



Université du Québec à Montréal
Institut des sciences de l'environnement
STation Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement
Case postale 8888, succursale Centre-Ville
Montréal (Québec), Canada - H3C 3P8

RAPPORT DE SYNTHÈSE

**Essais de traitabilité des eaux de lixiviation du site projeté
d'élimination des matières résiduelles de Dépôt Rive-Nord**

Présenté à :

André Binette, ing.
André Pépin, ing.
GROUPE TECSULT

Préparé par :

Frédéric Monette, ing., Ph.D.



Montréal, avril 2003

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|--|----------|
| TABLE DES MATIÈRES | II |
| LISTE DES FIGURES..... | IV |
| LISTE DES TABLEAUX | V |
| 1. INTRODUCTION..... | 1 |
| 1.1. GÉNÉRALITÉS | 1 |
| 1.2. OBJECTIFS..... | 1 |
| 1.3. CONTENU DU RAPPORT..... | 2 |
| 1.4. LIMITES LIÉES AUX RÉSULTATS ET LEUR INTERPRÉTATION..... | 3 |
| 2. MÉTHODOLOGIE..... | 4 |
| 2.1. PROVENANCE DES EAUX..... | 4 |
| 2.2. SÉRIES D'ESSAIS RÉALISÉES | 4 |
| 2.3. MÉTHODES D'ANALYSES..... | 4 |
| 3. RÉSULTATS..... | 8 |
| 3.1. PHASE I – CARACTÉRISATION DES EAUX BRUTES | 8 |
| 3.2. PHASE I – PRÉTRAITEMENT : PRÉCIPITATION PAR ÉLÉVATION DU pH..... | 9 |
| 3.2.1. Méthodologie spécifique | 9 |
| 3.2.2. Résultats et interprétation..... | 10 |
| 3.2.3. Conclusions spécifiques..... | 14 |
| 3.3. PHASE I – PRÉTRAITEMENT : COAGULATION-FLOCCULATION..... | 14 |
| 3.3.1. Méthodologie spécifique | 14 |
| 3.3.2. Résultats et interprétation..... | 15 |
| 3.3.3. Conclusions spécifiques..... | 18 |
| 3.4. PHASE I – ESSAIS DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE EN CUVÉE..... | 19 |
| 3.4.1. Méthodologie spécifique | 19 |
| 3.4.2. Résultats et interprétation..... | 20 |
| 3.4.3. Conclusions spécifiques..... | 29 |
| 3.5. PHASE I – ESSAIS DE RESPIROMÉTRIE..... | 30 |
| 3.5.1. Méthodologie spécifique | 30 |
| 3.5.2. Résultats et interprétation..... | 31 |
| 3.5.3. Conclusions spécifiques..... | 36 |
| 3.6. PHASE I – ESSAIS DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE SÉQUENTIELS EN CUVÉE..... | 37 |
| 3.6.1. Méthodologie spécifique | 37 |
| 3.6.2. Résultats et interprétation..... | 38 |
| 3.6.3. Conclusions spécifiques..... | 41 |

| | |
|---|-----------|
| 3.7. PHASE II – CARACTÉRISATION DES EAUX BRUTES | 41 |
| 3.8. PHASE II – ESSAI DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE EN CUVÉE (2400 L)..... | 43 |
| 3.8.1. Méthodologie spécifique | 43 |
| 3.8.2. Résultats et interprétation..... | 44 |
| 3.8.3. Conclusions spécifiques..... | 51 |
| 3.9. PHASE II – ESSAIS DE RESPIROMÉTRIE..... | 52 |
| 3.9.1. Méthodologie spécifique | 52 |
| 3.9.2. Résultats et interprétation..... | 53 |
| 3.9.3. Conclusions spécifiques..... | 57 |
| 3.10. PHASE II – ESSAIS DE STRIPPAGE DE L’AZOTE AMMONIACAL | 58 |
| 3.10.1. Méthodologie spécifique..... | 58 |
| 3.10.2. Résultats et interprétation | 60 |
| 3.10.3. Conclusions spécifiques..... | 67 |
| 3.11. PHASE II – ESSAIS DE COAGULATION-FLOCULATION ET PRÉCIPITATION..... | 68 |
| 3.11.1. Méthodologie spécifique..... | 68 |
| 3.11.2. Résultats et interprétation | 69 |
| 3.11.3. Conclusions spécifiques..... | 75 |
| 4. DISCUSSION..... | 77 |
| 4.1. LIMITES LIÉES À LA RÉALISATION DES ESSAIS | 77 |
| 4.2. EAU DE LIXIVIATION BRUTE | 77 |
| 4.3. PRÉTRAITEMENTS | 78 |
| 4.4. TRAITEMENT BIOLOGIQUE EN CUVÉES ET POST-TRAITEMENTS..... | 79 |
| 4.5. TAUX D’ENLÈVEMENT DE LA DBO | 81 |
| 4.6. PROBLÉMATIQUE PARTICULIÈRE DE L’AZOTE AMMONIACAL | 82 |
| 4.6.1. Strippage de l’azote ammoniacal..... | 82 |
| 4.6.2. Nitrification biologique | 82 |
| 5. CONCLUSION GÉNÉRALE | 84 |
| 6. BIBLIOGRAPHIE..... | 88 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 1 – Organigramme des essais de la phase I | 5 |
| Figure 2 – Organigramme des essais de la phase II | 6 |
| Figure 3 – Courbe de rehaussement de pH | 11 |
| Figure 4 – Taux de précipitation en fonction du pH | 11 |
| Figure 5 – Essais de floculation des MES générées à pH 8,5 : effet de la concentration de polymère (Prosédim AS37) | 13 |
| Figure 6 – Effet du pH sur l'efficacité de la coagulation-floculation (différents polymères)..... | 15 |
| Figure 7 – Effet de la concentration de polymère sur l'efficacité de la coagulation-floculation..... | 16 |
| Figure 8 – Effet de la concentration de coagulant sur l'efficacité de la coagulation-floculation | 17 |
| Figure 9 – Évolution de la DBO ₅ des cuves..... | 21 |
| Figure 10 – Évolution des MVES des cuves..... | 23 |
| Figure 11 – Évolution de l'azote ammoniacal des cuves | 24 |
| Figure 12 – Évolution de l'azote organique des cuves (par calcul) | 24 |
| Figure 13 – Évolution du pH des cuves..... | 25 |
| Figure 14 – Apparence générale des cuves (25 ^e jour de traitement biologique) | 28 |
| Figure 15 – Essais de respirométrie (20 °C) : eau de lixiviation brute (sans prétraitement) | 32 |
| Figure 16 – Essais de respirométrie (20 °C) : eau prétraitée par coagulation-floculation..... | 33 |
| Figure 17 – Essais de respirométrie (20 °C) : eau prétraitée par précipitation (élévation de pH)..... | 34 |
| Figure 18 – Essais de respirométrie (20 °C) : Eau brute – Différents ensemencements..... | 35 |
| Figure 19 – Évolution du COD des cuves A, B, C et D..... | 39 |
| Figure 20 – Évolution de la DBO _{5 soluble} de l'eau (cuve de 2400 L) | 45 |
| Figure 21 – Évolution des MES et MVES de l'eau (cuve de 2400 L) | 46 |
| Figure 22 – Évolution de l'azote ammoniacal de l'eau (cuve de 2400 L) | 47 |
| Figure 23 – Problèmes de moussage au démarrage de l'aération de la cuve de 2400 L..... | 50 |
| Figure 24 – Essais de respirométrie (20 °C) : eau composée – barils 1 à 6 | 54 |
| Figure 25 – Essais de respirométrie (20 °C) : eau composée – barils 7 à 12 | 55 |
| Figure 26 – Essais de respirométrie (20 °C) : eau composée – barils 1 à 12 (cuve 2400 L; jour 0)..... | 56 |
| Figure 27 – Abattement de l'azote ammoniacal par strippage en fonction du temps (23 °C) ... | 63 |
| Figure 28 – Évolution du pH en fonction du temps lors du strippage de l'azote ammoniacal (23 °C)..... | 63 |
| Figure 29 – Abattement de l'azote ammoniacal par strippage en fonction du temps (6 °C; 23 °C)..... | 64 |
| Figure 30 – Évolution du pH en fonction du temps lors du strippage de l'azote ammoniacal (6 °C ; 23 °C)..... | 64 |
| Figure 31 – Effet du pH sur l'abattement de la turbidité par coagulation-floculation (FeCl ₃).... | 70 |
| Figure 32 – Abattement de la turbidité par coagulation-floculation (FeCl ₃) | 70 |
| Figure 33 – Abattement du fer et phosphore total par coagulation-floculation (FeCl ₃) | 72 |
| Figure 34 – Abattement du zinc par coagulation-floculation (FeCl ₃) | 72 |
| Figure 35 – Abattement des MES par coagulation-floculation (FeCl ₃) | 73 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|----|
| Tableau 1 – Méthodes d’analyses employées lors des différents essais..... | 7 |
| Tableau 2 – Caractéristiques des eaux brutes et critères de rejet (Phase 1)..... | 8 |
| Tableau 3 – Détails des résultats de remontée du pH..... | 11 |
| Tableau 4 – Récapitulatif des résultats (Phase 1, pré-traitements par élévation de pH)..... | 12 |
| Tableau 5 – Concentrations de polymère employées avec le FeCl ₃ | 17 |
| Tableau 6 – Concentrations de polymère employées avec l’alun..... | 17 |
| Tableau 7 – Récapitulatif des résultats (Phase 1, pré-traitements par coagulation-floculation)..... | 18 |
| Tableau 8 – Récapitulatif des résultats (Phase 1, traitements biologiques)..... | 21 |
| Tableau 9 – Valeurs des constantes (eau brute et eaux prétraitées)..... | 33 |
| Tableau 10 – Valeurs des constantes (eau brute – conservée 53 jours à 4 °C; différents ensemencements)..... | 36 |
| Tableau 11 – Procédure d’essais de biodégradation lors d’une séquence d’alimentation..... | 38 |
| Tableau 12 – Conditions de démarrage des cuves A, B, C et D..... | 38 |
| Tableau 13 – Caractéristiques des eaux brutes et critères de rejet (Phase 2)..... | 42 |
| Tableau 14 – Récapitulatif des résultats (Phase 2, traitement biologique en cuvée de 2400 L)..... | 45 |
| Tableau 15 – Valeurs des constantes (eau composée – barils 1 à 6)..... | 54 |
| Tableau 16 – Valeurs des constantes (eau composée – barils 7 à 12)..... | 55 |
| Tableau 17 – Valeurs des constantes (eau composée – barils 1 à 12; cuve 2400 L – jour 0)..... | 56 |
| Tableau 18 – Valeurs des constantes – comparaison des dilutions 1/20, 1/40, 1/100 et 1/200..... | 57 |
| Tableau 19 – Strippage de l’azote ammoniacal en fonction du pH initial (durée = 6 h; T = 23 °C)..... | 61 |
| Tableau 20 – Essais post-strippage : décantation et coagulation-floculation des eaux..... | 66 |
| Tableau 21 – Concentrations de polymère employées avec le FeCl ₃ (séquence I)..... | 70 |
| Tableau 22 – Concentrations de polymère employées avec le FeCl ₃ (séquence II)..... | 72 |
| Tableau 23 – Précipitation de différents paramètres par élévation de pH et volumes de réactifs requis..... | 74 |

1. INTRODUCTION

1.1. GÉNÉRALITÉS

Le *Groupe Tecsalt* doit procéder au dimensionnement d'un système de traitement des eaux de lixiviation du site projeté d'élimination des matières résiduelles de Dépôt Rive-Nord, situé dans la municipalité de St-Thomas. Dans cette perspective, des essais ont été réalisés dans le but de préciser certaines données spécifiques au dimensionnement du futur système de traitement des eaux et d'éviter un surdimensionnement des équipements prévus. Ces essais ont porté sur des traitements par voies chimiques et/ou biologiques d'un lixiviat prélevé ponctuellement au site d'échantillonnage L-302.

Ainsi, dans une première phase (Phase I), des essais de traitabilité par coagulation-floculation et de précipitation par élévation de pH (avec floculation des précipités formés) ont été menés afin de vérifier l'abattement de différents métaux ou autres paramètres jugés problématiques. Des essais par voie aérobie (en cuvée) ont ensuite été effectués sur trois types d'eau, soit l'eau brute, l'eau brute pré-traitée par coagulation-floculation et l'eau brute pré-traitée par élévation de pH. Des essais complémentaires de respirométrie ont également été réalisés afin de déterminer le taux de biodégradabilité du lixiviat et de vérifier le niveau d'adaptation des microorganismes au substrat. Finalement, quatre essais en cuvée de 1,5 L ont été réalisés afin de vérifier le comportement d'un système de traitement des eaux à alimentation continue et le degré d'adaptation au substrat (matière organique du lixiviat) des microorganismes développés.

Dans une deuxième phase (Phase II), des essais de traitabilité complémentaires ont été réalisés afin de valider certains des résultats obtenus lors de la Phase I, de préciser les étapes complémentaires de traitement requises pour respecter les critères de rejet du lixiviat au milieu récepteur et d'en connaître davantage sur les limites des traitements. Ces expérimentations consistaient, sommairement, en des essais de respirométrie complémentaires, un essai de dégradation aérobie en cuvée ainsi qu'en des essais de *strippage* de l'azote ammoniacal et de coagulation-floculation. Des essais de filtration rapide sur sable avaient également été envisagés, mais seulement s'ils s'avéraient nécessaires. Une combinaison de ces techniques a également été examinée.

Tous les essais de traitabilité des eaux de lixiviation, par voies chimiques et biologiques (aérobie), ont été réalisés à la STation Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement (STEPPE) de l'Université du Québec à Montréal.

1.2. OBJECTIFS

L'objectif général des essais consiste à préciser certaines données relatives au dimensionnement du futur système de traitement des eaux de lixiviation.

Plus spécifiquement, la **Phase I** du projet vise à :

- évaluer l'efficacité de précipitation des métaux (en prétraitement) par une élévation de pH du lixiviat;
- déterminer les quantités de NaOH nécessaires à la précipitation des métaux; cette activité permettra également de tracer la courbe d'évolution du pH en fonction de la quantité de NaOH ajoutée;
- évaluer l'efficacité d'un polymère et la concentration nécessaire à la floculation des précipités

formés par élévation de pH;

- déterminer, s'il y a lieu, la quantité d'acide (H_2SO_4) nécessaire à l'abaissement du pH suite à la précipitation des métaux par élévation de pH;
- tester l'efficacité d'une coagulation-floculation (en prétraitement) pour l'élimination des métaux et autres paramètres jugés comme problématiques;
- évaluer le potentiel de traitement biologique aérobie (par aération extensive en cuvée) des eaux de lixiviation;
- déterminer la constante du taux d'enlèvement de la DBO (K_e en base népérienne, d^{-1}) par le traçage de courbes de DBO (essais de respirométrie) et évaluer, de manière qualitative, la toxicité du lixiviat pour les microorganismes;
- vérifier le comportement d'un système de traitement des eaux à alimentation continue et le degré d'adaptation des microorganismes développés par la réalisation d'essais de respirométrie et d'essais biologiques séquentiels en cuvées de 1,5 L.

En ce qui concerne la **Phase II** d'essais, elle vise spécifiquement à :

- valider les résultats obtenus en cuvées lors de la Phase I du projet par un essai réalisé avec une eau de lixiviation de type « composée » (composée de plusieurs prélèvements ponctuels) tout en produisant une quantité suffisante de lixiviat traité biologiquement pour les essais physico-chimiques de strippage, de coagulation-floculation et de filtration rapide (s'il y a lieu);
- déterminer la constante du taux d'enlèvement de la DBO (K_e en base népérienne, d^{-1}) pour deux eaux de lixiviation prélevées du site L-302 par des essais de respirométrie. Ces essais permettront de valider ceux obtenus à la première phase du projet, de généraliser les conclusions obtenues ainsi que de préciser à quel taux de dilution la toxicité du lixiviat s'estompe;
- déterminer le taux d'abattement de l'azote ammoniacal par strippage de l'eau traitée biologiquement et ce, à différents pH d'essai. Les quantités de réactifs (NaOH, chaux ou acide) nécessaires aux ajustements de pH seront évaluées. L'élimination des MES, du phosphore total et de certains métaux sera également examinée à cette étape suite à une décantation de l'eau ayant subi le strippage;
- déterminer le taux d'abattement des MES, du phosphore total ainsi que de certains métaux considérés comme problématiques par coagulation-floculation ou précipitation de l'eau traitée biologiquement (ou de l'eau traitée biologiquement ayant subi un strippage);
- déterminer, s'il y a lieu, l'efficacité d'une filtration rapide sur sable pour éliminer les MES, une portion du phosphore ainsi que certains métaux jugés comme problématiques. Les essais, réalisés sur l'eau traitée biologiquement et ayant subi un strippage et/ou une coagulation-floculation, permettront de préciser l'effet de la charge superficielle (taux de filtration) sur l'efficacité de la filtration et l'évolution des pertes de charge (en fonction des charges superficielles étudiées).

Globalement, le projet permettra de vérifier, en fonction des différentes variantes de traitement testées, le degré d'abattement des différents paramètres (DBO₅, DCO, azote ammoniacal, métaux, huiles et graisses totales, composés phénoliques, coliformes fécaux, etc.) en relation avec les critères de rejet applicables à ce site.

1.3. CONTENU DU RAPPORT

Le présent rapport fournit d'abord les détails sur la méthodologie générale suivie lors des

essais. Par la suite, la méthodologie spécifique, les résultats obtenus, leur interprétation ainsi que les conclusions spécifiques découlant des essais sont présentés pour chacune des étapes. Finalement, le rapport se termine par une discussion ainsi qu'une conclusion générale.

1.4. LIMITES LIÉES AUX RÉSULTATS ET LEUR INTERPRÉTATION

Les eaux de lixiviation employées dans le cadre de cette étude provenaient du site L-302 (voisin de celui projeté) d'élimination des matières résiduelles de Dépôt Rive-Nord. Cette étude a donc été réalisée en supposant que les caractéristiques du lixiviat généré par ce site d'enfouissement sont semblables à celui projeté¹. Comme ces caractéristiques peuvent varier, entre autres, en fonction de la configuration du site, du mode de gestion, de la nature et l'âge des déchets, du degré de leur biodégradation, des conditions hydrogéologiques, etc., les résultats présentés et les conclusions énoncées doivent tout de même être utilisés avec circonspection. Il demeure toutefois logique de procéder ainsi et de supposer telle transposition des résultats puisqu'il est impossible de mener l'étude avec les eaux issues du futur site, ce site étant encore inexistant. Une certaine prudence doit tout de même accompagner cette démarche.

¹La proportion relative des contaminants des eaux de lixiviation générées par le site L-302 et celui projeté est supposée comme relativement semblable. Toutefois, les concentrations de ces contaminants peuvent différer d'un site à l'autre en raison des apports d'eau qui dépendent, entre autres, de la configuration du site, de son mode de gestion, etc.

2. MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente la méthodologie générale s'appliquant à l'ensemble des essais réalisés. La méthodologie spécifique à chacune des étapes du projet sera détaillée, au chapitre suivant, lors de la présentation des résultats.

2.1. PROVENANCE DES EAUX

Les eaux de lixiviation employées lors de cette étude provenaient directement du site L-302 d'élimination des matières résiduelles de Dépôt Rive-Nord. Tel qu'explicité précédemment, ce site est situé à proximité de celui projeté par la présente étude et les eaux prélevées à ce site devraient théoriquement présenter des caractéristiques assez similaires à celles du site projeté. Les eaux ont été prélevées selon les besoins associés aux essais. Lors de la Phase I du projet, un volume total de 600 L d'eau (3 barils de 205 L) de lixiviation a été échantillonné d'un puisard situé sur le site L-302 puis transporté vers le laboratoire où toutes les manipulations ont été réalisées dans les meilleurs délais possibles. Lors de la Phase II du projet, deux volumes d'eau de lixiviation de près de 1200 L chacun (2 x 6 barils de 205 L) ont été échantillonnés (site L-302) lors d'une même semaine puis acheminés au laboratoire pour les essais subséquents. Sauf avis contraire, toutes les manipulations ont été menées à la température ambiante du laboratoire, soit entre 20°C et 23°C. À leur arrivée au laboratoire et selon les besoins des expérimentations, les eaux reçues ont été transvidées dans un seul réservoir et homogénéisées afin d'éviter toutes disparités entre les caractéristiques des eaux de chacun des barils. Ensuite, une redistribution a été effectuée dans les barils dans le but de faciliter la manipulation des eaux.

2.2. SÉRIES D'ESSAIS RÉALISÉES

Différentes séries d'essais ont été réalisées dans le but de déterminer la chaîne de traitement la plus appropriée pour le traitement des eaux de lixiviation. Les figures 1 et 2 illustrent les séquences d'essais réalisées lors des phases I et II du projet, et ses spécificités générales ainsi que les correspondances avec les sections du rapport. Lors de tous les essais de type biologique, du phosphore a été ajouté à l'eau afin de satisfaire le rapport habituel 100 : 5 : 1 (DBO₅ : N : P) requis pour les besoins des microorganismes. Le phosphore a été ajouté sous forme d'une solution composée d'un mélange de KH₂PO₄ et K₂HPO₄. Sauf avis contraire, l'ensemencement des eaux lors des essais de type biologique (essais en cuvée aérée, essais de respirométrie) a été effectué avec des souches bactériennes mixtes lyophilisées POLYSEED®.

2.3. MÉTHODES D'ANALYSES

Le tableau 1 présente le détail des méthodes d'analyses employées lors de l'étude. Les analyses les plus courantes ont été effectuées au laboratoire de la STEPPE-UQAM. Les autres paramètres, qui requièrent des équipements plus spécialisés, ont été analysés à l'externe par le laboratoire privé Sodexen. Au besoin, des analyses de DBO_{5 soluble} et de carbone organique dissous (COD) ont été effectuées en cours de projet. Dans ce cas, les portions solubles ont été générées suite à une filtration sur un filtre en fibres de verre de marque *Whatman 934AH* (ou équivalent) destiné à l'analyse des MES/MVES.

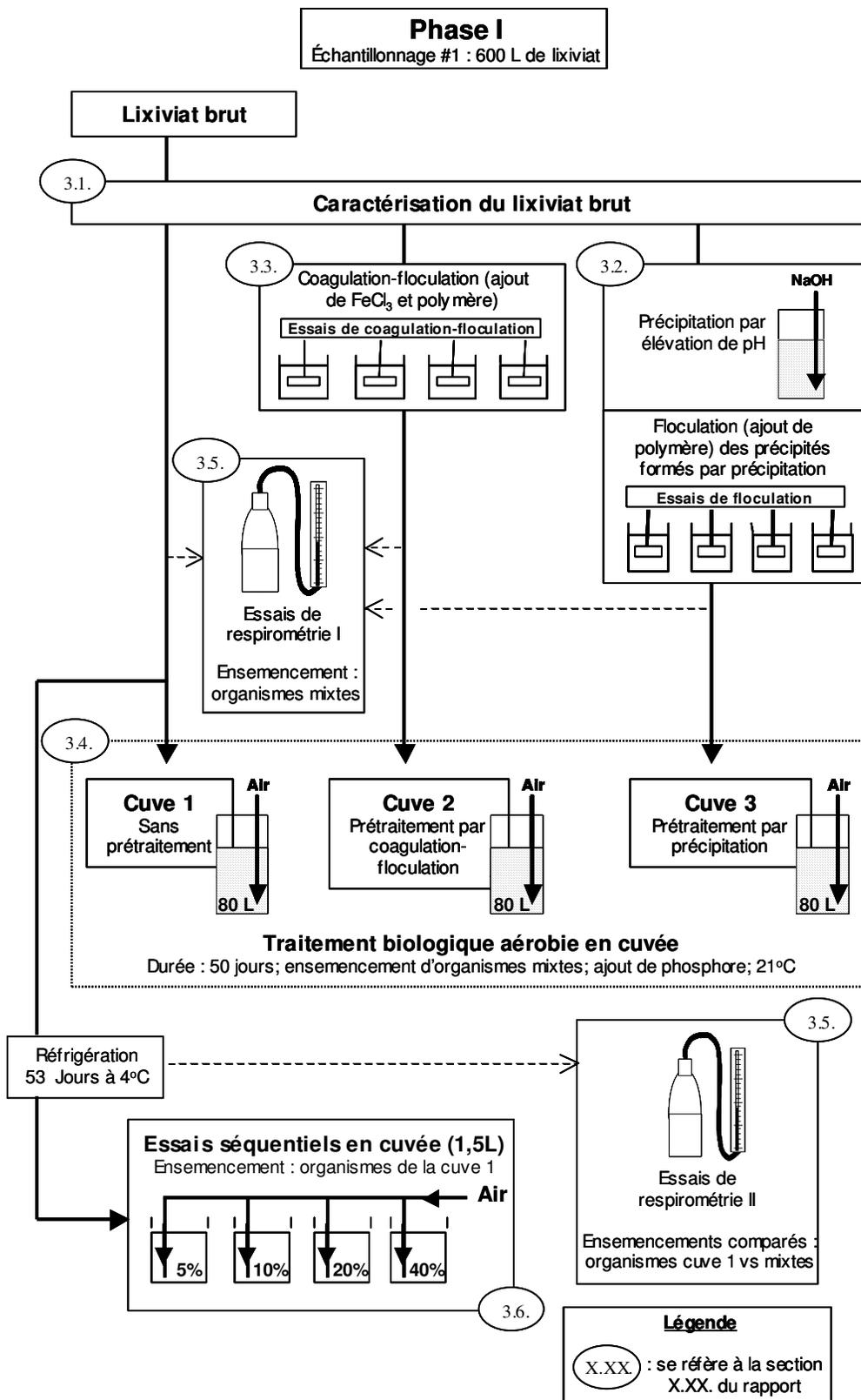


Figure 1 : Organigramme des essais de la phase I

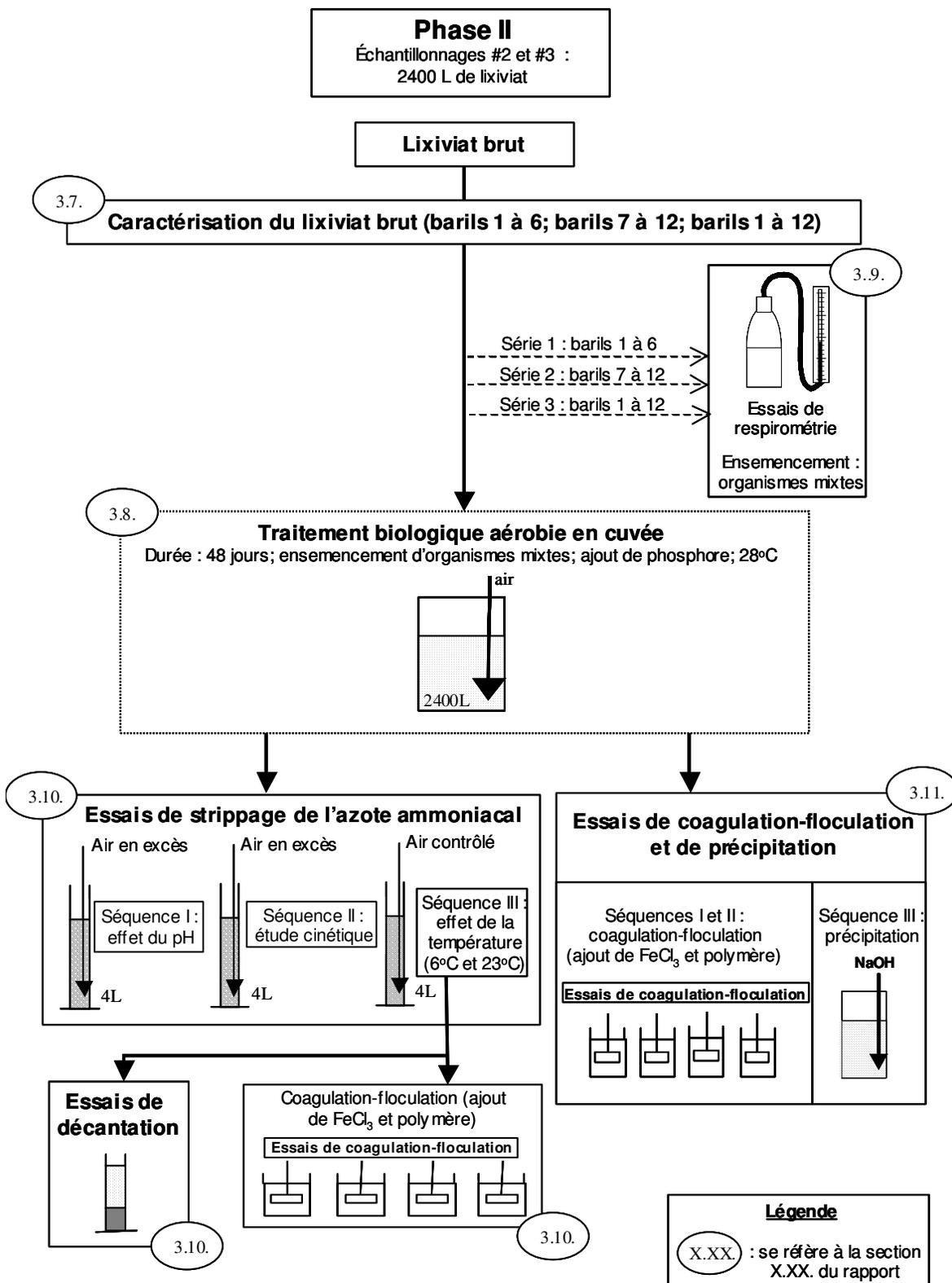


Figure 2 : Organigramme des essais de la phase II

Tableau 1 - Méthodes d'analyses employées lors des différents essais.

| Paramètre | Lieu d'analyse | Description de la méthode | Référence |
|--|----------------|--|--|
| Alcalinité totale | STEPPE-UQAM | Alcalinité par potentiométrie/titration | SM-2320-B |
| Aluminium | Sodexen | ICP | SM-3120 |
| Arsenic | Sodexen | Digestion/hydrures AA | SM-3114-B |
| Azote ammoniacal (NH ₃) | STEPPE-UQAM | Distillation/titrage | SM-4500-NH ₃ -B SM-4500-NH ₃ -E |
| Azote Kjeldahl (NTK) | STEPPE-UQAM | Digestion/distillation/titrage | SM-4500-N _{org} -C |
| Cadmium | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |
| Carbone organique | STEPPE-UQAM | Combustion/infra-rouge | SM-5310-B |
| Chlorures | Sodexen | Chromatographie ionique | SM-4110-B |
| Chrome | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |
| Composés phénoliques | Sodexen | Colorimétrie | EPA-9065 |
| Coliformes fécaux (E. coli) | Sodexen | Membrane filtrante | Menviq 88.01/703-CF1.1 |
| Coliformes totaux | Sodexen | Membrane filtrante | Menviq 88.01/703-CT1.1 |
| Cuivre | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110 B |
| Cyanures totaux | Sodexen | Distillation/électrométrie | SM-4500-CN-F |
| Demande biochimique en oxygène (DBO ₅) | STEPPE-UQAM | Sans inhibiteur de nitrification/membrane à O ₂ dissous | SM-5210-B |
| Demande chimique en oxygène (DCO) | STEPPE-UQAM | Digestion à reflux fermé/titration | SM-5220-C |
| Fer | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |
| Huiles et graisses totales | Sodexen | Extraction avec hexane/gravimétrie | EPA 1664 |
| Manganèse | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |
| Mercuré | Sodexen | Digestion/vapeur froide | SM-3112-B |
| MES | STEPPE-UQAM | Gravimétrie/séchage à 103-105°C | SM-2540-D |
| MVES | STEPPE-UQAM | Gravimétrie/séchage à 550°C | SM-2540-E |
| Nickel | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |
| Nitrates | Sodexen | Chromatographie ionique | SM-4110-B |
| Nitrites | Sodexen | Chromatographie ionique | SM-4110-B |
| Oxygène dissous | STEPPE-UQAM | Membrane à O ₂ dissous (électrométrie) | SM-4500-O-G. |
| pH | STEPPE-UQAM | Électrométrie | SM-4500-H ⁺ |
| Phosphore total | Sodexen | Digestion/colorimétrie | SM-4500-P.B |
| Plomb | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |
| Sélénium | Sodexen | Digestion/hydrures AA | SM-3114-B |
| Sulfates | Sodexen | Chromatographie ionique | SM-4110-B |
| Sulfures | Sodexen | Colorimétrie | SM-4500-S-D |
| Turbidité | STEPPE-UQAM | Néphélométrie | SM-2130-B |
| Zinc | Sodexen | Absorption atomique/ICP | SM-3120; SM-3110-B |

SM : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA). 19th edition, U.S. : Washington, 1 108 p., 1995.

3. RÉSULTATS

Ce chapitre présente, pour chaque étape de traitement simulée en laboratoire, la méthodologie spécifique aux essais, les résultats obtenus et leur interprétation en plus des conclusions découlant de l'activité. Le chapitre présente consécutivement les résultats obtenus pour la Phase I et la Phase II du projet.

À noter que, dans ce chapitre, le symbole « < » (plus petit que) indique que la valeur présentée se situe sous la limite de détection de la méthode analytique.

3.1. PHASE I – CARACTÉRISATION DES EAUX BRUTES

Le tableau 2 présente les résultats de caractérisation des eaux brutes du site L-302 reçues au laboratoire en comparaison avec le Critère A (Article 45 du MEF; projet de règlement remplacé

Tableau 2 - Caractéristiques des eaux brutes et critères de rejet (Phase 1)

| PARAMÈTRES | Unités | Critère A (Article 45) | Critère B | | OER Objectifs environ. | Eau brute 302 |
|---|---------------------------------|---------------------------|-------------------------------------|------------------|------------------------------|------------------|
| | | | Critère révisé du MEF Journalier | Mensuel | | |
| Chlorures | mg-Cl/L | --- | | | 3273 | 916 |
| Cyanures totaux | mg CN/L | 0,25 | | | 0,04 | < 0,03 |
| DBO ₅ totale | mg-O ₂ /L | 150 | 150 | 65 | 105 | 14600 |
| DCO | mg-O ₂ /L | 400 | | | | 26750 |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,5 | | | 0,016 | 2,14 |
| Azote ammoniacal | mg-N/L | 61 | 25 | 10 | 17 | 520 |
| Azote Kjeldahl | mg-N/L | --- | | | | 580 |
| Nitrites | mg-N/L | 1 | | | 1,6 | 0,71 |
| Nitates | mg-N/L | --- | | | 567 | |
| Nitrites + nitrates | mg-N/L | --- | | | | 0,71 + < 0,16 |
| Phosphore total | mg-P/L | 1 | | | 0,97 | < 5 |
| Alcalinité | mg-CaCO ₃ /L | --- | | | | 6286 |
| pH | --- | 6,5 à 9,0 | 6,0 à 9,5 | 6,0 à 9,5 | | 6,2 |
| Sulfates | mg/L | --- | | | | 1180 |
| MES et/ou MVES | mg/L | 65 | 90 | 35 | 499 | 284 / 92 |
| Aluminium | mg/L | 4,4 | | | 0,5 | < 1,00 |
| Arsenic | mg/L | 0,05 | | | 0,46 | < 0,01 |
| Bore | mg/L | --- | | | 11,5 | --- |
| Cadmium | mg/L | --- | | | 0,022 | < 0,025 |
| Chrome | mg/L | 0,25 | | | 2,0 | 0,506 |
| Cuivre | mg/L | 0,25 | | | 0,16 | 0,142 |
| Fer | mg/L | 15 | | | 0,53 | 726 |
| Mercuré | mg/L | 0,001 | | | 0,000015 | < 0,0004 |
| Magnésium | mg/L | --- | | | | --- |
| Manganèse | mg/L | 25 | | | | 41,4 |
| Nickel | mg/L | 2,8 | | | 1,2 | < 0,050 |
| Plomb | mg/L | 0,25 | | | 0,05 | < 0,050 |
| Sélénium | mg/L | 0,25 | | | 0,07 | < 0,01 |
| Zinc | mg/L | 1,9 | 0,17 | 0,07 | 2,6 | 11,8 |
| Huiles et graisses totales | mg/L | 10 | | | | 7,97 |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,25 | 0,085 | 0,030 | 0,2 | 8,59 |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | --- | 275 | 100 | - | 100 |
| Coliformes totaux | UCF/100 mL | 10000 | | | | 500 |
| Rapport DBO ₅ : N : P estimé | mg-O ₂ : mg-N : mg-P | --- | | | | 14 600 : 580 : 5 |

le Critère B), le Critère B (critère révisé du MEF) journalier ou mensuel ainsi que les objectifs environnementaux de rejet (OER) au cours d'eau récepteur. L'examen du tableau révèle que 10 paramètres (DBO_5 totale, DCO, sulfures totaux, azote ammoniacal, MES, chrome, fer, manganèse, zinc, composés phénoliques) de l'eau brute dépassent les valeurs du critère le plus sévère indiqué au tableau. De tels résultats impliquent que le lixiviat ne peut pas être rejeté dans l'environnement sans un traitement préalable. Chacune des valeurs est mise en évidence en relation avec celle du critère le plus sévère correspondant. Le résultat d'huiles et graisses totales (7,97 mg/L) doit être considéré comme douteux puisque que des valeurs nettement plus importantes ont été observées suite aux traitements de cette eau brute par précipitation (élévation de pH) et coagulation floculation. Après ces traitements, des valeurs de 66 mg/L et 88 mg/L ont respectivement été obtenues signifiant un dépassement du Critère A du MEF (projet de règlement). D'autres paramètres (aluminium, cadmium, mercure) pourraient théoriquement dépasser les valeurs indiquées par les critères du MEF mais, en raison des limites de détection des méthodes analytiques, il n'est pas possible de statuer sur la question.

En ce qui concerne le rapport $DBO_5 : N : P$ de l'eau brute, un déficit important est observé au niveau du phosphore. En effet, ce rapport se situe à près de 14 600 : 580 : 5 en comparaison avec le rapport 14 600 : 730 : 146 (correspondant à 100 : 5 : 1) requis pour les microorganismes. Bien qu'un certain déficit soit également observé pour l'azote, seulement un ajout de phosphore (100 mg-P/L) sous forme d'une solution composée d'un mélange de KH_2PO_4 et K_2HPO_4 a été effectué.

Par ailleurs, le rapport DBO_5/DCO est de 0,55 ce qui indique que la fraction biodégradable est relativement bonne. Un tel résultat peut s'expliquer par le jeune âge du site d'enfouissement et le niveau de biodégradation des déchets. Ainsi, une fraction ($1 - 0,55 = 0,45$) de la matière organique présente dans le lixiviat sera normalement résistante à la biodégradation.

D'autre part, l'alcalinité totale a été évaluée à 6300 mg- $CaCO_3/L$ ce qui indique que le lixiviat présente une excellente capacité tampon.

En conclusion, les résultats de caractérisation de l'eau brute permettent de confirmer qu'un traitement du lixiviat est nécessaire avant son rejet dans l'environnement. Ce traitement devra permettre d'abaisser considérablement des paramètres tels que la DBO_5 , la DCO, les sulfures totaux, l'azote ammoniacal, le fer, le zinc, les huiles et graisses et les composés phénoliques afin de respecter les critères de rejet dans l'environnement. De plus, tout traitement biologique subséquent devra nécessairement considérer un apport en nutriments phosphorés afin d'assurer une biodégradation complète de la matière organique.

3.2. PHASE I – PRÉTRAITEMENT : PRÉCIPITATION PAR ÉLÉVATION DU pH

3.2.1. Méthodologie spécifique

Rehaussement du pH et précipitation

Afin d'évaluer le degré de précipitation des métaux suite à une augmentation de pH, du NaOH sous forme liquide (10 N) a été ajouté graduellement à un volume de lixiviat jusqu'à l'atteinte d'un pH final de 12,0. Une courbe de rehaussement du pH a ainsi été tracée en fonction de la quantité de NaOH ajoutée. Des conditions de stabilité de pH ont été atteintes lors de chacun des ajustements (délai de stabilisation variable selon le pH). Le volume de lixiviat, fixé à 16 L, a été agité continuellement lors des ajustements.

Pour vérifier le taux de précipitation, des analyses de MES ont également été réalisées pour chacune des valeurs de pH étudiées. Des échantillons ont donc été prélevés lors du rehaussement du pH. Les volumes de NaOH (10 N) ont par la suite été corrigés en fonction de la perte de volume due aux analyses de MES (de l'ordre de 0,9 L par prélèvement) et convertis en NaOH 50% (19,15 N ; concentration de NaOH retrouvée dans l'industrie). L'expérimentation a été conduite à 20 °C.

Des analyses de métaux ont ensuite été effectuées sur les surnageants des échantillons correspondant aux pH 8,5, 10,3, 11,0 et 12,0 afin de confirmer leur précipitation. Les surnageants ont été obtenus suite à la décantation d'une durée arbitraire d'une heure de 500 mL d'échantillon dans un cylindre gradué.

Floculation des précipités formés

À partir d'un volume de 20 L préalablement conditionné au pH optimal déterminé précédemment (pH 8,5), des essais de floculation ont été réalisés afin d'estimer l'efficacité d'un polymère anionique (*Prosédim AS37* de *Degrémont Erpac*) et la concentration nécessaire au traitement. Cette floculation vise à accélérer la décantation des MES formées par élévation de pH. Les performances du polymère ont été évaluées avec l'aide d'un agitateur de marque *Velp Scientifica* typiquement employé pour les essais de coagulation-floculation (bêchers de 2 L). Les concentrations de polymère ont varié entre 0,025 et 1 mg/L. À titre de comparaison, un témoin a aussi été préparé suivant les mêmes conditions, mais sans ajout de polymère. L'essai a été réalisé à la température ambiante du laboratoire, soit 20 °C.

La procédure d'essais de floculation a été la suivante :

- agitation rapide à un équivalent de gradient de vitesse G de 220 s^{-1} ;
- injection du polymère;
- attente d'une minute pour la dispersion du polymère;
- diminution de l'agitation à $G = 50 \text{ s}^{-1}$;
- période de floculation de 5 minutes;
- arrêt de l'agitation;
- période de décantation de 3 minutes;
- purge des prises d'échantillonnage;
- échantillonnage des eaux surnageantes et analyse des MES résiduelles.

