

Titre: Influence du choix du charbon actif sur la performance de la filtration biologique des eaux potables
Title: filtration biologique des eaux potables

Auteur: Alicia Bannier
Author:

Date: 2009

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Bannier, A. (2009). Influence du choix du charbon actif sur la performance de la filtration biologique des eaux potables [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/8415/>
Citation:

Document en libre accès dans PolyPublie Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8415/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**INFLUENCE DU CHOIX DU CHARBON ACTIF SUR LA PERFORMANCE DE LA FILTRATION
BIOLOGIQUE DES EAUX POTABLES**

ALICIA BANNIER

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)

JUIN 2009



Library and Archives
Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 978-0-494-53893-7
Our file Notre référence
ISBN: 978-0-494-53893-7

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

**
Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

INFLUENCE DU CHOIX DU CHARBON ACTIF SUR LA PERFORMANCE DE LA FILTRATION
BIOLOGIQUE DES EAUX POTABLES

présenté par : BANNIER, ALICIA

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

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

MME DORNER Sarah, Ph.D., présidente

M. BARBEAU Benoit, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. NIQUETTE Patrick, Ph.D., membre

DÉDICACE

A Célia, ma petite poulette que j'aime et qui me manque...

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche, Benoit Barbeau, pour m'avoir permis de mener ce projet au sein de la Chaire Industrielle en Eau Potable, ainsi pour ses conseils et son aide précieuse tout au long de ma maîtrise.

Merci également à tous les partenaires de la Chaire, sans qui aucun projet ne serait possible.

Je voudrais saluer également toutes les personnes qui m'ont aidé, Julie Philibert, Jacinthe Mailly et Mélanie Rivard pour leur aide au laboratoire, Yves Fontaine et Mireille Blais pour les échantillonnages réalisés et Mr Clément pour les statistiques.

Des remerciements aussi à M. Daniel Duchesne et M. Denis Allard, pour les réponses à mes nombreuses questions, ainsi que pour tous les renseignements fournis sur la station de Sainte Rose.

Une petite dédicace à mes amis et collègues de bureau, pour leur soutien, surtout au cours de ces mois de rédaction, à Simon pour ses massages, Anne - Sophie pour ses encouragements, Jérémie pour son aide en anglais, Amélie et Hossein pour les trois pauses café quotidiennes et à tous les autres pour m'avoir supporté tout ce temps!

Une pensée pour mon amour et ami Jean-Yves ainsi que pour mes amis et ma famille qui, malgré les 5000 kms qui nous séparent, n'ont pas cessé de m'encourager dans mon travail.

Enfin, un grand merci à mon école française, Centrale Marseille, sans qui je n'aurais pas eu l'opportunité de vivre ces 2 ans magiques au Canada...

RÉSUMÉ

En 2007, la ville de Laval a décidé de remettre à niveau les installations de traitement de l'eau potable de la station de Pont Viau, en utilisant une chaîne de traitement biologique (procédé Actiflo® + ozonation + filtration biologique au charbon actif en grains puis chloration). Afin d'aider la ville à choisir quel(s) charbon(s) employer, ce projet de maîtrise a vu le jour, consistant à effectuer divers tests pour juger de la qualité de l'eau fournie par plusieurs charbons actifs en grains en mode biologique.

Six charbons actifs en grains ont été mis à l'essai, dans des colonnes de filtration d'une unité pilote installée à la station de traitement de Pont Viau, en sortie de la filière d'ozonation. Ces charbons provenaient de plusieurs origines : bois, noix de coco, lignite et bitumineux, et proposaient des caractéristiques physiques différentes : micro/méso/macropores, densité, diamètre des grains, surface spécifique...

Les principales études effectuées furent des analyses de l'eau filtrée, avec la mesure du carbone organique total (COT), du carbone organique dissous biodégradable (CODB), de l'azote ammoniacal ($N-NH_3$ et $N-NH_4^+$), de demandes en chlore (5 minutes et 24 heures), des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies (BHAA), ainsi que des analyses solides de la colonisation du charbon (mesures de l'activité des bactéries hétérotrophes et des bactéries nitrifiantes). Ces mesures avaient pour but de déterminer quelle nature de charbon actif procure la meilleure qualité d'eau, selon la température et aussi d'évaluer les effets du temps de contact en fût vide sur les performances de filtration.

Les résultats montrent que la nature du charbon actif a un effet sur la qualité de l'eau fournie. Par exemple, il apparaît que le charbon à base de bois offre les meilleures

performances de nitrification en eaux froides, alors que ceux de noix de coco et de lignite sont les moins bons. De plus, le charbon de bois accueille deux fois plus de bactéries hétérotrophes que les autres charbons, et le charbon de noix de coco est le moins peuplé. Du point de vue des bactéries nitrifiantes, le charbon de lignite est le moins colonisé.

En ce qui concerne les effets du temps de contact, les résultats mettent en évidence que l'enlèvement du COT est de plus en plus important au fur et à mesure que le temps de contact augmente, alors que pour l'azote ammoniacal, certains charbons ont tendance à en abattre dans les premières minutes, puis à en relarguer. De plus, les bactéries hétérotrophes semblent coloniser d'avantage les grains en surface, alors que les bactéries nitrifiantes se logent en profondeur.

Enfin, comme l'un des principaux avantages de l'emploi du charbon en mode biologique est d'augmenter la durée d'utilisation de celui-ci, il paraissait alors important de mesurer les effets de l'âge du charbon actif en grains sur ses performances d'abattement des composés biodégradables de l'eau. Les effets n'ayant jamais étudiés sur des charbons de plus de 10 ans, l'étude à plus long terme a été faite et les données historiques de la station de Sainte Rose (Laval), qui travaille avec des charbons de 18 à 25 ans, ont été collectées. De plus, des prélèvements sur les colonnes de la station ont été réalisés en octobre 2008 et en janvier 2009. Les courbes montrent que les performances d'enlèvement des composés biodégradables diminuent avec le temps d'utilisation du charbon. En effet, pour l'azote ammoniacal, l'abattement passe de plus de 80% pour un charbon de 14 ans, à moins de 20% pour un charbon de plus de 17 ans en eau chaude. En eau froide, l'abattement devient nul, voire négatif pour un charbon de plus de 16 ans. Pour le carbone organique total, la tendance est la même, à savoir que une fois que le charbon a passé les 5 ans d'âge, son enlèvement demeure

inférieur à 20%. Il est donc important de renouveler le charbon actif en grain pour la filtration biologique si on veut conserver une bonne efficacité de traitement.

ABSTRACT

In 2007, the city of Laval has decided to renovate its drinking water treatment plant at the Pont Viau's station by using a biological treatment composed of the Actiflo ® process, an ozonation and biological filtration and finally chlorination. In order to help the city to choose which activated carbon(s) to use, this master's degree project was born, consisting of carrying out various tests to evaluate the water quality provided by the several biological activated carbons.

Six granular activated carbons were tested in filtration columns in a pilot unit installed at the treatment plant, after the ozonation. These carbons, originated from various origins such as wood, coconut, lignite or bituminous had different physical characteristics: micro/meso/macroporous, density, grain diameter, specific area...

The main aspect of this project consisted of filtered water analysis with the measurement of total organic carbon (TOC), biodegradable dissolved organic carbon (BDOC), ammonia ($N-NH_3$ and $N-NH_4^+$), 5 minute and 24 hour chlorine demand, aerobic and non-aerobic heterotrophic bacteria, as well as solid analysis of the carbon colonization with the measurement of the potential nitrifying and heterotrophic activities. These measurements were made in order to determine which carbon source gives the best water quality depending on the temperature and to evaluate the effects of the empty bed contact time on the filtration performances.

The results showed that the nature of the activated carbon has an impact on water quality. For example, it appears that the wood carbon give the best nitrifying performances in cold water whereas the coconut and lignite carbon are less efficient.

Moreover, the wood carbon is filled with twice as many heterotrophic bacteria as the others and the coconut carbon is the least colonized. Concerning the nitrifying biomass, the lignite carbon is the least colonized.

Studying the effects of the empty bed contact time allowed us to highlight that the removal of the TOC is more and more important when the time increases whereas for the ammonia removal, some of the carbons remove it during the first minutes and then release part of it. Furthermore, the heterotrophic bacteria colonize the surface media, whereas the nitrifying biomass is active in depth.

Finally, one of the biggest advantages of using activated carbon in biological mode is the augmentation of its utilisation time. It was important to measure the effects of the carbon's age on its efficiency for the removal of biodegradable compounds.

The impacts have never been studied for a more than 10 year old carbon, so a long-term study was carried out and the historical data of Sainte-Rose treatment plant (Laval), which works with 18 and 25 years old carbons, were collected.

Some samplings were done at the station on October 2008 and January 2009. The graphs show that the efficiency to remove biodegradable compounds for carbon decreases with the utilisation time.

Indeed, for the ammonia, the removal rate goes from more than 80% for a 14 years old carbon to less than 20% for a 17 year old carbon in warm water. In cold water, the removal disappears, or even becomes negative for a 16 years old carbon.

For the total organic carbon, the trend is the same, when the carbon is more than 5 years old its removal stays lower than 20%.

So it is important to replace regularly the carbon used for biological filtration in order to maintain good treatment efficiency.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	IV
REMERCIEMENTS	V
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XI
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES TABLEAUX	XVIII
LISTE DES ANNEXES	XXI
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XXII
INTRODUCTION	1
1. Problématique.....	1
2. Objectif général.....	1
CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE	3
1. Introduction	3
2. Impacts des caractéristiques des CAG sur la performance des filtres CAB	6
2.1. Colonisation et stratification	6
2.2. Origine du matériau.....	8
2.3. Nature des pores	9
2.4. Diamètre des grains.....	11
3. Impacts des conditions d'exploitation des filtres CAB sur leur performance	11
3.1. Temps de contact en fût vide (TCFV).....	12
3.2. Conditions hydrauliques	13
3.2.1. Vitesse superficielle.....	13

3.2.2. Impact de l'arrêt des filtres	14
3.3. Lavage eau chlorée vs non chlorée.....	14
3.4. Âge des matériaux	16
3.5. Variations subites de qualité de l'affluent.....	17
3.6. Température	18
CHAPITRE 2 : OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES	20
1. Objectifs	20
2. Hypothèses.....	21
CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES	23
1. Description du montage expérimental	23
2. Caractéristiques des charbons.....	25
(ND : non déterminé)	26
3. Présentation du plan expérimental	26
3.1. Épuisement initial des charbons.....	26
3.2. Suivi saisonnier de la qualité de l'eau filtrée.....	27
3.2.1. Fréquence de suivi.....	27
3.2.2. Paramètres de suivi	28
3.3. Impact du temps de contact en fût vide (TCFV) sur le niveau de colonisation et la performance des filtres.....	30
3.3.1. Paramètres et fréquence de suivi	30
4. Échantillonnages aux installations de Sainte-Rose et Terrebonne.....	32
CHAPITRE 4 : COMPARAISON DES PERFORMANCES DES CHARBONS VÉGÉTAUX ET DES CHARBONS MINÉRAUX.....	34
1. Suivi de la phase initiale d'épuisement des capacités d'adsorption	34
2. Suivi de la performance des filtres.....	37
2.1. Enlèvement du carbone organique réfractaire (COT-CODB).....	37
2.2. Enlèvement du carbone organique total (COT).....	39

2.3. Enlèvement du carbone organique dissous biodégradable (CODB)	47
2.4. Enlèvement de l'azote ammoniacal par nitrification	53
2.5. Demande en chlore.....	60
2.5.1. Demande en chlore immédiate.....	60
2.5.2. Demande en chlore à long terme.....	65
3. Colonisation des charbons	71
3.1. Mesure de la biomasse hétérotrophe	71
3.2. Exportation des BHAA comme indication de la colonisation	73
3.3. Mesure de la biomasse nitrifiante.....	77
3.4. Comparaison des résultats de biomasse	79
4. Récapitulatif des résultats et conclusions.....	79
CHAPITRE 5 : EFFETS DU TEMPS DE CONTACT SUR LES PERFORMANCES DES CHARBONS.....	82
1. Colonisation des grains de charbons en fonction de la profondeur.....	82
1.1. Bactéries nitrifiantes.....	82
1.2. Bactéries hétérotrophes	85
2. Évolution du carbone organique total avec le temps de contact en fût vide.....	89
3. Évolution de l'azote ammoniacal avec le temps de contact en fût vide	91
4. Évolution de la demande en chlore avec le temps de contact en fût vide.....	93
4.1. Demande immédiate	93
4.2. Demande à long terme	96
5. Synthèse	99
CHAPITRE 6 : EFFETS DE L'ÂGE SUR LES PERFORMANCES DES CHARBONS.....	101
1. Abattement de l'azote ammoniacal.....	101
2. Abattement du carbone organique total.....	105
CHAPITRE 7 : DISCUSSION.....	109
1. Effets de la nature du charbon.....	109

2. Effets du temps de contact en fût vide	113
3. Effets de l'âge des charbons	115
CHAPITRE 8 : CONCLUSIONS	118
BIBLIOGRAPHIE	120
ANNEXES.....	129

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Représentations schématisées d'un grain poreux (Thermya, 2009)	10
Figure 2 : Photo du pilote.....	24
Figure 3 : Abattement du carbone organique total en fonction du temps	36
Figure 4 : Mesure du carbone organique non biodégradable en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée	38
Figure 5 : Mesure du carbone organique total en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée	40
Figure 6 : Enlèvement du carbone organique total en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée	41
Figure 7 : Mesure du carbone organique total en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée du jour 34 au jour 131.....	43
Figure 8 : Mesure du carbone organique total en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée du jour 131 au jour 257	43
Figure 9 : Mesure du carbone organique dissout biodégradable en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée	48
Figure 10 : Enlèvement du carbone organique dissout biodégradable en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée	49
Figure 11 : Mesure de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée.....	54
Figure 12 : Enlèvement de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée.....	55
Figure 13 : Mesure de la demande en chlore à court terme en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée	61

Figure 14 : Enlèvement de la demande en chlore à court terme en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée	62
Figure 15 : Mesure de la demande en chlore à long terme en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée	67
Figure 16 : Enlèvement de la demande en chlore à long terme en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée	68
Figure 17 : Colonisation des charbons par la biomasse hétérotrophe	72
Figure 18 : Mesure des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée	74
Figure 19 : Colonisation des charbons par la biomasse nitrifiante.....	79
Figure 20 : Évolution de la biomasse nitrifiante au sein de la colonne de filtration	84
Figure 21 : Évolution de la biomasse hétérotrophe au sein de la colonne de filtration ..	87
Figure 22 : Profil du carbone organique total dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 (T= 18,5 °C)	90
Figure 23 : Profil du carbone organique total dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 (T= 17,4 °C)	90
Figure 24 : Profil de l'azote ammoniacal dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 (T= 18,5 °C) Figure 25 : Profil de l'azote ammoniacal dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 (T=17,4 °C).....	92
Figure 26: Profil de la demande en chlore à court terme dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 (T=18,5 °C).....	95
Figure 27: Profil de la demande en chlore à court terme dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 (T=17,4 °C).....	95
Figure 28: Profil de la demande en chlore à long terme dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 (T= 18,5 °C)	98
Figure 29: Profil de la demande en chlore à long terme dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 (T=17,4 °C).....	98

Figure 30 : Évolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'utilisation du charbon à l'usine de Sainte Rose	103
Figure 31 : Évolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'utilisation du charbon à l'usine de Sainte Rose	104
Figure 32 : Évolution de l'abattement du COT en eau chaude en fonction de l'âge du charbon à l'usine de Sainte Rose	107
Figure 33 : Évolution de l'abattement du COT en eau froide en fonction de l'âge du charbon à l'usine de Sainte Rose	108
Figure 34 : Whiskler-box	156

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Descriptif du pilote	23
Tableau 2 : Descriptif des charbons testés	26
Tableau 3 : Récapitulatif des analyses effectuées	31
Tableau 4 : Récapitulatif des résultats pour le carbone organique total	44
Tableau 5 : Résultats des tests de student (p-values) pour le COT du jour 34 au jour 131.....	46
Tableau 6 : Résultats des tests de student (p-values) pour le COT du jour 131 au jour 257.....	46
Tableau 7 : Résultats des tests de student (p-values) pour le COT du jour 34 au jour 257.....	46
Tableau 8 : Récapitulatif des résultats pour le carbone organique dissous biodégradable	51
Tableau 9 : Résultats des tests de student (p-values) pour le CODB du jour 34 au jour 131.....	52
Tableau 10 : Résultats des tests de student (p-values) pour le CODB du jour 131 au jour 257	52
Tableau 11 : Résultats des tests de student (p-values) pour le CODB du jour 34 au jour 257	52
Tableau 12 : Récapitulatif des résultats pour l'azote ammoniacal	56
Tableau 13 : Résultats des tests de student (p-values) pour l'azote ammoniacal du jour 34 à 131.....	58
Tableau 14 : Résultats des tests de student (p-values) pour l'azote ammoniacal du jour 131 à 257	59

Tableau 15 : Résultats des tests de student (p-values) pour l'azote ammoniacal du jour 34 à 257	59
Tableau 16 : Récapitulatif des résultats pour la demande en chlore à 5 minutes	63
Tableau 17 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à court terme du jour 34 au jour 131	64
Tableau 18 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à court terme du jour 131 au jour 257	64
Tableau 19 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à court terme du jour 134 au jour 257	65
Tableau 20 : Récapitulatif des résultats pour la demande en chlore à 24 heures	69
Tableau 21 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à long terme du jour 34 à 131.....	70
Tableau 22 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à long terme du jour 131 à 257.....	70
Tableau 23 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à long terme du jour 34 à 257.....	71
Tableau 24 : Récapitulatif des résultats pour les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies.....	75
Tableau 25 : Valeurs de p dans le t-test sur les log BHAA du jour 34 à 131	76
Tableau 26 : Valeurs de p dans le t-test sur les log BHAA du jour 131 à 257	76
Tableau 27 : Valeurs de p dans le t-test sur les log BHAA du jour 34 à 257	77
Tableau 28: Récapitulatif des résultats.....	81
Tableau 29 : Diminution de la colonisation par rapport au premier prélèvement du 25-26 juin 2008	85
Tableau 30 : Augmentation de la colonisation par rapport au premier prélèvement du 25-26 juin 2008	88
Tableau 31 : Abattement du COT en fonction du temps de contact en fût vide.....	91

Tableau 32 : Abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps de contact en fût vide	93
Tableau 33 : Abattement de la demande en chlore à court terme en fonction du temps de contact en fût vide au 02 octobre 2008.....	96
Tableau 34 : Abattement de la demande en chlore à long terme en fonction du temps de contact en fût vide	99
Tableau 35: Résultats du test de Kruskal-Wallis	155
Tableau 36 : Résultats du p-test	155

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : Statistiques pour l'enlèvement des composés biodégradables	129
ANNEXE 2 : Statistiques pour l'azote ammoniacal	147
ANNEXE 3 : Corrélations entre la demande en chlore, l'azote ammoniacal et le COT.....	150
ANNEXE 4 : Corrélations avec la biomasse	152
ANNEXE 5 : Statistiques sur les effets de l'âge du charbon	155

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BHAA : Bactéries Hétérotrophes Aérobies et Anaérobies

CAB : Charbon Actif Biologique

CAG : Charbon Actif en Grains

CAP : Charbon Actif en Poudre

COA : Carbone Organique Assimilable

COD : Carbone Organique Dissout

CODB : Carbone Organique Dissout Biodégradable

COT : Carbone Organique Total

CU : Coefficient d'Uniformité

DCl₂ : Demande en Chlore

EBCT : Empty Bed Contact Time

MON : Matière Organique Naturelle

TCFV : Temps de Contact en Fût Vide

TE : Taille Effective

INTRODUCTION

1. Problématique

La filtration sur charbon actif en grain utilisée dans les usines de traitement de l'eau potable a pour but d'éliminer par adsorption une partie de la pollution dissoute non éliminée par les traitements physico-chimiques réalisés au préalable (coagulation-décantation, ozonation...). Bien que la capacité d'adsorption du charbon soit cependant assez rapidement saturée, les bactéries fixées au charbon peuvent continuer de consommer la matière organique biodégradable de l'eau. La filtration devient alors une filtration au charbon actif dit biologique (ou filtration sur CAB).

La principale utilité de la filtration sur CAB est l'enlèvement des composés organiques biodégradables (Servais et al., 1987; Thibault et al., 1997). De plus, la filtration sur CAB permet de réduire la demande en chlore (destruction de composés réactifs) et de limiter la formation de sous-produits de désinfection (Cotruvo et al., 1983).

La biomasse fixée au CAB et le CODB sont donc des paramètres clés du contrôle de la filtration.

2. Objectif général

L'objectif général de ce projet de recherche est de comparer les performances pour l'abattement de composés biodégradables de six charbons actifs en grain opérant en mode biologique.

Le premier chapitre permet une mise en contexte du projet, en regroupant les travaux effectués par d'autres chercheurs sur le même domaine d'étude.

Le deuxième chapitre de ce mémoire présente les objectifs du projet ainsi que les hypothèses qui ont été faites pour le réaliser.

Le troisième chapitre décrit les méthodes d'analyses employées, ainsi que le plan expérimental.

Le quatrième chapitre traite de l'effet du matériel filtrant sur l'enlèvement des composés biodégradables. On y retrouve les résultats des analyses liquides et solides effectuées entre juin 2008 et janvier 2009, ainsi que l'impact de la température sur les performances des charbons.

Le cinquième chapitre relate l'impact du temps de contact en fût vide (TCFV) sur les capacités d'abattement des différents composés étudiés pour les différents charbons.

Enfin, le dernier chapitre étudie l'impact de l'âge du charbon sur ses performances. Pour cela, les données obtenues lors des analyses sont mises en relation avec les données historiques de la station de Sainte Rose (Laval, Qc).

CHAPITRE 1 : REVUE DE LITTÉRATURE

1. Introduction

Le traitement nécessaire à la production d'eau potable dépend fortement de la qualité de la ressource. Il varie aussi avec les normes appliquées qui ne sont pas exactement identiques selon les époques, les pays, etc. Il se doit également d'être robuste, pour résister aux éventuels changements climatiques, aux bris des installations ou aux variations saisonnières de qualité observées dans la ressource.

Les eaux souterraines, issues de prélèvements au sein d'aquifères comme les nappes phréatiques, sont souvent celles qui demandent un traitement moins intense pour atteindre les normes sanitaires. Le traitement des eaux de surfaces, c'est-à-dire prélevées en cours d'eau, de lacs ou de réservoirs est indispensable, étant donné que ces eaux sont exposées aux pollutions (organiques, microbiologiques...) et sont presque toujours le support d'une vie aquatique (notamment le phytoplancton).

La majorité des grandes municipalités du Québec s'alimentent en eau potable à partir d'une eau de surface. Ces municipalités optent habituellement pour un traitement conventionnel. En 2001, ce type de traitement d'eau de surface touchait 3 093 000 québécois et représentait 118 postes de traitement (Bouchard et al., 2003). La chaîne de traitement conventionnelle comprend la plupart du temps les sept étapes suivantes : dégrillage, coagulation, floculation, décantation, filtration sur lit granulaire, désinfection et ajustement de pH. Cette chaîne de traitement a été conçue à la base pour la réduction de la turbidité et l'inactivation des microorganismes pathogènes (Desjardins, 1997). L'enlèvement de la matière organique naturelle (MON) est devenu

depuis une vingtaine d'années un enjeu important du traitement de l'eau potable en raison de la formation d'organo-chlorés qu'entraîne la chloration en présence de MON. Toutefois, les procédés conventionnels qui comprennent la coagulation-flocculation, permettent un enlèvement parfois insuffisant du carbone organique dissous (COD), tout dépendamment de la nature de la MON, de la qualité de l'eau et des installations spécifiques de la chaîne de traitement.

Le carbone organique dissout résiduel présent dans les réseaux de distribution est composé de molécules organiques de faible masse molaire (Bonnely, 2005). Une partie de cette matière organique peut être partiellement biodégradée par les bactéries hétérotrophes aérobies, c'est ce qu'on appelle le carbone organique dissous biodégradable (CODB) ou carbone organique assimilable (COA), selon la méthodologie utilisée. Une teneur élevée en CODB ou en COA peut favoriser la recroissance de bactéries dans les extrémités de réseaux, là où le chlore résiduel libre est présent en moins grande concentration (Van Der Kooij et al., 1982).

Finalement, le COD résiduel de l'effluent de la filtration sur lit granulaire exerce une demande en oxydant. En effet, en présence de COD, la demande en chlore de l'eau à traiter est plus élevée due à l'oxydation partielle du COD par le chlore. En plus de favoriser la formation de sous-produits de désinfection soupçonnés cancérigènes selon l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS, 2004), tels que les trihalométhanes ou les acides haloacétiques, cela engendre une hausse des coûts de la désinfection. Bref, un enlèvement plus poussé du COD permet de réduire les risques pour la santé discutés ci haut ainsi que la consommation d'oxydant chimique.

Il est possible d'avoir recours à un traitement d'affinage suite à la filière classique afin d'éliminer une plus grande partie de COD avant l'étape de désinfection. Les principaux

objectifs d'un traitement d'affinage sont, entre autres, de réduire la formation de sous-produits de désinfection, de réduire la concentration de métaux lourds (Mc Carty et al., 1979), de réduire la demande en oxydant chimique ou d'ajouter une barrière supplémentaire contre les pathogènes. En effet, l'USEPA accorde un crédit d'enlèvement de *Cryptosporidium* équivalent à 0,5 log pour des filtres CAG opérés en deuxième étage (USEPA, 2006).

Les principaux procédés d'affinage pour l'enlèvement du COD sont le dosage de charbon actif en poudre, la filtration sur charbon actif en grains en mode adsorption (Cotruvo et al., 1983; Sontheimer, 1976) et l'ozonation-filtration biologique (Prévost et al., 2005). Dans les deux premiers cas, le charbon actif en poudre (CAP) ou en grains (CAG) présentent de nombreux sites d'adsorption disponibles pour le COD, ainsi que d'autres micropolluants tels que les pesticides par exemple. Le CAP est utilisé au niveau des décanteurs, mais ses inconvénients sont que le CAP est perdu avec les boues et que sa concentration applicable est limitée à 80 mg/L (Cardot, 1999).

Cependant, la capacité d'adsorption du charbon est limitée, et lorsque tous les sites d'adsorption du charbon sont épuisés, le charbon actif est dit saturé. Si on continue de filtrer l'eau à travers ce média, le charbon ne remplira plus son rôle d'adsorbant. Le CAG doit alors être régénéré ou remplacé ce qui implique des coûts supplémentaires. Une alternative à la régénération du charbon est possible, puisque les bactéries fixées au charbon restent actives et consomment la matière organique biodégradable présente dans l'eau. On parle alors de filtration biologique.

L'ozonation, est un procédé d'oxydation très puissant qui fractionne la matière organique en plus petites molécules qui deviennent alors plus facilement biodégradables par la biomasse (Westerhoff et al., 1996). La filtration biologique

permet l'enlèvement d'une proportion substantielle de carbone organique lorsque combinée à l'ozonation. En effet, l'ozonation combinée à la filtration biologique peut éliminer près de 80 % du carbone organique dissous biodégradable (Bouillot et al., 1992) ce qui permet de réduire le potentiel de croissance microbienne dans les réseaux de distribution (Volk et al., 1996). De plus, l'ozonation apporte de grandes quantités d'oxygène, donc des conditions très favorables à la filtration biologique puisque cela favorise le développement des bactéries.

La filtration biologique, précédée d'une étape d'ozonation permet donc l'enlèvement d'une plus large gamme de composés organiques dissous ainsi qu'un meilleur abattement de ces composés (Eberhardt, 1976; Scheidtman, 1976; Sontheimer, 1976), une augmentation de la durée de vie du charbon ou encore une stabilisation du résiduel de chlore dans le réseau de distribution (Cotruvo et al., 1983; Prévost et al., 1993)

2. Impacts des caractéristiques des CAG sur la performance des filtres CAB

2.1. Colonisation et stratification

Le charbon actif en grain est un matériau permettant facilement le développement de biofilm, comme les bactéries nitrifiantes qui assurent la transformation de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates et les bactéries hétérotrophes qui métabolisent les matières organiques biodégradables.

Les nutriments (azote ammoniacal ou CODB) présents dans l'eau diffusent jusque dans les pores du charbon, où ils rencontrent la flore bactérienne qui y est fixée.

La cinétique d'attachement des bactéries au sein du charbon a été étudiée et peut être divisée en deux étapes (Servais et al., 1991). Tout d'abord, la majorité de la biomasse qui est produite dans le filtre se retrouve exportée dans l'effluent. Puis se produit un attachement lent et irréversible des bactéries sur les grains de charbon. La durée de la colonisation correspond au temps nécessaire à la sélection d'une population bactérienne capable de se fixer solidement aux grains. La densité mesurée (Mc Elhaney et Mc Keon, 1978) est de 10^7 à 10^8 bactéries par gramme de charbon mouillé (un mélange d'eau pure et de charbon est placé dans un sonicateur puis le compte de bactéries est fait par microscopie). Toutefois, la répartition des bactéries n'est pas uniforme dans tout le filtre, cette étude ainsi que celle de Servais et al. (1994) ont mis en évidence que la présence de colonies était plus importante dans les premières couches du filtre, puis diminuait avec la profondeur. Ce phénomène est dû à la quantité de substrat disponible pour les bactéries. En effet, comme la majorité de la matière organique enlevée dans le filtre est retenue dans les premières couches du lit filtrant, il y a moins de substrat disponible dans la phase liquide en profondeur du filtre. Ceci a également été observé dans d'autres études, comme celle de Fiessinger et al. (1983), qui ont mesuré 10^7 bactéries par gramme de charbon sec à 25 cm de la surface d'un filtre, contre trois fois moins de bactéries à 75 cm.

Les mesures effectuées dans le projet permettront d'évaluer la population bactérienne présente sur nos charbons de natures différentes, afin de voir les préférences des bactéries.

2.2. Origine du matériau

Les charbons actifs en grains commercialisés proviennent d'une large gamme de matériaux riches en carbone : bois, écorces, pâte de bois, coques de noix de coco, houille, tourbe ou encore lignite.

Le charbon actif est d'abord obtenu par pyrolyse à forte température de ces différents composés organiques. Le matériau est brûlé en absence d'oxygène pour obtenir un solide amorphe riche en carbone. La structure et la nature chimique du charbon évoluent tout au long du procédé de fabrication. Sa structure est formée de feuillets de carbone arrangés de manière irrégulière, laissant des interstices entre eux. Il ne possède alors que peu de pores (ou de petites tailles) et ne peut pas être utilisé comme adsorbant sans avoir subi un traitement supplémentaire (Henning et Schäfer, 2009).

Le pouvoir d'adsorption du charbon est créé ou amélioré en éliminant les goudrons ou autres matières carbonées résiduelles qui obstruent les pores, par un procédé dit d'activation. Dans le cas de la production de CAG à partir de houille bitumineuse, la matière première est pulvérisée puis agglomérée, afin de faciliter la combustion, et broyée. Une étape de cuisson précède l'étape d'activation.

L'étape d'activation peut se faire selon 2 procédés (Manocha, 2003)

- L'activation physique : le matériau est à nouveau carbonisé à une température d'environ 600°C pendant 6 à 8 heures. Le résidu carbonisé obtenu à haute température (800-1000°C) est oxydé par un agent gazeux pendant 1 à 3 jours. Les gaz utilisés, seuls ou ensemble, sont la vapeur d'eau et le dioxyde de carbone.

Ceci va créer des millions d'alvéoles microscopiques à la surface des grains de charbons, augmentant de façon significative sa surface et son pouvoir adsorbant. Ce procédé va contribuer à la formation de pores étroits donc de charbons microporeux.

- L'activation chimique : la carbonisation et l'activation sont faites en même temps entre 400 et 600°C en présence de catalyseurs d'oxydation tels que l'acide phosphorique, l'acide sulfurique... qui favorisent la déshydratation. Ceci permet de développer un élargissement du diamètre des pores, pour former des charbons méso et macroporeux.

Les charbons actifs à base de bois sont moins denses que ceux à base de coques de noix de coco. Un charbon moins dense va avoir tendance à rester plus longtemps en suspension dans l'eau, notamment lors du lavage.

2.3. Nature des pores

Selon la classification International Union of Pure and Applied Chemistry (IUPAC, 2001), les tailles des pores sont réparties en trois groupes :

- Les pores de largeur excédant 50 nm appelés macropores ;
- Les pores de largeur comprise entre 2 et 50 nm appelés mésopores ;
- Les pores de largeur inférieure à 2 nm appelés micropores (ou nanopores)

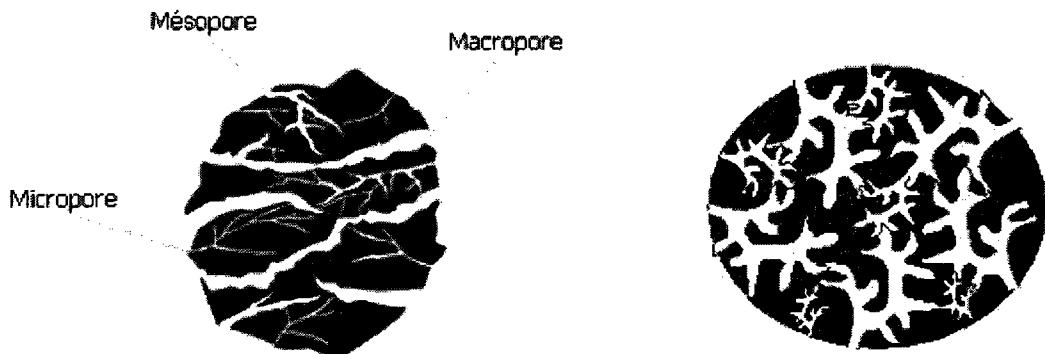


Figure 1 : Représentations schématisées d'un grain poreux (Thermya, 2009)

Le diamètre des pores dépend des pores existant dans la matière première utilisée. Les coques de noix de coco et de bois très denses donnent des micropores, les bois moyens et blanc donnent des mésopores ou des macropores.

Des études sur des colonnes pilotes menées par Westerhoff et Miller (1986) et Fiessinger et Richard (1975) ont montré que des charbons de compositions différentes engendraient des taux d'enlèvements différents pour plusieurs composés pour des CAG en mode adsorption. Ainsi, la forme des pores serait en partie responsable des variations d'efficacité des charbons aussi bien en adsorption qu'en mode biologique (Kihn et al., 2002). Par exemple, les travaux de Rice et Robson (1982) indiquent qu'au cours des premiers mois d'utilisation, un charbon actif possédant les plus gros pores enlève plus de matière organique dissoute en raison de ses pores plus gros et de sa surface spécifique importante permettant de piéger plus de biomasse, alors que les mois suivants, les performances sont similaires entre les différents types de charbons.

Par ailleurs, la porosité des grains CAB devrait protéger la biomasse, notamment contre les forces de cisaillement hydrauliques induites par l'eau filtrée et l'eau de lavage. La filtration biologique sur du charbon macroporeux semble donc plus efficace que sur du

charbon microporeux, du point de vue de la survie des populations bactériennes, puisque plus les pores sont gros, plus la biomasse peut s'ancrer à l'intérieur et devient alors moins sensible aux variations de pression de l'eau.

2.4. Diamètre des grains

La taille des grains conditionne la vitesse d'adsorption (plus le grain est petit plus le transfert vers le centre est rapide) et la perte de charge à travers le lit. La granulométrie est mesurée à partir de deux paramètres : la taille effective et le coefficient d'uniformité (CU). La taille effective des grains (TE), est le plus souvent exprimée à l'aide du D_{10} , le diamètre alors que le CU est le ratio entre le D_{60} et le D_{10} . La taille des grains est directement liée à la surface spécifique du charbon, puisque plus les grains sont petits, plus ils seront nombreux dans un volume donné, donc plus la surface de contact entre le charbon et l'eau sera importante (Huck et Sozanski, 2008). Ainsi, cela permettra au biofilm de pouvoir se fixer en plus grande quantité dans un filtre contenant des grains de charbon de petit diamètre.

3. Impacts des conditions d'exploitation des filtres CAB sur leur performance

Hormis les propriétés physiques du charbon, d'autres paramètres liés aux conditions d'exploitation des filtres jouent un rôle dans la capacité du charbon colonisé à biodégrader la matière présente dans l'eau.

3.1. Temps de contact en fût vide (TCFV)

La hauteur de matériau filtrant ainsi que la vitesse de filtration influencent directement le temps de contact réel entre la biomasse et son substrat, donc l'efficacité d'un filtre au charbon actif biologique. Le temps de contact en fût vide (TCFV, ou empty bed contact time, EBCT) correspond à la durée de contact entre l'eau à traiter et le charbon actif. C'est un paramètre déterminant dans l'efficacité de la filtration biologique afin de permettre à la cinétique de décomposition bactérienne d'avoir lieu. De plus, la porosité du charbon employé détermine le temps de contact réel entre la biomasse et le substrat, qui correspond environ à 50% du temps de contact en fût vide selon Niquette (1996).

Au cours d'une étude menée en 1975, Fiessinger et Richard ont montré que l'enlèvement de la matière organique s'effectuait essentiellement dans les premières couches du filtre, c'est-à-dire dans les premières minutes du temps de contact entre l'eau à filtrer et le charbon actif en grain fonctionnant en adsorption.

D'autre part, le temps de contact en fût vide (TCFV) est un élément très important dans le design du procédé de filtration biologique, puisque le temps de contact influe sur la performance d'enlèvements de composés organique. En effet, la cinétique d'enlèvement de la matière organique est d'ordre 1, c'est-à-dire que le log d'enlèvement est proportionnel à la concentration de l'affluent. Or la concentration en matière organique présente à un instant donné dépend de la vitesse superficielle du filtre, donc du temps de contact en fût vide (Huck et al., 1994). Un TCFV de 10 à 15 minutes permet ainsi de procurer un enlèvement de CODB de l'ordre de 80% en eaux chaudes (Servais et al., 1991).

3.2. Conditions hydrauliques

Des variations des conditions, telles qu'une hausse subite de la vitesse de filtration ou un arrêt temporaire des filtres, peuvent affecter l'efficacité de la filtration biologique.

3.2.1. Vitesse superficielle

A TCFV constant, une hausse de la vitesse superficielle pourrait affecter les performances des filtres CAB en détachant des bactéries fixées aux grains de charbon. En effet, une étude a montré que pour un temps de contact donné, la vitesse superficielle à laquelle le filtre a été acclimaté les mois précédents engendrait le meilleur abattement de carbone organique dissous (Carlson et Amy, 1998). En revanche, lorsque la vitesse augmente, l'enlèvement devient moins important. Pour la vitesse superficielle la plus basse lors des essais, il a été constaté que les abattements de carbone organique dissous convergeaient vers une même valeur (9%) pour un temps de contact en fût vide long (plus de 15 minutes).

La vitesse superficielle correspond au rapport entre le débit de l'affluent et la surface de la colonne filtrante. Prévost (1991) a mis en évidence que pour un même temps de contact, la filtration sur CAB procurait le même enlèvement de demande en chlore ou de CODB pour des vitesses de filtration de 10 m/h et de 15 m/h. De même, Servais et al. (1994) ont conclu que peu importe la vitesse de filtration (de 6 à 18m/h), le taux d'enlèvement du CODB reste constant. Toutefois, une trop forte augmentation de la vitesse de filtration va occasionner des forces de cisaillement importantes qui pourraient augmenter le détachement des bactéries des grains de charbon (Servais et al., 1994).

3.2.2. Impact de l'arrêt des filtres

Peu d'études ont été menées pour étudier les effets de l'arrêt des filtres sur leurs performances. Cependant il apparaît qu'un arrêt de 84 heures n'a pas d'influence sur la capacité d'enlèvement des composés biodégradables présents dans l'eau dans les heures qui suivent le redémarrage du système (Miltner et al., 1992).

Niquette s'est aussi intéressé aux effets de l'arrêt des filtres sur la capacité de biodégradation de la matière organique et de l'azote ammoniacal et a démontré qu'un arrêt de filtration qui n'est pas suivi par un lavage provoque une dégradation de la qualité de l'eau en sortie du filtre dans les premières minutes suivant la remise en fonctionnement (Niquette, 1996). Le lavage avant la remise en marche permet d'évacuer les composés s'étant accumulés pendant l'interruption de la filtration et donc de réduire les impacts d'un arrêt de service.

De ce fait, lors des arrêts rencontrés pendant notre projet, les filtres ont été lavés avant d'être remis en marche, pour éviter toute perte d'efficacité.

3.3. Lavage eau chlorée vs non chlorée

Le lavage d'un filtre CAB au deuxième étage de filtration ne nécessite pas d'être fréquent (un lavage hebdomadaire suffit) puisqu'il y a peu de perte de charges à ce niveau là. En effet, le premier étage de filtration a déjà éliminé les flocs et les particules présents dans l'eau. Ils doivent quand même être lavés périodiquement pour éviter la formation de chemins préférentiels de filtration à l'intérieur du charbon, le colmatage des filtres ou la prolifération d'organismes indésirables (Fiessinger et Richard, 1975).

Les filtres sont généralement lavés plus fréquemment en eaux chaudes qu'en eaux froides, en raison d'un débit d'eau plus important.

Plusieurs auteurs se sont intéressés à l'effet du lavage sur la biomasse hétérotrophe et l'enlèvement du CODB et ont montré une baisse de l'enlèvement de la matière organique avec du charbon microporeux, surtout en eau froide (Prévost et al., 1991) pour un lavage à l'eau non chlorée. Dans le cas de charbon macroporeux, l'abattement du CODB augmente après le lavage à l'eau non chlorée (Niquette et al., 1998). Par contre, des prélèvements de charbon en deuxième étage de filtration montrent une perte négligeable (4 à 8%) de la biomasse hétérotrophe lavée à l'eau non chlorée et une stratification inchangée dans la colonne de charbon.

L'étude menée par Laurent et al. (2003), utilisant une eau de lavage non chlorée, a montré les résultats suivants : pour un pilote de filtration de premier étage, avec un GAC macroporeux à 18 °C, l'abattement de l'azote ammoniacal augmente aussitôt après le lavage (73 à 91%), puis diminue quelques heures après pour retrouver sa valeur d'avant lavage. À 4 °C, la nitrification passe de 54 à 26% après le lavage, et diminue aussi au cours du cycle de filtration jusqu'à sa valeur d'avant lavage. Avec un charbon microporeux, à une température de 18 °C, l'abattement reste le même avant et après le lavage. Le lavage n'a cependant aucun effet sur la biomasse nitrifiante présente dans le charbon (de 3,49 µg N/h.cm³ avant lavage à 3,98 µg N/h.cm³ après lavage pour le charbon macroporeux et de 2,66 µg N/h.cm³ avant lavage à 3,21 µg N/h.cm³ après lavage pour le charbon microporeux).

