (ajout d'alun sous forme liquide, brassage plus efficace).

Performance du recouvrement actif

Les performances obtenues pour les deux essais en colonnes donnent des résultats différents. La vitesse du flux dans la colonne A a contribué sûrement à

abaisser la performance de cet essai. Un lessivage important du P contenu dans les sédiments a été observé et la vitesse de l'écoulement n'a pas donné des conditions optimales de rétention par la calcite. Dans cette colonne, la couche de calcite montre une plus forte adsorption du phosphore dans la partie de la couche en contact avec les sédiments (tranche située à $z = 0,55$ cm). La deuxième tranche ($z = 65$ cm) montre une rétention environ trois fois plus faible. La rétention du P est plutôt hétérogène dans la couche de calcite de la colonne A. L'adsorption des contaminants est plus efficace si le temps de contact est long. La présence d'aluminium a aussi été discutée et peut avoir contribué à améliorer la rétention du P. Le temps de rétention est important dans le processus d'adsorption. Dans le cas de la colonne A, le temps de contact est plus faible que dans la colonne B (deux fois plus court). Sur le terrain, le gradient hydraulique est encore plus faible, par conséquent le temps de contact est encore plus important. Donc, l'adsorption du P par la couche de recouvrement devrait être encore plus efficace sur le terrain.

Le paragraphe suivant résume les résultats obtenus dans les deux essais en colonnes :

- La turbidité diminue de près de la moitié juste par l'action d'application des méthodes (42% pour la colonne A et 65% pour la B).

- Les conditions d'oxygénation se sont améliorées après l'application des couches de recouvrement. Les eaux échantillonnées sur le terrain ainsi que l'eau dans les colonnes au début de l'expérience présentaient des conditions de transition entre le milieu aérobie et le milieu anaérobie. Après l'application du recouvrement actif, les conditions dans les deux colonnes deviennent représentatives d'un milieu aérobie normal (considéré comme classique pour les eaux brutes et favorisant l'oxydation de la matière organique). Le milieu devient aérobie alors que les eaux au départ étaient dans la zone de transition aérobie-anaérobie.

- La concentration en phosphore dans la colonne d'eau reste en dessous de la concentration initiale (inférieure à $70 \mu\text{g/L}$) jusqu'au cinquième volumes de vide puis cette concentration augmente. La couche de calcite retient une bonne partie du contaminant mais celle-ci ne parvient pas à tout retenir. Après un certain nombre de

passage de Vv, la calcite n'est plus capable de retenir tout le P provenant des sédiments.

- La teneur en phosphore dans la calcite, à la fin de l'expérience, montre un fort taux d'adsorption du P par ce matériau. Pour la colonne A, la calcite adsorbe en moyenne 137 ± 78 mg de P/ kg tandis que dans la colonne B, elle adsorbe 317 ± 107 mg de P par kg. La rétention n'est pas homogène au sein de la couche. L'adsorption minimale mesurée est de 48 mg/kg tandis qu'un échantillon montre une adsorption de 646 mg de P/kg. De plus, il faut noter qu'il s'agit de $P_{\text{extractible}}$ et non total. L'adsorption totale du P par la calcite est donc supérieure à celle mesurée.

La couche de calcite montre un bon potentiel pour la rétention du P. La qualité de l'eau est bonne après l'application du recouvrement actif. Mais la couche de calcite n'adsorbe pas tout le phosphore provenant des sédiments. Une partie du phosphore soluble se retrouve dans la colonne d'eau. Dans cette dernière, la concentration en phosphore ne cesse d'augmenter jusqu'à atteindre des concentrations supérieures à 1,2 mg/L de P. Sur le terrain, de telles concentrations n'ont jamais été mesurées. Dans les conditions les plus mauvaises, la teneur en P_{total} dans l'eau ne dépassait pas 0,1 mg/L. De telles concentrations suggèrent un défaut dans la conception et semblent être dues aux sédiments utilisés. Ce sont des sédiments de surface qui ont été beaucoup remaniés entre leur échantillonnage et la mise en place dans les essais en colonnes. Ces sédiments ont relargués beaucoup plus de phosphore que ce qui étaient attendu. Sur le terrain, de telles concentrations en P n'ont jamais été mesurée ce qui suggère un relargage excessif du phosphore par ces sédiments.

Le temps de rétention est un facteur important dans l'adsorption du phosphore. Jarvie et al. (2005) ont publié un article portant, entre autre, sur la comparaison de la contamination de différentes nappes phréatiques sur une région donnée en Angleterre. Ils ont remarqué que les aquifères contenant du calcaire montraient des teneurs en P plus faibles (mesure de phosphore réactif total). Dans l'aquifère, il y a formation de CaCO_3 qui offre ainsi des sites de nucléation pour le phosphore. Cette forte disponibilité de sites et le temps d'écoulement lent permettent de favoriser l'adsorption du

phosphore par le calcaire. Pour les nappes contenant du calcaire, la réduction en phosphore est de 40% environ par rapport aux aquifères non calcaireux. Dans ce cas, la vitesse du flux est très faible et favorise la rétention du P par les composés calcaire.

Estimation de la performance par rapport aux critères

Les conditions du projet d'essais en colonnes sont des conditions dites 'pessimistes'. Pendant les six mois de l'expérience, les colonnes étaient dans un laboratoire dont la température et l'éclairage correspondent à des conditions estivales (20-25°C et éclairé 8-12 heures/jour). Cela, couplé au passage plus rapide du flux d'eau souterraine, contribue à sous-évaluer la performance du système.

En reprenant la liste de critères fixée à la fin du chapitre portant sur la méthodologie (chapitre 4), l'estimation de la performance est réalisée. En reprenant les différents critères pour chaque volume de vide, les tableaux 5.19 et 5.20 montrent quand les critères de performance sont atteints. Les cases grisées indiquent que les critères sont atteints pour ce volume de vide.

Tableau 5.19 : Atteinte des critères de performance pour la colonne A (avec alun)

Critère	Vv1	Vv2	Vv3	Vv4	Vv5	Vv6	Vv7	Vv8
pH								
turbidité								
P _{total} dans l'eau								
Al								
Cd								
Pb								
Zn								

Tableau 5.20: Atteinte des critères de performance pour la colonne B

Critère	Vv1	Vv2	Vv3	Vv4	Vv5
pH					
turbidité					
P _{total} dans l'eau					
Al					
Cd					
Pb					
Zn					

À noter que le volume de vides "mort" (Vv0) doit être rajouté pour avoir le nombre exact de Vv qui ont percolés dans une colonne. Pour la colonne A, tous les critères sont atteints seulement pour le premier volume de vides (soit après le passage de deux Vv). L'importance de la teneur en phosphore total dans la colonne d'eau est soulignée ici. Ce critère est probablement le plus pertinent dans le cadre du processus d'eutrophisation car il influence directement la performance des méthodes de réhabilitation.

Pour la colonne B, quatre volumes de vides (Vv0 et les trois premiers Vv) traversent la colonne avant de montrer une dégradation de la qualité de l'eau. Donc, l'essai en colonne B montre une bonne performance jusqu'à quatre Vv. La différence de vitesse de passage du flux (deux fois plus faible pour la colonne B) a eu un effet direct sur la performance du recouvrement actif en prolongeant le temps d'efficacité.

CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Les objectifs de ce projet de maîtrise étaient les suivantes :

- 1- la synthèse des différentes études effectuées sur le lac Saint-Augustin
- 2- la mise au point d'un projet en colonnes proche des conditions de terrain
- 3- le suivi de la coagulation/floculation et estimer la stabilité de la couche de floes
- 4- la quantification de la rétention du phosphore et des métaux lourds par le recouvrement actif
- 5- et l'évaluation de l'efficacité globale du système.

La synthèse des études effectuées sur le lac a permis d'évaluer la contamination du lac. La concentration en phosphore de l'eau du lac est élevée. Cette contamination est due au lessivage des sédiments par l'eau souterraine qui alimente le lac en traversant ces sédiments. Ces derniers présentent des concentrations inquiétantes en phosphore ainsi qu'en métaux lourds (Cd, Pb, Zn). Des travaux réalisés par le département de Génie Civil de l'Université Laval, ont permis de mettre en avant l'intérêt d'une couche de recouvrement actif constituée de calcite. Cette technique est employée pour le projet en colonnes en y ajoutant une étape préliminaire de coagulation/floculation par l'alun.

Le deuxième objectif visait sur la conception des essais en colonnes. Deux colonnes ont été mises au point en tenant compte des conditions de terrain. La différence de perméabilité des sédiments contenus dans ces colonnes a joué un rôle important sur les résultats. La colonne A, avec une perméabilité plus faible, a montré des résultats plus décevants que la colonne B.

L'objectif trois cherchait à évaluer l'influence de l'ajout d'alun dans l'essai en colonne A. L'étape de coagulation/floculation a permis de baisser légèrement la concentration de phosphore dans la colonne d'eau (-4%). Ce résultat est plus faible que

prévu. Nos conditions d'application n'ont pas été optimales dans les essais en colonne. Les essais effectués en 'jar test' ont donné de meilleurs résultats montrant l'efficacité de la méthode. La coagulation/floculation nécessite un protocole particulier (mélange rapide pour la coagulation et mélange lent pour la floculation) qui semble nécessaire afin d'avoir un bon taux d'enlèvement du P. Le fait d'employer un recouvrement actif après l'étape de coagulation/floculation permet de finaliser la précipitation des floes et rend la coagulation/floculation plus efficace (-12% de P dans la colonne d'eau). À cause de la vitesse rapide de l'eau souterraine à travers la colonne, la couche de floes s'est dégradée prématurément. Cependant, sur le terrain, la vitesse du flux est bien moindre. Cette partie du projet, portant sur la coagulation/floculation, n'a pas été très concluante. Des recommandations ont été faites afin d'améliorer le rendement. Ces recommandations sont rappelées à la fin de ce chapitre.