3.2.2. Résultats et interprétation

Rehaussement du pH et précipitation

Le tableau 3 présente, en fonction du rehaussement du pH, les quantités de NaOH employées, les MES formées ainsi que la couleur du lixiviat observée. Tel que précisé en marge du tableau, le pH s'est avéré particulièrement difficile à stabiliser entre 8,5 et 10,0. De plus, une volatilisation importante de $\text{NH}_3 \text{ (g)}$ a été observée (forte odeur d'ammoniac) lors de la manipulation à partir d'une valeur de pH de 9,4 et plus. Ce dernier résultat était attendu puisque la forme gazeuse NH_3 commence à prédominer, au dépens de la forme ionique NH_4^+ , lorsque le pH est supérieure à 9,3 unités ($\text{pK}_a = 9,3$ à 25 °C). En complémentarité du tableau, les figures 3 et 4 présentent respectivement la quantité cumulative de NaOH 50% (L/m^3 de lixiviat) ainsi que l'évolution du taux de précipitation en fonction du pH atteint.

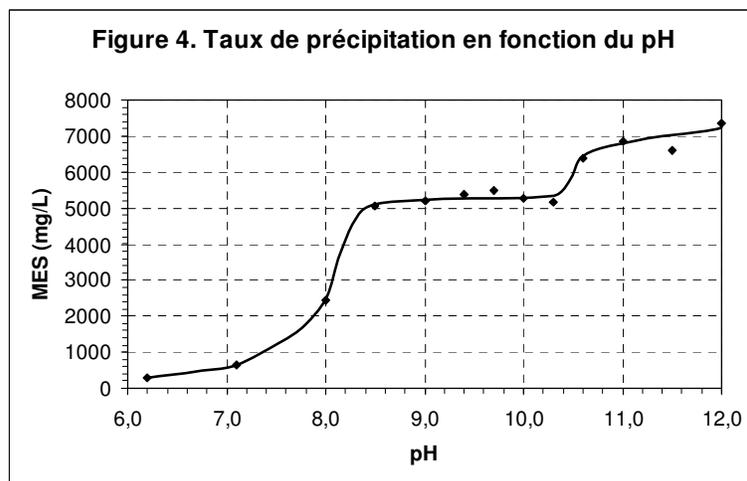
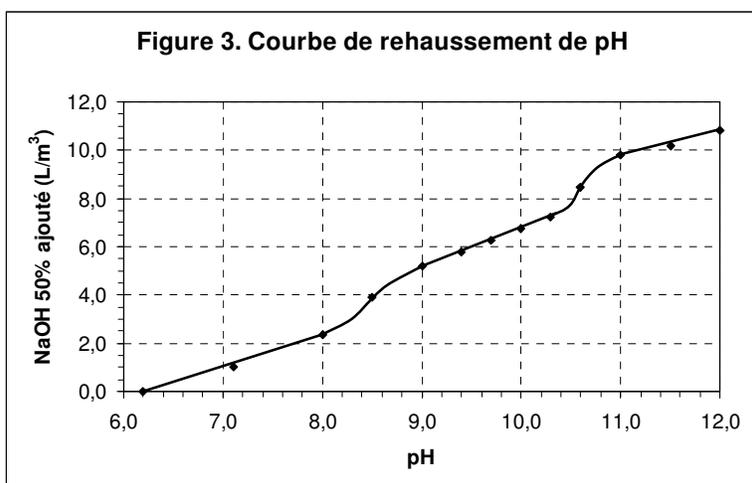
Tableau 3. Détails des résultats de remontée du pH

| pH | Concentration cumulative de NaOH (10N) | Concentration cumulative de NaOH 50% (19,15 N) | MES | Couleur du lixiviat |
|------------------|--|--|------|---------------------|
| --- | mL/L ou L/m ³ | mL/L ou L/m ³ | mg/L | --- |
| 6,2 (pH initial) | 0,00 | 0,00 | 285 | brunâtre |
| 7,1 | 2,00 | 1,04 | 640 | brunâtre |
| 8,0 | 4,54 | 2,37 | 2430 | vert forêt |
| 8,5 | 7,46 | 3,90 | 5075 | vert forêt |
| 9,0 | 9,97 | 5,21 | 5210 | vert forêt-brun |
| 9,4 | 11,1 | 5,79 | 5395 | vert forêt-brun |
| 9,7 | 12,0 | 6,27 | 5500 | caramel écossais |
| 10,0 | 12,9 | 6,75 | 5285 | caramel écossais |
| 10,3 | 13,8 | 7,21 | 5165 | caramel écossais |
| 10,6 | 16,2 | 8,47 | 6405 | caramel écossais |
| 11,0 | 18,8 | 9,79 | 6840 | caramel écossais |
| 11,5 | 19,5 | 10,2 | 6620 | caramel écossais |
| 12,0 | 20,7 | 10,8 | 7345 | caramel écossais |

} pH difficile à stabiliser

↓
Dégazage de NH₃

N.B. : - essai réalisé sur un volume initial de lixiviat de 16 L à 20°C
- dilution occasionnée par l'ajout de NaOH négligée.



Globalement, la figure 3 montre une évolution assez proportionnelle du volume cumulatif de NaOH nécessaire pour l'augmentation du pH. Plus spécifiquement, trois segments peuvent être identifiés : pH 6,0-8,0 ; pH 9,0-10,3 et pH 11,0-12,0. La pente la plus forte est observée pour le segment central ce qui implique qu'une quantité plus importante de NaOH est requise pour modifier le pH du lixiviat lorsqu'il est situé dans ce segment (pH 9,0 à 10,3). L'analyse de la quantité de MES formées en fonction du pH atteint (figure 4) permet également de constater trois zones distinctes. La première remontée est essentiellement due à la précipitation des métaux sous forme d'hydroxydes. Suit une zone plateau, à partir d'un pH de 8,5 où la précipitation est peu significative. Dans cette zone, l'acidité est titrée et certains métaux traces sont précipités. Enfin, à partir d'un pH de 10,3 une seconde remontée est obtenue, où la précipitation se poursuit. Cette dernière zone s'explique essentiellement par la précipitation de métaux résiduels et des ions calcium et magnésium sous forme d'hydroxydes ou de carbonates [Mg(OH)₂, Ca(OH)₂, MgCO₃, CaCO₃] présents surtout lorsque le pH est supérieur à 10,3.

L'analyse des métaux sur les échantillons de surnageant du lixiviat aux pH 8,5, 10,3, 11,0 et 12,0 a permis de confirmer que l'augmentation du pH entraînait la précipitation des métaux. En effet, tel que présenté au tableau 4, les concentrations en métaux (chrome, fer, manganèse, zinc) du lixiviat brut ont diminué considérablement suite à l'élévation du pH. Toutefois, le fer, le mercure ainsi que le zinc demeurent toujours problématiques par rapport aux critères du MEF les plus sévères.

L'étude des figure 3 et 4 a permis de fixer le pH optimal à 8,5 puisque cette valeur se situe à la fin de la première remontée de la courbe de précipitation (figure 4) ou, plus précisément, au

Tableau 4 - Récapitulatif des résultats (Phase 1, pré-traitements par élévation de pH)

| PARAMÈTRES | Unités | Critère A (Article 45) | Critère B | | OER Objectifs environ. | Eau brute 302 | Précipitation par élévation de pH (eau clarifiée) | | | |
|---|---------------------------------|---------------------------|-------------------------------------|-----------|------------------------------|------------------|---|---------|---------|---------|
| | | | Critère révisé du MEF Journalier | Mensuel | | | pH 8,5 | pH 10,3 | pH 11,0 | pH 12,0 |
| Chlorures | mg-Cl/L | --- | | | 3273 | 916 | --- | --- | --- | --- |
| Cyanures totaux | mg CN/L | 0,25 | | | 0,04 | < 0,03 | < 0,02 | --- | --- | --- |
| DBO ₅ totale | mg-O ₂ /L | 150 | 150 | 65 | 105 | 14600 | --- | --- | --- | --- |
| DCO | mg-O ₂ /L | 400 | | | | 26750 | --- | --- | --- | --- |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,5 | | | 0,016 | 2,14 | < 0,10 | --- | --- | --- |
| Azote ammoniacal | mg-N/L | 61 | 25 | 10 | 17 | 520 | --- | --- | --- | --- |
| Azote Kjeldahl | mg-N/L | --- | | | | 580 | --- | --- | --- | --- |
| Nitrites | mg-N/L | 1 | | | 1,6 | 0,71 | < 0,05 | --- | --- | --- |
| Nitates | mg-N/L | --- | | | 567 | | | | | |
| Nitrites + nitrates | mg-N/L | --- | | | | 0,71 + < 0,16 | < 0,05 + < 0,16 | --- | --- | --- |
| Phosphore total | mg-P/L | 1 | | | 0,97 | < 5 | --- | --- | --- | --- |
| Alcalinité | mg-CaCO ₃ /L | --- | | | | 6286 | 5885 | --- | --- | --- |
| pH | --- | 6,5 à 9,0 | 6,0 à 9,5 | 6,0 à 9,5 | | 6,2 | 8,5 | 10,3 | 11,0 | 12,0 |
| Sulfates | mg/L | --- | | | | 1180 | 1040 | --- | --- | --- |
| MES et/ou MVES | mg/L | 65 | 90 | 35 | 499 | 284 / 92 | (464 / 57) ¹ | --- | --- | --- |
| Aluminium | mg/L | 4,4 | | | 0,5 | < 1,00 | < 1,00 | < 1,00 | < 1,00 | < 1,00 |
| Arsenic | mg/L | 0,05 | | | 0,46 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Bore | mg/L | --- | | | 11,5 | --- | --- | --- | --- | --- |
| Cadmium | mg/L | --- | | | 0,022 | < 0,025 | < 0,025 | < 0,025 | < 0,025 | < 0,025 |
| Chrome | mg/L | 0,25 | | | 2,0 | 0,506 | 0,142 | 0,120 | 0,126 | 0,142 |
| Cuivre | mg/L | 0,25 | | | 0,16 | 0,142 | 0,048 | 0,038 | 0,066 | 0,062 |
| Fer | mg/L | 15 | | | 0,53 | 726 | 25,8 | 4,06 | 3,38 | 5,12 |
| Mercuré | mg/L | 0,001 | | | 0,00015 | < 0,0004 | 0,0005 | 0,001 | 0,0007 | 0,0008 |
| Magnésium | mg/L | --- | | | | --- | --- | --- | --- | --- |
| Manganèse | mg/L | 25 | | | | 41,4 | 1,73 | 0,274 | 0,164 | 0,234 |
| Nickel | mg/L | 2,8 | | | 1,2 | < 0,050 | < 0,050 | < 0,050 | < 0,050 | 0,094 |
| Plomb | mg/L | 0,25 | | | 0,05 | < 0,050 | < 0,050 | < 0,050 | < 0,050 | < 0,050 |
| Sélénium | mg/L | 0,25 | | | 0,07 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Zinc | mg/L | 1,9 | 0,17 | 0,07 | 2,6 | 11,8 | 0,604 | 0,140 | 0,100 | 0,170 |
| Huiles et graisses totales | mg/L | 10 | | | | 7,97 | 66,8 | --- | --- | --- |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,25 | 0,085 | 0,030 | 0,2 | 8,59 | 6,05 | --- | --- | --- |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | --- | 275 | 100 | - | 100 | --- | --- | --- | --- |
| Coliformes totaux | UCF/100 mL | 10000 | | | | 500 | < 10 | --- | --- | --- |
| Rapport DBO ₅ : N : P estimé | mg-O ₂ : mg-N : mg-P | --- | | | | 14 600 : 580 : 5 | --- | --- | --- | --- |

¹Suite à l'ajout de près de 100 mg-P/L de phosphore sous forme de K₂HPO₄ et KH₂PO₄

début du premier plateau atteint. Ce pH assure un abattement important des métaux présents dans le lixiviat sans toutefois concourir à une utilisation importante de NaOH et à une production excessive de boues. En pratique, un volume de l'ordre de 4 mL de NaOH 50% doit être ajouté par litre de lixiviat pour atteindre cette condition et entraîner la précipitation de près de 5000 mg/L de MES.

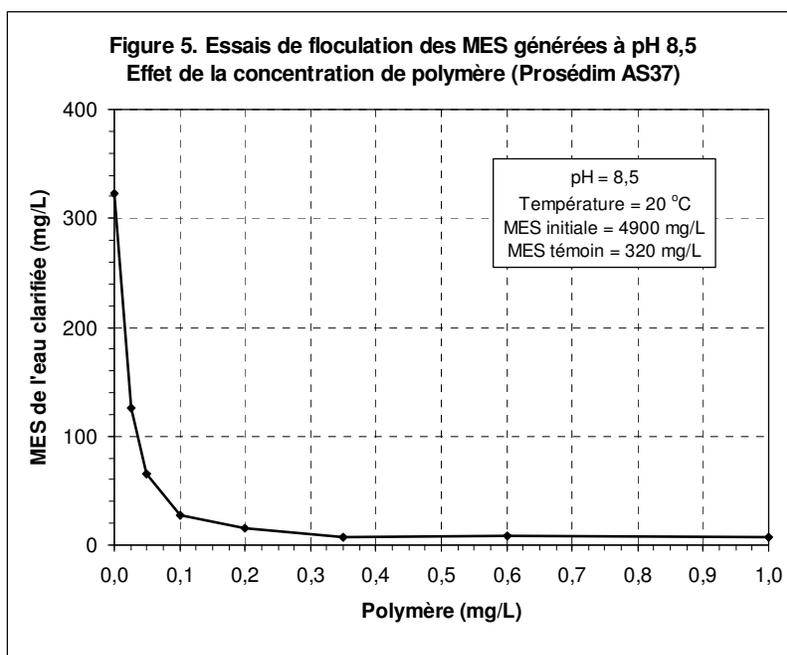
De manière plus large, l'élévation du pH à une valeur supérieure à 10,3 n'a pas permis d'éliminer davantage de métaux. De plus, la précipitation par élévation du pH s'est avérée inefficace pour l'élimination des huiles et graisses totales et les composés phénoliques. Toutefois, une élévation du pH à 8,5 a conduit à un abattement significatif des sulfures totaux.

Finalement, compte tenu des difficultés de stabilisation rencontrées (quelques minutes) lors des ajustements de pH entre 8,5 et 10,0, il est recommandé qu'une période d'au moins 30 minutes soit allouée à cette procédure à grande échelle afin d'ajuster le pH à la valeur désirée.

Floculation des précipités formés

L'objectif de cette activité consistait à évaluer l'efficacité d'un polymère et la concentration nécessaire à la floculation des précipités formés par élévation de pH.

La figure 5 présente les résultats obtenus suite aux essais de floculation réalisés avec le polymère anionique *Prosédim AS37*. Les résultats révèlent un abattement important des MES en fonction de l'augmentation de la concentration de polymère. En effet, sans ajout de polymère (témoin), la concentration résiduelle en MES a atteint 320 mg/L tandis qu'une concentration de polymère aussi faible que 0,25 mg/L a permis l'obtention d'une teneur en MES inférieure à 10 mg/L. L'utilisation du polymère permet, en outre, un abattement efficace et rapide des MES obtenues suite à l'élévation du pH ainsi que la production d'une boue nettement plus compacte (plus dense). Compte tenu du faible coût associé à l'achat de ce genre de réactif par rapport aux bénéfices obtenus, une concentration de polymère de l'ordre de 0,35 mg/L est recommandée pour la poursuite de l'étude.



3.2.3. Conclusions spécifiques

Globalement, les essais de précipitation par élévation du pH ainsi que les essais de floculation des précipités formés permettent de tirer les conclusions suivantes :

- le pH considéré comme optimal pour la précipitation des métaux de l'eau brute est de 8,5. À ce pH, la majorité des métaux sont précipités tout en minimisant la quantité de NaOH requise pour atteindre ce pH et le volume de boues produites. Par rapport aux critères les plus sévères du MEF, les teneurs en fer, mercure et zinc demeurent toujours problématiques. Les valeurs de mercure doivent toutefois être considérées comme douteuses dans la mesure où la concentration mesurée à l'eau brute se situait en deçà des limites de détection analytiques;
- aucune élimination des huiles et graisses totales et des composés phénoliques n'a été observée suite à la précipitation par élévation de pH à 8,5. Toutefois, un abattement significatif des sulfures totaux a été obtenu;
- la quantité de NaOH pour atteindre le pH optimal est de l'ordre de 4 mL de NaOH 50% (19,15 N) par litre de lixiviat, soit 4 L/m³ de lixiviat;
- l'ajustement du pH dans la plage allant de 8,5 à 10,0 s'est avéré particulièrement difficile. Une période d'au moins 30 minutes est recommandée à grande échelle afin d'ajuster le pH à la valeur visée de 8,5;
- le polymère *Prosédim AS37* de *Degrémont Erpac* offre d'excellentes performances à une concentration de 0,35 mg/L pour floculer les précipités formés suite à l'élévation de pH à 8,5. La décantation subséquente se produit extrêmement rapidement et mène à la formation d'une boue nettement plus compacte;
- lors des essais de floculation, les MES des eaux « précipitées » (4900 mg/L) ont été abaissées à une valeur inférieure à 10 mg/L alors que sans l'emploi de polymère, elles se situaient à 320 mg/L dans le surnageant.

3.3. PHASE I – PRÉTRAITEMENT : COAGULATION-FLOCCULATION

3.3.1. Méthodologie spécifique

Des essais de coagulation-floculation en béchers (2 L) ont été réalisés afin de vérifier le potentiel de coagulation-floculation de l'eau de lixiviation. Pour ce faire, trois séries d'essais ont été menées afin de déterminer l'effet de différentes variables sur l'efficacité de la coagulation-floculation. La première série a porté sur l'effet du pH et du type de polymère sur l'efficacité de la coagulation-floculation (concentrations de coagulant et de polymère constantes). La deuxième série d'essais a porté sur l'évaluation de l'effet de la concentration de polymère sur l'efficacité (concentration de coagulant et pH constants). Finalement, la troisième série d'essais a traité de l'effet du type de coagulant (et de sa concentration) sur l'efficacité de la coagulation-floculation (pH constant; concentration de polymère variable). Deux agents coagulants ont été testés lors des essais, soit le chlorure ferrique (FeCl₃) et l'alun [Al₂(SO₄)₃·14H₂O] de *Eaglebrook*. Les polymères suivants ont quant à eux été employés : *Prosédim AS37* de *Degrémont Erpac* (anionique), *Percol 902* (anionique), *Percol 720* (non-ionique) et *Percol 721* (cationique) de la compagnie *Allied Colloids*.

Lors de l'ensemble des essais, l'efficacité de la coagulation-floculation a été estimée sur la base de mesure de turbidité. Une analyse complète des eaux a ensuite été effectuée suite à

l'obtention des conditions optimales.

La procédure générale d'essais de coagulation-floculation a été la suivante :

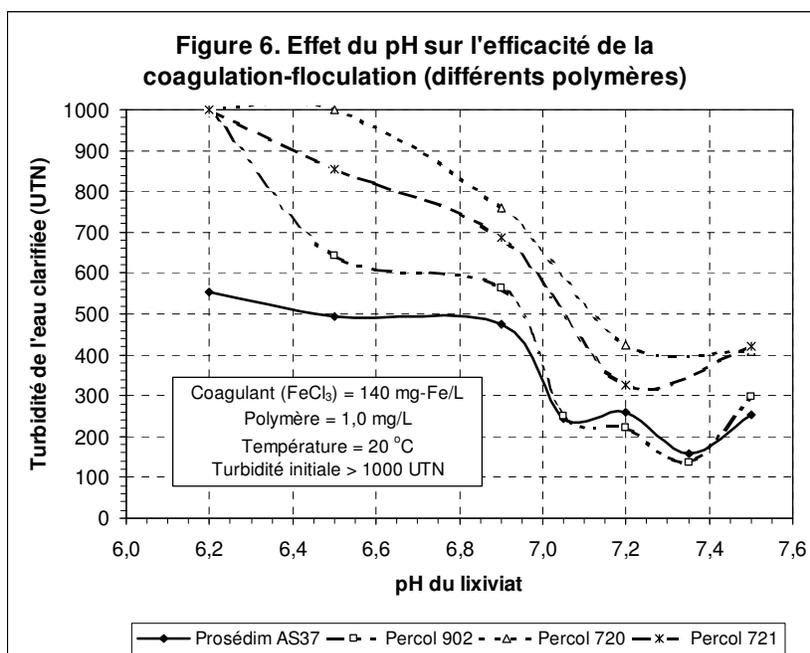
- agitation rapide à un équivalent de gradient de vitesse G de 220 s^{-1} ;
- injection du coagulant;
- attente d'une minute pour la dispersion du coagulant et l'initiation de la réaction;
- injection du polymère;
- attente d'une minute pour la dispersion du polymère;
- diminution de l'agitation à $G = 50 \text{ s}^{-1}$;
- période de floculation de 5 minutes;
- arrêt de l'agitation;
- période de décantation de 3 minutes;
- purge des prises d'échantillonnage;
- échantillonnage des eaux surnageantes pour les fins d'analyses.

À titre de comparaison, un témoin a aussi été préparé suivant les mêmes conditions, mais sans ajout de réactifs chimiques. Tous les essais de coagulation-floculation ont été réalisés sur des agitateurs de marque *Velp Scientifica* (bêchers de 2 L) à vitesse d'agitation variable.

3.3.2. Résultats et interprétation

Effet du pH et du type de polymère sur l'efficacité de la coagulation-floculation (concentrations de coagulant et de polymère constantes)

La figure 6 présente les résultats obtenus suite à une variation du pH de 6,0 (eau brute) à 7,5 de l'eau de lixiviation. Le pH maximal de 7,5 a été retenu de manière à ne pas générer une quantité trop importante de MES par élévation de pH tout en cherchant à minimiser la quantité de NaOH ajoutée. Tel qu'explicité précédemment, quatre types de polymère ont été employés lors des essais, soit deux anioniques, un non-ionique et un cationique. Lors de l'ensemble des



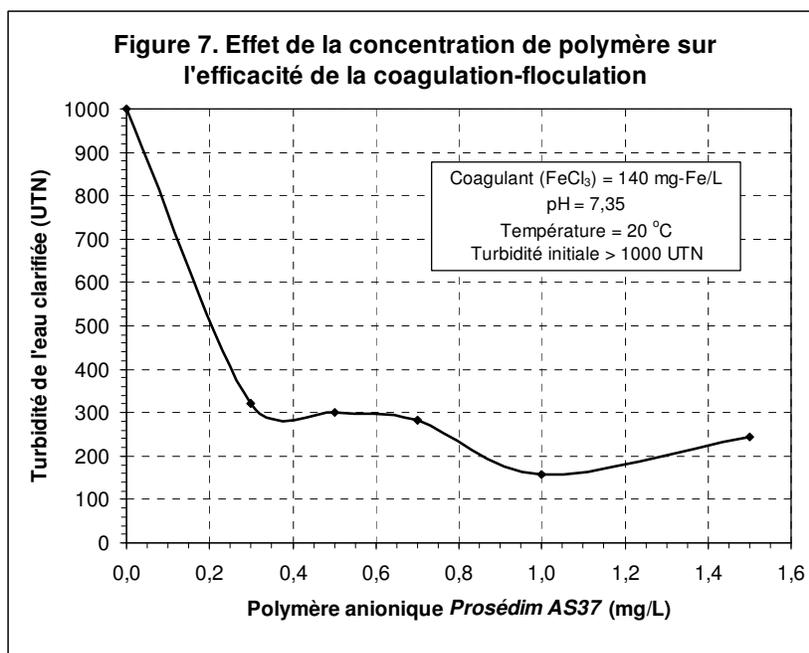
expérimentations, la concentration de polymère a été fixée à une valeur constante de 1,0 mg/L tandis que celle du coagulant (FeCl_3) a été maintenue à 140 mg- Fe^{3+} /L.

La figure 6 révèle que les polymères anioniques *Prosédim AS37* et *Percol 902* offrent les meilleures performances de traitement. Le *Prosédim AS37* se comporte particulièrement bien, par rapport aux autres polymères, pour toutes les valeurs de pH étudiées. Ce résultat était attendu puisque ce polymère avait déjà offert des performances similaires lors de précédents essais effectués avec une autre eau de lixiviation. Le pH optimal obtenu pour les deux meilleurs polymères se situe à une valeur près de 7,35. L'atteinte de ce pH a nécessité près de 1 L/m³ de NaOH 50% augmentant ainsi les MES de l'eau de lixiviation de 284 mg/L à près de 750 mg/L. Compte tenu des résultats obtenus, les essais de coagulation-floculation subséquents ont été menés à un pH constant de 7,35 avec le polymère anionique *Prosédim AS37*.

Effet de la concentration de polymère sur l'efficacité de la coagulation-floculation (concentration de coagulant et pH constants)

La figure 7 présente les résultats obtenus suite à une variation de la concentration du polymère anionique *Prosédim AS37* allant de 0 à 1,5 mg/L. Le pH ainsi que la concentration de coagulant (FeCl_3) ont été respectivement maintenus à des valeurs de 7,35 et 140 mg- Fe^{3+} /L lors des essais.

À la lumière des résultats obtenus, l'ajout du polymère a un impact significatif sur les rendements obtenus. Une concentration aussi faible que 0,3 mg/L permet déjà d'abattre une bonne proportion de la turbidité. Sa concentration optimale se situe, pour la concentration de coagulant employée, à près de 1,0 mg/L. Une augmentation de la turbidité est ensuite observée à une concentration de 1,5 mg/L de polymère (phénomène fréquemment rencontré en pratique). Ainsi, ces résultats signifient que la concentration de polymère doit être ajustée en fonction de la concentration de coagulant ajoutée de manière à assurer une bonne floculation des micro-flocs formés suite à l'ajout de coagulant.



Effet de la concentration de coagulant sur l'efficacité de la coagulation-floculation (concentration de polymère variable et pH constant)

La figure 8 présente les résultats obtenus suite à une variation de la concentration de deux coagulants usuellement employés dans le domaine de l'épuration des eaux usées, soit le chlorure ferrique (FeCl_3) et l'alun [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$]. Lors des essais, les concentrations de chacun des deux agents coagulants ont varié de 0 à 3,57 mmol- Fe^{3+} /L et de 0 à 2,57 mmol- Al^{3+} /L respectivement pour le chlorure ferrique et l'alun. Les concentrations ont été exprimées en équivalents molaires afin de mieux comparer les résultats. En ce qui concerne la concentration de polymère (*Prosédim AS37*), elle a été ajustée en fonction de celle du coagulant de manière à ne pas être en situation de sous-dosage ou de sur-dosage, situation qui mènerait alors à une augmentation de la turbidité observée. Les équivalents en mg/L de coagulant ainsi que les concentrations de polymère employées sont présentés aux tableaux 5 et 6.

Les résultats obtenus permettent de conclure que les deux coagulants offrent des performances de traitement assez satisfaisantes en matière d'abattement de la turbidité. Un seuil un peu plus faible de turbidité est atteint lorsque la concentration d'alun dépassent 0,71 mmol/L tandis que de meilleures performances sont observées lorsque de faibles concentrations de chlorure ferrique sont employées. Sur la base de ces résultats, des concentrations respectives de chlorure ferrique et de polymère (*Prosédim AS37*) de 0,36 mmol/L (20 mg- Fe^{3+} /L) et de 0,40

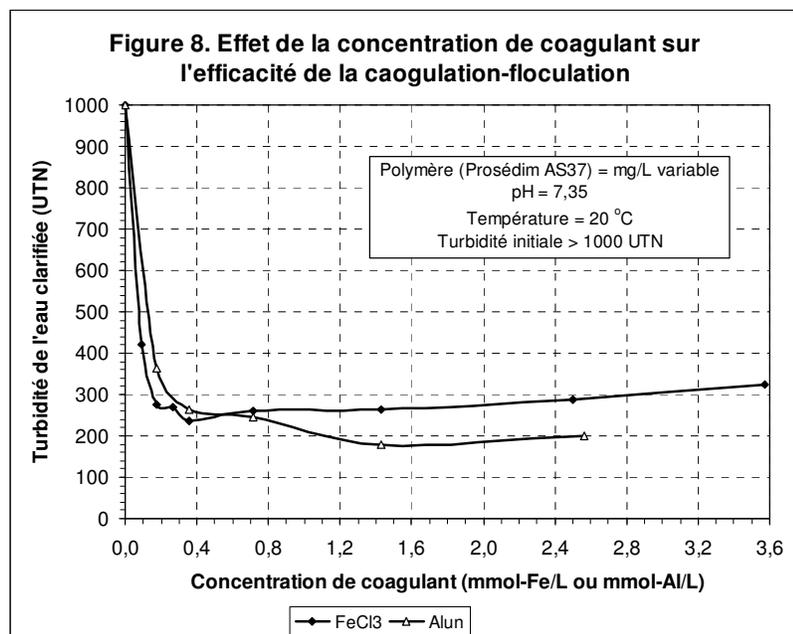


Tableau 5 - Concentrations de polymère employées avec le FeCl_3

| Concentration de FeCl_3 | | Concentration de polymère (Prosédim AS37) |
|----------------------------------|--------|---|
| mg-Fe/L | mmol/L | mg/L |
| 0 | 0 | 0,00 |
| 5 | 0,089 | 0,30 |
| 10 | 0,18 | 0,35 |
| 15 | 0,27 | 0,40 |
| 20 | 0,36 | 0,40 |
| 40 | 0,71 | 0,50 |
| 80 | 1,43 | 0,60 |
| 140 | 2,50 | 1,00 |
| 200 | 3,57 | 1,40 |

Tableau 6 - Concentrations de polymère employées avec l'alun

| Concentration d'alun | | Concentration de polymère (Prosédim AS37) |
|----------------------|--------|---|
| mg-Al/L | mmol/L | mg/L |
| 0 | 0 | 0,00 |
| 4,82 | 0,18 | 0,40 |
| 9,64 | 0,36 | 0,50 |
| 19,3 | 0,71 | 0,60 |
| 38,6 | 1,43 | 1,00 |
| 69,3 | 2,57 | 1,00 |

mg/L sont recommandées pour le prétraitement de cette eau. Le choix du chlorure ferrique et de sa concentration repose sur le fait que cet agent coagulant permet, à de très faibles concentrations, un abattement satisfaisant de la turbidité. Cette faible concentration employée, en plus de minimiser les coûts, contribue également à une réduction du volume de boue produite.

Le tableau 7 présente l'ensemble des résultats d'analyses lorsque ce coagulant (20 mg-Fe³⁺/L) a été employé pour traiter l'eau de lixiviation (0,40 mg/L de polymère). Ces résultats, comparés avec ceux obtenus lors d'une précipitation par élévation de pH à 8,5 (tableau 4), permettent de conclure que la précipitation est nettement plus efficace pour le prétraitement de cette eau de lixiviation. Dans les faits, seulement le chrome est mieux éliminé par un processus de coagulation-floculation. Ainsi, encore plusieurs paramètres demeurent problématiques par rapport aux critères les plus sévères du MEF.

Tableau 7 - Récapitulatif des résultats (Phase 1, pré-traitements par coagulation-floculation)

| PARAMÈTRES | Unités | Critère A (Article 45) | Critère B | | OER Objectifs environ. | Eau brute 302 | Coagulation-floculation FeCl ₃ (20 mg-Fe/L) Poly. AS37 = 0,40 mg/L |
|---|---------------------------------|---------------------------|-----------------------|------------------|------------------------------|------------------|---|
| | | | Critère révisé du MEF | | | | |
| | | | Journalier | Mensuel | | | |
| Chlorures | mg-Cl/L | --- | | | 3273 | 916 | --- |
| Cyanures totaux | mg CN/L | 0,25 | | | 0,04 | < 0,03 | < 0,02 |
| DBO ₅ totale | mg-O ₂ /L | 150 | 150 | 65 | 105 | 14600 | --- |
| DCO | mg-O ₂ /L | 400 | | | | 26750 | --- |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,5 | | | 0,016 | 2,14 | 0,95 |
| Azote ammoniacal | mg-N/L | 61 | 25 | 10 | 17 | 520 | --- |
| Azote Kjeldahl | mg-N/L | --- | | | | 580 | --- |
| Nitrites | mg-N/L | 1 | | | 1,6 | 0,71 | 0,71 |
| Nitates | mg-N/L | --- | | | 567 | | |
| Nitrites + nitrates | mg-N/L | --- | | | | 0,71 + < 0,16 | 0,71 + < 0,16 |
| Phosphore total | mg-P/L | 1 | | | 0,97 | < 5 | --- |
| Alcalinité | mg-CaCO ₃ /L | --- | | | | 6286 | --- |
| pH | --- | 6,5 à 9,0 | 6,0 à 9,5 | 6,0 à 9,5 | | 6,2 | 7,35 |
| Sulfates | mg/L | --- | | | | 1180 | 1100 |
| MES et/ou MVES | mg/L | 65 | 90 | 35 | 499 | 284 / 92 | (981 / 134)¹ |
| Aluminium | mg/L | 4,4 | | | 0,5 | < 1,00 | < 1,00 |
| Arsenic | mg/L | 0,05 | | | 0,46 | < 0,01 | < 0,01 |
| Bore | mg/L | --- | | | 11,5 | --- | --- |
| Cadmium | mg/L | --- | | | 0,022 | < 0,025 | < 0,025 |
| Chrome | mg/L | 0,25 | | | 2,0 | 0,506 | 0,054 |
| Cuivre | mg/L | 0,25 | | | 0,16 | 0,142 | 0,084 |
| Fer | mg/L | 15 | | | 0,53 | 726 | 338 |
| Mercurure | mg/L | 0,001 | | | 0,000015 | < 0,0004 | 0,0035 |
| Magnésium | mg/L | --- | | | | --- | --- |
| Manganèse | mg/L | 25 | | | | 41,4 | 54,4 |
| Nickel | mg/L | 2,8 | | | 1,2 | < 0,050 | < 0,050 |
| Plomb | mg/L | 0,25 | | | 0,05 | < 0,050 | < 0,050 |
| Sélénium | mg/L | 0,25 | | | 0,07 | < 0,01 | < 0,01 |
| Zinc | mg/L | 1,9 | 0,17 | 0,07 | 2,6 | 11,8 | 2,46 |
| Huiles et graisses totales | mg/L | 10 | | | | 7,97 | 88,3 |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,25 | 0,085 | 0,030 | 0,2 | 8,59 | 6,03 |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | --- | 275 | 100 | - | 100 | --- |
| Coliformes totaux | UCF/100 mL | 10000 | | | | 500 | < 10 |
| Rapport DBO ₅ : N : P estimé | mg-O ₂ : mg-N : mg-P | --- | | | | 14 600 : 580 : 5 | --- |

¹Suite à l'ajout de près de 100 mg-P/L de phosphore sous forme de K₂HPO₄ et KH₂PO₄

3.3.3. Conclusions spécifiques

Globalement, les essais de coagulation-floculation de l'eau de lixiviation permettent de tirer les conclusions suivantes :

- le polymère anionique *Prosédim AS37* est le plus efficace parmi ceux étudiés pour la floculation des micro-flocs formés par coagulation au chlorure ferrique;
- la concentration de polymère a un effet significatif sur les rendements observés. Sa concentration doit donc être choisie adéquatement;
- le chlorure ferrique et l'alun offrent des performances de traitement assez satisfaisantes en matière d'abattement de la turbidité. Le chlorure ferrique offre de meilleures performances à de faibles concentrations tandis que le contraire est observé à plus forte concentration où l'alun est avantaagé. Compte tenu des résultats, des concentrations respectives de chlorure ferrique et de polymère (*Prosédim AS37*) de 20 mg-Fe³⁺/L et de 0,40 mg/L sont recommandées pour le prétraitement de cette eau;
- la coagulation-floculation est nettement moins efficace que la précipitation par élévation de pH pour le prétraitement de l'eau de lixiviation. Ainsi, plusieurs paramètres demeurent problématiques par rapport aux critères les plus sévères du MEF.

3.4. PHASE I – ESSAIS DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE EN CUVÉE

3.4.1. Méthodologie spécifique

Les essais ont consisté à aérer des volumes d'eau de lixiviation en cuvée sur une période de plus de 50 jours durant laquelle l'évolution de la dégradation du substrat (DBO₅) et la transformation de l'azote (s'il y a lieu) ont été suivies en fonction du temps. Comme les essais sont réalisés en cuvée et que les processus présents dans une telle cuvée ne peuvent représenter parfaitement ceux se produisant dans des étangs aérés, ces essais visent d'abord à évaluer le potentiel de traitement biologique de l'eau de lixiviation prélevée. Les valeurs numériques finales ne doivent donc pas être retenues comme des valeurs absolues directement transposables à un système « continu » mais plutôt comme de très forts indices quant au potentiel de biotraitement du lixiviat.

Les traitements biologiques en cuvée ont été réalisés avec le lixiviat brut en comparaison avec deux lixiviats prétraités, l'un par précipitation (élévation du pH) et l'autre par coagulation-floculation. Ainsi, en plus d'évaluer le potentiel de biotraitement du lixiviat, les essais ont permis d'étudier la pertinence d'effectuer un prétraitement. Plus spécifiquement, les trois eaux biotraitées en cuvée ont été les suivantes :

- **Cuve 1** : eau de lixiviation brute non traitée (sans aucun ajustement de pH; avec ajout de phosphore afin de respecter le mieux possible le rapport DBO₅ : N : P pour la biodégradation de cette eau);
- **Cuve 2** : eau prétraitée par coagulation-floculation selon les conditions optimales obtenues précédemment (ajustement du pH à 7,35; ajouts de 20 mg-Fe³⁺/L de chlorure ferrique et de 0,40 mg/L de polymère anionique *Prosédim AS37*; décantation 8 h; ajout de phosphore afin de respecter le mieux possible le rapport DBO₅ : N : P pour la biodégradation de cette eau);
- **Cuve 3** : eau prétraitée par précipitation (élévation de pH) selon les conditions optimales obtenues précédemment (ajustement du pH à 8,5; ajout de 0,35 mg/L de polymère anionique *Prosédim AS37*; décantation 8 h; ajout de phosphore afin de respecter le mieux possible le rapport DBO₅ : N : P pour la biodégradation de cette eau).

Chacune des eaux a étéensemencée avec une souche bactérienne mixte et lyophilisée POLYSEED[®], telle que celle employée pour l'analyse de DBO₅, afin d'assurer la dégradation du substrat organique présent.

Lors de chacun des essais en cuvée, des échantillons ont été prélevés tout au cours de la période (0; 2,5; 5; 7,5; 10; 15, 20 jours, ...) pour les fins d'analyse de la DBO₅ (suivi de la dégradation de la matière organique) et des MES + MVES (représentatifs de la masse bactérienne). L'azote (ammoniacal, kjeldahl, nitrites + nitrates) a également été suivi durant la période d'essai (0, 5, 10, 15 jours, ...) afin de connaître son utilisation et sa conversion en nitrates s'il y a lieu (nitrification biologique).

L'aération, de type « forcée en excès », a permis de maintenir en tout temps une concentration minimale d'oxygène dissous d'au moins 2 mg-O₂/L dans le volume de liquide en plus d'en assurer son mélange. Les trois essais en cuvée, d'un volume initial de près de 60 L, ont été démarrés simultanément. À la fin de la période de 50 jours, après avoir prélevé un échantillon dans chacune des cuves afin de mesurer les MES/MVES, l'aération a été arrêtée et une période de 12 heures a été allouée à la sédimentation des MES/MVES. Suite à cette période, un échantillon de surnageant a été à nouveau prélevé dans chacune des cuves pour les fins d'analyse (ensemble des paramètres).

Aucun ajout d'acide n'a été réalisé durant l'essai puisque le pH des eaux est demeuré dans les limites des critères de rejet (6,0 < pH < 9,5). L'essai a été suivi sur une base régulière durant toute la période de 50 jours : rabattement des boues sur les rebords, ajout d'eau distillée pour compenser l'évaporation, mesure du pH et de l'oxygène dissous, inspection des équipements d'insufflation d'air, etc.

3.4.2. Résultats et interprétation

Matière organique (DBO₅ et DCO)

La figure 9 présente l'évolution de la DBO₅ présente dans l'eau prélevée des cuves 1, 2 et 3 en fonction de la période d'essai. En raison de fluctuations importantes des valeurs obtenues de DBO_{5 totale} lors des premiers jours d'essais (présence abondante de MES), des DBO_{5 soluble}² ont été réalisées plutôt que des DBO_{5 totale} à partir du jour 10 et ce, jusqu'à la fin de la période d'essai (jour 50). Lors du dernier prélèvement, des DBO_{5 soluble} et DBO_{5 totale} ont été effectuées pour des fins de comparaison. Les valeurs de DBO_{5 totale} obtenues à 50 jours sont présentées à la figure 9 ou le tableau 8.

L'analyse des résultats démontre un abattement peu rapide de la DBO₅ en fonction du temps. Les courbes d'abattement de la DBO obtenues ne suivent pas parfaitement le tracé de type « exponentiel inversé » normalement observé dans ce genre de situation. Ainsi, l'allure plutôt linéaire des courbes indique que des composés inhibiteurs ou toxiques freinent, du moins en partie, le processus de dégradation de la matière organique par les microorganismes. Malgré ces faits, des teneurs de DBO₅ inférieures à 200 mg-O₂/L ont été observées à la fin de la période de 50 jours (figure 9). En particulier, les cuves 1 et 2 ont permis d'atteindre des valeurs de DBO_{5 totale} résiduelles inférieures à 25 mg-O₂/L (abattement de 99,8%), soit sous la valeur du critère le plus sévère du MEF. Les microorganismes sont donc en mesure de dégrader la matière organique présente.

²La DBO_{5 soluble} est reconnue comme le substrat organique assimilable en traitement biologique (base de conception).