Lorsque de l'eau chlorée est utilisée pour le lavage des filtres de deuxième étage, les résultats diffèrent, puisque l'azote ammoniacal diminue plus lentement pour une filtration de l'eau à 12 °C sur du CAG macroporeux (86% d'abattement au bout de 2,3 minutes de TCFV avant contre 86% après 4,5 minutes après le lavage).

Pour un charbon microporeux, à 8 °C, l'enlèvement se fait dans toute la hauteur du filtre avant lavage. Après 10 minutes de temps de contact, l'enlèvement d'azote ammoniacal reste le même après le lavage alors que pour un temps de contact supérieur à 10 minutes, l'abattement n'a plus lieu après le lavage. Aucun impact n'a été relevé quant à la biomasse nitrifiante.

Certaines études ont aussi montré que l'enlèvement de composés organiques comme le CODB ou le glyoxal était supérieur lorsque le lavage était fait à l'eau non chlorée par rapport à un lavage à l'eau chlorée (Reckhow et al., 1992) ou encore que le lavage à l'eau chlorée (résiduel de 1 mg/L) causait une perte de biomasse bactérienne en surface du filtre aussitôt après le lavage, pour retrouver par la suite sa valeur d'avant lavage (Miltner et al., 1995).

3.4. Âge des matériaux

La durée moyenne d'utilisation d'un charbon actif en grain est de un à douze mois, l'épuisement étant dû à la saturation de la capacité d'adsorption du charbon. La période inter-régénération du CAG peut être portée à trois ans ou plus lorsqu'une eau exempte de composés halogénés est traitée en deuxième étage de filtration sur CAB (Eberhardt, 1976; Scheidtman, 1976; Sontheimer, 1976). Le fait d'utiliser alors le charbon en mode biologique permet d'allonger considérablement la durée de vie des filtres, puisqu'un filtre au charbon biologique bien conçu peut fonctionner efficacement durant plusieurs années.

Toutefois, les performances de purification de l'eau du charbon actif en mode biologique évoluent négativement tout au long de son utilisation. L'adsorption de

métaux lourds serait la cause de la mauvaise efficacité de l'abattement de l'azote ammoniacal, aussi bien pour les charbons microporeux que macroporeux (Andersson et al., 2001). Cette dégradation du charbon ne semble pas avoir d'impact quand à l'enlèvement du carbone organique total mais agirait plutôt sur les capacités de nitrification. Ainsi, des différences de performances, au niveau de la nitrification notamment, ont été observées par Kihn et al. (2002) entre des charbons microporeux et macroporeux, mais ces différences s'amenuisaient avec l'âge du charbon.

3.5. Variations subites de qualité de l'affluent

La variation de la qualité de l'affluent est chose très courante au Québec en raison des forts changements de température et de la fonte printanière des neiges. Cela peut alors affecter les concentrations en matière organique et en azote ammoniacal de l'eau. Un filtre au CAB au deuxième étage de filtration sera cependant moins exposé à ces variations au niveau de la matière organique qu'un filtre placé en premier étage de filtration.

Une variation de concentration de carbone organique dissout biodégradable peut affecter l'efficacité de la nitrification dans le filtre, puisque au sein du filtre il y a compétition entre les bactéries hétérotrophes et les bactéries nitrifiantes pour la consommation d'oxygène. Les bactéries hétérotrophes étant plus compétitives, la nitrification a lieu s'il reste suffisamment d'oxygène après l'oxydation des composés organiques (Bouwer et Crowe, 1988, cité par Niquette, 1996). Toutefois, l'inverse peut aussi se produire puisque Bouwer et Crowe ont également montré qu'un changement de concentration d'azote ammoniacal pouvait provoquer une variation de l'abattement du CODB, puisqu'une interaction bénéfique peut se produire entre les différentes

bactéries (les produits organiques formés lors de la croissance des bactéries nitrifiantes peuvent servir de substrat aux bactéries hétérotrophes).

3.6. Température

La température est un des paramètres clés dans le choix du charbon utilisé pour la filtration biologique. En plus d'influencer les capacités d'enlèvements des composés organiques, la température influe différemment sur les charbons. Certains charbons voient leurs performances chuter significativement en cas de baisse de température alors que d'autres maintiennent une bonne efficacité. En ce sens, Servais et al. (1992) ont montré que pour obtenir la même efficacité d'enlèvement des différents composés, il était nécessaire de doubler le temps de contact en fût vide lors d'un changement de température de 20 à 8 °C, bien que la biomasse soit toujours la même dans les deux conditions. La biomasse fixée au charbon étant la même malgré les changements de température, l'activité de celle-ci se voit diminuer en hiver (Servais et al, 1992).

Prévost et al (1993) ont par ailleurs mis en évidence qu'un charbon actif macroporeux offrait des conditions plus propices à la nitrification qu'un charbon actif microporeux en eaux froides (moins de 5°C).

En eaux très froides (< 4°C), les performances générales de filtration sont faibles autant pour le charbon macroporeux *Picabiol* que pour le charbon microporeux *Calgon* (Andersson et al., 2001). Par contre, durant les saisons intermédiaires de réchauffement ou refroidissement des eaux, le *Picabiol* offre un meilleur enlèvement de l'azote ammoniacal. Par ailleurs, Kihn et al. ont montré que le charbon microporeux

Picahydro F22 offrait des enlèvements d'azote ammoniacal significativement inférieurs à ceux du *Picabilo*, même en eaux chaudes (Kihn et al., 2002).

De plus, en ce qui concerne les bactéries responsables de la nitrification, les conditions physico-chimiques de l'eau jouent un rôle important dans leur croissance (Watson et al., 1989). Pour les bactéries *Nitrobacter*, responsables de l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrites, les conditions optimales sont une température entre 25 et 30°C, un pH de 7,5 à 8 et une concentration en azote ammoniacal entre 2 et 10 mM. Pour les bactéries *Nitrosomas*, responsables de l'oxydation des nitrites en nitrates, les conditions favorables à leur croissance sont une température entre 25 et 30 °C, un pH de 7,5 à 8,0 et une concentration en azote ammoniacal entre 2 et 30 mM (28-420 mg N-NH₃/L).

CHAPITRE 2 : OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES

1. Objectifs

Comme il a été mentionné précédemment, l'objectif général de ce projet de recherche, qui a commencé en mai 2008, est de comparer les performances de charbon actif en grain fonctionnant en mode biologique pour l'enlèvement de composés biodégradables. Pour cela, une unité pilote constituée de 6 colonnes a été installée à l'usine de Pont Viau, à Laval.

Trois objectifs spécifiques ont été identifiés pour atteindre cet objectif.

Le premier objectif spécifique de ce projet est de comparer des charbons actifs d'origine végétale à des charbons actifs d'origine minérale. En effet, les charbons actifs commercialisés sont préparés à partir d'une grande variété de matériaux, incluant principalement le bitume, le bois, la noix de coco, le lignite, la tourbe. Les six colonnes seront donc chargées avec des charbons d'origine diverses, soit deux charbons d'origine végétale (bois et noix de coco) et quatre charbons d'origine minérale (un à base de lignite et trois à base de bitume).

La performance de ces filtres sera évaluée en comparant la qualité de l'eau en sortie de la filtration. De plus, des analyses d'échantillons solides seront également faites pour mesurer la population bactérienne sur les charbons. Des prélèvements seront faits en 3 profondeurs, car la répartition des bactéries dans un filtre n'est pas uniforme, elle a tendance à diminuer avec la profondeur (Mc Elhaney et Mc Keon, 1978).

Le deuxième objectif est d'évaluer l'impact du temps de contact de l'eau avec le charbon (temps de contact en fût vide ou TCFV). Des prélèvements liquides seront réalisés à trois profondeurs (i.e. trois TCFV). Un suivi de la qualité de l'eau sur 8 mois permettra également d'évaluer les impacts de la température sur les performances des charbons.

Le dernier objectif est d'évaluer les effets de l'âge du charbon sur ses performances de filtration.

Pour cela, une étude des données historiques de Sainte Rose a été faite, comparativement aux résultats obtenus sur le pilote, ainsi que des échantillonnages aux installations de Sainte Rose et de Terrebonne, où des charbons sont opérés en mode biologique depuis plus de 18 et 8 ans, respectivement.

2. Hypothèses

La première hypothèse posée pour orienter ce travail est qu'un charbon en grain de type végétal (noix de coco, bois, tourbe) est plus efficace qu'un charbon de type minéral (lignite, bitumineux), car il offre plus de pores pour permettre la formation de biofilm. Bien que la littérature scientifique supporte déjà cette hypothèse, il apparaissait nécessaire de la confirmer pour le cas spécifique de la station de Pont-Viau, compte tenu des impacts économiques liés au choix du CAG. En effet, les CAG à base végétale, réputés plus performants, sont également plus onéreux que ceux à base minérale. Cette hypothèse sera réfutée si les résultats montrent que les charbons à base minérale sont plus/aussi performants que ceux à base végétale.

La seconde hypothèse porte sur les performances des charbons en eau froide. Des études conduites précédemment montrent que certains charbons ont des capacités de nitrification moindres en hiver (Kihn et al., 2000) et que les différences entre les charbons sont plus significatives à basses température.

La dernière hypothèse est que l'âge du charbon influe sur ses performances en filtration biologique. Les travaux de Kihn et al. (2002) suggèrent que les charbons perdent en efficacité avec le temps. Cependant, les observations de Kihn et al. (2002) sont relativement à court terme. Aucune littérature n'a été recensée pour comparer des charbons de plus de 10 ans avec des CAG installés récemment.

CHAPITRE 3 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

1. Description du montage expérimental

Une unité pilote de filtration (6 colonnes de 50 mm de diamètre) a été construite à la station de Pont Viau à Laval afin d'étudier la performance de la filtration biologique de l'eau de la rivière des Prairies. Les filtres furent alimentés par l'eau décantée-filtrée-post-ozonée de la station de Pont-Viau. Il était souhaité de valider l'efficacité de divers charbons actifs en grain afin de déterminer lequel sera utilisé à l'installation de traitement. Cette étude était justifiée par le fait que la littérature scientifique indique que des charbons de différentes compositions induisent des variations dans l'efficacité d'enlèvements de plusieurs composés (Westerhoff et Miller, 1986).

Tableau 1 : Descriptif du pilote

Critères de conception du pilote	
Nombre de colonnes	6
Diamètre des colonnes	5 cm
Hauteur des colonnes	1,67 m
Hauteur de charbon	0,83 m
Vitesse superficielle	5 m/h
Temps de contact total (TCFV)	10 minutes
Débit de l'eau - affluent	170 mL/min
Points de prélèvements liquides	$H_1 = 16,5 \text{ cm}, \text{TCFV} = 2 \text{ minutes}$ $H_2 = 33 \text{ cm}, \text{TCFV} = 4 \text{ minutes}$ $H_3 = 50 \text{ cm}, \text{TCFV} = 6 \text{ minutes}$ $H_4 = 66,5 \text{ cm}, \text{TCFV} = 8 \text{ minutes}$ $H_5 = 83 \text{ cm}, \text{TCFV} = 10 \text{ minutes}$

Points de prélèvements solides	$H_1 = 16,5 \text{ cm}$ $H_2 = 50 \text{ cm}$ $H_3 = 66,5 \text{ cm}$
Lavage	Eau chlorée 40% d'expansion Contre-courant Hebdomadaire

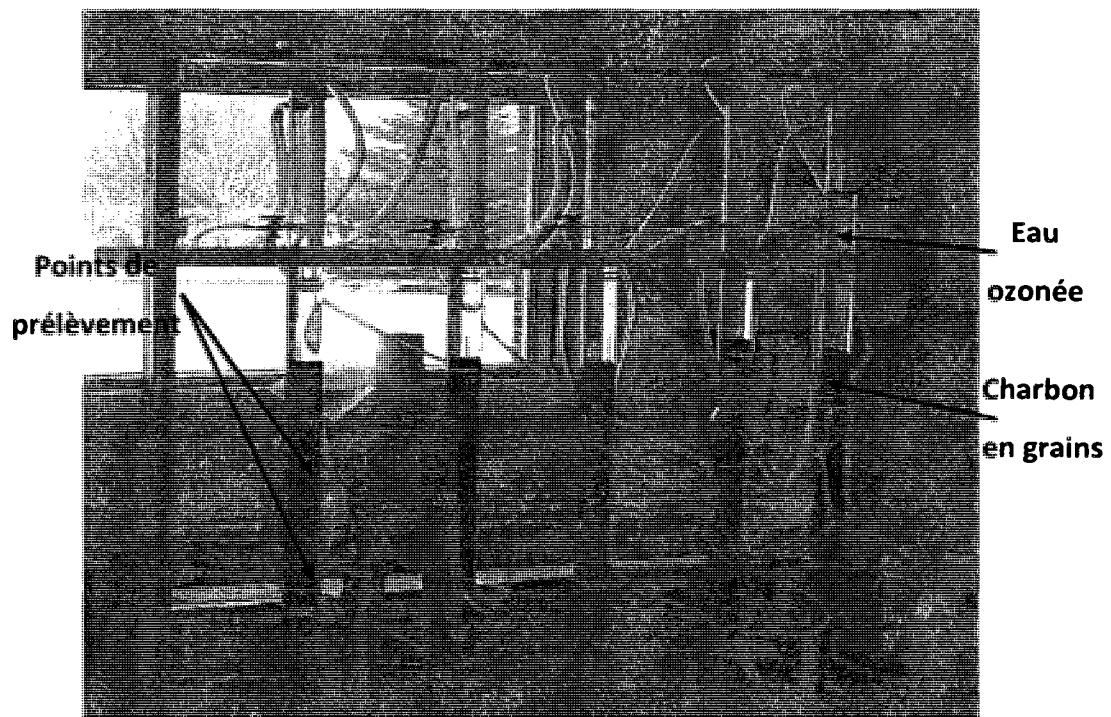


Figure 2 : Photo du pilote

Lors de l'étape d'épuisement des charbons, la vitesse de l'affluent était constante, à 7 m/h, soit un débit de l'eau d'entrée de 240 mL/min. Ensuite, pour le fonctionnement en mode biologique, le débit de l'eau était toujours constant, mais cette fois-ci de 5 m/h afin d'obtenir un temps de contact de 10 minutes en sortie de la colonne de

filtration. Le niveau de charbon filtrant était par contre variable tout au long du projet puisque des prélèvements de solide ont été effectués trois fois pour mesurer la colonisation des grains.

Pour pouvoir réaliser les prélèvements liquides, plusieurs sorties ont été mises en place avec des cols de cygne, à différentes hauteurs de la colonne. De même, pour les échantillonnages solides, des trous ont été faits dans la colonne de PVC afin de permettre l'insertion d'une seringue de prélèvement. Un drain a été installé à 1 pied du haut de la colonne pour éviter tout débordement.

Les colonnes ont été lavées hebdomadairement avec de l'eau de service de la station de Pont Viau. Cette eau contenait un résiduel de chlore, mais relativement bas ($< 0,3$ mg/L). La littérature ne montre pas d'effet à long terme sur la biomasse nitrifiante ou hétérotrophe, ce qui justifie l'usage d'eau chlorée pour le lavage à contre-courant. L'eau chlorée a été utilisée principalement pour des raisons de commodité, afin d'avoir la même eau de lavage peu importe où le pilote était situé.

2. Caractéristiques des charbons

Six charbons ont été testés, provenant de différents matériaux de base et possédant des caractéristiques variées. Le tableau 2 présente les charbons utilisés et leurs propriétés.

Tableau 2 : Descriptif des charbons testés

Produit	Unit	A	B	C	D	E	F
N° du filtre		1	2	3	4	5	6
Type		Bitume	Bitume	Bois	Noix de coco	Bitume	Lignite
Diamètre D ₁₀	mm	1,3-1,5	1,3-1,5	1,2-1,4	1,2-1,4	1,2-1,4	1,4
Coefficient d'uniformité		1,4	1,4	1,4	1,4	1,4	1,5
Densité sèche	kg/L	0,53	0,50	0,22	0,50	0,49	0,38
Nombre d'iode		900	900	900	1100	950	500
Surface spécifique	m ² /g	ND	ND	1600	1150	950	ND
Pores		micro	micro	méso/macro	micro	micro/méso	méso
Abrasion (%)		75	80	ND	ND	ND	70
Vitesse de lavage pour une expansion du lit de 40% à 20°C	m/h	62,5	58,6	43,0	50,0	54,0	56,1
Certifié NSF		Oui	Oui	ND	ND	Oui	Oui

(ND : non déterminé)

3. Présentation du plan expérimental

3.1. Épuisement initial des charbons

La première étape du projet fût d'installer le pilote à l'usine de Pont Viau et d'alimenter les colonnes environ 60 jours avec l'eau brute provenant de la rivière Des Prairies. Les filtres F1 à F4 ont été alimentés à l'eau brute à partir du 27 février 2008, le filtre F5 à

partir du 4 mars et le filtre F6 à partir du 11 mars. Cette première étape d'alimentation à l'eau brute avait pour but d'épuiser la capacité d'adsorption des charbons pour qu'ils fonctionnent en mode biologique. Le fait d'utiliser de l'eau brute au lieu de l'eau ozonée a accéléré l'épuisement de l'adsorption car l'eau brute est plus chargée en matière organique, bactéries... Ensuite, le fait de passer à l'eau ozonée permet de développer la biomasse fixée aux grains de charbon, puisque l'ozone introduit de grandes quantités d'oxygène, ce qui crée d'excellentes conditions pour la filtration biologique. De plus, l'ajout d'ozone permet de faire une sélection dans le type de bactéries qui se fixent sur les grains (Prévost et al., 2005) puisque l'ozone dégrade du substrat présent pour les bactéries.

Le passage à l'eau ozonée s'est fait le 30 avril, soit près de 2 mois après la mise en route. Ensuite, un suivi a été réalisé, de début juin 2008 au début janvier 2009 pour étudier l'évolution des performances dans le temps et en fonction de la température. Les prochaines sections présentent la nature et la fréquence du suivi analytique qui a été mis en œuvre.

3.2. Suivi saisonnier de la qualité de l'eau filtrée

3.2.1. Fréquence de suivi

Des prélèvements d'eau en entrée et en sortie des filtres ont été faits une fois toutes les 2 semaines, du mois de juin 2008 au mois d'octobre 2008 pour évaluer les performances en fonction de la température, puis une fois en novembre 2008 et une fois en janvier 2009 pour suivre l'évolution en eau très froide.

3.2.2. Paramètres de suivi

Différents paramètres de l'eau ont été suivis tout au long de ces mois d'analyse. Pour l'eau en amont et en aval des colonnes de filtration, les mesures suivantes ont été faites et les volumes suivants ont été prélevés:

- **Demande en chlore** à 5 minutes et à 24 heures (200mL dans des bouteilles opaques).

La demande en chlore correspond à la quantité de chlore qui est consommée par les matières organiques et autres substances oxydables de l'eau avant de trouver un résiduel de chlore (soit la différence entre la dose de chlore appliquée et le résiduel de chlore). Elle est due aux réducteurs inorganiques et de matières organiques et dépend de la température, la dose appliquée, le pH et la qualité d'eau (Desjardins, 1997). Pour nos analyses, afin de ne pas subir d'influence de ces facteurs, l'eau a été tamponnée à pH =7,5 et laissée en incubation à une température de 21°C. La dose de chlore appliquée est de 3,6 ppm, ce qui correspond à la dose appliquée à l'usine lors de l'étape de chloration de l'eau. Dans le cas présent, il est espéré que les filtres CAB consomment une fraction du COT et de l'azote ammoniacal, deux précurseurs importants de la demande en chlore (Desjardins, 1997).

- **Azote ammoniacal** : triplicata de 20mL dans des flacons opaques

L'azote ammoniacal dans les eaux naturelles peut provenir du lessivage des terres agricoles ainsi que des eaux d'égouts municipaux et industriels. Il peut causer des problèmes de goûts et odeurs, ce qui explique la nécessité de cette mesure. De plus, la présence d'azote ammoniacal après traitement de l'eau indique une chloration insuffisante. La mesure de sa concentration permet donc de savoir quelle dose de chlore appliquer après les filtres pour obtenir le résiduel de chlore voulu ($>0,3 \text{ mg/L}$)

dans le réseau) puisque la demande en chlore théorique est de 7,6 mg de chlore par mg d'azote ammoniacal dans l'eau.

- **COT, CODB et absorbance UV : 1L dans une bouteille sans trace de carbone**

Le COT est responsable de la formation d'organochlorés suite à une chloration, etc... Le CODB peut servir de substrat pour la croissance de micro-organismes dans le réseau de distribution de l'eau, il est donc préférable de le trouver en quantité minime dans l'eau. L'absorbance UV à 254 nm est une méthode indirecte de mesure des matières organiques utilisant la propriété qu'ont certaines molécules organiques d'absorber ces rayonnements (Nollet, 1999). Les molécules absorbantes sont les molécules possédant une double liaison carbone conjuguée (ex : noyaux aromatiques constitutifs des acides humiques). Elle constitue un indice général de la quantité de rayonnement UV nécessaire à la décontamination de l'eau et fournit de l'information quant au type et à la concentration de matières organiques présentes dans l'eau (CEAEQ, 2007). Toutefois, les résultats obtenus n'ont pas été retenus comme critère de comparaison puisque tous les charbons procuraient la même efficacité, à savoir une eau d'excellente qualité (absorbance < 0,022).

- **BHAA : 125mL dans une bouteille stérile contenant 0,125mL de thiosulfate de sodium à 10% (poids/volume)**

Le dénombrement des BHAA est une mesure quantitative des bactéries viables sur un milieu de culture déterminé. Les bactéries dénombrées requièrent de la matière organique comme source de carbone (hétérotrophes) et sont cultivées avec ou sans présence d'oxygène (aérobies et anaérobies). Cette méthode ne permet pas de revivifier et de dénombrer toutes les bactéries présentes dans un échantillon d'eau mais permet néanmoins d'obtenir une appréciation globale de la contamination et une

évaluation de la salubrité générale d'un milieu donné sans toutefois préciser les sources de contamination (CEAEQ, 2005).

3.3. Impact du temps de contact en fût vide (TCFV) sur le niveau de colonisation et la performance des filtres

3.3.1. Paramètres et fréquence de suivi

Afin de mesurer l'impact du temps de contact en fût vide, 2 séries d'échantillonnages liquides ont été faites, le 2 et le 16 octobre 2008, pour différentes profondeurs du filtre. Des volumes d'eau ont été prélevés à l'affluent des filtres, ainsi qu'à trois hauteurs de charbons (16,5 cm, 50 cm et 83 cm), correspondant à des TCFV de 2 minutes, 6 minutes et 10 minutes, respectivement. Les paramètres analysés incluaient la demande en chlore et de l'enlèvement de carbone organique en fonction du temps de contact.

De plus, des prélèvements de charbon (aux 3 points de prélèvements) ont été faits en juin, juillet et septembre 2008 pour documenter la colonisation des grains de CAG selon la hauteur de prélèvement. La mesure de l'activité des bactéries nitrifiantes et celle des bactéries hétérotrophes ont été réalisées respectivement selon les méthodes de Kihn (2000) et de Servais et al. (1991).

La méthode de Kihn (2000) pour les bactéries nitrifiantes consiste à prélever 2cm³ de charbon en grains et à les faire incuber dans un milieu pour bactéries nitrifiantes à 10 mg N-NH₄/L pendant 30 minutes à 30 °C. Une mesure intermédiaire à 0 et 15 minutes permet de suivre le fonctionnement de la réaction. La solution surnageante est alors filtrée sur des filtres de 0,2 µm de porosité puis la quantité de nitrites et de nitrates est mesurée par colorimétrie et la vitesse d'apparition des 2 composés en est déduite.

La méthode de Servais (1991) pour les bactéries hétérotrophes consiste à mesurer la production de carbone ^{14}C due à la minéralisation d'une solution saturée en glucose radioactif. Pour cela, il faut prélever 2mL d'échantillon contenant 75% (poids/poids) d'eau et 25 % (poids/poids) de CAG et à y ajouter 1mL de solution saturée en glucose - ^{14}C . Après 3 heures d'incubation à 20 °C, l'échantillon est acidifié avec 2mL d'acide sulfurique à 10%. Un bullage pendant 10 minutes permet de capturer le dioxyde de carbone émis et d'en mesurer sa radioactivité par scintillation liquide.

La mesure de ces populations bactériennes permet d'évaluer la nitrification au sein du filtre et de voir le degré de colonisation du charbon ainsi que la répartition au sein de la colonne filtrante.

Le tableau ci-dessous est un récapitulatif des méthodes employées pour les diverses analyses citées précédemment.

Tableau 3 : Récapitulatif des analyses effectuées

ANALYSES	DESCRIPTIF	REFERENCES
COT	Analyseur de carbone total de marque Sievers 5310C avec échantilleur automatique	Méthode 5310C, Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005)
CODB	Différence entre le COD initial et le résiduel après 30 jours d'incubation Innoculum : eau brute de la rivière des Prairies	Servais et al (1987)
Absorbance UV	Spectrophotométrie à 254 nm (spectrophotomètre Biochrome 3100, cellules de 1 cm)	Méthode 5910B, Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005)

Demande en chlore	Colorimétrie à la DPD Tampon : pH=7,5 Température : 21 °C	Méthode 4500-Cl G du Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005)
Azote ammoniacal	Colorimétrie au bleu d'indophénol (spectrophotomètre Biochrome 3100, cellules de 5 cm)	AFNOR, code NF T 90-015 (AFNOR, 1990)
BHAA	Compte des colonies de bactéries sur un milieu R2A	Méthode 9215D du Standard Methods for the examination of water and wastewater (APHA, 2005)
Bactéries nitrifiantes	Mesure de l'activité nitrifiante par colorimétrie après incubation de CAG en présence de solution nitrifiante (spectrophotomètre Biochrome 3100, cellules de 1 cm)	Kihn et al. (2000)
Bactéries hétérotrophes	Mesure de l'activité des bactéries après incubation de carbone 14 (analyseur à scintillation liquide Tri-Carb 1900, Packard)	Servais et al. (1991)

4. Échantillonnages aux installations de Sainte-Rose et Terrebonne

Afin de déterminer les effets de l'âge du charbon sur ses capacités d'enlèvement des composés biodégradables, des échantillonnages ont été réalisés dans deux usines de traitement de l'eau potable, à savoir Sainte Rose et Terrebonne, où les charbons sont âgés respectivement de plus de 18 ans et plus de 8 ans.

Par ailleurs, les données des dernières années (2001-2008) de Sainte-Rose, ainsi que les données recueillies par d'anciens étudiants lors de leur projet de recherche dans cette même station ont permis de tracer des courbes d'enlèvement en fonction de l'âge du charbon. Les données de l'azote ammoniacal ont été obtenues par mesure de ce paramètre selon la méthode au salicylate de Hach (méthode 4500-NH₃ G, APHA, 2005), celles du COT selon digestion UV-persulfate avec dosage de CO₂ dégagé par spectroscopie infrarouge (méthode 5310C, APHA, 2005).

CHAPITRE 4 : COMPARAISON DES PERFORMANCES DES CHARBONS VÉGÉTAUX ET DES CHARBONS MINÉRAUX

1. Suivi de la phase initiale d'épuisement des capacités d'adsorption

La capacité d'adsorption d'un charbon est limitée, et s'épuise donc avec le temps. Si le charbon est saturé, il fonctionne alors en mode biologique si on décide de ne pas le régénérer. Afin d'épuiser volontairement et rapidement les charbons à l'étude, ces derniers ont été alimentés par les eaux brutes de la rivière Des Prairies pendant une période de 9 semaines pour les charbons A à E, 8 semaines pour le charbon E et 7 semaines pour le charbon F, soit environ 10 000 à 13 000 volumes du lit filtrant vide.

L'abattement du COT a été mesuré tout au long de cette phase afin d'évaluer le degré d'épuisement des charbons. Comme on peut le voir sur la figure 3, il apparaît qu'au bout de 60 jours d'opération environ, la capacité d'adsorption résiduelle est faible (moins de 10%) pour tous les charbons. Il est à noter que ces performances incluent également l'abattement par voie biologique. On remarque également que le charbon F, à base de lignite, est le plus performant en mode adsorption puisqu'au début de cette première phase, il enlève jusque 90% du COT, performance qui diminue ensuite et atteint le même degré d'abattement que les 5 autres CAG.

Le 30 avril 2008, les colonnes ont été déplacées pour être alimentées par l'eau sortant de l'étape de post-ozonation. Les analyses suivantes ne sont alors interprétées qu'à

partir de ce moment, puis que ce sont les capacités des charbons fonctionnant en mode biologique à l'eau post-ozonée qui font l'intérêt de ce projet.

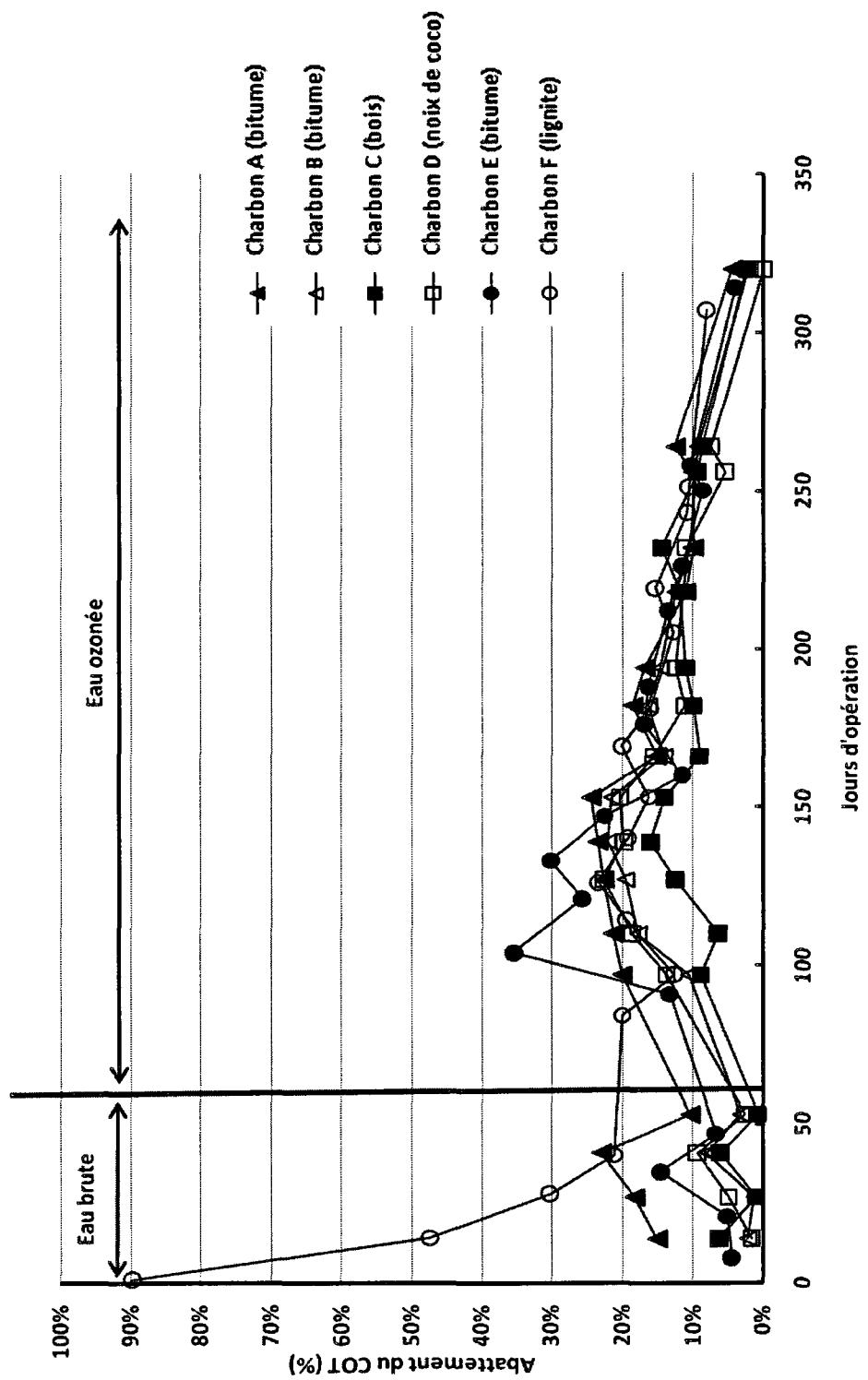


Figure 3 : Abattement du carbone organique total en fonction du temps

2. Suivi de la performance des filtres

2.1. Enlèvement du carbone organique réfractaire (COT-CODB)

Suite à la période d'épuisement des charbons, on remarque une hausse progressive de l'abattement du COT, signe de l'intensification de l'activité biologique due à la hausse de température de l'eau. Ainsi, au début de l'été, le charbon végétal C offre des enlèvements de COT plus faibles, probablement dûs au résiduel d'adsorption encore présent sur les autres CAG (confirmé par le fait que le CAG avec le meilleur enlèvement est celui qui avait meilleures performances en mode adsorption, le charbon F). Il est à noter que le charbon C a été sélectionné pour sa supériorité en filtration biologique, bien qu'il fut anticipé moins efficace en adsorption.

La figure 4 présente la concentration de carbone non biodégradable (ou réfractaire) en sortie des filtres. Ces concentrations ont été obtenues en soustrayant au COT la concentration de CODB. Il apparaît bien que, dans les premiers jours d'opération à l'eau ozonée, le charbon E continue d'œuvrer aussi en adsorption alors que le charbon C ne fonctionne qu'en mode biologique (il n'y a aucune différence entre la concentration en carbone réfractaire à l'affluent et en sortie du filtre).

On considère que l'adsorption devient négligeable lorsque l'abattement du carbone non biodégradable est inférieur à 20%.

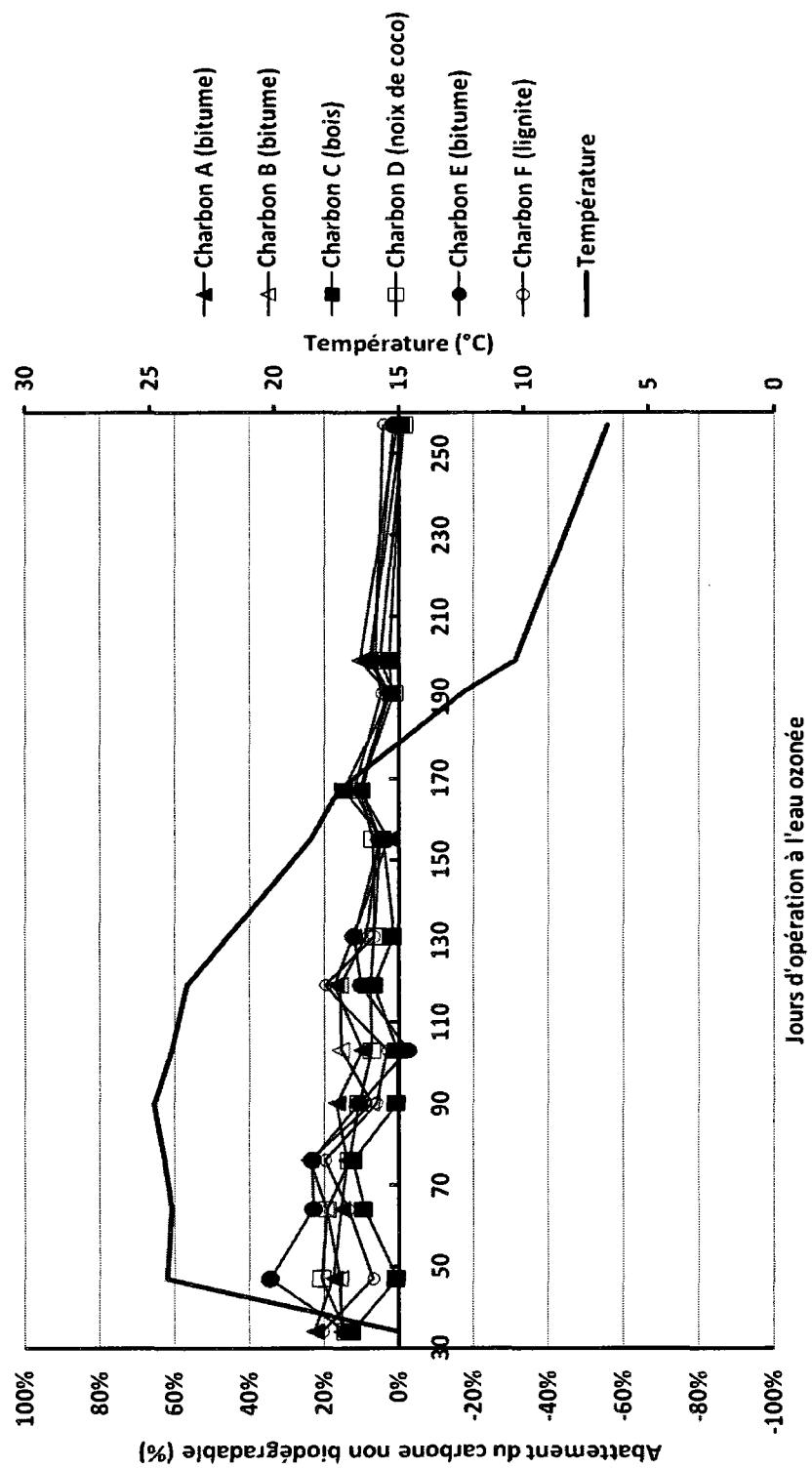


Figure 4 : Mesure du carbone organique non biodégradable en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau

2.2. Enlèvement du carbone organique total (COT)

Les figures 5 et 6 présentent la variation de la concentration de COT à l'affluent et en sorties des 6 colonnes de charbon, ainsi que l'enlèvement de COT (exprimé en %) obtenu par la filtration CAB. En ce qui concerne le carbone organique total, le charbon C élimine moins de COT que les autres charbons lors des premiers prélèvements. Au contraire, le charbon bitumineux E est le plus efficace du point de vue de l'enlèvement du carbone organique total puisque il enlève jusque 35% par rapport à l'affluent. Au fur et à mesure que l'étude a avancé, les performances d'enlèvement de COT se sont rapprochées pour les différents CAB. Ainsi, en automne, les performances des six charbons sont quasiment similaires et les concentrations à l'eau filtrée varient entre 2,3 et 3,1 mg/L selon les dates d'échantillonnages. On remarque qu'à partir du jour 131 (09 septembre 2008), il n'y a plus de différence entre les charbons. En eau froide, la performance d'enlèvement diminue pour tous et le COT est d'environ 2,5 à 2,9 mg/L à l'eau filtrée. On remarque également que la capacité d'enlèvement du carbone organique total a tendance, pour tous les charbons testés, à diminuer avec le temps, passant de 18,5% en moyenne en été (tous CAB confondus) à 7,5% en moyenne en hiver.