Le quatrième objectif concernait la rétention du phosphore et des métaux par le recouvrement actif. La calcite a une capacité importante d'adsorption du phosphore. Le recouvrement actif permet de piéger le phosphore avant qu'il n'atteigne la colonne d'eau. Cependant, le temps de contact entre l'eau interstitielle riche en phosphore et la calcite est un facteur important. Dans les essais en colonnes, la vitesse du flux d'eau souterraine était trop élevée, par conséquent le temps de contact n'était pas suffisant pour une rétention optimale. En moyenne, la calcite adsorbe 317 mg de P/kg dans la colonne B, contre seulement 137 mg/kg pour la colonne A. Il s'agit de $P_{\text{extractible}}$ qui a été mesuré, donc la capacité d'adsorption maximale de la calcite est plus élevée. Pour les métaux, seul le zinc montre une adsorption par la calcite. Cependant, les métaux ne sont pas mesurables dans la colonne d'eau, ni dans l'eau interstitielle. Les métaux restent dans les sédiments et ne sont pas relargués après la mise en place du recouvrement actif.

La mise en place de la couche de recouvrement actif a eu plusieurs effets plus ou moins immédiats. L'épandage de calcite permet de renforcer l'effet de la coagulation/floculation en précipitant une partie des floes. De plus, les colloïdes présents dans la colonne d'eau ont aussi tendance à précipiter, ce qui diminue la

turbidité de l'eau. La transparence de l'eau est meilleure quelques jours après l'épandage. À moyen terme, la couche de calcite modifie légèrement le potentiel d'oxydo-réduction. Il s'ensuit une amélioration des conditions d'oxygénation dans la colonne d'eau. Cela suggère que sur le terrain, l'eau va montrer des conditions aérobies. Ce phénomène affecte directement le relargage des contaminants par les sédiments et le processus d'eutrophisation. Les essais en colonnes ont démontré le bon potentiel de la calcite pour retenir les contaminants. La performance est satisfaisante pour l'essai en colonne B mais les résultats n'ont pas été ceux escomptés. La couche de calcaire était supposée retenir tout le phosphore provenant des sédiments, mais ceux-ci ont relargués plus que prévu. Par conséquent, la qualité de la colonne d'eau s'est dégradée au fil du temps.

La prochaine étape pour le projet de réhabilitation des eaux du lac Saint-Augustin serait un essai *in situ* sur une portion du lac. En isolant une partie du lac et en y appliquant une couche de recouvrement, cela permet d'affiner la technique en tenant compte des nombreux paramètres influençant l'efficacité du recouvrement. En essayant sur une portion, les risques sont limités si un imprévu survient telle que la destruction de la couche par les micro-organismes. Cependant, avant cette étape il sera nécessaire d'attendre les résultats des différentes études en cours portant sur d'autres aspects tel que celle portant sur l'évaluation des risques toxicologiques.

La méthode de recouvrement actif par une couche calcaire semble prometteuse pour le lac Saint-Augustin. Une bonne partie du phosphore relargué par les sédiments est adsorbée par la calcite. La qualité de l'eau est satisfaisante jusqu'à un certain volume passant à travers les sédiments. Les essais en colonnes réalisées au cours de ce projet de maîtrise ont permis de démontrer le potentiel de rétention du P par la calcite. Les données sont sous-estimées puisque les conditions d'expérimentation étaient plus rudes que sur le terrain (passage de l'eau souterraine plus rapide réduisant

le temps de contact, relargage du P plus importants). Le potentiel de rétention de la calcite est donc encore plus prometteurs que démontré au cours de ce projet.

Recommandations

Quelques recommandations sont faites pour améliorer les connaissances et pour le suivi du projet.

Une modélisation du comportement du phosphore dans les différentes couches serait souhaitable pour mieux cerner comment se fait la rétention du phosphore. De plus, des tests d'adsorption pour connaître le coefficient de rétention seraient pertinents. Ces études permettraient de mieux comprendre le processus de rétention du P par la calcite.

Au long terme, la couche de recouvrement actif peut perdre sa cohérence et a besoin d'un suivi sur le terrain. La bioturbation et l'érosion peuvent compromettre l'intégrité du recouvrement. Il existe un certain degré d'incertitude quant à la durée d'efficacité de la couche sur le terrain. L'intégrité de la couche représente est le paramètre qui génère la plus grande incertitude. Palermo et al. (1998b) met en garde contre l'érosion et la consolidation de la couche de recouvrement. Le principal risque pour la couche est le passage d'embarcation motorisée qui peut favoriser l'érosion. Le revêtement de sable est supposé protéger la couche active mais un contrôle régulier de l'épaisseur est fortement recommandé sur le terrain.

L'étape de coagulation/floculation avec l'alun n'a pas démontré un taux d'enlèvement du P intéressant. Cependant, des modifications peuvent être apportées afin d'avoir de meilleures conditions de traitement. L'utilisation d'alun sous forme liquide peut contribuer à améliorer la diminution du phosphore dans la colonne d'eau par exemple. Un protocole plus abouti devrait être utilisé afin de maximiser la coagulation/floculation dans une colonne de grande taille. L'utilisation d'hélices avec

vitesse de mélange variable semblent intéressante pour avoir une bonne coagulation puis floculation.

Les sédiments utilisés dans les essais en colonne étaient des sédiments de surface qui ont été remaniés. Il en a découlé un relargage inhabituellement élevé du phosphore au cours des expériences. L'utilisation d'une carotte de sédiments semble plus intéressante pour vraiment atteindre des conditions proches de celle du terrain. La perméabilité serait aussi plus réaliste des conditions naturelles.

BIBLIOGRAPHIE

ALLIER D., 2004. *Essai de coagulation / flocculation sur la Baie de Missisquoi et le lac Saint-Augustin*. Rapport Technique. Département de Génie Civil, Université Laval, Québec. 25 p.

ALLOWAY B., 1990. *Heavy metals in soils*. John Wiley & Sons.

AUBIN, L. 1979. *Étude du régime hydrique du Lac-Saint-Augustin*. Services de protection de l'environnement- Direction générale de la Nature - Programmes des lacs, 25p.

AWWA (American Water Work Association), 1989. *Standard methods for the examination of water and wastewater. 17th edition*. American Public Health Association.

BARICA J., 1978. *Collapses of Aphanizomenon flos-aquae Blooms Resulting in Massive Fish Kills in Eutrophic lakes :Effects of weather*. Verhandlungen Internationale Vereinigung fur theoretische und angewandte Limnologie 20:208-213.

BERGERON M., CORBEIL C. et ARSENAULT S., 2002. *Diagnose écologique du lac Saint-Augustin*. Document préparé pour la municipalité de Saint-Augustin-de-Desmaures par EXXEP Environnement, Québec, 70 p.

BOUCHARD-VALENTINE M., VINCENT W.F., et ARSENAULT S., 2002. *Écologie des cyanobactéries*. Document préparé pour le Conseil de bassin du lac Saint-Augustin. Par EXXEP Environnement, Québec, 23 pages.

BRIN M-E. 2006. *Évaluation intégrée de la biodisponibilité des métaux lourds (Cd, Cu, Pb, Zn) et du phosphore contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin*. Mémoire

pour l'obtention du grade de M.Sc., Faculté de Sciences et Génie, Université Laval, Québec.

BRIN M.E. et DOMINGUEZ G., 2002. *Projet d'assainissement du lac Saint-Augustin (volet sédiments contaminés)*, Université Laval, 46 p.

CARIGNAN R. et FLETT R.J., 1981. *Post depositional mobility of phosphorus in lake sediments*. *Limnology and Oceanography* 26, pp. 361-366.

CARLSON R., 1977. *A trophic state index for lakes*. *Limnology and Oceanography*, 22 (2). pp 361-362

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUEBEC (CEAEQ), 2004. *Détermination de l'azote total Kjeldhal et du phosphore total : digestion acide – méthode colorimétrique automatisée. MA. 300 – NTPT 1.0* Ministère de l'Environnement du Québec, 18 p.

CENTRE SAINT-LAURENT (CSL), 1993. *Analyse des métaux totaux dans les boues, les sédiments et les sols (Ca, Cd, Cu, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn)*.

DILLON P.-J., 1975. *The application of the phosphorus-loading concept to eutrophication research*. Scientific Series No. 46. Inland Waters Directorate, Canada Centre for Inland Waters. Canada Environnement. 14 pages.

DOMINGUEZ G., 2004. *Étude du phénomène de relargage des sédiments du lac Saint-Augustin*. Mémoire pour l'obtention du grade de M.Sc., Faculté de Sciences et Génie, Université Laval, Québec, 136 p.

DUBÉ J-S. 1997. *Application d'un protocole analytique à l'évaluation de la distribution géochimique des métaux lourds dans les sols contaminés*. Mémoire pour l'obtention du grade M.Sc., Faculté des Sciences et Génie, Université Laval, Ste-Foy, Québec, 126 p.

EPA, U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1992. *Behavior of metals in soils*. EPA/540/S-92/018. Technology Innovative Office, Washington, DC.

GALVEZ-CLOUTIER R., 2004. *Impacts environnementaux, GCI-21428*. Notes de cours, Université Laval, Québec.

GALVEZ-CLOUTIER R., 2005. *Gestion des déchets dangereux et sites contaminés, GCI-63617*. Notes de cours. Université Laval, Québec.

GALVEZ-CLOUTIER R. et LEFRANCOIS P.-J., 2005. *Les sols contaminés par des métaux lourds : Distribution géochimique et techniques de restauration*. Vecteur Environnement, Volume 38, numéro 3 mai 2005 (1^{ère} partie de l'article) et numéro 4, juillet 2005 (2^{ème} partie), Québec.

GALVEZ-CLOUTIER R., SANCHEZ M., ROY L. et VINCENT W., 2006. *Quality Analysis of 47 lakes in Quebec, Canada: A survey from 2001 to 2004*. Document interne.

GELINAS P.J., 2004. conversation privée en octobre 2004.

GELINAS P.J. et THERRIEN R., 2001. *Notes du cours Hydrogéologie, GGL-10355*. Département de géologie et génie géologique. Université Laval. Québec.

GIBSON C.E., 1997. *Dynamics of P in Freshwater and Marine Environment*. 1997 CAB International. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Eds H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston, pp.119-135

GWRTAC (Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center), 1997. *Remediation of metals-contaminated soils and groundwater*. Technology Evaluation Report. TE-97-01.

HOLTZ R.D., et KOVACS W.D., 1991. *Introduction à la géotechnique*. Traduit par J. Lafleur. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.

JARVIE H.P., NEAL C., WITHERS P.J.A., WESCOTT C. et ACORNLEY R.M., 2005. *Nutrient hydrochemistry for a groundwater-dominated catchment : The Hampshire Avon, UK*. Science of the Total Environment. Vol 344. pp 143-158.