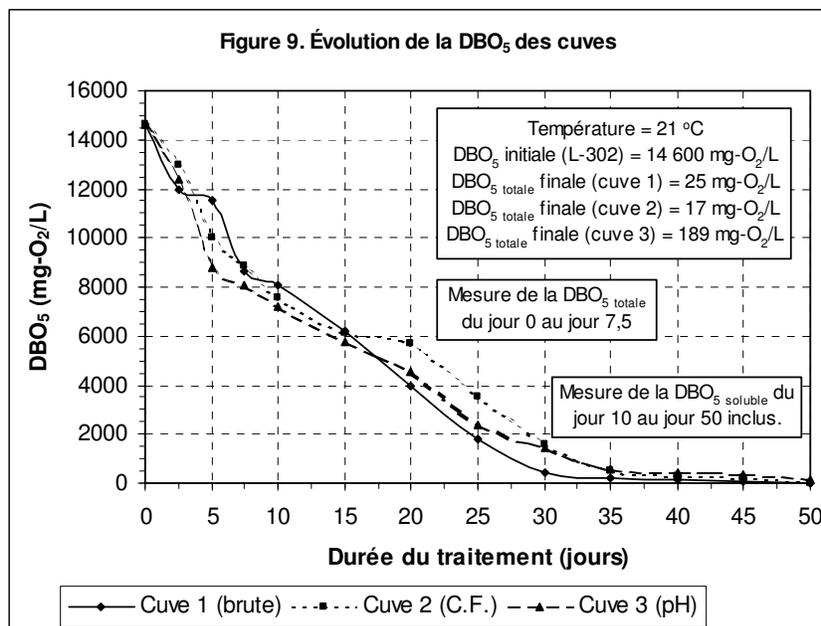


Tableau 8 - Récapitulatif des résultats (Phase 1, traitements biologiques)

| PARAMÈTRES | Unités | Critère A (Article 45) | Critère B Critère révisé du MEF | | OER Objectifs environ. | Eau brute 302 | Cuves d'aération (après 50 d) | | |
|---|---------------------------------|---------------------------|------------------------------------|------------------|------------------------------|------------------|---------------------------------|-----------------|--------------------------------|
| | | | Journalier | Mensuel | | | Cuve 1 Brute 302 | Cuve 2 C.-F. | Cuve 3 pH |
| Chlorures | mg-Cl/L | --- | | | 3273 | 916 | --- | --- | --- |
| Cyanures totaux | mg CN/L | 0,25 | | | 0,04 | < 0,03 | < 0,03 | < 0,03 | < 0,03 |
| DBO ₅ totale | mg-O ₂ /L | 150 | 150 | 65 | 105 | 14600 | 25 | 17 | 189 |
| DCO | mg-O ₂ /L | 400 | | | | 26750 | 380 | 1120 | 1900 |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,5 | | | 0,016 | 2,14 | 0,02 | 0,03 | 0,07 |
| Azote ammoniacal | mg-N/L | 61 | 25 | 10 | 17 | 520 | 132 / 137 filtré | 109 | 106 / 124 filtré |
| Azote Kjeldahl | mg-N/L | --- | | | | 580 | 174 | 147 | 235 |
| Nitrites | mg-N/L | 1 | | | 1,6 | 0,71 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| Nitates | mg-N/L | --- | | | 567 | | | | |
| Nitrites + nitrates | mg-N/L | --- | | | | 0,71 + < 0,16 | < 0,05 + < 0,16 | < 0,05 + < 0,16 | < 0,05 + < 0,16 |
| Phosphore total | mg-P/L | 1 | | | 0,97 | < 5 | 3,58 / 2,96 filtré | 7,29 | 16 / 11,2 filtré |
| Alcalinité | mg-CaCO ₃ /L | --- | | | | 6286 | 2900 | 3600 | 5100 |
| pH | --- | 6,5 à 9,0 | 6,0 à 9,5 | 6,0 à 9,5 | | 6,2 | 9,05 | 9,05 | 9,30 |
| Sulfates | mg/L | --- | | | | 1180 | 728 | 751 | 455 |
| MES et/ou MVES | mg/L | 65 | 90 | 35 | 499 | 284 / 92 | 141 / 114 | 99 / 84 | 169 / 154 |
| Aluminium | mg/L | 4,4 | | | 0,5 | < 1,00 | < 1,00 / < 0,1 filtré | < 1,00 | < 1,00 / < 0,1 filtré |
| Arsenic | mg/L | 0,05 | | | 0,46 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Bore | mg/L | --- | | | 11,5 | --- | --- | --- | --- |
| Cadmium | mg/L | --- | | | 0,022 | < 0,025 | < 0,025 | < 0,025 | < 0,025 |
| Chrome | mg/L | 0,25 | | | 2,0 | 0,506 | < 0,025 | < 0,050 | < 0,050 |
| Cuivre | mg/L | 0,25 | | | 0,16 | 0,142 | < 0,025 | < 0,030 | < 0,030 |
| Fer | mg/L | 15 | | | 0,53 | 726 | 8,96 / 2,18 filtré | 13,7 | 2,31 / 0,90 filtré |
| Mercurure | mg/L | 0,001 | | | 0,000015 | < 0,0004 | 0,0006 | 0,0004 | 0,0004 |
| Magnésium | mg/L | --- | | | | --- | --- | --- | --- |
| Manganèse | mg/L | 25 | | | | 41,4 | 0,084 | 0,058 | < 0,050 |
| Nickel | mg/L | 2,8 | | | 1,2 | < 0,050 | 0,134 | 0,184 | 0,215 |
| Plomb | mg/L | 0,25 | | | 0,05 | < 0,050 | < 0,050 | 0,343 | 0,648 |
| Sélénium | mg/L | 0,25 | | | 0,07 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 | < 0,01 |
| Zinc | mg/L | 1,9 | 0,17 | 0,07 | 2,6 | 11,8 | 0,206 / < 0,10 filtré | 0,151 | 0,134 / < 0,1 filtré |
| Huiles et graisses totales | mg/L | 10 | | | | 7,97 | < 5 | 5 | < 5 |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,25 | 0,085 | 0,030 | 0,2 | 8,59 | 0,023 / 0,011 filtré | 0,030 | 0,054 / 0,026 filtré |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | --- | 275 | 100 | - | 100 | < 100 | < 100 | < 100 |
| Coliformes totaux | UCF/100 mL | 10000 | | | | 500 | --- | --- | --- |
| Rapport DBO ₅ : N : P estimé | mg-O ₂ : mg-N : mg-P | --- | | | | 14 600 : 580 : 5 | --- | --- | --- |

Dans cette même perspective, des abattements importants de DCO ont été observés durant la période d'essai avec des valeurs résiduelles à 50 jours de 380 mg-O₂/L (abattement de 98,6%), 1120 mg-O₂/L et 1900 mg-O₂/L respectivement pour les cuves 1, 2 et 3 (DCO_{eau brute} = 26 750 mg-O₂/L). Le seul critère pouvant servir de référence, soit le Critère A de l'article 45 (projet de règlement remplacé par le Critère B), se situe à 400 mg-O₂/L. Compte tenu des valeurs de DCO et DBO₅ mesurées dans les eaux brutes et traitées, une transformation importante de la DCO difficilement biodégradable (dite DCO « dure ») se serait produite. En effet, la portion de DCO biodégradable de l'eau brute peut être estimée à partir de la DBO_{ultime} (valeur limite de DBO atteinte) obtenue par modélisation des données de respirométrie (§ 3.5.). Ainsi :

$$\begin{aligned} \text{DCO biodégradable} &\approx \text{DBO ultime de l'eau brute obtenue par modélisation des données de respirométrie} \\ &\approx 15\,000 \text{ mg-O}_2/\text{L} \end{aligned}$$

Cette DCO biodégradable de l'eau brute correspond à près de 56% de la DCO totale. La DCO dite « dure », puisque difficilement biodégradable, s'élève donc à :

$$\begin{aligned} \text{DCO « dure »} &\approx \text{DCO totale eau brute} - \text{DCO biodégradable} \\ &\approx 26\,750 \text{ mg-O}_2/\text{L} - 15\,000 \text{ mg-O}_2/\text{L} \\ &= 11\,750 \text{ mg-O}_2/\text{L} \end{aligned}$$

À la fin de la période de 50 jours, la DCO « dure » peut être estimée par :

$$\begin{aligned} \text{DCO « dure »} &\approx \text{DCO totale eau brute} - \text{DBO ultime} \\ &\approx \text{DCO totale eau brute} - \text{DBO}_5 \end{aligned}$$

Cette estimation suppose que la DBO₅ est équivalente à la DBO_{ultime} alors qu'en réalité elle est légèrement inférieure. La DCO « dure » est donc légèrement surestimée ce qui est conservateur pour cette interprétation. Pour chacune des cuves, les résultats de DCO « dure » sont les suivants :

$$\begin{array}{rclcl} \text{DCO « dure » de la Cuve 1} &\approx \text{DCO totale eau brute} &- &\text{DBO}_5 &= & & \\ &\approx 380 \text{ mg-O}_2/\text{L} & & 25 \text{ mg-O}_2/\text{L} & & & 355 \text{ mg-O}_2/\text{L} \\ \text{DCO « dure » de la Cuve 2} &\approx 1120 \text{ mg-O}_2/\text{L} & & 17 \text{ mg-O}_2/\text{L} & = & & 1103 \text{ mg-O}_2/\text{L} \\ \text{DCO « dure » de la Cuve 3} &\approx 1900 \text{ mg-O}_2/\text{L} & & 189 \text{ mg-O}_2/\text{L} & = & & 1711 \text{ mg-O}_2/\text{L} \end{array}$$

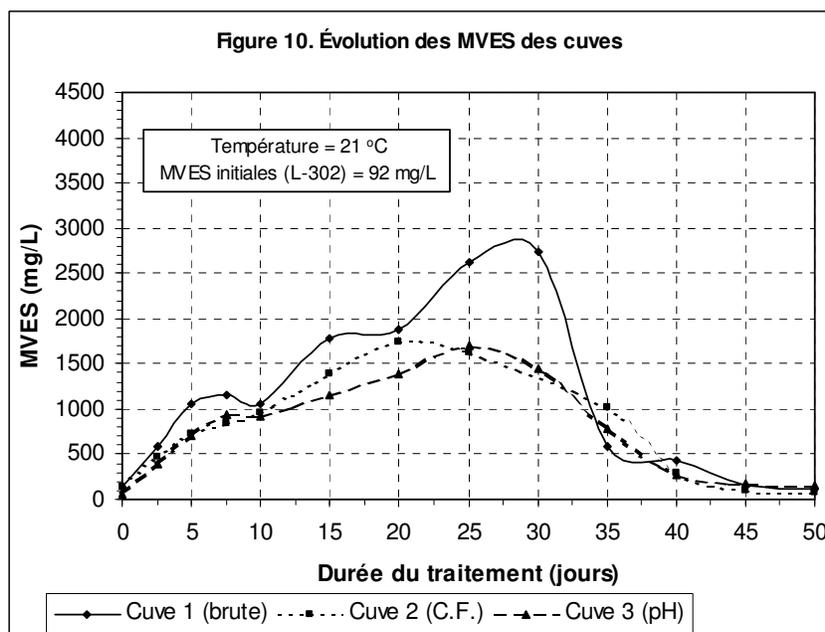
Ainsi, la DCO difficilement biodégradable (DCO « dure »), suite au processus de traitement sur 50 jours, a diminué de près de 11 750 mg-O₂/L à moins de 1711 mg-O₂/L (cuve 3) signifiant une transformation des formes de la matière organique ou encore, bien que très peu probable, un processus de dégazage des composés organiques volatiles. Cette dernière hypothèse implique qu'une composante très importante de la DCO soit volatile ce qui est peu plausible dans le cas de ce type d'eau. Un fractionnement des longues chaînes (macro-molécules) organiques dû à l'aération extensive du lixiviat ou encore une activité bactérienne spécifique, aérobie ou anaérobie au niveau de boues sédimentées en cours de traitement, pourraient donc expliquer cette transformation. Les molécules organiques de plus faibles tailles découlant de ce fractionnement seraient alors plus facilement assimilables par les microorganismes. La proportion importante de DCO « dure » pourrait expliquer en partie la lenteur apparente du processus de biodégradation. En effet, puisque la DCO « dure » estimée à près de 11 750 mg-O₂/L tend en très grande partie à se transformer en matière organique bio-assimilable (DBO), les abattements de DBO observés à la figure 9 reflèteraient donc un processus global qui inclut cette transformation. En d'autres termes, un abattement de la DBO apparente est observé, soit

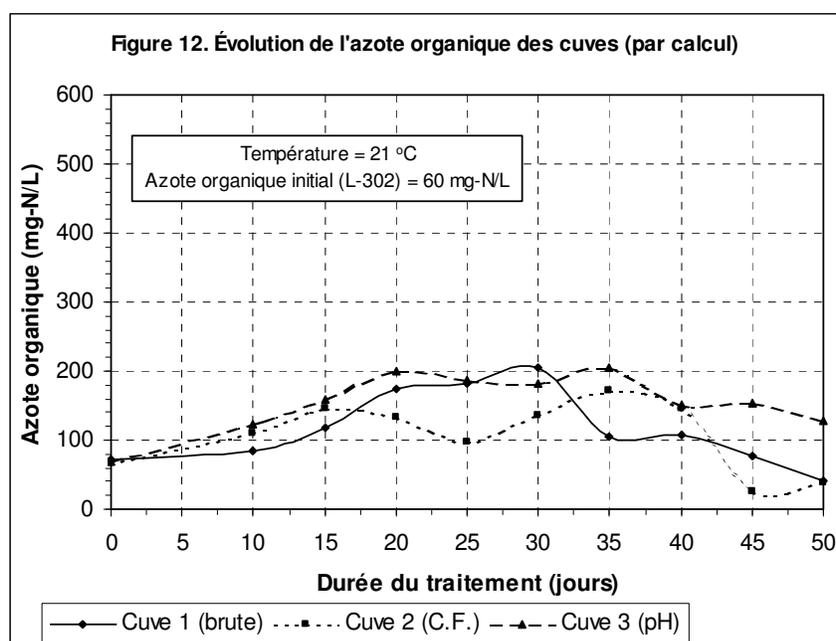
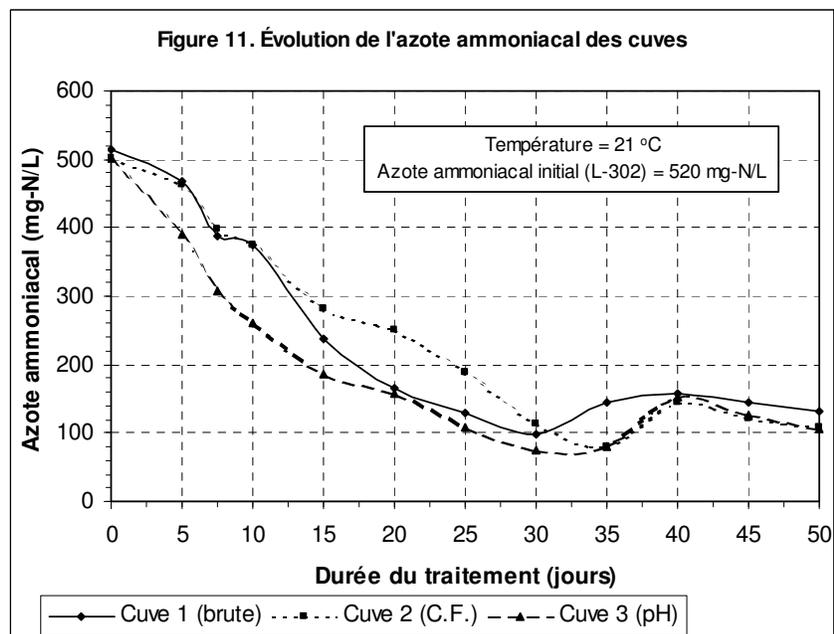
le reflet du processus de biodégradation de la DBO initialement présente (élimination de DBO) et de celui découlant de la transformation de la DCO « dure » en DCO biodégradable (apport de DBO éventuellement bio-dégradée).

Matières solides

La figure 10 présente pour chacune des cuves, les résultats d'analyses des matières volatiles en suspension (MVES), valeurs représentatives de la quantité de microorganismes. À la lumière de ces résultats, une quantité appréciable de microorganismes a été développée lors de chacun des trois essais en cuvée. Une concentration importante est apparue dès les premiers jours d'essais pour ensuite atteindre des valeurs de plus de 1700 mg-MVES/L entre le 20^e et 30^e jour selon les cuves d'essais. La cuve 1 se distingue notamment par une valeur dépassant plus de 2700 mg-MVES/L au 30^e jour. De plus, cette même cuve montre des valeurs de MVES plus importantes dès le démarrage de l'essai. La cuve 1 serait donc plus propice au développement de microorganismes. Ceci concorde d'ailleurs avec des valeurs de DBO₅ résiduelles plus faibles à partir du 20^e jour (figure 9) par rapport aux deux autres cuves d'essais. Le déclin des valeurs de MVES des cuves débutant vers le 30^e jour confirme un certain épuisement de la DBO₅ résiduelle et le démarrage du processus de respiration endogène. Par ce processus, le nombre de microorganismes tend définitivement à diminuer ce qui est d'ailleurs observé.

Les valeurs en MES obtenues à la fin de la période d'essai, suite aux 12 heures de décantation, ont atteint respectivement 141 mg/L, 99 mg/L et 169 mg/L pour les cuves 1, 2 et 3. Ainsi, ces valeurs dépassent le critère le plus sévère du MEF, soit 35 mg/L. Toutefois, bien que les conditions de décantation en laboratoire peuvent paraître idéales, la durée de la décantation (12 heures) peut être considérée comme faible par rapport à celle qui sera allouée en pratique (grande échelle).





Composés azotés

La figure 11 présente l'évolution de la concentration en azote ammoniacal (NH_4^+) durant l'essai. En complémentarité, les valeurs calculées d'azote organique sont également présentées à la figure 12 (différences entre les valeurs d'azote Kjeldahl et celles de l'azote ammoniacal). Les résultats obtenus révèlent un abattement significatif de l'azote ammoniacal durant le processus de traitement. Des valeurs de près de 100 mg-N/L sont atteintes vers le 30^e jour de traitement, soit un abattement de près de 80%. Une légère remontée est ensuite observée possiblement occasionnée par le processus de respiration endogène des microorganismes qui libère de

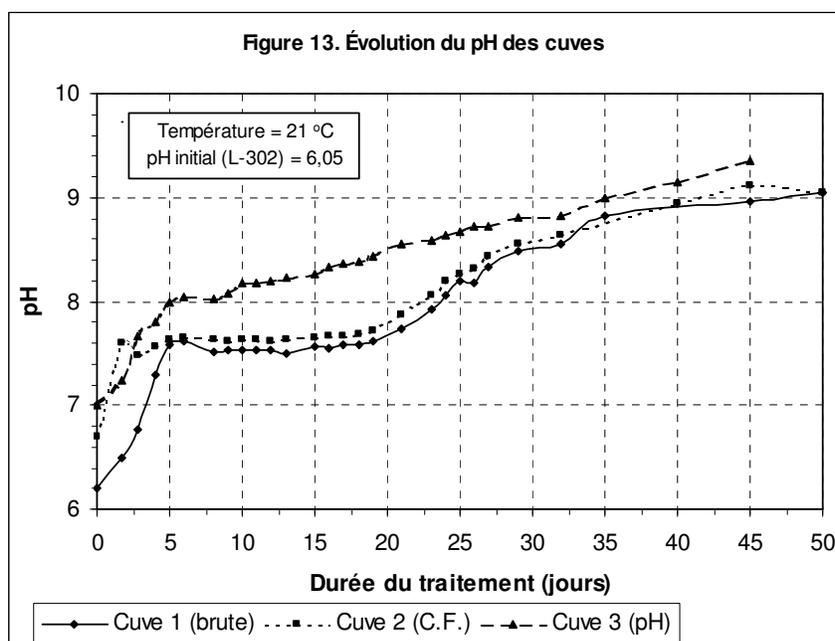
l'azote ammoniacal. Les valeurs finales observées à la fin du traitement (tableau 8) dépassent toutefois de manière significative celle du critère le plus sévère du MEF qui se situe à 10 mg-N/L pour ce paramètre.

En ce qui concerne l'azote organique (figure 12), une courbe en cloche est observée soit consécutivement une légère augmentation, un plateau et léger déclin en fin de période. Ce résultat est logique dans la mesure où l'azote constitue une fraction de la composition des microorganismes (MVES) présents. Ainsi, dans le cas de la cuve 1, le déclin en azote organique observé après le 30^e jour coïncide bien avec celui observé pour les MVES (figure 10).

Par ailleurs, les analyses de nitrites et de nitrates réalisées tout au cours des essais ont toutes révélé des valeurs sous les limites de détection des méthodes analytiques, soit < 0,05 mg-N/L pour les nitrites et < 0,16 mg-N/L pour les nitrates (aucun dépassement des critères du MEF). Aucune nitrification biologique n'a donc été observée lors des essais. Dans des conditions normales, la nitrification biologique survient lorsque la matière organique est pratiquement dégradée (DBO₅ restante < 50 mg-O₂/L). L'absence de nitrification pourrait donc s'expliquer par des caractéristiques du milieu peu propices (pH non-optimal et variable, présence de composés inhibiteurs ou toxiques, etc.) ou encore par l'absence d'organismes nitrifiants. Compte tenu de ces résultats ainsi que des formes possibles de l'azote ammoniacal (NH₄⁺ ou NH_{3(g)}), un stripping (volatilisation) sous forme de NH₃ s'est assurément produit durant les essais. Ce phénomène est d'ailleurs amplifié lorsque le pH de l'eau augmente. En effet, selon l'équation chimique suivante, l'équilibre est déplacé vers la droite lorsque le pH dépasse 9,3 (25 °C) :



Tel qu'illustré par la figure 13, le pH des eaux de chacune des cuves augmente tout au cours du traitement. Ce phénomène de rehaussement de pH avait déjà été observé lors d'essais antérieurs effectués avec des eaux de lixiviation d'autres sites d'enfouissement. Ainsi, les pH des eaux tendent vers une valeur se situant au delà de 9,0 ce qui favorise de plus en plus le



strippage de l'azote ammoniacal. Ces variations de pH ainsi que les valeurs élevées atteintes ne constituent toutefois pas des conditions idéales pour les microorganismes présents. Ainsi, l'allure relativement linéaire des courbes de dégradation de la DBO pourrait être, du moins en partie, attribuable à cette situation. En ce qui concerne les valeurs finales de pH obtenues, elles sont demeurées sous la valeur limite indiquée par les critères du MEF, soit 9,5. À noter que les différents pH initiaux observés sur cette figure pour chacune des cuves s'expliquent par les prétraitements réalisés (cuves 2 et 3) ainsi que par l'ajout de phosphore (nutriment) sous forme de KH_2PO_4 et K_2HPO_4 .

Métaux

Le tableau 8 présente l'ensemble des résultats obtenus pour les métaux. À la lumière de ces résultats, l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le manganèse ainsi que le sélénium se situent tous sous les valeurs des critères du MEF les plus sévères ou encore sous les limites de détection des méthodes analytiques. La précipitation ou encore l'oxydation peuvent expliquer leur élimination. Parmi ces métaux, seulement le chrome (abattement > 95%; cuve 1) et le manganèse (abattelements de 99,8%; cuve 1) pouvaient être clairement identifiés comme problématiques dans l'eau de lixiviation brute. De plus, suite aux prétraitements réalisés (cuves 2 et 3), seulement le manganèse était encore problématique, soit suite au prétraitement par coagulation-floculation (tableau 7).

En ce qui concerne le fer, des abattements significatifs (supérieurs à 98%) ont été observés autant pour la cuve 1 que pour les cuves 2 et 3 ayant subi un prétraitement. Ainsi, le fer a diminué de 726 mg/L à près de 9 mg/L pour la cuve 1 tandis que des diminutions de 26 mg/L à 14 mg/L et de 338 mg/L à 2 mg/L ont été respectivement observées pour les cuves 2 et 3. La formation de précipités d'hydroxydes de fer expliquerait les abattements observés. Les valeurs résiduelles obtenues dépassent encore le critère le plus sévère qui se situe à 0,53 mg/L. Les échantillons finaux des cuves 1 et 3 ont également été filtrés afin de connaître les composantes solubles/insolubles du fer. Ces résultats, présentés au tableau 8, montrent une composante majoritairement insoluble ce qui signifie qu'une proportion supplémentaire du fer pourrait être éliminée par une filtration sur sable ou encore, plus simplement, par une coagulation-floculation suivie d'une période de décantation suffisante. Bien qu'elles s'en approchent, les concentrations en fer soluble obtenues dépassent à nouveau celle du critère le plus sévère.

Pour le mercure, des valeurs très près des limites de détection ont été obtenues. Cette limite se situe déjà au delà de l'un des critères de 0,000015 mg/L (OER). Ainsi, il est difficile de statuer véritablement sur ce paramètre bien qu'*a priori*, un dépassement serait observé. En ce qui a trait au plomb et au nickel, des augmentations sont observées par rapport à l'eau de lixiviation brute ou les eaux prétraitées. Des erreurs analytiques ou encore des sources de contamination pourraient être à l'origine de ces augmentations. Toutefois, compte tenu des résultats d'analyse de l'eau brute ou des eaux prétraitées, ces paramètres ne sont pas considérés comme problématiques par rapport aux critères du MEF.

Finalement, dans le cas du zinc, des valeurs d'abattements importantes (supérieures à 98%) ont été constatées avec des valeurs résiduelles se situant entre 0,13 mg/L et 0,21 mg/L (eau brute = 11,8 mg/L). Ces valeurs dépassent néanmoins la valeur du critère le plus sévère du MEF qui se situe à 0,07 mg/L. Tout comme le fer, les échantillons finaux des cuves 1 et 3 ont également été filtrés afin de connaître les composantes solubles/insolubles. À la lumière de ces résultats (tableau 8), la concentration restante de zinc dans le filtrat demeure légèrement supérieure à celle du critère le plus sévère.

Cyanures totaux, sulfures totaux, phosphore total, huiles et graisses, composés phénoliques et coliformes fécaux

D'abord, aucun dépassement n'est observé pour les cyanures totaux et les coliformes fécaux. Ces deux paramètres n'étaient pas jugés comme problématiques dans l'eau de lixiviation brute. Dans le cas des sulfures totaux, de légers dépassements sont observés par rapport au critère le plus sévère (0,016 mg/L). Un abattement de 99,1% a d'ailleurs été obtenu pour la cuve 1. Dans le cas présent, cette situation est considérée comme peu problématique étant donné la forme chimique prédominante (ionisée) des sulfures à ce pH, soit HS^- . Au besoin, la concentration en sulfures pourra être contrôlée par l'ajout d'un agent coagulant à base de fer (précipitation sous forme de FeS). Dans le cas des huiles et graisses, les concentrations obtenues se situent toutes sous la valeur du critère le plus sévère. Ce type de traitement (biologique) convient donc à l'élimination de ce paramètre. À noter que la valeur d'huiles et graisses de l'eau de lixiviation brute indiquée au tableau 8 (7,97 mg/L) est douteuse puisque des valeurs de 67 mg/L et 88 mg/L ont respectivement été obtenues suite aux prétraitements par précipitation (élévation de pH) et coagulation-floculation (tableau 7) démontrant encore plus l'efficacité du traitement biologique. Dans le cas des composés phénoliques, des valeurs voisines à celle du critère du MEF le plus sévère ont été observées. Seulement la cuve 3 montre une valeur légèrement supérieure. Une filtration des échantillons finaux obtenus pour les cuves 1 et 3 ont également montré une amélioration quant aux concentrations résiduelles de composés phénoliques obtenues. Finalement, le phosphore total se situe au delà du critère le plus sévère. Une filtration des échantillons finaux obtenus (cuves 1 et 3) démontre que le phosphore soluble restant constitue une composante importante du phosphore total. Ce paramètre n'est toutefois pas considéré comme problématique dans la mesure où la concentration résiduelle découle de l'ajout effectué en début de traitement. Une optimisation du procédé permettrait ainsi de réduire sa concentration à une valeur minimale.

Performance générale

L'examen des résultats obtenus pour chacune des cuves permet de conclure que les prétraitements effectués ne contribuent pas à une amélioration notable de la qualité de l'eau traitée. En effet, les résultats de la cuve 1 sont soit supérieurs ou relativement similaires à ceux des deux autres cuves. Les résultats de DBO_5 et de MVES des cuves 1 et 3 mettent en évidence les différences de comportement des systèmes biologiques. La figure 14 illustre d'ailleurs les différences d'apparence de la liqueur biologique en cours de traitement (jour 25). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer les bonnes performances observées pour la cuve 1. L'une d'entre elles serait que la présence d'éléments traces ou de métaux résiduels stimulerait l'activité bactérienne. Le phénomène peut également être de type catalytique. Les pH, différents au démarrage des cuves et les variations observées, pourraient également expliquer les performances observées. Des séquences de moussage sont également apparues en cours de traitement, mais selon des périodes et des intensités différentes pour chacune des cuves. Compte tenu des séquences parfois fortes de moussage, notamment lors des premiers jours de traitement, l'ajout d'un agent anti-moussant sera probablement requis lors d'un éventuel traitement biologique à grande échelle (première portion du traitement).

D'un point de vue pratique, les résultats démontrent que, compte tenu des caractéristiques de l'eau et malgré la présence de composés inhibiteurs ou toxiques, un traitement biologique en « cuvée » de 50 jours à 21 °C permet d'abattre de manière importante la plupart des paramètres visés. Les processus d'élimination comprennent principalement la biodégradation, la précipitation et l'oxydation ainsi que la volatilisation (strippage). L'azote ammoniacal et, dans une moindre mesure le fer, le zinc, le phosphore total et les MES, demeurent encore

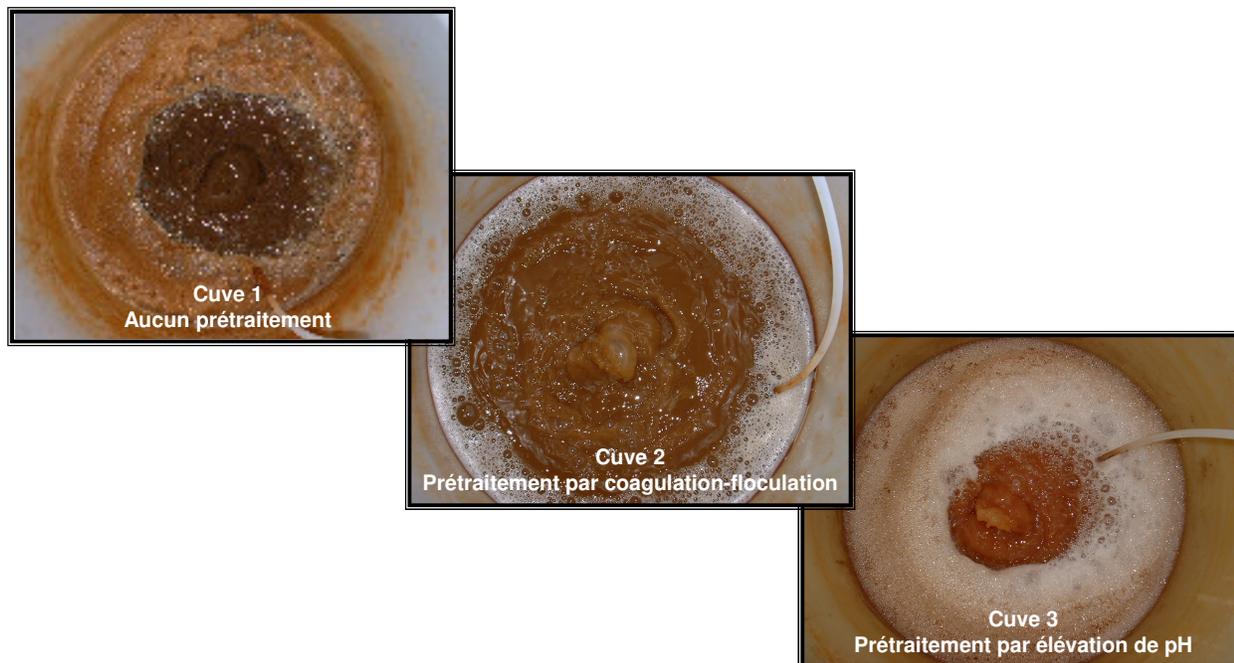


Figure 14. Apparence générale des cuves (25^e jour de traitement biologique)

problématiques. Pour ces quatre derniers paramètres, un post-traitement par coagulation-floculation couplé à une période de décantation adéquate permettrait d'améliorer de manière significative la situation. En ce qui concerne l'azote ammoniacal, un procédé de strippage ou une nitrification biologique doit être envisagé suite au traitement biologique aérobie de la matière organique carbonée. Dans ce dernier cas, la température de l'eau de lixiviation doit être en tout temps maintenue à une valeur supérieure à 7°C, voire 10°C, pour que le processus de nitrification se produise. Un chauffage du lixiviat doit donc être envisagé durant une portion importante de l'année. Ce chauffage pourrait également être requis si un procédé de strippage est projeté.

Par ailleurs, une accumulation de boues a été observée au fond de chacune des cuves durant les essais. De plus, lors de l'opération de nettoyage final, des boues d'apparence grisâtre et granuleuse ont été remarquées. Ceci signifie d'une part, que le système en cuvée n'était pas en condition de mélange parfait et, d'autre part, que des conditions anaérobies prévalaient au sein des boues sédimentées. Le système biologique en cuvée, qui peut être qualifié de « pseudo-facultatif aéré », présente donc une certaine similitude avec le système de type « étangs aérés facultatifs » ce qui est rassurant au niveau des résultats obtenus.

Finalement, il est important de souligner que l'eau de lixiviation employée lors des essais présentait des concentrations très élevées de contaminants. Les valeurs mesurées s'approchaient des concentrations extrêmes relevées par la bibliographie. La configuration particulière du puisard au site L-302 de prélèvement des eaux pourrait être à l'origine des fortes valeurs mesurées. Selon les différentes simulations effectuées par le *Groupe TecSult*, la concentration des différents paramètres sera nettement inférieure dans l'eau de lixiviation générée par le site d'enfouissement. Dans les faits, des concentrations au moins quatre fois, voire huit fois inférieures, sont attendues en raison des apports d'eau sur le site. Cela signifie donc que les résultats obtenus en cuvées sont conservateurs par rapport à ceux qui auraient été obtenus avec le même lixiviat dilué. En effet, la dégradation de la DBO aurait été nettement

plus rapide en raison d'une part, de sa faible teneur initiale et, d'autre part, de la diminution significative de la concentration des composés inhibiteurs ou toxiques (par effet de dilution). De surcroît, plusieurs réacteurs installés en série, plutôt qu'un seul en cuvée, auraient certainement permis d'améliorer les performances obtenues.

3.4.3. Conclusions spécifiques

Les essais de traitement biologique en cuvée permettent de tirer les conclusions suivantes :

- le traitement biologique en cuvée, qualifié de « pseudo-facultatif aéré », a permis de diminuer de manière importante la DBO_5 totale présente dans l'eau brute. Des valeurs résiduelles inférieures à 25 mg- O_2 /L (abattement de 99,8%), soit sous la valeur du critère le plus sévère du MEF, ont été obtenues pour la cuve sans prétraitement. Les microorganismes, développés en quantité appréciable lors des essais, sont donc en mesure de dégrader la matière organique présente. Toutefois, la vitesse de dégradation est lente puisque près de 50 jours de traitement ont été requis. Des composés inhibiteurs ou toxiques freinent de manière certaine le processus de dégradation de la matière organique par les microorganismes;
- des abattements importants de DCO ont été observés durant la période d'essai avec des valeurs résiduelles inférieures à 2000 mg- O_2 /L à 50 jours, voire inférieures à 400 mg- O_2 /L (abattement de 98,6%) pour la cuve sans prétraitement. De plus, la DCO « dure » ou difficilement biodégradable a diminué de manière importante suite au processus de traitement signifiant une transformation des formes de la matière organique;
- le traitement a permis un abattement significatif de l'azote ammoniacal. Des valeurs de près de 100 mg-N/L ont été atteintes en cours d'essais (abattement de 80%), ce qui dépassent toutefois celle du critère le plus sévère du MEF, soit 10 mg-N/L. Aucune nitrification biologique n'a été observée lors des essais. Des caractéristiques du milieu peu propices (pH non-optimal et variable, présence de composés inhibiteurs ou toxiques, etc.) ou encore l'absence d'organismes nitrifiants expliqueraient ces résultats. Compte tenu de cette situation, le strippage (volatilisation) peut être identifié comme le principal mécanisme d'élimination de l'azote ammoniacal. Ce phénomène de strippage a d'ailleurs été amplifié par l'augmentation du pH de l'eau de lixiviation en cours d'essais qui a atteint une valeur voisine de 9,0;
- les valeurs d'aluminium, d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre, de manganèse, de nickel, de plomb ainsi que de sélénium se sont toutes situées sous les valeurs des critères les plus sévères du MEF ou encore sous les limites de détection des méthodes analytiques. Par contre, seuls le chrome et le manganèse étaient problématiques dans l'eau brute. Dans le cas du fer et du zinc, des abattements importants (supérieurs à 98%) ont été constatés mais les concentrations finales obtenues sont demeurées au delà des valeurs du critère le plus sévère;
- aucun dépassement des critères du MEF n'a été observé dans le cas des cyanures totaux, des coliformes fécaux ainsi que des huiles et graisses. De légers dépassements, par rapport au critère du MEF, ont toutefois été constatés dans le cas des sulfures totaux avec un abattement de 99,1% pour la cuve sans prétraitement. La concentration pourrait toutefois être contrôlée par l'ajout d'un agent coagulant à base de fer (précipitation). Quant aux composés phénoliques, des valeurs voisines à celle du critère le plus sévère du MEF ont été obtenues;
- le phosphore total se situe au delà du critère le plus sévère du MEF. Ce paramètre n'est toutefois pas considéré comme problématique dans la mesure où une optimisation du procédé permettrait de réduire sa concentration à une valeur minimale;

- les prétraitements par coagulation-floculation ou par précipitation par élévation de pH ne contribuent pas à améliorer de façon notable la qualité de l'eau traitée par voie biologique. Des résultats équivalents, voire supérieurs ont été obtenus sans aucun prétraitement préalable du lixiviat. Compte tenu de ces résultats et des contraintes associées à la mise en œuvre de prétraitements à grande échelle (équipements requis, suivi de l'opération, ajout de réactifs, génération et disposition des boues, coûts, etc.), un traitement biologique du lixiviat brut sans traitement préalable est recommandé;
- en pratique, les résultats démontrent que, malgré la présence de composés inhibiteurs ou toxiques, un traitement biologique en « cuvée » de 50 jours à 21°C permet d'abattre de manière importante la plupart des paramètres visés par l'étude. Les processus d'élimination comprennent principalement la biodégradation, la précipitation et l'oxydation ainsi que la volatilisation (strippage). Un post-traitement par coagulation-floculation-décantation est recommandé afin de diminuer les teneurs résiduelles des paramètres encore jugés comme problématiques par rapport aux critères les plus sévères du MEF (fer, zinc, phosphore total, MES). En ce qui concerne l'azote ammoniacal, autre paramètre jugé problématique, des procédés de strippage ou de nitrification biologique doivent être envisagés suite au traitement biologique aérobie de la matière organique carbonée;
- par rapport aux données de la bibliographie, l'eau de lixiviation employée présentait des concentrations élevées de contaminants. Des concentrations au moins quatre fois inférieures sont attendues sur le site projeté. Les résultats obtenus en cuvées peuvent donc être considérés comme conservateurs. De plus, plusieurs réacteurs installés en série auraient certainement permis d'améliorer les performances du procédé.

3.5. PHASE I – ESSAIS DE RESPIROMÉTRIE

3.5.1. Méthodologie spécifique

Quatre séries d'essais de respirométrie ont été réalisées lors de cette phase dans le but de déterminer la constante du taux d'enlèvement de la DBO (K_e en base népérienne, d^{-1}). D'abord, les trois premières séries ont été respectivement menées avec l'eau de lixiviation brute, l'eau prétraitée par coagulation-floculation ainsi qu'avec l'eau prétraitée par précipitation (élévation de pH). Ces trois eaux correspondent, en pratique, à celles des cuves 1, 2 et 3 au moment de leur démarrage ($t = 0$ jour). La quatrième série d'essais de respirométrie a été réalisée avec l'eau de lixiviation brute (conservée 53 jours au réfrigérateur)ensemencée par des microorganismes mixtes (classiques), en comparaison avec un ensemencement de la même eau avec des microorganismes prélevés de la cuve 1 après 41 jours de traitement. Puisqu'une biodégradation quasi complète de la matière organique a été observée dans cette cuve, ce dernier essai de respirométrie visait plus particulièrement à connaître le comportement spécifique de microorganismes « adaptés » au substrat organique.

Les essais de respirométrie ont été réalisés sur une période de plus de 7 jours consécutifs à une température constante de $20^\circ\text{C} \pm 0,5^\circ\text{C}$. Afin de pouvoir mettre en évidence un éventuel effet toxique, différentes conditions de dilution ont été étudiées allant de 1/5 à 1/40 selon le cas. Dans la mesure du possible, chacune des dilutions a été réalisée en duplicata afin de s'assurer de l'exactitude des résultats obtenus. Aucun inhibiteur de nitrification n'a été ajouté pour contrer la consommation d'oxygène reliée à la nitrification. L'eau de dilution a étéensemencée par des souches bactériennes mixtes et lyophilisées POLYSEED® au taux de 1,5 mL/100 mL afin d'assurer la dégradation du substrat organique présent dans l'eau. Un essai témoin a aussi

été mené en parallèle de manière à tenir compte de la respiration biologique due à l'eau de dilution.

Lors de la réalisation de l'essai, l'oxygène consommé par les micro-organismes pour dégrader les composés organiques présents dans l'eau a été mesuré en fonction du temps (lecture de DBO exercée). Des respiromètres de marque *HACH* à lecture automatique ont été utilisés pour les essais. Les échantillons d'eau ont été placés dans des bouteilles ambrées de 500 mL équipées d'une trappe contenant du KOH afin d'assurer l'absorption du CO₂ dégagé durant les essais. Au besoin, des remises à zéro des respiromètres après équilibration avec l'atmosphère ont été effectuées quand ceux-ci approchaient leur limite supérieure de mesure.

Ces essais de respirométrie ont permis de déterminer, par modélisation (méthode des moindres carrés, Metcalf & Eddy, 1991), le taux d'enlèvement de la DBO (K_e en d⁻¹ utilisé dans l'équation de Eckenfelder³) de l'eau. De plus, ils ont également permis d'obtenir des valeurs quotidiennes de DBO des échantillons d'eau sur la période d'essai, une vérification qualitative de la période d'acclimatation des micro-organismes à l'échantillon d'eau ainsi qu'une évaluation sommaire du degré de toxicité du lixiviat en fonction des dilutions testées.

3.5.2. Résultats et interprétation

Essais de respirométrie (eaux des cuves 1, 2 et 3)

Les figures 15, 16 et 17 illustrent les résultats de respirométrie obtenus avec les trois eaux mises à l'essai : l'eau de lixiviation brute (sans prétraitement), l'eau prétraitée par coagulation-floculation et l'eau prétraitée par précipitation (élévation de pH). Les résultats sont présentés pour les deux dilutions étudiées, soit 1/20 et 1/40. Les courbes modélisées par la méthode des moindres carrés sont également présentées pour les fins de comparaison (courbes expérimentales versus courbes modélisées) tout comme pour l'ensemble des autres figures à venir.

L'analyse des résultats de respirométrie révèle et confirme l'effet inhibiteur ou toxique de certaines composantes du lixiviat. Les dilutions 1/20 et 1/40 présentent des délais initiaux au démarrage ce qui est indicatif d'une phase initiale d'adaptation (figures 15 à 17). Les délais sont notamment plus marqués en ce qui concerne l'eau de lixiviation brute ainsi que celle prétraitée par coagulation-floculation (figures 15 et 16). Le prétraitement par précipitation (élévation de pH) aurait donc eu un certain effet bénéfique initial. Toutefois, le délai initial (ou temps de latence) n'est pas problématique en pratique puisque, dans un système de traitement en régime d'écoulement continu, les microorganismes demeurent continuellement en contact avec le substrat organique leur permettant ainsi de s'adapter aux conditions présentes.