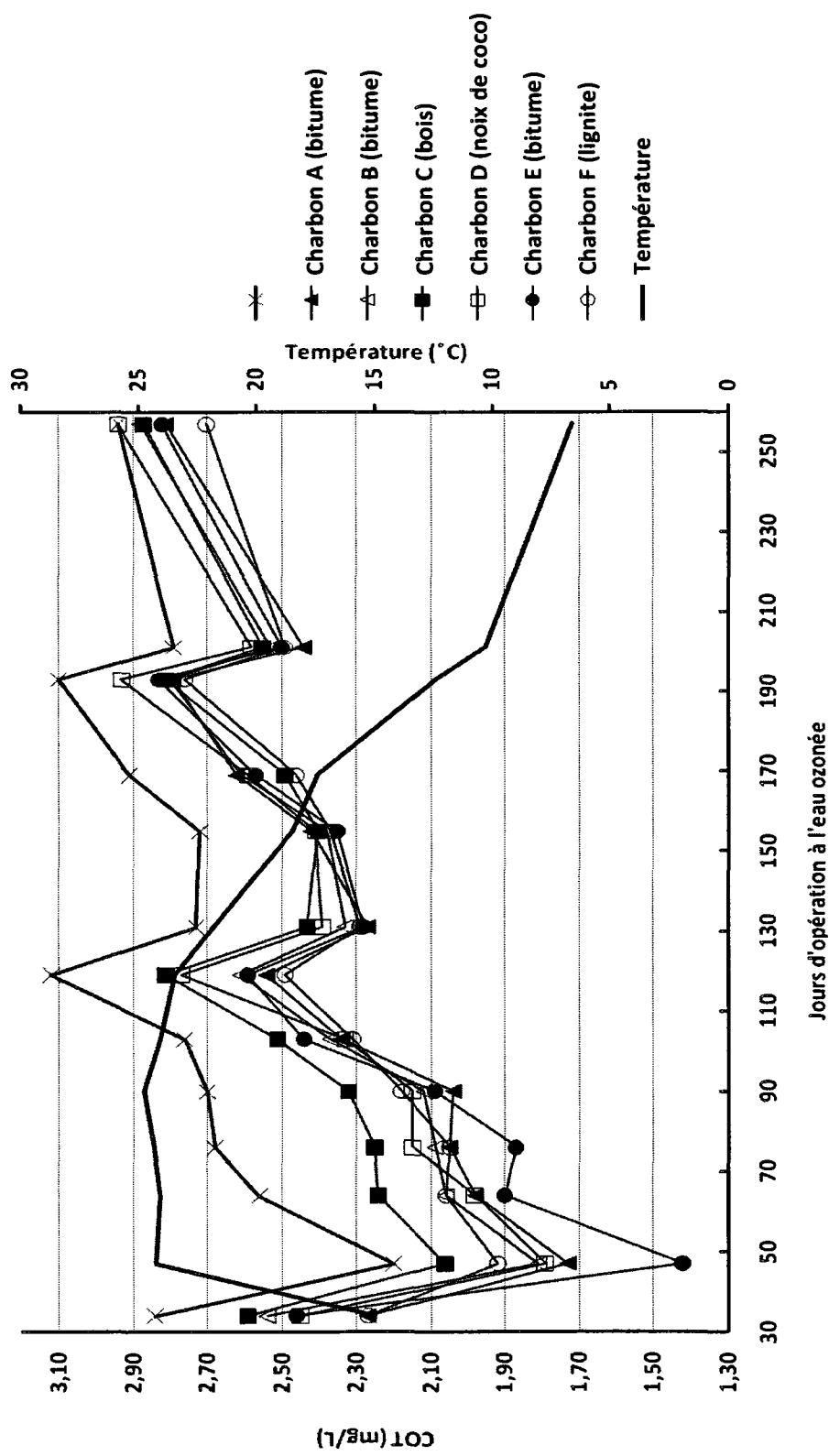


Figure 5 : Mesure du carbone organique total en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée

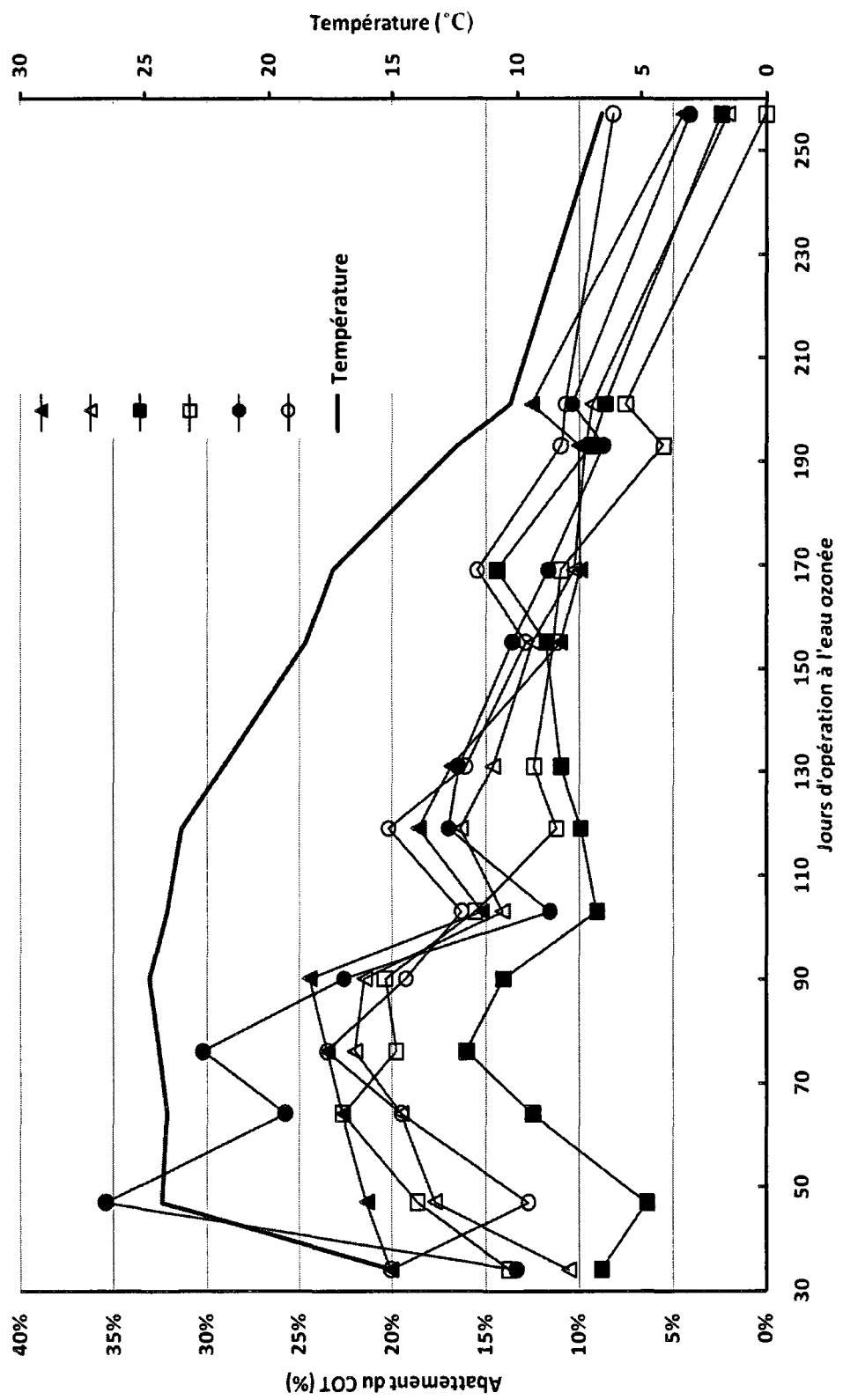


Figure 6 : Enlèvement du carbone organique total en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée

Comme les résultats semblent vouloir se répartir en deux périodes successives, les figures 7 et 8 représentent respectivement l'évolution du COT avant et après la phase de stabilité observée au jour 131. Le tableau 4 compile également les données de performances selon ces deux périodes. Du 03 juin au 9 septembre 2008 (période 1), les abattements de COT varient de 11% (charbon C, végétal) à 22% (Charbon E, bitumineux). Du 9 septembre 2008 au 13 janvier 2009 (période 2), les performances des 6 charbons à l'essai sont similaires. En effet, pendant cette période, les abattements de COT varient de 8,0% (charbon D, noix de coco) à 12,4% (Charbon F, lignite). La différence de COT entre 2 charbons n'excède pas 0,14 mg/L, soit une différence de performance de 4,5%. Ainsi, il semblerait donc qu'au cours des premiers mois d'utilisation en mode biologique, le charbon végétal C soit moins performant pour l'enlèvement du COT par rapport aux charbons microporeux, mais que cette différence s'amenuise au fil du temps d'utilisation. Ceci est cohérent avec la Figure 4 qui indique que lors des premiers mois d'analyse, le charbon C avait un résiduel d'adsorption plus faible que les autres charbons.

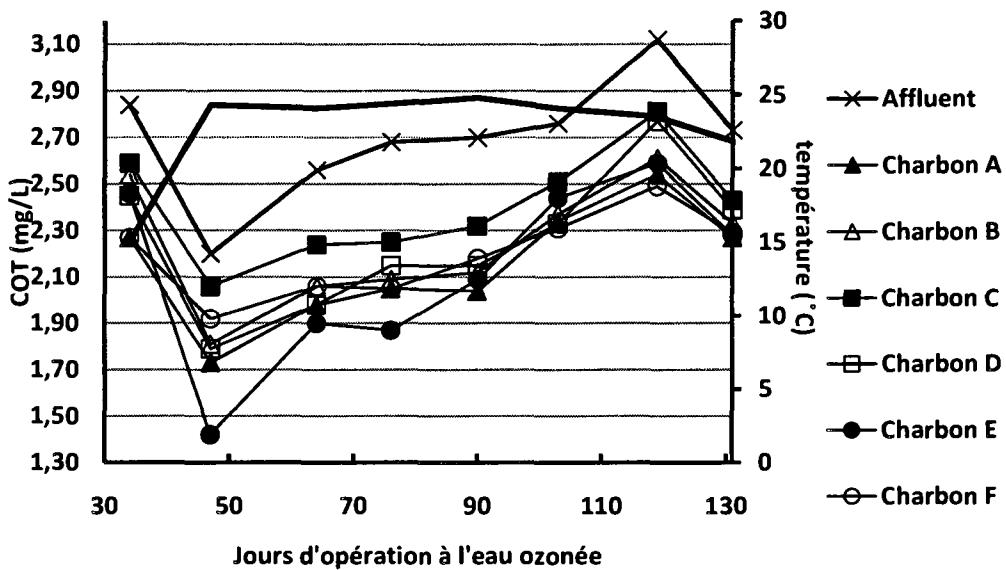


Figure 7 : Mesure du carbone organique total en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée du jour 34 au jour 131

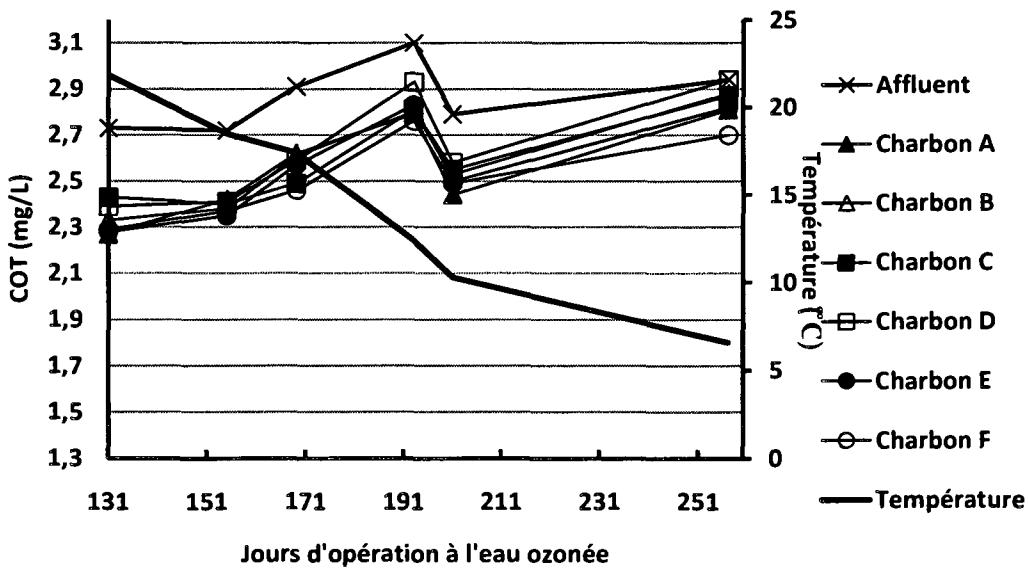


Figure 8 : Mesure du carbone organique total en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée du jour 131 au jour 257

Tableau 4 : Récapitulatif des résultats pour le carbone organique total

			Période 1 Jrs 34-131	Période 2 Jrs 155- 257	Global Jrs 34-257
Nb échantillons			8	5	13
Eaux	Matériaux		mg/L	mg/L	mg/L
Ozonée		COT	2,70 (2,20- 3,12)	2,89 (2,72- 3,10)	2,77
Effluent filtre A	Bitume	COT moyen (min- max)	2,15 (1,73- 2,54)	2,62 (2,42- 2,81)	2,33
		Abattement(%)	20,3 (15,2- 24,4)	9,0 (4,4- 12,5)	16,2
Effluent filtre B	Bitume	COT moyen (min- max)	2,24 (1,81- 2,61)	2,64 (2,38- 2,88)	2,39
		Abattement(%)	17,1 (10,6- 22,0)	8,8 (2,0- 12,5)	13,9
Effluent filtre C	Bois	COT moyen (min- max)	2,40 (2,06- 2,81)	2,62 (2,40- 2,87)	2,49
		Abattement(%)	11,0 (6,4- 16,0)	9,3 (2,4- 14,4)	10,3
Effluent filtre D	Noix de coco	COT moyen (min- max)	2,25 (1,79- 2,77)	2,69 (2,41-2,94)	2,42
		Abattement(%)	16,8 (11,2- 22,7)	7,1 (0,0- 11,4)	13,1
Effluent filtre E	Bitume	COT moyen (min- max)	2,13 (1,42- 2,59)	2,61 (2,35- 2,83)	2,32
		Abattement(%)	21,6 (11,6- 35,5)	9,7 (4,1- 13,6)	17,0
Effluent filtre F	Lignite	COT moyen (min- max)	2,20 (1,92- 2,49)	2,56 (2,37- 2,76)	2,33
		Abattement(%)	18,5 (12,7- 23,5)	11,6 (8,2- 15,5)	15,8

Pour les périodes 1 et 2, les différences observées entre les CAB ont été testées à l'aide d'un test de student pairé afin de vérifier si elles étaient statistiquement

significatives. Un niveau de signification $p = 0,05$ a été retenu comme seuil de signification. Ces résultats aux tableaux 5 (période 1), 6 (période 2) et 7 (global).

Tout d'abord, un premier constat lorsqu'on compare les tableaux 5 et 6 est qu'il y a plus de différences statistiquement significatives entre les CAB durant la période 1. Ainsi, si on prend comme indicateur de différence le nombre de fois où p est inférieur à 0,05, on peut conclure que dans la première période, le charbon végétal C est significativement différent des autres charbons puisque le test de student le révèle différent des 5 autres charbons. À l'autre extrême, le charbon A est le plus performant puisque sa performance est significativement différente de 3 des autres CAB, soit la plus grande distinction après le charbon C.

Dans la seconde période (tableau 6), on constate que le charbon végétal D et le charbon à base de lignite F sont globalement moins performants que les autres. Les charbons C (végétal) et A (bitumineux) qui étaient respectivement moins et plus performant que les autres durant la période 1 se retrouvent maintenant à obtenir des performances moyennes comparables aux autres CAB.

D'un point de vue global, le tableau 7 montre que le charbon C est le plus différent des autres puisqu'il diffère significativement de 4 autres charbons, il est donc le moins performant. Les autres CAG par contre ont des résultats similaires.

Enfin, il est bon de rappeler que malgré la présence de différences statistiquement significatives, les différences absolues entre les CAG demeurent limitées, soit 0,14 mg C/L de différence en COT entre le meilleur et le pire CAB durant la période 2.

D'autres statistiques ont également été faites, afin de voir d'une manière plus globale si les différences entre les charbons étaient significatives et figurent en Annexe 1.

Tableau 5 : Résultats des tests de student (p-values) pour le COT du jour 34 au jour 131

COT	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,013	0,000013	0,012	0,72	0,19
B	0,013	1	0,00018	0,75	0,067	0,31
C	0,000013	0,00018	1	0,00020	0,0041	0,00012
D	0,012	0,75	0,0020	1	0,064	0,29
E	0,72	0,067	0,0041	0,064	1	0,44
F	0,19	0,31	0,00012	0,29	0,44	1

Tableau 6 : Résultats des tests de student (p-values) pour le COT du jour 131 au jour 257

COT	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,21	0,46	0,053	1	0,21
B	0,21	1	0,91	0,048	0,068	0,044
C	0,46	0,91	1	0,10	0,34	0,022
D	0,053	0,048	0,10	1	0,0030	0,0063
E	1	0,068	0,34	0,0030	1	0,12
F	0,21	0,044	0,022	0,0063	0,12	1

Tableau 7 : Résultats des tests de student (p-values) pour le COT du jour 34 au jour 257

COT	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,0087	0,0022	0,0022	0,7	0,9
B	0,0087	1	0,0099	0,24	0,036	0,052
C	0,0018	0,0090	1	0,09	0,0083	0,000099
D	0,0019	0,24	0,091	1	0,010	0,025
E	0,70	0,037	0,0083	0,010	1	0,074
F	0,89	0,052	0,000099	0,025	0,74	1

2.3. Enlèvement du carbone organique dissous biodégradable (CODB)

Les figures 9 et 10 présentent respectivement la concentration de CODB à l'entrée/sortie des filtres CAB et le pourcentage d'abattement observé durant l'étude. Les résultats obtenus lors des campagnes d'échantillonnage montrent que les charbons ont des profils semblables quant à l'abattement du CODB.

En été, jusqu'au 11 août 2008 (soit le jour 103 dans la campagne d'échantillonnage), la teneur en CODB dans l'eau sortant des filtres est modérée (inférieure à 0,34 mg/L). Soudain, la concentration augmente brutalement (jusqu'à + 120% pour le charbon bitumineux B). Cette variation suit la variation de la qualité de l'affluent, puisqu'on retrouve la même augmentation brusque pour l'eau ozonée. Cependant, cette variation brusque ne semble pas liée à l'opération d'ozonation puisque le pilote fonctionnait dans les mêmes conditions que les semaines précédentes et suivantes, mais serait alors due à une variation de la qualité de la rivière (fortes pluies par exemple). Cette hausse de CODB n'est pas liée à une hausse de COT à l'affluent. Par la suite, les concentrations de CODB à la sortie des filtres se maintiennent entre 0,2 et 0,4 mg C/L.

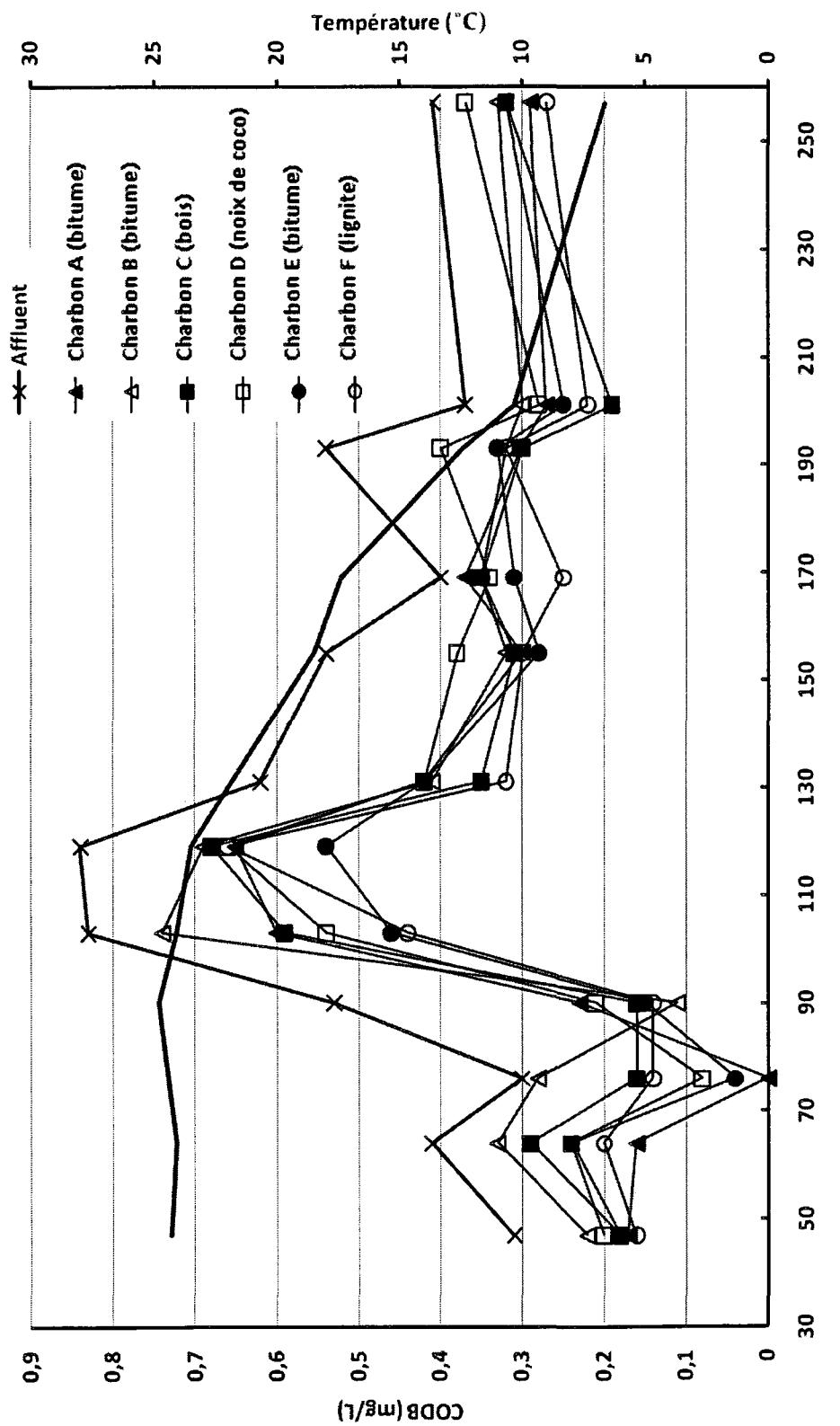


Figure 9 : Mesure du carbone organique dissout biodégradable en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée

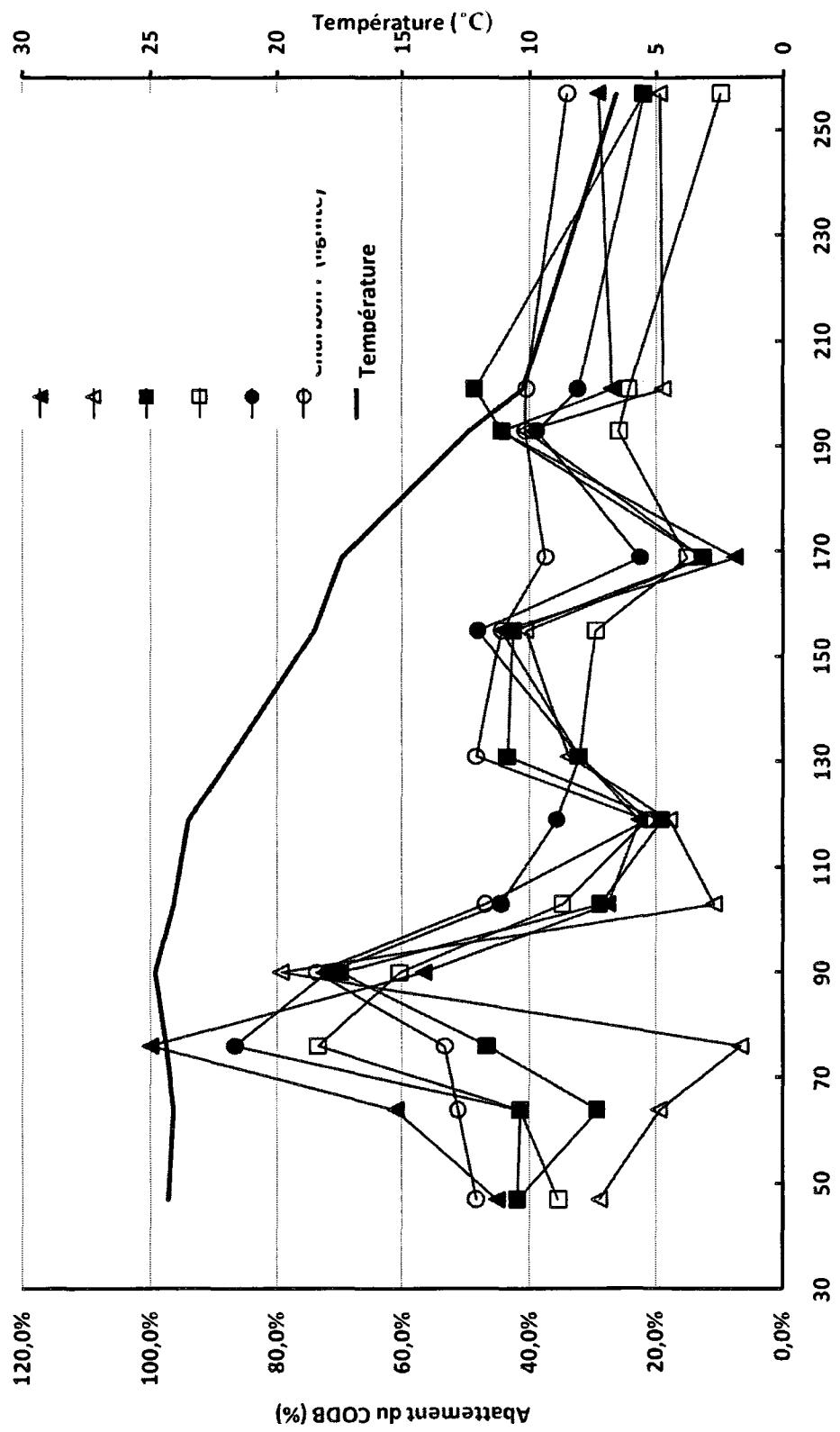


Figure 10 : Enlèvement du carbone organique dissous biodégradable en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée

En ce qui concerne les performances d'enlèvement (tableau 8), on remarque un pic au jour 90, qui correspondait au début de la hausse de la concentration à l'affluent. L'abattement du CODB était assez variable jusque là pour les 6 charbons. Par exemple au jour 76, le charbon bitumineux B procurait seulement 7,6% d'enlèvement, contre 86,7% pour le charbon F et 100% pour le charbon A. Ensuite, durant la période 2 (après 130 jours), les 6 charbons procurent des enlèvements similaires, avec un peu plus d'efficacité pour le charbon végétal F (jamais moins de 34% d'abattement alors que les autres descendent jusqu'à 7,5%).

Tableau 8 : Récapitulatif des résultats pour le carbone organique dissous biodégradable

			Période 1 Jrs 34-131	Période 2 Jrs 155- 257	Global Jrs 34-257
		Nb échantillons	8	5	13
Eaux	Matériaux		mg/L	mg/L	mg/L
Ozonée		CODB	0,55 (0,31- 0,84)	0,45 (0,4- 0,54)	0,51
Effluent filtre A	Bitume	CODB moyen (min- max)	0,31 (0,0- 0,65)	0,31 (0,27- 0,37)	0,31
		Abattement(%)	49,3 (22,6- 100)	30,5 (7,5- 44,0)	41,5
Effluent filtre B	Bitume	CODB moyen (min- max)	0,40 (0,11- 0,74)	0,32 (0,30- 0,35)	0,37
		Abattement(%)	28,1 (6,7- 79,2)	26,5 (12,5- 40,7)	27,5
Effluent filtre C	Bois	CODB moyen (min- max)	0,34 (0,16- 0,68)	0,29 (0,19- 0,35)	0,32
		Abattement(%)	39,9 (19- 69,8)	34,0 (12,5- 48,6)	37,4
Effluent filtre D	Noix de coco	CODB moyen (min- max)	0,34 (0,20- 0,66)	0,35 (0,28- 0,38)	0,34
		Abattement(%)	42,8 (21,4- 73,3)	20,9 (9,8- 29,6)	34,7
Effluent filtre E	Bitume	CODB moyen (min- max)	0,29 (0,04- 0,54)	0,30 (0,25- 0,32)	0,29
		Abattement(%)	50,6 (32,3- 86,7)	32,8 (22,0- 48,1)	43,2
Effluent filtre F	Lignite	CODB moyen (min- max)	0,29 (0,14- 0,66)	0,27 (0,22- 0,32)	0,29
		Abattement(%)	49,0 (21,4- 73,6)	39,5 (34,1- 44,4)	45,1

Tableau 9 : Résultats des tests de student (p-values) pour le CODB du jour 34 au jour 131

CODB	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,11	0,36	0,65	0,30	0,42
B	0,11	1	0,064	0,10	0,031	0,018
C	0,36	0,064	1	0,39	0,061	0,016
D	0,65	0,10	0,39	1	0,047	0,091
E	0,30	0,031	0,061	0,047	1	0,96
F	0,42	0,018	0,016	0,091	0,96	1

Tableau 10 : Résultats des tests de student (p-values) pour le CODB du jour 131 au jour 257

CODB	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,15	0,56	0,12	0,67	0,24
B	0,15	1	0,21	0,20	0,081	0,049
C	0,56	0,21	1	0,037	0,84	0,41
D	0,12	0,20	0,037	1	0,013	0,00025
E	0,67	0,081	0,84	0,013	1	0,14
F	0,24	0,049	0,41	0,00025	0,14	1

Tableau 11 : Résultats des tests de student (p-values) pour le CODB du jour 34 au jour 257

CODB	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,067	0,52	0,15	0,24	0,18
B	0,067	1	0,019	0,28	0,015	0,0029
C	0,52	0,019	1	0,57	0,098	0,012
D	0,15	0,28	0,57	1	0,0014	0,0014
E	0,24	0,01	0,098	0,0014	1	0,59
F	0,18	0,0029	0,012	0,0014	0,59	1

Similairement à l'analyse sur le COT, une analyse statistique a été réalisée pour comparer la performance des CAB (Tableaux 9 à 11). Pour la période 1, on voit que le charbon B est moins performant que les autres CAG pour abattre le CODB (on retrouve deux fois p inférieur à 0,05) et que les charbons E et F sont meilleurs. En ciblant la période 2, on retrouve grâce au tableau statistique 10 le fait que le charbon bitumineux F est globalement meilleur et que le charbon bitumineux B est moins bon que les autres. En effet, si on considère comme indicateur de différence le nombre de fois où p est inférieur à 0,05, on constate que cela arrive dans 3 cas sur 5 pour ces charbons, contre 2 fois seulement pour les charbons C, D et E. Globalement, le tableau 11, qui relate les résultats statistiques sur toute la période d'analyse, on constate donc que le charbon B est moins performant alors que le charbon F est plus efficace.

2.4. Enlèvement de l'azote ammoniacal par nitrification

La nitrification réalise l'oxydation par voie biologique de l'azote ammoniacal en nitrites puis en nitrates en faisant intervenir des micro-organismes strictement aérobies. Les résultats sont présentés sur les figures 11 et 12.

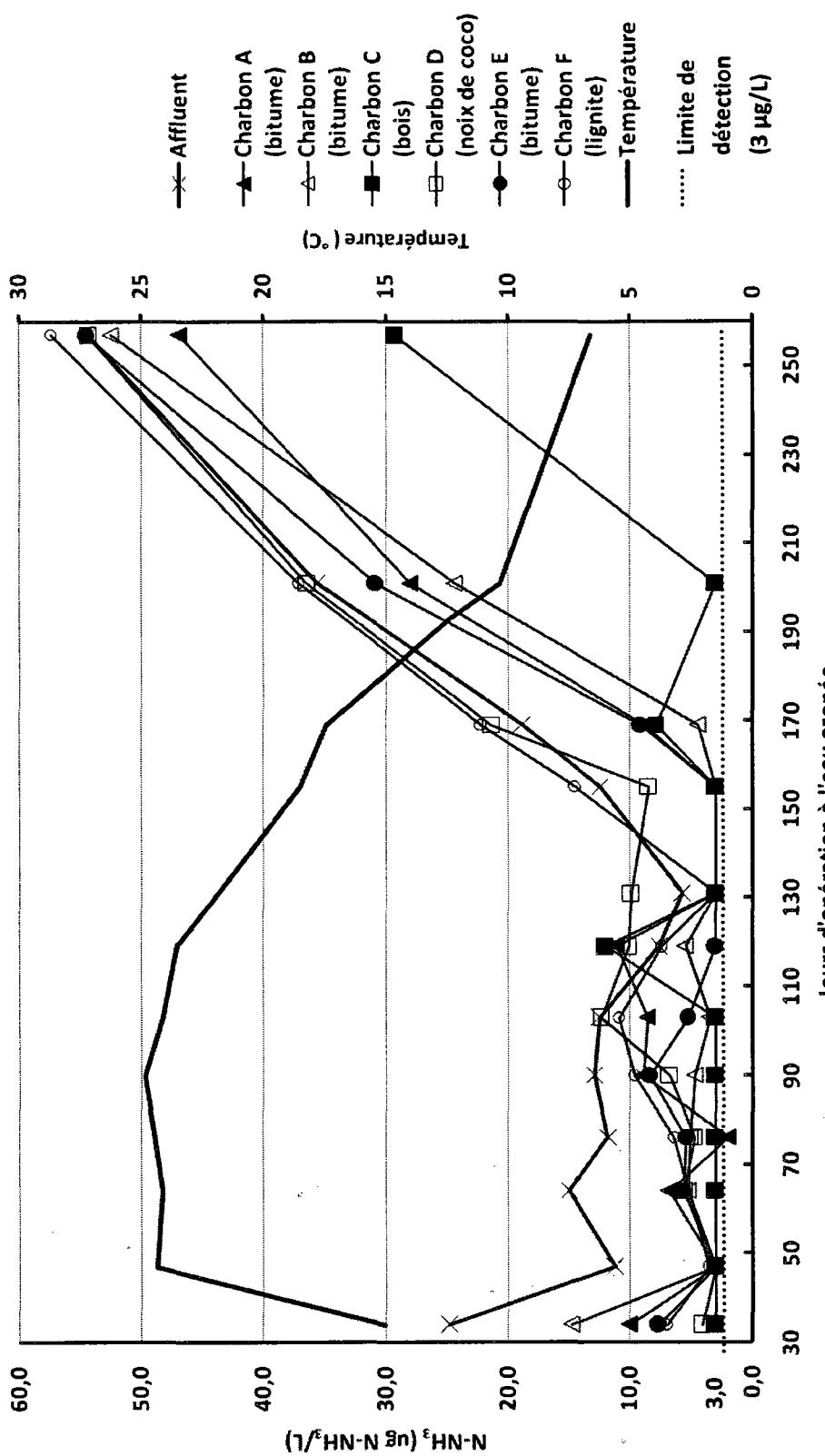


Figure 11 : Mesure de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée

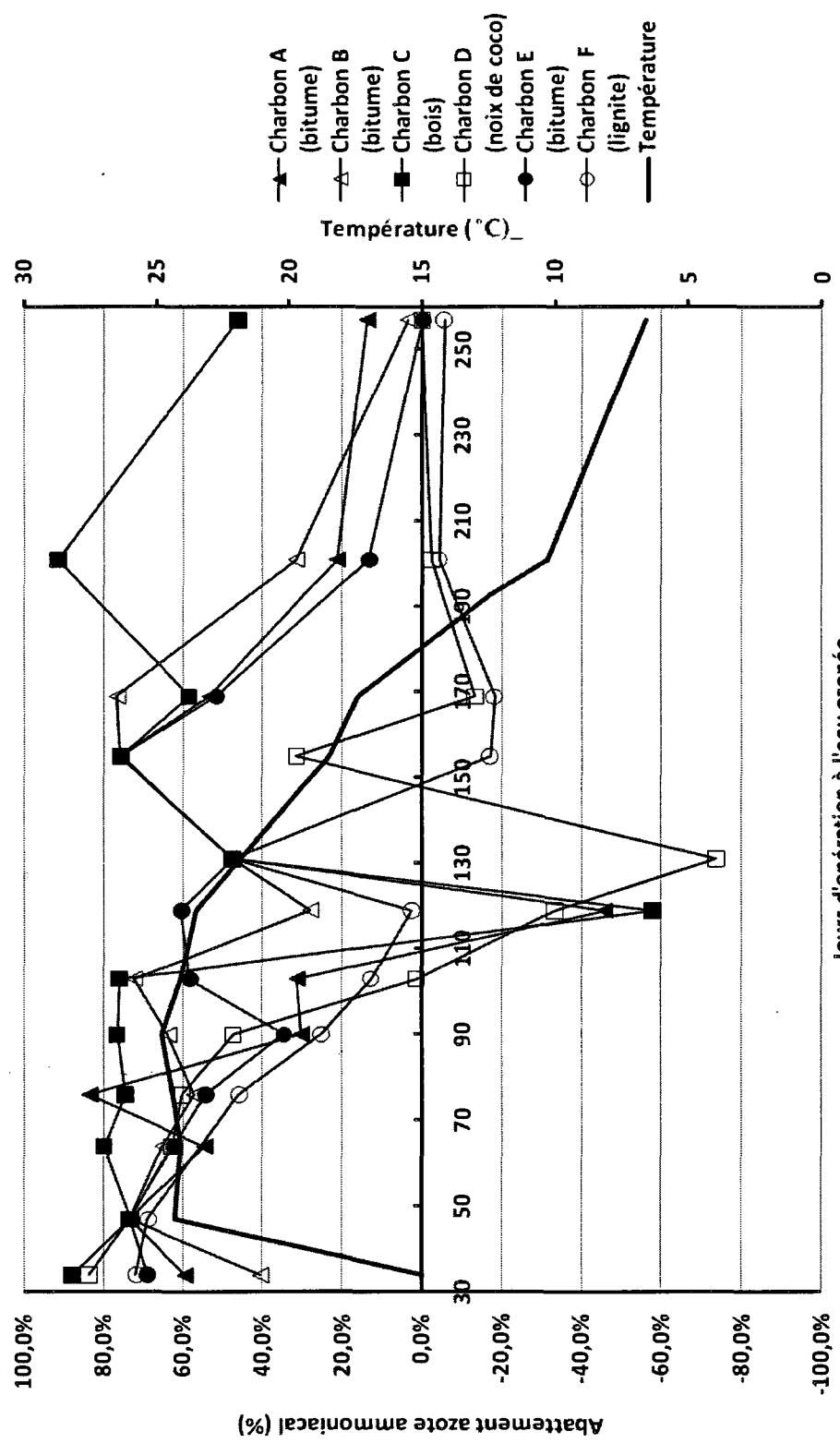


Figure 12 : Enlèvement de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée

D'après le suivi effectué à l'été 2008 (jusqu'au jour 131 – période 1), les six charbons offrent des performances similaires. Effectivement, la concentration en sortie des filtres varie entre 3 et 15 µg/L d'azote ammoniacal, ce qui est assez faible. La limite de détection de la méthode utilisée pour mesurer la concentration en azote ammoniacal de nos échantillons est de 3 µg/L. Plusieurs de nos analyses donnaient des concentrations inférieures à cette valeur, les résultats ont donc été fixés à 3 µg/L pour les tracés des courbes et les analyses statistiques. En Annexe 2, on trouve les résultats statistiques obtenus si on avait pris la moitié de la limite de détection comme valeur pour les données censurées. Les conclusions sont les mêmes qu'en prenant la valeur plus conservatrice de 3 µg/L.

Dès que la température chute sous la barre des 20°C (période 2), la concentration d'azote ammoniacal commence à augmenter à la sortie des filtres. En eau tiède (15 à 20 °C, soit du jour 131 au jour 169), les performances des charbons chutent, pour parfois même devenir nulles (charbons D et F). Enfin, en eau froide (10°C et moins), il n'y a pratiquement plus d'enlèvement de l'azote ammoniacal, excepté pour le charbon végétal C qui éliminait toujours 40% d'azote ammoniacal à une température de 7°C. La qualité de l'affluent se trouve donc détériorée, il y a une quantité notable d'azote ammoniacal (plus de 50 µg/L), et les charbons n'arrivent pas à performer efficacement pour l'éliminer.

Le charbon de bois C parvient donc toujours à fournir un bon abattement d'azote ammoniacal (91% lorsque T = 10°C contre 32% au maximum pour les 5 autres charbons et 46% lorsque T = 6°C contre moins de 20% pour les autres).

Le tableau 12 synthétise les données de performances pour les deux périodes. Ainsi, la différence entre le charbon C et les autres, qui était quasi nulle en eau chaude, augmente lorsque la température baisse, pour devenir très importante en eau froide.

On constate aussi que les charbons D et F ont des performances moins intéressantes en eaux tiède et froide. A partir du jour 169, ils ne procurent plus aucun enlèvement de l'azote ammoniacal dans les filtres.

Si on regarde les abattements moyens obtenus en sortie des filtres, on retrouve les résultats énoncés précédemment, à savoir que les charbons D et F performent en globalité moins bien que les autres charbons, et que le charbon C est plus efficace. Toutefois, des abattements négatifs apparaissent en été, sans qu'aucune raison valable ne semble exister. Peut être qu'une erreur dans la mesure de ces échantillons ou un problème sur les filtres à l'usine pourraient être la cause (arrêt momentané des pompes par exemple).

Tableau 12 : Récapitulatif des résultats pour l'azote ammoniacal

			Période 1 Jrs 34-131	Période 2 Jrs 155- 257	Global Jrs 34-257
Nb échantillons			8	5	13
Eaux	Matériaux		µg/L	µg/L	µg/L
Ozonée		N-NH ₃	12,7 (5,7- 24,7)	30,3 (12,4- 54,4)	18,5
Effluent filtre A	Bitume	N-NH ₃ moyen (min- max)	6,7 (3,0- 11,1)	21,7 (3,0- 46,9)	11,7
		Abattement(%)	41,7 (-45,9- 83,6)	41,0 (13,7-75- 8)	41,5
Effluent filtre B	Bitume	N-NH ₃ moyen (min- max)	5,6 (3,0- 14,7)	21,0 (3,0- 52,4)	10,7
		Abattement(%)	55,9 (28,0- 73,2)	46,9 (3,5- 76,6)	52,9
Effluent filtre C	Bois	N-NH ₃ moyen (min- max)	4,1 (3,0- 12,0)	10,8 (3,0- 29,3)	6,3
		Abattement(%)	57,2 (-57,9- 87,9)	68,0 (46,1- 75,8)	60,8
Effluent filtre D	Noix de coco	N-NH ₃ moyen (min- max)	7,0 (3,0- 12,3)	30,2 (8,5- 54,4)	14,8

		Abattement(%)	27,7 (-73,7-83,6)	3,9 (-13,3-31,5)	19,8
Effluent filtre E	Bitume	N-NH ₃ moyen (min-max)	5,2 (3,0-8,4)	24,4 (3,0-54,5)	11,6
		Abattement(%)	57,5 (34,6-73,2)	35,1 (-0,2-75,8)	50,0
Effluent filtre F	Lignite	N-NH ₃ moyen (min-max)	6,8 (3,0-10,9)	32,8 (14,5-57,4)	16,3
		Abattement(%)	39,3 (2,6-71,9)	-11,2 (-18,1- -4,2)	20,9

Afin de vérifier si ces différences sont statistiquement significatives, nous avons utilisé comme indicateur de différence le nombre de fois où p est inférieur à 0,05. Les résultats présentés au Tableau 13 correspondent à la première période d'analyse, et indiquent qu'il n'y a pas de différence significative entre les performances des six charbons testés. En effet, aucun cas où p est inférieur à 0,05 n'apparaît. Dans la seconde période en revanche (Tableau 14), les données permettent de conclure que le charbon F est significativement moins bon que les autres charbons puisqu'il n'y a qu'avec le charbon D qu'il n'existe pas de différence significative.

Tableau 13 : Résultats des tests de student (p-values) pour l'azote ammoniacal du jour 34 à 131

Azote ammoniacal	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,44	0,071	0,79	0,24	0,35
B	0,44	1	0,44	0,50	0,73	0,29
C	0,071	0,44	1	0,058	0,53	0,22
D	0,79	0,50	0,058	1	0,26	0,39
E	0,24	0,73	0,53	0,26	1	0,25
F	0,35	0,29	0,22	0,39	0,25	1

Tableau 14 : Résultats des tests de student (p-values) pour l'azote ammoniacal du jour 131 à 257

Azote ammoniacal	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,80	0,18	0,010	0,22	0,0012
B	0,80	1	0,24	0,072	0,10	0,021
C	0,18	0,24	1	0,052	0,17	0,027
D	0,010	0,072	0,052	1	0,10	0,12
E	0,22	0,10	0,17	0,10	1	0,037
F	0,0012	0,021	0,027	0,12	0,037	1

Si on prend les résultats obtenus sur toute la période d'analyse (tableau 15), le charbon F apparaît donc comme le charbon le moins efficace pour l'abattement de l'azote ammoniacal, à cause de ses faibles performances en eau froide, et le charbon C, en raison de son efficacité en hiver, semble le meilleur charbon à utiliser pour éliminer l'azote ammoniacal.

Tableau 15 : Résultats des tests de student (p-values) pour l'azote ammoniacal du jour 34 à 257

Azote ammoniacal	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,41	0,044	0,070	0,92	0,046
B	0,41	1	0,13	0,072	0,42	0,041
C	0,044	0,13	1	0,020	0,11	0,023
D	0,070	0,072	0,020	1	0,042	0,53
E	0,92	0,42	0,11	0,042	1	0,014
F	0,046	0,041	0,023	0,53	0,014	1

2.5. Demande en chlore

2.5.1. Demande en chlore immédiate

La demande en chlore immédiate est la demande en chlore après un temps de contact de seulement 5 minutes. Cette dernière est directement reliée à la concentration d'azote ammoniacal puisqu'elle correspond à la dose de chlore nécessaire pour oxyder l'azote ammoniacal. La consommation typique de chlore est de 7,6 mg par mg d'azote ammoniacal présent dans l'eau. Le suivi de la demande en chlore après 5 minutes de temps de contact a été réalisé et est représenté sur la figure 13 et l'abattement généré est représenté sur la figure 14.

On constate que la différence entre les 6 types de charbons n'est pas très significative. On retrouve les mêmes tendances que pour l'azote ammoniacal, soit une hausse de la demande en chlore à court terme lorsque la température diminue. Pour la période 1, on constate des grandes variations pour les différents charbons, il n'y a aucune tendance précise. Pour la période 2 (à partir du jour 131), les performances des charbons semblent se rapprocher, et diminuer lorsque la température baisse. On remarque également qu'en eau froide, la demande en chlore de l'eau filtrée est également plus faible pour le charbon C, ce qui est lié à une teneur plus basse en azote ammoniacal. La différence entre les autres charbons n'est cette fois pas statistiquement significative (Tableau 16).