JEUDI R., 2001. *Portrait global de la pollution de la baie de Fitch : plan d'action et mesures correctives*. Thèse de maîtrise en Environnement, Université de Sherbrooke, 69p.

KARAGEORGIU K., PASCHALIS M. et ANASTASSAKIS G.N., 2006. *Removal of phosphate species from solution by adsorption onto calcite used as natural adsorbent*. Journal of hazardous Materials. *In press*.

KLAPPER H., 2003. *Technology for lake restoration*. Papers from Bolsena Conference (2002). Residence time in lakes :Science, Management, Education J. Limnol., 62 (Suppl.1) :73-90.

LAFORGUE M., 1998. *Techniques de rehabilitation des plans d'eau eutrophisés*. Techniques, sciences et method (TSM) no12, p. 27-40.

MATHIEU C. et PIELTAIN F., 2003. *Analyse chimique des sols. Méthodes choisies*. Edition Tec & Doc. 376 pages.

METCALF et EDDY, 2003. *Wastewater engineering: treatment and reuse*. McGraw-Hill, Boston.

MORGAN M.A., 1997. *The Behavior of Soil and Fertilizer Phosphorus*. 1997 CAB International. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Eds H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston, pp.137-149.

(MEQ) Ministère de l'Environnement du Québec, 2003. *Avis concernant l'aération ou la circulation artificielle de l'eau des lacs comme mesures de restauration de la qualité de l'eau*, Québec, le ministère de l'Environnement du Québec, 11 p.

(MRN) MINISTÈRE DES RICHESSES NATURELLES, 1979. *Rapport de la diagnose écologique Saint-Augustin*. Direction Générale des Eaux, Québec, 108 pages.

PALERMO M.R, MAYNORD S., MILLER J., et REIBLE D. 1998. *Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments*. EPA 905-B96-004, Great Lakes National Program office, Chicago, IL.

PEREZ-ARZOLA J.-C., GALVEZ-CLOUTIER R. et LEROUEIL S., 2006. *Le lac Saint-Augustin. Sa problématique d'eutrophisation et le lien avec les produits d'entretien de l'autoroute Felix-Leclerc*. Rapport d'avancement présenté au Ministère des Transports. Volet Hydrogéologie. Université Laval.

ROBERGE K., 2001. *Reconstitution de l'histoire trophique par l'étude des diatomées, Lac Saint-Augustin, Québec*. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec.

ROCHEFORT M., 2005. *Hydrogéologie du lac Saint-Augustin*. Rapport présenté dans le cadre du cours Conception en génie géologique II, GGL-21440. Département de géologie et génie géologique. Université Laval. 23 pages et 8 annexes.

RODIER J., BAZIN C., BROUTIN J.-P., CHAMBON P., CHAMPSAUR H. et RODI L., 1996. *L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. 8^e édition. Dunod, Paris.

(RCQE) Recommandations canadiennes pour la Qualité de l'Environnement, 2001.

RYDIN E., HUSER B. et WELCH E., 2000. *Amount of phosphorus inactivated by alum treatment in Washington lakes*. *Limnology and Oceanography*, Vol. 45, No1 (Jan. 2000), 226-230.

RYDING S.O. et RAST W., 1994. *Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs*. Masson, Paris, 294 pages.

SCHEFFER W., HOTHER S. et UHLMANN, 1999. *Gewässer-externe phosphatelimination am Süßen see*. *WLB Wasser. Luft und Boden*, 3: 22-25. Cité par Klapper, 2003.

SCHOPF J.W., 1992. *Microfossils of the early Archean apex chert : New evidence of the antiquity of life*. *Science (Washington)* 260:640-646.

SHARPLEY A.N. et REKOLAINEN S., 1997. *Phosphorus in agriculture and its environmental implications. 1997 CAB International. Phosphorus Loss from Soil to Water*. Eds H. Tunney, O.T. Carton, P.C. Brookes and A.E. Johnston, pp.1-53

SIGG L., BEHRA P. et STUMM W., 2000. *Chimie des milieux aquatiques, Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. Dunod, Paris.

SIMONEAU M., ROY L. et OUELLET M., 2004. *Info-lacs – Résultats de l'année 2003*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement envirodoq n°ENV/2004/0374, rapport n° QE/152, 14 p.

SMELTZER E., 1990. *A successful alum/aluminate treatment of Lake Morey, Vermont.* Lake and Reservoir Management, 1990 6(1). North American lake Management Society. pp 9-19.

TRENTIN Y., 2004. *Design d'une cellule permettant l'étude du phénomène de relargage et d'une solution de confinement de polluants dans les sédiments.* Essai présenté à la Faculté des Sciences et Génie, Université Laval, Québec. 58 p.

UNEP, 2000. *Planning and management of lakes and reservoirs : an integrates approach to eutrophication.* Technical publication series (11). UNEP United Nations Environment Program - International Environmental technology Centre, Osaka/Shiga Japan

VOLLENWEIDER R., 1971. *Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation.* Direction de l'environnement. Organisation de coopération et de développement économique. Paris. 180 pages.

WEBER C.A. 1907. *Aufban und Vegetation des Moore Norddeutschlands.* Bot. Jahrb. 40 Beibl. 90:19-32.

Sites internet

Google Earth, 2006.

www.googleearth.com, consulté en mars 2006

MDDEP : Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs,

www.mddep.gouv.qc.ca, consulté en juin 2006.

MENV : Ministère de l'Environnement du Québec

Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés.

www.menv.qc.ca, consulté en février 2004.

Plan Saint-Laurent

www.slv2000.ca/bibliotheque/centre.docum./, consulté en mars 2005.

ANNEXES

ANNEXE 1

MÉTHODES EXISTANTES POUR LUTTER CONTRE L'EUTROPHISATION

Il existe une panoplie de méthodes et technologies qui ont pour but de lutter contre le processus d'eutrophisation. Certaines méthodes s'intéressent aux sources de pollution, d'autres sont applicables particulièrement aux lacs, tandis que d'autres se penchent sur les conséquences de l'eutrophisation. Cette annexe décrit la plupart des méthodes existantes et explique pourquoi elles ne sont pas utilisées dans le cadre du projet de restauration du lac Saint-Augustin. À noter que les méthodes présentées ici sont toutes des méthodes de luttes actives et non des méthodes préventives.

Il existe différents types d'actions palliatives pour lutter contre l'eutrophisation. Les sources de contamination peuvent être diverses (infiltration d'eaux usées, agriculture, tributaires drainant des concentrations non négligeable en nutriments, sédiments contaminés) et différentes méthodes existent selon les cas. Les méthodes décrites ci-dessous sont des méthodes applicables aux lacs atteint d'eutrophisation quel que soit la source de contamination. Après chaque description, il est expliqué pourquoi cette méthode n'est pas utilisable ou choisie dans le cas du Lac Saint-Augustin.

Traitements des eaux tributaires

Le traitement des eaux tributaires est intéressant quand ce sont les tributaires qui apportent les nutriments. Il existe différentes techniques permettant de réduire la teneur en phosphore dans les tributaires. La mise en place de pré-barrage, de fossés d'infiltration, de filtres d'oxydes d'aluminium (l'aluminium réagit avec le phosphore et le précipite) et la dérivation des eaux usées sont quelques unes de ces méthodes (Ryding et Rast, 1994). Il existe aussi des méthodes biologiques. L'extraction par macrophytes ou l'utilisation de plantes qui éliminent le phosphore sont des méthodes récentes mais déjà appliquées sur le terrain en Allemagne (Klapper, 2003).

Pré-barrages : Pour réduire l'apport des nutriments par les tributaires, il est possible d'utiliser des 'réacteurs biologiques' (*bioreactors*). Les eaux riches en nutriments sont retenues pendant une courte période dans des bassins avant d'être relarguées dans le lac. Des études sur l'utilisation de pré-barrages comme réacteurs biologiques pour éliminer le phosphore ont été réalisées à la fin des années 1970. Il s'est avéré que l'efficacité de l'élimination du phosphore est dépendante de la productivité biologique car le phosphore est piégé par les sédiments du pré-barrage et fixé par la biomasse algale. Les bassins utilisés permettent de réduire la vitesse d'écoulement ce qui contribue au fait que le phosphore absorbé se dépose et est ainsi enlevé de la colonne d'eau (Jeudi, 2001). Le phosphore s'accumule au fond des bassins et ainsi les émissaires sortant ont des teneurs plus faibles en contaminants. Il est possible de réaliser une série de pré-barrages et ainsi accentuer la baisse de concentration en phosphore. Pour être efficace, il est essentiel que le taux en phosphore dans les tributaires soit inférieur à 0,5 mg/L (Ryding et Rast, 1994). Le coût de ces pré-barrages est relativement élevé à cause des travaux d'aménagement et de l'entretien.

Utilisation de filtres d'oxyde d'aluminium : L'utilisation de colonne d'alumine activée permet de soustraire le phosphore de ruisseaux tributaires. L'alumine activée est un oxyde d'aluminium. Par réaction chimique, l'oxyde d'aluminium donne des produits qui ont une capacité d'absorption du phosphore très grande et permet ainsi de le piéger. Cette méthode est utilisée en Allemagne depuis le début des années 90. La restriction principale de cette méthode est le débit du tributaire. Cette technique convient aux petits flux peu variables (< 50 L/s) (Ryding et Rast, 1994). L'utilisation de filtres coûte assez cher à cause de l'aménagement des filtres dans les tributaires et de l'entretien.

Dérivation des eaux usées : Cette méthode est utilisée si l'apport de contaminants au plan d'eau est très localisé. Il est possible de collecter les eaux nutritives par des canalisations d'égout et les dévier soit vers une station d'épuration

soit vers une rivière ou un lac situé en aval du plan d'eau concerné. Ce dernier choix n'est pas conseillé car il déplace le problème en aval et n'est qu'une solution temporaire. Cette méthode est appliquée à de nombreux lacs alpins ainsi qu'à quelques lacs américains (Ryding et Rast, 1994). Cette méthode est efficace si la station d'épuration l'est. La dérivation peut coûter assez cher selon les volumes à déplacer.

