



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE

UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE :

2019-2020

N° D'ORDRE :

N° CARTE D'ETUDIANT :

CI0416000739

MASTER

Physiques-chimie

Option : Environnement

THEME :

**Effet d'une matrice biogéochimique sur la
réduction de la pollution physicochimique des
eaux résiduaires urbaines**

Laboratoire des Sciences
et Technologies de
l'Environnement (LSTE)

Présenté par :

KOFFI Boris-Landry Kouamé

JURY

Président : M. BEUGRE Grah Avit Maxwell, Professeur Titulaire,

Université Jean Lorougnon Guede

Directeur : M. DONGUI Bini Kouamé, Professeur Titulaire,

Université Jean Lorougnon Guede

Encadreur : M. AKPETOU Kouamé Lazare, Maître-Assistant,

Université Jean Lorougnon Guede

Examineur : M. SYLLA Tahiri, Maître-Assistant,

Université Jean Lorougnon Guede

Soutenu publiquement

le : 27 / 02 / 2021



UNIVERSITE
JEAN LOROUGNON GUEDE
UFR ENVIRONNEMENT

REPUBLIQUE DE CÔTE D'IVOIRE

Union-Discipline-Travail

Ministère de l'Enseignement Supérieur et
de la Recherche Scientifique

ANNEE ACADEMIQUE :

2019-2020

N° D'ORDRE :

N° CARTE D'ETUDIANT :

CI0416000739

MASTER

Physiques-chimie

Option : Environnement

THEME :

**Effet d'une matrice biogéochimique sur la
réduction de la pollution physicochimique des
eaux résiduaires urbaines**

Laboratoire des Sciences
et Technologies de
l'Environnement (LSTE)

Présenté par :

KOFFI BORIS-LANDRY KOUAME

JURY

Président : M. BEUGRE Grah Avit Maxwell, Professeur Titulaire,

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Directeur : M. DONGUI Bini Kouamé, Professeur Titulaire,

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Encadreur : M. AKPETOU Kouamé Lazare, Maître-Assistant,

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Examineur : M. SYLLA Tahiri, Maître-Assistant,

Université Jean LOROUGNON GUEDE

Soutenu publiquement

le :

DEDICACE

Je dédie ce document :

A toute la famille KOFFI, surtout

A mon Père et à ma Mère.

Aucun hommage ne pourrait être à la

Hauteur de vos prières et de vos sacrifices.

REMERCIEMENTS

L'écriture des remerciements loin d'être une simple formalité à satisfaire, elle représente pour nous l'ensemble des remerciements verbaux (quelques fois écrits) disséminés çà et là tout au long de cette aventure à bon nombre de personnes impliqués dans ce travail.

Tout d'abord, nous tenons à remercier le personnel de l'Université Jean Lorougnon Guédé (UJLoG) avec à sa tête le Professeur TIDOU Abiba Sanogo Epse KONE, Présidente de cette institution.

Nous remercions également le Directeur de l'UFR Environnement, Professeur KOUASSI Kouakou Lazare, qui a accepté de remplir la tâche ardue qui consistait à conduire l'UFR. Nous vous réitérons notre sincère reconnaissance pour nous avoir inculqués l'amour du travail et surtout du travail bien fait.

A M. DONGUI Bini Kouamé, Professeur titulaire à l'Université Jean Lorougnon Guédé, Directeur scientifique de ce Mémoire, j'exprime ma reconnaissance pour avoir accepté de diriger ce travail. Merci Professeur !

A Dr AKPETOU Kouamé Lazare, Maître-assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé, encadrant de ce mémoire. C'est avec beaucoup de gratitude que nous nous rappelons des moments passés au laboratoire en train de travailler afin d'acquérir des données. Nous vous disons grand merci pour tous les actes posés afin que les conditions de travail soient favorables à la réalisation de ce mémoire dont vous avez suivi et guidés toutes les étapes.

Nous voudrions remercier le Dr SYLLA Tahiri, Maître-assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé, pour avoir accepté d'examiner. Sans votre contribution, ce travail ne saurait être achevé. Nous remercions aussi Dr KOUASSI Seka Simplicite, Maître-assistant et responsable de stage de master Physique-Chimie à UJLoG pour son aide et ses encouragements.

A Dr AKESSE Paul Valérie, Maître-assistant à l'Université Jean Lorougnon Guédé pour sa disponibilité, son aide et ses conseils avisés merci Docteur.

A tous nos aimables ami(e)s de la filière Physique-Chimie, particulièrement aux membres de la troisième promotion Physique-Chimie nous leurs disons merci pour le soutien moral et pour le soutien dans l'adversité.

Pour finir, je tiens à témoigner ma reconnaissance à toutes les personnes qui de près ou de loin ont participé à l'élaboration de ce document.

Table des matières

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	iv
LISTE DES FIGURES	v
INTRODUCTION.....	1
PARTIE 1 : GENERALITES.....	3
I.1. Présentation de la zone d'étude.....	3
I.2. Pollution des eaux de surface.....	3
I.2.1. Procédés de dépollution des eaux de surface	3
I.2.2. Matrices communes de dépollution des eaux de surface	6
I.2.3. Matrices biogéochimiques	10
I.3. Eaux résiduaires urbaines.....	10
I.3.1. Types d'eaux résiduaires.....	10
I.3.2. Paramètres physicochimiques des eaux usées	11
I.3.3. Normes de rejets des eaux de surfaces.....	14
I.4. Mesures et analyses des paramètres physicochimiques des eaux de surfaces	14
I.4.1. Mesures des paramètres physicochimiques	14
I.4.2. Analyses des paramètres physicochimiques des eaux	15
PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES	17
II.1. Matériel.....	17
II.1.1 Matériel de production de la matrice d'étude	17
II.1.2. Echantillonnage et analyse des eaux résiduaires.	18
II.2. Méthodes	19
II.2.1. Production de la matrice d'étude	19
II.2.2. Méthodes d'analyses des paramètres physicochimiques et chimiques	21
II.2.3. Analyses statistiques des données d'étude	24
PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION.....	26
III.1. RESULTATS	26
III.1.1. Propriétés physicochimiques de la matrice d'étude	26

III.1.2. Paramètres physicochimiques des échantillons d'eaux résiduares	27
III.1.3. Sels nutritifs.....	34
III.2. Discussion	41
CONCLUSION	43
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	44

LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS

CRO : Centre de Recherches Océanologiques

DBO5 : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours

DCO : Demande chimique en Oxygène

OMS : Organisation Mondiale de la santé

pH : Potentiel d'Hydrogène

TDS : Taux de Substances Dissoutes

UFHB : Université Félix Houphouët-Boigny

HI : Hanna Instrument

IUPAC : Union internationale de chimie pure et appliquée

ERI : Eau Résiduaire Industriel

MINEEF :