Si on regarde le ratio entre la demande en chlore à court terme et l'azote ammoniacal, on trouve en moyenne un rapport de 30, ce qui est 4 fois supérieur à la demande théorique engendrée par l'azote ammoniacal. Ainsi, il y a d'autres composés qui vont consommer le chlore avant de laisser un résiduel dans le réseau (matières organiques et inorganiques) et vont aussi engendrer la formation de sous produits de désinfection (trihalométhanes, acides haloacétiques).

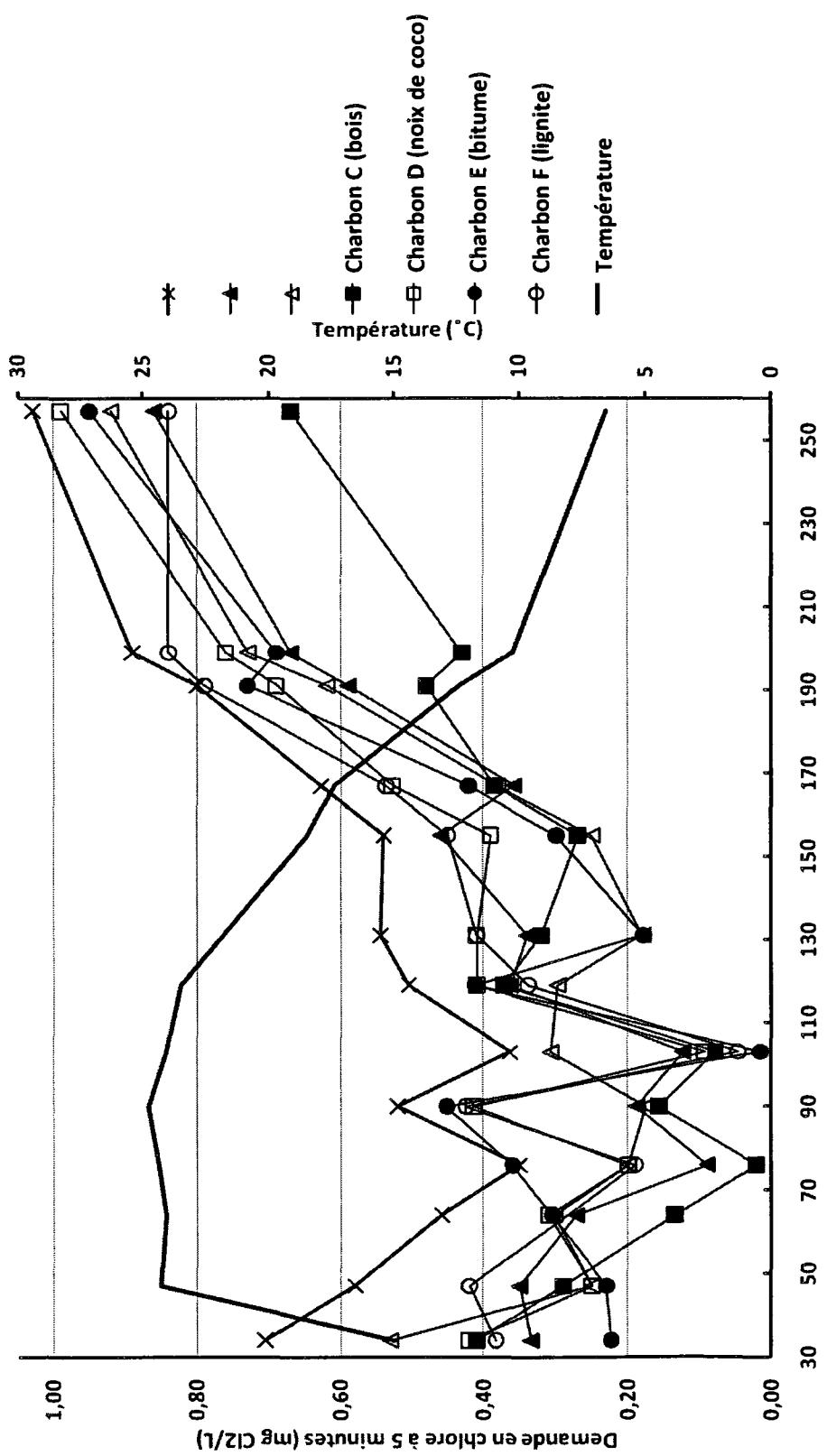


Figure 13 : Mesure de la demande en chlore à court terme en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée

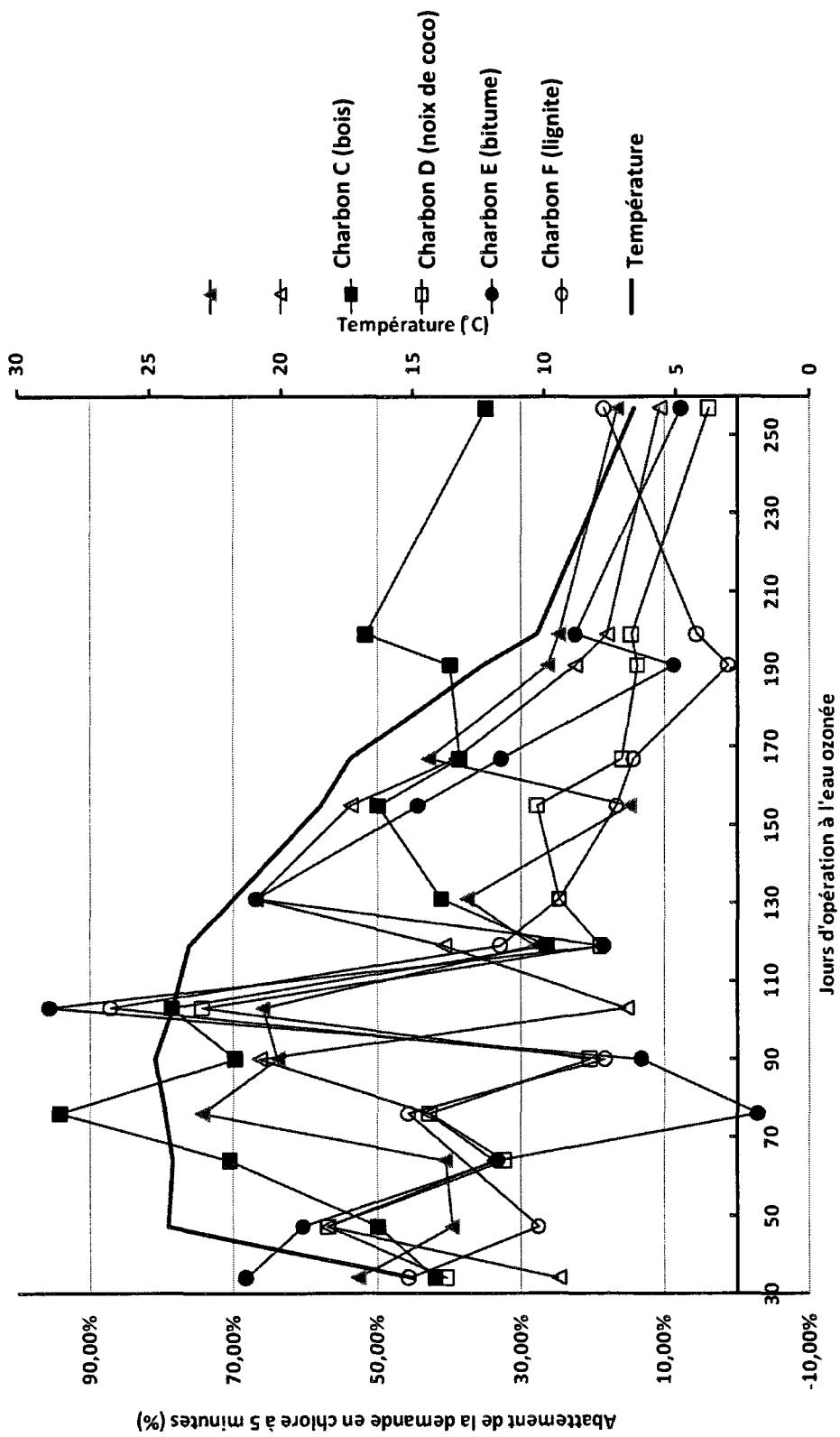


Figure 14 : Enlèvement de la demande en chlore à court terme en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée

Tableau 16 : Récapitulatif des résultats pour la demande en chlore à 5 minutes

			Période 1 Jrs 34-131	Période 2 Jrs 155-257	Global Jrs 34-257
Nb échantillons			8	5	13
Eaux	Matériaux		mg/L	mg/L	mg/L
Ozonée		DCl ₂	0,50 (0,35-0,71)	0,78 (0,54-1,0)	0,61
Effluent filtre A	Bitume	DCl ₂ moyen (min-max)	0,26 (0,09-0,36)	0,59 (0,36-0,86)	0,38
		Abattement(%)	50,31 (37,57-74,29)	25,03 (14,81-42,85)	40,59
Effluent filtre B	Bitume	DCl ₂ moyen (min-max)	0,28 (0,17-0,53)	0,58 (0,25-0,92)	0,40
		Abattement(%)	43,46 (15,26-66,95)	28,80 (10,68-53,70)	37,82
Effluent filtre C	Bois	DCl ₂ moyen (min-max)	0,22 (0,02-0,41)	0,45 (0,27-0,67)	0,31
		Abattement(%)	59,10 (26,33-94,29)	43,05 (34,95-51,69)	52,93
Effluent filtre D	Noix de coco	DCl ₂ moyen (min-max)	0,31 (0,09-0,42)	0,67 (0,39-0,99)	0,45
		Abattement(%)	38,87 (18,86-74,39)	15,18 (3,88-27,78)	29,76
Effluent filtre E	Bitume	DCl ₂ moyen (min-max)	0,27 (0,02-0,45)	0,62 (0,30-0,95)	0,41
		Abattement(%)	44,18 (-2,86-95,73)	23,25 (7,77-44,44)	36,13
Effluent filtre F	Lignite	DCl ₂ moyen (min-max)	0,32 (0,05-0,43)	0,69 (0,45-0,84)	0,47
		Abattement(%)	40,31 (18,30-87,19)	11,25 (1,25-18,45)	28,20

Si on considère les taux d'abattement, on peut noter qu'en été, les charbons éliminent jusqu'à plus de 90% de la demande en chlore à court terme contre moins

de 55% en hiver. On remarque également un pic d'enlèvement de la demande à court terme à la même date que le pic de concentration de CODB.

Les tableaux 17 à 19 présentent les résultats statistiques du *student-test*. On retrouve bien que pour la période 1, il y a moins de différences significatives entre les charbons, puisqu'ils génèrent des abattements très variables. Le charbon de bois C semble plus efficace que le charbon de noix de coco D. Lors de la période 2, on retrouve plus de différences significatives, et il apparaît clairement (4 cas sur 5) que le charbon C est plus efficace pour diminuer la demande en chlore immédiate (ce qui est lié à son efficacité à abattre l'azote ammoniacal en eau froide).

Tableau 17 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à court terme du jour 34 au jour 131

$\text{DCl}_2 \text{ 5min}$	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,64	0,15	0,15	0,82	0,16
B	0,64	1	0,26	0,57	0,91	0,62
C	0,15	0,26	1	0,042	0,52	0,12
D	0,15	0,57	0,042	1	0,39	0,94
E	0,82	0,91	0,52	0,39	1	0,42
F	0,16	0,62	0,12	0,94	0,42	1

Tableau 18 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à court terme du jour 131 au jour 257

$\text{DCl}_2 \text{ 5min}$	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,89	0,039	0,11	0,58	0,10
B	0,89	1	0,11	0,015	0,19	0,090
C	0,039	0,11	1	0,0067	0,039	0,0080
D	0,11	0,015	0,0067	1	0,11	0,68
E	0,58	0,19	0,039	0,11	1	0,21
F	0,10	0,090	0,0080	0,68	0,21	1

Ainsi, comme présenté dans le tableau 19, le charbon C est le plus efficace pour réduire la demande en chlore immédiate de manière générale. Les autres charbons montrent des performances relativement similaires (pas plus de 2 cas où p est inférieur à 0,05).

Tableau 19 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à court terme du jour 34 au jour 257

DCl ₂ 5min	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,74	0,013	0,023	0,62	0,077
B	0,74	1	0,042	0,14	0,84	0,12
C	0,013	0,042	1	0,00097	0,076	0,022
D	0,023	0,14	0,00097	1	0,022	0,30
E	0,62	0,84	0,076	0,13	1	0,13
F	0,077	0,12	0,022	0,30	0,13	1

Des tests ont été faits, pour voir si une corrélation était visible entre l'abattement de la demande en chlore immédiate et l'abattement de l'azote ammoniacal, ou au niveau des concentrations. On voit bien que les 2 paramètres sont liés, puisqu'une faible concentration d'azote ammoniacal correspond à une faible demande en chlore immédiate, de même pour les abattements (voir Annexe 3).

2.5.2. Demande en chlore à long terme

La demande en chlore à long terme a été calculée en lui soustrayant la demande en chlore immédiate (5 min) et est présentée sur la Figure 15. Cette demande correspond principalement à la demande engendrée par la matière organique présente dans l'eau. L'abattement de la demande en chlore à long terme est représenté sur la Figure 16.

Comme pour la demande en chlore à court terme, les 6 charbons ont des performances similaires, même si le charbon F semble meilleur pour diminuer la demande en chlore à long terme, surtout en eau froide.

Le tableau 20 récapitule les abattements des différents charbons selon les périodes considérées. Au cours de la première période, l'abattement moyen monte jusque 23,75% pour le charbon E et près de 25% pour le charbon F. On constate également que l'abattement de la demande en chlore est plus faible lorsque l'eau atteint des basses températures (période 2). En effet, lorsque la température de l'eau diminue, l'abattement diminue également et ne dépasse plus les 10% sauf pour le charbon de lignite F qui performe toujours à plus de 17%.

On constate également un creux dans l'abattement de la demande en chlore à long terme puisqu'au jour d'échantillonnage 103, l'enlèvement chute de 38,5% à 5,9% pour le charbon E, de 36,9% à 9,4% pour le charbon F ou encore de 29,6% à 8,5% pour le charbon C. Contrairement à cela, la demande en chlore à court terme connaît un pic d'enlèvement à cette date. On retrouve ce paradoxe également dans le fait que le charbon végétal C semble meilleur pour l'abattement de la demande en chlore à court terme alors qu'il est l'un des moins bons pour la demande en chlore à long terme. Ainsi les performances à court et long termes ne montrent pas de corrélation évidente, ce qui est lié au fait que la première est liée à l'enlèvement de l'azote et la seconde à l'enlèvement du carbone.

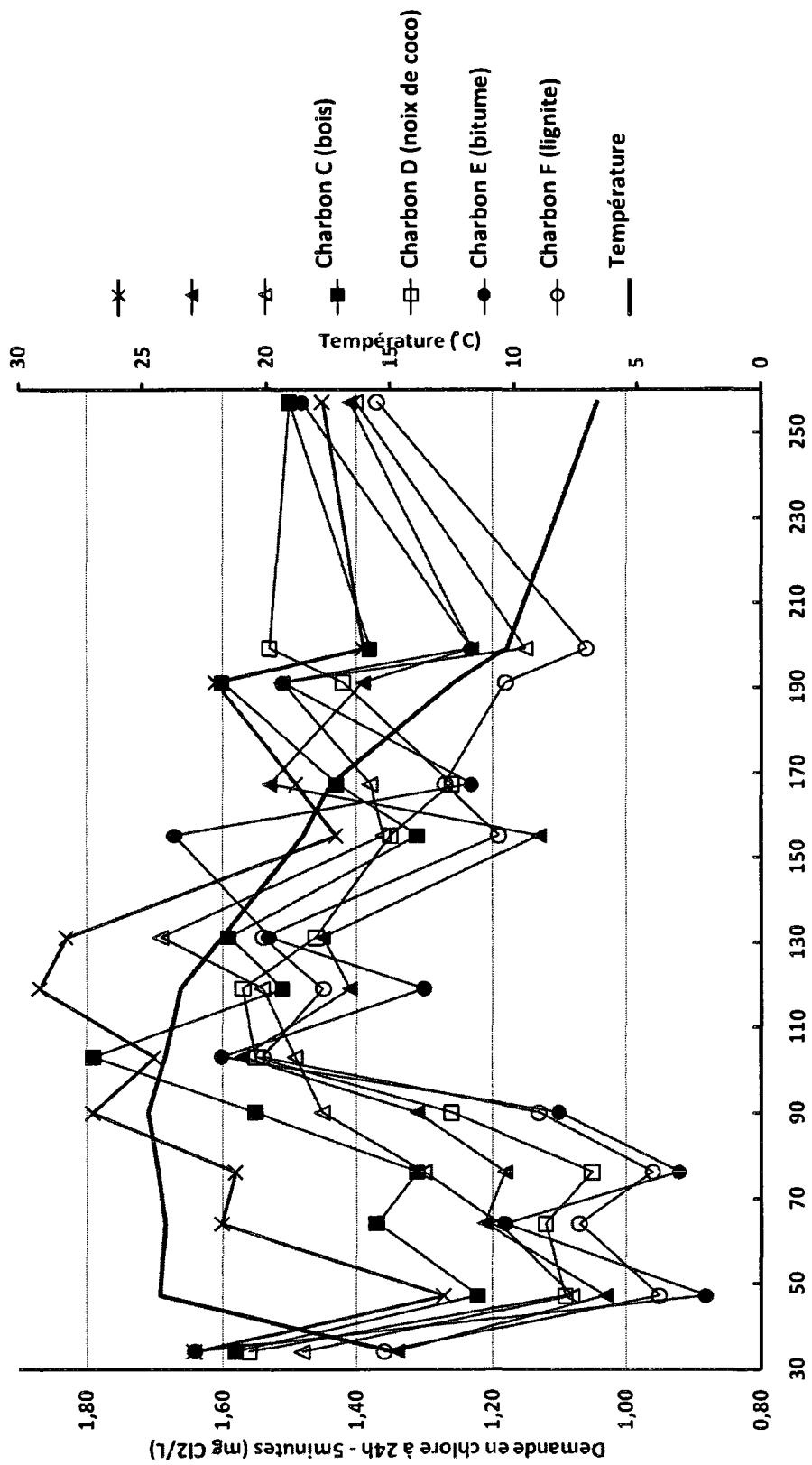


Figure 15 : Mesure de la demande en chlore à long terme en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée

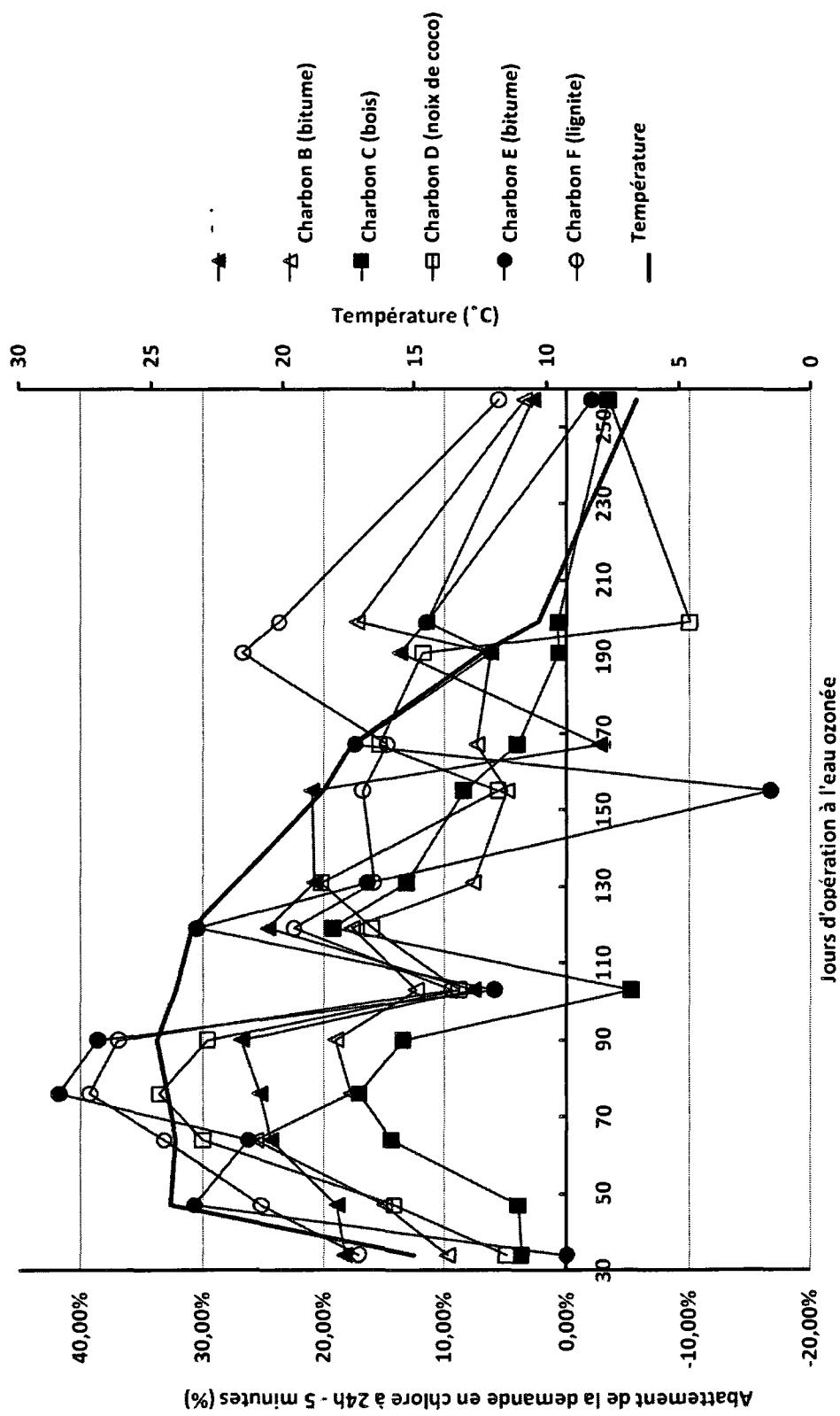


Figure 16 : Enlèvement de la demande en chlore à long terme en fonction du temps d'opération à l'eau ozonée

Tableau 20 : Récapitulatif des résultats pour la demande en chlore à 24 heures

			Période 1 Jrs 34-131	Période 2 Jrs 155-257	Global Jrs 34-257
Nb échantillons			8	5	13
Eaux	Matériaux		mg/L	mg/L	mg/L
Ozonée		DCl ₂	1,66 (1,27-1,87)	1,47 (1,43-1,61)	1,59
Effluent filtre A	Bitume	DCl ₂ moyen (min-max)	1,31 (1,03-1,57)	1,34 (1,13-1,53)	1,32
		Abattement(%)	20,84 (7,65-26,82)	9,25 (-2,68-20,98)	16,38
Effluent filtre B	Bitume	DCl ₂ moyen (min-max)	1,40 (1,08-1,69)	1,36 (1,15-1,51)	1,39
		Abattement(%)	15,59 (7,65-25,63)	7,84 (3,45-17,27)	12,61
Effluent filtre C	Bois	DCl ₂ moyen (min-max)	1,49 (1,22-1,79)	1,44 (1,31-1,60)	1,47
		Abattement(%)	9,94 (-5,29-19,25)	2,06 (-3,45-8,39)	6,91
Effluent filtre D	Noix de coco	DCl ₂ moyen (min-max)	1,33 (1,05-1,57)	1,41 (1,26-1,53)	1,36
		Abattement(%)	19,66 (4,88-33,54)	3,86 (10,07-15,44)	13,58
Effluent filtre E	Bitume	DCl ₂ moyen (min-max)	1,27 (0,88-1,64)	1,42 (1,23-1,67)	1,33
		Abattement(%)	23,75 (0,0-41,77)	3,26 (-16,78-17,45)	15,87
Effluent filtre F	Lignite	DCl ₂ moyen (min-max)	1,25 (0,95-1,54)	1,21 (1,06-1,37)	1,24
		Abattement(%)	24,90 (9,41-39,24)	17,50 (5,52-26,71)	22,06

Les résultats statistiques présentés dans les tableaux 21 à 23 montrent les différences entre les charbons. Pour la période 1, on remarque plus de différences que pour la période 2. Le charbon C notamment est différent des charbons A, D, E et F, il est moins efficace pour abattre la demande en chlore à long terme, tout

comme il l'était à cette période pour diminuer la concentration de COT. Les charbons A et F en revanche sont plus efficaces.

Lors de la deuxième période, les différences disparaissent, comme pour le COT, les performances des charbons se rapprochent de 0. Il apparaît que le charbon F reste le plus performant pour diminuer la demande en chlore de l'eau filtrée.

Tableau 21 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à long terme du jour 34 à 131

$\text{DCl}_2 \text{ 24h-5min}$	A	B	C	D	E	F
	Bitumineux	Bitumineux	Bois	Noix de coco	Bitumineux	Lignite
A	1	0,041	0,000031	0,65	0,52	0,16
B	0,041	1	0,091	0,19	0,10	0,011
C	0,000031	0,091	1	0,0095	0,0078	0,0012
D	0,65	0,19	0,0095	1	0,25	0,032
E	0,52	0,10	0,0078	0,25	1	0,70
F	0,16	0,011	0,0012	0,032	0,70	1

Tableau 22 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à long terme du jour 131 à 257

$\text{DCl}_2 \text{ 24h-5min}$	A	B	C	D	E	F
	Bitumineux	Bitumineux	Bois	Noix de coco	Bitumineux	Lignite
A	1	0,76	0,13	0,49	0,56	0,10
B	0,76	1	0,14	0,59	0,44	0,046
C	0,13	0,14	1	0,64	0,85	0,01
D	0,49	0,59	0,64	1	0,91	0,066
E	0,56	0,44	0,85	0,91	1	0,079
F	0,10	0,046	0,018	0,066	0,079	1

Tableau 23 : Résultats des tests de student (p-values) pour la demande en chlore à long terme du jour 34 à 257

DCl₂ 24h-5min	A	B	C	D	E	F
	Bitumineux	Bitumineux	Bois	Noix de coco	Bitumineux	Lignite
A	1	0,087	0,000051	0,37	0,91	0,022
B	0,087	1	0,017	0,63	0,34	0,00055
C	0,000051	0,017	1	0,016	0,030	0,000020
D	0,37	0,63	0,016	1	0,50	0,0051
E	0,91	0,34	0,030	0,50	1	0,087
F	0,022	0,00055	0,000020	0,0051	0,087	1

Des graphiques ont été tracés, reliant la concentration en COT à la demande en chlore à long terme (idem pour les abattements). On voit bien que la concentration en carbone organique total est liée à la demande en chlore à long terme puisque l'augmentation d'un de ces paramètres correspond à l'augmentation de l'autre (voir courbes en Annexe 3).

3. Colonisation des charbons

3.1. Mesure de la biomasse hétérotrophe

La mesure de la population moyenne de bactéries hétérotrophes, responsables de l'enlèvement du carbone organique au sein de la colonne de charbon a été faite à l'aide de la technique du glucose radioactif (Servais et al., 1991) et est relatée dans le tableau 8. Ces mesures ont été réalisées à trois reprises durant l'étude (jours 57, 84 et 133). Les résultats ont été convertis en bactéries par cm³ sur la base du taux de conversion de une bactérie relarguant $0,20 \times 10^{-7}$ µg de carbone/cm³ (Servais et al., 1991).

Selon la Figure 17, on constate une différence de colonisation entre les charbons. Effectivement, les charbons A, B et F présentent des populations similaires lors des 3 échantillonnages, alors que le charbon végétal C est beaucoup plus colonisé (2 fois plus que le charbon A pour le premier prélèvement par exemple). Par contre, les charbons D (noix de coco) et E (bitumineux) sont un peu moins colonisés que les autres (le charbon D est près de 2 fois moins colonisé que le charbon A lors du second prélèvement). Enfin, pour les 6 charbons, on remarque que la colonisation augmente au fil du temps. La densité de bactéries double approximativement entre le 26 juin et le 11 septembre 2009. Cependant, il n'est pas possible de conclure qu'un lien existe entre la performance du filtre pour abattre le CODB et le niveau de colonisation par la biomasse hétérotrophe. Par exemple, le filtre le plus colonisé (filtre C) n'a pas démontré de performance significativement supérieure pour l'abattement de CODB.

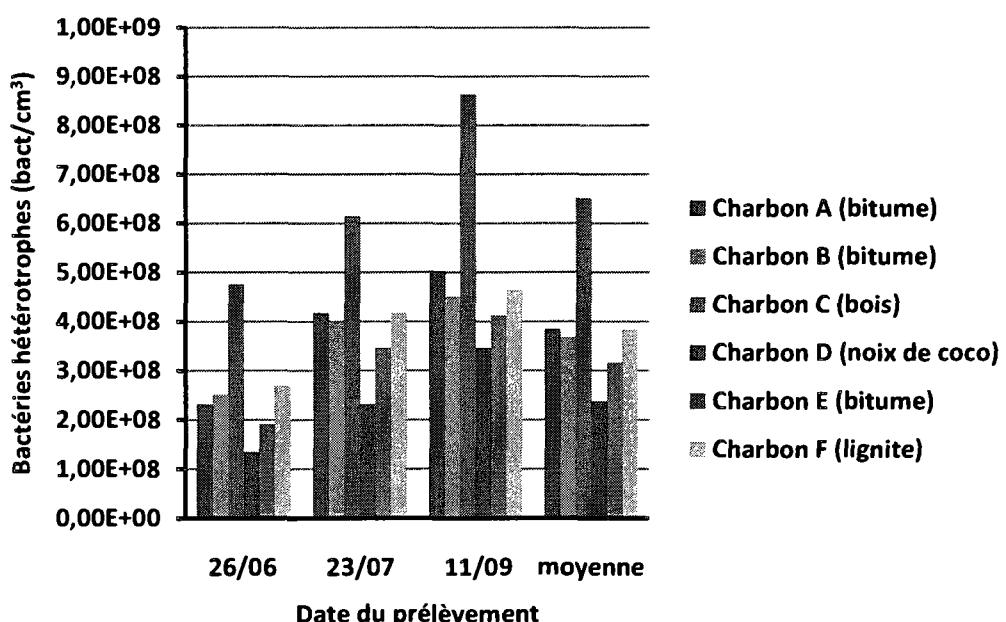


Figure 17 : Colonisation des charbons par la biomasse hétérotrophe

3.2. Exportation des BHAA comme indication de la colonisation

La mesure des BHAA à l'eau filtrée a été effectuée afin de vérifier si les filtres les plus colonisés étaient également ceux qui exportaient le plus de biomasse hétérotrophe à l'eau filtrée et est représentée sur la figure 18. Tel que discuté précédemment, le charbon C était celui qui présentait une densité de biomasse hétérotrophe significativement plus élevée selon la méthode du glucose radioactif. Dans le cas des BHAA, le charbon végétal C présente aussi le plus grand nombre de bactéries par millilitre tout au long de la période d'étude (quatre fois plus que les autres charbons en été). Cette différence se maintient également en eau tiède et en eau froide. D'autre part, le charbon mésoporeux F qui exporte le moins de BHAA en moyenne. C'était également le filtre le moins colonisé selon la méthode du glucose radioactif.

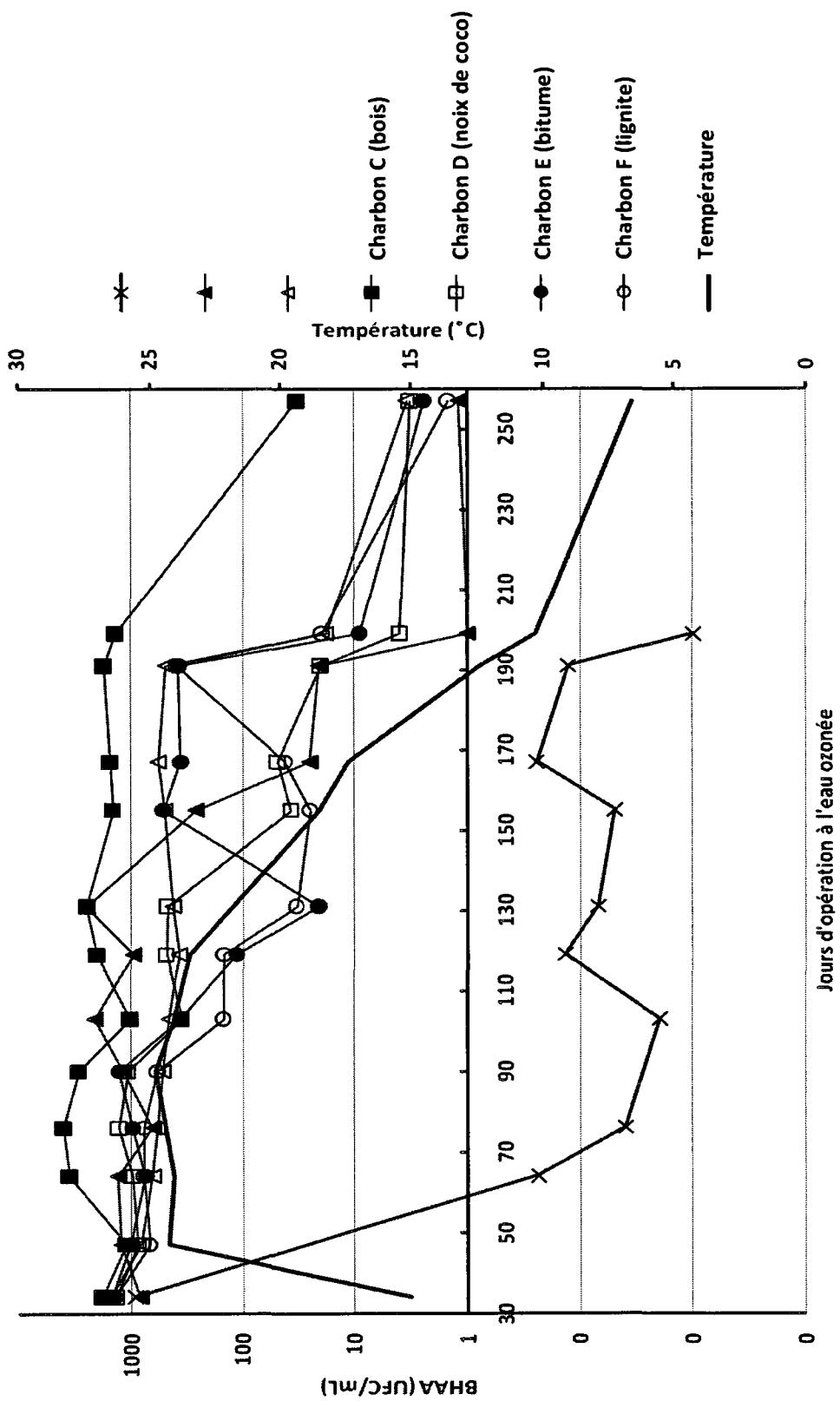


Figure 18 : Mesure des bactéries hétérotrophes aérobiques et anaérobies en fonction du temps d'opération des filtres à l'eau ozonée

Par ailleurs, les analyses menées montrent également que les BHAA sont sensibles aux changements de température, puisqu'en eau tiède, la concentration de BHAA diminue de moitié environ, pour être quasiment nulle en eau froide. À notre avis, ce résultat reflète la diminution de croissance des BHAA en eaux froides. Cependant, aucune donnée de comptes directs microscopiques des bactéries viables mais non cultivables n'a été effectué durant ce projet. Le tableau 24 récapitule les résultats obtenus pour tous les charbons.

Tableau 24 : Récapitulatif des résultats pour les bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies

			Période 1 Jrs 34-131	Période 2 Jrs 155- 257	Global Jrs 34-257
Nb échantillons			8	5	13
Eaux	Matériaux		UFC/mL	UFC/mL	UFC/mL
Ozonée		Log BHAA	2,19 (-1,70- 2,97)	-1,05 (-∞- -0,6)	1,93
Effluent filtre A	Bitume	Log BHAA moyen (min-max)	3,13 (2,81- 3,40)	1,80 (0- 2,42)	2,93
Effluent filtre B	Bitume	Log BHAA moyen (min-max)	2,83 (2,57- 3,18)	2,50 (0,60- 2,76)	2,73
Effluent filtre C	Bois	Log BHAA moyen (min-max)	3,38 (3,01- 3,61)	3,09 (1,52- 3,24)	3,29
Effluent filtre D	Noix de coco	Log BHAA moyen (min-max)	2,94 (2,55- 3,14)	1,36 (0,60- 1,70)	2,73
Effluent filtre E	Bitume	Log BHAA moyen (min-max)	2,88 (1,32- 3,18)	2,41 (0,48- 2,72)	2,75
Effluent filtre F	Lignite	Log BHAA moyen (min-max)	2,76 (1,52- 3,15)	1,98 (0,30- 2,59)	2,59

Les analyses statistiques présentées aux Tableaux 25-26-27 indiquent que selon le *test-student*, les charbons A, B, D, E et F offrent des performances relativement

similaires. Le charbon de bois C en revanche, lors de la période 1 comme de la période 2, diffère de tous les autres charbons au niveau de l'exportation des BHAA. En effet, le paramètre p est inférieur à 0,05 pour au moins 4 comparatifs sur 5 avec les autres charbons.

Tableau 25 : Valeurs de p dans le t-test sur les log BHAA du jour 34 à 131

BHAA	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,034	0,089	0,19	0,15	0,066
B	0,034	1	0,0016	0,09	0,47	0,16
C	0,089	0,0016	1	0,00081	0,023	0,0052
D	0,19	0,09	0,00081	1	0,19	0,035
E	0,15	0,47	0,023	0,19	1	0,27
F	0,066	0,16	0,0052	0,035	0,27	1

Tableau 26 : Valeurs de p dans le t-test sur les log BHAA du jour 131 à 257

BHAA	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,016	0,0099	0,74	0,019	0,44
B	0,016	1	0,035	0,023	0,045	0,10
C	0,0099	0,035	1	0,0025	0,033	0,0026
D	0,74	0,023	0,0025	1	0,054	0,41
E	0,0119	0,045	0,033	0,054	1	0,24
F	0,44	0,10	0,0026	0,41	0,24	1

Tableau 27 : Valeurs de p dans le t-test sur les log BHAA du jour 34 à 257

BHAA	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
A	1	0,4326	0,0084	0,4489	0,9343	0,4326
B	0,4326	1	0,0002	0,1343	0,2313	0,0243
C	0,0084	0,0002	1	0,0008	0,0009	0,00005
D	0,4489	0,1343	0,0008	1	0,5529	0,5552
E	0,9343	0,2313	0,0009	0,5529	1	0,1129
F	0,4326	0,0243	0,00005	0,5552	0,1129	1

3.3. Mesure de la biomasse nitrifiante

La colonisation des filtres CAB a été mesurée à trois reprises à l'aide de la méthode de Kihn (1998). La mesure de l'activité nitrifiante permet de déduire la population bactérienne ayant colonisé les grains de charbon. En effet, la biomasse se calcule en supposant que tous les nitrites sont oxydés en nitrates et que la quantité de nitrites formés par la biomasse nitrosante est égale à la quantité de nitrates finale.

La relation de conversion est la suivante :

$$B_1 + B_2 = \frac{AP}{Vsp1} + \frac{AP}{Vsp2}$$

avec B_1 la biomasse nitrosante ($\mu\text{gC}/\text{cm}^3$ charbon)

B_2 la biomasse nitratante ($\mu\text{gC}/\text{cm}^3$ charbon)

AP l'activité potentielle ($\mu\text{mol N-NO}_3/\text{h} \cdot \text{cm}^3$ charbon)

$Vsp1$ la vitesse spécifique d'oxydation de l'ammoniaque ($\mu\text{mol N}/\mu\text{g C} \cdot \text{h}$)

$Vsp2$ la vitesse spécifique d'oxydation des nitrites ($\mu\text{mol N}/\mu\text{g C} \cdot \text{h}$)

En utilisant les vitesses spécifiques données par Brion et Billen (1998) qui sont $V_{sp1} = 0,025 \text{ } \mu\text{mol N/ } \mu\text{g C}^*\text{h}$ et $V_{sp2} = 0,23 \text{ } \mu\text{mol N/ } \mu\text{g C}^*\text{h}$, on peut convertir nos résultats en biomasse carbonée.

Les résultats présentés à la figure 19 sont les moyennes des biomasses obtenues pour trois profondeurs de charbon.

D'après cette figure, la colonisation semble assez similaire sur les filtres A, B, D et E mais est plus faible pour le charbon de lignite F (moitié moins de biomasse) et quasi-inexistante pour le charbon C (végétal). On peut noter également une diminution de la colonisation avec le temps d'utilisation du charbon. En effet, entre les deux premiers prélèvements, on relève une perte de colonisation de 33 à 43% pour les charbons A, B, D et F, contre seulement 1% pour le charbon F. Entre les derniers échantillonnages, la diminution est plus importante pour les charbons D, E et F puisqu'elle varie entre 56 et 68%, contre 21% pour le charbon bitumineux A et 37% pour le charbon bitumineux B.

Les faibles résultats obtenus pour le charbon macroporeux C sont à première vue surprenants compte tenu que c'est le charbon le plus efficace en nitrification. Or, nous croyons que ce résultat est dû à un problème lors du nettoyage des grains de charbons requis lors de l'analyse. En effet, l'étape de nettoyage du charbon consiste à le faire tremper dans une solution exempte d'ammoniaque et de nitrate, puis à vider le liquide. Or le charbon C est peu dense, il restait donc en suspension dans la solution, de telle sorte qu'une partie était enlevée en même temps que l'on évacuait le liquide. À notre avis, ces données ne sont alors pas représentatives de la véritable colonisation de ce charbon.

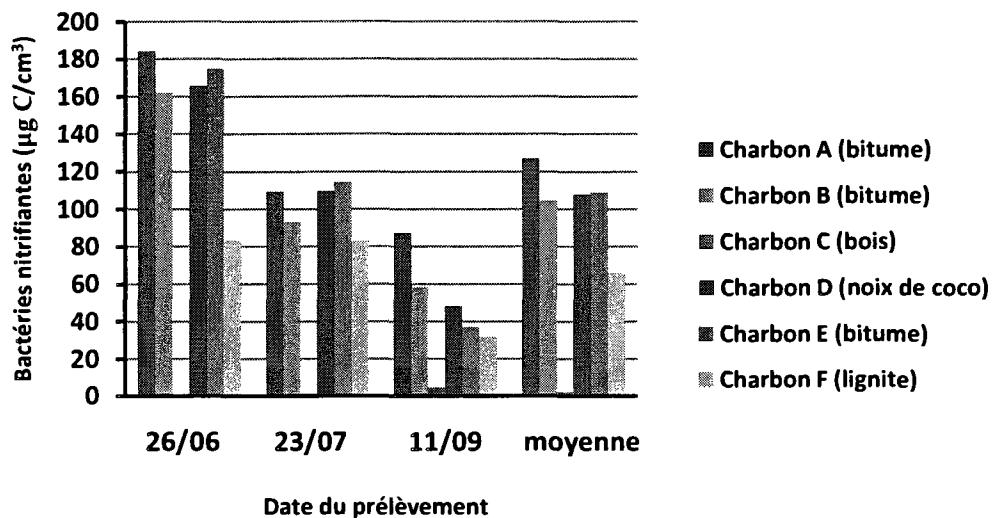


Figure 19 : Colonisation des charbons par la biomasse nitrifiante

3.4. Comparaison des résultats de biomasse

Des graphiques ont été tracés afin de voir si des corrélations existaient entre les différents paramètres étudiés. La seule corrélation visible est celle entre l'azote ammoniacal et les BHAA, alors qu'il n'y a pas de lien entre ces caractéristiques.