Fossés d'infiltration : Les fossés d'infiltration fonctionnent sur le principe de rétention du phosphore lors de l'infiltration de l'eau à travers le sol. Ce processus est optimal pour des sols argilo-sablonneux à particules fines qui permettent de fixer le phosphore dans les couches supérieures du sol. Diverses restrictions s'appliquent pour avoir de bonnes conditions d'utilisation de ces fossés : le ruissellement et les quantités d'effluents doivent être peu abondants; le bassin versant doit être relativement petit car il faut éviter un débordement des rivières; les rivières doivent avoir un débit inférieur à 100 L/s. Il est aussi conseillé d'avoir également un pré-bassin pour gérer l'infiltration maximale. L'entretien doit se faire régulièrement (nettoyage du pré-bassin aux cinq ans), mais cet entretien est la principale source de coût avec les frais généraux de fonctionnement. Cette technique est relativement économique et naturelle et permet d'éliminer le phosphore de manière satisfaisante (Ryding et Rast, 1994). Les coûts sont dus à l'aménagement de ce type de fossés et à l'entretien des bassins.

Plantes éliminant le phosphore : En Allemagne, cette technologie est utilisée depuis le milieu des années 1990. Les PEP (*Phosphorus Elimination Plant*) aident à contrôler l'eutrophisation mais elles doivent être adaptées au régime hydraulique. Des résultats excellents ont été obtenus (plus de 90% d'élimination du phosphore) mais en période de forte érosion, les résultats baissent à 40% d'élimination (Scheffer et al., 1999). Cette technique est tout de même très récente et dépend du type de plantes utilisées. Les coûts résultants sont relativement faibles car l'aménagement se limite à l'introduction de certaines plantes et à un entretien peu coûteux.

Ces méthodes portent sur le traitement des tributaires. Le Lac Saint-Augustin n'a aucun tributaire, si ce n'est des ruisseaux intermittents en période de dégel. Donc, ces méthodes ne sont pas pertinentes pour le Lac Saint-Augustin.

Augmenter l'écoulement (principe de dilution)

Cette technique consiste à un apport d'eau (ayant une faible teneur en nutriment) directement dans le lac, pour accélérer le taux de renouvellement de l'eau. En réduisant le temps de l'eau dans le plan d'eau, l'accumulation de la biomasse est réduite et la teneur en nutriment diminue (effet de dilution / chasse d'eau).

Le principal inconvénient de cette méthode est la nécessité d'avoir de grandes quantités d'eau peu riches en nutriments (Ryding et Rast, 1994). Cette technique est intéressante dans le cas de lacs ayant un taux de renouvellement des eaux assez faible.

Le coût et l'approvisionnement énorme en eau sont les principaux désavantages de cette technique. De plus, l'effet à long terme n'est pas assuré. Cette méthode n'est pas recommandée pour le Lac Saint-Augustin qui est relativement grand (donc une demande en eau vraiment immense) et qui a un taux de renouvellement moyen (approximativement 2 fois par an). De plus, le principe de dilution n'est plus considéré comme très 'environnemental'.

Évacuer sélectivement les eaux hypolimnique

Les eaux hypolimniques sont les eaux riches en nutriments. En évacuant ces eaux, il y a une diminution du volume hypolimnique et un appauvrissement de la concentration globale des nutriments dans le plan d'eau.

Cette technique n'est utilisable que pour de petits lacs peu profonds et pour des réservoirs munis de vannes permettant d'évacuer l'eau à différentes profondeurs (Ryding et Rast, 1994).

La taille et la morphologie du Lac Saint-Augustin ne permettent pas d'utiliser cette technique.

Draguer les sédiments

Cette technique est de moins en moins utilisée à cause de ces implications écologiques (Galvez-Cloutier, 2004). L'évacuation des sédiments contenant de fortes teneurs en éléments nutritifs permet de réduire l'apport endogène de nutriments et autres éléments potentiellement toxiques. Cependant, il faut pouvoir disposer des sédiments dragués une fois enlevés du fond du lac. La technique donne de bons résultats dans le cas de plan d'eau soumis à un enrichissement sévère et prolongé (Ryding et Rast, 1994). Par contre les inconvénients sont nombreux : la disposition des sédiments contaminés, le coût, les effets négatifs du dragage sur les organismes vivants (Ryding et Rast, 1994).

Cette méthode nécessite un très gros investissement financier. Les frais de dragage, de traitement et de disposition sont énormes.

Cette technique n'est pas conseillée à cause de ses implications écologiques (problème de disposition des sédiments contaminés). De plus, pour un lac de cette taille, les coûts seraient énormes et la quantité de sédiments contaminés tout autant.

Faucarder et récolter les macrophytes

Il s'agit de couper et retirer les macrophytes et les algues fixées du plan d'eau. Cette technique permet d'éliminer tout de suite les conditions qui nuisent aux activités récréatives (baignade, bateau) (Ryding et Rast, 1994).

Cependant cette méthode n'a aucun effet sur la concentration en phosphore. Elle s'attaque aux conséquences de l'eutrophisation et non aux causes. Les autres inconvénients sont le coût, le besoin de répéter souvent l'opération et les problèmes d'évacuation des végétaux (Ryding et Rast, 1994). Cette opération a l'avantage d'être peu coûteuse.

Cette méthode n'est pas réellement une technique luttant contre le vieillissement accéléré des plans d'eau. Il s'agit plus d'une technique de 'confort' ou d'esthétique en enlevant les signes visibles de l'eutrophisation sans s'attaquer à la source du problème. Avec le projet du Lac Saint-Augustin, la municipalité veut contrer l'eutrophisation à la source.

Respiration artificielle ou aération hypolimnique

L'épuisement en oxygène est l'un des premiers signes d'eutrophisation dans les lacs. Combiné à un enrichissement en nutriments, il en résulte l'anoxie. L'anoxie produit de nombreux effets indésirables sur la qualité de l'eau du lac dont la solubilisation des métaux indésirables à la faune et l'accélération du recyclage interne des nutriments (Cooke et al., 1993).

L'aération hypolimnique est une technique de gestion des lacs qui a pour but de contrer l'anoxie hypolimnique. Cette technique vise trois objectifs :

- augmenter la teneur en oxygène de l'hypolimnion sans déstratifier la colonne d'eau ou réchauffer l'hypolimnion;
- augmenter l'habitat et la nourriture des espèces de poissons d'eau froide;
- réduire l'apport interne de phosphore en établissant des conditions aérobiques à l'interface eau-sédiments (Cooke et al., 1993, Jeudi, 2001).

Le principal pré-requis de cette technique est la profondeur du plan d'eau. Les appareils existant sur le marché nécessite une installation à une profondeur de 15-20 m. Il faut donc que le plan d'eau ait une profondeur minimale de 15 m pour que l'aération hypolimnique soit efficace. Sinon le coût à long terme est relativement modeste. L'efficacité de la technique est bonne pour augmenter le taux d'oxygène dissous et diminuer les concentrations en fer, manganèse et ammonium. La concentration en phosphore est abaissée mais de façon plus modérée (Jeudi, 2001).

Cette technique ne peut être utilisée dans le cas du lac Saint-Augustin pour des raisons techniques. Les appareils existants sont efficaces pour une profondeur

minimale de 12-15 m (profondeur de la colonne d'eau). Le lac Saint-Augustin ayant une profondeur moyenne de 3 m (et maximale de 6 m), cette technique ne convient pas.

Aération par déstratification ou aération diffuse

L'aération par déstratification vise à contrer les effets de l'anoxie. Cette méthode consiste à créer des rideaux de bulles ascendantes générant un effet d'air portant sur plusieurs centaines de mètres. Ce mouvement de masse entraîne un mouvement de l'eau du fond vers la surface du lac. Ce système vise à créer des cellules de convection qui sont entourées elles-mêmes de cellules de recirculation, ce qui entraîne le mélange progressif des couches d'eau froides du fond avec les eaux de surface (Jeudi, 2001).

Les objectifs de cette technique sont les suivants :

- casser la stratification thermique estivale de manière à éviter une zone d'eau morte au fond du lac;
- oxygéner l'ensemble de la colonne d'eau de façon à éviter tout risque de relargage à l'interface eau-sédiment;
- mélanger les eaux afin d'homogénéiser la qualité de l'eau (Jeudi, 2001).

Cette technique convient pour les plans d'eau relativement peu profond (entre 3 et 15 m) ou présentant une stratification thermique peu prononcée (Jeudi, 2001). Les coûts sont relativement abordables à long terme. Les appareils sont rentabilisés après quelques années et l'entretien n'est pas trop coûteux.

Cette technique semble intéressante pour le lac Saint-Augustin, cependant, une revue de littérature plus poussée a mis à jour un avis important du Ministère de l'Environnement du Québec (MEQ). En 2003, le MEQ met en garde contre l'utilisation de cette méthode. Cette technique n'a pas encore fait ses preuves et elle est souvent recommandée par des consultants qui cherchent à vendre l'équipement (intérêt économique). De plus, le MEQ précise explicitement que cette méthode ne saurait convenir à un lac peu profond (moins de 3 mètres) et pour empêcher le relargage de phosphore par les sédiments.

Par conséquent, cette méthode ne saurait convenir au cas du lac Saint-Augustin.

Bio-manipulation

La bio-manipulation consiste en tout ajustement de la communauté biologique d'un écosystème dans le but d'atteindre une fin déterminée (Moss et al., 1996). Dans le cas de lac souffrant d'eutrophisation, la bio-manipulation réfère à l'altération de la communauté piscicole pour réduire la pression de la prédation sur les zooplanctons herbivores, augmentant ainsi le nombre de zooplanctons brouteurs. La bio-manipulation peut s'effectuer selon deux manières : premièrement en ajoutant des poissons planctonophages qui consomment la biomasse algale, deuxièmement, en jouant sur la chaîne trophique pour favoriser le développement des espèces consommant naturellement le phytoplancton (Laforge, 1998). Les espèces généralement utilisées pour la manipulation biologique sont : le brochet (*Esox lucius*), la perche (*Stizostedion lucioperca*) et la carpe argentée (*Hypophthalmichthys molitrix*) (Ryding et Rast, 1994).