CIAPOL : Centre Ivoirien Anti-Pollution

SIIC : Service des Installations Industrielles Classées

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Rapport entre la conductivité et la minéralisation des eaux.....	12
Tableau II: Normes de rejet de quelques paramètres physicochimiques et micropolluants organique.....	14
Tableau III: Caractéristiques de l'argile utilisée au cours de nos travaux	18
Tableau IV: Produits chimiques ayant servi à l'analyse chimique des échantillons d'eaux....	19
Tableau V: Proportions des intrants ou précurseurs de production du filtre biogéochimique.	20
Tableau VI: Palier de cuisson.....	21
Tableau VII: Description et comparaison des moyennes du pH des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.	27
Tableau VIII: Description et comparaison des moyennes du Redox des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.....	29
Tableau IX: Description et comparaison des moyennes de la conductivité des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.	30
Tableau X: Description et comparaison des moyennes de la salinité des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.....	32
Tableau XI: Description et comparaison des moyennes du TDS des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.	33
Tableau XII: Description statistique et comparaison des moyennes des phosphates des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.....	38
Tableau XIII: Description et comparaison des moyennes du phosphore total des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.	39
Tableau XIV: Description et comparaison des moyennes du phosphore total des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.	40

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Carte de la ville de Daloa.....	3
Figure 2: Aptitude de diverses technologies de traitement des eaux usées selon leur DCO.....	4
Figure 3: Représentation de la structure des pores d'un charbon actif obtenu par activation chimique.....	6
Figure 4: Schéma d'un feuillet, d'une couche et d'un plan d'atomes.....	8
Figure 5: Feuillet d'argile de type 1 : 1.....	8
Figure 6: Feuillet d'argile de type 2 : 1.....	8
Figure 7: (a) Sciure de bois ; (b) Charbon de bois ; (c) et (d) graines de Moringa oleifera.....	17
Figure 8: Filtre biogéochimique fabriqué lors de notre étude.....	26
Figure 9: Evolution du débit du filtre biogéochimique fabriqué lors de nos travaux.....	26
Figure 10: pH journalier des eaux brutes et filtrées.....	27
Figure 11: Boîte à moustache appariée du pH des eaux brutes et après filtration biogéochimique.....	28
Figure 12: Evolution du Potentiel Redox des eaux brutes et filtrées.....	28
Figure 13: Distribution du Redox des eaux brutes et après filtration biogéochimique.....	29
Figure 14: Evolution de la conductivité de l'eau brute et filtrée.....	30
Figure 15: Boîte à moustache appariée de la conductivité des eaux brutes et après filtration biogéochimique.....	31
Figure 16: Evolution de la salinité des eaux brutes et filtrées.....	31
Figure 17: Boîte à moustache appariée de la salinité des eaux brutes et après filtration biogéochimique.....	32
Figure 18: Evolution du TDS des eaux brutes et filtrées.....	33
Figure 19: Distribution du TDS des eaux brutes (B) et après filtration biogéochimique (D)..	34
Figure 20: Evolution de l'Ammonium des eaux brutes et filtrées.....	34
Figure 21: Boîte à moustache appariée de l'ammonium des eaux brutes et après filtration biogéochimique.....	35
Figure 22: Evolution de l'azote total des eaux brutes et filtrées.....	36
Figure 23: Boîte à moustache appariée de l'azote total des eaux brutes (B) et après filtration (D).....	37
Figure 24: Evolution des phosphates des eaux brutes et filtrées.....	37
Figure 25: Boîte à moustache appariée des phosphates des eaux brutes (B) et après filtration biogéochimique (D).....	38
Figure 26: Evolution du Phosphore des eaux brutes et filtrées.....	39

Figure 27: Boîte à moustache appariée du phosphore total des eaux brutes (B) et après filtration biogéochimique (D)..... 40

INTRODUCTION

L'impact des pollutions sur les milieux aquatiques naturels est une préoccupation contemporaine. Supports indéniables de l'économie des pays, le déséquilibre physicochimique de ces milieux se chiffre en millions de dollar par an (Failler *et al.*, 2015). Outre cet aspect, la dégradation de la santé humaine via la consommation de fruits de mer marqués par ces pollutions est en passe de constituer un problème de santé publique (Akpétou *et al.*, 2020).

De fait, l'élaboration de méthodes de dépollution des effluents liquides connaît un développement fulgurant ces dernières années (Mehrjouei *et al.*, 2014 ; Wang *et al.*, 2016). La multiplicité et la complexité des polluants exige le criblage des précurseurs susceptibles d'intervenir dans cette activité (Vasquez *et al.*, 2013). L'intérêt est de disposer de supports de plus en plus efficaces pour la dépollution des eaux.

En Côte d'Ivoire, les ressources en eau sont sujettes aux pollutions organiques, minérales et surtout métalliques (Akpétou *et al.*, 2010). De telles eaux requièrent l'amalgame de précurseurs traditionnels afin d'optimiser les rendements de dépollution de ces matrices. En effet, les charbons actifs produits à base de rejets végétaux divers ont montré des capacités réduites d'adsorption des anions. Ceux-ci étant plus aptes à l'adsorption par les argiles activées ou non (Boualla & Benziane., 2011). Ailleurs, il a été montré que les graines de *Moringa oleifera* ont une efficacité d'abattement de la turbidité, des matières en suspension et colloïdales puis microbiennes variant entre 24-100% (Kabore *et al.*, 2013). Outre la charge microbienne, ces matières sont constituées de molécules plus ou moins chargées électriquement. La combinaison des précurseurs comme l'argile, le charbon actif et le *Moringa oleifera* pourrait être avoir un effet de synergie pour l'adsorption de ces polluants et leur élimination des effluents urbains. Aussi, les contraintes matérielles et financières dans l'élaboration de matrices de dépollution des eaux constitue-t-elle le mobile d'alternatives accessibles et bons marchés pour les pays en développement.

L'objectif général de ce travail est d'optimiser la capacité de dépollution des eaux d'une matrice biogéochimique à base de précurseurs naturels. Ce but a été visé au moyen de la mesure de l'effet de cette matrice biogéochimique sur la réduction de la pollution physicochimique des eaux résiduaires urbaines à Daloa. Spécifiquement, il s'agit de :

- élaborer un prototype de filtre biogéochimique à polluants à base de précurseurs naturels locaux (organiques et minéraux) ;
- évaluer le rendement de dépollution physicochimique des eaux résiduaires de ce filtre ;

- déterminer statistiquement l'efficacité du filtre élaboré sur les polluants des eaux résiduaires.

Le présent mémoire est organisé en trois parties. La première partie est consacrée à la synthèse bibliographique qui concerne les généralités sur la pollution, les méthodes de dépollution, les méthodes d'analyses et d'interprétation. La seconde partie présente le matériel et les méthodes expérimentales utilisés pour la réalisation du présent travail. Enfin, la troisième partie présente les résultats acquis et discussion qui en découle. Une conclusion et les perspectives achèveront la présentation de ce travail.

PARTIE 1 : GENERALITES

I.1. Présentation de la zone d'étude

La ville de Daloa est localisée au Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire, dans la région du Haut-Sassandra entre 6°53' latitude Nord et 6°27' longitude Ouest. La ville est le principal pôle urbain du Centre-Ouest. Elle couvre une superficie de 3 802 km². Sa population était estimée à 243.048 habitants (RGPH, 2014) avec un taux de croissance annuel de 3,5%. Aujourd'hui cette population serait estimée à 251.555 habitants La figure 1 donne la carte de la ville de Daloa avec tous les quartiers. L'espace urbain comporte 31 quartiers (M'bra, 2019) aux typologies d'habitats variant du résidentiel au précaire.