Nous avons également testé l'enlèvement de l'azote ammoniacal en fonction du nombre de bactéries nitrifiantes, l'enlèvement du CODB en fonction du nombre de bactéries hétérotrophes, le nombre de bactéries nitrifiantes en fonction du nombre de bactéries hétérotrophes et le nombre de bactéries hétérotrophes en fonction des BHAA, mais aucun lien n'apparaît (voir les courbes en Annexe 4).

4. Récapitulatif des résultats et conclusions

À la page suivante, le tableau 28 résume les résultats de performances observées pendant l'ensemble de la période d'étude. L'ensemble des analyses suggère les principales conclusions suivantes :

- En ce qui concerne le COT, peu de différences sont observées entre les 6 charbons testés. Au début de l'été, les charbons végétaux C et D offraient des abattements de COT légèrement plus faibles que les autres charbons alors que le charbon bitumineux E était le plus performant, en raison de son résiduel d'adsorption (meilleur enlèvement du carbone non biodégradable dans les premières semaines d'analyses). Ensuite, en automne et en hiver, les différences s'amenuisent et tous les charbons performaient de façon à peu près équivalente. Le type de CAG utilisé a une influence sur la qualité de l'eau surtout du point de vue de la nitrification. Si la nitrification n'est pas un objectif de traitement, le choix du type de charbon à utiliser devrait être dicté par d'autres considérations (économique, performance de filtration...). Pour la nitrification, les différences entre les charbons apparaissent plus importantes lorsque la température diminue. En eau tiède et froide, le charbon végétal C offre le meilleur rendement, suivi de près par le charbon bitumineux B. Les charbons végétaux D et lignite F ont des performances légèrement moins bonnes en été et en automne. La demande en chlore ne permet pas de bien différencier les 6 charbons puisque les tendances sont assez variables au fil du temps. La demande en chlore immédiate est liée à l'abattement d'azote ammonical alors que la demande en chlore à 24 h (corrigée pour la demande immédiate) est liée à la concentration de COT.
- En terme de colonisation du charbon par la biomasse hétérotrophe, responsable de l'enlèvement du carbone organique, le charbon végétal C se distingue des autres puisqu'il est presque 2 fois plus colonisé alors que le charbon végétal D présente la colonisation la plus faible.
- La concentration de BHAA en sortie des filtres est très différente selon les charbons. Le charbon végétal C est le plus colonisé selon cette méthode, laquelle est cohérente avec les mesures par glucose radioactif.
- La biomasse nitrifiante était équivalente sur les filtres A,B, D, E mais moins élevée sur le filtre F. La biomasse sur le filtre C n'a pu être correctement évaluée en raison de difficultés analytiques.

Tableau 28: Récapitulatif des résultats

	Eau ozonée	Filtre A	Filtre B	Filtre C	Filtre D	Filtre E	Filtre F
		Bitumineux	Bitumineux	Bois	Noix de coco	Bitumineux	Lignite
Nb échantillons	13	13	13	13	13	13	13
COT moyen (mg/L)	2,77	2,33	2,39	2,49	2,42	2,32	2,33
Abattement moyen (%)		16,2	13,9	10,3	13,1	17,0	15,8
CODB moyen (mg/L)	0,51	0,31	0,37	0,32	0,34	0,29	0,29
Abattement moyen (%)		41,5	27,5	37,4	34,7	43,2	45,1
D_{Cl2} 5min moyen (mg/L)	0,61	0,38	0,40	0,31	0,45	0,41	0,54
Abattement moyen (%)		40,6	37,8	52,9	29,8	36,1	28,2
D_{Cl2} (24h-5min) moyen (mg/L)	1,59	1,32	1,39	1,47	1,36	1,33	1,24
Abattement moyen (%)		16,4	12,6	6,9	13,6	15,9	22,1
N-NH₃ moyen (µg/L)	18,5	11,7	10,7	6,3	14,8	11,6	16,3
Abattement moyen (%)		41,5	52,9	60,8	19,8	50,0	20,9
Log BHAA moyen (UFC/mL)	1,93	2,93	2,73	3,29	2,73	2,75	2,59

CHAPITRE 5 : EFFETS DU TEMPS DE CONTACT SUR LES PERFORMANCES DES CHARBONS

1. Colonisation des grains de charbons en fonction de la profondeur

Cette section présente les résultats des essais de mesure de la densité de la biomasse hétérotrophe et nitrifiante.

1.1. Bactéries nitrifiantes

L'activité nitrifiante a été mesurée par la méthode d'activité potentielle nitrifiante (Kihn et al., 2000).

Tel que discuté précédemment, des problèmes rencontrés lors de l'analyse du charbon C (perte de charbon lors du lavage) ne permettent pas d'utiliser les résultats obtenus pour ce charbon.

La figure 20 présente les profils de biomasse mesurés pour trois campagnes d'échantillonnage durant l'été 2008. Si on s'intéresse de plus près à la répartition de la biomasse selon le temps de contact entre le charbon et l'eau à filtrer, on remarque qu'il est difficile d'identifier une stratification nette, contrairement à la conclusion de Kihn et al. (2000) qui observaient une décroissance de la biomasse nitrifiante avec la profondeur.

De plus, la répartition varie selon la date du prélèvement. Ainsi, pour un charbon utilisé depuis un mois en mode biologique (Fig 20a), la répartition diffère de celle obtenue après quatre mois. Au bout d'un mois de colonisation, les charbons A, B, C, D et E suivent la même tendance, à savoir une augmentation du nombre de

bactéries avec le temps de contact (de 13% pour le charbon A à 151% pour le charbon D). Seul le charbon mésoporeux F voit sa population bactérienne diminuer avec la profondeur.

À cette date, le prélèvement n'a été fait qu'à deux hauteurs différentes, ce qui n'est pas assez représentatif de la véritable répartition. Pour les deux autres campagnes d'échantillonnages, des mesures ont été faites à trois temps de contact : 2,0 minutes, 6,0 minutes et 8,0 minutes.

Au bout de deux mois et demi (Fig. 20b), les charbons se comportent différemment au niveau de la colonisation. Les charbons microporeux B et E voient leur densité de biomasse nitrifiante augmenter avec le temps de contact, alors que le charbon A connaît une diminution de sa densité bactérienne au milieu du filtre, puis une augmentation en profondeur.

Le charbon F est son opposé puisque la population bactérienne augmente au milieu puis diminue. Enfin, les charbons D et C ont une densité bactérienne qui décroît lorsque le temps de contact augmente.

Le dernier prélèvement (Fig 20c) a été fait début septembre, soit 4 mois après la mise en oeuvre à l'eau ozonée. On remarque qu'à ce moment là, les charbons bitumineux A, B et E indiquent la même tendance, soit une faible augmentation de l'activité nitrifiante dans les premières couches du filtre, suivie par une augmentation de l'activité nitrifiante au fond du filtre. Les charbons D et F quant à eux montrent une diminution d'environ 30% de l'activité nitrifiante entre 2,0 et 6,0 minutes de temps de contact, puis une augmentation à 8,0 min jusqu'à un niveau voisin de la colonisation en surface du filtre. Il n'y a donc pas de tendance nette quant à l'évolution de la biomasse nitrifiante au sein du filtre.

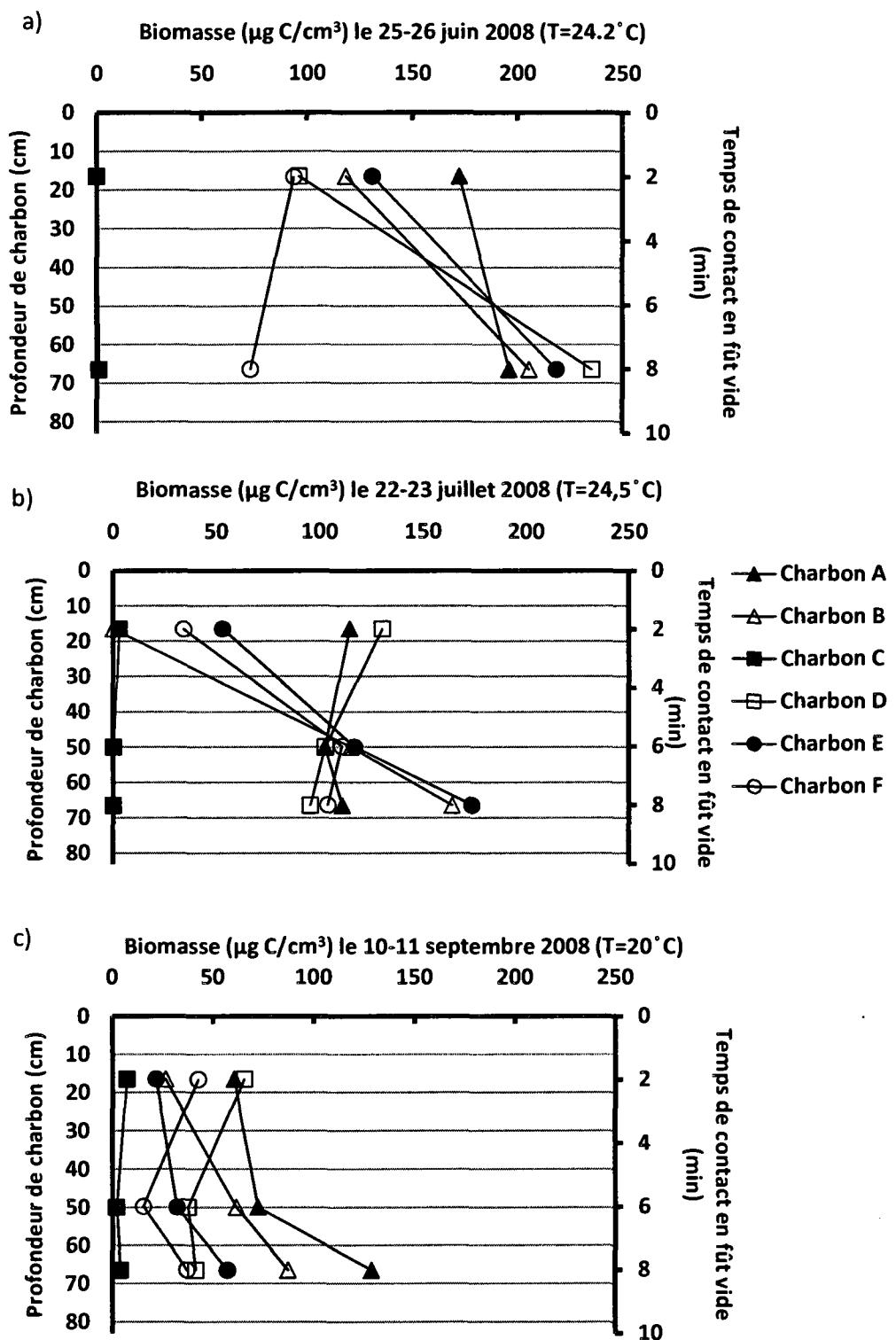


Figure 20 : Évolution de la biomasse nitrifiante au sein de la colonne de filtration

D'un point de vue général, les niveaux de biomasse nitrifiante sont comparables pour les charbons A, B, D et E. Le tableau 29 présente les pourcentages de diminution de la biomasse au cours des prélèvements. On y voit qu'au bout de deux mois d'utilisation en mode biologique, la biomasse nitrifiante de ces filtres a diminué d'environ 34 à 43%, contre seulement 0,4% pour le F. Au bout de 4 mois et demi d'utilisation, la biomasse a diminué de plus de moitié pour tous les charbons, voire même de près 80% pour le charbon E.

Tableau 29 : Diminution de la colonisation par rapport au premier prélèvement du 25-26 juin 2008

Charbon	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
23/07/08	40,57%	42,48%	-114,58%	33,88%	34,37%	0,38%
11/09/08	52,66%	63,90%	-810,42%	70,91%	78,78%	61,93%

1.2. Bactéries hétérotrophes

L'activité des bactéries a été mesurée selon la méthode décrite par Servais et al. (1991). Les résultats obtenus indiquent qu'en moyenne, nos grains de charbon ont piégé entre $1,34$ et $8,63 \times 10^8$ bactéries par cm^3 .

La figure 21 présente les profils de biomasse mesurés pour trois campagnes d'échantillonnage durant l'été 2008. Au bout d'un mois d'utilisation, tous les

charbons étudiés se comportent de la même façon, à savoir que la répartition des bactéries hétérotrophes est plus importante à la surface du filtre et diminue avec la profondeur, c'est-à-dire avec le temps de contact. On note qu'il y a une différence d'environ 50% entre la colonisation dans les premières couches du filtre et dans les couches les plus profondes (on passe de $6,9 \times 10^8$ à $3,1 \times 10^8$ bactéries/cm³ de charbon pour le charbon C par exemple, et de $2,6 \times 10^8$ à $1,3 \times 10^8$ bactéries/cm³ pour le charbon E au bout du premier mois de colonisation).

Après deux mois et demi d'utilisation en tant que charbon biologique (Fig. 21b), la tendance de colonisation est toujours la même et la diminution entre la colonisation en surface et la colonisation en profondeur varie entre 10% (charbon D) et 54% (charbon B). Toutefois, le charbon A est le seul à voir sa population bactérienne croître avec la profondeur.

Enfin, le dernier prélèvement (Fig. 21c) nous indique à nouveau une baisse de la densité bactérienne pour tous les charbons testés lorsque la profondeur augmente, et donc le temps de contact. La diminution est de 30 à 33% pour les charbons A, D et F et de 53 à 57% pour les charbons B, C et E entre 2 et 10 minutes de temps de contact en fût vide.

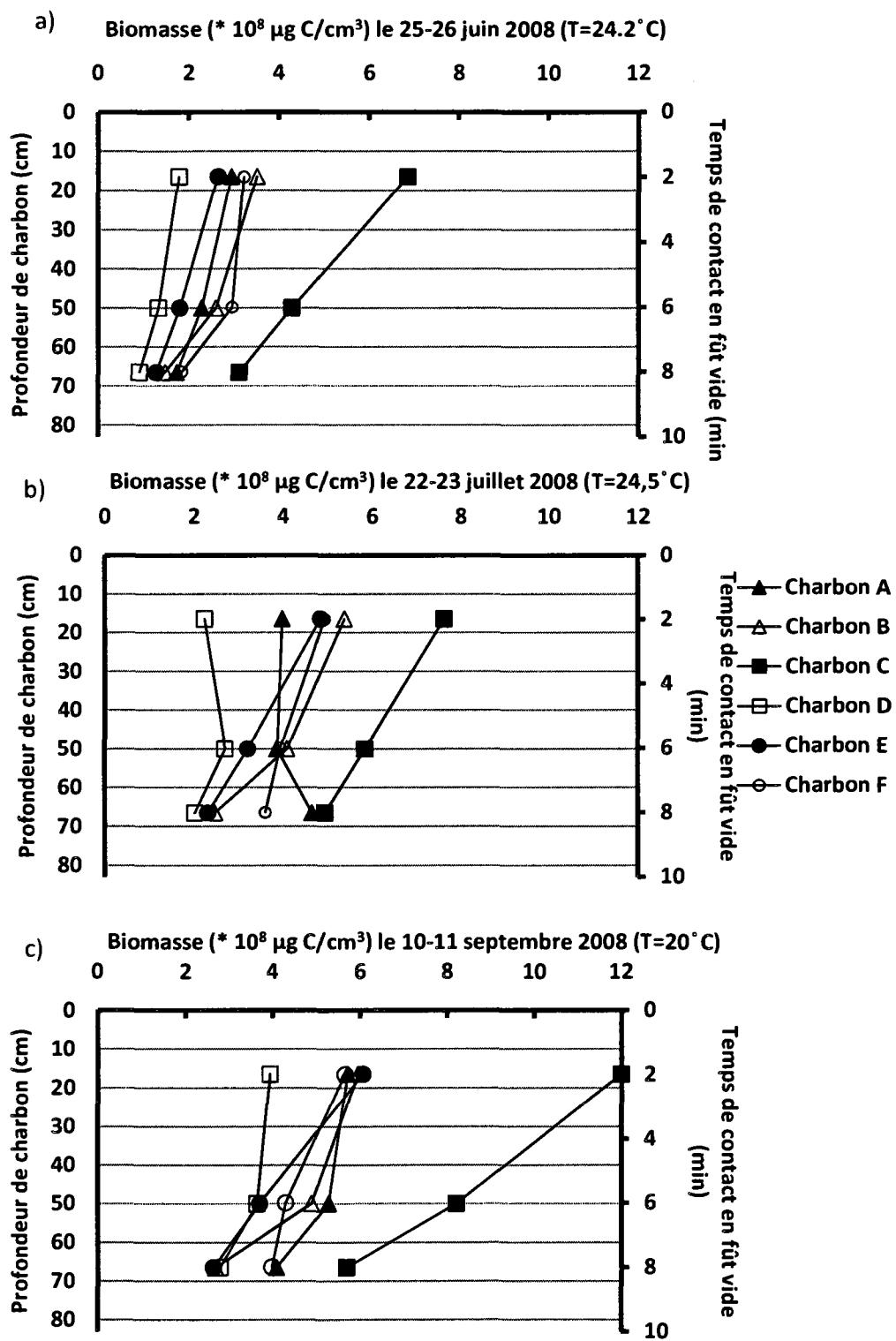


Figure 21 : Évolution de la biomasse hétérotrophe au sein de la colonne de filtration

D'une manière générale, la répartition des bactéries hétérotrophes au sein de la colonne de filtration a tendance à décroître lorsque le temps de contact augmente, comme l'avait également trouvé Servais et al. (1994). Dans l'étude de Mc Elhaney et Mc Keon (1978), la densité mesurée est de 10^7 à 10^8 bactéries par gramme de charbon mouillé. Compte tenu que la densité des charbons étudiés varie de 0,22 kg/L à 0,53 kg/L, cela correspondrait à 5×10^6 à 5×10^7 bactéries par cm³ de charbon mouillé. Nos résultats sont donc supérieurs à ces données.

D'un point de vue général, les niveaux de biomasse hétérotrophes sont comparables pour les charbons A, B, D et F alors que le charbon C est environ 1,7 fois plus colonisé et le charbon D jusqu'à 2 fois moins peuplé. Le tableau 30 présente le pourcentage d'augmentation de la biomasse au cours des prélèvements. On constate qu'au bout de 2 mois d'utilisation, la biomasse a augmenté de 29% (charbon C) à près de 60% (charbons B et F), jusqu'à plus de 70% (charbons A, D et E). Après 4 mois et demi d'utilisation, l'augmentation varie entre 73 et 82% pour les charbons B, C et F et atteint plus de 100% pour les autres CAG.

Tableau 30 : Augmentation de la colonisation par rapport au premier prélèvement du 25-26 juin 2008

Charbon	A	B	C	D	E	F
	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
22-23/07/08	79,48%	57,80%	29,29%	73,10%	80,87%	55,71%
10-11/09/08	116,33 %	78,90%	81,42%	157,59%	116,22%	73,52%

2. Évolution du carbone organique total avec le temps de contact en fût vide

Deux profils de carbone organique total ont été tracés suite aux deux campagnes d'échantillonnage à différentes profondeurs dans le filtre, les 2 et 16 octobre 2008 (Fig. 22 & 23).

Lors du premier prélèvement (Fig. 22), tous les charbons voient leur concentration en COT diminuer progressivement lorsque le temps de contact en fût vide augmente. Le tableau 31 relate la progression de l'enlèvement de COT en fonction du temps de contact. On constate donc que les six charbons procurent en sortie de filtre le même abattement (de 11,4% à 13,6%).

Lors de la deuxième campagne (Fig. 23), la tendance générale est la même, à savoir une diminution du carbone organique au fur et à mesure que le temps de contact augmente. L'abattement obtenu après 2,0 minutes de temps de contact est plus important que lors du premier prélèvement, tout comme l'abattement final qui va jusqu'à 16% pour le charbon F et 14% pour le charbon C. Les autres charbons ont une performance similaire à la précédente campagne, voire légèrement inférieure.

Pour les six charbons à l'essai, l'enlèvement de COT se fait donc tout au long de la colonne filtrante selon une cinétique qui semble s'apparenter à un pseudo premier ordre. Sur la base des pourcentages d'abattement moyens dans les filtres (Tableau 31), il est possible de calculer la constante cinétique. En prenant la moyenne sur les 6 filtres, pour le prélèvement du 02 octobre, on trouve une demi-vie égale à 51,12 minutes et 77,02 minutes pour le 16 octobre.

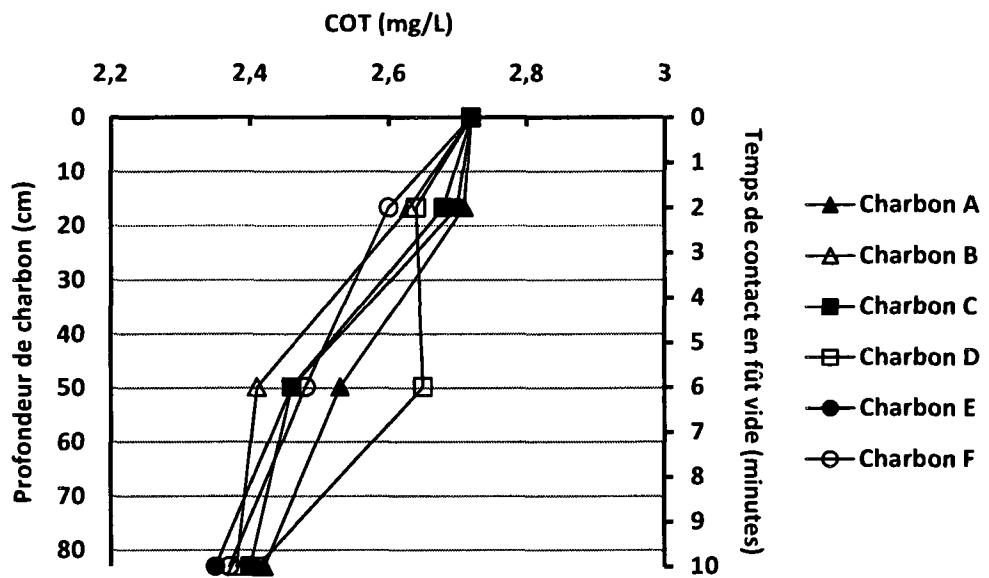


Figure 22 : Profil du carbone organique total dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 ($T=18,5^{\circ}\text{C}$)

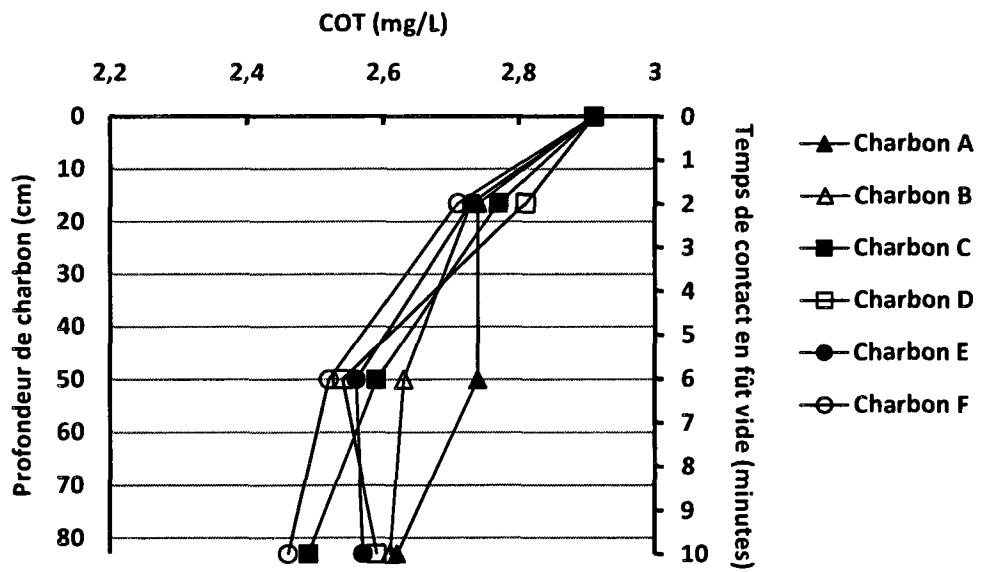


Figure 23 : Profil du carbone organique total dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 ($T=17,4^{\circ}\text{C}$)

Tableau 31 : Abattement du COT en fonction du temps de contact en fût vide

Charbon		A	B	C	D	E	F
	Temps (min)	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
02/10/08	2	0,7%	2,9%	1,5%	2,9%	0,7%	4,4%
	6	7,0%	11,4%	9,6%	2,6%	9,6%	8,8%
	10	11,4%	12,5%	11,8%	11,4%	13,6%	12,9%
16/10/08	2	5,8%	6,2%	4,8%	3,4%	6,2%	6,9%
	6	5,8%	9,6%	11,0%	12,7%	12,0%	13,4%
	10	10,0%	10,3%	14,4%	11,0%	11,7%	15,5%

3. Évolution de l'azote ammoniacal avec le temps de contact en fût vide

Les figures 24 et 25 présentent les profils de la concentration en azote ammoniacal en fonction du temps de contact en fût vide dans les filtres. À la figure 24, on constate qu'il existe de grandes différences au niveau des profils d'abattement de l'azote ammoniacal dans les filtres. Pour les charbons A, B, C et E, la teneur en azote ammoniacal dans l'eau filtrée diminue lorsque que le temps de contact augmente. Ces 4 charbons procurent le même taux d'enlèvement en sortie de la colonne, bien qu'on note une efficacité un peu plus grande des charbons B et C.

Pour la deuxième campagne (16 octobre 2008), 3 des 6 charbons mis à l'essai ne performent pas bien pour l'enlèvement de l'azote ammoniacal. En effet, les charbons D et F relarguent de l'azote ammoniacal en sortie de la colonne. Les charbons A, B, C et E sont en revanche efficaces puisqu'ils permettent un abattement de 53 à 77% de la concentration initiale. Il apparaît cependant que la concentration d'azote ammoniacal, même si elle augmente dans les premières minutes pour tous les filtres sauf le filtre C, diminue lorsque le temps de contact en fût vide augmente. De plus, la concentration en azote ammoniacal à l'eau brute est plus élevée le 16 octobre que le 02 octobre, puisqu'elle atteint les 25 µg/L alors qu'elle ne dépassait pas les 15 µg/L avant. Cette différence peut s'expliquer par la

différence de température de l'eau (18,5 °C le 02 octobre contre 17,4 °C le 16 octobre). En effet, comme vu dans le chapitre 4, l'abattement de l'azote ammoniacal est plus faible lorsque la température diminue, d'où une concentration plus importante en sortie des filtres le 16 octobre.

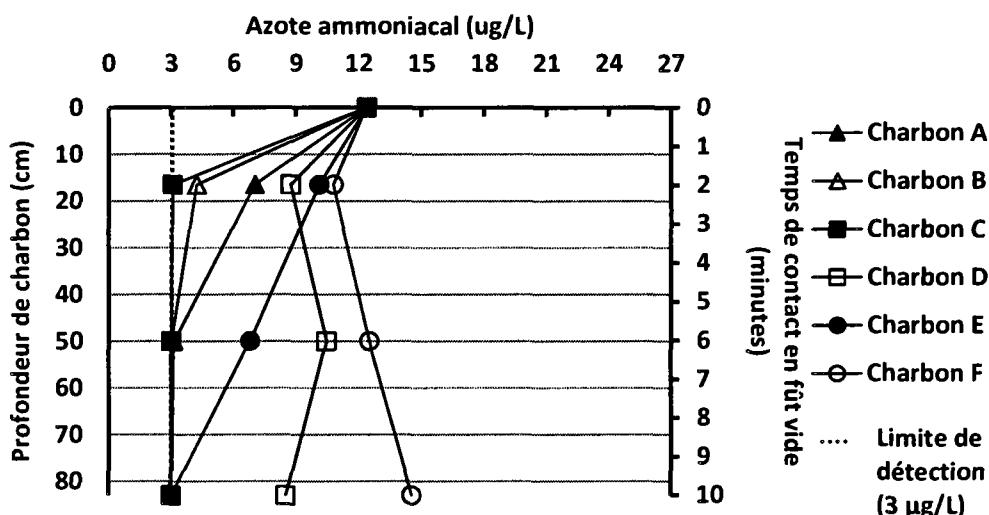


Figure 24 : Profil de l'azote ammoniacal dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 ($T= 18,5 \text{ } ^\circ\text{C}$)

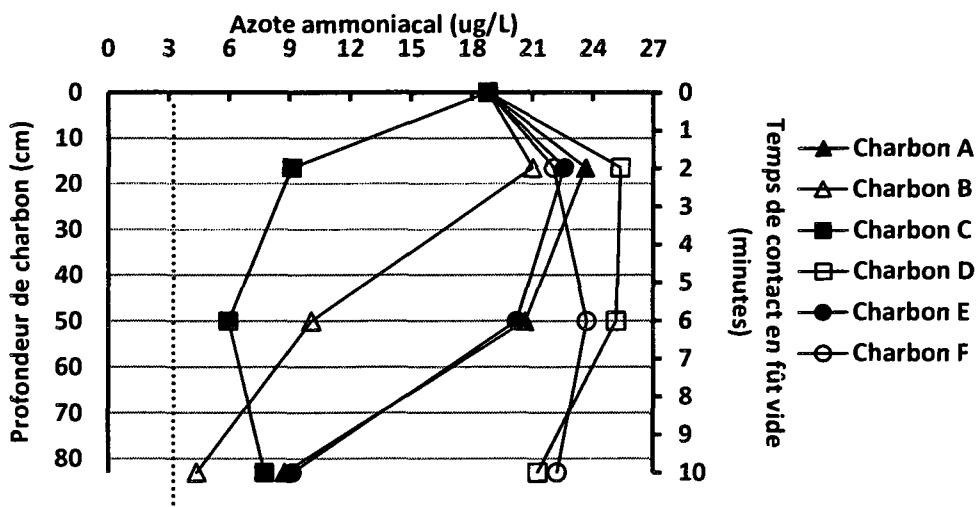


Figure 25 : Profil de l'azote ammoniacal dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 ($T=17,4 \text{ } ^\circ\text{C}$)

Le tableau 32 donne les taux d'abattement dans la colonne filtrante. Il n'est pas possible de calculer une cinétique d'enlèvement, contrairement au cas du COT, car les profils d'abattement sont beaucoup plus complexes. Le 02 octobre 2008, seul le charbon F produit une concentration en azote ammoniacal en sortie supérieure à la valeur d'entrée. Le charbon C quant à lui enlève tout l'azote ammoniacal en 2,0 minutes de temps de contact et les charbons A et B en 6,0 minutes. Les autres charbons ont besoin des 10 minutes pour arriver à leur abattement final. Le 16 octobre, les charbons D, E et F donnent un abattement négatif de l'azote ammoniacal. Selon ces résultats, nous concluons que le charbon C est le meilleur pour la nitrification suivi du charbon B. Les charbons A, E se ressemblent alors que le charbon F est le moins performant.

Tableau 32 : Abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps de contact en fût vide

Charbon		A	B	C	D	E	F
	Temps (min)	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
02/10/08	2	40,2%	65,8%	75,2%	29,3%	18,3%	12,8%
	6	75,8%	75,8%	75,8%	15,5%	45,1%	-0,9%
	10	75,8%	75,8%	75,8%	31,1%	75,8%	-17,4%
16/10/08	2	-25,8%	-13,1%	51,4%	-35,1%	-12,6%	-17,3%
	6	-9,8%	46,3%	68,2%	-33,9%	-20,2%	-26,2%
	10	53,3%	76,6%	58,6%	-12,6%	-7,6%	-18,2%

4. Évolution de la demande en chlore avec le temps de contact en fût vide

4.1. Demande immédiate

Les figures 26 et 27 présentent les profils de la demande en chlore immédiate le long de la colonne de filtration. La variation de la demande en chlore en fonction du temps de contact est assez différente pour les 6 charbons. D'une manière générale,

la demande en chlore à court terme diminue lorsque le temps de contact augmente, tout comme la concentration d'azote ammoniacal qui est directement liée à ce paramètre.

Lors de l'échantillonnage du 02 octobre 2008, les charbons B, D et E offraient une décroissance continue alors les autres CAG avaient des performances variables. Ainsi, le charbon A faisait augmenter la demande en chlore de 7,4% (Tableau 33) par rapport à l'affluent avant de la faire chuter, alors que les charbons C et F enlevaient la demande en chlore (respectivement 35,2 et 16,7% au bout de 2 minutes) puis remontaient à un niveau plus élevé après 6 minutes (seulement 29,6 et 1,8%) avant de redescendre jusqu'à un abattement de 50% pour le charbon C et 16,7% pour le charbon F.

Le 16 octobre 2008, mis à part une petite hausse pour les charbons E et F (inférieure à 10%), tous les charbons provoquent une diminution de la demande en chlore lorsque le temps de contact augmente. Le charbon A, qui était le moins performant le 02 octobre, donne en fin de colonne le meilleur enlèvement (près de 43%), contre seulement 14,3% pour le charbon F et 15,9% pour le charbon D. Le charbon macroporeux C est celui dont la demande en chlore à court terme diminue le plus rapidement en début de colonne (22,2%), pour ensuite diminuer plus lentement et atteindre le même taux d'abattement que les charbons A, B ou E.

Ainsi, de manière générale, il n'y a pas de conclusion générale à tirer, les variations diffèrent d'un charbon à l'autre et d'un prélèvement à l'autre.

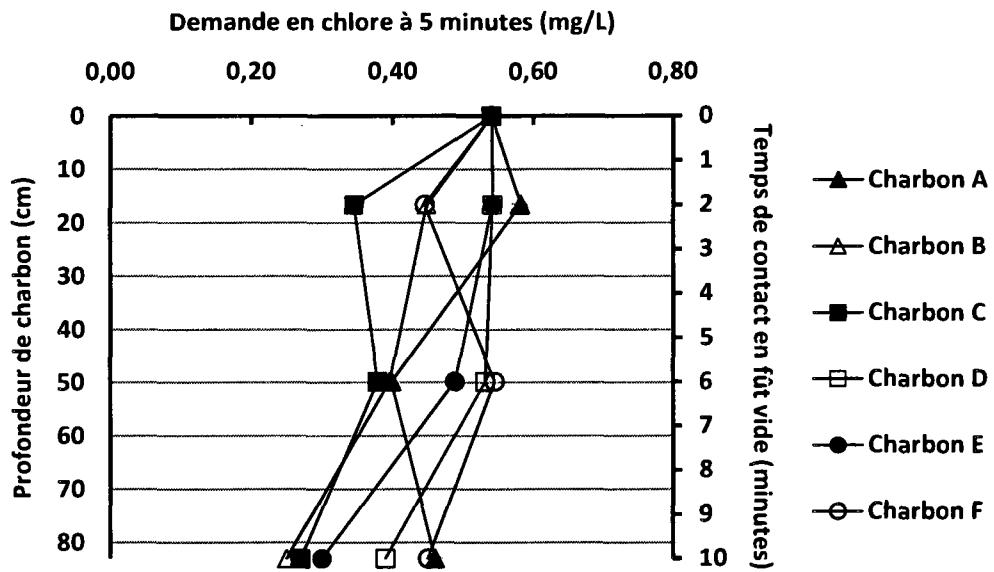


Figure 26: Profil de la demande en chlore à court terme dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 ($T=18,5^{\circ}\text{C}$)

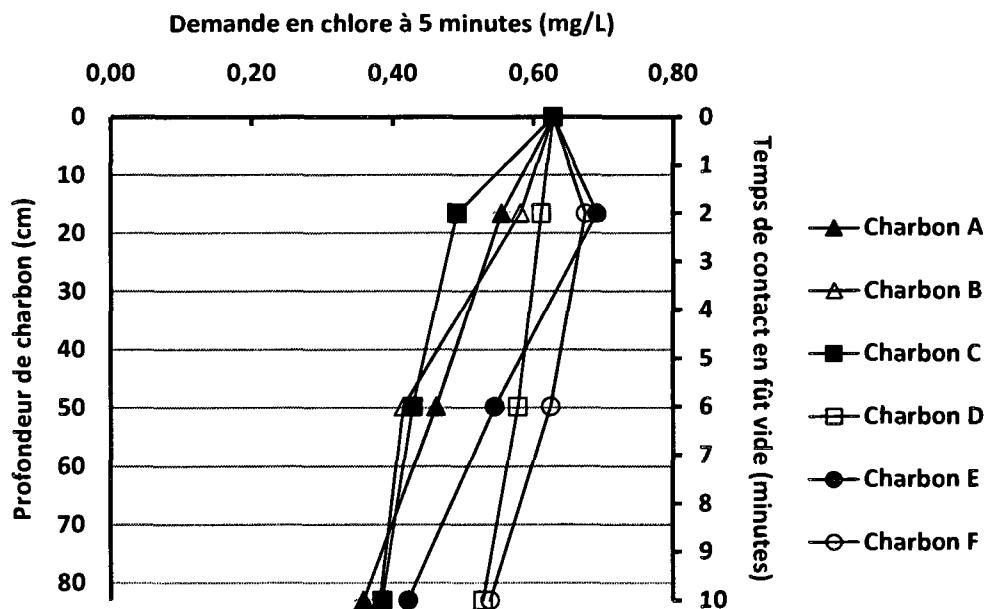


Figure 27: Profil de la demande en chlore à court terme dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 ($T=17,4^{\circ}\text{C}$)

Tableau 33 : Abattement de la demande en chlore à court terme en fonction du temps de contact en fût vide au 02 octobre 2008

Charbon		A	B	C	D	E	F
	Temps (min)	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
02/10/08	2	-7,4%	16,7%	35,2%	0%	0%	16,7%
	6	25,9%	25,9%	29,6%	1,8%	9,2%	1,8%
	10	14,8%	53,7%	50%	27,8%	44,4%	16,7%
16/10/08	2	12,7%	7,9%	22,2%	3,2%	-9,5%	-6,3%
	6	27,0%	34,9%	31,7%	7,9%	14,3%	1,6%
	10	42,9%	39,7%	39,7%	15,9%	33,3%	14,3%

4.2. Demande à long terme

Comme montré dans le chapitre 4, les tendances quant à l'abattement de la demande en chlore à long terme ne suivent pas celles de l'abattement de la demande en chlore à court terme. En effet, l'enlèvement de la demande en chlore due à la matière organique est plus important en sortie de filtre pour les charbons A et F le 02 octobre, et pour les charbons D, E et F le 16 octobre. Les figures 28 et 29 présentent les profils de demande en chlore à long terme et le tableau 34 nous donne les pourcentages d'abattement selon le temps de contact en fût vide.

Le 02 octobre (figure 28), pour tous les charbons excepté le charbon E, la tendance globale est à la diminution de la demande en chlore à long terme lorsque le temps de contact augmente. Pour le charbon E, on note une diminution de 25,9% dans les 2 premières minutes, puis une augmentation pour dépasser la valeur présente à l'entrée. Les charbons A, C, D et F ont le même profil, à savoir une hausse de la demande en chlore lors des 2 premières minutes de filtration (de 2,8% pour le charbon C à 14% pour le charbon D) puis un abattement dans les 8 minutes restantes, pour atteindre 5,6% d'enlèvement pour les charbons B et D jusqu'à 21% pour le charbon A.

Le 16 octobre, la figure 29 indique que c'est le charbon A qui commence par faire diminuer la demande en chlore dans les premières minutes de filtration, puis la fait augmenter pour être supérieure à la valeur de l'affluent (hausse de 2,7%). Les charbons les plus efficaces sont cette fois ci les charbons D, E et F, qui donnent un enlèvement final de 15,4 à 16,8%. Toutefois les variations varient encore puisque les charbons C et D engendrent une hausse de la demande en chlore (de 9,4 à 11,4%) avant une diminution jusque 15,4%. Le charbon F fait diminuer la demande en chlore progressivement tout le long de la filtration.

Comme pour la demande en chlore immédiate, il n'y a pas de tendance nette, aucune conclusion ne peut être tirée grâce à ces deux profils.