Par rapport à la dilution 1/40, la dilution 1/20 présente une pente significativement plus faible dans la première portion de la courbe de DBO exercée, soit lors des deux ou trois premiers jours. Les valeurs de K_e obtenues sont nettement différentes entre les deux dilutions, se situant en moyenne (pour les trois eaux) à près de 0,8 d⁻¹ et 1,9 d⁻¹ respectivement pour les taux de

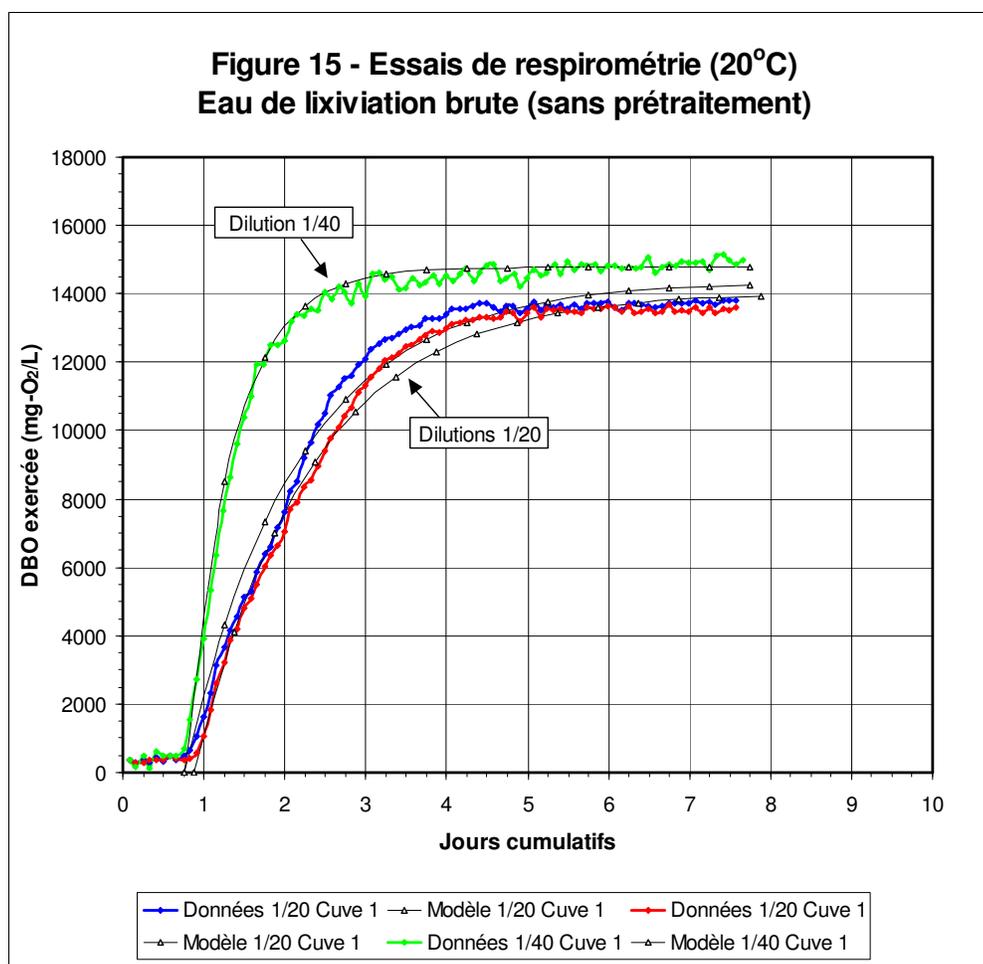
³Équation de Eckenfelder : $S_e / S_o = F.C. / (1 + K_e \cdot t)$

où S_e : DBO₅ de l'effluent (mg-O₂/L);
 S_o : DBO₅ de l'affluent (mg-O₂/L);
 F.C : facteur de correction, varie selon les saisons (1,05 en hiver ; 1,20 en été);
 K_e : taux d'enlèvement de la DBO calculé en base népérienne (d⁻¹);
 t : temps de rétention (d).

dilution de 1/20 et 1/40 (tableau 9). De plus, les DBO_{ultime} atteintes (figures 15 à 17; tableau 9) sont légèrement plus faibles pour la dilution 1/20 ce qui est indicatif d'effets inhibiteurs ou toxiques qui freinent le processus de traitement biologique. Cette différence entre les valeurs de DBO_{ultime} atteintes (figure 17; dilution 1/20 vs 1/40) est toutefois nettement plus marquée pour l'eau prétraitée par précipitation. Ce résultats est en accord avec les résultats obtenus lors des essais en cuvée (§ 3.4.) où un abattement moins important de la DBO_5 avait été observé pour la cuve 3 après 50 jours de traitement.

Puisque les courbes tracées tiennent compte des taux de dilution, elles devraient théoriquement se superposer en l'absence d'agents inhibiteurs ou de composés toxiques pour les microorganismes. Or, en présence d'agents inhibiteurs ou de composés toxiques, plus un échantillon est dilué, plus la concentration de ces composés est faible et moins ils devraient présenter d'impacts sur les microorganismes. La DBO exercée devrait donc plus être élevée. Dans le cas présent, il apparaît clairement que le lixiviat présente des caractéristiques qui entravent le processus biologique.

Par ailleurs, pour un même taux de dilution, la comparaison des courbes tracées et des valeurs de K_e et DBO_{ultime} découlant des modélisations des courbes permet de conclure que le substrat organique de chacune des trois eaux mises à l'essai est assimilé selon un schéma général



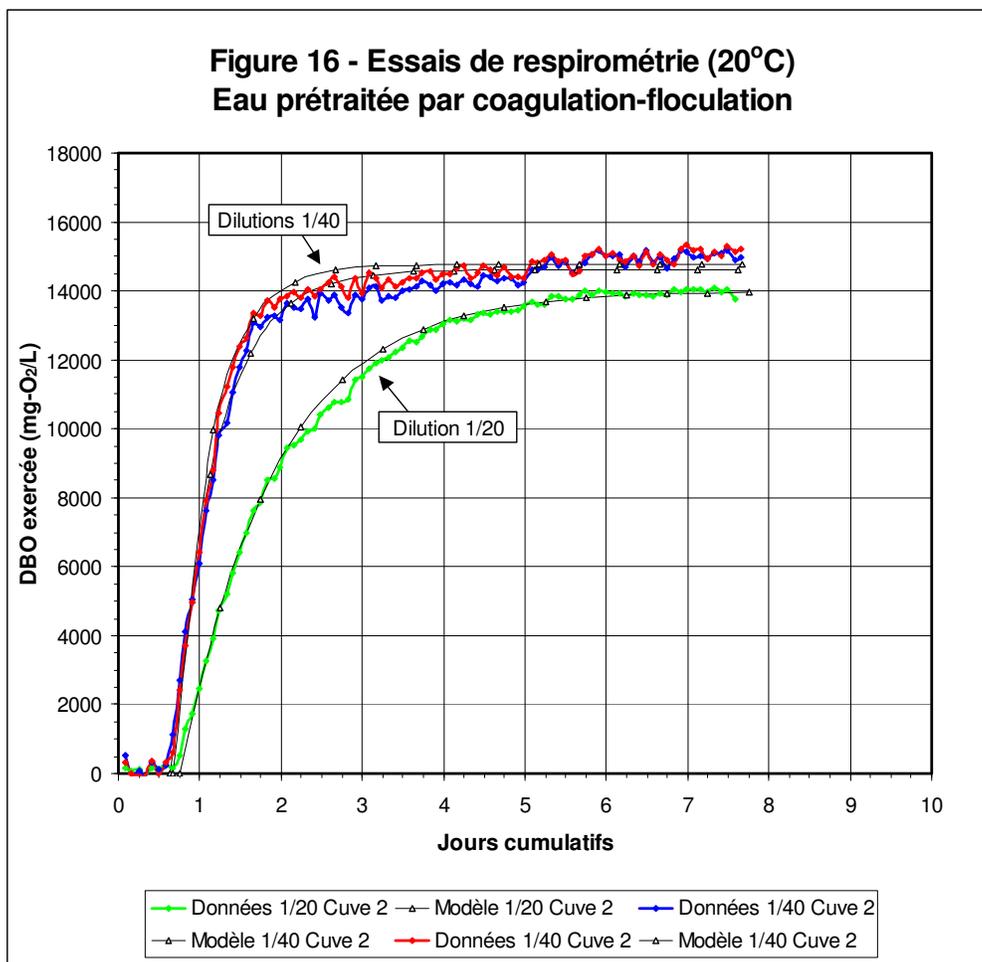
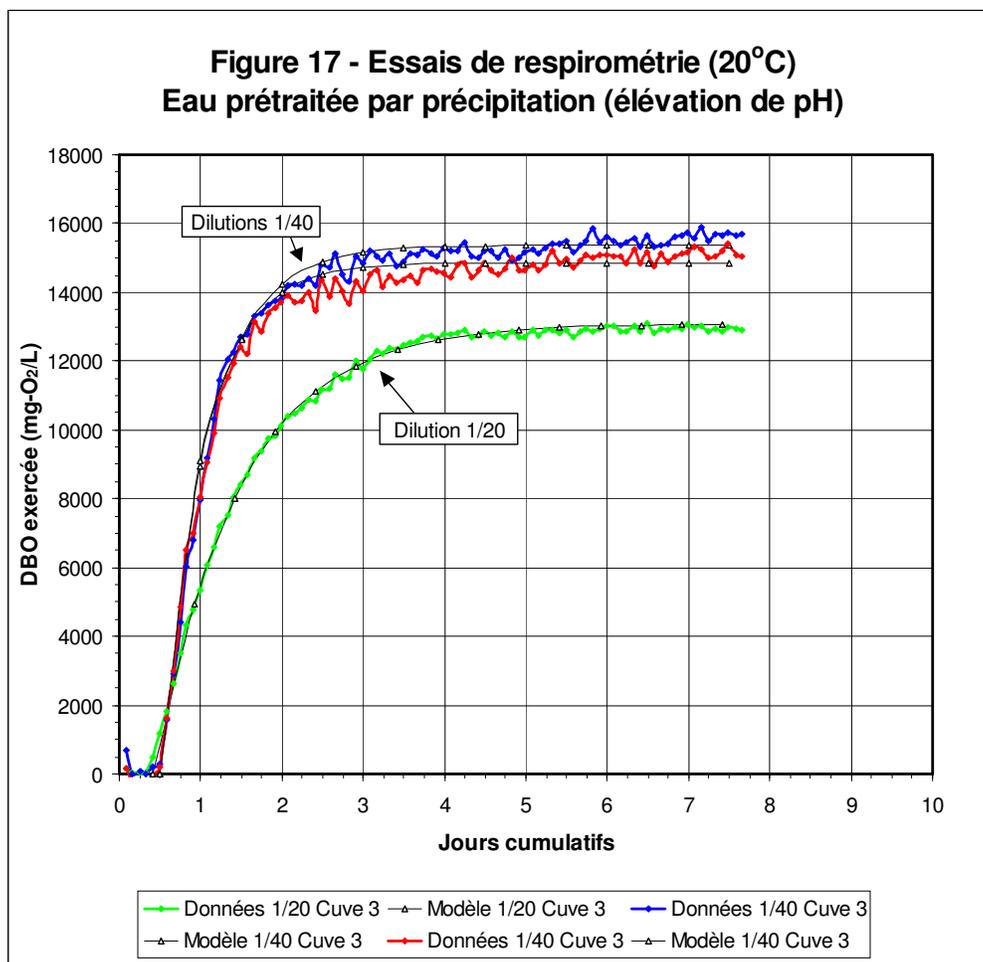


Tableau 9 - Valeurs des constantes (eau brute et eaux prétraitées)

| Type d'eau | Taux de dilution | Coefficient K_e (base e) | DBO_{ultime} | Appréciation du modèle |
|--|------------------|-------------------------------|----------------------|------------------------|
| --- | --- | d^{-1} | mg-O ₂ /L | --- |
| Eau brute (sans prétraitement) | 1/20 | 0,71 | 14400 | Moyenne |
| | 1/20 | 0,69 | 14100 | Moyenne |
| | 1/40 | 1,72 | 14800 | Élevée |
| Eau prétraitée par coagulation-floculation | 1/20 | 0,84 | 14000 | Élevée |
| | 1/40 | 1,80 | 14600 | Moyenne |
| | 1/40 | 2,25 | 14800 | Moyenne |
| Eau prétraitée par précipitation (élévation de pH) | 1/20 | 0,95 | 13100 | Élevée |
| | 1/40 | 1,74 | 15400 | Moyenne/élevée |
| | 1/40 | 1,90 | 14900 | Moyenne/élevée |



relativement similaire. Compte tenu des résultats de suivi des trois cuves (traitement biologique sur 50 jours; § 3.4.) ainsi que ceux découlant des présents essais de respirométrie, il n'est pas recommandé de procéder à un prétraitement par coagulation-floculation ou par précipitation. Pour les eaux de lixiviation brutes (sans prétraitement), les valeurs de K_e sont respectivement de $0,7 \text{ d}^{-1}$ et $1,7 \text{ d}^{-1}$ pour des facteurs de dilution de 1/20 et 1/40 (tableau 9). La valeur de K_e de $0,7 \text{ d}^{-1}$ pour la dilution 1/20 semble toutefois moyennement fiable puisque certains décalages sont observés entre les courbes modélisées et celles expérimentales (figure 15). Selon l'allure des courbes, sa valeur serait légèrement plus élevée, soit de l'ordre de $0,8 \text{ d}^{-1}$ à $0,9 \text{ d}^{-1}$.

En ce qui concerne la biodégradation de la matière organique, les résultats de $\text{DBO}_{\text{ultime}}$ montrent que, malgré les effets inhibiteurs ou toxiques observés, les valeurs atteintes sont assez rapprochées pour les trois eaux mises à l'essais. Ce résultat rejoint ceux obtenus lors des suivis des cuves sur 50 jours (sans dilution) qui ont révélé que la biodégradation de la DBO était possible. Une dilution supplémentaire, au delà de 1/40, aurait permis de statuer définitivement sur le potentiel de biodégradabilité du substrat organique. Toutefois, le rapprochement des valeurs de $\text{DBO}_{\text{ultime}}$ atteintes pour les deux dilutions étudiées (1/20 et 1/40), plus particulièrement pour l'eau brute (sans prétraitement) et l'eau prétraitée par coagulation-floculation, laisse croire qu'une dilution plus importante n'aurait pas conduit à une augmentation significative de la $\text{DBO}_{\text{ultime}}$ atteinte.

Pour mettre en contexte les K_e obtenues, des valeurs entre $0,35 \text{ d}^{-1}$ à $0,39 \text{ d}^{-1}$ sont citées par Benefield et Rendall (1980) alors que le ministère de l'environnement du Québec (MENVIQ, 1988) précise $0,37 \text{ d}^{-1}$ (20°C) comme valeur de référence pour la conception d'étangs aérés (eaux usées municipales). Selon Metcalf & Eddy (1991), la valeur de K_e peut dépasser $1,0 \text{ d}^{-1}$ lorsque la DBO est fortement soluble, ce qui est le cas dans la situation présente. Finalement, des essais effectués par l'équipe de la STEPPE-UQAM sur une eau de lixiviation d'un site d'enfouissement de la région de Charlevoix ont, quant à eux, menés à la détermination de valeurs de K_e de l'ordre de $0,9 \text{ d}^{-1}$ ($\text{DBO}_{\text{ultime}} \approx 4000 \text{ mg-O}_2/\text{L}$).

Essais de respirométrie (effets des souches d'ensemencement)

La figure 18 présente la quatrième série d'essais de respirométrie réalisée avec l'eau de lixiviation brute (L-302) conservée 53 jours au réfrigérateur (4°C) et ce, pour différents taux de dilutions (1/5; 1/10; 1/20 et 1/40). La série d'essais visait à comparer les résultats obtenus avec un ensemencement effectué avec une souche de liqueur mixte (Liqueur Mixte ou LM) provenant de l'essai de biodégradation de la cuve 1 (41° jour) avec ceux obtenus pour les souches

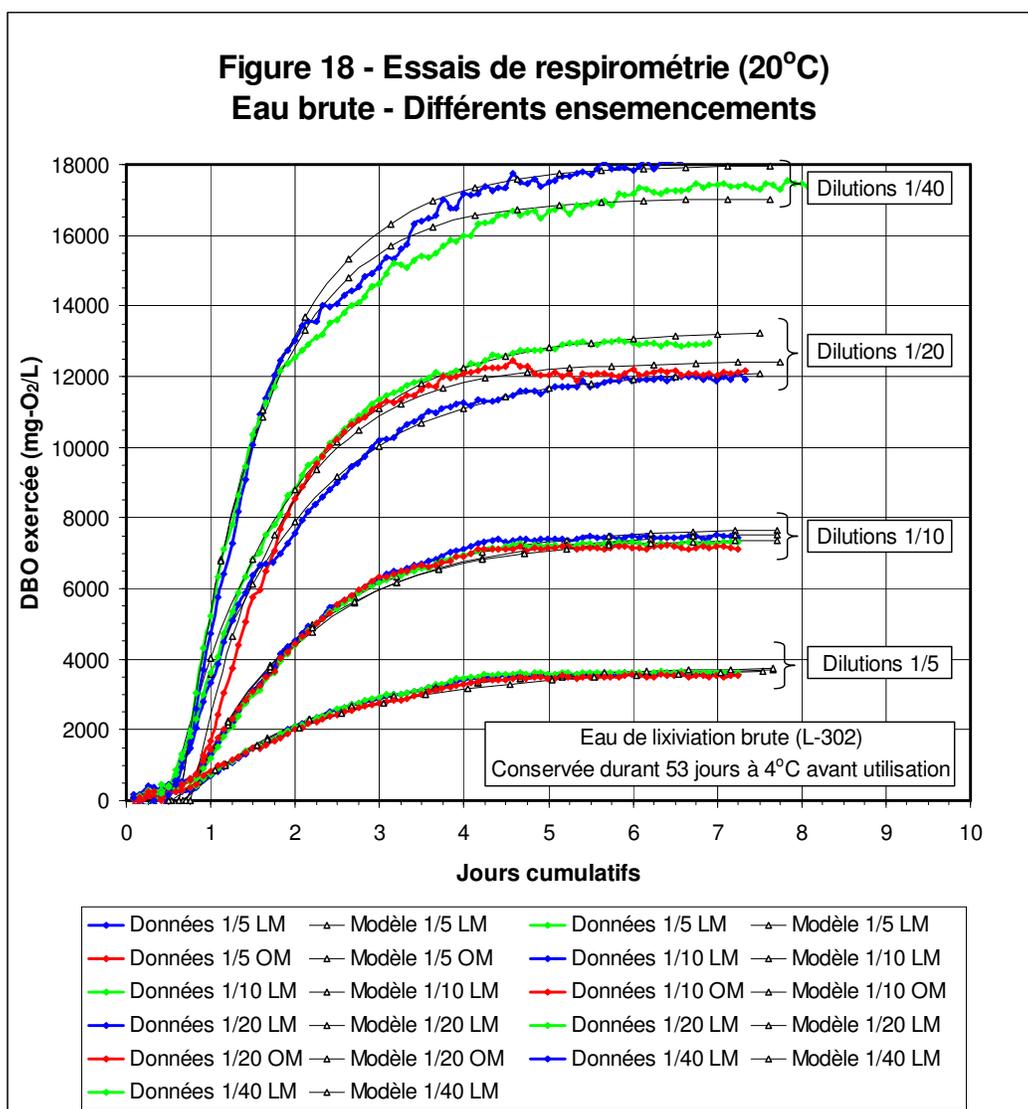


Tableau 10 - Valeurs des constantes (eau brute - conservée 53 jours à 4°C; différents ensemencements)

| Ensemencement | Taux de dilution | Coefficient K_e (base e) | DBO_{ultime} | Appréciation du modèle |
|--------------------------|------------------|----------------------------|----------------|------------------------|
| --- | --- | d^{-1} | mg- O_2/L | --- |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/5 | 0,63 | 3700 | Élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/5 | 0,62 | 3800 | Élevée |
| <i>Organismes mixtes</i> | 1/5 | 0,53 | 3700 | Élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/10 | 0,69 | 7700 | Élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/10 | 0,66 | 7600 | Élevée |
| <i>Organismes mixtes</i> | 1/10 | 0,71 | 7400 | Élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/20 | 0,69 | 12200 | Élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/20 | 0,72 | 13300 | Élevée |
| <i>Organismes mixtes</i> | 1/20 | 0,93 | 12400 | Moyenne/élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/40 | 0,95 | 18000 | Moyenne/élevée |
| Liqueur mixte (cuve 1) | 1/40 | 1,01 | 17000 | Moyenne |

d'ensemencement normalement employées en laboratoire pour l'évaluation de la DBO (Organismes Mixtes ou OM). Le tableau 10 présente, quant à lui, l'ensemble des valeurs de K_e et DBO_{ultime} obtenues pour les différentes dilutions testées.

L'analyse des résultats révèle à nouveau un effet inhibiteur ou toxique de certaines composantes du lixiviat. Cet effet se remarque clairement par l'examen de l'allure des courbes allant des dilutions 1/5 à 1/40. La modélisation des résultats obtenus à un taux de dilution de 1/40 a conduit à des valeurs respectives de K_e et de DBO_{ultime} de 0,98 d^{-1} et 17 500 mg- O_2/L (tableau 10). Un examen des écarts entre les courbes modélisées et celles expérimentales pour cette dilution montre toutefois que le modèle surestime la valeur de K_e .

En ce qui concerne l'effet du type d'ensemencement, aucune différence significative n'est observée entre la souche de liqueur mixte (LM) et celle des organismes mixtes (OM). Les microorganismes présents après 41 jours de traitement ne seraient donc pas particulièrement mieux (ou moins) adaptés au substrat organique.

Finalement, une comparaison entre les résultats obtenus avec l'eau employée lors de cet essai (eau brute L-302 réfrigérée 53 jours) et ceux découlant de l'essai précédant (eau brute L-302 en début de projet; figure 15) montre que les caractéristiques biochimiques du lixiviat se sont modifiées dans le temps conduisant ainsi à une DBO_{ultime} plus importante (dilution 1/40 : 14 800 mg- O_2/L vs 17 500 mg- O_2/L) et une modification significative de la valeur de K_e observée (dilution 1/40 : $K_e = 1,72 d^{-1}$ vs 0,98 d^{-1}). Une transformation de la DCO difficilement biodégradable (DCO « dure ») en une DBO est certainement à l'origine de ces résultats. En effet, la conservation prolongée d'un échantillon d'eau de lixiviation, même à 4 °C, peut conduire à l'amorce d'une digestion anaérobie menant ainsi à la remise en solution de composés organiques plus ou moins complexes. La DBO_{ultime} de l'échantillon peut donc devenir plus importante en plus de voir les composés organiques présents se modifier chimiquement.

3.5.3. Conclusions spécifiques

Les résultats des essais de respirométrie réalisés sur les eaux de lixiviation permettent de tirer les conclusions suivantes :

- certaines composantes du lixiviat présentent un effet inhibiteur ou toxique sur les microorganismes. Ces effets sont constatés d'une part, par de légers délais initiaux observés lors du démarrage des essais de respirométrie, indicatifs d'une phase initiale d'adaptation et, d'autre part, par des valeurs plus importantes de taux d'enlèvement de la DBO (K_e) et de DBO_{ultime} en fonction de l'augmentation du taux de dilution de l'eau de lixiviation. Les valeurs de K_e , estimées sur la base de la modélisation des résultats de respirométrie, s'établissent à près de $0,8\text{ d}^{-1}$ et $1,9\text{ d}^{-1}$ pour des taux de dilution respectifs de 1/20 et 1/40 tandis que les DBO_{ultime} atteintes sont légèrement plus faibles pour la dilution 1/20 (par rapport à 1/40). Extrapolés à grande échelle, ces résultats signifient en pratique que toute dilution de l'eau de lixiviation générée au site d'enfouissement des apports d'eau extérieurs sera favorable à l'efficacité du traitement;
- il n'est pas recommandé de procéder à un prétraitement par coagulation-floculation ou par précipitation (élévation du pH). Les résultats des respirométries effectuées sur l'eau de lixiviation brute (sans prétraitement), l'eau prétraitée par coagulation-floculation et l'eau prétraitée par précipitation (élévation de pH) n'ont pas révélé de gains significatifs justifiant de tels prétraitements;
- le type d'ensemencement n'a pas eu d'effet particulier sur le comportement du système biologique. Un ensemencement avec une souche de microorganismes prélevée de la cuve 1 au 41^e jour de traitement biologique, comparé avec celui d'une souche d'organismes mixtes (communs), n'a pas permis de mettre en évidence des différences de vitesses de biodégradation ou encore une biodégradation plus complète.

3.6. PHASE I – ESSAIS DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE SÉQUENTIELS EN CUVÉE

3.6.1. Méthodologie spécifique

Les résultats obtenus lors des essais en cuvées ont révélé la lenteur au niveau de la cinétique de dégradation du substrat organique (lixiviat) par les microorganismes. Un effet inhibiteur ou toxique de certaines composantes du lixiviat sur les microorganismes est à l'origine des difficultés rencontrées. Par conséquent, afin d'en connaître davantage sur le comportement d'un système de traitement des eaux à alimentation continue, des traitements séquentiels en cuvée ont été effectués. Pour ce faire, quatre cuves aérées (A, B, C et D) de 1,5 L de liqueur mixte, prélevée à même la cuve 1 après 38 jours de traitement biologique, ont été alimentées par différentes quantités de lixiviat brut L-302 (lixiviat conservé 53 jours au réfrigérateur à 4 °C). Les proportions d'alimentation ou de substitution d'une portion du volume de chacune des cuves ont été respectivement fixées à 5% (cuve A), 10% (cuve B), 20% (cuve C) et 40% (cuve D), soit l'équivalent de temps de rétention des eaux de 20 jours, 10 jours, 5 jours et 2,5 jours. Pour les cuves B et C, une seconde alimentation (substitution de volume) a été réalisée en cours d'essai afin de suivre à nouveau l'efficacité du processus de traitement.

Pour chacune des cuves, des analyses de carbone organique dissous (COD), représentatives du substrat organique présent, ont été effectuées en guise de suivi. Des analyses de MVES ont également été réalisées, au besoin, afin de suivre la quantité de microorganismes présents.

L'aération, de type « forcée en excès », a permis de maintenir en tout temps une concentration minimale d'oxygène dissous d'au moins $2\text{ mg-O}_2/\text{L}$ en plus d'assurer un mélange du contenu des cuves. L'essai a été suivi sur une base régulière avec rabattement des boues sur les rebords, ajout d'eau distillée pour compenser l'évaporation, mesure de l'oxygène dissous, etc. Près de 145 mg-P/L a été ajouté au lixiviat brut d'alimentation afin de respecter le mieux

Tableau 11 - Procédure d'essais de biodégradation lors d'une séquence d'alimentation

| Activité |
|--|
| Remplissage des cuves A, B, C et D avec 2 L de liqueur de la cuve 1 (t = 38 jours) |
| Décantation 1 heure (sans aération) |
| Soutirage du volume de surnageant nécessaire |
| Ajout du volume de lixiviat brut L-302 ^a nécessaire |
| Démarrage de l'aération (ajustement au besoin) |
| Prélèvement d'un échantillon initial de près 50 mL |
| Mesure du COD et des MVES sur échantillon initial |
| Prélèvement d'échantillons (environ 10 mL) en fonction du temps et mesure du COD |
| Relevé des volumes (mL) prélevés |
| Prélèvement d'un échantillon final de près 50 mL |
| Mesure du COD sur échantillon final et MVES au besoin |

a : lixiviat brut L-302 conservé durant 53 jours à 4°C

Tableau 12 - Conditions de démarrage des cuves A, B, C et D

| Paramètre | Cuve A | Cuve B | Cuve C | Cuve D |
|--|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Volume initial de liqueur de la cuve 1 à t = 38 jours (mL) : | 2000 | 2000 | 2000 | 2000 |
| Volume de surnageant à soutirer après décantation 1 heure (mL) : | 1100 | 800 | 650 | 575 |
| Volume de lixiviat brut L-302 ^a à ajouter (mL) : | 600 | 300 | 150 | 75 |
| Volume total initial (mL) : | 1500 | 1500 | 1500 | 1500 |
| Fraction du volume remplacé (%) : | 40 | 20 | 10 | 5 |
| COD mesuré de la liqueur de la cuve 1 (mg/L) : | | | 450 | |
| COD mesuré du lixiviat brut L-302 ^a (mg/L) : | | | 5600 | |
| COD initial théorique du mélange (mg/L) : | 2510 | 1480 | 965 | 708 |
| COD initial mesuré du mélange (mg/L) : | 2550 | 1500 | 1015 | 720 |

a : lixiviat brut L-302 conservé durant 53 jours à 4°C

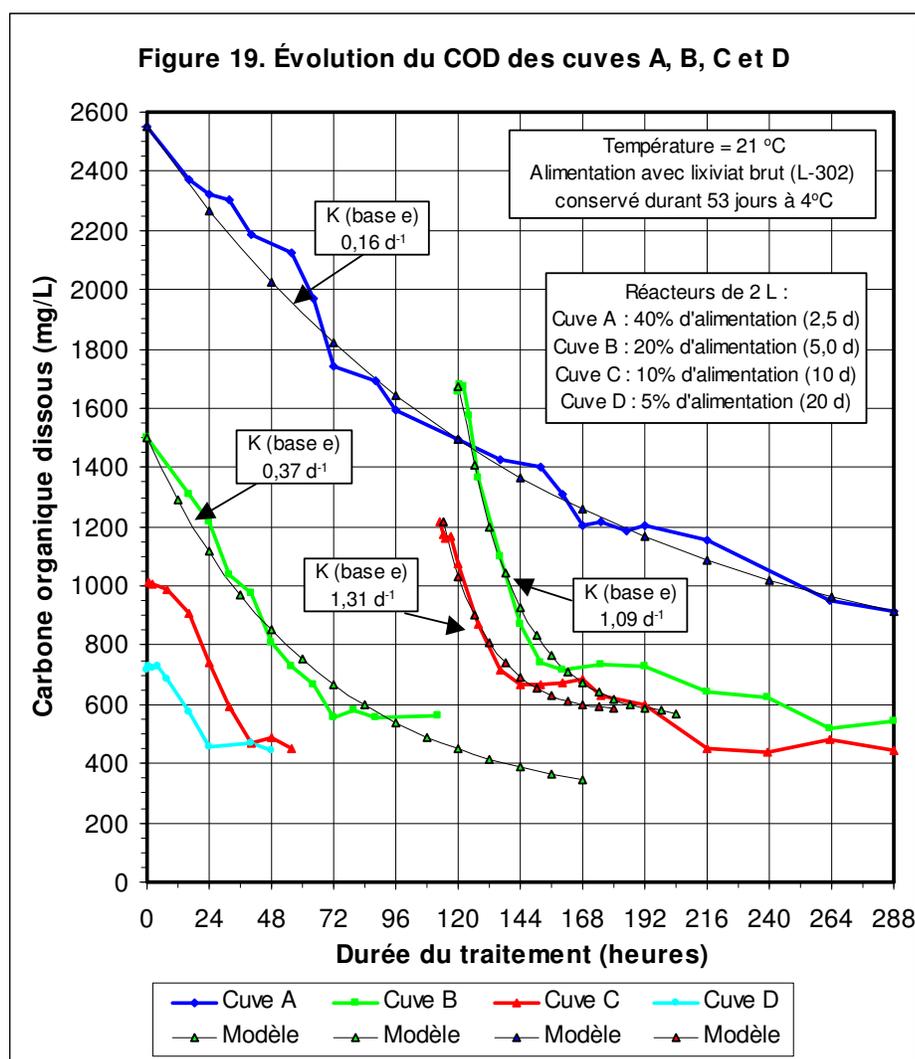
possible le rapport $DBO_5 : N : P$ requis pour le processus de biodégradation. Les tableaux 11 et 12 présentent respectivement la procédure générale d'essais de biodégradation lors d'une séquence d'alimentation ainsi que les conditions de démarrage de chacune des cuves.

3.6.2. Résultats et interprétation

Les essais, réalisés sur la base d'une substitution d'une portion du volume de la liqueur mixte par un volume équivalent de lixiviat brut, visaient à obtenir une meilleure représentation (par opposition au réacteur de type « cuvée ») d'un réacteur « en continu » tel qu'un étang aéré facultatif. Toutefois, puisque des conditions de mélange assez intenses prévalaient dans les cuves d'essais et que ces conditions de mélange ne sont pas nécessairement celles qui prennent place dans un étang aéré facultatif, la similitude n'est pas idéale. De plus, étant donné que les essais ont été menés sur une base ponctuelle, les réacteurs biologiques ne peuvent pas être considérés comme véritablement à l'équilibre. Pour y arriver, de nombreux

cycles d'alimentation auraient dû théoriquement être menés. Compte tenu de cette situation, seulement les tendances ou l'évolution des résultats ont servi de base à l'interprétation des résultats.

La figure 19 présente les résultats obtenus pour chacune des cuves lors des essais de biodégradation. La comparaison des courbes d'abattement de COD obtenues révèle l'effet inhibiteur ou toxique déjà observé de certaines composantes du lixiviat sur les microorganismes. Plus le taux d'alimentation est faible ou, plus la quantité de matière organique mise en contact avec les microorganismes est faible, plus la dégradation se produit rapidement. De plus, une dégradation biologique plus complète est observée pour de faibles taux d'alimentation. En d'autres termes, la concentration en COD diminue rapidement pour atteindre la concentration en COD initialement présente dans la liqueur mixte (bruit de fond). Ce bruit de fond est considéré comme la concentration en COD présente dans la liqueur mixte de la cuve 1 avant son alimentation, soit 450 mg/L (tableau 12). Il correspond à la DCO « dure » ou difficilement biodégradable présente dans l'eau de lixiviation. Ainsi, le COD de la cuve C suite à la première alimentation diminue de 1015 mg/L à près de 450 mg/L en 40 heures tandis que pour la cuve D, la valeur de COD chute de 720 mg/L à près de 450 mg/L en



24 heures. Le plateau de 450 mg/L n'est pas tout à fait atteint pour la cuve B alors que la valeur de COD diminue, suite à la première alimentation, de 1500 mg/L à près de 560 mg/L en 72 heures. Dans le cas de la cuve A, une dégradation continue est observée durant la période sans toutefois atteindre la valeur du bruit de fond.

Lors de la seconde alimentation, la valeur de COD a diminué de 1215 mg/L à 670 mg/L en 31 heures pour la cuve C tandis qu'une chute de 1650 mg/L à près de 740 mg/L était observée en 32 heures pour la cuve B. À noter que, pour ces deux cuves, des concentrations initiales plus élevées ont été mesurées lors de la seconde alimentation (par rapport à la première alimentation). Cette situation s'explique par la présence d'une importante quantité de boues sur les parois. Ceci a rendu particulièrement ardu l'ajustement précis des niveaux d'eau des cuves en cours de traitement (niveaux à ajuster en fonction des pertes dues à l'évaporation). Par conséquent, dans le cas de ces deux cuves, les concentrations résiduelles de COD mesurées près de 30 heures après la seconde alimentation se situaient à des valeurs supérieures à celles mesurées suite à la première alimentation. Pour chacune de ces deux cuves, la poursuite de l'essai a contribué à une biodégradation supplémentaire du COD « dur » ou difficilement biodégradable.

En ce qui concerne les vitesses de biodégradation, elles ont été nettement plus rapides lors de la seconde alimentation. Ainsi, le système biologique serait mieux disposé pour la biodégradation du substrat lors d'une seconde alimentation, d'autant plus que les MVES des cuves au moment de la seconde alimentation n'étaient pas particulièrement plus élevées par rapport au démarrage des essais (heure 0). La modélisation de certaines des courbes par la méthode des moindres carrés (Metcalf & Eddy, 1991) montre également des différences appréciables de vitesses de biodégradation (figure 19). Bien que les courbes modélisées ne collent pas parfaitement à celles expérimentales (à l'exception de la cuve A), de faibles valeurs de K_e (basés sur le COD) ont été obtenues pour de forts taux d'alimentation, ce qui révèle à nouveau l'effet inhibiteur ou toxique de certaines composantes du lixiviat sur les microorganismes. La valeur plus élevée de K_e lors de la seconde alimentation de la cuve C doit aussi être remarquée.

Dans une perspective plus large, les résultats démontrent bien le comportement que pourrait avoir un système de traitement en continu de type « étang aéré facultatif ». En effet, plus le taux d'alimentation est faible ou, plus le temps de rétention hydraulique est important, plus le substrat organique est biodégradé rapidement et efficacement, soit avec l'atteinte du seuil résiduel en COD correspondant au bruit de fond de la liqueur mixte. Un taux d'alimentation de 5%, équivalent à un temps de rétention de 20 jours, a permis en 24 heures un abattement complet du COD ajouté, COD qui inclut à la fois les composantes organiques facilement et difficilement biodégradables (DBO_{ultime} et DCO « dure ») du lixiviat brut employé. Par ailleurs, une seconde alimentation des cuves C (10% d'alimentation) et B (20% d'alimentation) a révélé un accroissement très net des vitesses de biodégradation par rapport à la première alimentation. Malgré le fait que la similitude entre les cuves d'essais et un étang aéré facultatif ne soit pas idéale et que les conditions d'équilibre n'aient pas été atteintes, tout porte à croire que la dilution du lixiviat brut d'alimentation avec la liqueur mixte présente dans le réacteur, qui implique une dilution des composés inhibiteurs ou toxiques du lixiviat, ait été bénéfique au traitement biologique. Puisque les essais ont été menés avec une eau de lixiviation fortement concentrée en contaminants comparativement à celle qui sera générée par le site projeté (§ 3.4.), les résultats obtenus peuvent être considérés comme conservateurs. En d'autres termes, l'alimentation quotidienne d'une cuve à un taux de 5% avec une l'eau de lixiviation pré-diluée aurait certainement conduit à des abattements rapides et efficaces de la matière organique. Pour ces raisons, il est permis de croire que des étangs aérés facultatifs en

série, qui assurent une spécialisation des microorganismes en fonction du substrat restant et qui allouent un temps de rétention suffisant (basé sur un taux d'enlèvement K_e de la DBO), offrirait les rendements souhaités.

3.6.3. Conclusions spécifiques

Les essais de traitement biologique séquentiels en cuvée permettent de tirer les conclusions suivantes :

- les résultats obtenus révèlent l'effet inhibiteur ou toxique déjà observé de certaines composantes du lixiviat sur les microorganismes. Plus le taux d'alimentation est faible ou, plus la quantité de matière organique mise en contact avec les microorganismes est faible, plus la biodégradation se produit rapidement. De plus, une biodégradation plus complète est observée pour de faibles taux d'alimentation;
- la vitesse de biodégradation s'est avérée nettement plus rapide lors de la seconde alimentation (deux cuves étudiées). Ainsi, le système biologique est mieux disposé pour la biodégradation du substrat lors d'une seconde alimentation;
- la dilution du lixiviat brut d'alimentation avec la liqueur mixte présente dans le réacteur, qui implique une dilution des composés inhibiteurs ou toxiques du lixiviat, serait favorable à l'efficacité du traitement biologique;
- bien que la similitude entre les cuves d'essais et les étangs aérés facultatifs ne soit pas idéale et que les conditions d'équilibre n'aient pas été atteintes, les résultats obtenus lors des essais séquentiels en cuvées permettent de croire que des étangs aérés en série, qui assurent une spécialisation des microorganismes en fonction du substrat restant et qui allouent un temps de rétention suffisant (basé sur un taux d'enlèvement K_e de la DBO), offrirait les rendements souhaités.

3.7. PHASE II – CARACTÉRISATION DES EAUX BRUTES

Le tableau 13 présente les résultats de caractérisation des eaux brutes du site L-302 reçues au laboratoire en comparaison avec le Critère A (Article 45 du MEF; projet de règlement remplacé par le Critère B), le Critère B (critère révisé du MEF) journalier ou mensuel ainsi que les objectifs environnementaux de rejet (OER) au cours d'eau récepteur. Quatre groupes d'eau ont été étudiées afin de connaître certaines variations intrinsèques des caractéristiques du lixiviat : barils d'eau 1 à 3; barils 4 à 6; barils 1 à 6 (par calculs); barils 7 à 12. L'eau des barils 1 à 6 a été prélevée lors d'une même séquence d'échantillonnage à partir d'un puisard situé sur le site L-302. Le prélèvement des eaux des barils 7 à 12 a été réalisé quelques jours plus tard dans le même puisard. L'examen comparatif des valeurs montre peu de variations dans les caractéristiques des eaux (DBO₅, DCO, azote ammoniacal, phosphore total, alcalinité, pH, MES, fer et zinc) d'un groupe à l'autre. Les eaux prélevées semblent donc être assez représentatives du secteur du site L-302.