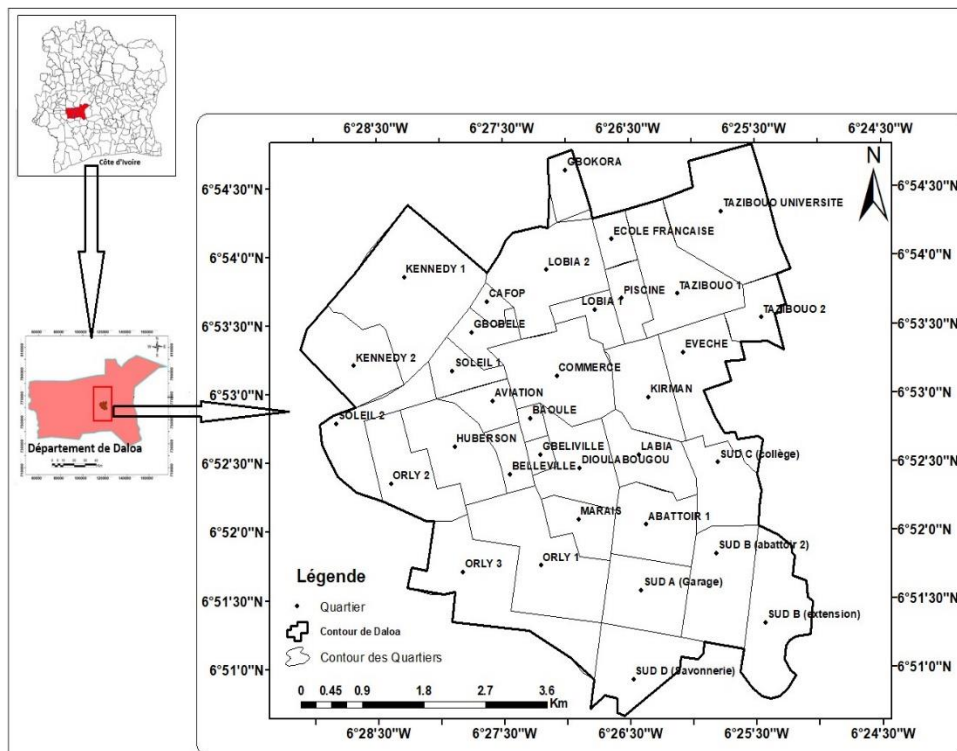


Figure 1: Localisation de la ville de Daloa

I.2. Pollution des eaux de surface

I.2.1. Procédés de dépollution des eaux de surface

Les eaux de surface sont généralement contaminées par les polluants organiques, minéraux, métalliques d'origine anthropique et environnementale. Leur nature peut être biologique, chimique ou physique. En sorte que les processus de leur dépollution varient des méthodes biologiques, chimiques à physicochimiques.

I.2.1.1. Procédés biologiques

Les procédés d'épuration des eaux par voie biologique sont basés sur la biotransformation microbienne des polluants. Les polluants couramment épurés concernent surtout les matières

organiques, mais aussi minérales et métalliques dans une certaine mesure. La Demande Biochimique en Oxygène mesuré sur 5 jours (DBO5) est l'échelle de mesure de l'activité de biodégradation des bactéries oxydantes sur les polluants. La biodégradation des effluents est favorable pour les eaux usées présentant un rapport DCO/DBO5 > 0,5 (Andreozzi *et al.*, 1999). Cependant, les effluents industriels ou contenant les colorants sont biorécalcitrants et nécessitent alors d'autres techniques d'épuration (chimiques notamment) basées généralement sur le principe de l'oxydation (figure 1).

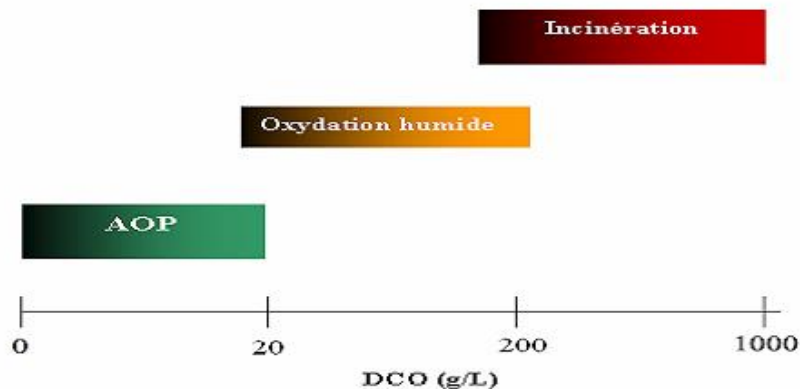


Figure 2: Aptitude de diverses technologies de traitement des eaux usées selon leur DCO (Pilon-Smits, 2005).

I.2.1.2. Méthodes chimiques

Les techniques d'oxydation chimique sont généralement appliquées en prétraitement ou quand les procédés biologiques sont inefficaces face aux fortes concentrations de polluants. On distingue :

- Les procédés classiques d'oxydation chimique ;
- Les procédés d'oxydation avancée.

Les procédés classiques d'oxydation chimique sont basés sur l'ajout d'un agent oxydant dans le milieu à traiter. Les principaux agents oxydants sont le chlore (Cl_2), ozone (O_3), oxygène (O_2), peroxyde d'hydrogène (H_2O_2). Quant aux des polluants organiques persistants, leur traitement fait appel aux procédés d'oxydation avancée (Hammami, 2008).

I.2.1.3. Procédés physicochimiques

Les procédés physicochimiques sont également utilisés pour le traitement des eaux usées qui sont les suivants :

I.2.1.3.1. Coagulation-précipitation

Cette technique permet l'élimination des colorants et des ions métalliques par coagulation-floculation-décantation, grâce à l'ajout de cations trivalents, tels Fe^{3+} ou Al^{3+} (Cardot, 1999). Cette méthode consiste en une annulation du potentiel zéta (coagulation) par l'ajout d'un réactif chimique, ce qui entraîne la déstabilisation des particules colloïdales, suivit de leur agglomération (floculation) en micro-floc, puis en flocons volumineux et décantables (Akpetou *et al.*, 2010). Les flocculants peuvent être des macromolécules ioniques ou neutres, non ioniques, anioniques, cationiques ou encore des adjuvants naturels qui favorisent la floculation en complément des réactifs minéraux, tel que la silice activé, l'argile, les alginates ou l'amidon. Cependant, cette technique a souvent un coût élevé. Elle ne dépollue pas les effluents jusqu'aux seuils admissibles par les normes de qualité de l'eau (Jouen, 2000) ou produit des quantités importante de boues.

I.2.1.3.2. Techniques membranaires

Les procédés membranaires sont des techniques de séparation par perméation à travers une membrane, sous l'action d'un gradient de pression. La séparation se fait en fonction des caractéristiques des polluants (structure, tailles, polarité, solubilité, etc.) et des paramètres opératoires. Les techniques membranaires regroupent la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration, et l'osmose inverse. Cette dernière technique, coûteuse, est la seule capable d'enlever quasiment tous les types de polluants de l'eau ; vue que la nanofiltration laisse subsister 1 à 2% de résidus d'ions métalliques et de colorants (Robinson *et al.*, 2001 ; Laimé, 2003 ; Chuah *et al.*, 2005).

I.2.1.3.3. Echanges d'ions

L'échange d'ions est le procédé au moyen duquel les ions d'une certaine charge (positive ou négative) contenue dans une solution sont éliminés et remplacés par une quantité équivalente d'autres ions de même charge émis par un solide (l'échangeur d'ions).