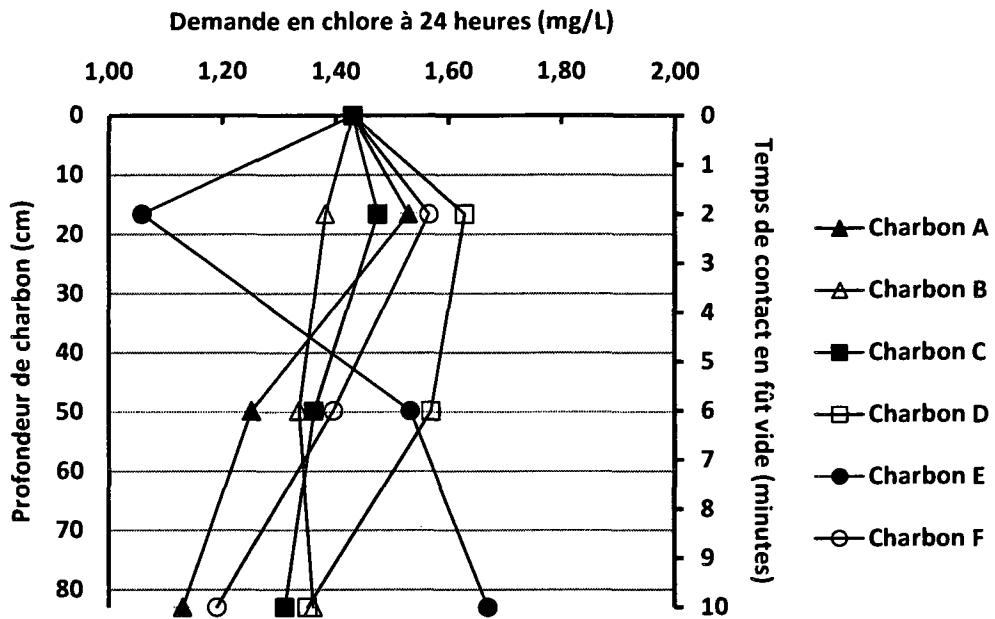


Figure 28: Profil de la demande en chlore à long terme dans les colonnes de CAG le 02 octobre 2008 ($T = 18,5^\circ\text{C}$)

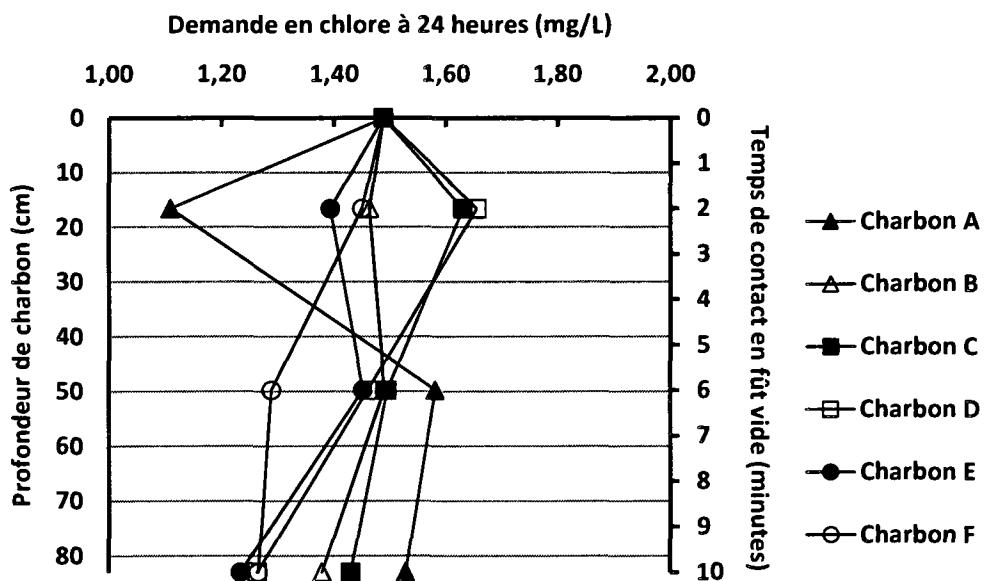


Figure 29: Profil de la demande en chlore à long terme dans les colonnes de CAG le 16 octobre 2008 ($T = 17,4^\circ\text{C}$)

Tableau 34 : Abattement de la demande en chlore à long terme en fonction du temps de contact en fût vide

Charbon		A	B	C	D	E	F
	Temps (min)	Bitu-mineux	Bitu-mineux	Bois	Noix de coco	Bitu-mineux	Lignite
02/10/08	2	-7,0%	3,5%	-2,8%	-14,0%	25,9%	-9,8%
	6	12,6%	7,0%	4,9%	-9,8%	-7,0%	2,0%
	10	21,0%	5,6%	8,4%	5,6%	-16,8%	16,8%
16/10/08	2	25,5%	2,7%	-9,4%	-11,4%	6,7%	2,7%
	6	-6,0%	0%	0%	2,7%	2,7%	13,4%
	10	-2,7%	7,4%	4,0%	15,4%	16,8%	15,4%

5. Synthèse

Pour récapituler les résultats obtenus, on peut conclure que :

- L'activité nitrifiante a augmenté durant les 4,5 premiers mois de suivi.
- L'activité nitrifiante est initialement majoritairement localisée en surface mais finit par dominer dans le fond du filtre.
- Au contraire de la biomasse nitrifiante, l'activité de biomasse hétérotrophe est plus importante à la surface du filtre qu'en profondeur. Les bactéries se fixent donc dès les premières minutes de contact entre l'eau et le milieu filtrant ;
- Le COT est enlevé tout au long du filtre, sa concentration diminue lorsque le temps de contact augmente ;
- En ce qui concerne l'azote ammoniacal, les tendances sont différentes, il semble que la majeure partie de l'azote ammoniacal est enlevé dans les premières minutes de filtration pour certains charbons, puis que les grains de charbon en relarguent puisque la concentration augmente dans la suite du filtre alors que pour d'autres, les 10 minutes sont nécessaires pour atteindre l'abattement maximal ;

La demande en chlore suit des variations tout au long de la colonne filtrante, aucun comportement précis n'apparaît.

CHAPITRE 6 : EFFETS DE L'ÂGE SUR LES PERFORMANCES DES CHARBONS

1. Abattement de l'azote ammoniacal

Les figures 30 et 31 présentent les moyennes des résultats obtenus pour tous les charbons employés à l'usine de Ste-Rose, à savoir deux charbons *Calgon F400* en fonctionnement depuis 1984, deux *Picabiol* en fonctionnement depuis 1990 et deux autres *Calgon F400* en fonctionnement depuis 1987. Une des faiblesses de ces données vient du fait qu'on ne peut pas tirer de conclusion charbon par charbon car durant certaines années, seule l'eau filtrée combinée était analysée. Il a donc fallu traiter les données en faisant une moyenne pondérée de l'âge des charbons, pour tracer l'évolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction de l'âge du CAG. L'autre problème rencontré avec des données est le nombre de résultats sous la limite de quantification de la méthode employée ($0,04 \text{ mg N-NH}_3/\text{L}$), aussi bien concernant les données à l'affluent qu'à l'eau filtrée. Ainsi, on ne peut pas employer la méthode statistique du chapitre 4, consistant à remplacer ces données par la limite de détection (ou sa moitié, dans le cas d'une approche plus optimiste), puisque l'abattement serait alors considéré comme total dans le cas où la valeur en entrée et en sortie du filtre serait sous la limite de détection.

Les résultats concernent les années 2001 à 2008, ils ont été fournis par les responsables de la station de Sainte Rose. En 2001-2002, le niveau de la rivière des Prairies était historiquement bas, donc la concentration en azote ammoniacal élevée, d'où le nombre important de données au dessus de la limite de détection. On constate aussi qu'il manque des données entre 2003 et 2006. En effet, à cette période, le niveau de la rivière était haut, donc la quantité d'azote ammoniacal

faible (données sous le seuil de 0,04 mg/L), il y a donc eu peu de prélèvements effectués. À partir de 2007, des dosages hebdomadaires en entrée et sortie des filtres ont été réalisés.

La figure 30 représente l'abattement moyen fourni par tous les charbons pour les années 2001 à 2008. On constate que jusqu'en 2004, il y a très peu de relargage d'azote ammoniacal, et que l'enlèvement maximal atteint 90%. Plus le temps avance, plus le nombre d'épisodes de relargage augmente.

Afin de voir l'évolution de la performance moyenne des charbons selon la température de l'eau, la figure 31 a été tracée. Les courbes correspondant à l'abattement obtenu selon l'âge moyen du charbon pour les cas où la température est supérieure à 15 °C et inférieure à 5 °C sont représentées. Il apparaît que la diminution de la performance des charbons est plus forte en eau froide, puisqu'une fois atteint l'âge de 16 ans, il n'y a plus d'abattement de l'azote ammoniacal. Toutefois, déjà à l'âge de 14 ans, la performance d'abattement était inférieure à 5%. Il n'y a pas assez de données pour déterminer à partir de quel âge les charbons perdent leur efficacité en eau froide. En effet, il a été vu dans le chapitre 4 que le charbon, selon sa nature, peut performer à plus de 40% en hiver.

En eau chaude, l'abattement est encore important pour des charbons âgés de 14 ans (plus de 80%), mais diminue au fil du temps. Il ne vaut plus que 15% après 17 ans d'utilisation. On trouve également un pic anormalement bas en 2005, probablement du au fait que peu de prélèvements ont été faits et que les résultats obtenus à cette période étaient sous la limite de détection, donc avec une plage d'erreur importante. En 2006, l'abattement moyen est encore négatif, mais a été fait avec une seule donnée, sous la limite (0,02 mg/L), donc cela ne peut pas être interprété. En 2007, l'enlèvement retrouve une valeur positive, 13%, mais redescend ensuite en 2008, après 21 ans d'utilisation.

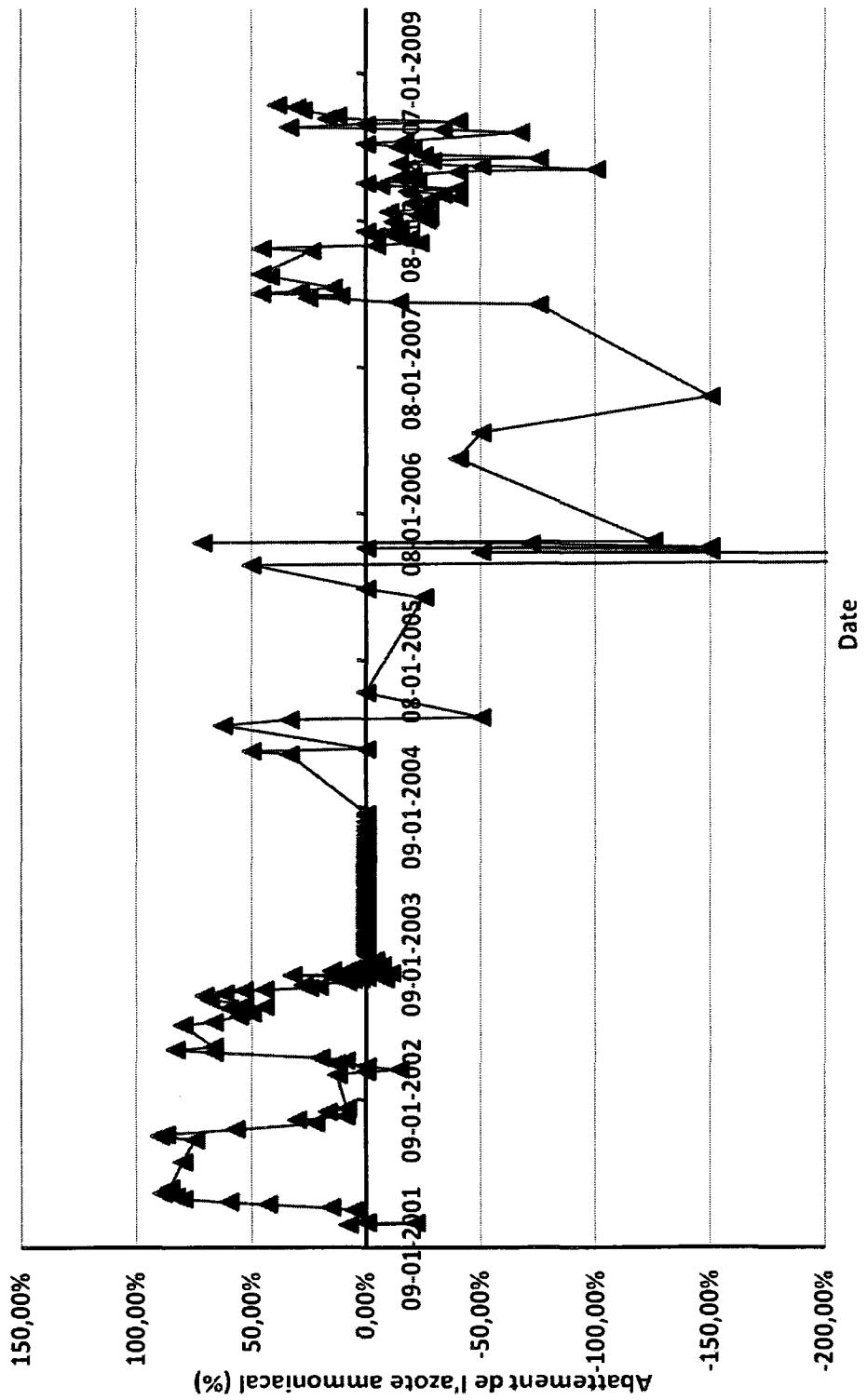


Figure 30 : Évolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'utilisation du charbon à l'usine de Sainte Rose

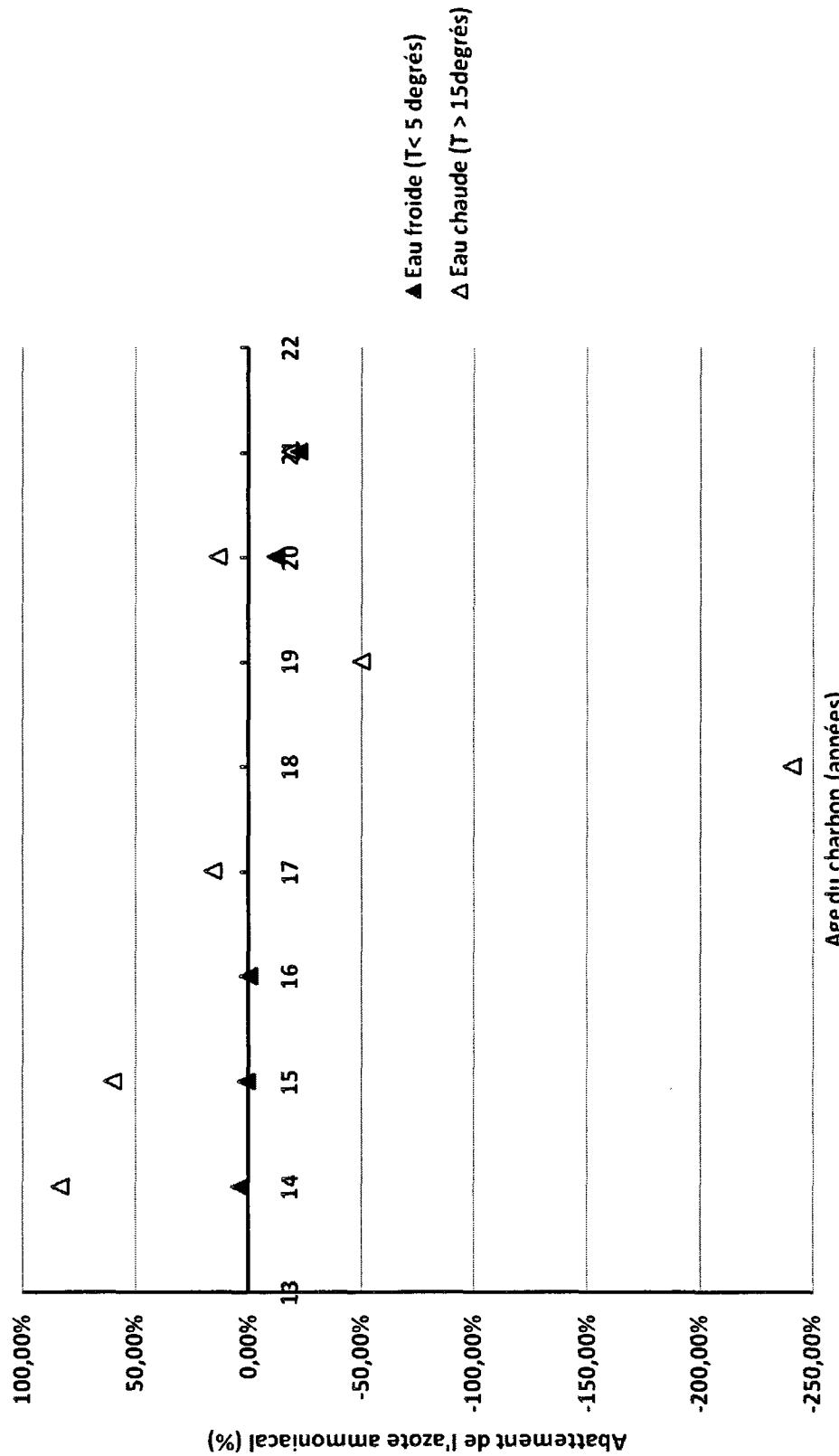


Figure 31 : Evolution de l'abattement de l'azote ammoniacal en fonction du temps d'utilisation du charbon à l'usine de Sainte Rose

L'ajout de chlore après le bassin d'ozonation a commencé dès 1998, soit avant les données recueillies. Ainsi, tous les résultats obtenus proviennent des mêmes conditions de traitement. On ne peut donc pas expliquer les différences obtenues au cours du temps par l'ajout soudain de chlore avant les filtres.

En hiver, l'eau étant plus chargée en azote ammoniacal, il n'y a pas de données proche de la limite de détection. En été, l'eau est moins chargée en azote ammoniacal, il y a donc des données sous la limite de détection. Afin de comparer les performances des charbons selon leur âge, les données ont été regroupées en tranche d'âge : 14-15 ans, 16-17ans, 18-19 ans, et 20-21 ans. Des statistiques ont été faites pour évaluer si les différences de performances étaient significatives, les résultats sont présentés en annexe .

Le test de Kruska-Wallis compare les moyennes d'abattement des différentes classe d'âge des charbons, le paramètre p indique si les différences sont significatives ($p<0,05$) ou non ($p>0,05$). Dans notre cas, $p<0,0001$, ceci indique donc que les charbons ont une performance moyenne différente selon l'âge. Le test de la médiane confirme ce résultat puisqu'il donne aussi $p<0,0001$, donc des différences significatives.

2. Abattement du carbone organique total

Les données historiques de plusieurs charbons ont été récupérées auprès de la ville de Laval, pour la station de traitement de Sainte Rose. En 1984, les charbons *Calgon F400* (filtre 1D), *Hydrodarco 1030* (filtre 3D) et *Norit PKST* (filtre 5D) ont été mis en service. Comme leurs performances diminuaient avec le temps d'utilisation (comme indiqué sur les figures 32 et 33), certains charbons ont été remplacés. En effet, au bout de 3 ans, le *Norit PKST* ne procurait plus que 14% d'enlèvement du carbone organique total en hiver et 25% en été, et l'*Hydrodarco*, moins de 20% après 6 ans

de fonctionnement. Ainsi, le filtre 3D a été rempli avec du *Picabiol H120* et le filtre 5D avec du *Calgon F400*.

La figure 32 montre l'évolution des performances de tous ces charbons en eau chaude en fonction de leur âge. On constate de manière générale que l'efficacité des charbons en grains diminue lorsqu'ils vieillissent. Ainsi, en 5 ans de fonctionnement, le *Calgon F400* de la colonne 5D passe de 90% d'enlèvement du COT à moins de 25%. De même, le *Calgon F400* de la première colonne perd plus de 50% de sa capacité d'abattement. On peut noter également que le *Calgon F400* reste au fil du temps le meilleur charbon du point de vue de l'enlèvement du COT. Le manque de données concernant le *Picabiol* ne nous permet pas d'évaluer son évolution au fil du temps. Les prélèvements anciens n'ont été faits que sur 2 années, et les derniers prélèvements (2008-2009) ne comportent qu'un échantillon par an.

Une figure similaire (figure 33) a été tracée en eau froide, afin d'évaluer si les performances changent ou non lorsque l'eau refroidit et que le charbon vieillit. On constate la même tendance à la diminution des performances que précédemment, ainsi qu'une supériorité d'abattement de la part du *Calgon F400*. Les données concernant le *Picabiol* ne sont pas en nombre suffisant pour tirer des conclusions, même s'il apparaît que lors des premières années, ses performances sont nettement inférieures à celles des autres CAG (13% d'abattement au bout d'un an, contre 23% pour l'*Hydrodarco*, 24% pour le *Norit* et plus de 38% pour le *Calgon F400*), ce qui s'explique par la meilleure performance de ces autres CAG en mode adsorption.

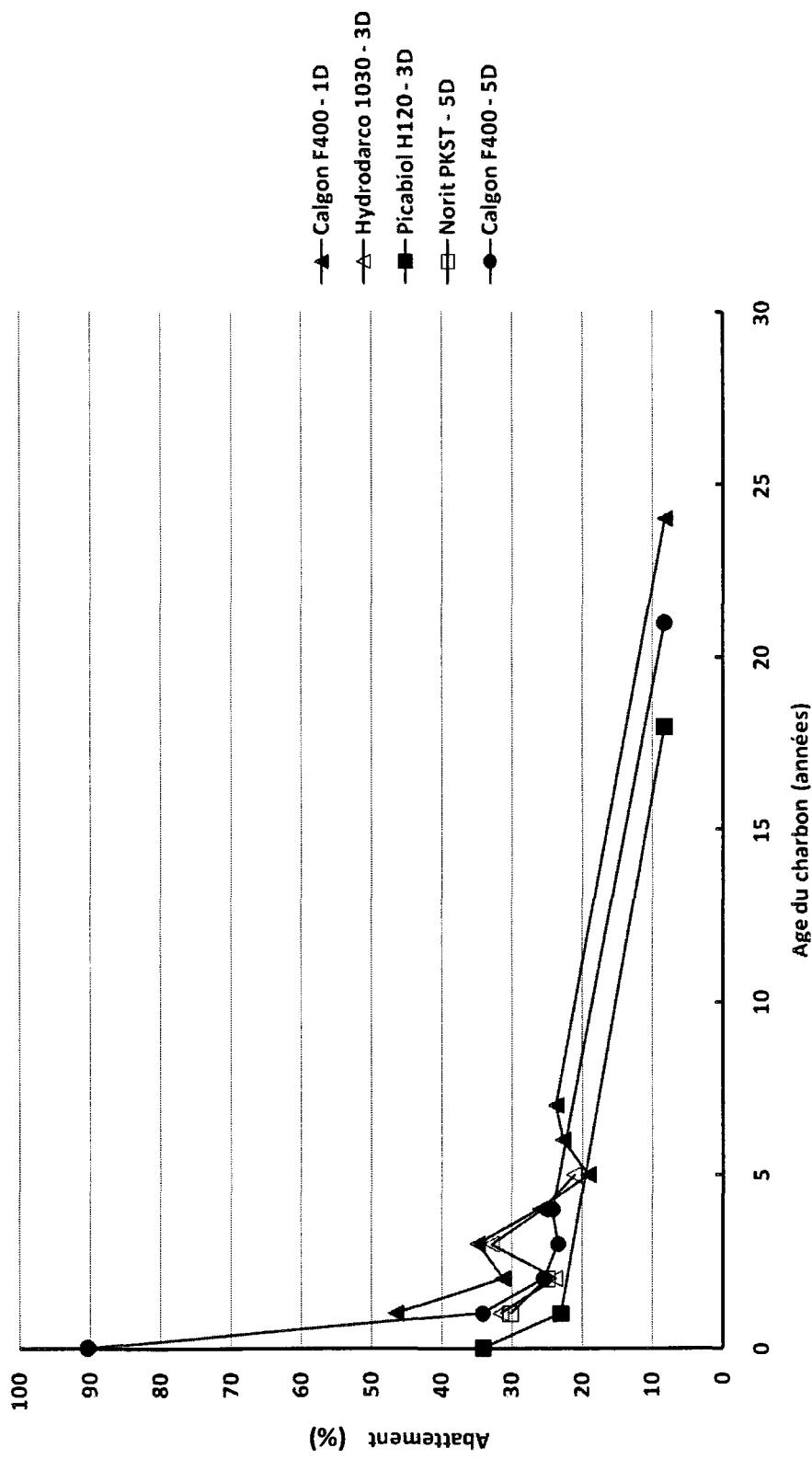


Figure 10. Evolution de l'abattement en fonction de l'âge et de la nature du charbon : 7C lignite

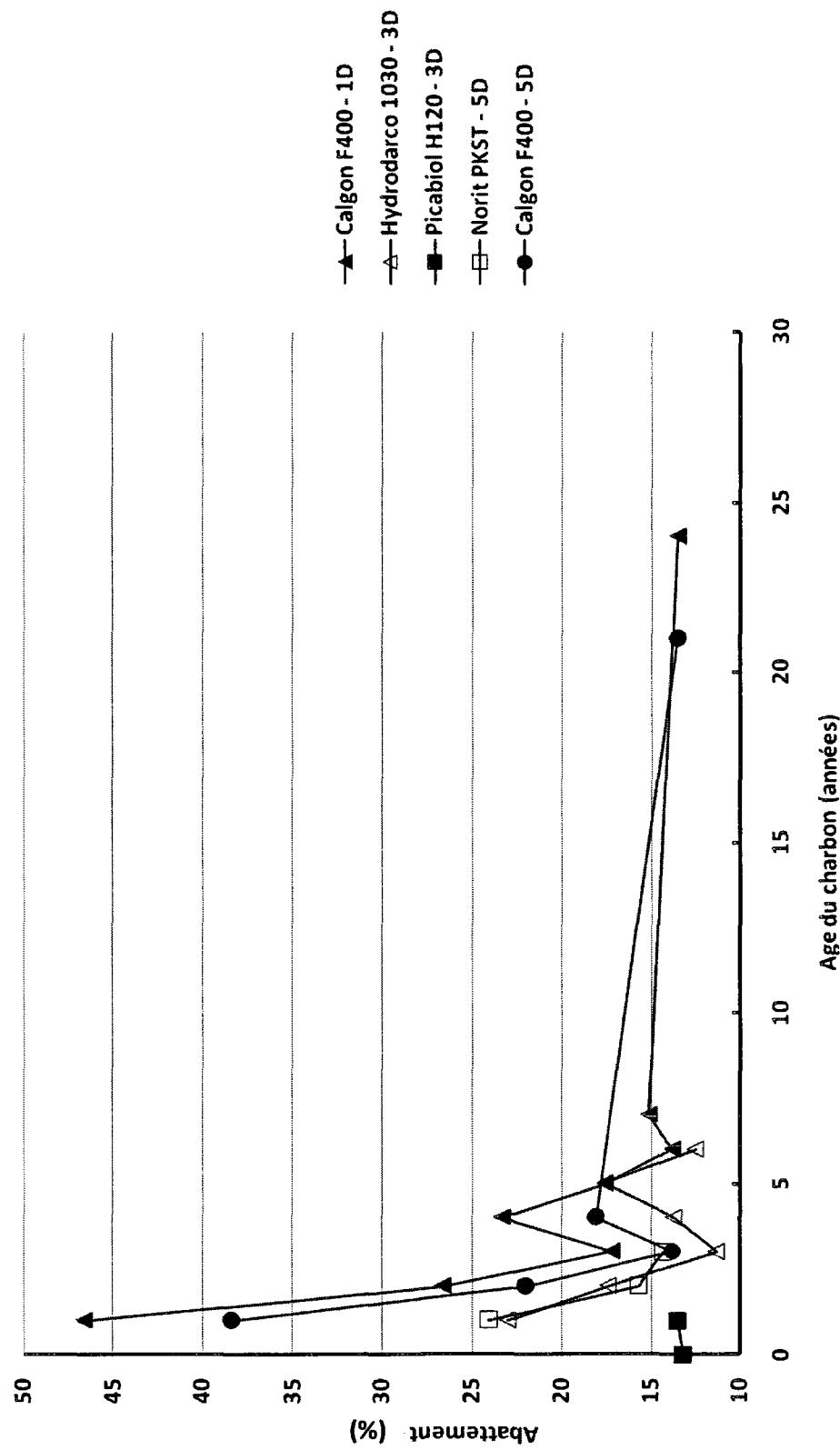


Figure 33 : Evolution de l'abattement du COT en eau froide en fonction de l'âge du charbon à l'usine de Sainte Rose

CHAPITRE 7 : DISCUSSION

La performance des six charbons actifs en grain utilisés pour la filtration biologique a été testée selon différents paramètres d'étude. Les effets de la nature du charbon, du temps de contact en fût vide entre l'eau et le charbon, ainsi que du temps d'utilisation du charbon ont été évalués par des analyses chimiques et bactériologiques de l'eau filtrée et des grains de charbon. Les mesures faites concernaient l'abattement du carbone organique total et du carbone organique dissous biodégradable, de l'azote ammoniacal et de la demande en chlore à courte et long terme, ainsi que la mesure de la quantité de bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies en sortie de la filière de filtration, et l'évaluation de la colonisation bactérienne des grains, par la mesure de l'activité des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes.

1. Effets de la nature du charbon

Les analyses effectuées pour déterminer si la nature du charbon influait sur la qualité de l'eau résultant de la filtration ont montré que tous les composés biodégradables ne réagissaient pas de la même façon à la provenance du charbon. En effet, l'abattement du carbone organique total, même s'il était différent lors des premiers mois à cause du résiduel d'adsorption fourni par certains CAG, comme le charbon de lignite F, devient similaire pour les six charbons au bout de 4 mois d'utilisation. En eau froide, tous les charbons continuent de procurer un enlèvement équivalent, malgré une diminution de la performance lorsque la température baisse. Il est donc difficile de départager les charbons sur la base du carbone organique total.

Prévost a montré qu'en eau froide, le CODB présent était souvent inférieur à 0,4 mg/L et que la filtration biologique en enlevait entre 50 et 100% pour des temps de contact de 10 minutes. En eau chaude, le CODB peut atteindre 0,5 à 0,8mg/L et la filtration au CAB en dégrade jusqu'à 0,4 mg/L après 10 minutes de contact (Prévost, 1991). Nos expériences ont montré qu'en été, la concentration de CODB dans l'eau filtrée variait entre 0 et 0,8 mg/L, ce qui concorde avec les résultats de la littérature. Au début des analyses, la teneur en CODB à l'eau filtrée était très basse (< 0,35 mg/L), puis un pic est apparu, correspondant à une dégradation de la qualité de la rivière des Prairies. A cette date, le charbon bitumineux B montrait une efficacité inférieure à celle des autres charbons, qui eux performaient similairement (charbon bitumineux A légèrement meilleur). Lorsque la température diminue, la quantité de CODB diminue également et les six charbons ont alors des efficacités semblables (de 20 à 45% d'abattement). En hiver par contre, l'enlèvement est plus bas que celui trouvé par Prévost, puisqu'il ne dépasse pas 40%, ce qui peut être dû à une qualité de l'eau brute moins bonne. La concentration en CODB est toutefois bien inférieure à 0,40 mg/L également.

La colonisation par les bactéries hétérotrophes est différente selon la nature des charbons. L'ordre de grandeur obtenu est supérieur à celui obtenu par McElhaney et McKeon (1978) qui avaient trouvé entre 10^7 et 10^8 bactéries hétérotrophes par gramme de charbon mouillé, soit 5×10^6 à 5×10^7 bactéries par cm^3 de charbon mouillé en tenant compte de la densité des charbons étudiés, mais similaire à celui de Servais et al. (1994) qui obtenaient toujours moins de $2,8 \mu\text{g C}/\text{cm}^3$ de charbon mouillé, soit moins de $1,3 \times 10^8$ bactéries hétérotrophes par cm^3 de charbon mouillé. Or nos résultats, obtenus par la même méthode que Servais et al., qui diffère de celle de Mc Elhaney et Mc Keon, indiquent une colonisation de $1,34$ à $8,63 \times 10^8$ bactéries par cm^3 de charbon mouillé. Les différences proviennent peut être de la précision de la

méthode employée. Le charbon de bois C est deux fois plus colonisé que les autres charbons. Une raison possible peut être la taille des pores de ce charbon. En effet, le charbon C est le seul charbon macroporeux de l'étude. Les charbons bitumineux A et B présentent une colonisation équivalente, de même que le charbon de lignite F. Les charbons E et F par contre sont les moins colonisés.

Contrairement aux bactéries nitrifiantes, on constate cette fois ci une hausse de la colonisation avec le temps. Cela peut provenir du fait qu'il y a plus de substrat disponible pour les bactéries au fil du temps du à l'adsorption de COT sur le CAG ou tout simplement à une question de cinétique de colonisation. Ainsi, Servais et al. (1991) avaient observé que dans les premiers temps, la biomasse fixée était relarguée dans l'eau, puis que dans un deuxième temps, elle se fixait progressivement sur les grains. Cela correspond à notre augmentation de biomasse entre juin et septembre 2008.

En ce qui concerne l'azote ammoniacal, la différence est nette en eau froide. L'été, tous les charbons performent de la même manière, mais lorsque la température baisse, les performances diffèrent. Les charbons bitumineux passent de près de 80% en eau tiède à moins de 20% en eau froide (charbons A et B), le charbon de noix de coco et le charbon de lignite entraînent même des relargages. Seul le charbon de bois C reste très efficace puisqu'il garde jusqu'à plus de 40% d'enlèvement. Ainsi, si la nitrification est un objectif de traitement important, le choix du type de charbon sera déterminant De plus, le charbon de bois a démontré historiquement une performance supérieure au charbon à base de noix de coco ou de bitume (Andersson et al., 2001), bien que cette supériorité soit de nature saisonnière. Prévost et al. (1993) avait également montré qu'un charbon macroporeux comme le charbon C était plus propice à la nitrification en eau froide car il protège mieux les bactéries nitrifiantes.

Pour ce qui est de la colonisation des grains de charbon par la biomasse nitrifiante, les analyses menées sur le charbon de bois C ne permettent pas de tirer de conclusions, puisque des problèmes lors du lavage du média ont provoqué une perte de matériau et donc des résultats non valables. Toutefois, l'étude d'Andersson et al. (2001) a montré que la colonisation était la même pour toute la nature du charbon en eau chaude ($>15^{\circ}\text{C}$), et que l'activité de ces bactéries devenait très faible en eau froide, bien que la population reste la même.

Le charbon de lignite F est le moins colonisé en terme de bactéries nitrifiantes au cours des 3 analyses conduites en été 2008, les charbons A, B, D et E ont une colonisation similaire. On peut également noter que l'activité bactérienne diminue au cours du temps. Pour le charbon bitumineux A, les analyses ont montré qu'il y avait entre 1,96 et 4,15 $\mu\text{mol N/h.cm}^3$ soit entre 27 et 58 $\mu\text{g N/h.cm}^3$ alors que la littérature (Andersson et al., 2001) donne moins de 10 $\mu\text{g N/h.cm}^3$ pour toute température pour le même charbon âgé de plus de 7 ans sans régénération. Cette observation suggère que la diminution de la colonisation au fil du temps est à l'origine de la diminution de la performance de la nitrification.

La demande en chlore est le paramètre étudié qui permet le moins de faire des conclusions puisqu'il n'y a pas de véritable tendance, mais beaucoup de variations au fil des analyses. La demande en chlore à court terme (5 minutes), correspondant à l'oxydation de l'azote ammoniacal; elle suit quelque peu les mêmes variations que celui-ci puisque lorsque la température diminue, l'abattement de la demande diminue également (de plus de 90% à moins de 35%). Le charbon de bois C procure toutefois le meilleur enlèvement de la demande en chlore à court terme en eau froide, il conserve plus de 30% d'abattement, contre moins de 20% pour les autres charbons. Ceci est cohérent avec le fait qu'en eau froide, le charbon C fournit l'eau ayant le moins

d'azote ammoniacal. Sinon les autres charbons sont assez équivalents pour ce paramètre.

Les résultats sont par contre assez différents à propos de la demande en chlore à 24 heures, qui correspond plutôt à l'abattement de la matière organique. Le charbon de lignite F est le meilleur du point de vue de l'enlèvement de la demande en chlore à 24 heures, principalement en automne, le charbon de bois C au contraire reste un des moins efficaces tout au long des analyses. Une fois de plus, la baisse de la température provoque la baisse de l'abattement de la demande en chlore.

Enfin, le dernier paramètre étudié est la quantité de bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies. En eau chaude et eau tiède, le charbon de bois C procure l'eau la plus chargée en bactéries puisqu'on y trouve jusqu'à 4 fois plus de bactéries par millilitre d'eau (plus de 4000 colonies/mL pour le charbon C). Le charbon de lignite F en revanche relargue le moins de BHAA dans l'eau. Lorsque la température diminue, la tendance reste la même, à savoir que le charbon C relargue le plus de BHAA, puisqu'à 10°C, les autres charbons rejettent seulement 20 UFC/mL alors que le charbon C en rejette 1385 et lorsque la température atteint 6°C, le charbon C rejette 33 UFC/mL contre 3 pour les autres CAG. Cette observation suggère que la concentration de BHAA en sortie du filtre est corrélée avec la concentration de biomasse active dans le filtre.

2. Effets du temps de contact en fût vide

De même que pour les effets de la nature du charbon, aucune tendance bien précise n'apparaît suite aux analyses effectuées, les différents paramètres ne réagissent pas

de la même façon à l'évolution du temps de contact en fût vide. Le COT par exemple, de manière générale, diminue tout au long du temps de filtration. Les deux prélèvements faits en octobre montrent que les 10 minutes de temps de contact choisies pour le pilote étaient nécessaires pour atteindre le maximum de l'abattement. Peut être qu'un temps de contact plus long aurait procuré un enlèvement de carbone organique encore meilleur que pour 10 minutes. Dans l'étude réalisée en 1998 par Carlson et Amy, les résultats montraient que pour une vitesse de filtration similaire à celle employée pour notre projet (5m/h), l'enlèvement du carbone organique dissous augmentait avec le temps de contact, mais que la valeur maximale était atteinte pour 10 à 15 minutes. Nos résultats concordent avec cela.

Pour la demande en chlore à court terme, les résultats sont les mêmes, la demande en chlore à 5 minutes diminue lorsque le temps de contact augmente, ce qui montre que les réactions n'ont pas lieu uniquement dans les premières couches du filtres. La demande en chlore à 24 heures en revanche est plus disparate, les charbons montrent des profils assez variés.

Enfin, en ce qui concerne l'azote ammoniacal, on remarque lors du premier prélèvement, pour les charbons A, B et C que la majeure partie de l'abattement de l'azote ammoniacal se fait dans les 2 premières minutes du temps de contact. Pour le charbon bitumineux E, l'enlèvement est linéaire, il est proportionnel au temps de contact. Lors du second prélèvement, les résultats sont encore différents, tous les charbons sauf le charbon de bois C montrent une hausse de la teneur en azote ammoniacal par rapport à l'affluent lors des 2 premières minutes de temps de contact, comme si le charbon avait relargué de l'azote piégé précédemment. En effet, lors de la phase d'adsorption, le charbon piège l'azote ammoniacal. Il est possible qu'une partie de cet azote se soit détaché (on parle alors de désorption, qui arrive

généralement en cas de hausse de la température ou d'une baisse de pression). Comme aucune hausse de température n'a été relevé, ce phénomène est peut être dû à une variation temporaire de la pression au sein des filtres (problème au niveau des pompes entre les deux prélèvements), même si aucun problème n'a été décelé lors des échantillonnages. Ensuite, dans les minutes suivantes, la concentration diminue progressivement. Le charbon C connaît lui une légère hausse dans les dernières minutes de filtration.

Au niveau de la colonisation des grains, il apparaît que la biomasse hétérotrophe est plus abondante à la surface du filtre, donc que les bactéries se fixent lors des premières minutes de la filtration, ce qui confirme ce qu'avaient trouvé Servais et al. (1994). Une quantité plus importante de substrat est présente dans les couches supérieures du filtre, car la majorité de la matière organique est enlevée lors des premières minutes de filtration (Fiessenger et Richard, 1975), ce qui favorise le développement des bactéries. Les bactéries nitrifiantes par contre ont tendance à peupler davantage les couches profondes du filtre, contrairement à ce qu'avait conclu Kihn et al. (2000) avec des charbons similaires (provenant de la station de Sainte Rose, Laval).

3. Effets de l'âge des charbons

Les données historiques obtenues de la ville de Laval à la station de Sainte-Rose ont permis de tracer des courbes afin d'évaluer comment évoluait l'abattement de l'azote ammoniacal et du carbone organique total, deux des paramètres les plus importants pour déterminer la qualité d'une eau, avec les années.

Du point de vue du carbone organique total, on constate que l'abattement diminue lorsque le charbon devient plus âgé. En effet, une fois passé 5 ans d'utilisation, en hiver comme tout au long de l'année, l'abattement du COT ne dépasse plus les 20%, alors que certains charbons performaient jusqu'à près de 75% lors de la première année. Ceci s'explique par le fait que lors des premiers temps d'utilisation des charbons, ceux-ci fonctionnaient en adsorption, donc étaient plus performants que lorsqu'ils sont devenus biologiques. Comme Kihn et al. (2002) l'avaient constaté, les différences entre les charbons s'amenuisent lorsque les charbons vieillissent. La perte d'efficacité se fait sentir moins fortement en hiver puisque l'efficacité des charbons est déjà réduite par rapport aux conditions moyennes d'une année, mais il y a tout de même perte d'efficacité au cours du temps. Il manque de données entre 7 et 21 ans pour voir exactement comment évoluent les performances de tous les charbons. Cependant, on peut quand même dire que le *Calgon* du filtre 1D perd moins rapidement son efficacité que le *Calgon* du filtre 5. Ceci est peut être du au fait que ces 2 charbons, bien que de nature identique, n'ont pas été mis en service à la même date, donc n'ont pas connu les mêmes variations de qualité de la rivière qui a pu affecter différemment les deux médias. Peu d'analyses ont été faites sur les autres charbons pour permettre de connaître leur évolution face au temps.

Concernant l'azote ammoniacal, les données qui ont été fournies consistaient en une moyenne de l'abattement de l'azote ammoniacal faite sur 3 types de charbons différents, de 3 âges différents. Les courbes ont donc été tracées en faisant la moyenne pondérée des âges des charbons. Cela ne permet pas d'étudier le comportement de chaque charbon en fonction de son âge, juste de voir de manière globale quels sont les impacts du temps. Le graphique tracé pour les températures estivales ($T>15^{\circ}\text{C}$) montrent une diminution de l'efficacité des charbons quant à l'enlèvement de l'azote ammoniacal. Le niveau de la rivière ayant été plus bas

certaines années, la concentration d'azote ammoniacal s'en trouvait alors élevée, d'où le nombre important de données au dessus de la limite de détection de l'appareil de mesure. Par contre, les années où le niveau de la rivière est haut, il arrive que la concentration d'azote ammoniacal passe sous la limite de détection, ou que la marge d'erreur soit trop importante pour que le résultat soit considéré comme valable.

En hiver, on constate peu la diminution de l'efficacité puisque l'abattement de l'azote ammoniacal est quasiment toujours nul peu importe l'âge du charbon, à cause de la baisse d'activité des bactéries nitrifiantes. Toutefois, au cours des dernières années, lorsque le charbon a en moyenne 20 ans ou plus, l'enlèvement devient négatif, c'est-à-dire que l'on retrouve plus d'azote ammoniacal en sortie du filtre qu'en entrée.

Tous ces résultats poussent à dire qu'il faut régénérer ou remplacer à intervalle régulier les charbons utilisés pour la filtration biologique si on veut conserver une bonne efficacité de la filière de traitement. Du point de vue du COT, les courbes laissent à penser que 5 ans serait le maximum acceptable pour conserver un bon enlèvement. Il est plus difficile de conclure vis-à-vis de l'azote ammoniacal à cause du manque de données, des problèmes de limites de détection et du mélange des données des divers charbons.