Par rapport à l'eau de lixiviation employée lors de la Phase I du projet (tableau 2; § 3.1.), l'eau montre de manière générale des caractéristiques assez similaires : DBO₅ légèrement supérieure et DCO un peu plus faible (DCO « dure » moins importante), concentration en azote ammoniacal légèrement plus élevée mais celles des chlorures, des sulfates, des MES, du chrome et du zinc légèrement plus faibles, une alcalinité moins importante et un pH assez

Tableau 13 - Caractéristiques des eaux brutes et critères de rejet (Phase 2)

| PARAMÈTRES | Unités | Critère A (Article 45) | Critère B | | OER Objectifs environ. | Eau brute (L-302) | | | | |
|----------------------------|-------------------------|---------------------------|-----------------------|-----------|------------------------------|-------------------|--------------|--------------|---------------|-------------------------|
| | | | Critère révisé du MEF | | | Barils 1 à 3 | Barils 4 à 6 | Barils 1 à 6 | Barils 7 à 12 | Cuve 2400 L |
| | | | Journalier | Mensuel | | | | | | |
| Chlorures | mg-Cl/L | --- | | | 3273 | --- | --- | --- | --- | 838 |
| Cyanures totaux | mg CN/L | 0,25 | | | 0,04 | --- | --- | --- | --- | 0,081 |
| DBO ₅ totale | mg-O ₂ /L | 150 | 150 | 65 | 105 | 17300 | 17800 | 17500 | 15400 | 16500 |
| DCO | mg-O ₂ /L | 400 | | | | 22000 | 23500 | 22750 | 25500 | 23800 |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,5 | | | 0,016 | --- | --- | --- | --- | 5,09 |
| Azote ammoniacal | mg-N/L | 61 | 25 | 10 | 17 | 590 | 600 | 595 | 600 | 610 |
| Azote Kjeldahl | mg-N/L | --- | | | | --- | --- | --- | --- | 695 |
| Nitrites | mg-N/L | 1 | | | 1,6 | --- | --- | --- | --- | 0,93 |
| Nitrates | mg-N/L | --- | | | 567 | --- | --- | --- | --- | < 0,16 |
| Phosphore total | mg-P/L | 1 | | | 0,97 | --- | --- | 2,56 | 2,19 | 168 ¹ |
| Alcalinité | mg-CaCO ₃ /L | --- | | | | 3500 | 4100 | 3800 | 3950 | 4450 ¹ |
| pH | --- | 6,5 à 9,0 | 6,0 à 9,5 | 6,0 à 9,5 | | 5,99 | 6,05 | 6,00 | 6,05 | 6,15 ¹ |
| Sulfates | mg/L | --- | | | | --- | --- | --- | --- | 982 |
| MES et/ou MVES | mg/L | 65 | 90 | 35 | 499 | 226 / 115 | 243 / 110 | 235 / 113 | 270 / 116 | 1550 / 340 ¹ |
| Aluminium | mg/L | 4,4 | | | 0,5 | --- | --- | < 1,0 | < 1,0 | < 1,0 |
| Arsenic | mg/L | 0,05 | | | 0,46 | --- | --- | --- | --- | < 0,005 |
| Bore | mg/L | --- | | | 11,5 | --- | --- | --- | --- | --- |
| Cadmium | mg/L | --- | | | 0,022 | --- | --- | --- | --- | < 0,025 |
| Chrome | mg/L | 0,25 | | | 2,0 | --- | --- | --- | --- | 0,35 |
| Cuivre | mg/L | 0,25 | | | 0,16 | --- | --- | --- | --- | 0,13 |
| Fer | mg/L | 15 | | | 0,53 | --- | --- | 878 | 913 | 863 |
| Mercuré | mg/L | 0,001 | | | 0,000015 | --- | --- | --- | --- | < 0,0001 |
| Magnésium | mg/L | --- | | | | --- | --- | --- | --- | --- |
| Manganèse | mg/L | 25 | | | | --- | --- | --- | --- | 52,1 |
| Nickel | mg/L | 2,8 | | | 1,2 | --- | --- | --- | --- | < 0,05 |
| Plomb | mg/L | 0,25 | | | 0,05 | --- | --- | --- | --- | < 0,05 |
| Sélénium | mg/L | 0,25 | | | 0,07 | --- | --- | --- | --- | < 0,005 |
| Zinc | mg/L | 1,9 | 0,17 | 0,07 | 2,6 | --- | --- | 8,38 | 7,67 | 8,03 |
| Huiles et graisses totales | mg/L | 10 | | | | --- | --- | --- | --- | 8,1 |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,25 | 0,085 | 0,030 | 0,2 | --- | --- | --- | --- | Non réalisé |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | --- | 275 | 100 | - | --- | --- | --- | --- | Non réalisé |
| Coliformes totaux | UCF/100 mL | 10000 | | | | --- | --- | --- | --- | --- |

¹Augmentation occasionnée par l'ajout de 165 mg-P/L de phosphore sous forme de K₂HPO₄ et KH₂PO₄

similaire, des concentrations en cyanures totaux, sulfures totaux, fer, manganèse et chrome plus élevées et, finalement, une concentration de cuivre assez similaire.

L'analyse du tableau révèle que 10 paramètres (cyanures totaux, DBO₅, DCO, sulfures totaux, azote ammoniacal, MES, chrome, fer, manganèse et zinc) de l'eau brute dépassent les valeurs du critère le plus sévère indiqué au tableau. Ce lixiviat requiert donc un traitement avant son rejet dans l'environnement. D'autres paramètres (aluminium, cadmium, mercure) pourraient théoriquement dépasser les valeurs indiquées par les critères du MEF mais, en raison des limites de détection des méthodes analytiques, il n'est pas possible de statuer sur la question. Finalement, le rapport DBO₅/DCO est de 0,69 ce qui est indicatif d'une excellente fraction biodégradable.

En ce qui concerne le rapport DBO₅ : N : P de l'eau brute, un déficit en phosphore est nettement observé. Ce rapport se situe, pour l'eau des barils 1 à 12, à près de 16 500 : 610 : 2,4 en comparaison avec le rapport 16 500 : 825 : 165 (correspondant à 100 : 5 : 1) requis pour les microorganismes. Bien qu'un certain déficit soit également observé pour l'azote, seulement un ajout de phosphore (165 mg-P/L) sous forme d'une solution composée d'un mélange de KH₂PO₄ et K₂HPO₄ a été effectué.

En conclusion, les résultats de caractérisation de l'eau brute confirme la nécessité d'effectuer un traitement avant son rejet dans l'environnement. Ce traitement devra permettre d'abaisser

considérablement des paramètres tels que la DBO₅, la DCO, les sulfures totaux, l'azote ammoniacal, le fer et le zinc afin de respecter les critères de rejet dans l'environnement. Le traitement biologique subséquent nécessitera un apport en nutriment phosphoré afin d'assurer une biodégradation complète de la matière organique.

3.8. PHASE II – ESSAI DE TRAITEMENT BIOLOGIQUE EN CUVÉE (2400 L)

3.8.1. Méthodologie spécifique

L'essai de traitabilité a consisté à aérer l'eau de lixiviation prélevée (barils 1 à 12) dans une cuve de 2400 L sur une période de 48 jours durant laquelle l'évolution de la dégradation du substrat (DBO₅), l'élimination de l'azote ammoniacal ainsi que la concentration en MVES ont été suivies en fonction du temps. Cet essai visait à évaluer le potentiel de traitement biologique de l'eau de lixiviation et à valider les résultats obtenus en cuvées lors de la première phase du projet. De plus, cet essai réalisé en cuvée de 2400 L cherchait à produire une quantité suffisante de lixiviat traité biologiquement pour les éventuels post-essais physico-chimiques de strippage, de coagulation-floculation et de filtration rapide (s'il y a lieu). Compte tenu des résultats obtenus à la Phase I du projet, le lixiviat n'a pas subi de traitement préalable.

Un ajout de phosphore (165 mg-P/L) a été effectué afin de respecter le rapport DBO₅ : N : P nécessaire à la biodégradation de cette eau. Tout comme lors de la Phase I du projet, la cuve de 2400 L a étéensemencée avec une souche bactérienne mixte et lyophilisée POLYSEED®.

En guise de suivi, un échantillon a été prélevé à tous les cinq jours pour les fins d'analyses de DBO₅ soluble (suivi de la dégradation de la matière organique) et des MES + MVES (représentatifs de la masse bactérienne). L'azote ammoniacal a également été analysé selon la même fréquence afin de suivre son évolution en fonction du temps. Une DBO₅ totale a également été réalisée en début et fin de traitement.

L'aération, de type « forcée en excès », a permis de maintenir en tout temps une concentration minimale d'oxygène dissous d'au moins 2 mg-O₂/L dans le volume de liquide en plus d'en assurer son mélange. Durant toute la durée de l'essai, la température de l'air insufflé a été ajustée à près de 22°C de manière à éviter un rehaussement trop important de la température de l'eau. À la fin de la période de 48 jours, après avoir prélevé un échantillon dans la cuve afin de mesurer les MES/MVES, l'aération a été arrêtée et une période de 24 heures a été allouée à la sédimentation. L'eau surnageante produite a ensuite été transférée temporairement hors du réservoir, puis retournée dans celui-ci dès qu'il a été vidé de ses boues décantées (et nettoyé). Le surnageant a ensuite été aéré légèrement de façon continue afin d'éviter qu'il devienne septique et ce, jusqu'à ce que les essais de types physico-chimiques soient complétés. Suite à cette manipulation (transfert des eaux, nettoyage et re-transfert), un échantillon de surnageant a été prélevé pour les fins d'analyses complètes (paramètres fonctions des critères de rejet). Certains paramètres jugés comme plus problématiques (selon les résultats de la première phase) ont été analysés rapidement afin d'orienter la poursuite des essais de types physico-chimiques. Ces paramètres sont le fer, le zinc et les composés phénoliques. Les formes solubles (filtration sur un filtre à MES) de ces mêmes paramètres ont également été mesurées pour connaître le potentiel associé à une filtration rapide sur sable.

Aucun ajout d'acide n'a été réalisé durant l'essai puisque le pH des eaux est demeuré dans les limites des critères de rejet (6,0 < pH < 9,5). L'essai a été suivi sur une base régulière durant toute la période : ajout d'eau distillée pour compenser l'évaporation, mesure du pH et de l'oxygène dissous, inspection des équipements d'insufflation d'air, etc.

Finalement, en raison de problèmes importants de moussage, l'agent anti-moussant *SAG-2001* à base de silicone a été sporadiquement ajouté au contenu de la cuve. Bien que ce produit présente des composés organiques, les quantités ajoutées n'ont pas contribué à une augmentation significative de la DBO_5 et de la DCO du lixiviat.

3.8.2. Résultats et interprétation

Matière organique (DBO_5 et DCO)

La figure 20 présente l'évolution de la $DBO_{5\text{ soluble}}$ présente dans l'eau prélevée en fonction de la période d'essai. Lors du dernier prélèvement (48 jours), des $DBO_{5\text{ soluble}}$ et $DBO_{5\text{ totale}}$ ont été effectuées pour des fins de comparaison. Les valeurs obtenues sont présentées à la figure 20 ou au tableau 14.

Par rapport aux essais de la Phase I (§ 3.4.), les résultats montrent un abattement nettement plus rapide de la $DBO_{5\text{ soluble}}$ en fonction du temps. En effet, une valeur de $DBO_{5\text{ soluble}}$ inférieure à 45 mg- O_2 /L (abattement de 99,7%) a été obtenue en moins de 25 jours comparativement à près de 50 jours lors des essais de la Phase I. Ce résultat s'explique d'abord par l'augmentation de la température de l'eau lors de l'essai. En effet, la forte activité bactérienne observée et le volume important d'eau au sein du réacteur ont contribué à une augmentation significative de la température de l'eau (variations entre 23 °C et 31 °C; moyenne à 28 °C) et, par conséquent, à une modification favorable des vitesses (cinétiques) réactionnelles. Les caractéristiques organiques du lixiviat peuvent également expliquer les différences obtenues. En effet, le rapport DBO_5 /DCO particulièrement élevé obtenu lors de cet essai révèle une différence de composition par rapport à l'eau utilisée lors de la Phase I.

Malgré la vitesse plus importante de dégradation de la $DBO_{5\text{ soluble}}$, des composés inhibiteurs ou toxiques semblent à nouveau freiner le processus de dégradation de la matière organique par les microorganismes. En effet, la courbe d'abattement de la DBO suit un tracé plutôt linéaire qui se distingue nettement de celui d'« exponentiel inversé » normalement observé dans ce genre de situation. L'interprétation des résultats de respirométrie obtenus sur cette eau permettra de conclure sur cette question (§ 3.9.). Toutefois, la présence de tels composés n'a pas empêché les microorganismes de dégrader la matière organique présente puisque de très faibles valeurs de $DBO_{5\text{ soluble}}$ ou $DBO_{5\text{ totale}}$ ont été obtenues en fin de traitement.

Par ailleurs, un abattement important de la DCO a été observé durant la période d'essai avec des valeurs passant de 23 800 mg- O_2 /L à 1050 mg- O_2 /L durant l'essai (abattement de 95,6%). Cette dernière valeur dépasse toujours le seul critère de référence, soit le Critère A de l'article 45 du MEF (400 mg- O_2 /L). Compte tenu des résultats de DCO et DBO_5 de l'eau brute ainsi que des valeurs obtenues sur l'eau finale à 48 jours, une transformation importante de la DCO difficilement biodégradable (dite DCO « dure ») s'est produite. En effet, la portion de DCO biodégradable de l'eau brute, qui peut être estimée à partir de la DBO_{ultime} (valeur limite de DBO atteinte) obtenue par modélisation des données de respirométrie (§ 3.9.), est la suivante :

$$\begin{aligned} \text{DCO biodégradable} &\approx \text{DBO ultime de l'eau brute obtenue par modélisation des données de respirométrie} \\ &\approx 16\,000 \text{ mg-}O_2/\text{L} \end{aligned}$$

Cette DCO biodégradable de l'eau brute correspond à près de 67% de la DCO totale. La DCO « dure » (difficilement biodégradable) s'élève donc à :

$$\begin{aligned} \text{DCO}_{\text{« dure »}} &\approx 23\,800 \text{ mg-}O_2/\text{L} && - && 16\,000 \text{ mg-}O_2/\text{L} \\ &= 7800 \text{ mg-}O_2/\text{L} \end{aligned}$$

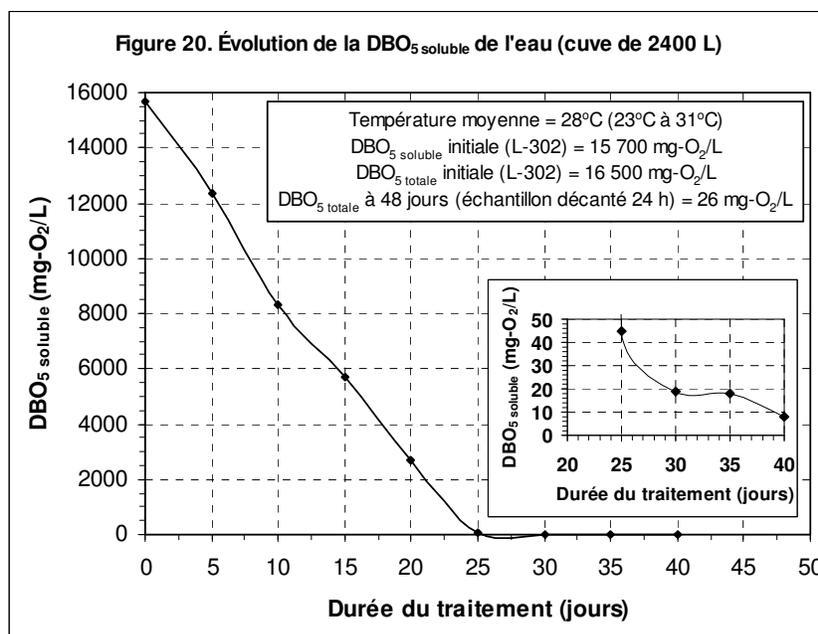


Tableau 14 - Récapitulatif des résultats (Phase 2, traitement biologique en cuvée de 2400 L)

| PARAMÈTRES | Unités | Critère A (Article 45) | Critère B Critère révisé du MEF | | OER Objectifs environ. | Eau brute (L-302) Cuve 2400 L | Cuve 2400 L : eau traitée 48 jours et décantée 24 h | |
|----------------------------|-------------------------|---------------------------|------------------------------------|------------------|------------------------------|----------------------------------|--|---------------|
| | | | Journalier | Mensuel | | | Forme totale | Forme soluble |
| Chlorures | mg-Cl/L | --- | | | 3273 | 838 | --- | --- |
| Cyanures totaux | mg CN/L | 0,25 | | | 0,04 | 0,081 | < 0,02 | --- |
| DBO ₅ | mg-O ₂ /L | 150 | 150 | 65 | 105 | 16500 | 26 | < 8 |
| DCO | mg-O ₂ /L | 400 | | | | 23800 | 1050 | --- |
| Sulfures totaux | mg/L | 0,5 | | | 0,016 | 5,09 | 0,28 | --- |
| Azote ammoniacal | mg-N/L | 61 | 25 | 10 | 17 | 610 | 254 | --- |
| Azote Kjeldahl | mg-N/L | --- | | | | 695 | 285 | --- |
| Nitrites | mg-N/L | 1 | | | 1,6 | 0,93 | < 0,05 | --- |
| Nitrates | mg-N/L | --- | | | 567 | < 0,16 | < 0,16 | --- |
| Phosphore total | mg-P/L | 1 | | | 0,97 | 168 ¹ | 7,14 | --- |
| Alcalinité | mg-CaCO ₃ /L | --- | | | | 4450 ¹ | 3930 | --- |
| pH | --- | 6,5 à 9,0 | 6,0 à 9,5 | 6,0 à 9,5 | | 6,15 ¹ | 9,15 | --- |
| Sulfates | mg/L | --- | | | | 982 | --- | --- |
| MES et/ou MVES | mg/L | 65 | 90 | 35 | 499 | 1550 / 340¹ | 400/240² | --- |
| Aluminium | mg/L | 4,4 | | | 0,5 | < 1,0 | < 1,00 | --- |
| Arsenic | mg/L | 0,05 | | | 0,46 | < 0,005 | 0,03 | --- |
| Bore | mg/L | --- | | | 11,5 | --- | --- | --- |
| Cadmium | mg/L | --- | | | 0,022 | < 0,025 | < 0,025 | --- |
| Chrome | mg/L | 0,25 | | | 2,0 | 0,35 | 0,029 | --- |
| Cuivre | mg/L | 0,25 | | | 0,16 | 0,13 | 0,104 | --- |
| Fer | mg/L | 15 | | | 0,53 | 863 | 51,7 | 1,95 |
| Mercuré | mg/L | 0,001 | | | 0,000015 | < 0,0001 | < 0,0002 | --- |
| Magnésium | mg/L | --- | | | | --- | --- | --- |
| Manganèse | mg/L | 25 | | | | 52,1 | 0,412 | --- |
| Nickel | mg/L | 2,8 | | | 1,2 | < 0,05 | 0,114 | --- |
| Plomb | mg/L | 0,25 | | | 0,05 | < 0,05 | < 0,05 | --- |
| Sélénium | mg/L | 0,25 | | | 0,07 | < 0,005 | 0,005 | --- |
| Zinc | mg/L | 1,9 | 0,17 | 0,07 | 2,6 | 8,03 | 1,79 | 0,377 |
| Huiles et graisses totales | mg/L | 10 | | | | 8,1 | < 5 | --- |
| Composés phénoliques | mg/L | 0,25 | 0,085 | 0,030 | 0,2 | Non réalisé | 0,012 | 0,006 |
| Coliformes fécaux | UFC/100 mL | --- | 275 | 100 | - | Non réalisé | < 100 | --- |
| Coliformes totaux | UCF/100 mL | 10000 | | | | --- | --- | --- |

¹Augmentation occasionnée par l'ajout de 165 mg-P/L de phosphore sous forme de K₂HPO₄ et KH₂PO₄

²Valeurs en MES et MVES respectivement de 3100 mg/L et 1080 mg/L avant la période allouée à la décantation

À la fin de la période de 48 jours, la DCO « dure » peut être estimée par :

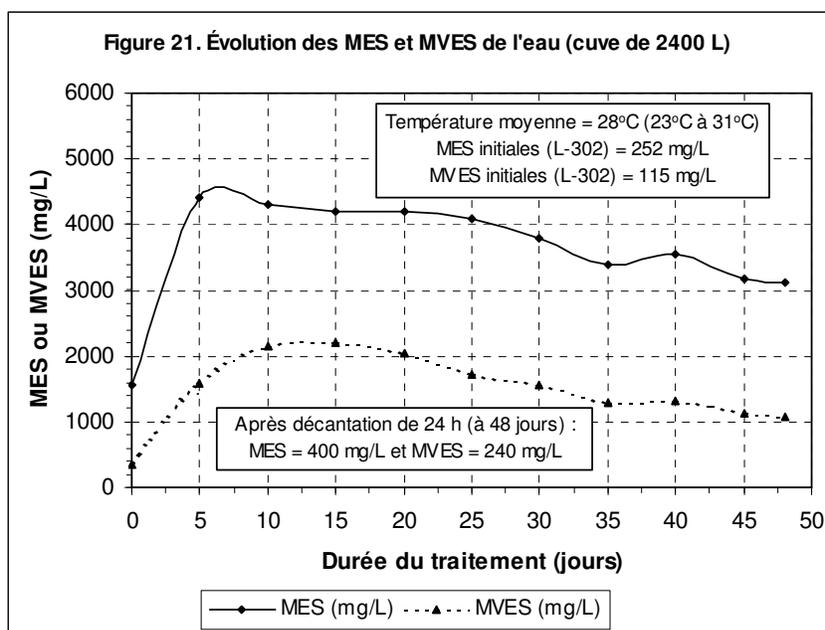
$$\begin{aligned}
 \text{DCO}_{\text{« dure »}} &\approx \text{DCO totale eau brute} - \text{DBO ultime} \\
 &\approx \text{DCO totale eau brute} - \text{DBO}_5 \\
 \text{DCO}_{\text{« dure »}} &\approx 1050 \text{ mg-O}_2\text{/L} - 26 \text{ mg-O}_2\text{/L} = 1024 \text{ mg-O}_2\text{/L}
 \end{aligned}$$

Ainsi, la DCO difficilement biodégradable (DCO « dure »), suite au processus de traitement sur 48 jours, a diminué de près de 7800 mg-O₂/L à moins de 1024 mg-O₂/L signifiant une transformation des formes de la matière organique. Un fractionnement des longues chaînes organiques difficilement biodégradables par l'oxygène de l'air ou encore une activité bactérienne spécifique, aérobie ou anaérobie au niveau de boues sédimentées en cours de traitement, seraient à l'origine de cette transformation.

Matières solides

La figure 21 présente les résultats d'analyses des matières en suspension (MES) et des matières volatiles en suspension (MVES), valeurs représentatives de la quantité de microorganismes. À la lumière de ces résultats, une quantité appréciable de microorganismes a pu être développée. En effet, la concentration en MVES a augmenté dès les premiers jours avec une valeur atteignant déjà 2140 mg/L dès le 10^e jour (point culminant au 15^e jour avec 2200 mg/L). Cette même concentration avait été atteinte après plus de 20 jours d'essais lors de la Phase I (figure 10, cuve 1) ce qui démontre l'efficacité du processus biologique présent dans la cuve de 2400 L. Compte tenu de l'augmentation rapide des MVES dès les premiers jours, le lixiviat est favorable au développement des microorganismes. Le déclin observé après le 15^e jour, et plus particulièrement après le 20^e jour, est normal en raison de l'épuisement de la DBO₅ résiduelle et du démarrage du processus de respiration endogène où, par ce processus, le nombre de microorganismes tend définitivement à diminuer.

La valeur de MES obtenue à la fin de la période d'essai (48 jours), suite aux 24 heures de décantation, a atteint 400 mg/L ce qui dépasse le critère le plus sévère du MEF, soit 35 mg/L. Toutefois, bien que les conditions de décantation en laboratoire puissent paraître idéales, la

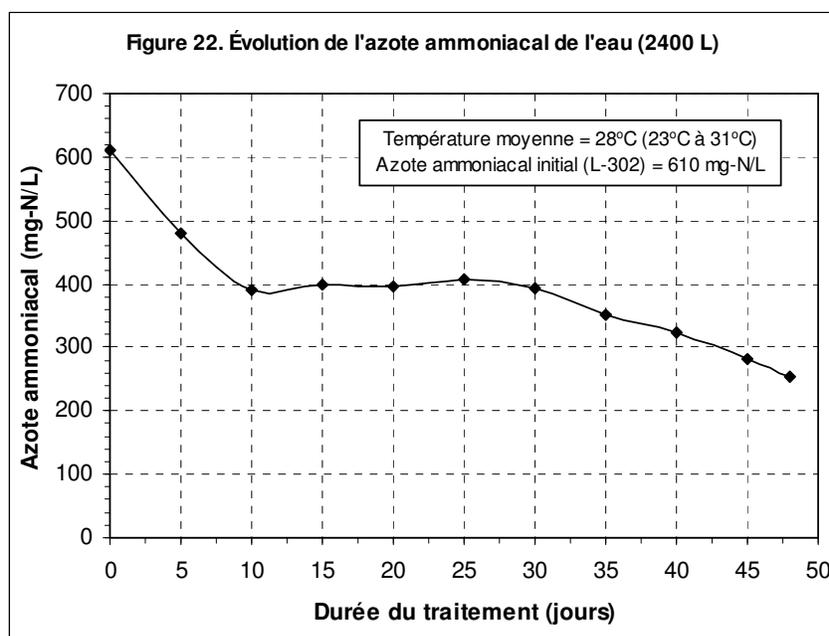


durée allouée à la décantation (24 heures) ne reflète pas celle qui sera allouée en pratique (durée plus importante à grande échelle). En raison de la valeur trop importante en MES (400 mg/L) de l'eau finale, les essais de filtration rapide sur sable n'ont pu être envisagés en laboratoire comme post-traitement.

Composés azotés

La figure 22 présente l'évolution de la concentration en azote ammoniacal (NH_4^+) durant l'essai. Les résultats obtenus révèlent un abattement de l'azote ammoniacal durant le processus de traitement. Une valeur de près de 400 mg-N/L est d'abord atteinte dès le 10^e jour de traitement, valeur qui se maintient ensuite durant près de 20 jours. Suite aux 30^e jour, la valeur diminue à nouveau pour atteindre près de 250 mg-N/L à la fin du traitement pour un abattement total de 58%. La valeur finale dépasse donc de manière significative celle du critère le plus sévère du MEF de 10 mg-N/L (tableau 14). Le plateau observé correspond possiblement à un pseudo-état d'équilibre où, compte tenu des conditions d'insufflation d'air et du pH de la solution, le système ne peut dégazer davantage d'azote ammoniacal sous forme NH_3 . La libération d'azote associée au processus de respiration endogène peut également expliquer le plateau observé.

En comparaison avec les résultats des cuves 1 à 3 de la Phase I du projet (figure 11; § 3.4.), le système n'a pas permis un abattement aussi important de l'azote ammoniacal. La taille importante des bulles d'air insufflées en relation avec le volume de la cuve pourrait être à l'origine des moins bonnes performances observées. En d'autres mots, des bulles plus petites ainsi qu'un meilleur contact avec le milieu liquide auraient assurément conduit à une élimination plus importante de ce paramètre. L'abattement supplémentaire observé après le 30^e jour serait, quant à lui, associé à l'augmentation du pH de la solution. En effet, le pH de la cuve de 2400 L a atteint près de 8,50 au 25^e jour, pour ensuite se positionner à 9,15 au 48^e jour. Tel que mentionné précédemment (§ 3.4.), plus le pH est élevé, plus la volatilisation de l'azote ammoniacal est favorisée, notamment lorsque le pH dépasse 9,3 (25°C). À noter que le pH atteint lors de ce présent essai se situe à une valeur voisine de celle observée lors de la Phase I (figure 13; cuves 1 à 3) et en deçà de celle du critère du MEF.



Les analyses de nitrites et de nitrates réalisées à la fin de la période d'essais ont révélé des valeurs sous les limites de détection des méthodes analytiques, soit < 0,05 mg-N/L pour les nitrites et < 0,13 mg-N/L pour les nitrates (aucun dépassement des critères du MEF). Aucune nitrification biologique n'a donc été observée lors des essais. L'absence de nitrification s'expliquerait par des caractéristiques du milieu peu propices (pH non-optimal et variable, présence de composés inhibiteurs ou toxiques, etc.) ou encore par l'absence d'organismes nitrifiants. Ces derniers résultats confirment d'ailleurs que l'élimination de l'azote ammoniacal se produit bien par phénomène de strippage (volatilisation).

Métaux

Le tableau 14 présente les résultats obtenus pour les métaux. À la lumière de ces résultats, l'aluminium, l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le manganèse, le nickel, le plomb ainsi que le sélénium se situent tous sous les valeurs des critères du MEF les plus sévères ou encore sous les limites de détection des méthodes analytiques. Parmi ces métaux, seuls le chrome (abattement de 91,7%) et le manganèse (abattements de 99,2%) avaient été initialement identifiés comme problématiques dans l'eau de lixiviation brute. La précipitation ou encore l'oxydation peuvent expliquer leur élimination lors du processus de traitement en cuvée. Ces résultats reflètent bien ceux obtenus lors de la Phase I du projet (tableau 8; cuve 1).

En ce qui concerne le fer, un abattement relativement important a été observé lors de l'essai. En effet, sa concentration a diminué de 863 mg/L à près de 52 mg/L (abattement de 94,0%; tableau 14). La valeur finale obtenue se situe toutefois au delà du critère le plus sévère du MEF de 0,53 mg/L. La formation de précipités d'hydroxydes de fer expliquerait les abattements observés. La composante soluble du fer a également été mesurée sur l'échantillon final. Une valeur de 1,95 mg/L a été obtenue ce qui indique qu'une très grande proportion du fer restant est insoluble. Ce résultat signifie qu'une plus grande période de décantation ou encore une coagulation-floculation-décantation en post-traitement favoriserait certainement l'élimination de la composante insoluble du fer. Sa concentration résiduelle soluble (1,95 mg/L) demeure toutefois supérieure à celle du critère le plus sévère. Bien que la concentration de fer total soit plus élevée, ces résultats rejoignent bien ceux obtenus lors de la Phase I dans la mesure où la concentration en fer soluble est relativement similaire (tableau 8; cuve 1). Les conditions différentes de décantation pourraient donc en être la cause.

Dans le cas du plomb, une augmentation a été observée par rapport à l'eau de lixiviation brute. Ce résultat avait également été obtenu lors des essais en cuvée de la Phase I (tableau 8; cuve 1). Des erreurs analytiques ou encore des sources de contamination pourraient être à l'origine de ces augmentations, bien que ce paramètre ne soit pas considéré comme problématique par rapport aux critères du MEF.

Finalement, une valeur résiduelle de 1,79 mg/L en zinc a été obtenue à la fin de la période d'essai (abattement de 77,7%). La composante soluble du zinc se situe, quant à elle, à 0,38 mg/L (tableau 14). Ces valeurs sont légèrement supérieures à celles observées lors de la Phase I (tableau 8; cuve 1) et dépassent la valeurs du critère le plus sévère du MEF (0,07 mg/L). Tout comme le fer, une période de décantation plus importante ou encore une coagulation-floculation-décantation en post-traitement serait favorable à l'élimination de la composante insoluble du zinc restant.

Cyanures totaux, sulfures totaux, phosphore total, huiles et graisses, composés phénoliques et coliformes fécaux

Les résultats obtenus lors du traitement en cuvée de 2400 L rejoignent bien ceux obtenus lors de la Phase I (cuve 1). Les valeurs de cyanures totaux (abattement > 75%) et de coliformes fécaux obtenues se situent sous les valeurs des critères du MEF. À noter que la valeur des cyanures totaux dans l'eau de lixiviation brute dépassait celle du critère le plus sévère du MEF. Dans le cas des sulfures totaux (0,28 mg/L; abattement de 94,5%), un certain dépassement est observé par rapport au critère le plus sévère (0,016 mg/L). Ce résultat avait également été observé lors de la Phase I (tableau 8; cuve 1). Tel que précisé à la section 3.4., la situation est, *a priori*, considérée comme peu problématique étant donné la forme prédominante (ionisée) des sulfures à ce pH, soit HS^- . Au besoin, la concentration des sulfures pourra être diminuée par l'ajout d'un agent coagulant à base de fer (précipitation sous forme de FeS). En ce qui concerne les huiles et graisses, paramètre non-problématique au départ, un abattement a également été observé avec une valeur finale sous les limites de détection des méthodes analytiques et sous la valeur du critère le plus sévère. La concentration en composés phénoliques se situe, quant à elle, à 0,012 mg/L, soit sous le critère le plus sévère et en deçà de celle obtenue lors de la Phase I. La composante soluble des composés phénoliques est de 0,006 mg/L ce qui signifie qu'une amélioration des conditions de décantation ou un post-traitement par coagulation-floculation pourrait être encore plus favorable. Finalement, le phosphore total se situe au delà du critère le plus sévère ce qui, *a priori*, n'est pas réellement problématique puisque sa présence découle d'un ajout volontaire et nécessaire en début de traitement. Une optimisation du procédé ou encore un post-traitement par coagulation-floculation permettrait de réduire davantage sa concentration.

Performance générale

L'examen global des résultats obtenus révèle, par rapport à ceux obtenus lors de la Phase I (cuve 1), un comportement assez similaire du système biologique. Les plus grandes différences se situent au niveau de l'abattement de la DBO_5 (cinétique plus rapide), de l'azote ammoniacal (valeur résiduelle plus importante) et des MES ou des formes insolubles des différents paramètres. La température de l'eau (28 °C au lieu de 21 °C) ainsi que la composition du lixiviat semblent être à l'origine des disparités observées pour la DBO_5 . Les conditions d'aération moins favorables au strippage ainsi que les conditions de décantation expliqueraient respectivement les plus faibles abattements observés pour l'azote ammoniacal, les MES et la composante insoluble de certains paramètres (fer, zinc).

Malgré certaines différences observées, l'essai réalisé en cuvée de 2400 L permet de confirmer les résultats obtenus lors de la Phase I du projet et ce, sur une autre eau de lixiviation du site d'enfouissement (L-302) prélevée à un moment différent. Les conclusions tirées sur la base des résultats en cuvées (phases I et II) peuvent donc être considérées comme fiables. La présence de certains composés inhibiteurs ou toxiques, confirmée par les essais de respirométrie réalisés (§ 3.9.), n'a pas empêché les microorganismes de dégrader la matière organique présente. La durée du traitement y est toutefois prolongée (25 à 30 jours à 28 °C). Des boues d'apparence grisâtre et granuleuse ont à nouveau été remarquées lors du nettoyage final de la cuve. Ceci confirme que le système n'était pas en condition de mélange parfait et que des conditions anaérobies prévalaient au sein des boues. Le système biologique peut donc être qualifié de « pseudo-facultatif aéré ».

Par ailleurs, des problèmes importants de moussage ont été observés au démarrage de l'essai (figure 23). En effet, une importante mousse est apparue dès le démarrage de l'aération



Figure 23. Problèmes de moussage au démarrage de l'aération de la cuve de 2400 L

ce qui a forcé l'arrêt immédiat de l'essai. Toutefois, le phénomène a pu être rapidement contenu par l'ajout d'un agent anti-moussant à base de silicone (*SAG-2001*). Son ajout a également été requis, de manière sporadique, lors des quelques jours qui ont suivi. Cet aspect devra être pris en considération lors d'un éventuel traitement biologique à grande échelle (première portion du traitement).

En résumé, les résultats démontrent à nouveau que, compte tenu des caractéristiques de l'eau et malgré la présence de composés inhibiteurs ou toxiques, un traitement biologique en « cuvée » de 48 jours à 28°C, voire même 25 jours (sur la base des résultats de DBO_5 soluble), permet d'abattre de manière importante la plupart des paramètres visés. L'azote ammoniacal et, dans une moindre mesure, le fer, le zinc, le phosphore total et les MES, dépassent à nouveau les critères les plus sévères du MEF. Des dépassements sont également observés pour les sulfures totaux ainsi que pour la DCO (basé sur le Critère A de l'article 45; projet de règlement remplacé par le Critère B). Dans le cas du fer, du zinc, du phosphore total et des MES, un post-traitement par coagulation-floculation, couplé à une période de décantation adéquate, est recommandé pour améliorer la situation. En ce qui a trait à l'azote ammoniacal, un procédé de stripping ou une nitrification biologique devra également être envisagé suite au traitement biologique aérobie de la matière organique carbonée (avec chauffage des eaux de lixiviation s'il y a lieu). Tout comme lors des essais en cuvées réalisés lors de la Phase I (§ 3.4.), l'eau de lixiviation employée présentait des concentrations très élevées de contaminants. Comme la concentration des différents paramètres sera nettement inférieure dans l'eau de lixiviation générée par le site d'enfouissement et ce, en raison des apports significatifs d'eau, les résultats obtenus lors de cet essai en cuvée peuvent être considérés comme conservateurs. Enfin, plusieurs réacteurs installés en série seraient évidemment favorables à l'atteinte de meilleures performances.

3.8.3. Conclusions spécifiques

Globalement, les essais de traitement biologique (cuvée de 2400 L) permettent de tirer les conclusions suivantes :

- les résultats obtenus confirment, du moins en grande partie, ceux obtenus en cuvée lors de la Phase I du projet. Malgré la présence de composés inhibiteurs ou toxiques, le traitement biologique en « cuvée » (48 jours; 28 °C) a permis d'abattre de manière importante la plupart des paramètres visés par l'étude. Les plus grandes différences dans les résultats obtenus lors des deux phases se situent au niveau de l'abattement de la DBO₅ (cinétique plus rapide), de l'azote ammoniacal (valeur résiduelle plus importante) ainsi que des MES ou des formes insolubles des différents paramètres. La composition du lixiviat, la température de l'eau ainsi que les conditions d'aération et de décantation expliqueraient essentiellement les différences entre les résultats obtenus. Les conclusions tirées sur la base des résultats en cuvées (phases I et II) peuvent donc être considérées comme fiables;
- des valeurs respectives de DBO_{5 totale} et de DBO_{5 soluble} de 26 mg-O₂/L (abattement de 99,8%; 48 jours) et de 45 mg-O₂/L (abattement de 99,7%; 25 jours) ont été obtenues lors du traitement biologique en cuvée, soit en deçà de la valeur du critère le plus sévère du MEF de 65 mg-O₂/L. La vitesse de dégradation, quoi que plus rapide par rapport à la Phase I, s'est avérée relativement lente en valeur absolue puisque près de 25 jours de traitement ont été requis pour diminuer la teneur en DBO_{5 soluble} à une valeur satisfaisante. Pour la DCO, une valeur de 1050 mg-O₂/L (abattement de 95,6%) a été mesurée après 48 jours de traitement, ce qui dépasse le Critère A de l'article 45 (projet de règlement remplacé par le Critère B). La DCO « dure » ou difficilement biodégradable a, à nouveau, diminué de manière significative suite au processus de traitement;
- par rapport aux données de la bibliographie, l'eau de lixiviation employée présentait à nouveau des concentrations élevées de contaminants. Des concentrations nettement inférieures sont attendues sur le site projeté en raison des apports d'eau. Les résultats obtenus en cuvées peuvent donc être considérés comme conservateurs. De plus, plusieurs réacteurs installés en série auraient certainement permis d'améliorer les performances du procédé;
- un abattement partiel de l'azote ammoniacal a été obtenu. Une valeur de près de 250 mg-N/L (abattement de 58%) a été mesurée après 48 jours d'essais ce qui dépasse significativement le critère le plus sévère du MEF de 10 mg-N/L. À nouveau, aucune nitrification biologique n'a été observée lors des essais. Les conditions d'aération, peu favorables au strippage de l'azote ammoniacal lors de cet essai (contact air-eau moins efficace), expliqueraient les différences de rendements observées par rapport à ceux obtenus lors de la Phase I du projet;
- les concentrations d'aluminium, d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre, de manganèse, de nickel, de plomb ainsi que de sélénium se sont toutes situées sous les valeurs des critères les plus sévères du MEF ou encore sous les limites de détection des méthodes analytiques. Parmi ces paramètres, seuls le chrome et le manganèse étaient problématiques dans l'eau brute. Dans le cas du fer et du zinc, des abattements respectifs de 94% et 78% ont été constatés mais les concentrations finales obtenues sont demeurées au delà des valeurs du critère le plus sévère du MEF;
- les valeurs de cyanures totaux, de coliformes fécaux, d'huiles et graisses ainsi que de composés phénoliques se sont toutes avérées inférieures à celles des critères les plus

sévères du MEF. Les sulfures totaux, même avec un abattement de près de 94,5% et une valeur résiduelle de 0,28 mg/L, dépassent le critère le plus sévère de 0,016 mg/L. La concentration pourrait toutefois être contrôlée par l'ajout d'un agent coagulant à base de fer;

- le phosphore total se situe à nouveau au delà du critère le plus sévère du MEF. Ce paramètre n'est pas jugé comme problématique puisqu'il est directement lié à l'optimisation du traitement;
- un post-traitement par coagulation-floculation-décantation est recommandé afin de diminuer les teneurs résiduelles des paramètres encore jugés comme problématiques (fer, zinc, phosphore total). Des procédés de strippage ou de nitrification biologique, avec chauffage des eaux de lixiviation s'il y a lieu, doivent être envisagés suite au traitement biologique aérobie afin de diminuer la teneur en azote ammoniacal;
- compte tenu des problèmes de moussage rencontrés, l'ajout d'un agent anti-moussant est recommandé en début de traitement biologique. Comme la quantité à ajouter dépend des conditions d'aération et d'eau, aucune recommandation ne peut être formulée quant à la concentration requise;
- l'apparence des boues accumulées au fond des cuves lors des essais en cuvées des Phase I et II permettent de qualifier le système biologique de « pseudo-facultatif aéré ».

3.9. PHASE II – ESSAIS DE RESPIROMÉTRIE

3.9.1. Méthodologie spécifique

Trois séries d'essais de respirométrie ont été réalisées lors de cette phase du projet dans le but de déterminer, par modélisation, les taux d'enlèvement de la DBO (K_e , base népérienne, d^{-1}) des eaux de lixiviation. Les résultats permettront de valider ceux obtenus à la Phase I du projet et de préciser à quel taux de dilution la toxicité du lixiviat s'estompe. Cette information est cruciale dans le contexte d'un système de traitement en continu tel que les étangs aérés.

Les trois séries d'essais de respirométrie réalisées ont été les suivantes :

- série #1 : premier échantillonnage au site L-302 – eau composée des barils 1 à 6;
- série #2 : second échantillonnage au site L-302 – eau composée des barils 6 à 12;
- série #3 : eau composée des barils 1 à 12 (eau correspondant à la cuve de 2400 L; jour 0).

Les séries #1 et #2 visaient spécifiquement à connaître les variations possibles des valeurs de K_e et de DBO_{ultime} en fonction de deux prélèvements effectués dans le même puisard du site L-302. La série #3 visait quant à elle à valider les résultats obtenus sur l'eau composée globale.

Chacune des trois séries d'essais a été réalisée sur une période de plus de 7 jours consécutifs à une température constante de $20^{\circ}\text{C} \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ suivant des dilutions allant de 1/10 à 1/200 selon le cas. Les conditions spécifiques d'essais sont les mêmes que celles décrites lors des essais de respirométrie effectués à la Phase I du projet (§ 3.5.). Cependant, des respiromètres de marque *VELP Scientifica* type *BMS 6* à lectures manuelles ont été utilisés pour les essais. Une modélisation par la méthode des moindres carrés (Metcalf & Eddy, 1991) a permis de déterminer les taux d'enlèvement de la DBO (K_e en d^{-1}).

3.9.2. Résultats et interprétation

Les figures 24, 25 et 26 et les tableaux 15, 16 et 17 présentent l'ensemble des résultats de respirométrie obtenus pour les eaux de lixiviation (L-302) échantillonnées au cours du mois de juillet dernier. La figure 24 et le tableau 15 montrent d'abord les résultats obtenus sur l'eau découlant du premier échantillonnage (barils 1 à 6) tandis que la figure 25 et le tableau 16 présentent les résultats correspondant au second échantillonnage (barils 7 à 12). La figure 26 ainsi que le tableau 17 présentent les résultats des essais réalisés avec l'eau composée des barils 1 à 12, soit l'eau de la cuve de 2400 L avant qu'elle soit soumise au traitement biologique prolongé (jour 0). Finalement, le tableau 18 met en évidence les valeurs de constantes K_e et de DBO_{ultime} obtenues en fonction des facteurs de dilution communs (1/20; 1/40; 1/100; 1/200) à chacun des types d'eau. Pour l'ensemble des figures, les courbes modélisées par la méthode des moindres carrés sont également présentées pour les fins de comparaison (courbes expérimentales versus courbes modélisées).