Les coûts de cette méthode dépendent du programme de bio-manipulation. Si ce programme est ambitieux, il peut être assez coûteux mais il peut être relativement bon marché aussi. L'utilisation de la bio-manipulation est limitée par la connaissance limitée de cette technique. Le temps d'efficacité et les impacts négatifs découlant ne sont pas bien connus, voire pas du tout. De plus, pour chaque éco-système, les données changent et les résultats diffèrent. Cette méthode nécessite une excellente connaissance du milieu et un suivi important avec des essais en laboratoire et *in situ* (sur une partie isolée du milieu par exemple).

La bio-manipulation est une technique relativement nouvelle et de nombreuses inconnues y sont associées telles que les effets à court et long termes ou les impacts négatifs. L'utilisation de cette technique nécessite de nombreuses études et surtout une connaissance approfondie de la situation du lac. L'utilisation de cette technique nécessite un certain niveau d'expertise en biologie, microbiologie.

Précipitation et inactivation du phosphore

Cette méthode consiste à réduire la concentration en phosphore dans la colonne d'eau en ajoutant un réactif chimique (sulfate d'aluminium, chlorure ferrique, hydroxyde de fer ou de calcium) qui absorbe le phosphore dissous puis précipite. Cette méthode est une technique de réhabilitation et d'amélioration des lacs qui visent à réduire la concentration en phosphore dans la colonne d'eau (précipitation) et à retarder le relargage du phosphore des sédiments (inactivation du phosphore) (Jeudi, 2001).

L'ajout d'un réactif chimique entraîne une série de réactions en chaîne qui conduisent à la coagulation puis la floculation de composés qui emprisonnent le phosphore durablement. Par exemple, l'ajout de carbonate de calcium conduit à la formation de l'hydroxyapatite solide ($\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2$) qui précipite avec le phosphore et le garde pour longtemps dans sa structure (Cooke et al., 1993). Les agents coagulants les plus couramment utilisés sont les sels de fers (chlorure ferrique) et l'alun (sulfate d'aluminium).

L'utilisation de cette technique engendre une fine couche de floculation à la surface des sédiments. Dans les plans d'eau peu profonds, le mouvement des vagues peut provoquer un brassage des sédiments à l'interface eau-sédiments et remettre en suspension la couche de floccs.

Cette méthode est considérée dans le projet (coagulation/floculation par l'alun) en combinaison avec la méthode de recouvrement. L'inconvénient de remise en suspension des floccs par le brassage de l'interface sédiments-eau peut-être éliminé par un recouvrement qui protège la couche de floccs.

Recouvrir les sédiments

Cette méthode est utilisée dans le cas où les sédiments sont la source de contamination. Des sédiments contaminés qui relarguent le phosphore dans la colonne d'eau peuvent être neutralisés soit en les draguant, soit en les recouvrant avec une

barrière étanche. Il existe différents types de barrières composées de matériaux particuliers (cendres volantes, sable et autres) (Ryding et Rast, 1994).

Les inconvénients de cette méthode sont le coût et les effets possibles des substances particulières sur les organismes vivants (les cendres volantes ne sont plus utilisées à cause de leur toxicité) (Ryding et Rast, 1994). Les coûts relatifs à cette méthode dépendent de la superficie traitée, de la hauteur de la couche de recouvrement et du type de matériau utilisé. En général, cette méthode peut être de bon marché à chère selon les matériaux de recouvrement utilisés.

L'utilisation de la calcite peut-être un choix intéressant car non toxique. La calcite a montré des propriétés absorbantes vis-à-vis du phosphore et des métaux lourds contenus dans les sédiments du lac Saint-Augustin (Dominguez, 2004). Le recouvrement peut-être complété par le choix plus conventionnel du sable afin d'assurer la stabilité mécanique de la couche. Ainsi les coûts sont moindre (la calcite est bon marché s'il y a une carrière à proximité) et la toxicité de cette roche est nulle pour la vie aquatique.

ANNEXE 2 PROTOCOLES DE LABORATOIRE

Méthode de dosage des phosphates dans l'eau

Étape de digestion – Méthode de digestion au persulfate d'ammonium (AWWA, 1989)

Appareils

- Plaques chauffantes (30 x 50 cm adéquate)
- Autoclave (pression de 98 à 137 kPa pour remplacer les plaques chauffantes)
- Verre de montre

Réactifs :

- Solution aqueuse de l'indicateur phénophtaléine
- Solution d'acide sulfurique (ajouter avec précaution 300 mL de H₂SO₄ concentré à environ 600 mL d'eau distillée et dilué dans 1 L avec de l'eau distillée)
- Persulfate d'ammonium solide (NH₄)₂S₂O₈
- Hydroxyde de sodium, NaOH, 1N

Procédure :

Utiliser 50 mL de l'échantillon (ou portion équivalente)

Ajouter 1 goutte (0,05 mL) de solution d'indicateur phénolphtaléine.

Si une couleur rouge apparaît, ajouter H₂SO₄ jusqu'à ce que la couleur disparaisse.

Puis, ajouter 1 mL de la solution de H₂SO₄ avec 0,4g de (NH₄)₂S₂O₈ solide.

(si plaque chauffant)Chauffer doucement pendant 30 à 40 min sur les plaques chauffante préalablement chauffée, ou chauffer jusqu'à atteindre un volume final de 10 mL. Certain organo-P nécessite 1,5 à 2h de digestion.

Refroidir puis diluer jusqu'à 30 mL avec de l'eau distillée, ajouter 1 goutte de phénolphtaléine, et neutraliser avec le NaOH pour avoir une faible couleur rose.

(si autoclave) chauffer pendant 30 min dans l'autoclave ou à pression de chauffage (pressure cooker) de 98 à 137 kPa. Refroidir, ajouter 1 goutte de phénolphthaléine et neutraliser avec le NaOH jusqu'à l'obtention d'une faible couleur rose.

Remplir jusqu'à 100 mL avec eau distillée. Dans certains échantillons, un précipité peut apparaître, mais ne pas filtrer. Pour toutes subdivisions ultérieures, bien mélanger l'échantillon avant. Le précipité (possiblement phosphate de calcium) se redissout dans les conditions acides de la méthode colorimétrique.

Déterminer le phosphore par une méthode colorimétrique pour laquelle une courbe de calibration est construite à partir de standards transposés de la procédure de digestion au persulfate.

Méthode colorimétrique par acide ascorbique

Principe :

Le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium réagissent, dans des conditions moyennement acides, avec les orthophosphates pour former de l'acide phosphomolybdique qui est réduit en molybdène fortement coloré (bleu) par l'acide ascorbique.

Interférence :

Arsenates, chromium hexavalent, NO^2 .

Sulfides (Na_2S) et silicates n'interfèrent pas aux concentrations de 1 et 10 mg/L.

Concentration minimale détectable :

La concentration minimale de détection est d'environ 10 $\mu\text{g P/L}$.

Appareils :

- Spectrophotomètre (880 nm, produisant un patron de lumière de 2,5 cm ou plus)

- 'Filter photometer' équipé d'un filtre rouge et d'un patron de lumière de 0,5 cm ou plus long.
- Cellules lavées à l'acide

Réactifs :

- Acide sulfurique, H_2SO_4 , 5N (diluer 70 mL de H_2SO_4 concentré jusqu'à 500 mL avec de l'eau distillée)
- Solution de tartrate d'antimoine et de potassium (dissoudre 1,3715 g de $K(SbO)C_4H_4O_6 \cdot 1/2H_2O$ dans 400 mL d'eau distillée dans une bouteille de 500 mL de volume et diluer jusqu'au volume. Stocker dans une bouteille en verre.)
- Solution de molybdate d'ammonium (dissoudre 20 g de $(NH_4)_6Mo_7O_{24} \cdot 4H_2O$ dans 500 mL d'eau distillée. Stocker dans une bouteille en verre.)
- Acide ascorbique, 0,01M (dissoudre 1,76 g d'acide ascorbique dans 100 mL d'eau distillée. La solution est stable pendant 1 semaine à 4°C)
- Réactifs combinés : Mélanger les précédents réactifs dans les proportions telles que l'on obtienne 100 mL de réactifs combinés **Mélanger après addition de chaque réactif**. Laisser tous les réactifs atteindre la température de la pièce avant le mélange et mélanger dans l'ordre donné: 50 mL de H_2SO_4 à 5N, 5 mL de solution de tartrate d'antimoine et de potassium, 15 mL de solution de molybdate d'ammonium et 30 mL de solution d'acide ascorbique. Si de la turbidité se forme dans le réactif combiné, brasser et laisser reposer quelques minutes jusqu'à ce que la turbidité disparaisse. Le réactif est **stable pendant 4 heures**.

Procédure :

- traitement des échantillons : pipetter 50 mL d'échantillon dans un tube de test propre et sec ou dans un erlenmeyer de 125 mL. Ajouter 1 goutte de phénolphthaléine. Si une couleur rouge apparaît, ajouter H_2SO_4 à 5N par goutte à goutte jusqu'à ce que la couleur s'enlève. Ajouter 8 mL de réactif

combiné et mélanger avec minutie (complètement). Après au moins 10 min (mais pas plus de 30 min), mesurer l'absorbance de chaque échantillon à 880 nm, utilisant le 'reagent blank' comme solution de référence.

- *Correction pour turbidité ou couleur interférante* : en général, pas de problème avec l'eau mais avec de l'eau turbide ou colorée, préparer un 'blank' en ajoutant tout les réactifs sauf l'acide ascorbique et la solution de tartrate d'antimoine et potassium à l'échantillon. Soustraire l'absorbance de cet échantillon ('blank') de l'absorbance de chaque échantillon.
- Préparation de la courbe de calibration : Préparer des courbes de calibration individuelle à partir d'une série de 6 standard à l'intérieur des intervalles de phosphates suivants :

o Approximative P range (mg/L)	Light Path (cm)
0,30-2,0	0,5
0,15-1,30	1,0
0,01-0,25	5,0

Utiliser un 'blank' d'eau distillée avec les réactifs combinés pour faire des lectures photométrique pour la courbe de calibration. Faire un graphique absorbance vs. Concentration de phosphate pour avoir une ligne droite passant pas l'origine. Tester au moins 1 standard de phosphate avec chaque série d'échantillons.