Ainsi, les métaux précieux ou nobles, tel que l'argent ou le cuivre et les substances nocives, comme le cyanure, peuvent être récupérés et remplacés par d'autres ions sans valeur ou moins nocif. Généralement, les résines sont employées en aval des procédés de précipitation ou d'électrolyse. Par conséquent, les concentrations d'ions métalliques en entrée sont relativement faibles (500mg/l), les concentrations résiduelles atteintes sont de l'ordre de 0,05 à 0,1 mg/l. En pratique, l'échange d'ions permet par exemple l'adoucissement et la décarbonatation des effluents ou d'une eau naturelle, en éliminant les ions calcium et les carbonates. Ce procédé

s'applique aussi bien aux effluents contenant des colorants (Osnick, 2009) et des ions métalliques (Malik, 2007).

I.2.2. Matrices communes de dépollution des eaux de surface

On définit une matrice comme un support physique ou précurseur de dépollution des eaux. Plusieurs précurseurs sont le plus souvent employés pour le traitement de l'eau. C'est le cas des gels, membranes, du charbon actif, l'argile, la graine de *Moringa oleifera*, etc.

I.2.2.1. Caractéristiques et propriétés physicochimiques des matrices ou précurseurs

I.2.2.1.1. Charbon actif

Les charbons actifs sont des matériaux adsorbants obtenus à partir de matière organique carbonisée puis activée (Adnanen & Bentayed, 2015). Ils sont activés afin d'accroître leur pouvoir adsorbant. Les charbons actifs présentent diverses caractéristiques texturales et chimiques. Ces caractéristiques dépendent du matériau précurseur utilisé et également du mode d'élaboration, en particulier des conditions de carbonisation et du mode d'activation utilisé (Stoeckli, 1990).

- **Caractéristiques**

La texture du charbon actif se caractérise essentiellement par la surface spécifique et la porosité (figure 3).

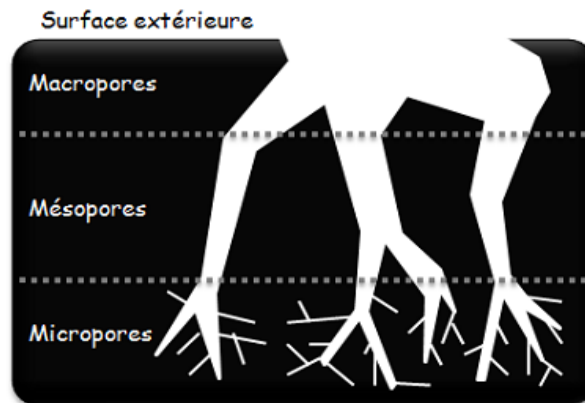


Figure 3: Représentation de la structure des pores d'un charbon actif obtenu par activation chimique (Kania, 2010)

Ces deux paramètres sont essentiels pour la détermination des capacités et des cinétiques d'adsorption (Naidja, 2010). Selon la classification de l'IUPAC, on distingue trois sortes de

pores. Il s'agit des micropores (< 2 nm), mésopores (compris entre 2 et 50 nm) et macropores (> 50 nm).

- **Propriétés physicochimiques**

Les micropores (rayon < 18-20 Å) constituent l'essentielle de la surface spécifique totale (95%) et d'adsorption (Ladjal, 2013). Les mésopores (rayon < 20-500 Å), représente environ 5% de l'aire massique totale du charbon, soit 25 à 75 m²/g. Ils influencent moyennement la capacité d'adsorption et sont considérés comme des pores de transition en contrôlant le passage des adsorbats vers les micropores (Megoumane, 2016). Quant aux macropores (rayon > 500 Å), leur volume varie de 0,2 à 0,8 mL/g et leur faible aire massique (0,5 à 2 m²/g) montre qu'ils influencent faiblement la capacité d'adsorption. Ainsi, le charbon actif est employé comme alternative aux techniques biologiques et permet d'éliminer la plupart des composés toxiques et surtout non biodégradables tels que les métaux lourds, pesticides, entités biologiques, colorants, pigments et d'autres matières minérales (Naidja, 2010 ; Barani, 2011 ; Sedira, 2013).

I.2.2.1.2. Argile

Les argiles sont des produits de décomposition des roches siliceuses, par désagrégation physique et mécanique puis altération chimique. L'argile brute contient généralement des particules élémentaires de très petites tailles telles que les carbonates, la silice, l'alumine, les sulfures, l'oxyde et l'hydroxyde de fer, l'oxyde de manganèse, la matière organique, dont le diamètre des grains est inférieur à deux micromètres (2 µm). Ces particules appelées minéraux argileux sont responsables des propriétés telles que le gonflement, la plasticité et les propriétés d'adsorption (Mouaziz, 2012).

- **Caractéristiques**

Les minéraux argileux sont des aluminosilicates présentant une structure en deux types de feuillets d'où leur appellation de phyllosilicates (Mrad, 2005).

- ✓ Une couche tétraédrique (couche T) d'épaisseur 3,4 Å dont chaque tétraèdre est composé d'un atome de silicium central lié à quatre atomes d'oxygène ;

- ✓ Une couche octaédrique (couche O) dont chaque octaèdre est constitué d'un cation au centre (généralement Al^{4+} , Mg^{2+} , Fe^{2+}) entouré de six ligands (O, OH). Les octaèdres sont connectés entre eux en partageant des côtés pour former une couche de symétrie hexagonale ou pseudo hexagonale (Figure 4).

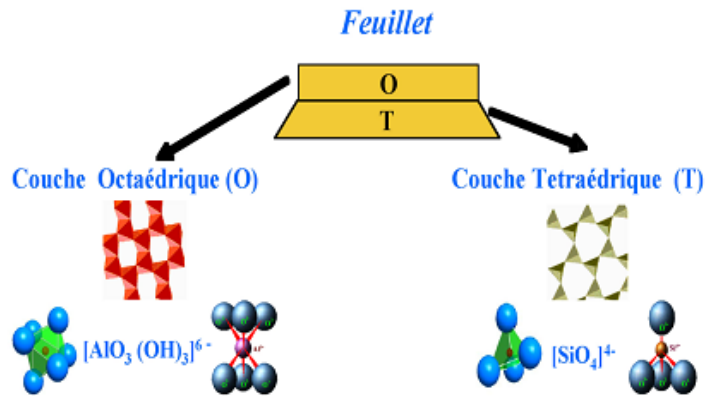


Figure 4: Schéma d'un feuillet, d'une couche et d'un plan d'atomes (Hakkoum, 2010).

On distingue ainsi trois groupes d'argiles basées sur l'épaisseur et la structure du feuillet (Mouaziz, 2012) :

- Minéraux à 7 Å : Le feuillet est constitué d'une couche tétraédrique et d'une couche octaédrique (Figure 4). Il est qualifié de T:O ou de type 1:1. Son épaisseur est d'environ 7 Å. C'est la famille des kaolinites.

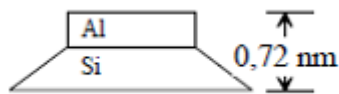


Figure 5: Feuillet d'argile de type 1 : 1

- Minéraux à 10 Å : Le feuillet est constitué de deux couches tétraédriques et d'une couche octaédrique. Il est qualifié de T:O:T ou de type 2:1. Son épaisseur est d'environ 10 Å (figure 5). C'est la famille des smectites.



Figure 6: Feuillet d'argile de type 2 : 1

- Minéraux à 14 Å : Le feuillet est constitué de l'alternance de feuillets T:O:T et de couches octaédriques interfoliaires. C'est la famille des chlorites.