Un examen de l'ensemble des figures révèle que plus le taux de dilution est important, plus les valeurs de K_e et de DBO_{ultime} atteintes sont élevées. Certaines composantes du lixiviat présentent donc un effet inhibiteur ou toxique sur les microorganismes. Il faut rappeler que les courbes tracées tiennent compte des taux de dilution. Ainsi, elles devraient théoriquement se superposer en l'absence d'agents inhibiteurs ou de composés toxiques pour les microorganismes. La figure 25 démontre particulièrement bien l'effet observé en fonction de l'augmentation du taux de dilution : diminution des délais initiaux au démarrage (phase initiale d'adaptation), pentes initiales plus prononcées et valeurs de DBO_{ultime} plus élevées. Toutefois, les vitesses de dégradation K_e et les DBO_{ultime} ne sont plus significativement affectées lorsque le taux de dilution dépasse 1/50. En effet, une convergence ou une superposition des courbes est observée à partir de ce taux de dilution. Sur une base comparative, l'effet d'inhibition ou de toxicité n'est pas significativement plus marqué pour l'une ou l'autre des eaux utilisées pour les essais de respirométrie (barils 1 à 6 versus 7 à 12). En ce qui a trait aux valeurs de DBO_{ultime} atteintes, elles sont cohérentes dans la mesure où les valeurs maximales observées pour les eaux des barils 1 à 6 (dilutions 1/50 ou plus) sont légèrement inférieures à celles observées pour les barils 7 à 12 (dilutions 1/50 ou plus) tandis que celles atteintes pour les eaux de la cuve de 2400 L (dilutions 1/50 ou plus) se situent près des valeurs obtenues pour les deux premiers groupes d'eaux (barils 1 à 6 ou barils 7 à 12).

En ce qui concerne les valeurs de K_e , en considérant seulement les résultats où la DBO_{ultime} maximale a été atteinte, la situation est la suivante :

- barils 1 à 6 (dilutions 1/50 ou supérieures) : $0,84 \text{ d}^{-1} < K_e < 1,99 \text{ d}^{-1}$;
- barils 7 à 12 (dilutions 1/50 ou supérieures) : $1,25 \text{ d}^{-1} < K_e < 1,68 \text{ d}^{-1}$;
- cuve 2400 L (dilutions 1/75 ou supérieures; dilution 1/50 manquante) : $1,68 \text{ d}^{-1} < K_e < 1,89 \text{ d}^{-1}$.

La situation la plus sécuritaire consiste à considérer une valeur de K_e de $0,84 \text{ d}^{-1}$ correspondant à un taux de dilution de 1/50. Aucune valeur de K_e inférieure à $0,84 \text{ d}^{-1}$ n'a été observée lors de l'ensemble des essais de respirométrie effectués avec ces trois eaux, sauf pour les dilutions de 1/10 ou 1/20, dilutions qui étaient d'ailleurs insuffisantes pour atteindre la valeurs maximale de DBO_{ultime} pour ces eaux. Cette valeur de $0,84 \text{ d}^{-1}$, obtenue pour l'eau provenant des barils 1 à 6, serait donc sécuritaire dans la mesure où elle constitue la seule valeur en deçà de $1,0 \text{ d}^{-1}$ découlant de ces essais.

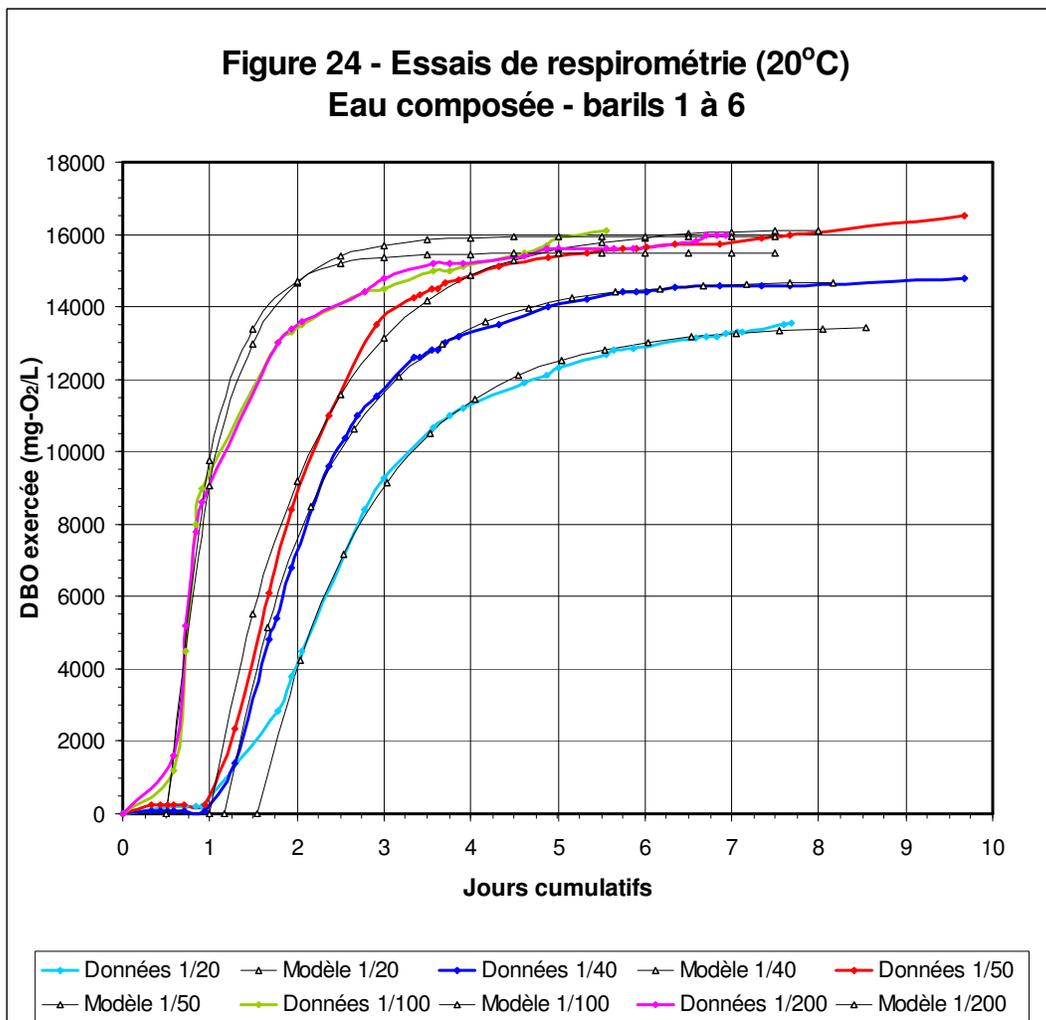


Tableau 15 - Valeurs des constantes (eau composée - barils 1 à 6)

| Taux de dilution | Coefficient K_e (base e) | DBO_{ultime} | Appréciation du modèle |
|------------------|-------------------------------|----------------------|------------------------|
| --- | d^{-1} | mg-O ₂ /L | --- |
| 1/20 | 0,76 | 13480 | Élevée |
| 1/40 | 0,86 | 14700 | Élevée |
| 1/50 | 0,84 | 16150 | Élevée |
| 1/100 | 1,68 | 15940 | Moyenne/faible |
| 1/200 | 1,99 | 15480 | Moyenne/faible |

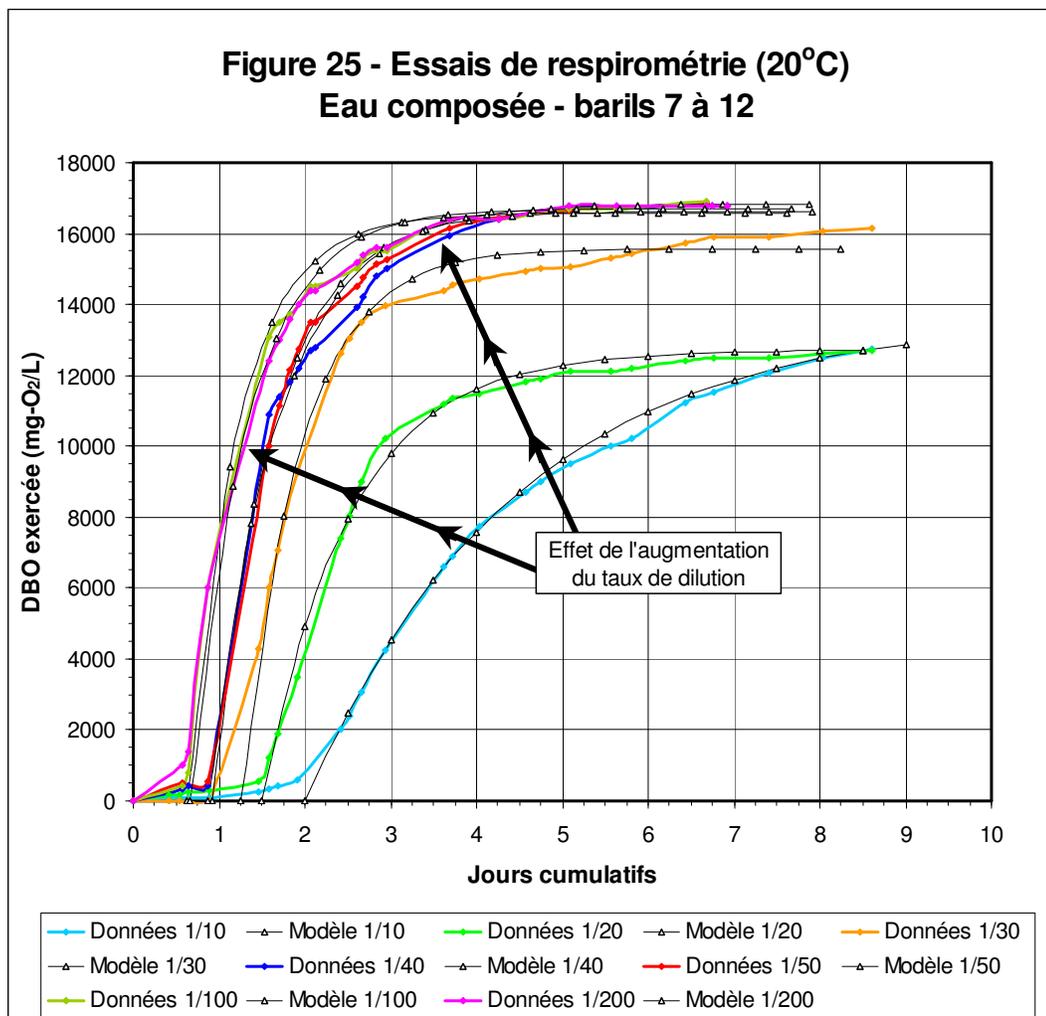


Tableau 16 - Valeurs des constantes (eau composée - barils 7 à 12)

| Taux de dilution | Coefficient K_e (base e) | DBO_{ultime} | Appréciation du modèle |
|------------------|-------------------------------|----------------------|------------------------|
| --- | d^{-1} | mg-O ₂ /L | --- |
| 1/10 | 0,40 | 13690 | Élevée |
| 1/20 | 0,98 | 12700 | Moyenne/élevée |
| 1/30 | 1,45 | 15580 | Moyenne |
| 1/40 | 1,40 | 16600 | Moyenne |
| 1/50 | 1,25 | 16820 | Élevée |
| 1/100 | 1,68 | 16570 | Moyenne |
| 1/200 | 1,52 | 16700 | Moyenne/élevée |

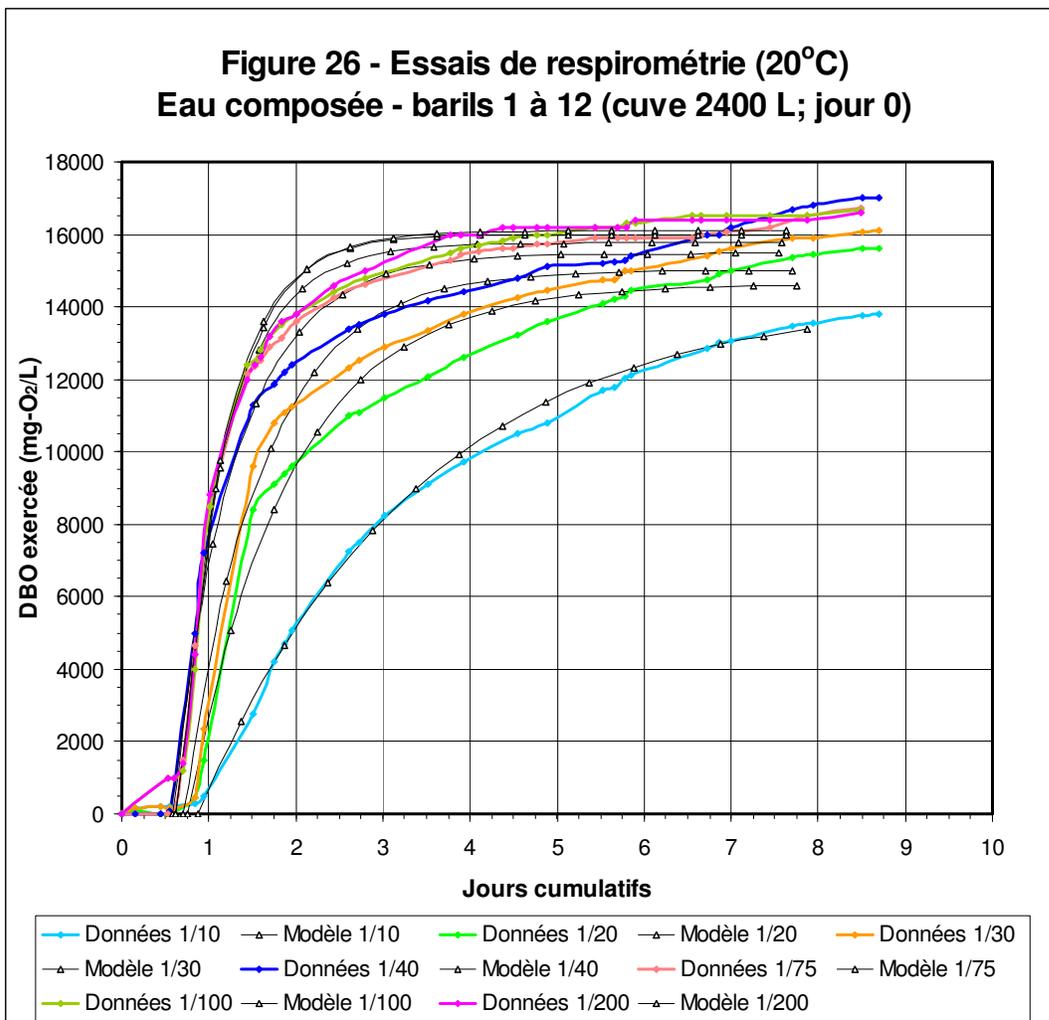


Tableau 17 - Valeurs des constantes (eau composée - barils 1 à 12; cuve 2400 L - jour 0)

| Taux de dilution | Coefficient K_e (base e) | DBO_{ultime} | Appréciation du modèle |
|------------------|----------------------------|----------------------|------------------------|
| --- | d^{-1} | mg-O ₂ /L | --- |
| 1/10 | 0,40 | 14290 | Élevée |
| 1/20 | 0,85 | 14640 | Moyenne/faible |
| 1/30 | 1,11 | 15000 | Moyenne/faible |
| 1/40 | 1,31 | 15475 | Moyenne/faible |
| 1/75 | 1,68 | 15800 | Moyenne/élevée |
| 1/100 | 1,89 | 16000 | Moyenne/élevée |
| 1/200 | 1,80 | 16100 | Moyenne/élevée |

Tableau 18 - Valeurs des constantes - comparaison des dilutions 1/20, 1/40, 1/100 et 1/200

| Type d'eau | Taux de dilution | Coefficient K_e (base e) | DBO_{ultime} mg-O ₂ /L | Appréciation du modèle |
|-----------------------------|------------------|-------------------------------|--|------------------------|
| --- | --- | d ⁻¹ | --- | --- |
| Barils 1 à 6 | 1/20 | 0,76 | 13480 | Élevée |
| Barils 7 à 12 | 1/20 | 0,98 | 12700 | Moyenne/élevée |
| Barils 1 à 12 (Cuve 2400 L) | 1/20 | 0,85 | 14640 | Moyenne/faible |
| Barils 1 à 6 | 1/40 | 0,86 | 14700 | Élevée |
| Barils 7 à 12 | 1/40 | 1,40 | 16600 | Moyenne |
| Barils 1 à 12 (Cuve 2400 L) | 1/40 | 1,31 | 15475 | Moyenne/faible |
| Barils 1 à 6 | 1/100 | 1,68 | 15940 | Moyenne/faible |
| Barils 7 à 12 | 1/100 | 1,68 | 16570 | Moyenne |
| Barils 1 à 12 (Cuve 2400 L) | 1/100 | 1,89 | 16000 | Moyenne/élevée |
| Barils 1 à 6 | 1/200 | 1,99 | 15480 | Moyenne/faible |
| Barils 7 à 12 | 1/200 | 1,52 | 16700 | Moyenne/élevée |
| Barils 1 à 12 (Cuve 2400 L) | 1/200 | 1,80 | 16100 | Moyenne/élevée |

Dans une perspective plus large, les essais de respirométrie réalisés sur les eaux prélevées en début de projet (Phase I) pour des dilutions de 1/40 ont révélé des valeurs de K_e allant de 1,72 d⁻¹ à 2,25 d⁻¹ (figures 15, 16 et 17; tableau 9; § 3.5.) et de 0,95 d⁻¹ à 1,01 d⁻¹ (figure 18; tableau 10; § 3.5.). La dilution de 1/20, malgré qu'elle ne permettait pas d'atteindre une DBO_{ultime} aussi élevée, a conduit à des valeurs de K_e se situant entre 0,71 d⁻¹ et 0,95 d⁻¹ (tableau 9; § 3.5.). Les résultats de ces essais ne permettent toutefois pas de conclure hors de tout doute que la valeur maximale de DBO_{ultime} a été atteinte, même avec une dilution de 1/40. D'un autre côté, les valeurs de DBO_{ultime} obtenues demeurent dans l'ordre de grandeur de celles observées pour les trois dernières eaux étudiées (figures 24, 25 et 26; tableaux 15, 16 et 17). De plus, selon l'allure des courbes des figures 15 à 17, les valeurs de K_e auraient certainement été égales ou supérieures pour des dilutions au delà de 1/40. Ainsi, sur la base des essais de respirométrie réalisés sur l'ensemble des eaux prélevées au site L-302, une valeur de K_e de 0,84 d⁻¹ correspondant à un taux de dilution de 1/50 semble sécuritaire dans les circonstances. Les éventuels effets inhibiteurs ou toxiques pour les microorganismes doivent toutefois être minimisés. La dilution attendue de l'eau de lixiviation générée par le site d'enfouissement ainsi qu'un temps de séjour prolongé (système de bassins aérés en série) seront normalement bénéfiques à une minimisation de ces effets. Cela suppose que les effets inhibiteurs ou toxiques s'estompent au fil du traitement.

3.9.3. Conclusions spécifiques

Les résultats des essais de respirométrie réalisés sur les eaux de lixiviation permettent de tirer les conclusions suivantes :

- certaines composantes du lixiviat ont un effet inhibiteur ou toxique sur les microorganismes. L'effet est clairement constaté en fonction de l'augmentation du taux de dilution par une diminution des délais initiaux au démarrage (phase initiale d'adaptation), des pentes initiales plus prononcées et des valeurs de DBO_{ultime} plus élevées. Ce résultat rejoint et confirme parfaitement ceux obtenus lors des essais de respirométrie effectués lors de la Phase I du projet. Toutefois, les vitesses de dégradation K_e et les valeurs de DBO_{ultime} ne sont plus significativement affectées lorsque le taux de dilution dépasse 1/50;

- les effets d'inhibition ou de toxicité ont été relativement similaires et marqués pour chacune des eaux utilisées lors des essais de respirométrie (barils 1 à 6 versus 7 à 12). Ce résultat confirme le caractère spécial du lixiviat prélevé au site d'enfouissement (L-302);
- les valeurs de K_e , estimées sur la base de la modélisation des résultats de respirométrie, se situent dans la fourchette $[0,84 \text{ d}^{-1} - 1,99 \text{ d}^{-1}]$ pour des dilutions comprises entre 1/50 et 1/200. Ces valeurs sont plus faibles que celles obtenues lors de la Phase I pour une dilution de 1/40 qui variaient dans la fourchette $[0,95 \text{ d}^{-1} - 2,25 \text{ d}^{-1}]$;
- une valeur de K_e de $0,84 \text{ d}^{-1}$, correspondant à un taux de dilution de 1/50, semble sécuritaire dans la mesure où les éventuels effets inhibiteurs ou toxiques pour les microorganismes pourront être minimisés;
- l'aménagement de plusieurs bassins aérés en série est fortement recommandé afin de développer dans chacun d'eux une biomasse spécifique à la matière organique restante tout en évitant les phénomènes de court-circuitage hydraulique.

3.10. PHASE II – ESSAIS DE STRIPPAGE DE L'AZOTE AMMONIACAL

3.10.1. Méthodologie spécifique

De manière générale, les expériences consistaient à «stripper» (dégazer) l'azote ammoniacal par injection (barbotage) d'air dans un échantillon de lixiviat prétraité par voie biologique. Au besoin, le pH des échantillons a été rehaussé grâce à l'ajout de NaOH de manière à déplacer l'équilibre vers la droite de l'équation suivante⁴ :



Plus spécifiquement, les essais réalisés visaient à déterminer le taux d'abattement de l'azote ammoniacal par strippage de l'eau de lixiviation traitée biologiquement sur 48 jours (cuve de 2400 L) et ce, selon différentes conditions de pH et de température. Puisque l'augmentation du pH ainsi que l'aération peuvent notamment favoriser, en plus du strippage de l'azote ammoniacal, la précipitation de certains métaux, l'élimination des MES, du fer et du zinc a également été examinée lors de certains essais. Dans ces cas, l'étape de strippage a été suivie d'une décantation ou encore d'une coagulation-floculation-décantation. Ces paramètres ont été retenus en raison des dépassements observés suite au traitement biologique aérobie sur 48 jours en cuvée de 2400 L (§ 3.8.; tableau 14). À noter que l'eau de lixiviation traitée biologiquement sur 48 jours a subi une décantation sur 24 heures pour être ensuite légèrement aérée afin d'éviter qu'elle devienne septique et ce, jusqu'à son utilisation. Trois séquences d'essais ont été réalisées lors de la présente étape. Les séquences d'essais ainsi que leurs conditions spécifiques de réalisation ont été les suivantes :

• Séquence d'essais de strippage I :

- **Objectif spécifique** : évaluer le niveau d'abattement de l'azote ammoniacal pour différents pH de l'eau de lixiviation. L'eau finale obtenue a également été soumise à une étape de décantation (1 h; cylindre de 1 L) pour évaluer l'abattement des MES présentes. Suite à ces essais, deux pH ont été retenus pour être étudiés davantage (séquences II et III);

⁴La forme gazeuse NH_3 est prédominante lorsque le pH dépasse 9,3 (25°C).

- eau de lixiviation employée : eau traitée biologiquement durant 48 jours (utilisée au 53^e jour);
- volume de lixiviat employé par réacteur d'essai : 4 L;
- débit d'air de strippage : en excès, soit supérieur à 3 L d'air/(L de lixiviat · min);
- réacteur d'essai : cylindrique (diamètre = 0,10 m);
- pH étudiés : 9,15 (sans ajustement); 9,5; 10,0; 10,5; 11,0; 11,5; 12,0;
- température de l'eau de lixiviation lors de l'essai : 23 °C ± 1 °C;
- durée du strippage : 6 heures;
- paramètres suivis durant l'essai : aucun;
- paramètres mesurés en fin de séquence : NH₄⁺ et MES sur le surnageant obtenu (décantation de 1 heure);
- réactifs employés pour ajuster le pH : NaOH et H₂SO₄ (évaluation des quantités employées);
- caractéristiques du lixiviat employé : NH₄⁺ ≈ 250 mg-N/L; MES ≈ 400 mg/L.

• Séquence d'essais de strippage II :

- **Objectif spécifique** : suivre l'abattement de l'azote ammoniacal de l'eau de lixiviation en fonction du temps pour deux pH spécifiques d'essai.
- eau de lixiviation employée : eau traitée biologiquement durant 48 jours (utilisée au 58^e jour);
- volume de lixiviat employé par réacteur d'essai : 4 L;
- débit d'air de strippage : en excès, soit supérieur à 3 L d'air/(L de lixiviat · min);
- réacteur d'essai : cylindrique (diamètre = 0,10 m);
- pH étudiés : 9,15 (sans ajustement) et 10,5;
- température de l'eau de lixiviation lors de l'essai : 23 °C ± 1 °C;
- durée du strippage : 11 heures;
- paramètres suivis durant l'essai : NH₄⁺ et pH;
- paramètres mesurés en fin de séquence : aucun;
- réactifs employés pour ajuster le pH : NaOH;
- caractéristiques du lixiviat employé : NH₄⁺ = 185 mg-N/L.

• Séquence d'essais de strippage III et de post-traitement :

- **Objectif spécifique** : suivre l'abattement de l'azote ammoniacal de l'eau de lixiviation en fonction du temps pour deux pH spécifiques d'essai et ce, à deux températures différentes. Deux des quatre essais ont également été suivis d'une étape de décantation (1 h; cylindre de 1 L) ou de coagulation-floculation-décantation avec mesure du fer, du zinc et MES pour fins de contrôle. La forme soluble du fer et du zinc a également été mesurée sur l'eau obtenue suite au strippage;
- eau de lixiviation employée : eau traitée biologiquement durant 48 jours (utilisée au 88^e jour);
- volume de lixiviat employé par réacteur d'essai : 3,6 L;
- débit d'air de strippage : 3 L d'air/(L de lixiviat · min) ± 0,5 L d'air/(L de lixiviat · min);
- réacteur d'essai : bouteille en verre de 4 L;
- pH étudiés : 8,93 (sans ajustement) et 10,5;
- températures étudiées de l'eau de lixiviation lors de l'essai : 23 °C ± 1 °C et 6 °C ± 1 °C;
- durée du strippage : 24 à 47 heures selon le cas;
- paramètres suivis durant l'essai : NH₄⁺ et pH;

- paramètres mesurés en fin de séquence (deux des quatre échantillons finaux obtenus) : fer soluble et zinc soluble; fer total, zinc total et MES sur le surnageant obtenu (décantation de 1 heure); fer total, zinc total et MES sur le surnageant obtenu suite à une coagulation-floculation (ajout de 40 mg-Fe/L de chlorure ferrique et de 0,55 mg/L de polymère anionique *Prosédim AS37*) et une décantation de 1 heure;
- réactifs employés pour ajuster le pH : NaOH et H₂SO₄ (évaluation des quantités employées);
- caractéristiques du lixiviat employé : NH₄⁺ = 94 mg-N/L; MES = 34 mg/L; fer total = 0,850 mg/L; zinc total = 0,247 mg/L.

Lors de la séquence III, les essais de coagulation-floculation ont été réalisés selon la procédure explicitée à la section 3.3., sauf en ce qui a trait à la période de décantation finale qui a été fixée à une heure. Pour maintenir une température de 6°C ± 1°C durant les essais, les bouteilles en verre ont été directement plongées dans un bain thermo-régulé. L'air insufflé a également été refroidi afin de ne pas modifier la température du lixiviat.

L'agent anti-moussant à base de silicone (*SAG-2001*) a été employé à quelques reprises lors des différentes séquences d'essais en raison de l'apparition excessive de mousses. Seulement une à deux gouttes d'agent se sont avérées nécessaires pour corriger la situation. De plus, en raison de la durée des essais ainsi que des débits d'air employés, les résultats ont été corrigés au besoin de manière à tenir compte des pertes d'eau par évaporation.

3.10.2. Résultats et interprétation

Séquence d'essais de strippage I

Le tableau 19 présente les résultats de strippage de l'azote ammoniacal suite à une aération d'une durée de six heures. Les pH à l'essai ont varié de 9,15 (sans ajustement) jusqu'à 12,0. Les résultats finaux obtenus montrent qu'un strippage effectué directement avec le lixiviat (sans ajustement de pH) permet de diminuer la concentration d'azote ammoniacal de près de 250 mg-N/L jusqu'à 109 mg-N/L (56% d'abattement). L'augmentation du pH à 11,5, voir 12,0, est nettement favorable au strippage de l'azote ammoniacal puisqu'une concentration de près de 20 mg-N/L est obtenue (92% d'abattement). La concentration finale en azote dépasse toutefois encore celle du critère le plus sévère du MEF, soit 10 mg-N/L (§ 3.8.; tableau 14). Ces pH élevés, bien qu'efficaces, sont toutefois à éviter puisqu'ils nécessitent une quantité appréciable de NaOH (> 15 mL NaOH 50%/L de lixiviat) pour leur ajustement en plus de mener à une production importante de boue (> 200 mL boue/L de lixiviat; décantation 1 h). À ces pH, les boues produites sont essentiellement constituées d'hydroxydes de métaux, de carbonates de calcium ou de magnésium et même de phosphore sous forme d'hydroxyapatite.

Un pH de 11,0 a également conduit à d'excellents résultats puisqu'il permet d'atteindre une concentration d'azote ammoniacal de 35 mg-N/L (86% d'abattement). Toutefois, ce pH exige à nouveau une quantité importante de NaOH (12,6 mL NaOH 50%/L de lixiviat) et mène à une production significative de boue (≈ 200 mL boue/L de lixiviat; décantation 1 h).

Compte tenu de ces inconvénients, le pH de 10,5 semble constituer un bon compromis et ce, malgré le fait que la concentration d'azote ammoniacal après strippage soit de 48 mg-N/L (81% d'abattement). Ce pH ne contribue pas à une production significative de boue et requiert une quantité nettement moins importante de NaOH (7,9 mL NaOH 50%/L de lixiviat). À titre de comparaison, une quantité de près de 8,0 mL de NaOH 50%/L de lixiviat avait été requise lors

Tableau 19 - Strippage de l'azote ammoniacal en fonction du pH initial (durée = 6 h; T = 23°C)

| pH ajusté de l'eau ^a (initial) | NaOH 50% ^b (mL/L) | pH final | H ₂ SO ₄ 93% ^c Retour à pH 9,5 (mL/L) | NH ₄ ⁺ final (mg-N/L) | MES finales Décanté 1 h (mg/L) | Observations |
|---|------------------------------|----------|--|---|--------------------------------|---|
| Brut (9,15) | 0,0 | 9,3 | 0,00 | 109 | 415 | Aucune décantation |
| 9,5 | 2,1 | 9,3 | 0,00 | 92 | 328 | Aucune décantation |
| 10,0 | 5,1 | 9,6 | 0,08 | 67 | 442 | Aucune décantation |
| 10,5 | 7,9 | 9,8 | 0,27 | 48 | 473 | Aucune décantation |
| 11,0 | 12,6 | 10,3 | 0,78 | 35 | 187 | Vitesse de décantation rapide, volume de boue faible (≈ 100 mL/L), floccs flottants |
| 11,5 | 15,8 | 10,5 | 0,71 | 18 | 49 | Vitesse de décantation moyenne, volume de boue moyen (≈ 200 mL/L) |
| 12,0 | 18,2 | 10,4 | 0,78 | 21 | 169 | Vitesse de décantation moyenne, volume de boue élevé (≈ 250 mL/L), floccs flottants |

a : eau traitée biologiquement durant 48 jours et utilisée au 53^e jour (pH = 9,15; NH₄⁺ = 250 mg-N/L)

b : NaOH 19,15 N

c : H₂SO₄ 36 N

des essais de précipitation par élévation de pH réalisés sur la première eau de lixiviation (brute) testée en début de projet (§ 3.2.; figure 3). Compte tenu des résultats obtenus à un pH de 10,5, celui-ci sera étudié de manière plus approfondie lors des séquences d'essais II et III. Ces essais tenteront de démontrer qu'un prolongement de la durée de strippage est favorable à une élimination supplémentaire de l'azote. En effet, bien que dans le cas présent la durée des essais de strippage ait été fixée à six heures, rien ne laisse croire que des rendements supérieurs ne pourraient pas être obtenus. Pour cette raison, les essais prévus aux séquences II et III aborderont également le strippage de l'azote ammoniacal de l'eau à un pH de 9,15 (sans ajustement).

L'examen des valeurs de MES finales mesurées sur les surnageants (décantation 1 h) montre que le pH de 11,5 est celui qui conduit à un meilleur résultat d'abattement. Les MES résiduelles obtenues sont de l'ordre de 50 mg/L tandis que pour les pH voisins étudiés (11,0 et 12,0), les valeurs se situent entre 169 mg/L et 187 mg/L. En ce qui concerne les pH inférieurs à 11,0, aucune élimination significative des MES n'a été réellement constatée. Puisque les pH élevés ne sont pas recommandés en raison de la quantité de NaOH requise et de la production excessive de boue, le strippage de l'azote ammoniacal à un pH de 10,5 impliquera assurément une coagulation-floculation en post-traitement. Cette coagulation-floculation permettrait ainsi de diminuer les MES présentes constituées, du moins en partie, de précipités d'hydroxydes de métaux et de phosphore.

Finalement, pour tous les essais réalisés mais à l'exception du pH 9,15 (sans ajustement), le strippage a engendré une diminution du pH final de l'eau. L'effet est d'autant plus marqué que le pH ajusté (initial) est élevé. Ce phénomène était attendu puisque le strippage d'une mole de NH₃ ne peut se produire sans qu'une mole de H⁺ soit léguée à l'eau (NH₄⁺ ⇌ NH_{3(g)} + H⁺). De plus, des phénomènes d'oxydation ou de précipitation peuvent également conduire à une diminution du pH. Dans la même perspective, les pH élevés ont nécessité une quantité plus importante d'acide sulfurique (H₂SO₄ 93%) pour réajuster le pH à la valeur limite prescrite par le

MEF, soit 9,5 (tableau 19). À nouveau, le pH de 10,5 semble constituer un bon compromis quant à la quantité d'acide requise.

Séquence d'essais de strippage II

Les figures 27 et 28 présentent respectivement les résultats de suivi de l'azote ammoniacal et de pH suite aux essais de strippage effectués sur une période de 11 heures consécutives. Tel que recommandé lors de la séquence d'essais I, deux pH de l'eau de lixiviation prétraitée biologiquement ont été étudiés : 9,15 (sans ajustement) et 10,5.

Tel qu'attendu, les résultats montrent un abattement plus rapide et efficace de l'azote ammoniacal lorsque le pH est de 10,5 (figure 27). L'abattement est également accompagné d'une chute du pH (figure 28). Une valeur résiduelle de 36 mg-N/L d'azote ammoniacal est obtenue en six heures, ce qui est légèrement inférieur à celle observée lors de la séquence d'essai précédente (48 mg-N/L). Cette différence peut s'expliquer par la valeur plus faible de l'azote ammoniacal en début de traitement (185 mg-N/L). Cette dernière valeur signifie que la l'aération maintenue au sein de la cuve de 2400 L, nécessaire à la conservation de conditions aérobies jusqu'à l'utilisation de l'eau lors des présents essais (58^e jour), a contribué à diminuer davantage la concentration d'azote ammoniacal. L'essai réalisé à pH ajusté de 10,5 a permis, après 10 heures de strippage, d'atteindre une concentration en azote ammoniacal de 10 mg-N/L (figure 27), soit exactement la valeur du critère le plus sévère du MEF (§ 3.8.; tableau 14). L'atteinte d'un tel objectif à un pH de 10,5 est donc faisable dans la mesure où la température de l'eau est de 23°C et que l'aération est suffisante.

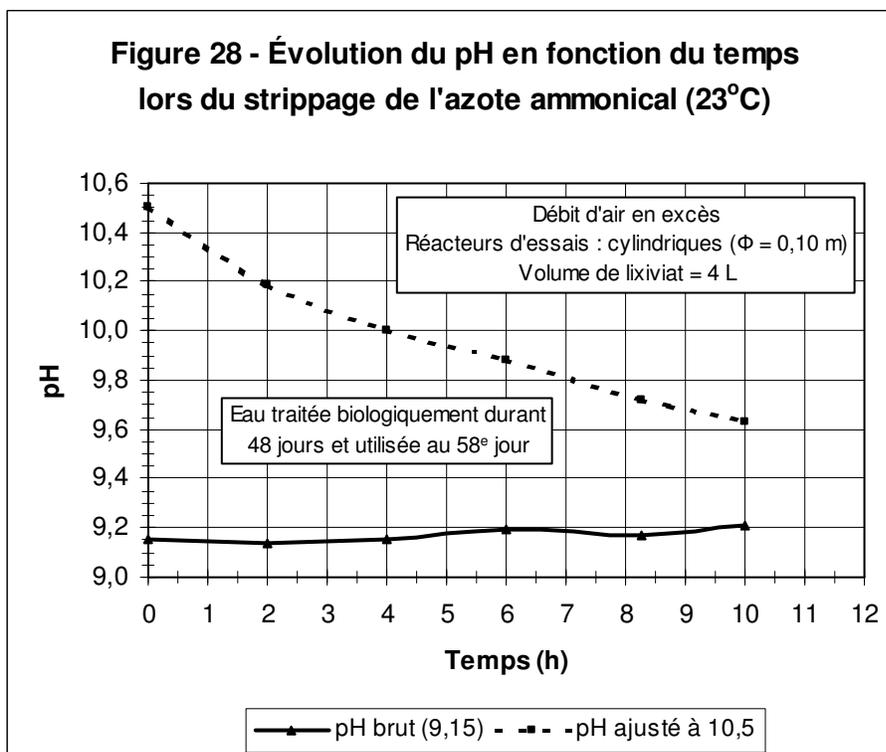
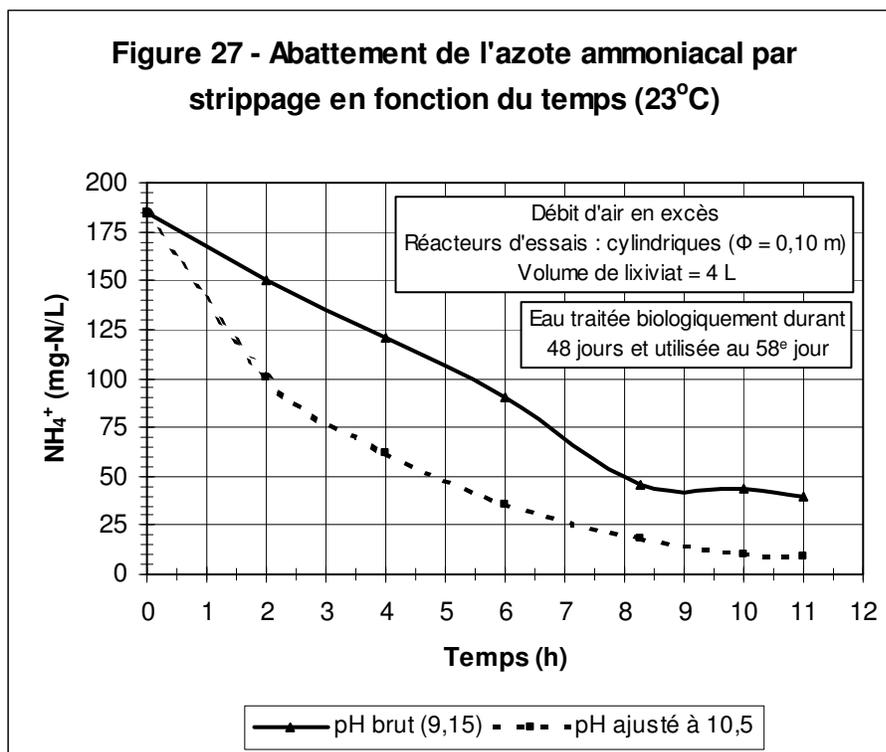
En ce qui concerne l'essai réalisé à pH 9,15 (sans ajustement), la courbe d'abattement obtenue est nettement plus linéaire avec l'atteinte d'un seuil de près de 45 mg-N/L en 8,25 heures. Une concentration de 90 mg-N/L est atteinte en six heures ce qui se situe à une valeur légèrement inférieure à celle observée lors de la séquence d'essai précédente (109 mg-N/L). La courbe de pH montre une légère augmentation ce qui est conforme au résultat de la séquence précédente. Le seuil de 45 mg-N/L obtenu lors de cet essai semble indiquer que le système a atteint sa limite opérationnelle. Ainsi, dans ces conditions, seulement une augmentation de la température ou de la quantité d'air injectée pourrait être favorable à une élimination supplémentaire d'azote ammoniacal.