CHAPITRE 8 : CONCLUSIONS

Les conclusions pouvant être tirées de cette étude sont les suivantes :

- La nature du charbon a un impact sur sa performance d'enlèvement des composés biodégradables :
 - o Un charbon à base de bois est plus efficace pour la nitrification en eau froide
 - o L'abattement du COT est indifférent à la nature du charbon
 - o Un charbon à base de bois est plus colonisé par les bactéries hétérotrophes et relargue plus de BHAA dans l'eau filtrée
- Le temps de contact a des effets sur l'enlèvement des composés et la colonisation :
 - o Le COT est dégradé progressivement tout au long de la colonne
 - o La biomasse hétérotrophe est plus abondante dans les premières couches du filtre
 - o La biomasse nitrifiante est plus abondante dans les couches profondes du filtre
 - o Les autres composés biodégradables ne permettent pas de conclure quand à leur enlèvement en fonction du temps de contact
- L'âge du charbon a un impact sur son efficacité :
 - o La nitrification diminue au cours du temps d'utilisation du charbon
 - o L'abattement du COT se détériore également au fil du temps

De nouvelles études pourraient être menées afin de compléter les connaissances sur la filtration biologique au charbon actif. Un nouveau projet a été mis en place, consistant à étudier l'effet de la chloration sur les performances des filtres. De plus, il paraît important d'étudier plus en profondeur les effets de l'âge du charbon sur ses performances, notamment du point de vue de l'enlèvement de l'azote ammoniacal et du carbone organique. Des comparaisons entre les résultats des analyses obtenues sur un pilote de filtration et sur un filtre industriel semblent également intéressantes, afin d'évaluer si un pilote représente correctement ce qu'il se passe à grande échelle. Enfin, un dernier point important serait d'étudier les relations entre la biomasse ayant colonisé les grains de charbon et la quantité de bactéries relarguées dans l'eau filtrée, afin de voir si des corrélations peuvent être faites. En effet, si des corrélations sont possibles, la mesure des bactéries relarguées dans l'eau suffira à estimer la colonisation sur les grains de charbons, qui est plus compliquée à mesurer.

BIBLIOGRAPHIE

AFNOR (1990). Eaux méthodes d'essais – Ammonia dosage by indophenol colorimetric method, method # T90-015, Paris, France.

Andersson, A., Laurent, P., Kihn, A., Prévost, M., & Servais, P. (2001). Impact of temperature on nitrification in biological activated carbon (BAC) filters used for drinking water treatment. *Water Research*, 35(12), 2923-2934.

APHA. (2005). Standard methods for the examination of water and wastewater (21st ed). *American Public Health Association*, Washington, DC.

Bonnelly, M. (2005). *Étude pilote d'affinage par nanofiltration pour la production d'eau potable*. M.Sc.A. Université de Laval, Laval (Québec), Canada.

Bouchard, C., Périn, G., rahni, M., painchaud, J., Tremblay, H., Ellis, D., et al. (2003). Évaluation des impacts de la nouvelle réglementation sur la production d'eau potable au Québec. *Vecteur Environnement*, 36(2), 70-89.

Bouillot, P., Servais, P., Billen, G., & Levi, Y. (1992). Élimination du carbone organique dissous biodégradable durant la filtration biologique sur charbon actif en grains. *Revue des sciences de l'eau*, 5, 33-49.

Bouwer, E. J., & Crowe, P. (1988). Biological processes in drinking water treatment. *Journal of the American Water Works Association*, 80(9), 82-93.

Brion, N., & Billen, G. (1998). Une réévaluation de la méthode de mesure de l'activité nitrifiante autotrophe par la méthode d'incorporation de bicarbonate marqué au ^{14}C et son application pour estimer des biomasses de bactéries nitrifiantes. *Revue des sciences de l'eau*, 11, 283-302.

Cardot, C. (1999). *Les traitements de l'eau*. Paris (France): Ellipses Éditions Marketing.

Carlson, K. H., & Amy, G. L. (1998). BOM removal during biofiltration. *Journal of the American Water Works Association*, 90(12), 42-53.

CEAQ. (2005). Recherche et dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives: méthode par incorporation à la gélose. Consulté le MA. 107 -BHA35 1.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs du Québec.

CEAQ. (2007). Détermination du pourcentage de transmittance UV: méthode par spectrophotométrie UV-visible, lecture à 254nm. Consulté le 24/02/2009, tiré de MA. 103 -%TUV 1.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des parcs du Québec.

Cotruvo, J. A., Hanson, H. F., & Thornton, T. P. (1983). OVERVIEW: ROLE OF ACTIVATED CARBON IN EPA'S REGULATORY PROGRAM. *Treatment of Water by Granular Activated Carbon. Based on a Symposium held at the 181st Meeting of the American Chemical Society., Atlanta, GA ACS Washington DC USA*.

Desjardins, R. (1997). *Le traitement des eaux, 2ème édition revue et corrigée*. Montréal: Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.

Eberhardt, M. (1976). Experience with the use of biologically effective activated carbon *Translation of reports on special problems of water technology, 9, Adsorption, Ed. H. Sontheimer, EPA-600/609-676-030, USEPA, Cincinnati, 208-214.*

Fiessinger, F., Mallevialle, J., & Benedek, A. (1983). INTERACTION OF ADSORPTION AND BIOACTIVITY IN FULL-SCALE ACTIVATED-CARBON FILTERS: THE MONT VALERIEN EXPERIMENT. *Treatment of Water by Granular Activated Carbon. Based on a Symposium held at the 181st Meeting of the American Chemical Society., Atlanta, GA ACS Washington DC USA.*

Fiessinger, F., & Richard, Y. (1975). La technologie du traitement des eaux potables par le charbon actif granulé: le choix d'un charbon. *Techniques et sciences municipales, 70(7), 271-283.*

Henning, K. D., & Schäfer, S. (2009). Impregnated activated carbon for environmental protection. Consulté le 24/02/2009, tiré de <http://www.activated-carbon.com/enviro.html>.

Huck, P. M., & Sozanski, M. M. (2008). Biological filtration for membrane pre-treatment and other applications: towards the development of a practically-oriented performance parameter. *Journal of water supply research and technology – Aqua, 57(4), 203-224.*

Huck, P. M., Zhang, S., & Price, M. L. (1994). BOM removal during biological treatment : a first order model. *Journal of the American Water Works Association*, 86(6), 61-71.

IUPAC. (2001). Nomenclature of structural and compositional characteristics of ordered microporous and mesoporous materials with inorganic hosts (IUPAC recommendations 2001). Consulté le 24/02/2009, tiré de <http://www.iupac.org/publications/pac/2001/pdf/7302x0381.pdf>.

Kihn, A., Andersson, A., Laurent, P., Servais, P., & Prévost, M. (2002). Impact of filtration material on nitrification in biological filters used in drinking water production. *Journal of Water Supply : Research and Technology - Aqua*, 51(1), 35-46.

Kihn, A., Laurent, P., & Servais, P. (2000). Measurement of potential activity of fixed nitrifying bacteria in biological filters used in drinking water production. *Journal of industrial microbiology and biotechnology* 24(3), 161-166.

Laurent, P., Kihn, A., Andersson, A., & Servais, P. (2003). Impact of backwashing on nitrification in the biological activated carbon filters used in drinking water treatment. *Environmental technology*, 24(3), 277-287.

Lenntech. Consulté le 24/03/2009, tiré de www.lenntech.com/fran%C3%A7ais/charbon-actifhome.htm.

Manocha, S. M. (2003). Porous carbon. *Sadhana*, 28, 335-348.

Mc Carty, P. L., Argo, D. G., & Reinhard, M. (1979). Operational experiences with activated carbon adsorbers at water factory 21. *Journal of the American Water Works Association*, 71(11), 683-689.

Mc Elhaney, J., & Mc Keon, W. R. (1978). Enumeration and identification of Bacteria in Granular Activated Carbon Columns. *Proceedings of the 1978 Annual American Water Work Association Water Quality Technology Conference, Louisville, KY* (pp. 63-68).

MDDEP. (2006). Guide de conception des installations de production d'eau potable. Consulté le 26/03/2009, tiré de
<http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>.

Miltner, R. J., Summers, R. S., Wang, J., Swertfeger, J., & Rice, E. W. (1992). The response of biological filters to backwashing. *Proceedings of the AWWA Water Quality technology conference, Toronto (Ontario), Canada*.

Miltner, R. J., Summers, R. S., & Wang, J. Z. (1995). Biofiltration performance: part 2, effect of backwashing. *Journal of the American Water Works Association*, 87(12), [d]64-70.

Niquette, P. (1996). *Etude de facteurs influençant la stabilité de la performance de la filtration sur charbon actif biologique*. Ph.D. dissertation, École Polytechnique de Montréal, Montréal (Québec), Canada.

Niquette, P., Prévost, M., Maclean, R. G., Thibault, D., Coallier, J., Desjardins, R., et al. (1998). Backwashing first-stage sand-BAC filters. *Journal of the American Water Works Association*, 90(1), 86-97.

NOLLET, L.M.L. (1999). Handbook of water analysis (2nd ed). *Marcel Dekker*, New York.

OMS. (2004). Guidelines for drinking water quality, third edition, incorporating first addendum, Vol. 1, Recommendations - 3rd ed. Consulté le 17/02/2009, tiré de

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3rev/en/index.html.

Prévost, M. (1991). *Étude l'impact de la filtration au charbon actif biologique sur la qualité de l'eau potable*. Ph.D., École Polytechnique de Montréal, Montréal (Québec), Canada.

Prévost, M., Desjardins, R., & Lafrance, P. (1991). Bilan sur le traitement biologique de l'eau potable. *Sciences et techniques de l'eau*, 24, 311-319.

Prévost, M., Desjardins, R., Lafrance, P., Duchesne, D., & Coallier, J. (1993). Optimization of biological activated carbon (BAC) filtration of drinking water: effect of filtration velocity, ozone dosage and position and of carbon type. *Proceedings of the AWWARF-Fifth National Conference on Drinking Water Winnipeg, Canada* (pp. 63-77).

Prévost, M., Laurent, P., Servais, P. & Joret, J.C. (2005). Biodegradable organic matter in drinking water treatment and distribution (1st ed). *American Water Works Association*, Denver, CO.

Reckhow, D. A., Tobiason, J. E., Switzenbaum, M. S., Mc Enroe, R., Xie, Y., Zhu, Q., et al. (1992). Control of disinfection by-products and AOC by pre-ozonation and biologically-active in-line direct filtration. *Journal of the American Water Works Association*, 87, 64-70.

Rice, R. G., & Robson, C. M. (1982). *Biological activity on GAC systems*. Michigan: Ann Arbor Publishers Inc.

Scheidtman, W. (1976). Investigations of the optimization of pretreatment when using ozone. *Translation reports on special problems of water technology*, 9, Adsorption, Ed. H. Sontheimer, EPA-600/609-676-030, USEPA, Cincinnati, 098-111.

Servais, P., Billen, G., & Bouillot, P. (1991). Activité biologique dans un filtre à charbon actif en grains. *Revue des sciences de l'eau*, 4, 483-498.

Servais, P., Billen, G., & Bouillot, P. (1994). Biological colonization of granular activated carbon filters in drinking- water treatment. *Journal of Environmental Engineering*, 120(4), 888-899.

Servais, P., Billen, G., Bouillot, P., & Benezet, M. (1992). A pilot study of biological GAC filtration in drinking water treatment. *Journal of water supply research and technology – Aqua*, 41(3), 163-168.

Servais, P., Billen, G., & Hascoet, M. C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Water Research*, 21(4), 445-450.

Sontheimer, H. (1976). Consideration on the optimization of activated carbon use in waterworks. *Translation reports on special problems of water technology, 9, Adsorption, Ed. H. Sontheimer*, EPA-600/609-676-030, USEPA, Cincinnati, 208-214.

Thermya. (2009). Le carbone sous toute ses formes. Consulté le 03/03/2009, tiré de http://www.lecarbone.com/article.php3?id_article=13.

Thibault, D., Desjardins, R., Prevost, M., Niquette, P., & Lachapelle, J. (1997). Exploitation des filtres bicouches au sable et charbon actif biologique. *Canadian Journal of Civil Engineering, 24(2)*, 250-262.

U.S. EPA (2006). Federal Register 40 CFR Parts 9, 141 and 142, national Primary Drinking Water Regulations, Long term 2 enhanced surface water treatment rule

Van Der Kooij, D., Visser, A., & Hijnen, W. A. M. (1982). DETERMINING THE CONCENTRATION OF EASILY ASSIMILABLE ORGANIC CARBON IN DRINKING WATER. *Journal of the American Water Work Association, 74(10)*, 540-545.

Volk, C., Lechevallier, M., & Welch, N. (1996). Limiting coliform regrowth through control of nutrient levels. *Proceedings of the Conférence de l'Atelier de recherche sur les matières organiques naturelles, Poitiers (France)*.

Watson, S. W., Bock, E., Harms, H., Hoops, H. P., & Hooper, A. B. (1989). Nitrifying bacteria. In M. P. Staley, Bryant, N., Pfennig, N., Holt, J.G. (éd.), *Bergey's*

manual of systematic bacteriology (3, pp. 1808-1834). Baltimore: The Williams&Wilkins Co.

Westerhoff, G. P., & Miller, R. (1986). DESIGN OF THE GAC TREATMENT FACILITY AT CINCINNATI. *Journal of the American Water Works Association*, 78(4), 146-155.

Westerhoff, P., Debroux, J., Aiken, G., Amy, G. (1986). Structural changes in NOM due to ozonation : implication for water treatment. *Proceedings of the annual AWWA conference, Toronto (Ontario, Canada)*.

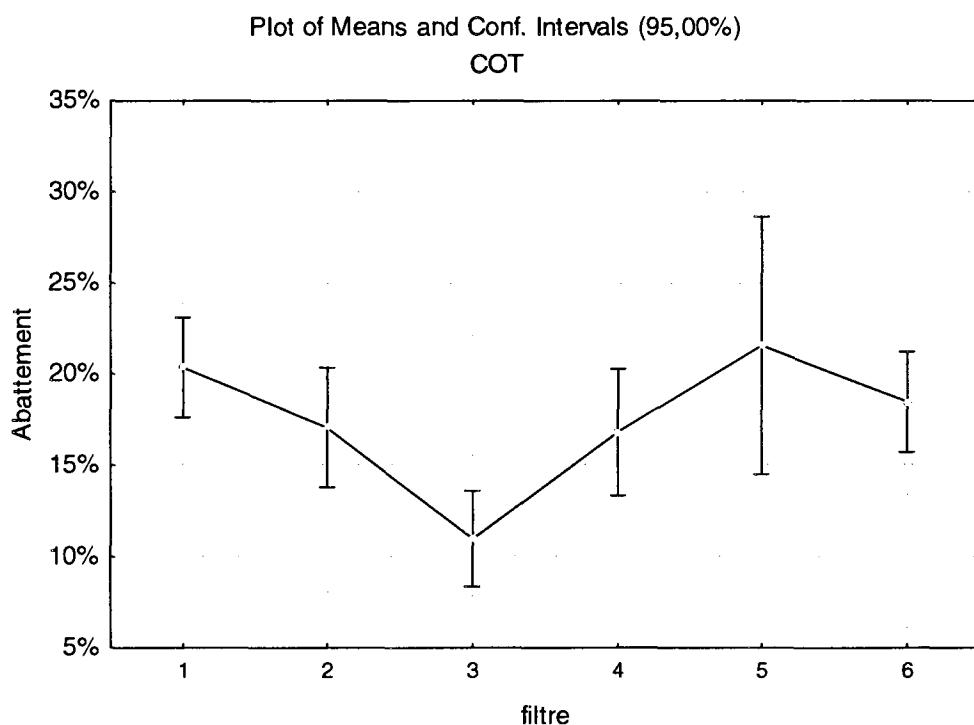
ANNEXES

Annexe 1 : Statistiques pour l'abattement des composes biodégradables

COT :

Du jour 34 au jour 130

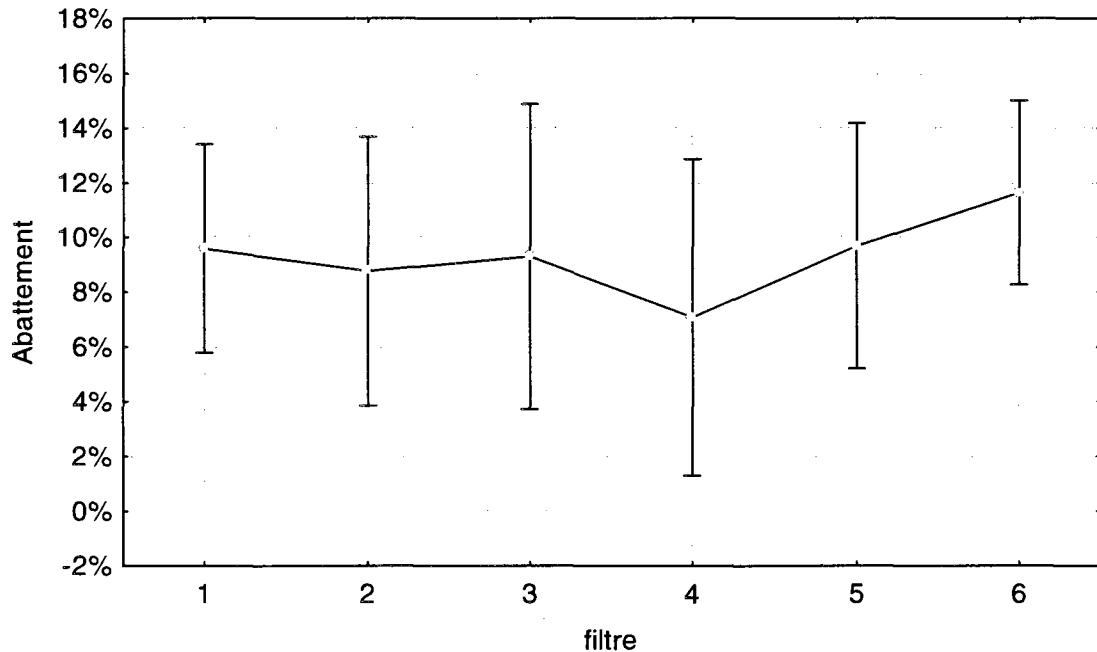
Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p	
CODB	0,05502	5	0,011006	0,094696	42	0,002255	4,881292	0,001309



Du jour 131 au jour 257

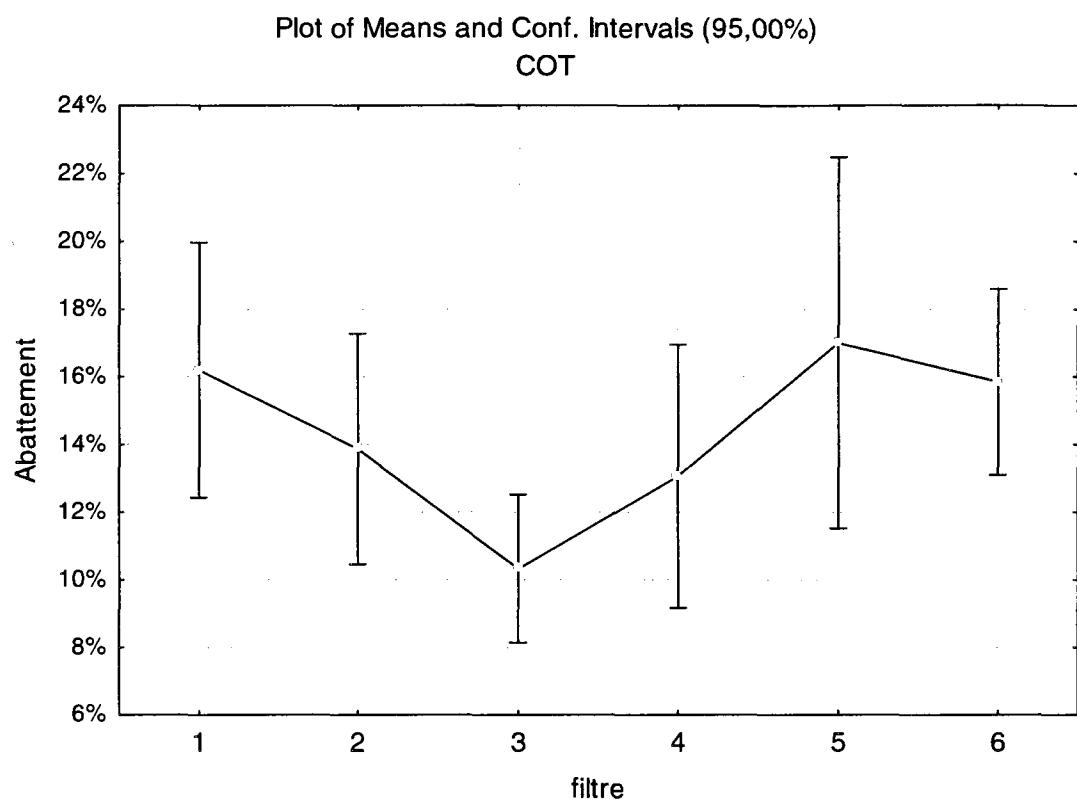
Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
CODB	0,00546	5	0,001092	24	0,034980	0,001458	0,749461	0,594547

Plot of Means and Conf. Intervals (95,00%)
COT



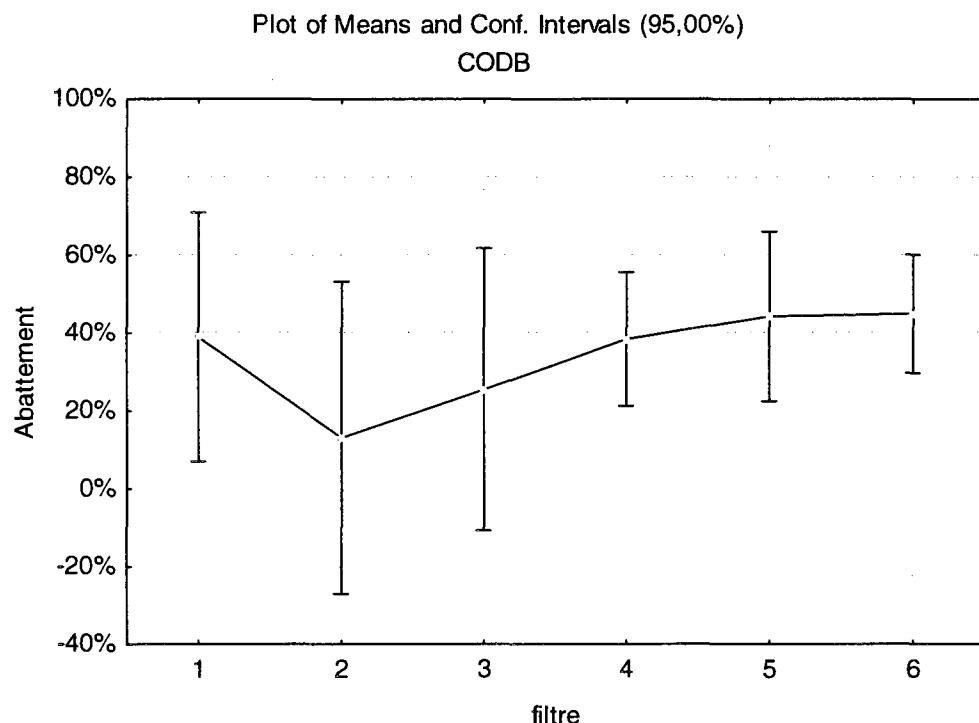
Du jour 34 au jour 257

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
CODB	0,03991	5	0,007983	0,273914	72	0,003804	2,098273	0,075403

**CODB :**

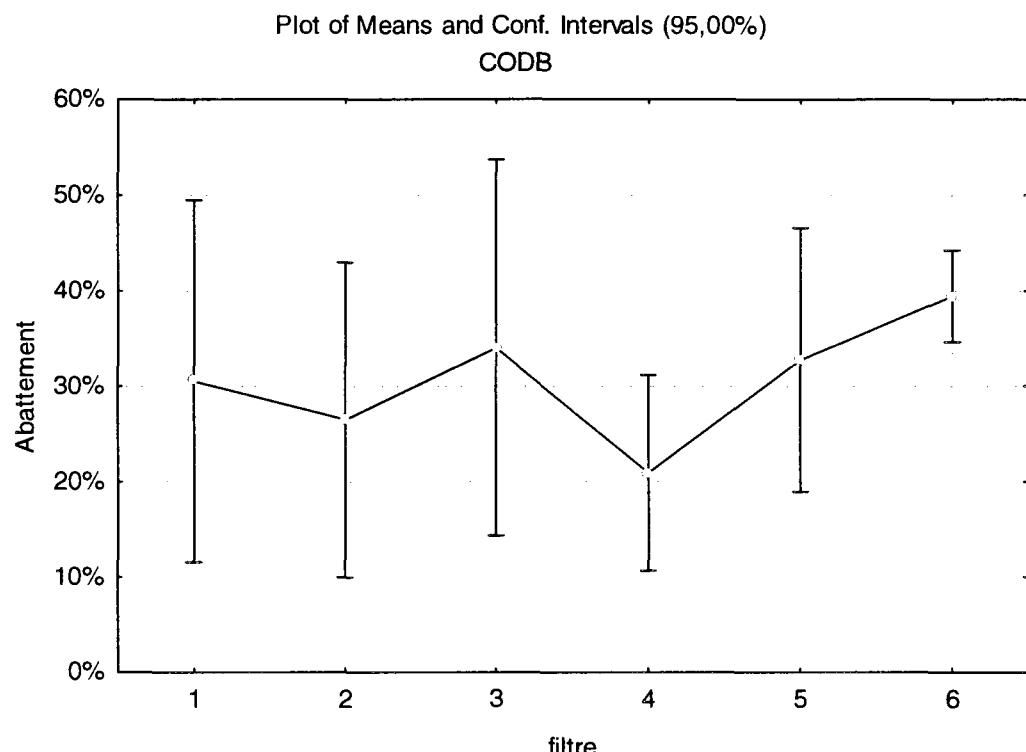
Du jour 34 au jour 130

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
CODB	0,62164	5	0,124328	4,956094	42	0,118002	1,053609	0,399503



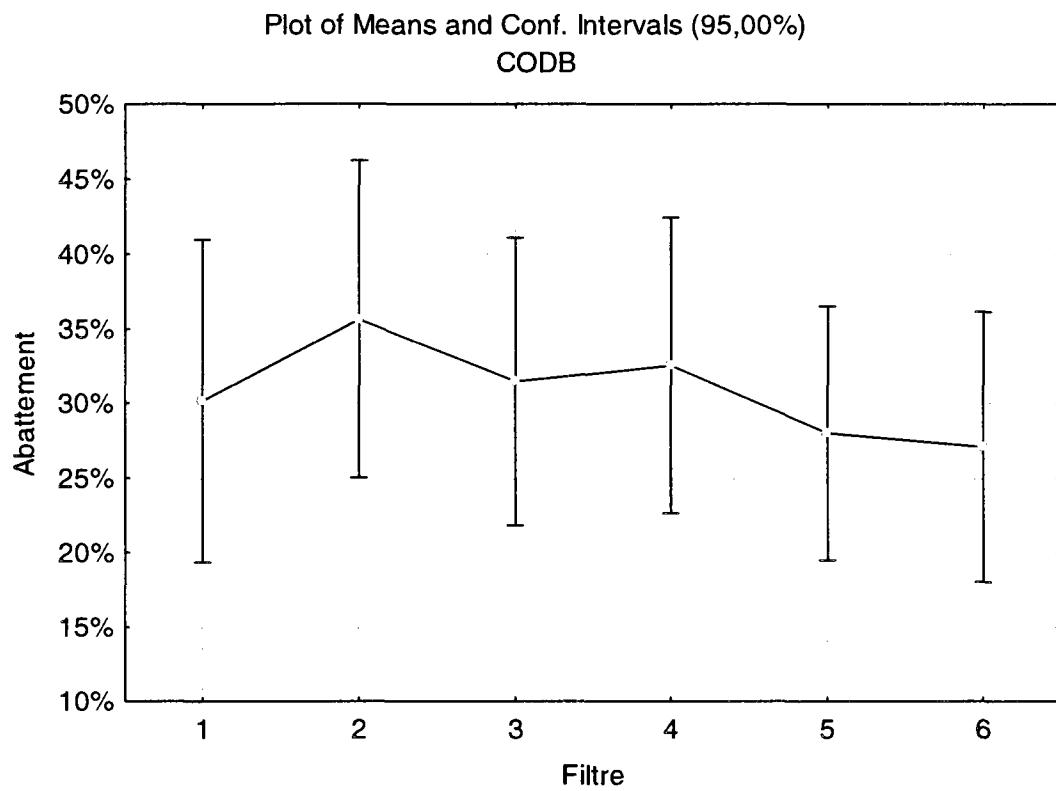
Du jour 131 au jour 257

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
CODB	0,10286	5	0,020573	0,347276	24	0,014470	1,421763	0,252266



Du jour 34 au jour 257

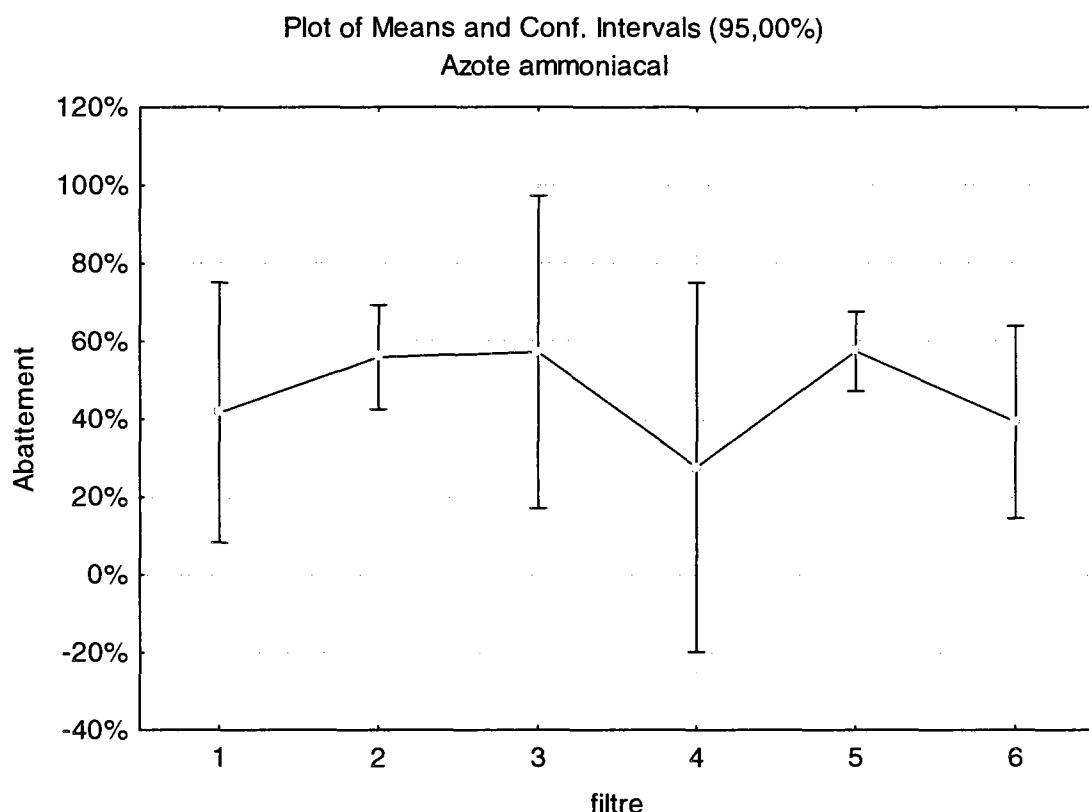
Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
CODB	0,06339	5	0,012679	1,888015	72	0,026222	0,483526	0,787456



Azote ammoniacal:

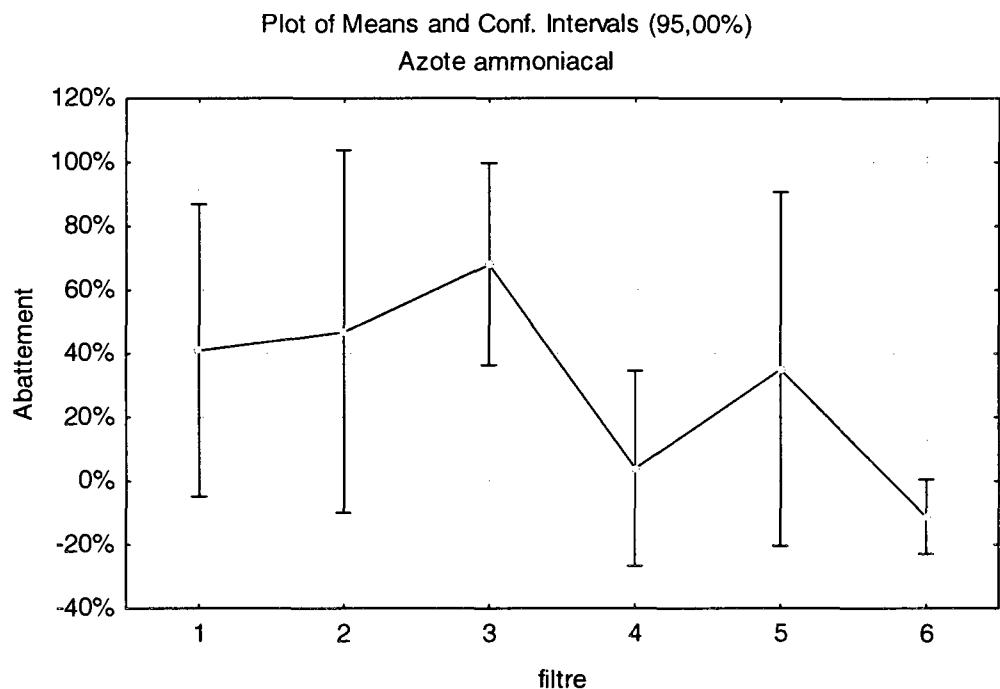
Du jour 34 au jour 130

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
N-NH3	0,59715	5	0,119430	5,697071	41	0,138953	0,859496	0,516370



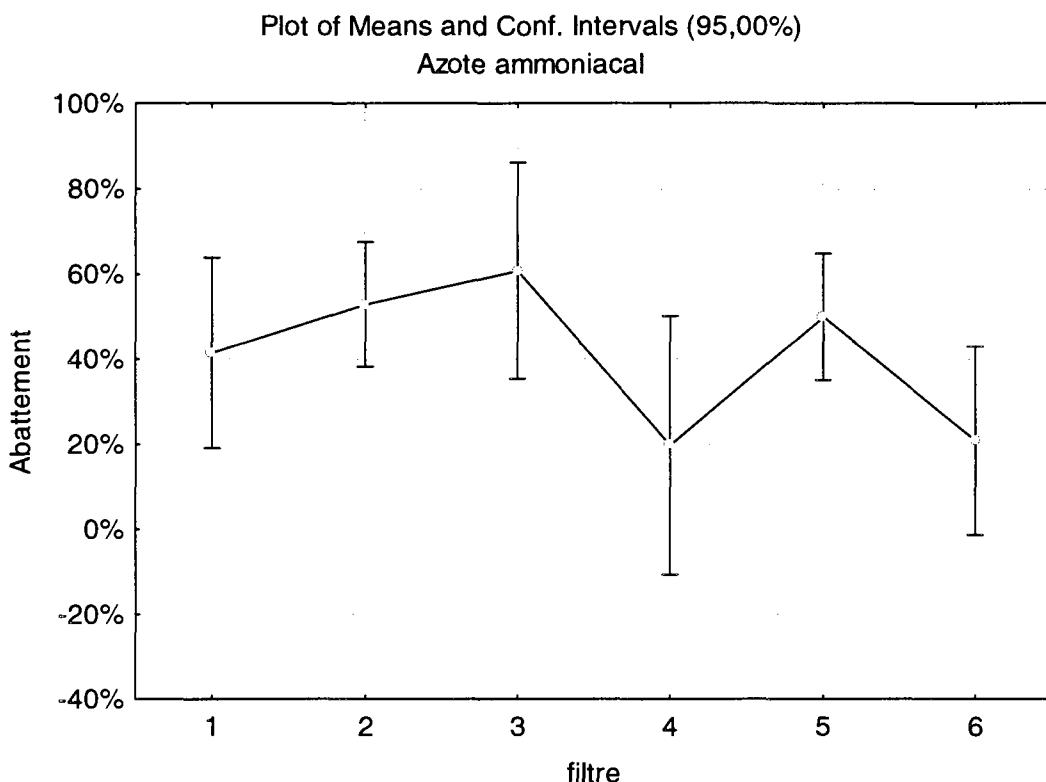
Du jour 131 au jour 257

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
N-NH3	1,69985	5	0,339970	1,243352	18	0,069075	4,921743	0,005165



Du jour 34 au jour 257

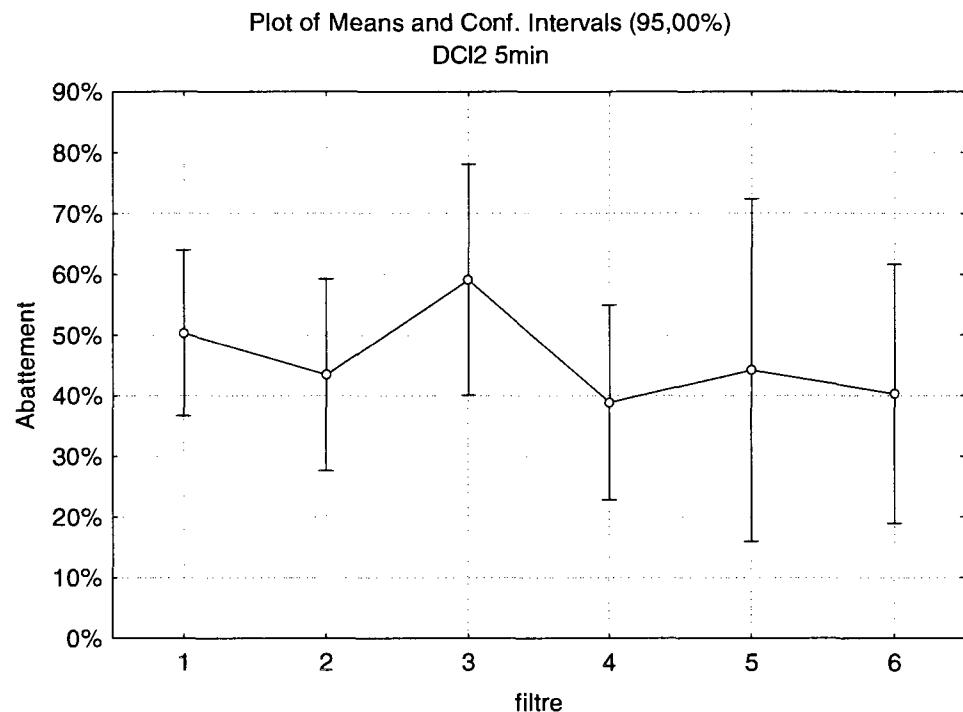
Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
N-NH3	1,72357	5	0,344713	7,923981	65	0,121907	2,827665	0,022637



Demande en chlore à 5 minutes:

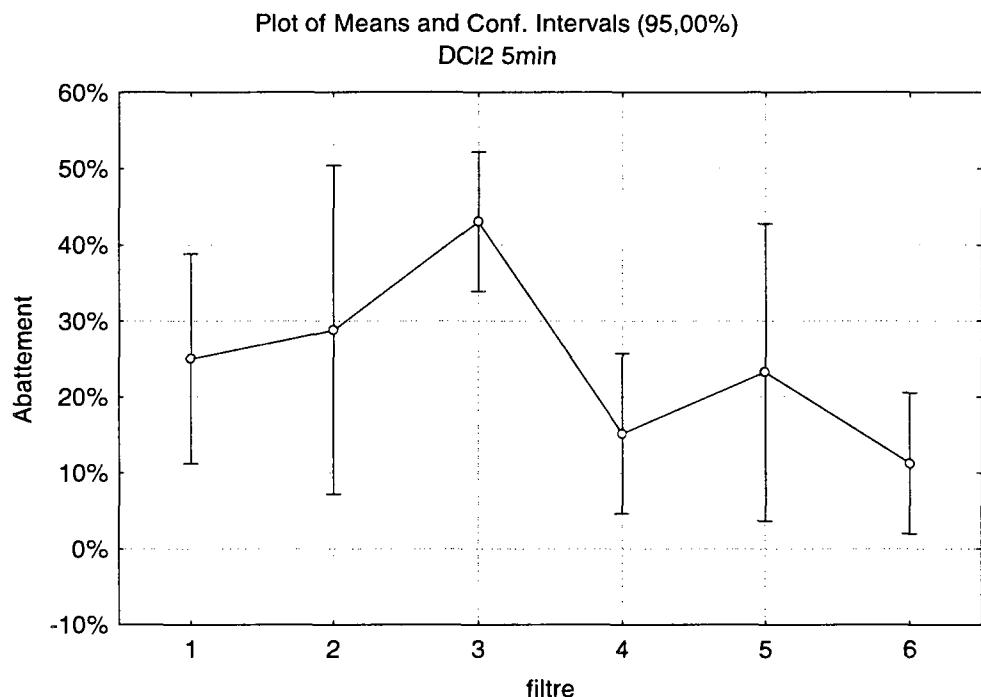
Du jour 34 au jour 130

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
DCI2 5min	0,22327	5	0,044655	2,176980	41	0,053097	0,841002	0,528547



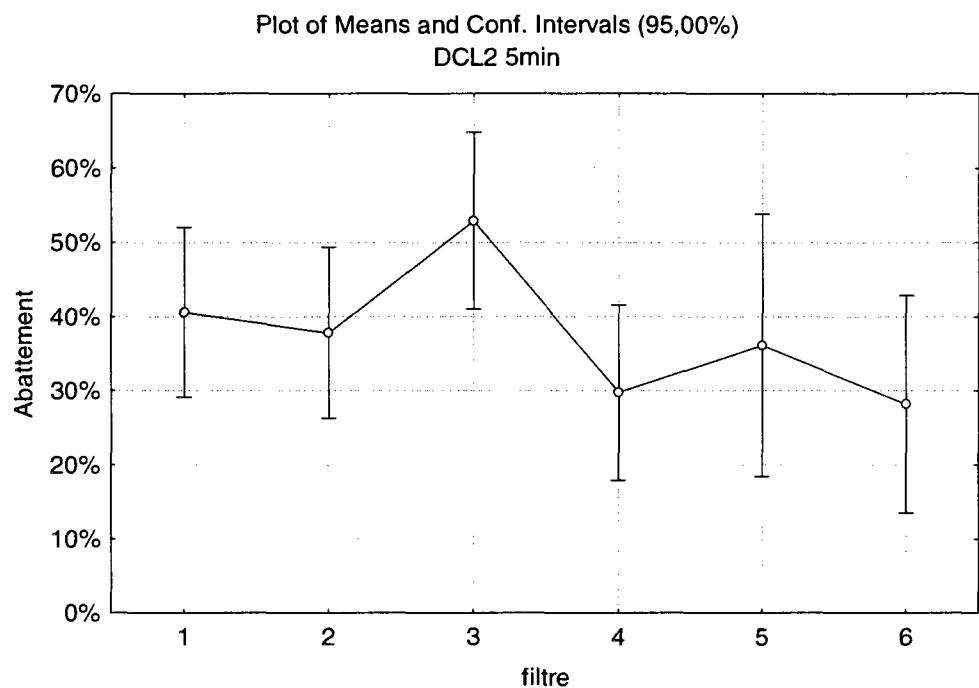
Du jour 131 au jour 257

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
DCI2 5min	0,31340	5	0,062681	0,342837	24	0,014285	4,387933	0,005595