- Propriétés physicochimiques des argiles

Les propriétés particulières des minéraux argileux sont dues à la petite taille, à la structure en feuillets et à la charge négative des particules. Ces minéraux forment avec l'eau des solutions colloïdales qui flocculent lorsque les charges de surfaces des particules sont neutralisées par des ions. Ce phénomène est réversible et les particules retrouvent l'état dispersé lorsque les ions sont éliminés par rinçage (Nouzha, 2007). Les études menées sur les argiles indiquent que celles-ci portent une charge négative à leur surface, neutralisée par des cations dits "compensateurs". Cette charge négative est couramment notée charge structurale permanente (Errais, 2011). Les argiles sont caractérisées par une capacité d'échange cationique, les cations échangeables les plus communs sont : Ca^{2+} ; Mg^{2+} ; H^+ ; K^+ ; NH_4^+ et Na^+ (Bouna, 2012).

I.2.2.1.3. *Moringa oleifera*

Le *Moringa oleifera* peut être cultivé dans pratiquement toutes les régions de la zone intertropicale sauf là où la température descend en dessous de 6-8°C. Les graines du *Moringa oleifera* contiennent une protéine dont les propriétés flocculantes permettent de clarifier l'eau de ses impuretés. Cette protéine est libérée lorsque la poudre, issue du broyage des graines, est solubilisée dans l'eau trouble. Les matières en suspension dans l'eau s'agglomèrent. Cette méthode est traditionnellement utilisée à l'échelle de la famille par certaines populations d'Afrique de l'Est et notamment au Soudan pour obtenir une eau de boisson (Jahn, 1989b). Le *Moringa oleifera* agit comme un coagulant primaire.

- **Caractéristiques**

Le poids moyen des graines de *Moringa oleifera* varie de 130 à 320 mg en fonction des régions. Les plus petites sont trouvées en Indonésie et les plus grandes en Amérique latine (Jahn, 1989a). La graine de *Moringa oleifera* est un polypeptide basique (Jahn, 1988a), plus précisément un ensemble de polyélectrolytes cationiques actifs de poids moléculaires compris entre 6 et 17 K Dalton. Ces polyélectrolytes de charge positive neutralisent les colloïdes des eaux troubles car la majorité de ces colloïdes ont une charge négative. Le *Moringa* est un coagulant primaire, c'est-à-dire qu'il provoque la formation de ponts entre les colloïdes (Foild, 2002). Le polyélectrolyte cationique du *Moringa* réagit préférentiellement avec la matière organique. Les doses requises varient donc en fonction du taux de matière organique présent dans l'eau (Folkard, 1997). Ce flocculant n'affecte pas le pH et diminue les taux de fer et de manganèse. Le traitement peut être optimisé par l'ajout d'argile (montmorillonites) [Folkard, 1997].

- **Propriétés physicochimiques**

- ✓ **Toxicité**

Les possibles effets néfastes ont été testés sur des colonies de Salmonella qui ne présentent aucune réaction mutagène avec 1000mg/L de Moringa oleifera et sur les rats sur lesquels des doses de 50 à 500mg/kg ne montrent aucune toxicité (Jahn, 1988a).

- ✓ **Intérêt du M. oleifera comme flocculant**

Le M. oleifera montre une grande capacité d'adaptation aux différentes conditions environnementales. Ce qui lui confère une grande répartition spatiale.

Le dosage optimum de poudre ne varie pas à plus de 10% en fonction de l'origine des arbres. Des graines bien conservées peuvent garder de bonnes propriétés jusqu'à 5 ans (Jahn, 1988a).

L'intérêt d'utiliser le Moringa porte sur une diminution des coûts dus à la consommation d'alun et à une alternative face à sa toxicité (Jahn, 1999). C'est donc un matériau de choix pour la production de filtre comme celui qui a fait l'objet de notre étude ; vue que l'utilisation des coagulants industriels toxiques et coûteux nécessite du personnel qualifié, ce qui n'est pas toujours facile et engendre des risques (Foild, 2002).

I.2.3. Matrices biogéochimiques

Une matrice biogéochimique résulte du couplage de supports biologique, géologique et chimique. Dans notre cas, il s'est agi d'associer l'argile, le charbon actif, la sciure de bois et le Moringa pour former une matrice unique. Ces précurseurs présentent donc des propriétés physicochimiques exploitables dans les processus de dépollution des eaux usées.

I.3. Eaux résiduaires urbaines

I.3.1. Types d'eaux résiduaires

I.3.1.1. Eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques sont des eaux qui ont été utilisées par une communauté humaine non industrielle. Elles contiennent tous les matériaux ajoutés à l'eau pendant son utilisation. Elles se composent donc de déchets biologiques (fèces, urines,), chimiques (savons, détergents, acides, sels, etc.) et physiques (détritus alimentaires, etc.) [Mara, 2003].

I.3.1.2. Eaux usées industrielles

Un effluent industriel est défini comme un rejet aqueux qui résulte de l'utilisation de l'eau dans un processus de fabrication industrielle ou commerciale où des activités de nettoyage se

déroulant tout au long du processus (Woodard, 2001). De façon générale elles se composent de :

- Eaux des circuits de refroidissement ;
- Eaux de lavage des sols et machines ;
- Eaux de fabrication ;
- Rejets des services généraux.

La composition et la concentration des effluents industriels sont extrêmement variables suivant le type d'industrie (Shi, 2000). Ainsi, chaque opération industrielle génère des quantités et qualités spécifiques d'eaux usées pouvant contenir des charges considérables de polluants (More *et al.*, 2012). En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, solvants, métaux lourds, micropolluants organiques et hydrocarbures (Mohsen & Jaber, 2003).

I.3.1.3. Eaux pluviales

Eau pluviale est le nom que l'on donne à l'eau de pluie après qu'elle est touchée le sol ou une surface construite ou naturelle susceptible de l'intercepter ou de la récupérer (toiture, terrasse, arbre..). Ces eaux peuvent constituer la cause de pollutions importantes des cours d'eaux, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), en ruisselant, et au contact des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...) [N'dobo, 2012]. Lorsque le système d'assainissement est dit "unitaire", les eaux pluviales sont mêlées aux eaux usées domestiques. En cas de fortes précipitations, les contraintes de préservation des installations d'épuration peuvent imposer un déversement de ce mélange très pollué dans le milieu naturel.

Dans les villes de pays en développement comme la Côte d'Ivoire, les systèmes de drainages des eaux usées sont unitaires. Eaux pluviales, usées domestiques et industrielles sont rejetées communément dans le milieu naturel sans traitements préalables.

I.3.2. Paramètres physicochimiques des eaux usées

Plusieurs paramètres physicochimiques caractéristiques des eaux usées sont couramment mesurés dans les activités de suivi de leur qualité. Il s'agit du pH, température, Conductivité électrique, salinité et les sels nutritifs entre autres.

I.3.2.1. Potentiel d'hydrogène (pH)

Sa valeur caractérise un grand nombre d'équilibres physicochimiques. La valeur du pH altère la croissance des microorganismes existant dans l'eau dont la gamme moyenne de croissance est comprise entre 5 et 9 (Mizi, 2006).