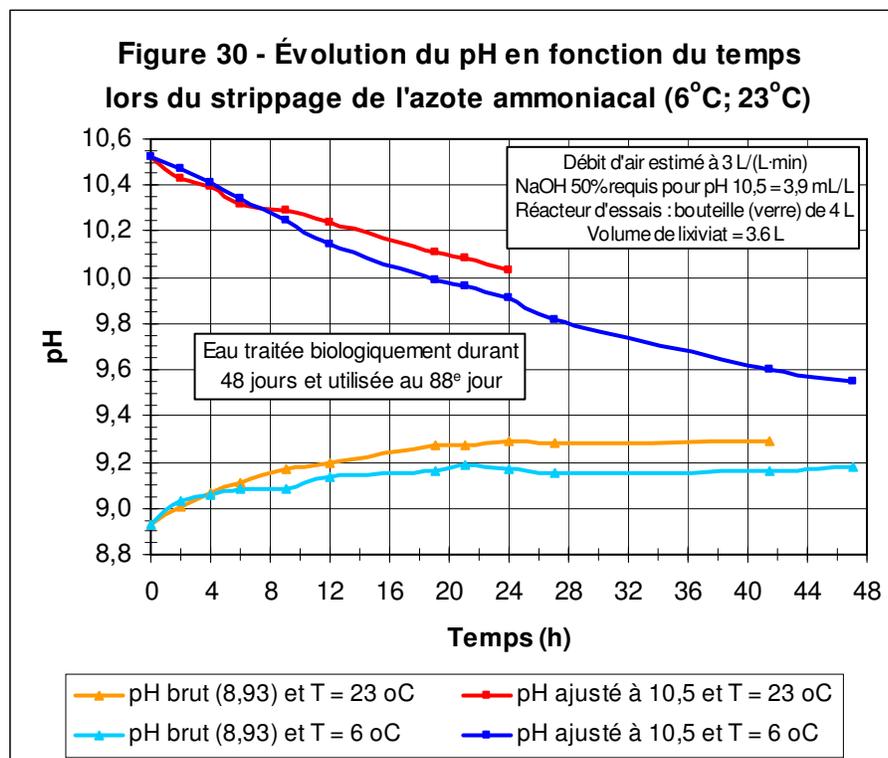
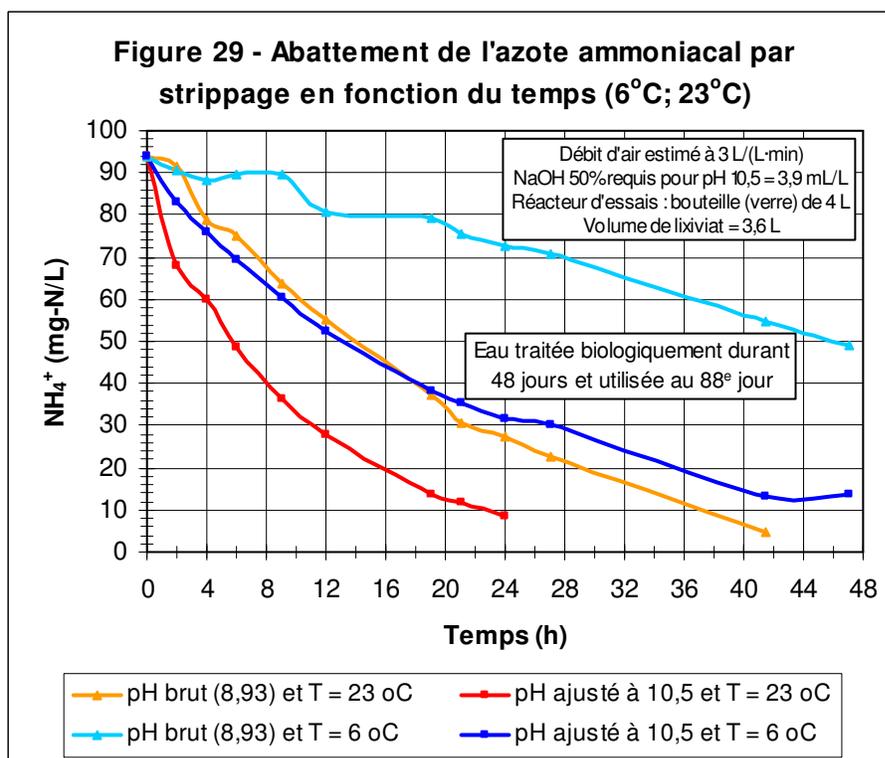
Compte tenu des résultats obtenus, les pH de 9,15 (sans ajustement) et 10,5 seront à nouveau étudiés à la séquence d'essais III afin de cerner l'effet de la température de l'eau. *A priori*, le pH 10,5 constitue encore le meilleur compromis.

Séquence d'essais de strippage III et de post-traitement

Les figures 29 et 30 présentent respectivement les résultats de suivi de l'azote ammoniacal et de pH suite aux essais de strippage effectués sur des périodes allant de 24 à 47 heures et ce, à deux températures de l'eau (6°C et 23°C). Les deux pH étudiés sont 8,93 (sans ajustement) et 10,5.

Les résultats obtenus avec un pH de 10,5 à 23°C montrent à nouveau un abattement rapide et efficace de l'azote ammoniacal (figure 29) ainsi qu'une courbe caractéristique de chute de pH (figure 30). Une valeur résiduelle de 49 mg-N/L d'azote ammoniacal est obtenue en six heures ce qui est similaire à celle de la séquence d'essai I (48 mg-N/L) et légèrement supérieure à celle de la séquence d'essais II (36 mg-N/L). Cette différence s'explique d'abord par la valeur plus faible de l'azote ammoniacal en début de traitement (94 mg-N/L) mais également par des conditions différentes d'essais. En effet, la configuration du réacteur d'essai





est nettement différente (bouteille en verre vs cylindre) et le débit d'aération plus faible, soit 3 L d'air/(L de lixiviat · min) ± 0,5 L d'air/(L de lixiviat · min), ce qui constitue des conditions nettement moins avantageuses pour le strippage de l'azote. En ce qui concerne la valeur de 94 mg-N/L mesurée en début de traitement, elle signifie que l'aération de l'eau de la cuve de 2400 L, jusqu'à son utilisation lors des présents essais (88^e jour), a contribué à diminuer de manière significative la concentration d'azote ammoniacal. Malgré ces conditions moins avantageuses, la poursuite de l'aération de l'échantillon (pH 10,5) a tout de même permis d'atteindre une concentration en azote ammoniacal inférieure à 10 mg-N/L (valeur du critère le plus sévère du MEF) dans un délai de 24 heures (figure 29) confirmant à nouveau la faisabilité du procédé à une température de 23 °C.

À une température de 6 °C et un pH de 10,5, l'élimination de l'azote ammoniacal s'effectue nettement plus lentement. Un seuil se situant à près de 13 mg-N/L est toutefois atteint après 42 heures de strippage ce qui se rapproche de la valeur du critère le plus sévère du MEF de 10 mg-N/L. La différence de vitesse entre 6 °C et 23 °C s'explique d'une part, par un changement de la position d'équilibre de l'équation $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3(\text{g}) + \text{H}^+$ et, d'autre part, par une solubilité plus grande de l'azote ammoniacal à une température froide. Bien que la valeur finale d'azote ammoniacal en eau froide soit assez satisfaisante, le délai pour y parvenir demeure relativement important. Compte tenu de ces résultats, une augmentation de la température du lixiviat (chauffage), une amélioration des conditions de strippage (configuration du réacteur) ou encore une augmentation du pH initial du lixiviat est recommandée. Finalement, la courbe de pH à 6 °C colle assez bien à celle obtenue à 23 °C (0 à 24 heures). La chute de pH se poursuit par la suite jusqu'à une valeur de près de 9,6 à 47 heures. La comparaison des courbes aux deux températures permet de conclure que la diminution du pH n'est pas uniquement associée au strippage de l'azote ammoniacal mais également liée à d'autres phénomènes tels que l'oxydation ou la précipitation.

En ce qui concerne le pH de 8,93 (sans ajustement) et la température de 23 °C, une courbe d'abattement assez similaire à celle obtenue pour une température de 6 °C (pH 10,5) est observée. Toutefois, à partir de 20 heures, la courbe se décale vers le bas pour atteindre éventuellement (37 heures) la valeur du critère le plus sévère du MEF (10 mg-N/L). Ce résultat signifie que les limites opérationnelles observées lors de la seconde séquence d'essais n'auraient pas été atteintes. Malgré ce fait, un délai important est nécessaire pour atteindre le critère de 10 mg-N/L ce qui rend cette avenue peu attrayante. En ce qui concerne la courbe de pH (figure 30), elle montre à nouveau une augmentation ce qui est conforme aux résultats obtenus lors des deux séquences d'essais précédentes.

Toujours à un pH de 8,93 (sans ajustement) mais à une température de 6 °C, les résultats indiquent clairement que le système ne permet pas de diminuer la concentration de l'azote ammoniacal à une valeur satisfaisante. Un abattement inférieur à 47% est obtenu en 47 heures d'essai. Ce résultat signifie que seule une augmentation de la température du lixiviat (chauffage) ou encore une amélioration des conditions de strippage (configuration du réacteur) pourrait contribuer à atteindre les objectifs de traitement. Toutefois, le délai pour y parvenir rendrait, à nouveau, cette avenue peu attrayante. En ce qui concerne l'évolution du pH, un rehaussement est encore observé ce qui indique que les phénomènes mis en jeu sont certainement complexes.

Par ailleurs, l'ajustement du pH à 10,5 a nécessité une quantité nettement moins importante de NaOH, soit 3,9 mL NaOH 50%/L de lixiviat, comparativement à 7,9 mL NaOH 50%/L de lixiviat lors de la première séquence d'essais. Cette différence s'explique par la perte de pouvoir tampon de l'eau (résistance aux changements de pH). L'aération de l'eau de la cuve de 2400 L

jusqu'à son utilisation au 88^e jour en est certainement la cause. La forte diminution de la concentration des MES entre le 48^e jour (400 mg/L) et la journée d'essai (88^e jour; MES = 34 mg/L) constitue également un reflet des changements survenus au sein de la cuve (eau brute; tableau 20). La décantation des MES au fil du temps ainsi que le processus de respiration endogène des microorganismes expliquent certainement, du moins en bonne partie, la diminution de la concentration de MES observée au sein de la cuve. La concentration en MES, mesurée suite à une décantation de 24 heures de la liqueur mixte à la fin du traitement biologique (MES du surnageant = 400 mg/L; 48^e jour), pourrait donc être significativement plus faible en pratique. Un post-traitement par coagulation-floculation permettrait, sans aucun doute, de se rapprocher de la valeur du critère le plus sévère du MEF (35 mg/L). Le tableau 20 présente également les résultats d'analyses de fer total et de zinc total de l'eau brute employée lors des présents essais (88^e jour). Tout comme pour les MES, le délai entre le 48^e jour et le 88^e jour a contribué à abaisser considérablement la valeur de ces paramètres. Les processus de précipitation ou d'oxydation ainsi que de décantation se seraient donc poursuivis durant cette période. À titre de comparaison, les valeurs de fer et zinc sont respectivement de 0,85 mg-Fe/L et 0,25 mg-Zn/L comparativement à 51,7 mg-Fe/L et 1,79 mg-Zn/L dans l'eau traitée biologiquement (48^e jour; § 3.8.; tableau 14). Ces valeurs se situent même en deçà des formes solubles mesurées au 48^e jour, soit 1,95 mg-Fe/L et 0,37 mg-Zn/L. Les valeurs des critères les plus sévères du MEF se situent, quant à elles, respectivement à 0,53 mg-Fe/L et 0,07 mg-Zn/L. Des modifications d'ordres physiques (décantation) et chimiques (ou biochimiques) se sont donc réellement produites au sein de la cuve de 2400 L.

Dans le même ordre d'idée, des analyses complémentaires de fer soluble et de zinc soluble ont été réalisées sur les eaux obtenues suite aux essais de strippage de l'azote ammoniacal (pH ajusté à 10,5 seulement). Les résultats (tableau 20) révèlent que, quelque soit les échantillons analysés (23°C et 6°C), les concentrations en fer soluble et en zinc soluble sont inférieures à celles des critères les plus sévères du MEF (0,53 mg-Fe/L et 0,07 mg-Zn/L). Le potentiel d'élimination de ces paramètres par voie physico-chimique est donc réel. Une décantation d'une heure des échantillons issus des essais de strippage n'a pas contribué à l'abattement du fer par rapport à la concentration présente dans l'eau brute (tableau 20). Les teneurs en zinc ont par contre diminué suite à la période de décantation pour se situer en deçà de celles des critères du MEF, soit 0,029 mg-Zn/L (23°C) et 0,065 mg-Zn/L (6°C). Les conditions de strippage ont donc été partiellement favorables à la précipitation de ces métaux. Curieusement, les valeurs de MES n'ont pas véritablement diminué suite à leur décantation d'une heure. Une augmentation est même observée à une température de 23°C. Finalement, une coagulation-floculation-décantation des eaux obtenues suite aux essais de strippage a mené, par rapport à une simple décantation, à une élimination supplémentaire de zinc (tableau 20). L'effet n'a pas

Tableau 20 - Essais post-strippage : décantation et coagulation-floculation des eaux

| Paramètre | Unité | Brut ^a | pH initial ajusté à 10,5 | | | | | |
|------------|-----------|-------------------|---|------------|----------------------------------|---|------------|----------------------------------|
| | | | T = 23 °C; pH final = 10,03; durée = 24 h | | | T = 6 °C; pH final = 9,55; durée = 47 h | | |
| | | | Soluble | Décanté 1h | Coagulé ^b /décanté 1h | Soluble | Décanté 1h | Coagulé ^b /décanté 1h |
| Fer total | (mg-Fe/L) | 0,850 | < 0,050 | 0,992 | 0,758 | 0,075 | 0,941 | 1,600 |
| Zinc total | (mg-Zn/L) | 0,247 | 0,029 | 0,090 | < 0,025 | 0,065 | 0,083 | 0,035 |
| MES | (mg/L) | 34 | --- | 65 | 30 | --- | 36 | 36 |

a : eau traitée biologiquement durant 48 jours et utilisée pour strippage au 88^e jour (pH = 8,93)

b : ajout de 40 mg-Fe/L de FeCl₃ et de 0,55 mg/L de polymère (Prosédim AS37)

été véritablement bénéfique en ce qui concerne le fer. Une légère diminution est observée dans le cas de l'eau à 6°C tandis qu'une augmentation est constatée dans l'eau à 23°C. Par ailleurs, aucun gain n'a été observé en ce qui concerne l'élimination des MES suite à la coagulation-floculation-décantation.

Compte tenu des très faibles valeurs des paramètres étudiés (fer, zinc, MES), les conclusions tirées doivent être utilisées avec prudence. De plus, il faut également mentionner que les concentrations de fer total et de zinc total mesurées dans l'eau brute employée lors des derniers essais (88^e jour; tableau 20) sont supérieures à celles obtenues sur les eaux brutes utilisées lors des essais de coagulation-floculation (§ 3.11.; figure 33; 71^e jour) et de précipitation (§ 3.11.; tableau 23; 79^e jour). Une erreur analytique doit donc être présumée pour les valeurs apparaissant soit au tableau 20.

3.10.3. Conclusions spécifiques

Globalement, les essais de strippage permettent de tirer les conclusions suivantes :

- l'augmentation du pH à une valeur égale ou supérieure à 11 est nettement favorable au strippage de l'azote ammoniacal mais nécessite une quantité importante de base (NaOH) pour l'ajustement du pH, en plus de conduire à la production excessive de boues. Compte tenu de ces inconvénients, un pH équivalent ou supérieur à 11,0 n'est pas recommandé;
- un pH de 10,5 constitue un bon compromis en terme de rendements, de quantités de réactifs impliqués et de boues produites. Ce pH a nécessité, par litre de lixiviat, près de 8 mL de NaOH 50% et 0,25 mL de H₂SO₄ 93% pour les ajustements de pH. Aucune boue n'a été formée suite au strippage. Une diminution de l'azote ammoniacal de 250 mg-N/L à 50 mg-N/L (abattement de 80%) a été observée en six heures de strippage à 23°C. Un second essai, réalisé dans les mêmes conditions mais sur une période de plus de 10 heures, a mené à une diminution de la teneur en azote de 185 mg-N/L à 10 mg-N/L (critère du MEF). La quantité d'air employée lors des essais était supérieure à 3 L d'air/(L de lixiviat · min). Compte tenu des quantités de réactifs ajoutés et des besoins en aération, le strippage de l'azote ammoniacal constitue, à première vue, un procédé relativement onéreux;
- le strippage de l'azote ammoniacal d'un lixiviat brut (sans ajustement; pH ≈ 9,0) a permis d'abaisser l'azote ammoniacal de 250 mg-N/L à 110 mg-N/L en six heures de strippage à 23°C. Un second essai, toujours réalisé dans les mêmes conditions ($Q_{\text{air}} > 3 \text{ L d'air/L de lixiviat} \cdot \text{min}$) mais sur une période de plus de 10 heures, a mené à un abattement de la teneur en azote de 185 mg-N/L à 45 mg-N/L, soit au delà du critère le plus sévère du MEF de 10 mg-N/L. Par rapport à un pH de 10,5, le processus de strippage est moins efficace et visiblement plus lent. Compte tenu de cette situation et du critère de rejet, le strippage du lixiviat brut (sans ajustement de pH) n'est pas recommandée;
- à une température de 6°C, le strippage de l'azote ammoniacal s'effectue moins efficacement et selon une cinétique nettement plus lente. L'effet est d'autant plus marqué que le pH de l'eau lors du strippage est faible. Par conséquent, le strippage en eau froide n'est pas recommandé. Le chauffage du lixiviat permettrait toutefois de contourner cette problématique;
- une période de décantation, allouée suite au processus de strippage (pH ≤ 10,5), n'a pas permis d'éliminer efficacement les MES restantes. Une coagulation-floculation en post-traitement (suite au strippage) est donc recommandée;

- des problèmes de moussage ont été sporadiquement observés lors des essais de strippage. Un agent anti-moussant devra donc être employé si le procédé de strippage est envisagé;
- le processus de strippage engendre systématiquement une diminution du pH final de l'eau. L'effet est d'autant plus marqué que le pH ajusté (initial) est élevé ce qui explique, entre autres, que la quantité d'acide requise pour réajuster le pH à 9,5 soit relativement faible;
- les eaux de la cuve de 2400 L ont subi des modifications d'ordres physiques et chimiques entre le 48^e jour (fin de l'essai en cuvée) et le 88^e jour (dernier jour d'essais). Ces modifications ont engendré un abattement significatif des MES (400 mg/L → 34 mg/L), du fer (51,7 mg/L → 0,85 mg/L), du zinc (1,79 mg/L → 0,25 mg/L) et de l'azote ammoniacal (254 mg/L → 94 mg/L). La décantation et, dans une moindre mesure, les processus de respiration endogène des microorganismes, de précipitation et d'oxydation expliquent l'abattement des MES, du fer et du zinc. Quant à l'azote ammoniacal, la légère aération maintenue au sein de la cuve durant cette période a contribué à sa volatilisation (strippage). En pratique, ce résultat signifie qu'une période de décantation supérieure à 24 heures de la cuve au 48^e jour, ou encore un post-traitement par coagulation-floculation-décantation, aurait certainement mené à de meilleurs résultats quant à l'élimination des formes insolubles des différents paramètres. Les résultats de MES, de fer et de zinc obtenus au 48^e jour peuvent donc être considérés comme conservateurs. Un post-traitement par coagulation-floculation suivie d'une période suffisante allouée à la décantation est donc à nouveau recommandé à grande échelle.

3.11. PHASE II – ESSAIS DE COAGULATION-FLOCCULATION ET PRÉCIPITATION

3.11.1. Méthodologie spécifique

Cette étape visait à déterminer l'effet d'une coagulation-floculation ou d'une précipitation (par élévation de pH) en post-traitement sur le taux d'abattement de certains paramètres tels que les MES, le phosphore total ainsi que certains métaux (fer, zinc) considérés comme toujours problématiques suite au traitement biologique aérobie sur 48 jours en cuvée de 2400 L (§ 3.8.; tableau 14). Ainsi, trois séquences d'essai ont été réalisées lors de la présente étape.

La première séquence (séquence I) consistait en des essais préliminaires de coagulation-floculation et visait à préciser le pH optimal de coagulation ainsi que la performance générale du coagulant en terme d'abattement de la turbidité. Cette séquence d'essai a été menée avec l'eau traitée biologiquement durant 48 jours et utilisée au 69^e jour. En guise de rappel, l'eau de lixiviation traitée biologiquement sur 48 jours a subi une décantation sur 24 heures pour être ensuite légèrement aérée afin d'éviter qu'elle ne devienne septique et ce, jusqu'à son utilisation. Les essais de coagulation-floculation ont été réalisés selon la procédure déjà explicitée à la section 3.3. Le chlorure ferrique (FeCl_3) ainsi que le polymère anionique *Prosédim AS37* ont été employés lors des essais tout en s'assurant d'ajuster la concentration de polymère en fonction de la quantité de coagulant ajouté. L'alun [$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$] a également été testé dans une perspective exploratoire.

La deuxième séquence d'essais (séquence II) visait spécifiquement à vérifier le degré d'abattement du phosphore total, du fer, du zinc ainsi que des MES suite à un traitement par coagulation-floculation. Cette séquence d'essai a été menée avec l'eau traitée biologiquement durant 48 jours et utilisée au 71^e jour. Suite aux résultats obtenus à la séquence I, l'eau de lixiviation a été utilisée directement sans ajustement de pH. Les essais, menés selon la même procédure, ont également impliqué l'utilisation de chlorure ferrique et du polymère anionique

Prosédim AS37. La concentration de polymère a été ajustée en fonction de la quantité de coagulant ajoutée.

Finalement, la troisième séquence d'essais (séquence III) visait, quant à elle, à estimer le degré d'abattement du fer, du zinc ainsi que des MES par précipitation (élévation du pH). Trois pH (10,0; 10,5 et 11,0) ont été étudiés lors des essais qui ont été menés avec l'eau traitée biologiquement durant 48 jours et utilisée au 79^e jour. Pour augmenter le pH, du NaOH sous forme liquide a été ajouté graduellement à un volume de lixiviat prétraité biologiquement jusqu'à l'atteinte du pH final désiré. Des conditions de stabilité de pH ont été atteintes lors de chacun des ajustements. Les surnageants analysés ont été obtenus suite à une décantation d'une heure dans un cylindre gradué de 1 L.

L'ensemble des essais a été mené à une température de 22°C.

3.11.2. Résultats et interprétation

Séquence d'essais I (coagulation-floculation)

La figure 31 présente les résultats des essais visant à préciser le pH optimal de coagulation-floculation de l'eau de lixiviation. Les pH étudiés ont varié entre 8,25 et 10,0 de manière à couvrir une gamme de valeurs se situant de part et d'autre du pH de l'eau de lixiviation utilisée lors de l'essai (pH = 9,07). Le choix de la gamme prenait également en considération qu'une modification de pH entraîne nécessairement l'ajout d'un réactif chimique (base ou acide) et, par conséquent, une majoration des coûts. Lors des essais, les concentrations respectives de coagulant et de polymère ont été fixées à 40 mg-Fe/L (FeCl_3) et 0,55 mg/L (*Prosédim AS37*). La turbidité a servi de paramètre d'évaluation de l'efficacité de la coagulation-floculation.

Les résultats obtenus montrent que l'efficacité du processus de coagulation-floculation n'est pas affectée lorsque le pH de l'eau se situe entre 8,25 et 9,50. L'augmentation du pH au delà de 9,50 a toutefois conduit à une certaine dégradation de la qualité de l'eau. Ce résultat était attendu puisque le chlorure ferrique est assez bien reconnu pour sa large gamme de pH « opérationnels ». Compte tenu de ces résultats, le pH de l'eau ne sera pas modifié pour la poursuite des expérimentations.

Par ailleurs, la figure 32 illustre les résultats obtenus suite à une variation de la concentration de chlorure ferrique (FeCl_3). Tel qu'indiqué au tableau 21, la concentration de polymère a été ajustée en fonction de la quantité de coagulant ajoutée de manière à ne pas être en situation de sous-dosage ou de sur-dosage, situation qui mènerait alors à une augmentation de la turbidité observée.

L'analyse des résultats révèle qu'une concentration de chlorure ferrique supérieure ou égale à 15 mg- Fe^{3+} /L permet de diminuer substantiellement la turbidité présente. En effet, des abattements supérieurs à 70% ont été observés. L'augmentation de la concentration de coagulant au delà de 15 mg- Fe^{3+} /L n'a pas permis d'augmenter significativement les rendements obtenus, sauf en ce qui concerne la concentration de 80 mg- Fe^{3+} /L où un abattement supplémentaire est observé (82% d'abattement). Cette dernière concentration, bien qu'elle permette d'améliorer les rendements, conduit toutefois à la production d'une quantité plus importante de boue. Compte tenu des performances générales obtenues, la coagulation-floculation des eaux est recommandée en post-traitement. Les résultats de la seconde séquence d'essais permettront d'appuyer cette recommandation.

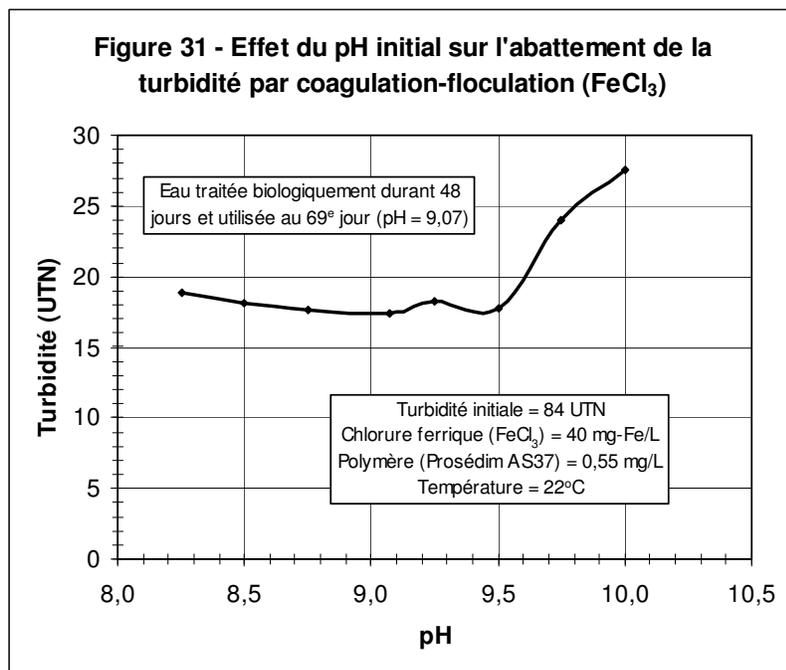
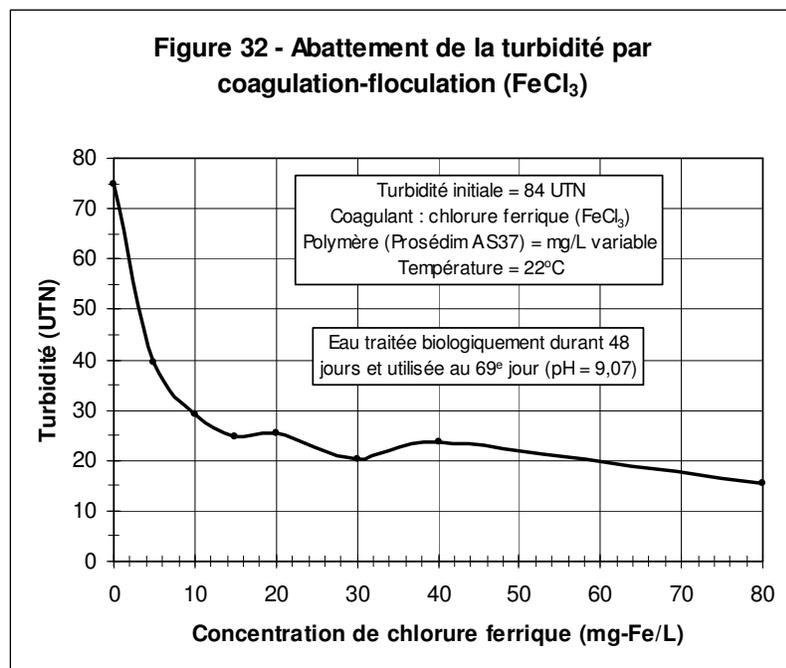


Tableau 21 - Concentrations de polymère employées avec le FeCl₃ (séquence I)

| Concentration de FeCl ₃ | | Concentration de polymère (Prosédim AS37) |
|------------------------------------|--------|---|
| mg-Fe/L | mmol/L | mg/L |
| 0 | 0 | 0,00 |
| 2,5 | 0,045 | 0,30 |
| 5 | 0,089 | 0,35 |
| 10 | 0,18 | 0,40 |
| 15 | 0,27 | 0,45 |
| 20 | 0,36 | 0,50 |
| 40 | 0,71 | 0,55 |
| 80 | 1,43 | 0,60 |



Finalement, des essais de coagulation-floculation ont également été réalisés avec l'alun. Des concentrations allant de 0 à 39 mg-Al³⁺/L ont été étudiées conjointement avec des ajouts de polymère anionique *Prosédim AS37* proportionnellement à la quantité d'alun injectée. L'analyse des résultats obtenus (non-présentés) a révélé que l'alun n'était pas particulièrement performant pour le traitement de cette eau. Des rendements négligeables, nuls, et même une détérioration de la qualité de l'eau ont été constatés. La forme chimique de l'aluminium à un pH de 9,07 (p. ex. : aluminate), peu favorable au processus de coagulation, expliquerait les résultats obtenus. Compte tenu de ces résultats, l'utilisation de l'alun n'est pas recommandée pour une étape de post-traitement (coagulation-floculation). Il est toutefois important de remarquer que l'effet du pH sur l'efficacité de l'alun n'a pas été étudié lors des présents essais. Ainsi, un pH plus faible aurait certainement favorisé de meilleurs rendements.

Séquence d'essais II (coagulation-floculation)

Les figures 33, 34 et 35 présentent les résultats des essais complémentaires de coagulation-floculation réalisés avec le chlorure ferrique. Ces essais visaient spécifiquement à vérifier le degré d'abattement du phosphore total, du fer, du zinc ainsi que des MES et à confirmer les résultats obtenus lors de la séquence précédente. Ces paramètres de suivi ont été retenus puisqu'ils étaient encore considérés comme problématiques suite au traitement biologique aérobie sur 48 jours en cuvée de 2400 L (§ 3.8.; tableau 14). Tel que spécifié au tableau 22, les concentrations de chlorure ferrique étudiées lors des essais ont varié de 0 à 80 mg-Fe³⁺/L. La concentration de polymère a également été ajustée en fonction de la quantité de coagulant ajoutée.

La figure 33 présente les résultats obtenus pour le fer suite aux essais de coagulation-floculation réalisés. Globalement, les résultats montrent que le processus de coagulation-floculation est plutôt inefficace pour l'élimination du fer présent dans l'eau. Une forte augmentation de la teneur en fer est d'abord constatée à de faibles concentrations de coagulant, pour ensuite voir cette teneur diminuer puis plafonner à une valeur voisine à celle mesurée dans l'eau brute (avant le traitement). Cette situation s'explique par le type de coagulant utilisé, à base de fer, qui mène à la formation de floccs ferriques susceptibles d'altérer la qualité de l'eau traitée lorsque la décantation est déficiente. Par ailleurs, la remontée de la courbe, pour de faibles concentrations de chlorure ferrique, s'explique par la formation de floccs de faibles dimensions difficiles à éliminer par décantation. Cette remontée est d'ailleurs également observée pour le phosphore (figure 33) ainsi que pour les MES (figure 35). Une augmentation de la période allouée à la décantation permettrait certainement d'améliorer les rendements obtenus. Les conditions de décantation, retrouvées dans des étangs aérés, seront normalement favorables à l'obtention de meilleurs rendements.

En ce qui concerne le phosphore total ainsi que les MES, un schéma assez similaire à celui du fer est observé (figures 33 et 35). Ce résultat n'est pas surprenant puisque les floccs formés par coagulation-floculation sont composés de phosphore, en plus d'être eux-mêmes une source de MES. Il faut cependant noter que le pH optimal de coagulation-floculation pour l'élimination du phosphore est nettement plus faible, soit près de 5,0. Un pH voisin de la neutralité est par contre recommandé en pratique en raison de la forme colloïdale des floccs de FePO₄ formés à pH 5,0. Les floccs colloïdaux sont particulièrement difficiles à éliminer par simple décantation. Ainsi, le pH de l'eau de lixiviation (9,07) n'était, de toute évidence, pas idéal pour un processus d'élimination par coagulation-floculation. Tout comme pour le fer, une augmentation de la période allouée à la décantation permettrait certainement d'améliorer la situation et ce, autant pour le phosphore que pour les MES.

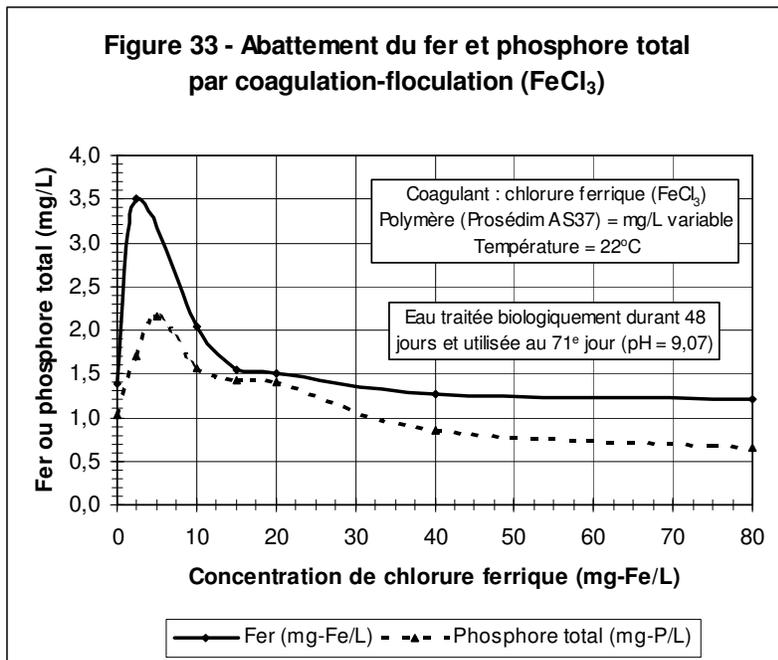
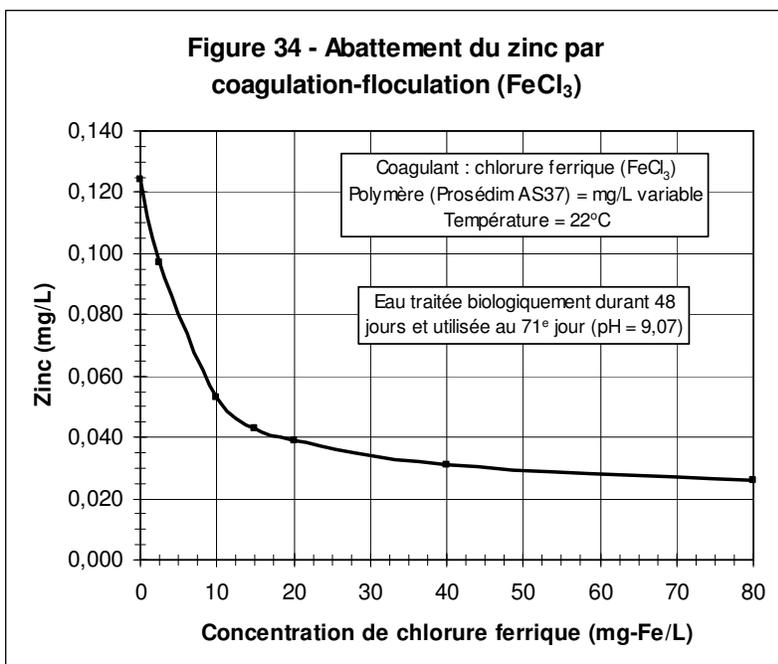
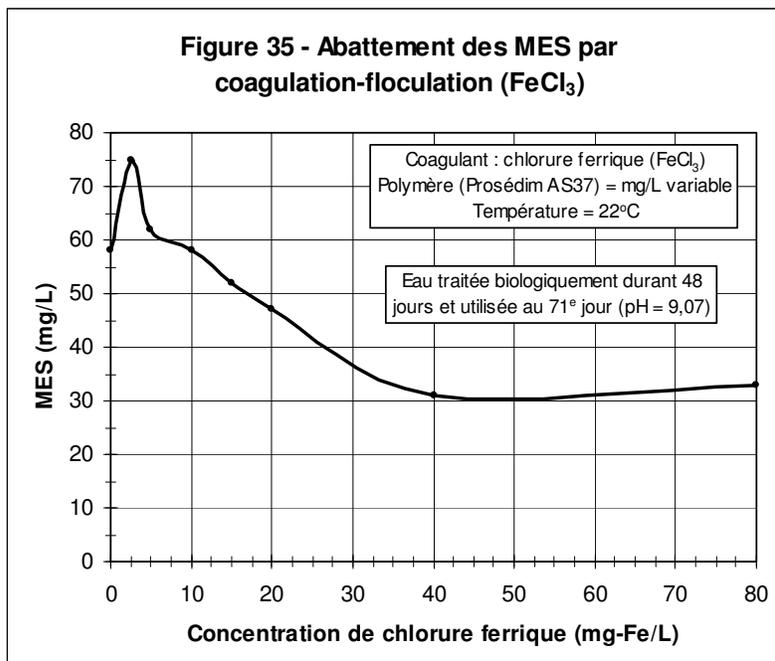


Tableau 22 - Concentrations de polymère employées avec le FeCl₃ (séquence II)

| Concentration de FeCl ₃ | | Concentration de polymère (Prosédim AS37) |
|------------------------------------|--------|---|
| mg-Fe/L | mmol/L | mg/L |
| 0 | 0 | 0,00 |
| 2,5 | 0,045 | 0,30 |
| 5 | 0,089 | 0,35 |
| 10 | 0,18 | 0,40 |
| 15 | 0,27 | 0,45 |
| 20 | 0,36 | 0,50 |
| 40 | 0,71 | 0,55 |
| 80 | 1,43 | 0,60 |





Finalement, la figure 34 illustre les résultats obtenus pour le zinc suite aux essais de coagulation-floculation. Contrairement au fer, au phosphore total ou aux MES, des abattements significatifs sont observés en fonction de la concentration de coagulant ajouté. Un abattement de près de 70% est obtenu suite à l'ajout de 20 mg- Fe^{3+} /L de chlorure ferrique. La concentration de zinc obtenue (0,039 mg-Zn/L) est d'ailleurs inférieure à celle du critère le plus sévère du MEF, soit 0,07 mg-Zn/L. Compte tenu de ces résultats, l'élimination du zinc ne semble pas être régie par le même mécanisme. À la lumière de ces résultats, une coagulation-floculation est fortement recommandée en étape de post-traitement, que ce soit pour l'élimination du zinc ou pour celle des autres paramètres.

Séquence d'essais III (précipitation par élévation de pH)

Le tableau 23 présente l'ensemble des résultats découlant des essais de précipitation par élévation du pH. Ces essais visaient spécifiquement à estimer le degré d'abattement du fer, du zinc ainsi que des MES.

D'abord, l'élévation du pH à une valeur de 10,0 n'a pas contribué à la formation de précipités et, par conséquent, à l'abattement des paramètres étudiés. L'eau obtenue, suite à cet essai, n'a donc pas été analysée.

L'élévation du pH à 10,5 a été nettement plus bénéfique au traitement avec l'apparition d'une quantité appréciable de précipités. Suite à la période de décantation (1 h; cylindre de 1 L), un volume de boue équivalent à près de 6% du volume de liquide a été produit. Suite à ce traitement, la concentration de fer a diminué de 84% pour s'établir à 0,120 mg-Fe/L, soit nettement sous la valeur du critère le plus sévère du MEF, soit 0,53 mg-Fe/L. En ce qui concerne le zinc, une élimination significative a été constatée (> 67%) avec une valeur finale inférieure à 0,025 mg-Zn/L, soit à nouveau en deçà des objectifs de traitement de 0,07 mg-Zn/L.

Tableau 23 - Précipitation de différents paramètres par élévation de pH et volumes de réactifs requis

| Paramètre | Brut ^a | Après décantation 1h | | |
|---|-------------------|--|---|--|
| | | Essai à pH 10,0 | Essai à pH 10,5 | Essai à pH 11,0 |
| MES (mg/L) | 42 | --- | 30 | 16 |
| Fer total (mg/L) | 0,768 | --- | 0,120 | 0,058 |
| Fer soluble (mg/L) | 0,271 | --- | --- | --- |
| Zinc total (mg/L) | 0,077 | --- | < 0,025 | < 0,025 |
| Zinc soluble (mg/L) | 0,076 | --- | --- | --- |
| Volume de réactifs requis : | | | | |
| - NaOH 50% ^b pour atteindre le pH (mL/L) | --- | 2,66 | 4,02 | 6,32 |
| - H ₂ SO ₄ 93% ^c pour réajuster le pH à 9,5 (mL/L) | --- | 0 | 0,075 | 0,092 |
| Remarques | --- | Aucune réaction et aucun précipité formé | Formation de précipités : 6% du volume décanté occupé par les boues | Formation abondante de précipités : 38% du volume décanté occupé par les boues |

a : eau traitée biologiquement durant 48 jours et utilisée au 79^e jour (pH = 9,00 ± 0,02)

b : NaOH 19,15 N

c : H₂SO₄ 36 N

Il est également intéressant de mentionner que les valeurs de fer et de zinc obtenues se situent sous les teneurs solubles mesurées dans l'eau brute (tableau 23), ce qui confirme l'efficacité de cette technique. La précipitation a également permis de diminuer légèrement les MES avec une valeur résiduelle de 30 mg/L (critère du MEF à 35 mg/L). Un volume de près de 4,0 mL de NaOH 50%/L de lixiviat a été requis pour cet essai. À titre comparatif, une volume de 7,9 mL/L avait été nécessaire pour atteindre ce même pH au 53^e jour (§ 3.10.; tableau 19) tandis qu'au 88^e jour (§ 3.10; figures 29 ou 30), il s'établissait à 3,9 mL/L. Ces résultats confirment donc la perte de pouvoir tampon signifiée antérieurement (§ 3.10.). Enfin, un volume de 0,075 mL de H₂SO₄ 93%/L de lixiviat s'est avéré nécessaire pour réajuster le pH à une valeur acceptable.

Par ailleurs, les résultats obtenus suite à l'élévation du pH à 11,0 (tableau 23) montrent des rendements encore supérieurs à ceux obtenus à pH 10,5. Un abaissement de la concentration de fer et des MES est constaté tandis que la teneur en zinc se situe à nouveau sous la limite de détection de la méthode analytique. Bien que ces résultats soient encourageants, ce pH nécessite une quantité importante de base (6,3 mL de NaOH 50%/L) et d'acide (0,092 mL de H₂SO₄ 93%/L) en plus de conduire à la formation d'une quantité importante de boue (≈ 38% du volume de liquide). Une telle production de boue serait attribuable à la formation de précipités de carbonates de calcium ou de magnésium, non souhaitable dans une telle opération. Compte tenu de cette situation et des rendements satisfaisants obtenus à un pH de 10,5, la précipitation par élévation du pH à 11,0 n'est pas recommandée.

Par rapport à la coagulation-floculation, la précipitation par élévation de pH se révèle plus efficace pour l'élimination des métaux résiduels (fer, zinc). Toutefois, même à pH 10,5, les quantités de réactifs (NaOH, H₂SO₄) et le volume significatif de boues produites constituent des désavantages marqués par rapport au processus de coagulation-floculation. Ce dernier procédé, beaucoup plus simple à mettre en œuvre et nettement moins onéreux, constitue encore une solution à privilégier. En cas de nécessité, une précipitation par élévation de pH pourrait toutefois s'avérer une avenue intéressante. Le pH devra toutefois être ajusté avec minutie afin de minimiser l'utilisation de réactifs et la production de boue, tout en s'assurant d'obtenir une précipitation adéquate des métaux visés. L'ajout d'un polymère pour floculer les précipités formés serait également fortement recommandé.