- Calculs :

$$\text{mg P/L} = \frac{\text{mg P (pour un volume final d'environ 58 mL)} \times 1000}{\text{mL échantillon}}$$

- Précision : environ 3% d'erreur (le pire 10%)

Protocole pour le phosphore total dans les sédiments

Adaptation de la méthode du CEAEQ, 2004 (digestion pour Ptotal)

Réactifs et étalons :

- acide sulfurique, H_2SO_4
- sulfate de potassium, K_2SO_4
- oxyde mercurique, HgO
- solution de sulfate mercurique **préparer sous la hotte**
 - o dissoudre 8,0g de HgO dans 40 mL d'eau et ajouter 10 ml d'acide sulfurique. Laisser refroidir et compléter à 100 ml avec de l'eau
- solution de digestion (6.22) **préparer sous la hotte**
 - o dissoudre 133g de K_2SO_4 dans une solution contenant 500 ml d'eau et 200ml de H_2SO_4 . Agiter jusqu'à dissolution complète. Ajouter 25 ml de la solution de sulfate mercurique et compléter à 1L avec de l'eau. Filtrer avant utilisation.

Protocole d'analyses pour digestion:

- les tubes de digestion doivent être chauffés à 400°C pendant un minimum de 2,5 heures afin de les décontaminer
- la solution témoin et les solutions étalons doivent être préparées de la même façon que les échantillons
- ajouter quelques pierres d'ébullition dans les tubes de digestion.
- Ajouter 2 gouttes d'émulsion antifoam A®
- Pour les solides, homogénéiser l'échantillon. Utiliser un poids de 0,2g d'échantillon solide exprimé sur base sèche et ajouter 25 mL d'eau à pH inférieur à 2 avec H_2SO_4 .
 - o Note : préparer une série de tubes utilisant 25 mL d'eau avec les réactifs. Ces solutions serviront d'eau de dilution pour les échantillons trop concentrés.
- Ajouter 10 ml de la solution de digestion (6.22)

- Mélanger à l'aide d'un agitateur vortex
- Chauffage (digestion):
 - o Augmentation de 4°C/min jusqu'à 150°C et maintenir pendant 1 heure (temps total environ 1,5heure)
 - o Augmentation de 4°C/min jusqu'à 410°C et maintenir pendant 1 heure (temps total environ 2 heures)
 - o Chauffage avec reflux
- Après la digestion, enlever les tubes et les laisser refroidir dans la hotte (environ 10 min). Ajouter environ 30 ml d'eau et agiter immédiatement à l'agitateur vortex pour dissoudre les sels résiduels. Si nécessaire, remettre les tubes à chauffer légèrement pour aider la dissolution des sels. Compléter à 75 ml avec de l'eau. Mettre un bouchon sur le tube et mélanger plusieurs fois par inversion.
- Laisser reposer quelques heures.

Puis dosage par la méthode par acide ascorbique au spectrophotomètre (AWWA, 1989)

Protocole de digestion des sols pour mesure des métaux

Tiré de *Analyse des métaux totaux dans les boues, les sédiments et les sols (Ca, Cd, Cu, Cr, Fe, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, Zn) (Centre Saint-Laurent, 1993)*

Matériel

- Spectrophomètre d'absorption atomique
 - lampes à cathode creuse
 - gaz : air filtré et acétylène
- Plaque chauffante avec contrôle de température et dessus en céramique
- Balance analytique (0.0001 g)
- Hotte chimique
- Papier filtre (Whatman #44)
- Erlenmeyers de 250 mL

- Ballons jaugés de 100 mL
- Verres de montre
- Nacelles de plastique
- Bouteilles en polypropylène Nalgene© de 150 mL
- Entonnoir Buchner
- Erlenmeyers gradué pour filtration à vide de 250 mL
- Pompe

Réactifs et étalons

- Acide nitrique, 16N HNO₃ (concentré).
- Acide chlorhydrique, 12N HCl (concentré).
- Peroxyde d'hydrogène, H₂O₂ 30% (v/v).
- Solution aqua-régia : Diluer 200 mL de 16N HNO₃ dans environ 500 mL d'eau déionisée. Ajouter 50 ml de 12N HCl et compléter à 1000 mL.
- Acide de lavage (HNO₃ 30 % v/v)
- Solutions-étalons de tous les éléments à doser (c.-à-d. pour chaque élément, 1 étalon du domaine linéaire, 1 étalon correspondant à la limite de linéarité et 1 étalon entre 3 à 10 fois la limite de linéarité).

Protocole analytique

- 1) Préparer les contenants (tubes à centrifugation, bouteilles) par un rinçage préalable à l'acide de lavage suivi de deux rinçages à l'eau déionisée.
- 2) Homogénéiser manuellement le sol et peser l'équivalent de 0.2 à 4 g de sol sec dans une nacelle de plastique. (La masse de sol digérée est fonction de l'homogénéité de l'échantillon et de la sensibilité désirée).
- 3) Transférer dans un erlenmeyer de 250 mL en prenant soin de rincer la nacelle avec environ 5 mL d'eau déionisée. Délayer l'échantillon avec l'eau de rinçage par un mouvement rotatif de l'erlenmeyer de manière à obtenir un mélange.

- 4) Ajouter, lentement sur la paroi de l'erlenmeyer, 5 mL d'acide nitrique concentré par tranche de 1 g d'échantillon. Laisser réagir quelques minutes.
- 5) Ajouter lentement sur la paroi de l'erlenmeyer 2 mL de peroxyde d'hydrogène 30 % v/v par tranche de 1 g d'échantillon. Laisser réagir quelques minutes.
- 6) Placer les erlenmeyers sur la plaque chauffante réglée de manière à obtenir une légère ébullition. Lorsque les réactifs entrent en ébullition, la réaction devient violente pour quelques minutes. Garder la température aux alentours de 100°C jusqu'à ce que le bouillonnement diminue. Puis, augmenter la température à 150°C et laisser évaporer presque à siccité (c.-à-d. jusqu'à 2 à 5 mL de digestat). Ceci peut prendre plusieurs heures selon la quantité de sol digérée.
- 7) Ajouter sur la paroi de l'erlenmeyer 10 mL d'aqua-régia par tranche de 1 g d'échantillon. Recouvrir l'erlenmeyer d'un verre de montre et chauffer à faible ébullition de manière à créer un reflux durant une heure. Retirer et laisser refroidir.
- 8) Filtrer le digestat sur un papier filtre Whatman #44, placé dans un entonnoir Buchner, dans un erlenmeyer à filtration de 250 mL. Rincer l'erlenmeyer et le verre de montre avec de l'eau déionisée. Durant la filtration, rincer le sol digéré 3 fois avec de l'eau déionisée.
- 9) Selon le volume de digestat filtré, compléter à 100, 150 ou 200 mL. Transférer dans une bouteille Nalgene©.
- 10) Analyser les métaux dans le digestat par spectrophotométrie d'absorption atomique pour tous les métaux sauf le Na qui doit être analysé par émission atomique. (voir protocole 4.1)

ANNEXE 3

CÔTE TROPHIQUE SELON LE TSI (Trophic State Index)

Les résultats obtenus en laboratoire ainsi que les données provenant de la littérature permettent d'avoir un grand nombre de renseignements sur le lac Saint-Augustin. Le lac est reconnu comme eutrophe, cependant, l'évaluation d'un état trophique est assez arbitraire (Ryding et Rast, 1994). Il existe de nombreuses méthodes pour déterminer l'état trophique impliquant divers paramètres. Les paramètres les plus récurrents et pertinents sont la concentration en phosphore total, la concentration en chlorophylle α et la turbidité (Ryding et Rast, 1994). Ces paramètres correspondent justement à ceux utilisés par Carlson (1977) pour établir son indice d'état trophique soit le *Trophic State Index* (TSI). Le TSI définit l'état trophique et le statut d'un lac.

Le TSI moyen se calcule à partir de trois sous-index qui sont le TSIP (TSI pour le phosphore total), le TSIC (TSI de la chlorophylle α) et le TSIS (TSI de la transparence mesurée par le disque de Secchi).

$$\text{TSI moyen} = (\text{TSIP} + \text{TSIC} + \text{TSIS}) / 3 \quad \text{équation A3-1}$$

avec

$$\text{TSIP} = 14.42 * [\ln P_{\text{total moyen}}] + 4.15 \quad \text{équation A3-2}$$

$$\text{TSIC} = 9.81 * [\ln \text{Chl } \alpha_{\text{moyen}}] + 30.6 \quad \text{équation A3-3}$$

$$\text{TSIS} = 60 - (14.41 * [\ln \text{Secchi}_{\text{moyen}}]) \quad \text{équation A3-4}$$

Les unités sont les suivantes :

[Ptotal] et [Chl α] en $\mu\text{g/L}$

Secchi (transparence par disque Secchi) en mètre.

L'échelle du TSI va de 0 (ultra oligotrophe) à 100 (hyper eutrophe). Donc, plus les valeurs de TSI sont élevées, plus la productivité du lac est grande (conditions plus eutrophes) (Carlson, 1977).

Classification de Carlson basé sur le Trophic State Index

- TSI < 30** *Oligotrophique*: Eau Claire, oxygène dissous toute l'année dans l'hypolimnion.
- TSI 30 - 40** *Oligotrophique*: Lac profond montrant toujours une oligotrophie classique, mais les lacs moins profonds deviennent anoxiques au niveau de l'hypolimnion durant l'été.
- TSI 40 - 50** *Mésotrophique*: Eau modérément claire, probabilité d'anoxie augmentant dans l'hypolimnion pendant l'été.
- TSI 50 - 60** *Eutrophique*: Cas le plus léger d'eutrophie; baisse de la transparence, hypolimnion anoxique Durant la période estivale, problèmes visibles de macrophytes et poissons d'eau chaude seulement.
- TSI 60 - 70** *Eutrophique*: Dominance des algues bleues-vertes, probabilité d'écume d'algues, et problèmes plus importants avec les macrophytes.
- TSI 70 - 80** *Hyper eutrophique*: Importantes floraisons algales au courant de l'été, lits denses de macrophytes, mais l'expansion est limitée par la pénétration de la lumière.
- TSI > 80** *Hyper eutrophique*: Écumes d'algues, mortalité des poissons d'été, peu de macrophytes, persistance des poissons les plus résistants.