I.3.2.2. Température

Dans les eaux naturelles lorsque la température dépasse 25°C, il y a risque de croissance accélérée de micro-organismes, entraînant des goûts et des odeurs désagréables ainsi qu'une augmentation de couleur et de la turbidité. De plus, la température accélère la plupart des réactions physicochimiques et biochimiques. Les acteurs des eaux peuvent difficilement agir sur la température de l'eau. Les efforts doivent donc se porter sur d'autres paramètres qui évoluent en fonction de la température (Mechati, 2006).

I.3.2.3. Conductivité électrique

La conductivité de l'eau est une mesure de sa capacité à conduire le courant électrique. La mesure de la conductivité permet d'apprécier rapidement mais très approximativement la minéralisation de l'eau et de suivre son évolution. Le tableau 2 établit une relation entre le degré de la minéralisation et la conductivité selon la réglementation française.

Tableau I: Rapport entre la conductivité et la minéralisation des eaux (Diallo, 2006).

Conductivité	Minéralisation
0 - 100 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation très faible
100 - 200 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation faible
200 - 333 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
333 - 666 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation accentuée
666 - 1000 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation importante
> 1000 $\mu\text{S/cm}$	Minéralisation élevée

I.3.2.4. Taux de Substances Dissoutes (TDS)

Les Taux de Substances Dissoutes (TDS) sont constitués essentiellement par les composés minéraux dissous. Ces corps dissous ont pour origine le lessivage naturel des roches de caractéristiques géologiques, l'apport des eaux usées des villes et unités industrielles. Selon l'OMS, une bonne eau doit avoir un TDS < 1000 mg/L.

I.3.2.5. Salinité

La salinité de l'eau exprime la quantité de solides dissous dans l'eau. Souvent ce sont des sels minéraux communs du sol comme les chlorures de sodium (NaCl), de magnésium (Mg) et de calcium (Ca), les carbonates, bicarbonates, sulfates (Yousfi & Ben Salem, 2017). La salinité indique généralement les origines et brassages de masses d'eaux de surface.

I.3.2.6. Potentiel redox

Dans les systèmes aqueux, le potentiel redox (ou disponibilité en électrons) affecte les états d'oxydation des éléments (H, C, N, O, S, Fe...). Dans une eau bien oxygénée, les conditions d'oxydation dominent. Quand les concentrations d'oxygène diminuent, le milieu devient plus réducteur ce qui se traduit par une réduction du potentiel redox. Dans les eaux naturelles, des comparaisons relatives de l'évolution du potentiel redox peuvent être utiles pour suivre les degrés de changement du système aquatique. Le potentiel redox se mesure en mV. A côté de ces paramètres physicochimiques, il y a la présence et l'interaction d'autres substances comme les phosphates, nitrates, nitrites et oligoéléments variant à des concentrations diverses avec la source d'eau.

I.3.2.7. Phosphore total

Le phosphore se trouve dans les ERI sous formes de :

- Orthophosphates soluble H_3PO_4 ;
- polyphosphates qui ont tendance à s'hydrolyser en orthophosphates ;
- phosphore non dissous.

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total, dont chaque forme peut être mesurée indépendamment des autres par spectrométrie (Mizi, 2006).

I.3.2.8. Ammonium

La teneur en ammonium (NH_4^+) est un critère important de mesure de la pollution des eaux. L'ammonium n'est que faiblement toxique pour la faune aquatique. Mais NH_3 l'est à de très faibles doses (Radoux, 2010). Le NH_4^+ contribue à l'eutrophisation et consomme de l'oxygène. Il peut altérer les propriétés organoleptiques pour une concentration supérieure à 1,5 mg/L et il y a un risque de mortalité de poissons dans les rivières si la dose létale dépasse 3 mg/L (Lesavre, 2007).

I.3.2.9. Azote totale

Exprimé en mg/l, ce paramètre devient de plus en plus important. Sa valeur globale dans les ERI recouvre toutes les formes déjà citées. C'est la somme d'azote des formes réduites (organiques et ammoniacal) et est appelé azote Kjeldhal puis l'azote des formes oxydées (NO_2^- , NO_3) [Koller, 2004].

I.3.3. Normes de rejets des eaux de surfaces

Les règlements applicables aux rejets des eaux usées industrielles en Côte d'Ivoire sont énumérés dans la loi n°96-766 du 03 Octobre 1996 portant Code de l'Environnement, à travers ses articles 25 ; 26 ; 27 ; 28 et 60. Des dispositions préventives ont aussi été édictées aux articles 75 à 81 de cette loi. La fixation des normes applicables aux déchets industriels au plan national est régie par l'arrêté n° 01164/MINEEF/CIAPOL/SIIC du 04 Novembre 2008 portant réglementation des rejets et émissions des installations classées pour la protection de l'environnement (tableau 2).

Tableau II: Normes de rejet de quelques paramètres physicochimiques et micropolluants organique (SIIC, 2008)

Paramètres	Unités	Valeurs limites
Température	(°C)	
pH	-	5,5-9,5
Ammonium	mg/L	50
Azote Total	mg/L	50
Phosphates	mg/L	50
Phosphore Total	mg/L	50

I.4. Mesures et analyses des paramètres physicochimiques des eaux de surfaces

I.4.1. Mesures des paramètres physicochimiques

La connaissance des paramètres physicochimiques est nécessaire pour connaître le niveau de pollution de l'eau. La mesure de ses paramètres peut se faire sur le terrain (in-situ) ou au laboratoire (ex-situ). Il est généralement recommandé de mesurer certains paramètres comme le pH, potentiel redox, oxygène dissous et température in-situ, afin d'éviter d'éventuels changements entre le moment de prélèvement et celui de l'analyse (Anras & Guesdon, 2007).

I.4.2. Analyses des paramètres physicochimiques des eaux

L'analyse des paramètres physicochimiques est importante dans la mesure où elle permet de déterminer l'agressivité d'une eau. Lorsqu'on associe certains paramètres tel que le potentiel redox et le pH on peut situer la place d'une eau dans le domaine de stabilité de divers minéraux (Grondin, 1982). Des résultats d'analyses sont très souvent comparés en s'intéressant juste aux différences observées sur les graphiques, ce qui fausse souvent nos interprétations. Le meilleur moyen de savoir si la différence entre des résultats d'analyse sont significative c'est de faire un test d'analyse statistique de ses résultats.

I.4.2.1. Tests statistiques

En statistiques, un test statistique est une procédure de décision entre deux hypothèses. Il s'agit d'une démarche consistant à rejeter ou à ne pas rejeter une hypothèse statistique, appelée hypothèse nulle, en fonction d'un jeu de données (échantillon). Il s'agit de statistiques inférentielles. A partir de calculs réalisés sur des données observées, il est possible d'émettre des conclusions sur la population, en leur rattachant des risques de se tromper (p-value).

I.4.2.2. Test t-student

Ce test permet de comparer :

- Une moyenne d'un échantillon à une valeur donnée ;
- les moyennes de deux échantillons indépendants ;
- les moyennes de deux échantillons appariés.

L'emploi de ce test reste subordonné en général à deux conditions d'application importantes qui sont la normalité et le caractère aléatoire et simple des échantillons. La première condition n'est toutefois pas essentielle lorsque les échantillons ont des effectifs suffisants (en pratique, la valeur de 30 est souvent retenue) pour assurer la quasi-normalité des distributions d'échantillonnage des moyennes. En plus, de ces deux conditions, nous devons supposer, dans certains tests relatifs aux moyennes, l'égalité des variances des échantillons considérées (Zarrouk, 2012).