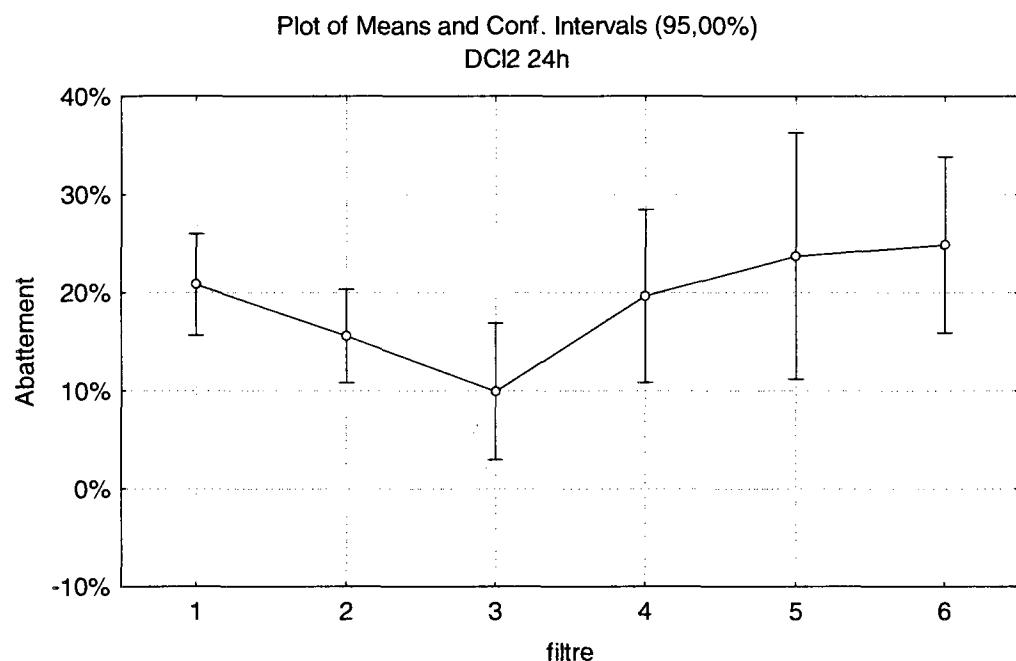
Du jour 34 au jour 257

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
DCI2 5min	0,50585	5	0,101171	3,415824	71	0,048110	2,102905	0,075000



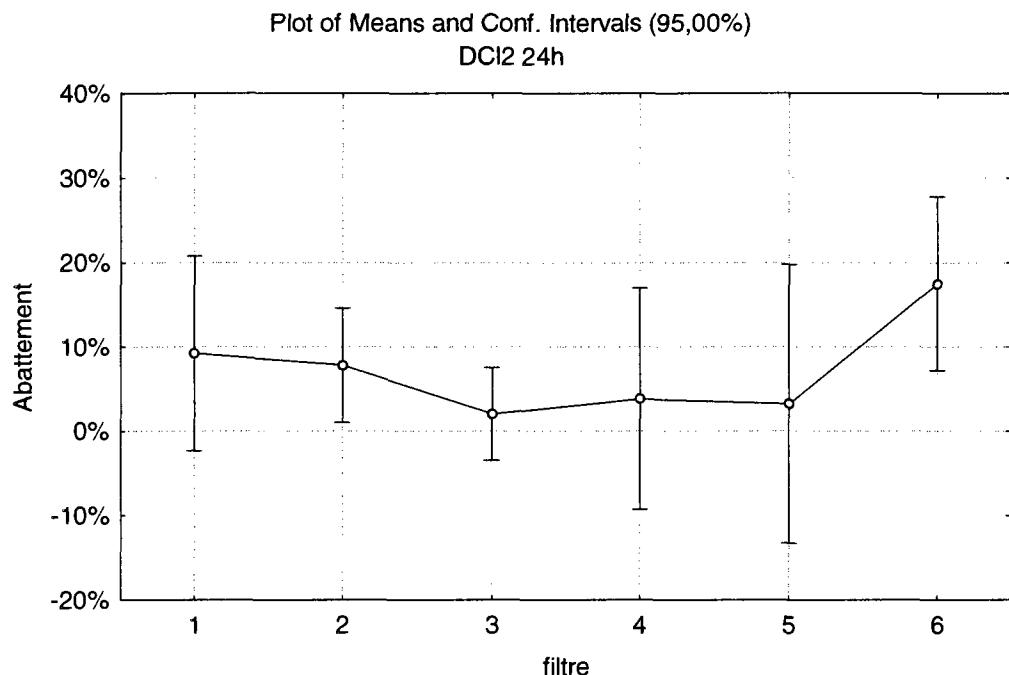
Demande en chlore à 24 heures – 5 minutes :

Du jour 34 au jour 130



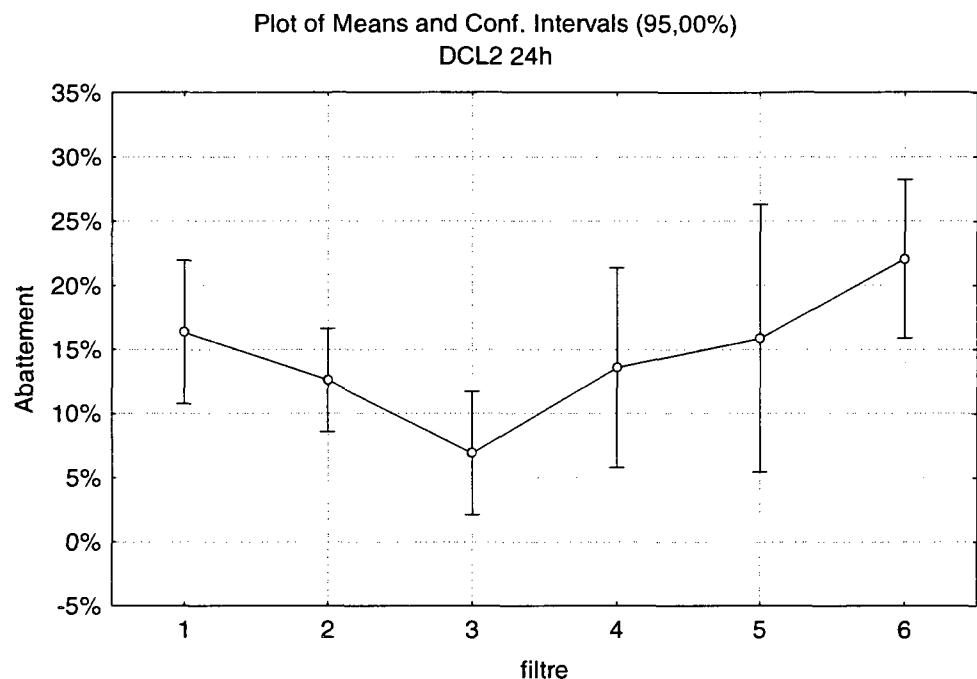
Du jour 131 au jour 257

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
DCL2 24h- 5min	0,081860	5	0,016372	0,197575	24	0,008232	1,988758	0,116771



Du jour 34 au jour 257

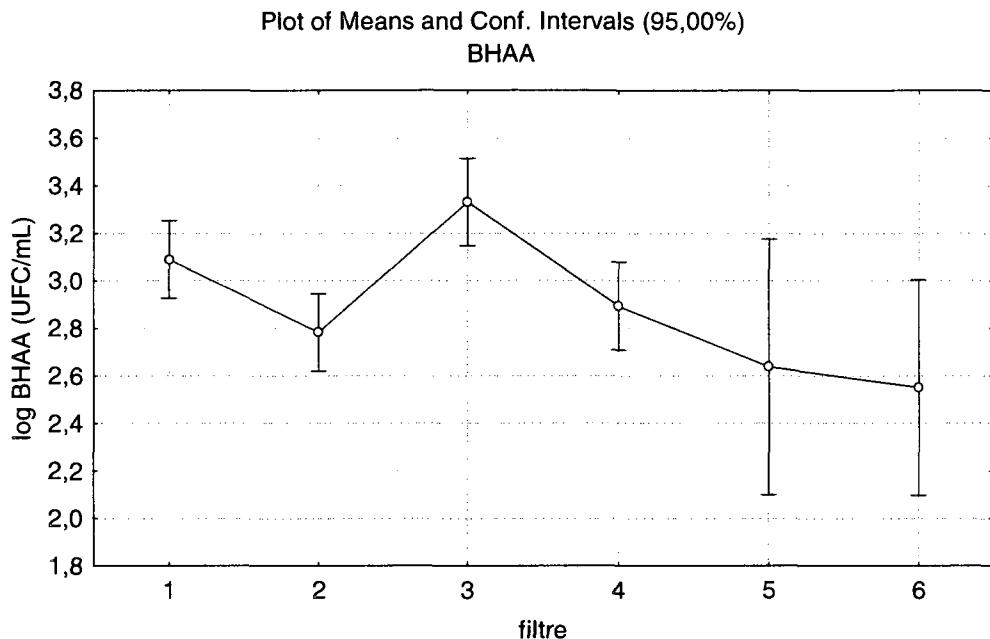
Variable	Analysis of variance							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
DCI2 24h- 5min	0,161849	5	0,032370	0,914135	72	0,012696	2,549539	0,035116



Bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies :

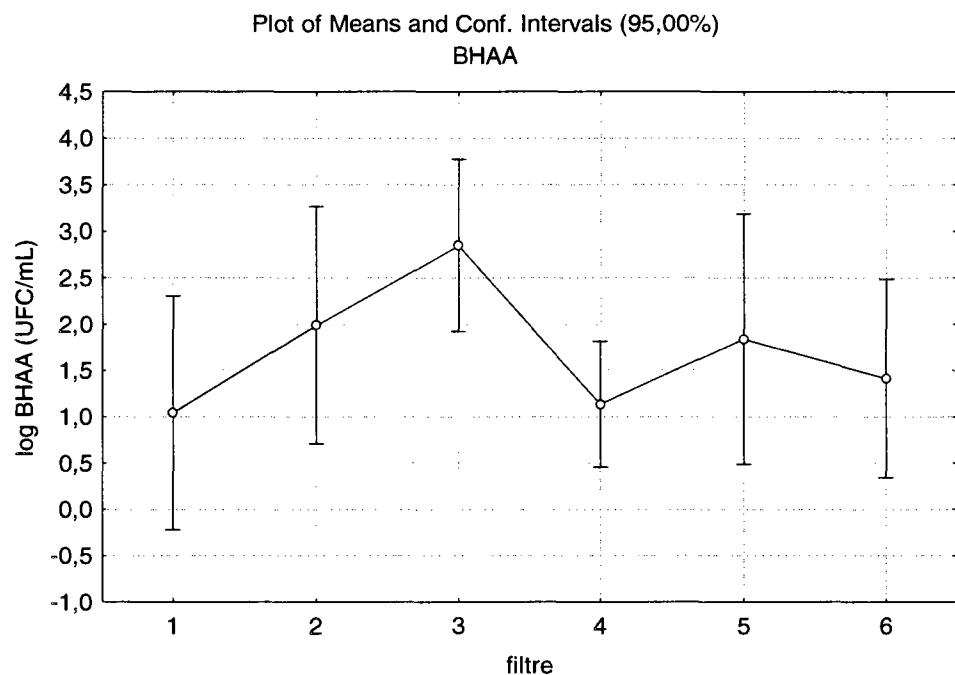
Du jour 34 au jour 130

Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
BHAA	3,39684	5	0,679367	6,182734	42	0,147208	4,615018	0,001910



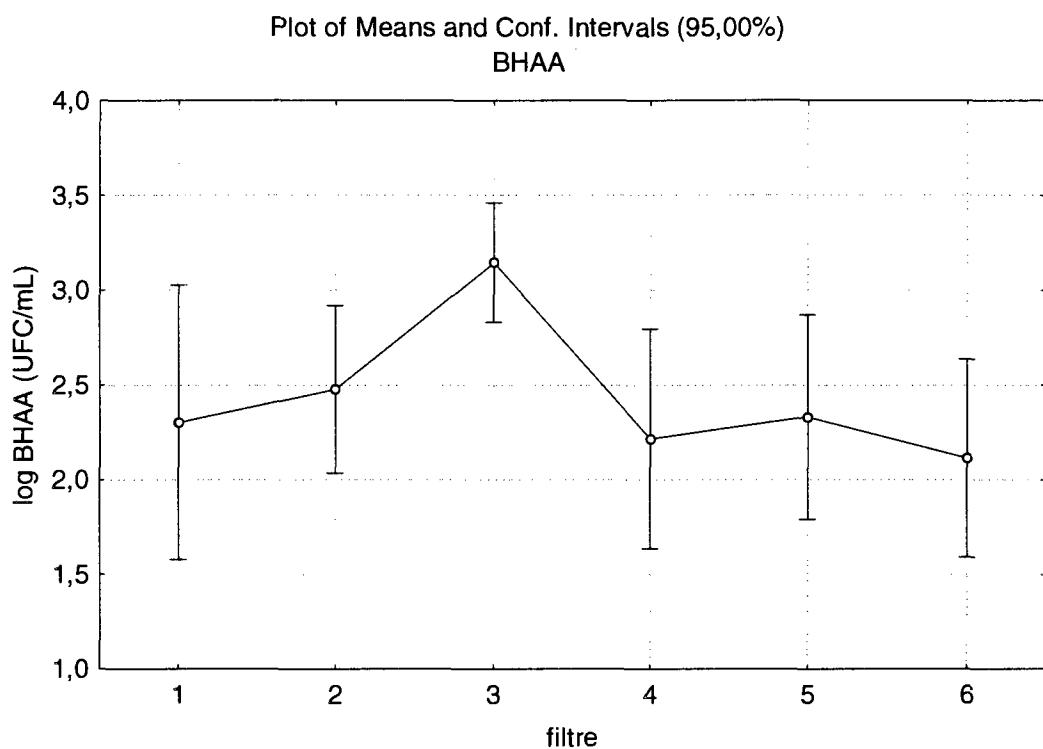
Du jour 131 au jour 257

Variable	Analysis of variance Marked effects are significant if $p < 0,05000$							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
BHAA	11,2779	5	2,255574	19,49380	24	0,812242	2,776974	0,040714



Du jour 34 au jour 257

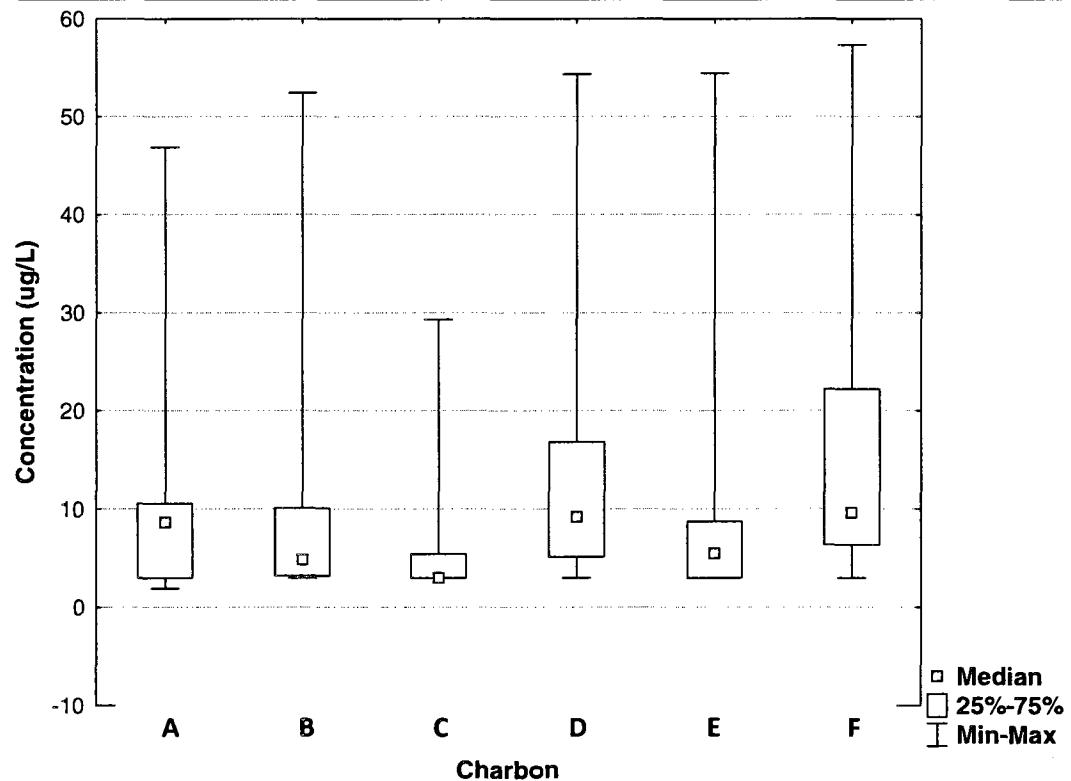
Variable	Analysis of variance							
	Marked effects are significant if p<0,05000							
	SS effect	df effect	MS effect	SS error	df error	MS error	F	p
BHAA	8,92353	5	1,784707	56,63957	72	0,786661	2,268712	0,056590



Annexe 2: Statistiques pour l'azote ammoniacal

1) En prenant la limite de détection comme valeur

Charbons	Concentration moyenne	Nombre d'échantillons	Standard deviation
A	11,67	12	13,08
B	10,73	12	14,59
C	6,34	12	7,75
D	14,75	12	15,59
E	11,56	12	15,53
F	16,26	11	16,84
Moyenne des CAG	11,82	71	14,01

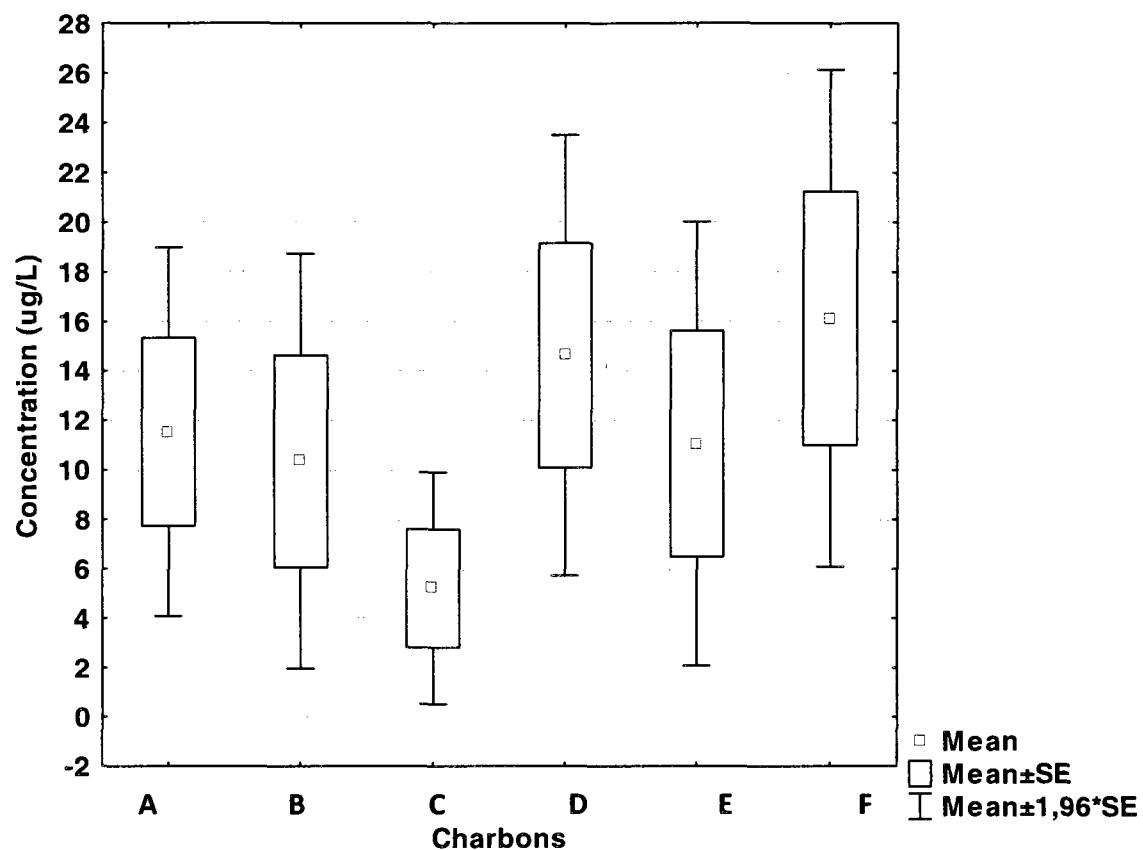


Tukey HSD test (différence si p<0,05):

Charbons	A	B	C	D	E	F
A	1	0,99	0,94	0,99	1	0,97
B	0,99	1	0,97	0,98	0,99	0,94
C	0,94	0,97	1	0,69	0,94	0,55
D	0,99	0,98	0,69	1	0,99	0,99
E	1	0,99	0,94	0,99	1	0,97
F	0,97	0,94	0,55	0,99	0,97	1

2) En prenant la moitié de la limite de détection comme valeur

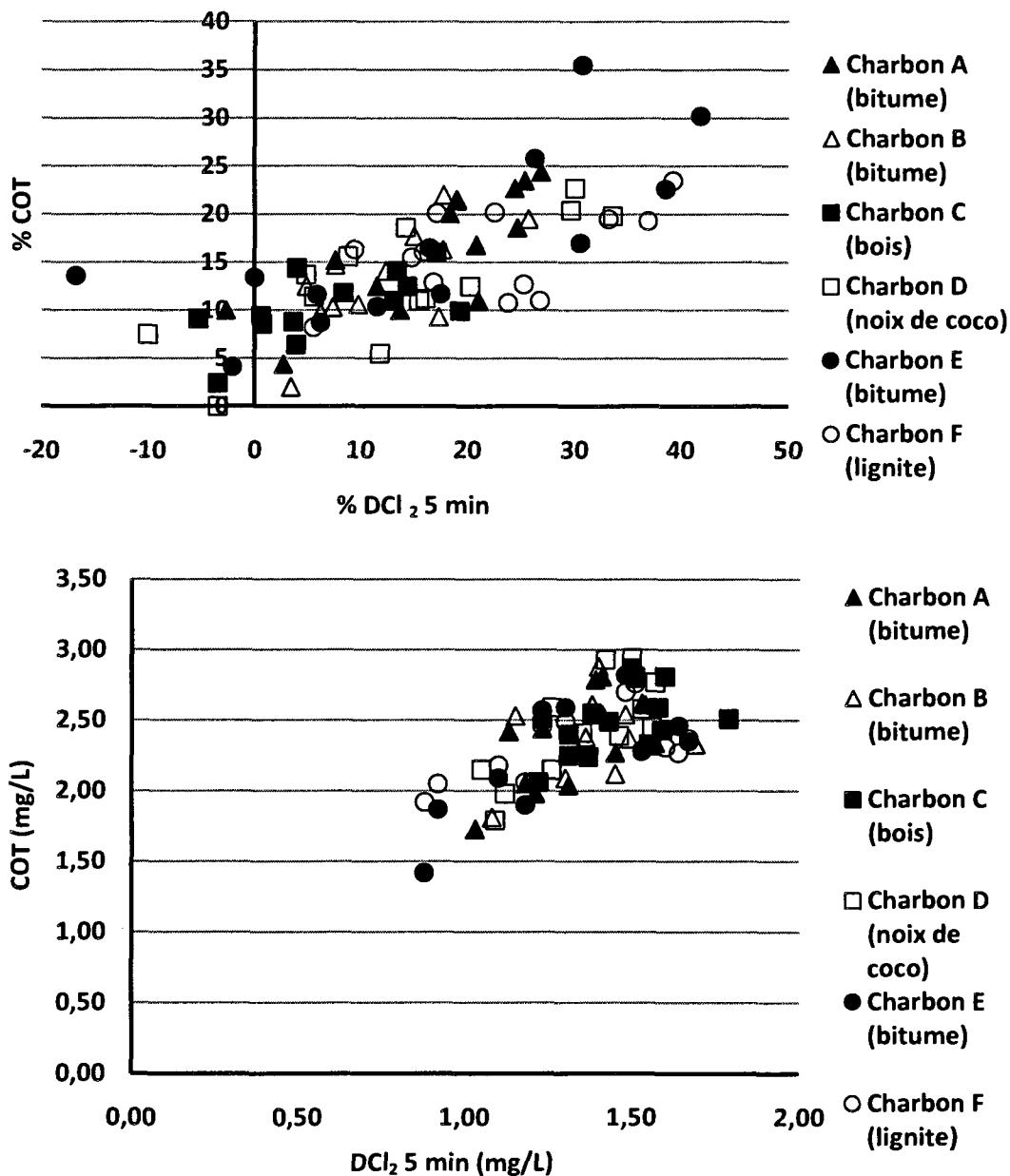
Charbons	Concentration moyenne	Nombre d'échantillons	Standard deviation
A	11,54	12	13,17
B	10,35	12	14,82
C	5,21	12	8,29
D	14,63	12	15,71
E	11,06	12	15,84
F	16,12	11	16,97
Moyenne des CAG	11,42	71	14,28

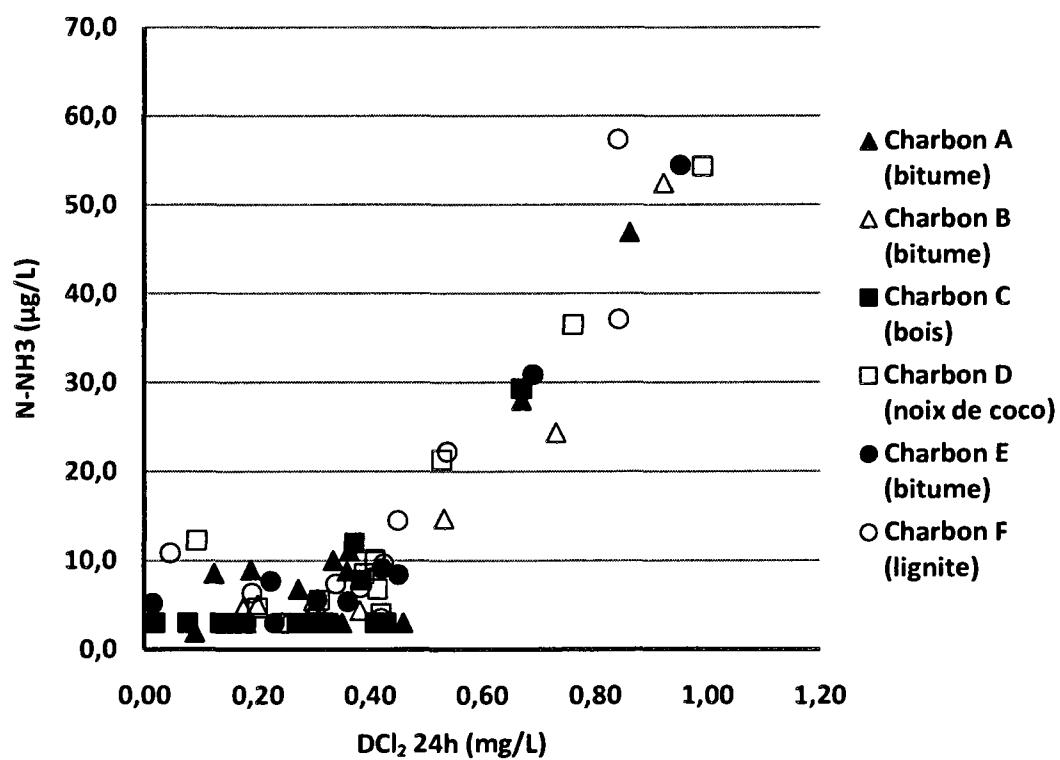
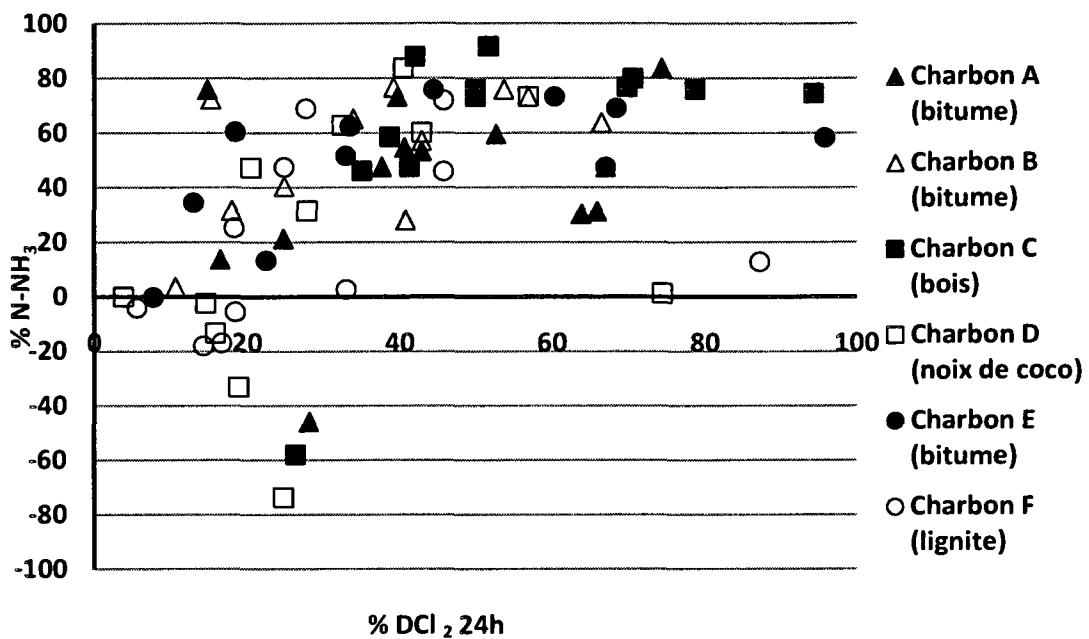


Tukey HSD test (différence si $p < 0,05$):

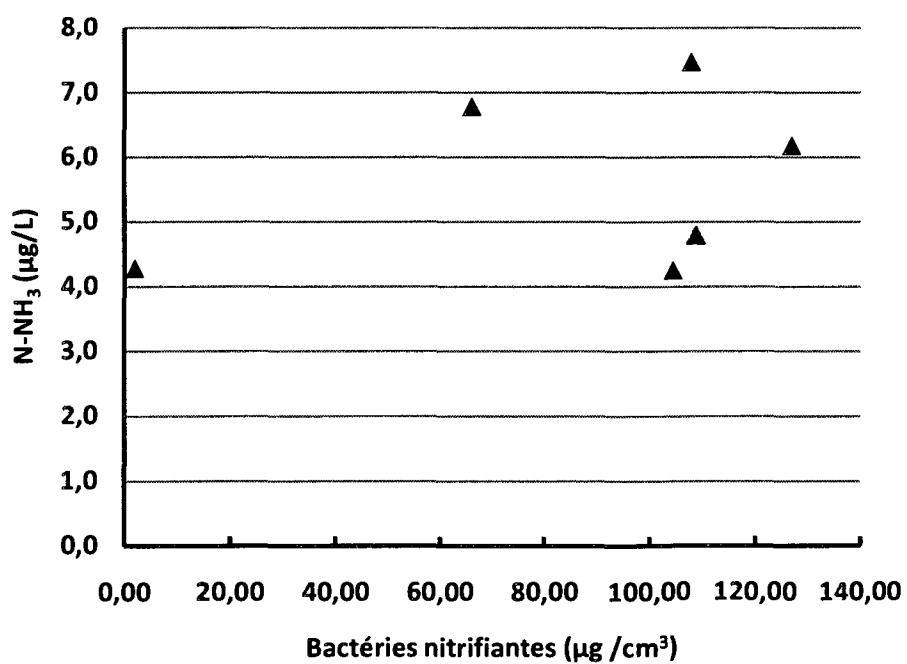
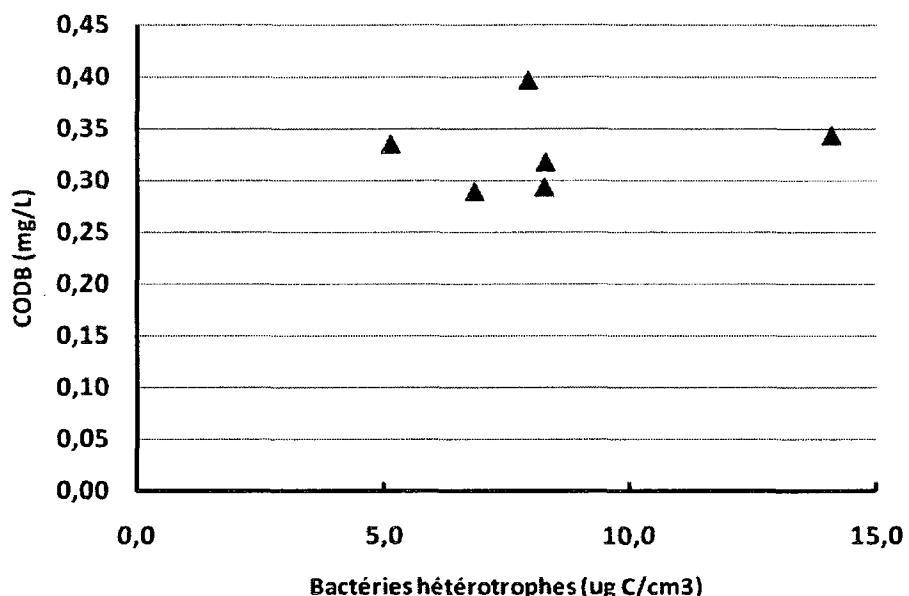
Charbons	A	B	C	D	E	F
A	1	0,99	0,89	0,99	0,99	0,97
B	0,99	1	0,95	0,98	0,99	0,93
C	0,89	0,95	1	0,60	0,92	0,46
D	0,99	0,98	0,60	1	0,99	0,99
E	0,99	0,99	0,92	0,99	1	0,96
F	0,97	0,93	0,46	0,99	0,96	1

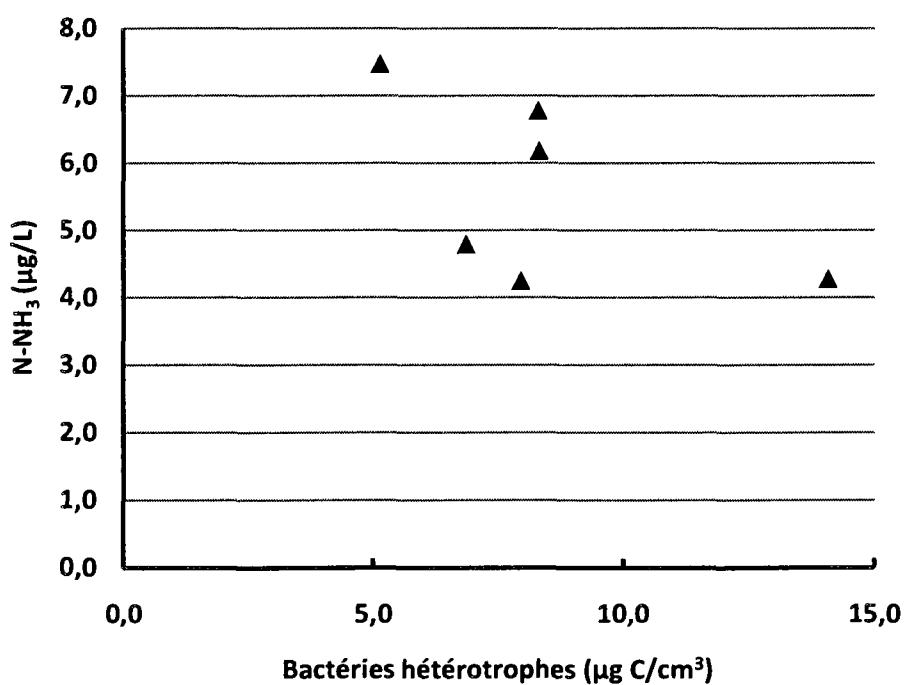
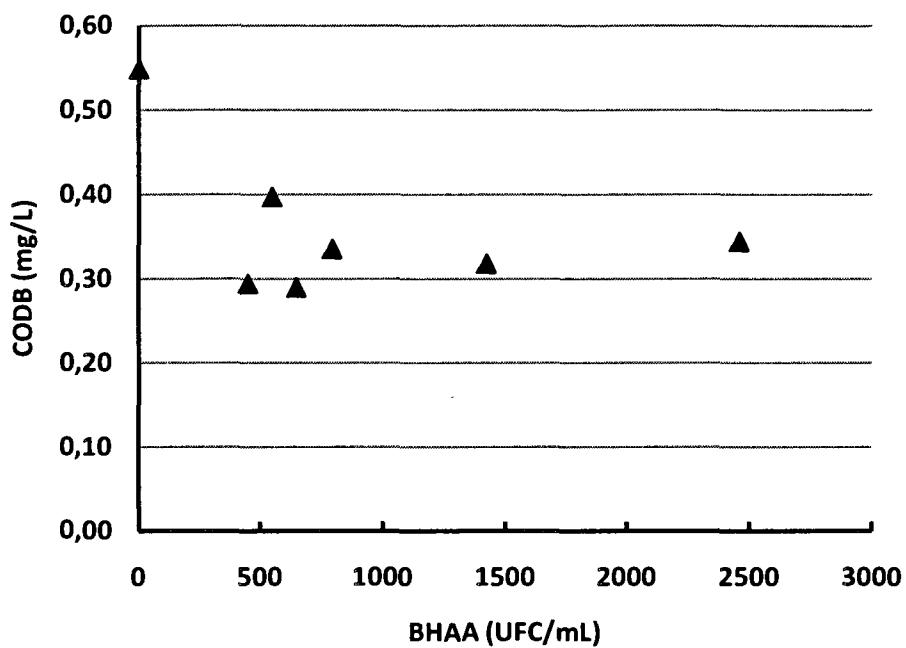
Annexe 3 : Corrélations entre la demande en chlore, l'azote ammoniacal et le COT

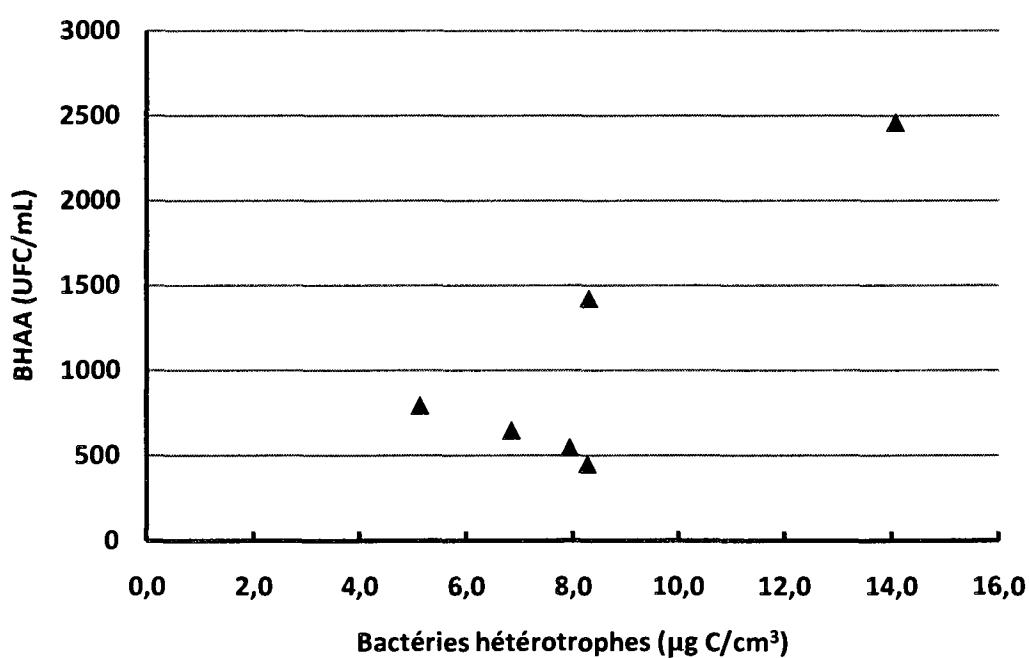
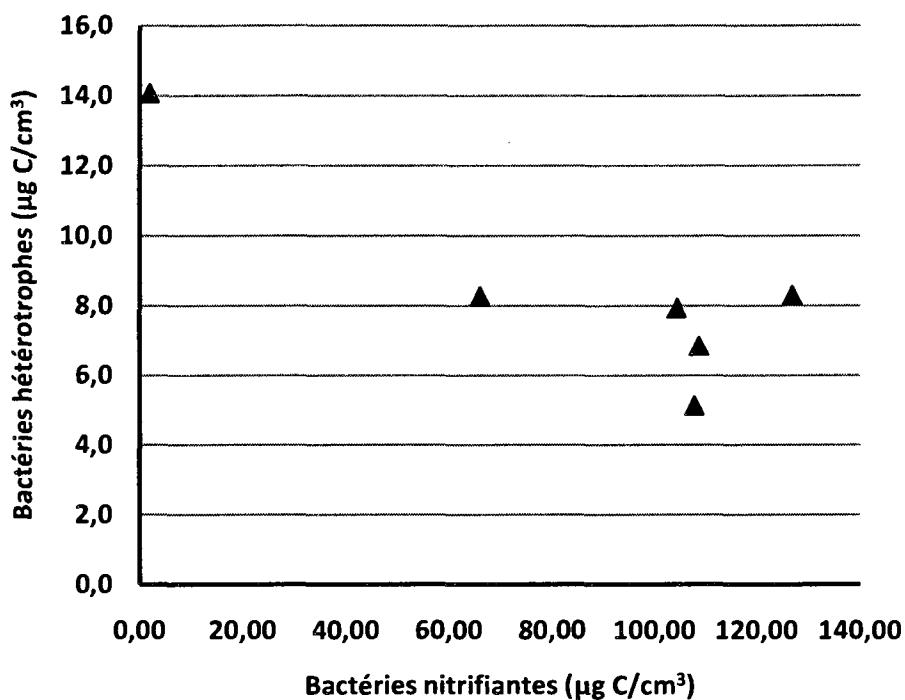




Annexe 4 : Corrélations avec la biomasse







Annexe 5 : Statistiques sur les effets de l'âge du charbon

Tableau 35: Résultats du test de Kruskal-Wallis

Kruskal-Wallis ANOVA by Ranks; Var3 (Spreadsheet1) Independent (grouping) variable: Var4 Kruskal-Wallis test: H (3, N= 91) =54,45627 p =,0000		
Tranche d'âge (années)	Nombre d'échantillons	Somme des données
14-15	20	1618,50
16-17	39	1565,50
18-19	9	152,50
20-21	23	849,50

Tableau 36 : Résultats du p-test

Classe d'âge des charbons (années)	14-15	16-17	18-19	20-21
14-15	1	0,0000	0,0000	0,0000
16-17	0,0000	1	0,1053	1
18-19	0,0000	0,1053	1	0,3255
20-21	0,0000	1	1	1

Figure 34 : Whiskler-box