Évaluation de la côte trophique du lac Saint-Augustin

La côte trophique peut être établie avec la concentration en phosphore total, la concentration en chlorophylle α et la transparence (par disque de Secchi). À partir de l'équation établie par Carlson (*équation A3-1*), le TSI est calculé. La concentration en P_{total} , en chlorophylle α ainsi que la transparence par disque de Secchi sont requis. Dans le cadre du projet de maîtrise, seule la teneur en P_{total} a été mesurée mais la revue de littérature permet de donner des valeurs aux autres paramètres.

Les valeurs utilisées pour la mesure du TSI sont celles fournies par Simoneau et al. (2004). Ces données sont des moyennes de six mesures prises au courant de l'été 2003. Ces valeurs sont représentatives des conditions estivales et relativement récentes.

La concentration en P_{total} a été mesurée de 77,6 $\mu\text{g/L}$. La teneur en chlorophylle α était de 53 mg/m^3 (ou $\mu\text{g/L}$) et la transparence (par disque Secchi) était de 1,5 m.

Calcul du TSI :

$$\text{TSIP} = 14,42 * [\ln (77,6 \mu\text{g/L})] + 4,15 = 66,9$$

$$\text{TSIC} = 9,81 * [\ln (53 \mu\text{g/L})] + 30,6 = 69,56$$

$$\text{TSIS} = 60 - (14,41 * [\ln (1,5)]) = 54,16$$

$$\text{TSI} = (\text{TSIP} + \text{TSIC} + \text{TSIS})/3 = 63,54$$

TSI = 63,54

Un indice compris entre 60 et 70 classe le lac Saint-Augustin à un état eutrophe. Sur sept classes d'état trophique, le lac Saint-Augustin se classe dans le quatrième groupe (le deuxième dans la sous-classe eutrophe).

Classification du lac selon Ryding et Rast (1994)

Ces mêmes paramètres sont utilisés par Ryding et Rast pour classifier l'état d'eutrophisation (Ryding et Rast, 1994). Les valeurs limites pour ces auteurs sont présentées au tableau A3-1.

Tableau A3-1 : Valeurs limites pour la classification de l'état trophique (adapté de Ryding et Rast, 1994)

Paramètre	Unité	Oligotrophe	Mésotrophe	Eutrophe	Lac Saint-Augustin (en 2003)
P_{total}	$\mu\text{g/l de P}$	≤ 8	entre 8 et 85	≥ 85	70
Chlorophylle α	$\mu\text{g/l}$	$\leq 1,7$	entre 1,7 et 14,3	$\geq 14,3$	53
Transparence de Secchi (profondeur)	m	$\geq 9,9$	entre 9,9 et 2,45	$\leq 2,45$	1,5

La concentration en P_{total} mesurée sur l'eau du lac en 2005 est d'environ 70 $\mu\text{g/L}$ de P. À noter que cette valeur est représentative de la concentration en hiver. L'été, la teneur est sûrement plus élevée. Pour la côte trophique, une teneur de 70 $\mu\text{g/L}$ de P classe le lac dans le stade mésotrophe. La teneur en chlorophylle α pour le lac Saint-Augustin obtenue par Simoneau et al. (mesurée en 2003) est de 53 mg/m^3 (ou $\mu\text{g/L}$). Ce paramètre classe le lac dans la catégorie eutrophe. La transparence mesurée par le disque de Secchi par Simoneau et al. est de 1,5 m ce qui classe encore le lac dans la côte eutrophe.

La plupart des paramètres classe le lac dans un état eutrophe. La concentration en P_{total} le classe mésotrophe mais la valeur est très proche de la concentration limite. Par conséquent, le lac Saint-Augustin est sans aucun doute classé eutrophe.

Avec la méthode d'indice de Carlson, le TSI calculé définit le lac Saint-Augustin comme un lac définitivement eutrophe. Ce résultat est corroboré par l'application de la méthode utilisée par Ryding et Rast. La qualité de l'eau est mauvaise et l'usage récréatif du lac est sérieusement compromis. Les sédiments sont fortement contaminés en phosphore et métaux. Ces sédiments sont la source principale de contamination et il est indispensable de contrôler le relargage de contaminants provenant des sédiments.

ANNEXE 4

CALCULS GÉOTECHNIQUES

Calculs de la perméabilité des sédiments

La perméabilité des sédiments permet de savoir quelle quantité d'eau va traverser la couche de sédiments dans un temps donné. La loi de Darcy est une relation très importante dans le domaine de l'hydrologie. Elle se formule ordinairement ainsi (Holtz et Kovacs, 1991):

$$q = v \cdot A = k i \cdot A = k \cdot \Delta h / L \cdot A \quad (\text{équation A4-1})$$

avec: q = débit total à travers la surface transversale A

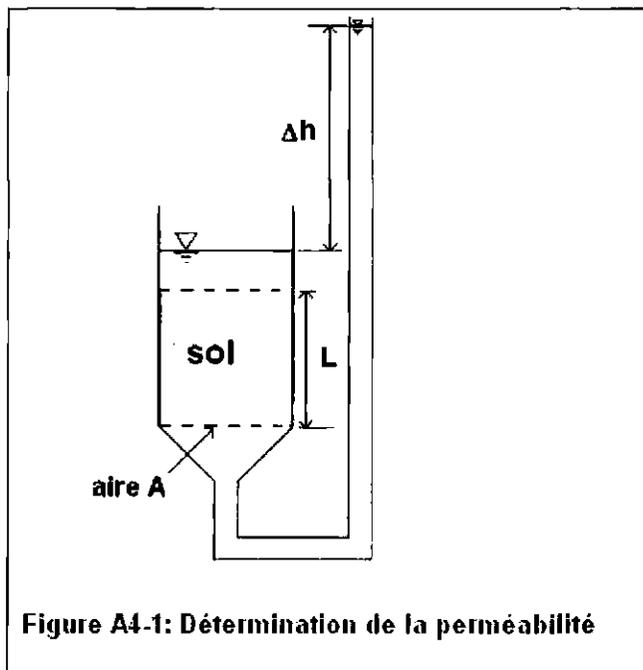
k = coefficient de perméabilité de Darcy (perméabilité)

A = surface transversale

Δh = perte de charge (voir figure 1)

L = longueur (épaisseur de la couche de sol) (voir figure A4-1)

et donc $i = \Delta h / L$: i = gradient hydraulique (équation A4-2)



Pour les essais en colonnes :

$$A = \Pi \cdot (d)^2 / 4 = \Pi \cdot (0,15\text{m})^2 / 4 = 0,0177 \text{ m}^2$$

$$L = 0,5 \text{ m}$$

$$\Delta h = 0,6 \text{ m pour la colonne A}$$

$\Delta h = 0,6 \text{ m}$ pour la colonne B pour les deux premiers volumes de vides, puis $\Delta h = 1,2 \text{ m}$ pour les volumes de vide 2 à 5.

Le volume de sédiment est égal à V_{sol} :

$$V_{\text{sol}} = A \cdot \text{hauteur de la couche} = 0,0117 \text{ m}^2 \cdot 0,5 \text{ m} = 0,0088 \text{ m}^3$$

Pour la colonne A, le gradient hydraulique est constant à 1,2 (calculé grâce à l'équation A4-2). Quant à la colonne B, pour les 2 premiers volumes de vides (Vv0 et Vv1), le gradient i a été fixé à 1,2 puis il a été doublé à 2,4 pour le reste de l'expérience.

$$q = \text{nombre de litres (L)} / \text{temps (sec)} \quad (\text{équation A4-3})$$

$$\text{donc } k = q / (i \cdot A) \quad (\text{équation A4-4})$$

Le tableau suivant liste le temps de passage de chaque volume de vide pour les deux colonnes. De ce temps de passage, le débit q est déduit car le volume de vide est un volume constant de 7,4 L ou $0,0074 \text{ m}^3$ (équation A4-3). Avec la valeur de q , la perméabilité k se calcule avec l'équation A4-4.

Les tableaux A4-1 et A4-2 indique la perméabilité calculée pour chaque volume de vide.

Tableau A4-1 : Perméabilité pour la colonne A

Volume de vide	Vv1	Vv2	Vv3	Vv4	Vv5	Vv6	Vv7	Vv8
temps de passage en jours	5	8	14	25	18	43	21	12
temps de passage en secondes	432000	691200	1209600	2160000	1555200	3715200	1814400	1036800
débit q (m^3/s)	1,71E-08	1,07E-08	6,12E-09	3,43E-09	4,76E-09	1,99E-09	4,08E-09	7,14E-09
perméabilité k (m/s)	8,06E-07	5,04E-07	2,88E-07	1,61E-07	2,24E-07	9,38E-08	1,92E-07	3,36E-07

Tableau A4-2 : Perméabilité pour la colonne B

Volume de vide	Vv1	Vv2	Vv3	Vv4	Vv5
temps de passage en jour	9	44	24	38	46
temps de passage en secondes	777600	3801600	2073600	3283200	3974400
débit q (m^3/s)	9,52E-09	1,95E-09	3,57E-09	2,25E-09	1,86E-09
perméabilité k (m/s)	4,48E-07	4,58E-08	8,40E-08	5,31E-08	4,38E-08

Calcul du volume de vides pour un essai en colonne

Données sur les sédiments :

densité : $2,56 t/m^3$ (Dominguez, 2004)

teneur en eau = $w = 200\%$

La figure A4-2 montre la relation entre les volumes et les masses de sol, indiquée dans un diagramme de phase classique.

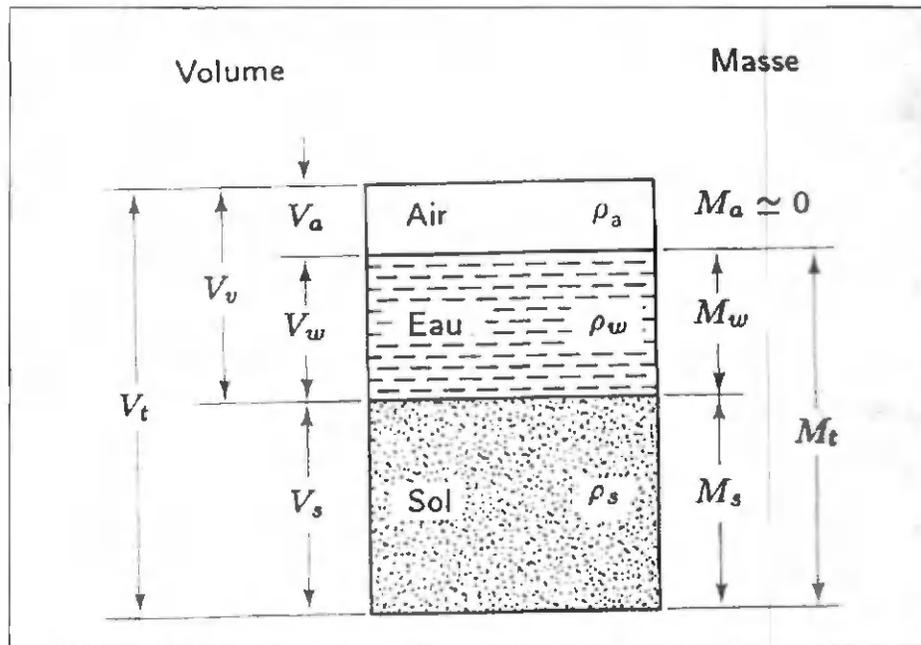


Figure A4-2 : Diagramme de phase (tirée de Holtz et Kovacs, 1991)

L'estimation du volume de vides se fait en posant l'hypothèse que le sédiment est saturé à 100% (ce qui est très probable).