Probablement l'une des questions les plus populaires dans le domaine de la recherche est de savoir si deux groupes d'échantillons indépendants diffèrent l'un de l'autre. Le test de t-Student est l'un des tests statistiques le plus utilisé pour comparer les moyennes de deux groupes indépendants ou appariés.

❖ Tests appariés et tests non appariés

Lorsqu'on évoque le test de Student, il s'agit généralement du test de Student pour échantillons indépendants. Ce test est alors employé pour comparer deux séries de données quantitatives indépendantes, résumées par une moyenne. Néanmoins, il existe également un test de Student apparié, pour échantillons appariés, issus de protocoles expérimentaux dans lequel le sujet est son propre témoin. Par exemple, lors d'expérimentations de type avant / après, ou encore lorsque des mesures sont faites sur différentes régions d'un même sujet. Dans ces situations, il y a, en réalité un seul échantillon, mais deux séries de données. Deux principaux tests statistiques permettent de prendre en compte cette situation d'échantillons appariés :

- le test de student apparié, pour comparer deux séries de données numériques résumées par des moyennes (il existe également une version appariée du test de Wilcoxon qui est utilisée lorsque les conditions de validité du test de Student apparié ne sont pas satisfaites),
- le test de Mac Nemar, pour comparer des proportions observées sur des mêmes sujets identiques.

Les paramètres physicochimiques mesurés sur les eaux brutes et filtrées au moyen du filtre conçu lors de nos travaux ont été réalisés par usage des matériels et méthodes qui suivent.

PARTIE 2 : MATERIEL ET METHODES

II.1. Matériel

Dans cette partie, nous présentons les instruments et précurseurs utilisés pour la fabrication de notre matrice, la mesure des paramètres physicochimiques et l'analyse statistiques des données. Ces matériels sont entre autres les verreries de laboratoire, les produits chimiques et les appareils.

II.1.1 Matériel de production de la matrice d'étude

II.1.1.1. Intrants ou précurseurs d'adsorbants de polluants.

Comme intrants nous avons utilisé de l'argile, cette argile provient de la région du Haut Sassandra précisément de la ville de daloa. Ensuite du charbon de bois, de la sciure de bois et des graines de moringa oleifera. Tous ses intrants ont été trouvés localement.



Figure 7: (a) Sciure de bois ; (b) Charbon de bois ; (c) et (d) graines de Moringa oleifera.

II.1.1.2. Caractéristiques physiques et chimiques de l'argile utilisée

Le tableau suivant nous donne les caractéristiques de l'argile utilisée (Yeo, 2017).

Tableau III: Caractéristiques de l'argile utilisée au cours de nos travaux

Taux d'humidité (H%)	3,5
Surface spécifique argile brute (m ² /g)	93,4
Surface spécifique argile cuite (m ² /g)	298,2

II.1.1.3. Traitement des intrants

Pour le traitement des intrants ou précurseurs d'adsorbants de polluants, nous avons utilisé :

- Une balance analytique de marque OHAUS/Scout Pro de précision de ± 0.001 g
- Un broyeur à couteau de type Retsch SK 100 ;
- Un four à moufle programmable à haute température de marque Nabertherm, (30-3000°C) ;
- Une étuve de type memmert ;
- Des agitateurs magnétiques (HI 200M) de marque Hanna ;
- Des creusets ;
- Des sachets plastiques ;
- Des tamis de 200 μ m et 500 μ m de mailles ;
- Un Mortier en porcelaine,
- L'acide orthophosphorique (H_3PO_4) de pureté 85%.
- Une fiole de 1L

II.1.2. Echantillonnage et analyse des eaux résiduelles.

II.1.2.1. Echantillonnage d'eaux résiduelles

Pour ce faire nous avons utilisé :

- Une bouteille de 1,5 L
- Des béchers ;
- 64 Flacons en plastique de 100 mL de volume ;
- Une glacière.

II.1.2.1. Analyse des échantillons d'eaux résiduaires

Deux multi paramètres HI 2211 et HI 2300 de laboratoire ont servi à la mesure des paramètres physicochimiques tels que le pH, la conductivité, Salinité, le potentiel redox et les TDS.

Tableau IV: Produits chimiques ayant servi à l'analyse chimique des échantillons d'eaux.

Produits chimiques et réactifs	
Acide borique	Hypochlorite de sodium
Acide sulfurique	Nitroprussiate de sodium
$K_2Cr_2O_7$	Molybdate d'ammonium
Sélénium	Tartrate double d'antimoine
Bleu d'indophénol	Chlorure de potassium
Phénol	Acide ascorbique

L'analyse statistique des résultats ou données d'étude s'est faite avec le logiciel R.

II.2. Méthodes

II.2.1. Production de la matrice d'étude

II.2.1.1. Apprêt des intrants

II.2.1.1.1. Broyage et tamisage de l'argile

L'argile prélevée, a été séchée puis concassée avant d'être broyée dans un mortier en porcelaine. Ensuite, le broyat obtenu a été tamisé pour recueillir deux masses de poudres d'argiles de diamètre 500 μ m et 200 μ m. Ces masses d'argiles ont été conservées dans des tubes secs et bouchés.

II.2.1.1.2. Broyage et tamisage des graines de moringa oleifera

Les graines, préalablement décortiquées, ont été séchées à 80°C pendant 24 h. elles ont ensuite été concassées et broyées dans un mortier en porcelaine. Le broyat obtenu a été traité dans les mêmes conditions que précédemment.

II.2.1.1.3. Broyage et tamisage du charbon

Le charbon, obtenu localement, a été concassé et broyé dans le mortier en porcelaine tamisage à 500 μ m uniquement.

❖ Activation du charbon

La poudre de charbon obtenue ci-dessus a été activée à l'acide orthophosphorique (H_3PO_4) selon la méthode décrite par Gueye (2015). Elle se déroule en deux étapes qui sont la carbonisation et l'imprégnation. Le précurseur avait déjà été carbonisé, nous permettant ainsi de faire l'étape de l'imprégnation.

Dans un bécher de 500 mL, on a introduit 30g de poudre de charbon dans 300 mL de solution d'acide phosphorique à 20%. Le mélange a été agité pendant 24 h sur un agitateur magnétique à la température ambiante. A la fin de l'agitation, les imprégnats ont été filtrés, séchés à l'étuve pendant 24 h à 105°C. Ils ont été refroidis puis lavés abondamment à l'eau distillée jusqu'à ce que le pH soit compris entre 6,5 et 7. Enfin, le charbon ainsi activé a été séché à l'étuve à 105°C pendant 24 h puis conservé à l'abri de l'humidité pour la suite de l'opération.

II.2.1.1.4. Broyage et tamisage de la sciure de bois

La sciure de bois utilisée est de l'essence Ceiba pentandra (le fromager) obtenue localement des ateliers de menuiseries. Elle a été séchée à l'étuve pendant 15 min à 70°C puis broyée à l'aide d'une broyeuse à lame. La poudre a été tamisée avec des tamis de 500 μm et 200 μm . Cette poudre de bois a été utilisée comme combustible de production du filtre biogéochimique à polluants.

II.2.1.2. Prototypage de la matrice d'étude

Plusieurs essais de prototypes de filtre ont été faits. Les contraintes qui ont prévalu à cette activité sont les suivantes :

- Une bonne solidité ou résistance à la fracture à la défibrillation ;
- Un débit d'élution ; mais et surtout
- Une capacité optimale d'adsorption du maximum de polluants contenus dans les eaux.