Finalement, il est important de souligner que les valeurs des différents paramètres étudiés lors des deux dernières séquences d'essais sont relativement faibles par rapport à celles mesurées sur l'eau issue du traitement biologique (48^e jour; § 3.8.; tableau 14). Ces valeurs confirment à nouveau les changements survenus au sein de la cuve de 2400 L. Le processus de décantation s'est assurément poursuivi durant la période excédant le 48^e jour, conjointement avec des phénomènes chimiques ou biochimiques. Ces constats encouragent ainsi fortement à recourir à une étape de post-traitement, soit par précipitation (élévation du pH) ou, plus particulièrement, par coagulation-floculation et ce, notamment afin d'accélérer le processus de décantation.

3.11.3. Conclusions spécifiques

Les essais de coagulation-floculation ainsi que de précipitation par élévation du pH de l'eau de lixiviation permettent de tirer les conclusions suivantes :

- le chlorure ferrique, à une concentration supérieure à 15 mg-Fe³⁺/L, permet de diminuer de manière substantielle la turbidité ainsi que le zinc de l'eau de lixiviation. En ce qui concerne l'élimination du fer, du phosphore total ainsi que des MES, des rendements moins marquants ont été obtenus. Toutefois, les résultats portent à croire qu'une augmentation de la période allouée à la décantation permettrait certainement d'améliorer les résultats obtenus pour ces paramètres. Les étangs aérés offrent généralement, dans la seconde portion du dernier bassin, de telles conditions de décantation. De plus, sur la base d'analyse de turbidité, l'efficacité du chlorure ferrique n'a pas été significativement affectée lorsque le pH de l'eau se situait entre 8,25 et 9,50. Compte tenu de l'ensemble des résultats obtenus, la coagulation-floculation de l'eau avec le chlorure ferrique, sans ajustement particulier du pH, est recommandée en post-traitement (suite au traitement biologique). En outre, cette coagulation-floculation devrait être favorable à une élimination supplémentaire des sulfures totaux (précipitation avec le fer) et de la DCO restante, paramètres jugés comme encore problématiques suite au traitement biologique;
- l'alun ne s'est pas révélé comme un coagulant performant pour le traitement de l'eau de lixiviation (pH ≈ 9,0). Son utilisation n'est donc pas recommandée en post-traitement, à moins que le pH de l'eau soit abaissé vers la neutralité afin de favoriser l'efficacité du processus;
- la précipitation par élévation de pH à 10,5 a permis de diminuer de manière significative la concentration de fer (abattement de 84%) et de zinc (abattement > 67%) avec des valeurs résiduelles en deçà des critères du MEF. Cette précipitation nécessite néanmoins une quantité significative de base (NaOH) pour l'ajustement du pH, en plus de conduire à la formation d'une quantité appréciable de boues. L'élévation du pH à 11,0 a, quant à elle, permis l'obtention de rendements encore supérieurs. Cependant, la précipitation à ce pH exige une quantité plus importante de base (NaOH), en plus de conduire à la formation d'une quantité excessive de boue. Ce pH n'est donc pas recommandé. Enfin, l'élévation du pH à une valeur de 10,0 n'a pas mené à la formation de précipités, ni à l'élimination, même partielle, des paramètres étudiés;
- la précipitation par élévation de pH doit être considérée comme une avenue intéressante mais qui requiert cependant un niveau élevé de contrôle du procédé. En effet, l'ajout de la base (NaOH) doit être réalisé adéquatement afin de maximiser la précipitation des métaux, d'éviter la production excessive de boues et de minimiser son utilisation ainsi que les coûts inhérents. La conduite simultanée des procédés de précipitation (élévation de pH) et de strippage, à un même pH de 10,5, n'est pas impossible. Toutefois, puisque le strippage de

l'eau mène à une diminution de son pH, la précipitation sera forcément moins efficace. L'ajout d'un polymère pour flocculer les précipités formés suite à une précipitation est fortement recommandé;

- la précipitation par élévation de pH s'est montrée plus efficace que la coagulation-floculation pour l'élimination des métaux résiduels (fer, zinc). Cependant, les quantités de réactifs (NaOH, H₂SO₄) nécessaires aux ajustements de pH ainsi que le volume significatif de boues produites par élévation de pH constituent des désavantages marqués par rapport à la coagulation-floculation. Ce dernier procédé est définitivement plus simple et nettement moins onéreux à mettre en œuvre. Pour ces raisons, la coagulation-floculation devrait être plutôt privilégiée en étape de post-traitement.

4. DISCUSSION

4.1. LIMITES LIÉES À LA RÉALISATION DES ESSAIS

Les essais de traitement biologique de l'eau ont tous été réalisés en laboratoire à une échelle qui peut être qualifiée d'« intermédiaire ». La démarche repose donc sur l'hypothèse que ce niveau d'échelle était adéquat pour pouvoir extrapoler les résultats à une grande échelle. Bien que les similitudes de fonctionnement et d'efficacité entre de tels niveaux d'échelle ne peuvent être garanties, cette démarche s'avère la seule qui permet réellement d'éliminer une part importante d'incertitudes liées à l'utilisation de procédés de traitement et ce, pour des conditions spécifiques d'eau. Les types d'essais réalisés fournissent une information pertinente au spécialiste en traitement qui peut alors être en mesure de prendre une décision mieux éclairée quant à la faisabilité ou non d'un procédé donné pour atteindre une qualité d'eau précise.

Le nombre de paramètres d'évaluation de la qualité de l'eau servant à estimer l'efficacité des procédés mis à l'essai a parfois été restreint lors de certaines étapes de cette étude. Des raisons essentiellement d'ordre budgétaire expliquent cette situation. Les paramètres ont donc été choisis de manière à répondre à un maximum d'interrogations tout en cherchant à valider les procédés testés. Cette restriction n'a pas empêché l'obtention des informations minimales et nécessaires à l'évaluation des procédés.

4.2. EAU DE LIXIVIATION BRUTE

Plusieurs paramètres des eaux de lixiviation brutes prélevées (Phase I et Phase II) ont été identifiés comme problématiques sur la base du Critère A (Article 45 du MEF; projet de règlement remplacé par le Critère B), du Critère B (critère révisé du MEF) journalier ou mensuel ainsi que des objectifs environnementaux de rejet (OER). Ces paramètres sont les suivants : DBO_5 totale, DCO, sulfures totaux, azote ammoniacal, MES, chrome, fer, manganèse et zinc. Les cyanures totaux ainsi que les composés phénoliques se sont également avérés problématiques dans l'une ou l'autre des eaux prélevées. Pour d'autres paramètres, tels que le mercure, le cadmium ou encore l'aluminium, il a été impossible de statuer sur la question en raison des limites de détection des méthodes analytiques (valeurs supérieures à celles des critères). Les dépassements observés impliquent évidemment que le lixiviat ne peut pas être rejeté dans l'environnement sans un traitement préalable. L'efficacité des procédés a donc été évaluée sur la base de l'ensemble de ces critères en considérant, pour être sécuritaire, la valeur du critère le plus sévère pour chacun des paramètres problématiques. Bien que le Critère A (Article 45) ne soit plus réellement applicable, les valeurs limites ont tout de même été considérées dans l'évaluation et ce, par souci de bonne pratique environnementale. Pour donner une idée de la rigueur de l'exercice, les valeurs du critère le plus sévère s'approchent parfois de celles apparaissant au *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (2001) ou encore, naturellement, de celles des *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec* (2001).

L'analyse des caractéristiques des eaux prélevées pour les essais a révélé l'importance du déficit en phosphore. Ainsi, un ajout de phosphore de l'ordre de 150 mg-P/L devra être envisagé afin de satisfaire le rapport $DBO_5 : N : P$ de 100 : 5 : 1 requis pour les microorganismes lors d'un traitement biologique aérobie. Pour simplifier l'opération, l'ajout de phosphore sous forme liquide est recommandé. Dans cette perspective, l'utilisation d'un résidu industriel contenant du phosphore permettrait de diminuer les coûts inhérents. Ce résidu ne doit toutefois pas devenir la source d'une contamination de l'eau de lixiviation.

Des rapports DBO_5/DCO de 0,56 et 0,69 ont été obtenus sur les eaux employées lors des essais. Les valeurs de DBO_5 étant très près de celles de la DBO_{ultime} pour ces eaux, les valeurs DBO_5/DCO observées sont indicatives d'une composante organique biodégradable assez importante (site d'enfouissement relativement jeune). De plus, les résultats des essais de traitement biologique en cuvées ont révélé que la fraction présumée comme « non biodégradable », soit la différence « $DCO - DBO_{ultime}$ », se transformait en fraction biodégradable en cours de processus. Le traitement permet donc une biodégradation plus complète que celle initialement prévue.

Enfin, la présente étude repose sur l'hypothèse que les caractéristiques des eaux de lixiviation prélevées au site L-302 d'élimination des matières résiduelles de Dépôt Rive-Nord sont représentatives de celles qui seront générées par le site projeté. Les résultats présentés et les conclusions tirées découlent principalement de cette spécificité. Toutefois, les différentes simulations effectuées par le *Groupe Tecslut* montrent que la concentration des différents paramètres sera nettement inférieure dans l'eau de lixiviation générée par le site. Par rapport à l'eau de lixiviation employée lors des présents essais, des concentrations de quatre fois, voire huit fois inférieures sont attendues en raison des apports d'eau extérieurs. Bien que ce facteur ait également été pris en compte lors de l'interprétation, cela suppose que la proportion relative des contaminants présents dans l'eau de lixiviation générée est conservée et ce, malgré la dilution.

4.3. PRÉTRAITEMENTS

Une précipitation par élévation de pH ainsi qu'une coagulation-floculation ont été réalisées (en parallèle) sur les eaux de lixiviation brutes en vue de leur traitement biologique en cuvées. Ces prétraitements visaient à diminuer les teneurs en métaux ou de tout autre paramètre jugé comme problématique. Les résultats des essais ont démontré que la problématique du chrome, du manganèse et des sulfures pouvait être résolue par précipitation. Des abattements importants du fer et du zinc ont également été observés mais sans pour autant diminuer leurs teneurs en deçà de celles du critère le plus sévère. Le procédé de coagulation-floculation n'a pas offert d'aussi bonnes performances puisque seul le chrome a pu être abaissé sous la valeur du critère le plus sévère. Nonobstant ces derniers résultats, l'eau de lixiviation a été traitée par précipitation (élévation de pH) et par coagulation-floculation préalablement au traitement biologique en cuvées.

Les résultats obtenus en cuvées ont démontré que les prétraitements ne permettaient pas d'améliorer de manière significative les performances du système biologique. En effet, un essai-témoin de traitement biologique, réalisé avec une eau de lixiviation brute (sans prétraitement), a offert des performances équivalentes, voire même supérieures à celles obtenues pour une eau prétraitée par précipitation ou coagulation-floculation. Plusieurs hypothèses ont été avancées afin d'expliquer les bonnes performances obtenues pour l'essai-témoin : présence d'éléments traces ou de métaux résiduels stimulant l'activité bactérienne, effet catalytique, pH de démarrage des cuves. Sur la base de ces résultats et compte tenu des contraintes associées à la mise en œuvre de prétraitements à grande échelle (équipements requis, suivi de l'opération, ajout de réactifs, génération et disposition des boues, coûts, etc.), un traitement biologique du lixiviat brut (sans prétraitement) a été recommandé.

4.4. TRAITEMENT BIOLOGIQUE EN CUVÉES ET POST-TRAITEMENTS

Les essais de traitement biologique en cuvées ont démontré que la matière organique pouvait être dégradée efficacement. Les microorganismes développés ont permis une dégradation de la DBO₅ en deçà de la valeur du critère le plus sévère du MEF. Cependant, un délai relativement important (25 à 50 jours selon l'essai) s'est avéré nécessaire afin d'atteindre les objectifs de traitement. Des essais de respirométrie, menés en parallèle avec les mêmes eaux, ont permis de conclure que les délais observés étaient occasionnés par la présence de composés inhibiteurs ou toxiques qui freinaient le processus de biodégradation. La DCO, quoique moins problématique en matière de critères de rejet, a également diminué de manière substantielle avec des abattements de plus de 95% lors des essais.

Le traitement biologique en cuvée a aussi mené à l'abattement de la plupart des paramètres en deçà des valeurs des critères les plus sévères. Les processus d'élimination identifiés comprennent principalement la biodégradation, la précipitation et l'oxydation ainsi que la volatilisation (strippage). L'azote ammoniacal et, dans une moindre mesure, le fer et le zinc, demeurent les paramètres les plus critiques suite au traitement (valeurs au dessus de celles des critères les plus sévères). Dans le cas de l'azote ammoniacal, des enlèvements entre 58% et 70% ont été observés avec des dépassements évidents de la valeur cible de 10 mg-N/L. Aucune nitrification biologique n'a été constatée durant le processus de traitement. Les caractéristiques particulières du milieu ou encore l'absence d'organismes nitrifiants expliquerait cette situation. Compte tenu de ces résultats, le strippage (volatilisation) de l'azote ammoniacal par effet d'aération a été identifié comme le principal mécanisme d'élimination en cuvées. La problématique spécifique de l'azote ammoniacal sera discutée ultérieurement à la section 4.5. En ce qui concerne le fer et le zinc, ces paramètres sont demeurés problématiques malgré des abattements se situant entre 77% et 99%. Une coagulation-floculation, réalisée en post-traitement avec le chlorure ferrique, devrait permettre de réduire leurs concentrations à des valeurs satisfaisantes. Une précipitation par élévation de pH, bien qu'elle nécessite une quantité importante de base (NaOH) et provoque une production de boues, pourrait ultimement être envisagée pour diminuer leurs concentrations. Des dépassements ont également été observés pour le phosphore, les MES ainsi que les sulfures totaux. Dans le cas du phosphore, une optimisation du procédé permettrait de réduire sa concentration à une valeur minimale. En ce qui concerne les sulfures, la situation n'est pas considérée comme particulièrement problématique étant donné la forme ionisée présente (HS⁻). Enfin, tant pour les MES que pour le phosphore et les sulfures, une étape de coagulation-floculation, couplé à une période de décantation suffisante, permettra normalement de diminuer significativement leurs teneurs.

Tel que précisé précédemment, l'eau de lixiviat générée par le site projeté présentera des concentrations de contaminants nettement inférieures en raison des apports d'eau sur le site (effet de dilution). Lors des essais en cuvées, l'eau de lixiviation a été employée directement sans dilution préalable. Les résultats obtenus lors de ces essais peuvent donc être considérés comme particulièrement conservateurs. En effet, une dilution préalable des échantillons d'eau de lixiviation aurait inévitablement conduit à une dégradation plus rapide de la DBO en raison, d'une part, de la faible teneur en DBO initiale et, d'autre part, de la diminution significative de la concentration des composés inhibiteurs ou toxiques (par effet de dilution). Selon résultats obtenus en cuvées, une dilution de l'eau de lixiviation selon un facteur de quatre aurait certainement permis de réduire la durée du traitement à une période se situant entre 10 et 20 jours (21 °C). Les résultats obtenus en cuvées peuvent être considérés comme fiables puisque des tendances similaires ont été observées pour chacune des eaux de lixiviation étudiées.

Par ailleurs, les boues accumulées au fond des cuves durant les essais, d'apparence grisâtre et granuleuse, ont permis de conclure que le système étudié en cuvée n'était pas en condition de mélange parfait et que des conditions anaérobies prévalaient au sein des boues sédimentées. Le système biologique en cuvée, qualifié de « pseudo-facultatif aéré », présente donc une certaine similitude avec le système de type « étangs aérés facultatifs ». Ce fait se veut rassurant quant au bien fondé des conclusions tirées.

La dilution du lixiviat par l'apport d'eau extérieur sur le site projeté affectera également le pouvoir tampon de l'eau (alcalinité). Cela signifie, en pratique, que les quantités de base ou d'acide nécessaires aux ajustements de pH seront moindres. Cet aspect est particulièrement important dans le cas de la mise en œuvre du procédé de strippage ou de précipitation par élévation de pH. De plus, la chaux pourrait être substituée au NaOH afin de diminuer les coûts associés à la mise en œuvre de ces procédés.

Les analyses effectuées sur l'eau de la cuve de 2400 L suite au traitement biologique, ont révélé que des modifications d'ordres physiques et chimiques se sont produites entre le 48^e jour et le 88^e jour (dernier jour d'essais). Des abattements significatifs des MES, du fer et du zinc ont, entre autres, été observés durant cette période. Dans le cas du fer et du zinc, une comparaison des valeurs totales avec celles de leurs composantes solubles au 48^e jour permet de confirmer que le phénomène est avant tout lié à l'élimination de la composante insoluble de ces paramètres. Par conséquent, ceci indique que les résultats obtenus suite à une décantation de 24 heures de la cuve de 2400 L sont conservateurs. Ces constatations permettent donc d'appuyer la recommandation selon laquelle un post-traitement par coagulation-floculation-décantation serait profitable à l'obtention de meilleurs rendements.

Dans un autre ordre d'idée, l'aménagement d'un bassin d'égalisation en amont du procédé est souhaitable afin de diminuer les impacts associés à des variations soudaines de la concentration des différentes constituantes de l'eau de lixiviation. Ce type de bassin permettra également d'éliminer une portion des MES présentes en plus de concourir, si l'oxygène vient à manquer, à une certaine modification de la matière organique. En effet, des conditions anaérobies impliquent l'hydrolyse de la matière organique présente, soit la dégradation des plus grosses molécules en de plus petites, ce qui sera normalement favorable à la biodégradation aérobie subséquente. Toutefois, l'aménagement de ce bassin peut conduire, si le temps de résidence hydraulique est important, à la production de sulfures d'hydrogène (H₂S) malodorants et à un refroidissement des eaux nuisible au traitement biologique aérobie subséquent (hiver). Par ailleurs, l'installation de filtres à sable en aval de la station, suite au traitement biologique, pourrait être envisagée afin de diminuer la teneur en MES des eaux. L'efficacité de la filtration rapide devait être évaluée à l'échelle pilote lors des présents essais. En raison de la teneur élevée en MES de l'eau traitée biologiquement (400 mg/L; cuve de 2400 L; 48^e jour), les essais ont dû être abandonnés. Les filtres à sable rapides, bien qu'efficaces en général, sont relativement coûteux à l'achat et leur exploitation entraîne inévitablement la production d'eaux de lavage qui devront être gérées. Ces inconvénients rendent ainsi l'utilisation des filtres à sable peu attrayante.

Finalement, sur la base des expérimentations menées lors de ce projet, des problèmes de moussage sont à prévoir à grande échelle, plus particulièrement au niveau des aérateurs du premier étang. L'ajout d'un agent anti-moussant à l'affluent du premier bassin est donc recommandé afin d'éviter ces désagréments, particulièrement importants en conditions de grands vents.

4.5. TAUX D'ENLÈVEMENT DE LA DBO

Les essais de respirométrie ont permis de déterminer différentes valeurs de la constante du taux d'enlèvement de la DBO (K_e en base népérienne, d^{-1}). Les valeurs obtenues se sont situées approximativement dans la fourchette $[0,8 d^{-1} - 2,0 d^{-1}]$ selon les taux de dilutions considérées. Les résultats ont également montré qu'une dilution de l'échantillon menait à une biodégradation plus rapide et plus complète de la matière organique (DBO), ce qui est révélateur de la présence de composés inhibiteurs ou toxiques dans le lixiviat. En effet, à des dilutions importantes, l'effet toxique s'estompe et le traitement biologique s'effectue plus efficacement et plus rapidement. Il faut rappeler que la valeur de K_e peut dépasser $1,0 d^{-1}$ lorsque la DBO est fortement soluble (Metcalf & Eddy, 1991), ce qui est précisément le cas pour cette eau de lixiviation. D'ailleurs, des essais antérieurs effectués par l'équipe de la STEPPE-UQAM sur une eau de lixiviation d'un autre site d'enfouissement (Charlevoix) avaient mené à des valeurs de K_e de l'ordre de $0,9 d^{-1}$ ($DBO_{ultime} \approx 4000 \text{ mg-O}_2/\text{L}$).

Les essais de respirométrie ont révélé qu'une valeur de K_e de $0,84 d^{-1}$ (correspondant à un taux de dilution de 1/50) pouvait être considérée comme relativement sécuritaire dans la mesure où les éventuels effets inhibiteurs ou toxiques pour les microorganismes étaient minimisés. Dans cette optique, les éléments suivants doivent être pris en considération :

- tel que précisé précédemment, l'eau de lixiviation générée par le site projeté présentera des concentrations de contaminants significativement inférieures en raison des apports d'eau prévus (effet de dilution). Des concentrations au moins quatre fois, voire huit fois inférieures, sont attendues par rapport à l'eau de lixiviation employée lors de ce projet. Cette situation devrait logiquement conduire à une dilution des composés inhibiteurs ou toxiques et, par conséquent, favoriser le processus de biodégradation de la matière organique;
- certains essais de respirométrie réalisés avec des eaux diluées selon des taux allant de 1/20 à 1/50 ont également permis d'obtenir des valeurs de K_e de près de $0,8 d^{-1}$. La DBO_{ultime} n'a toutefois pas été atteinte systématiquement lors de ces essais. À l'opposé, les résultats obtenus en cuvées sur ces mêmes eaux, mais non diluées, ont démontré que la DBO_{ultime} pouvait être dégradée de manière quasi complète. La similitude entre l'essai de respirométrie et celui en cuvée quant aux processus de dégradation de la matière organique n'est donc pas évidente. Ainsi, une valeur de K_e obtenue à une plus faible dilution ne signifie pas forcément que la DBO_{ultime} ne sera pas atteinte (dégradée) en pratique;
- les essais séquentiels en cuvées ont montré qu'un faible taux d'alimentation en eaux usées était particulièrement bénéfique sur l'efficacité et la rapidité du traitement. Ainsi, le mélange du lixiviat brut d'alimentation avec la liqueur présente dans le bassin de traitement devrait normalement conduire à une dilution des composés inhibiteurs ou toxiques du lixiviat, ce qui serait alors favorable à l'efficacité du traitement biologique. Cela suppose que les effets inhibiteurs ou toxiques s'estompent au fil du traitement;
- les résultats obtenus en cuvées se veulent rassurant dans la mesure où une dégradation avancée de la DBO a été observée et ce, sans dilution préalable de l'échantillon. Une dilution par un facteur de quatre suite à des apports d'eau sur le site mènerait, selon les résultats obtenus, à une durée de traitement allant de 10 à 20 jours (20°C). Une dilution plus forte devrait conduire à une réduction de la durée du traitement;
- l'aménagement de plusieurs bassins aérés en série permet normalement de développer une biomasse spécifique à la matière organique restante ce qui devrait être favorable à l'efficacité du traitement;

Les éléments ci-hauts mentionnés permettent de croire que la valeur avancée de K_e est raisonnable dans les circonstances. Toutefois, puisque de très nombreux facteurs influencent la composition d'un lixiviat et, par conséquent, les teneurs en composés inhibiteurs ou toxiques, un certain degré d'incertitude subsiste toujours quant à la valeur de K_e . Cependant, il ressort qu'une valeur de K_e de $0,84 \text{ d}^{-1}$, soit la valeur minimale de K_e obtenue en essai, peut être considérée comme relativement sécuritaire dans la mesure où les éventuels effets inhibiteurs ou toxiques sont minimisés.

Par conséquent, il est suggéré de prévoir une certaine flexibilité dans la conception des ouvrages de traitement et plus particulièrement au niveau des temps de rétention requis afin d'être en mesure de s'adapter à une variabilité des teneurs en contaminants dans le lixiviat qui sera généré.

4.6. PROBLÉMATIQUE PARTICULIÈRE DE L'AZOTE AMMONIACAL

L'azote ammoniacal constitue le paramètre le plus problématique identifié lors des essais de traitement biologique en cuvettes. Différents types d'essais ont porté spécifiquement sur la problématique de l'azote ammoniacal lors de ce projet, soit des essais de type physique (strippage) et biologique (nitrification).

4.6.1. Strippage de l'azote ammoniacal

Des essais de strippage à différents pH (9,0 à 12,0) et selon deux températures (6°C et 23°C) ont été réalisés sur l'eau traitée biologiquement lors de la Phase II du projet. Les résultats obtenus ont démontré le potentiel intéressant de ce procédé mais également certains inconvénients. Ainsi, les résultats obtenus à 23°C ont révélé que le pH de 10,5 constituait un bon compromis en terme de rendements obtenus, de quantités de réactifs impliqués et de boues produites (aucune production significative). Malgré les performances obtenues, le procédé requiert une quantité non-négligeable de réactifs (ajustements de pH) et nécessite d'importants débits d'air de strippage ce qui le rend, par le fait même, relativement onéreux. Il faut toutefois rappeler que le lixiviat généré par le site projeté sera nettement plus dilué par rapport à celui employé lors des présents essais. Cette dilution du lixiviat modifiera l'alcalinité (pouvoir tampon) de l'eau ce qui signifie que les quantités de base ou d'acide nécessaires aux ajustements de pH seront moindres. Le processus de strippage pourra alors devenir plus attrayant dans ces conditions. À une température de 6°C, l'enlèvement de l'azote ammoniacal s'effectue moins efficacement et selon une cinétique nettement moins favorable. Le strippage n'est donc pas recommandé à cette température à moins de recourir au chauffage du lixiviat ce qui augmenterait alors significativement les coûts d'opération. Finalement, l'azote ammoniacal « volatilisé » devrait idéalement être piégé afin d'éviter son rejet dans l'atmosphère. Une des possibilités consisterait à faire barboter le gaz enrichi en azote ammoniacal dans une solution acide afin de le piéger sous forme de NH_4^+ . La solution acide produite pourrait ensuite être valorisée pour sa teneur en azote ammoniacal.

4.6.2. Nitrification biologique

Des essais préliminaires de nitrification biologique ont également été réalisés en laboratoire afin d'en vérifier la faisabilité. Deux séries d'essais ont été réalisées (résultats numériques non présentés) en laboratoire à une température de 23°C.

La première série d'essais consistait à ensemercer quatre cuves de 10 L d'eau de lixiviation

issue du traitement biologique en cuvée de 2400 L (67^e jour) avec quelques millilitres d'eau usée et de boue provenant d'un bassin aéré situé en aval d'un étang municipal. Les échantillons d'eau usée et de boues ont été prélevés en fin de période estivale, période durant laquelle la nitrification est susceptible de se produire. Des ajouts d'azote ammoniacal ont été effectués sur deux des quatre cuves afin de mieux cerner la problématique de la nitrification. Le pH de deux des quatre cuves a également été ajusté à une valeur optimale pour le processus de nitrification biologique (pH \approx 8,0). Finalement, un essai témoin, avec de l'eau usée provenant de ce même bassin etensemencée de quelques millilitres de boues, a également été réalisé en guise de comparaison. Les mesures effectuées sur les cuves tenaient compte de l'effet de stripping de l'azote ammoniacal. Les résultats obtenus (NH_4^+ ; $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$) sur les quatre cuves d'eau de lixiviation n'ont révélé aucune nitrification biologique de l'azote ammoniacal lors des journées qui ont suivi le démarrage de l'essai. Une nitrification biologique a toutefois été observée sur la cuve témoin d'eau usée confirmant ainsi la présence d'organismes nitrifiants. Plusieurs raisons peuvent expliquer les résultats obtenus : caractéristiques particulières de l'eau de lixiviation, variations de pH, présence de composés inhibiteurs ou toxiques qui freinent le processus, etc. Les fortes variations de pH observées sur les cuves #1 et #3, de l'ordre de l'unité (8,0 \rightarrow 9,0) peuvent expliquer les résultats obtenus. En effet, les organismes nitrifiants sont normalement très sensibles à de telles variations. Toutefois, des variations du même ordre de grandeur ont été constatées sur la cuve témoin (eau usée) ce qui rend peu plausible l'hypothèse avancée. Ainsi, sur la base des résultats obtenus lors des essais en cuvées réalisés lors des phases I et II, la présence de composés inhibiteurs ou toxiques qui freinent le processus de nitrification biologique semble l'explication la plus crédible. Des essais plus poussés permettraient de mieux cerner la problématique particulière de la nitrification biologique de l'azote ammoniacal présent dans l'eau de lixiviation.

Une seconde série d'essais de nitrification a également été réalisée avec un ensemencement d'organismes nitrifiants atténués (Nitrotox[®]; InterLabTM), mais sans succès en raison d'un problème d'activation de la souche d'organismes employée.

Les résultats obtenus en laboratoire démontrent les difficultés liées à une nitrification biologique de l'azote ammoniacal présent dans l'eau de lixiviation. Cependant, divers systèmes de nitrification biologique existent sur le marché basés sur deux principes généraux, la suspension de microorganismes (boues activées et leurs variantes) et la filtration biologique (lits de granules, supports plastiques, tourbe, etc.). Le processus de nitrification biologique étant nettement plus sensible que le système carboné (biodégradation de la DBO) aux températures froides, un chauffage de l'eau de lixiviation doit être envisagé afin d'obtenir des rendements satisfaisants. Par ailleurs, le contrôle du pH pourra s'avérer nécessaire afin de maintenir des conditions optimales de nitrification. Enfin, le stockage de l'eau durant les périodes froides peut également être envisagé mais cela imposera une performance exemplaire du système de nitrification biologique durant la période opérationnelle (saison estivale).

5. CONCLUSION GÉNÉRALE

Dépôt Rive-Nord Inc. projette d'agrandir son site d'élimination des matières résiduelles situé dans la municipalité de St-Thomas. Dans ce contexte, le *Groupe Tecsalt* doit procéder au dimensionnement d'un système de traitement des eaux de lixiviation avant leur rejet dans l'environnement. Tel que montré lors de la réalisation de ce projet, plusieurs paramètres des eaux de lixiviation brutes ont été identifiés comme problématiques sur la base du Critère A (Article 45 du MEF; projet de règlement remplacé par le Critère B), du Critère B (critère révisé du MEF) journalier ou mensuel ainsi que des objectifs environnementaux de rejet (OER). Ces paramètres sont principalement la DBO₅, l'azote ammoniacal, le fer et le zinc et, dans une moindre mesure, la DCO, les sulfures totaux, les MES, le chrome ainsi que le manganèse. L'eau de lixiviation nécessite donc un traitement avant d'être rejetée dans l'environnement. Dans ce contexte, des essais pilotes ont été réalisés en laboratoire afin de faciliter la prise de décision quant à la filière la plus appropriée pour traiter l'eau de lixiviation. Ces essais, divisés en deux phases, ont porté sur des traitements par voies physique, chimique et biologique d'échantillons d'eau de lixiviation prélevés ponctuellement au site L-302 de Dépôt Rive-Nord, site considéré comme représentatif de celui projeté.

Dans le cadre de la Phase I du projet, des essais de traitabilité de coagulation-floculation et de précipitation par élévation de pH (avec floculation des précipités formés) ont d'abord été réalisés afin de vérifier l'abattement de différents métaux ou des autres paramètres jugés problématiques. Trois essais de traitement biologique aérobie en cuvées ont ensuite été menés sur l'eau brute, l'eau brute prétraitée par coagulation-floculation et l'eau brute prétraitée par précipitation (élévation de pH). Des essais complémentaires de respirométrie ont permis, en parallèle, de déterminer le taux de biodégradabilité K_e du lixiviat et de vérifier le niveau d'adaptation des microorganismes au substrat. Finalement, quatre essais séquentiels en cuvées de 1,5 L ont été réalisés afin de connaître davantage le comportement d'un système de traitement à alimentation continue et le degré d'adaptation des microorganismes développés.

Lors de la Phase II du projet, des essais de traitabilité complémentaires ont été réalisés afin de valider certains des résultats obtenus, de préciser les étapes complémentaires de traitement requises pour respecter les critères de rejet du lixiviat au milieu récepteur et de connaître davantage les limites des traitements. Plus spécifiquement, les expérimentations ont consisté en des essais de respirométrie complémentaires, un essai de dégradation biologique aérobie en cuvée, des essais de *strippage* de l'azote ammoniacal ainsi qu'en des essais de coagulation-floculation. Une combinaison de ces techniques a également été examinée.

Sur la base des résultats obtenus lors de l'ensemble des deux phases de ce projet et des conclusions spécifiques présentées au Chapitre 3, les conclusions générales suivantes peuvent être énoncées :

- les prétraitements de l'eau de lixiviation brute par coagulation-floculation ou par précipitation (élévation de pH) ne contribuent pas à améliorer de manière significative la qualité de l'eau traitée par voie biologique. Des résultats équivalents, voire supérieurs ont été obtenus sans aucun prétraitement préalable du lixiviat. Compte tenu de ces résultats et des contraintes associées à la mise en œuvre de procédés de prétraitements à grande échelle (équipements requis, suivi de l'opération, ajout de réactifs, génération et disposition des boues, coûts, etc.), un traitement biologique du lixiviat brut sans traitement préalable est recommandé;

- les essais de traitement biologique en cuvette ont démontré que la matière organique pouvait être dégradée efficacement. Des abattements de DBO₅ supérieurs à 99,7% (valeurs finales en deçà du critère le plus sévère du MEF) ont été obtenus à une température variant entre 21 °C et 28 °C. La vitesse de dégradation s'est toutefois avérée relativement lente puisque des délais de l'ordre de 25 à 50 jours (selon l'essai) ont été observés pour atteindre les objectifs de traitement. Des essais de respirométrie complémentaires ont révélé que les délais observés étaient occasionnés par la présence de composés inhibiteurs ou toxiques qui freinaient le processus de biodégradation. En ce qui concerne la DCO, paramètre moins problématique en matière de critères de rejet, elle a également diminué de manière substantielle avec des abattements de plus de 95%. Les essais ont également démontré que la DCO « dure » (difficilement biodégradable) diminuait de manière importante au cours du processus de traitement, ce qui signifie qu'une transformation de la matière organique s'est produite;
- malgré la présence de composés inhibiteurs ou toxiques, le traitement biologique en cuvette a permis d'abattre de manière importante la plupart des paramètres problématiques visés par l'étude. Les processus d'élimination comprennent principalement la biodégradation, la précipitation, l'oxydation ainsi que la volatilisation (strippage). Les résultats se résument ainsi :
 - les valeurs d'aluminium, d'arsenic, de cadmium, de chrome, de cuivre, de manganèse, de nickel, de plomb ainsi que de sélénium se sont toutes situées sous celles des critères les plus sévères du MEF ou encore sous les limites de détection des méthodes analytiques. Seuls le chrome (abattements > 90%) et le manganèse (abattements > 99%) avaient toutefois été identifiés comme problématiques dans l'eau brute;
 - des abattements importants (entre 77% et 99%) ont été constatés pour le fer et le zinc mais les concentrations finales obtenues sont demeurées au dessus des valeurs du critère le plus sévère;
 - aucun dépassement des critères n'a été observé dans le cas des cyanures totaux, des coliformes fécaux ainsi que des huiles et graisses tandis que des valeurs voisines ou inférieures à celle du critère le plus sévère ont été observées pour les composés phénoliques;
 - malgré des abattements supérieurs à 94%, des dépassements ont été constatés dans le cas des sulfures totaux. Toutefois, étant donné la forme ionisée présente (HS⁻), la situation n'est pas considérée comme particulièrement problématique. La même observation s'applique également au phosphore total (dépassement). Tout comme pour les sulfures, la situation n'est pas considérée comme réellement problématique puisque sa concentration est directement liée à une optimisation du procédé;
 - des abattements partiels des MES et de l'azote ammoniacal (58% à 70%) ont été constatés lors des essais avec des dépassements par rapport au critère le plus sévère du MEF. Dans le cas des MES, les résultats sont directement liés à la qualité des conditions de décantation. En ce qui concerne l'azote ammoniacal, la situation est particulièrement problématique puisque des valeurs finales se situant entre 100 mg-N/L et 250 mg-N/L ont été obtenues lors des essais ce qui dépasse largement le critère le plus sévère de 10 mg-N/L. Comme des abattements entre 58% et 70% ont été observés et qu'aucune nitrification biologique n'a été constatée lors des essais, le strippage (volatilisation) a été identifié comme le principal mécanisme d'élimination de l'azote ammoniacal.

- l'azote ammoniacal et, dans une moindre mesure, le fer et le zinc, ont été identifiés comme les paramètres les plus critiques suite au traitement biologique en cuvées de l'eau de lixiviation. Les sulfures totaux, le phosphore total, les MES ainsi que la DCO se sont également avérés problématiques mais selon un niveau d'importance moindre;
- compte tenu des dépassements observés suite au traitement biologique en cuvées et appuyé par les résultats d'essais de coagulation-floculation réalisés ainsi que par certains résultats obtenus sur la cuve de 2400 L suite au traitement biologique effectué, une étape de coagulation-floculation-décantation est fortement recommandée en post-traitement afin d'abaisser à une valeur satisfaisante les concentrations de fer, de zinc, des sulfures totaux, de phosphore total, des MES et de DCO. Un ajout d'un coagulant à base de fer est également recommandé en raison de son large spectre de pH d'utilisation (aucun ajustement de pH n'est prévu). Selon les résultats obtenus, une étape de précipitation par élévation de pH ($\approx 10,5$) pourrait être considérée afin d'abattre le fer, le zinc et, par la même occasion, le phosphore total. Dans le cas d'une précipitation, le pH devra être ajusté minutieusement afin de minimiser l'utilisation de réactifs (NaOH ; H_2SO_4) et la production de boues. L'ajout d'un polymère pour flocculer les précipités formés, tant au niveau d'une coagulation qu'au niveau de la précipitation par élévation de pH est également recommandé;
- en ce qui concerne l'azote ammoniacal, des procédés de strippage ou de nitrification biologique doivent être envisagés suite au traitement biologique aérobie de la matière organique carbonée. Dans les cas de ces deux procédés, un chauffage de l'eau de lixiviation doit être envisagé en condition d'eau froide afin d'obtenir des rendements satisfaisants. Un pH voisin de 10,5 constituerait un bon compromis en terme de rendements, de quantités de réactifs impliqués et de boues produites si un procédé de strippage est envisagé. En raison des MES présentes suite à un traitement par strippage, une étape de coagulation-floculation-décantation en post-traitement est recommandée. Compte tenu des quantités de réactifs ajoutés et des besoins en aération associés à sa mise en œuvre, le procédé de strippage apparaît comme relativement onéreux. Dans ces conditions, la nitrification biologique semble être l'avenue la plus prometteuse. Dans cette perspective, des procédés de type « filtration biologique » pourrait convenir à la présente application. Toutefois, afin de conserver des conditions optimales de nitrification, un contrôle du pH pourrait s'avérer nécessaire;
- l'eau de lixiviation employée lors des essais présentait de fortes concentrations de contaminants par rapport aux données présentées par la bibliographie. Des concentrations au moins quatre fois inférieures sont attendues en raison des apports d'eau sur le site projeté. Les résultats obtenus en cuvées peuvent donc être considérés comme conservateurs. Selon les résultats obtenus, une dilution de l'eau de lixiviation selon un facteur de quatre permettrait de réduire le temps requis pour le traitement (abattement de la DBO_5) à une valeur se situant entre 10 et 20 jours (21°C);
- la dilution du lixiviat par l'apport d'eau extérieur sur le site projeté affectera également le pouvoir tampon de l'eau (alcalinité). Cela signifie, en pratique, que les quantités de base ou d'acide nécessaires aux ajustements de pH seront moindres. Cet aspect est particulièrement important dans le cas de la mise en œuvre du procédé de strippage ou de précipitation par élévation de pH. De plus, la chaux pourrait être substituée au NaOH afin de diminuer les coûts associés à la mise en œuvre de ces procédés;
- les essais de respirométrie ont permis de préciser une fourchette de valeurs de la constante du taux d'enlèvement de la DBO (K_e en base népérienne, d^{-1}). Ainsi, des valeurs se situant entre $0,8 \text{ d}^{-1}$ et $2,0 \text{ d}^{-1}$ ont été obtenues selon la dilution de l'eau de lixiviation considérée. Les

essais ont également révélé que le processus de biodégradation de la matière organique (DBO_5) était affecté par la présence de composés inhibiteurs ou toxiques dans le lixiviat. En effet, la dilution de l'eau de lixiviation a été favorable à l'obtention de valeurs de K_e et de DBO_{ultime} plus élevées. De ces essais, il ressort qu'une valeur de K_e de $0,84\text{ d}^{-1}$, soit la valeur minimale de K_e obtenue, peut être considérée comme relativement sécuritaire dans la mesure où les éventuels effets inhibiteurs ou toxiques sont minimisés. Les effets de dilution attendus sur le site projeté ainsi que les résultats obtenus lors de l'ensemble des essais en cuvées permettent de croire que la valeur avancée de K_e est raisonnable dans les circonstances. Toutefois, comme de nombreux facteurs influencent la composition d'un lixiviat et sa teneur en composés inhibiteurs ou toxiques, un certain degré d'incertitude subsiste toujours quant à la valeur de K_e . Par conséquent, il est suggéré de prévoir une certaine flexibilité dans la conception des ouvrages de traitement et plus particulièrement au niveau des temps de rétention requis afin d'être en mesure de s'adapter à une variabilité des teneurs en contaminants dans le lixiviat qui sera généré;

- l'aménagement de plusieurs bassins aérés en série est fortement recommandé afin de développer dans chacun d'eux une biomasse spécifique à la matière organique restante tout en évitant les phénomènes de court-circuitage hydraulique;
- l'analyse des eaux de lixiviation employées lors des essais a révélé une carence marquée en phosphore. Le rapport $DBO_5 : N : P$ de $100 : 5 : 1$, requis pour les microorganismes lors d'un traitement biologique aérobie, n'est pas rencontré. L'ajout de phosphore à l'eau de lixiviation brut est donc recommandé;
- compte tenu des épisodes de moussage observés en cours de projet, l'ajout d'un agent anti-moussant est recommandé à grande échelle. L'effet de moussage se remarquera plus particulièrement au niveau des aérateurs du premier étang aéré.

6. BIBLIOGRAPHIE

APHA. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19th edition, U.S. : Washington, 1 108 p., 1995.

Benfield L. D. & Randall C. W. *Biological Process Design for Wastewater Treatment*. U.S. : Prentice-Hall inc., 526 p., 1980.

Eckenfelder, W.W. *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles*. Technique & Documentation Lavoisier, 503 p., 1982.

Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering – Treatment Disposal Reuse*. Third Edition, McGraw-Hill Edition, 1 334 p., 1991.

Ministère de l'environnement du Québec, [En ligne]. <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/potable/reglement-eau-potable.pdf> (Page consultée le 20 février 2003).

Ministère de l'environnement du Québec, [En ligne]. http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm (Page consultée le 20 février 2003).

Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. Assainissement urbain. *Note technique n° 8.21 : Étangs aérés facultatifs – Méthode de calcul*. 6 p. 1988.

InterLabSupply.com, [En ligne]. <http://www.polyseed.com/> (Page consultée le 12 septembre 2002).