D'où $V_s = V_t - V_w$

Le volume total de sédiments dans chaque colonne est de $8,85 \times 10^{-3} \text{ m}^3$.

$w = M_w/M_s$ ce qui donne $M_w = 2M_s$ (car $w = 200\% = 2$)

Densité sol = $\rho_s = M_s/V_s = 2,56 \text{ Mg/m}^3$

On cherche V_s pour ensuite avoir V_w ($V_w = V_v$)

$\rho_s = M_s/V_s$ donc $M_s = \rho_s \cdot V_s = \rho_s \cdot (V_t - V_w)$

or $V_w = 2M_s$ car $\rho_w = 1 = M_w/V_w = 2M_s/V_w$ d'où $V_w = 2M_s$

donc en remplaçant avec les valeurs, on finit par trouver :

$V_w = 7,4 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ soit 7,4L.

Donc le volume de vides (V_v) qui est égal au V_w dans un sol complètement saturé est égal à 7,4 L.

ANNEXE 5

RÉSULTATS DES ANALYSES DES ESSAIS EN COLONNES POUR CHAQUE VOLUME DE VIDES

Analyses effectuées sur la colonne A pendant la mise en place

analyses	unités	eau et sédiment à l'équilibre	24 h après alun	72 h après calcite	48 h après sable
phosphore total	$\mu\text{g/L de P}$	49,5	48,4	45,4	44,3
cadmium	ppm	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	ppm	2,6	<0,5	<0,5	<0,5
zinc	ppm	0,08	0,06	0,11	0,08
aluminium	ppm	< 1	< 1	< 1	< 1
pH		7,8	7,4	7,8	8,2
température	°C	25	22,5	23,5	26
conductivité	mS/cm	935	1760	1190	620
potentiel redox	mV	186	189	187	153
alcalinité	mg/L de CaCO ₃	130	130	145	130
turbidité	NTU	1,248	1,09	18,94	9,52

Analyses effectuées sur la colonne A avant le premier Volume de vides (AV0)

analyses	unités	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	$\mu\text{g/L de P}$	828	757,7	174,2	35,6
cadmium	ppm	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	ppm	3,5	2,5	1	< 0,5
zinc	ppm	0,17	0,15	0,14	0,17
aluminium	ppm	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	unité de pH	8	7,2	7	7,1
température	°C	22	24	23,5	24,5
conductivité	$\mu\text{S/cm}$	1442	1827	1943	1952
potentiel redox	mV	nm	nm	nm	156
alcalinité	mg/L de CaCO ₃	nm	nm	nm	450
turbidité	NTU	nm	nm	nm	0,726

nm = non mesuré

Colonne A à la fin du premier Volume de vides (AV1)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1097,8	889,8	904,1	46,5
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	< 0,018	< 0,018	< 0,018
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	7,8	7,2	7,38	7,14
température	<i>°C</i>	22	22	22,5	22,5
conductivité	<i>µS/cm</i>	1247	1483	1471	1752
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	1,046

Colonne A à la fin du deuxième Volume de vides (AV2)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1508,1	1659,4	1052,4	74,48
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	< 0,018	< 0,018	< 0,018
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	7,8	7,3	7,5	7,4
température	<i>°C</i>	21	20	21	21
conductivité	<i>µS/cm</i>	1194	1392	1305	1564
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	1,18

Colonne A à la fin du troisième Volume de vides (AV3)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1475,6	2567,8	1862,3	107,5
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	0,18	0,3	0,55	0,17
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	7,7	7,6	7,3	7,2
température	<i>°C</i>	21,5	21,5	21	21
conductivité	<i>µS/cm</i>	1278	1287	1249	1441
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	99
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	410
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,495 (+ algues sur paroi)

Colonne A à la fin du quatrième Volume de vides (AV4)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	2736	5914	2209	63,6
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	<0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	0,24	0,17	0,21	0,91
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	, 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,2	7,6	7,4	7,2
température	<i>°C</i>	21	21	21	21
conductivité	<i>µS/cm</i>	1248	1329	1480	1508
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,616 (+ algues sur paroi)

Colonne A à la fin du cinquième Volume de vides (AV5)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1300	1891	1897	227
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	, 0,5	< 0,5	, 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	< 0,018	< 0,018	< 0,018
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,2	7,8	8,0	7,9
température	<i>°C</i>	20	20	20	20
conductivité	<i>µS/cm</i>	1173	1286	1262	1334
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,765 (+ algues sur paroi)

Colonne A à la fin du sixième Volume de vides (AV6)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1759	3592	3501	588
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	0,27	0,09	0,15	< 0,018
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,2	7,8	7,6	8,1
température	<i>°C</i>	20	20	20	20
conductivité	<i>µS/cm</i>	1167	1339	1358	1297
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	61	46	325
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	310
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,625*(algues)

Colonne A à la fin du septième Volume de vides (AV7)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	707	2454	1960	1090
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	0,06	< 0,018	< 0,18
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,4	8,2	8,0	8,6
température	<i>°C</i>	20,5	20,5	20,5	20,5
conductivité	<i>µS/cm</i>	1084	1158	1160	1263
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,764*(algues)

Colonne A à la fin du huitième Volume de vides (AV8)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	863	3190	2666	1260
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,25	< 0,025	< 0,25
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	0,07	0,15	0,32
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,4	8,0	8,2	8,4
température	<i>°C</i>	20	20	20	20
conductivité	<i>µS/cm</i>	1094	1188	1191	1258
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,922 (algues)

Analyses effectuées sur la colonne B pendant la mise en place

analyses	unités	eau et sédiment à l'équilibre	72 h après calcite	48 h après sable
phosphore total	$\mu\text{g/L de P}$	55,9	55,9	49,5
cadmium	ppm	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	ppm	2,4	< 0,5	< 0,5
zinc	ppm	0,03	0,03	0,04
aluminium	ppm	< 1	< 1	< 1
pH		7,8	7,8	8,1
température	$^{\circ}\text{C}$	23	23	27
conductivité	mS/cm	1100	1100	800
potentiel redox	mV	185	182	158
alcalinité	mg/L de CaCO_3	125	130	145
turbidité	NTU	2,928	29,31	11,27

Analyses effectuées sur la colonne B avant le premier Volume de vides (BV0)

analyses	unités	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	$\mu\text{g/L de P}$	3172,2	1570,1	977	51,9
cadmium	ppm	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	ppm	0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	ppm	0,16	0,1	0,06	0,16
aluminium	ppm	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	unité de pH	7,8	7,1	7,1	7,2
température	$^{\circ}\text{C}$	22	24	24	24
conductivité	$\mu\text{S/cm}$	1372	1458	1667	1863
potentiel redox	mV	nm	nm	nm	158
alcalinité	mg/L de CaCO_3	nm	nm	nm	375
turbidité	NTU	nm	nm	nm	1,03

Colonne B à la fin du premier Volume de vides (BV1)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1677	1282,6	1011,1	36,7
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	< 0,018	< 0,018	< 0,018
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	7,9	7,3	7,4	7,2
température	<i>°C</i>	23	23	23	23
conductivité	<i>µS/cm</i>	1274	1490	1600	1663
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,845

Colonne B à la fin du deuxième Volume de vides (BV2)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1744	1496	2186	128
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	0,31	0,74	0,13	0,14
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	7,9	7,4	7,5	7,4
température	<i>°C</i>	21	21	21	21
conductivité	<i>µS/cm</i>	1233	1467	1301	1347
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,614 (algues sur paroi)

Colonne B à la fin du troisième Volume de vides (BV3)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	1691	1400	1442	40,8
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	< 0,018	< 0,018	< 0,018
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,15	7,65	7,63	7,52
température	<i>°C</i>	19	19	19	19
conductivité	<i>µS/cm</i>	1231	1376	1381	1406
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,927 (algues sur paroi)

Colonne B à la fin du quatrième Volume de vides (BV4)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	2518	3430	2421	76
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	0,15	0,11	x	0,2
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,2	7,7	7,5	7,5
température	<i>°C</i>	19,5	19,5	19,5	19,5
conductivité	<i>µS/cm</i>	1258	1305	1376	1297
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	45	18	328
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	300
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	1,12 (algues)

Colonne B à la fin du cinquième Volume de vides (BV5)

<i>analyses</i>	<i>unités</i>	z=0,25 m (dans les sédiments)	z = 0,5 m (sortie des sédiments)	z = 0,55 m (dans la calcite)	z = 0,8 m (dans la colonne d'eau)
phosphore total	<i>µg/L de P</i>	2352	2388	2940	244
cadmium	<i>ppm</i>	< 0,025	< 0,025	< 0,025	< 0,025
plomb	<i>ppm</i>	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
zinc	<i>ppm</i>	< 0,018	< 0,018	0,14	0,16
aluminium	<i>ppm</i>	< 1	< 1	< 1	< 1
pH	<i>unité de pH</i>	8,6	8,0	7,8	8,2
température	<i>°C</i>	21	21	21	21
conductivité	<i>µS/cm</i>	1235	1364	1327	1305
potentiel redox	<i>mV</i>	nm	nm	nm	nm
alcalinité	<i>mg/L de CaCO₃</i>	nm	nm	nm	nm
turbidité	<i>NTU</i>	nm	nm	nm	0,981