L'arbitrage du prototypage ou composition du filtre a été trouvé dans la formulation confinée dans le tableau V.

Tableau V: Proportions des intrants ou précurseurs de production du filtre biogéochimique.

	Argile (200 μm)	Charbon actif (500 μm)	Moringa (200 μm)	Sciure de bois (200 μm)
Composition	75 %	7 %	8 %	10 %

II.2.1.2.1. Fabrication du filtre biogéochimique

La fabrication du filtre biogéochimique s'est faite selon la méthode du filtre en céramique décrite par Bleu (2014). Les précurseurs (tableau V) ont été mélangés et le mélange homogénéisé. De l'eau y a été ajoutée progressivement en malaxant au fur et à mesure jusqu'à obtenir une pâte homogène et compacte. L'étape de maturation de la pâte a consisté en la conservation dans des sachets plastiques à l'abri de l'air pendant 2 à 3 jours pour une meilleure humidification afin d'obtenir une forte plasticité. Après le 2^{ème} jour, la pâte a été retirée du sachet pour être modelée. La matrice ainsi obtenue a été séchée à la température de la salle pendant 4 jours avant l'étape de la cuisson.

II.2.1.2.2. Cuisson de la matrice d'étude

La matrice obtenue ci-haut a été cuite au four à moufle pour une durée totale de 07 h. Pour éviter l'apparition de fissures, il est recommandé de répartir le temps de cuisson selon le tableau VI.

Tableau VI: Palier de cuisson

Température (°C)	200	400	600	900
Temps (heure)	1,5	1,5	2	2

Après cuisson, la matrice a été retirée et laissée à refroidissement à la température de la salle pendant 24 h. Elle a été ainsi prête à l'emploi pour la filtration des échantillons d'eaux.

II.2.1.3. Tests de filtrage matriciel des échantillons d'eaux résiduaires

Préalablement testés, le filtre biogéochimique fabriqué a subi des activités de filtrations des échantillons d'eaux brutes. Pour ce faire, le filtre a été rempli d'eaux brutes et l'eau filtrée a été recueillie jusqu'à constituer un volume de 100 mL. Ces filtrats ont été immédiatement congelés pour les analyses ultérieures des sels nutritifs et mesure des paramètres physicochimiques. Des échantillons d'eaux brutes de mêmes volumes ont été conservés dans les mêmes conditions pour les témoins.

II.2.2. Méthodes d'analyses des paramètres physicochimiques et chimiques

II.2.2.1. Paramètres physicochimiques

Les paramètres physicochimiques ont été mesurés au laboratoire de Chimie-physique de l'Université Félix Houphouët-Boigny.

L'introduction de la sonde des multi paramètres HANNA HI 2211 et HANNA HI 2300 dans un volume de 30 ml d'échantillon d'eaux (brute ou filtrée) puis la sélection de la fonction a permis de mesurer le paramètre désiré. Ainsi, le pH, potentiel Redox, la salinité, conductivité et les TDS ont mesurés pour le compte de la présente étude.

II.2.2.2. Paramètres chimiques (sels nutritifs)

II.2.2.2.1. Dosage de l'ammonium (NF EN ISO 11732)

- **Principe**

La méthode utilisée est celle de la spectrophotométrie d'absorption moléculaire. Cette méthode détermine l'ammonium en présence de monochloramine. La monochloramine et l'ammonium peuvent exister dans les échantillons d'eau potable lorsque la désinfection à la chloramine est utilisée. L'hypochlorite est ajouté pour se combiner à l'ammonium et former plus de monochloramine. La monochloramine réagit avec le salicylate pour former le 5 aminosalicylate. Ce composé est oxydé en présence d'un catalyseur au nitroprussiate pour former un complexe coloré bleu. La coloration bleue est masquée par la coloration jaune du réactif en excès pour donner une solution finale de couleur verte. L'ammonium est déterminé en mesurant les intensités de couleur à une longueur d'onde de 655 nm et sans addition d'hypochlorite.

- **Mode opératoire**

On remplit trois cuvettes rondes de 10 ml avec l'échantillon sur lesquelles on étiquète « blanc », « ammonium » et « monochloramine ». On ajoute par la suite une goutte de solution d'hypochlorite à la cuvette marquée ammonium et une gélule de réactif monochloramine à celles marquées ammonium et monochloramine pendant 15min. Après la mesure du blanc, on place la cuvette marquée monochloramine dans le compartiment de mesure pour ajuster l'appareil. La concentration d'ammonium est lue à la longueur d'onde 665 nm par le spectrophotomètre.

II.2.2.2.2. Dosage des phosphates PO_4^{3-} (NF EN ISO 6878 T 90-023)

- **Principe**

La méthode utilisée est celle de la spectrophotométrie d'absorption moléculaire. Les ions phosphates réagissent avec une solution acide contenant des ions molybdate pour former un complexe phosphomolybdique.

Ce complexe est réduit par l'acide ascorbique en un complexe de molybdène coloré en bleu. L'absorbance du complexe bleu formé mesurée à 700 nm permet de déterminer la concentration en phosphates présents.

- **Mode opératoire**

On introduit dans le tube à échantillon, 10 ml de l'échantillon préalablement filtré. Après ajout du contenu d'un sachet de réactif PhosphoVer 3, réactif en poudre au contenu du tube et après homogénéisation du prélèvement jusqu'à dissolution totale, une attente d'environ 30 minutes a été nécessaire pour l'apparition de la coloration bleue. Un témoin a été préparé de la même façon avec 10 ml d'eau déionisée. Des lectures ont été effectuées au spectromètre à la longueur d'onde de 700 nm en tenant compte de la valeur lue pour le témoin.

II.2.2.2.3. Dosage du phosphore total (MA. 315 P 2.0)

- **Principe**

La détermination du phosphore total s'effectue en deux étapes. La première étape consiste à digérer et à oxyder toutes les formes de phosphore avec du persulfate de potassium en milieu acide sous pression à 121°C. Dans la seconde étape, l'ion orthophosphate réagit avec l'ion molybdate et l'ion antimoine pour former un complexe phosphomolybdate. Ce dernier est réduit avec l'acide ascorbique en milieu acide pour provoquer l'apparition du bleu de molybdène, dont l'absorbance à 660 nm est proportionnelle à la concentration de l'ion orthophosphate présent dans l'échantillon.

- **Mode opératoire**

On introduit dans le tube à échantillon, 10 ml de l'échantillon préalablement filtré. Le témoin et les solutions étalons doivent être préparés de la même façon que les échantillons c'est-à-dire les acidifier à $\text{pH} < 2$ en ajoutant de l'acide sulfurique et les conserver à environ 4°C. On ajoute 1,5 ml de la solution de digestion (solution de persulfate de potassium). Les tubes sont introduits dans l'autoclave. La digestion à l'autoclave se fait pendant 30 minutes à environ 121°C. On abaisse la pression lentement et on laisse refroidir les tubes à la température ambiante. Le dosage des phosphates est fait en utilisant un spectrophotomètre. La couleur produite lors de la réduction du complexe formé en présence d'orthophosphates, d'ions molybdates et d'ions antimoniatés est mesurée à 660 nm.

II.2.2.2.3. Dosage de l'azote total (MA. 315 P 2.0)

- **Principe**

L'azote contenu dans l'échantillon est oxydé en nitrate au moyen d'une digestion au persulfate de potassium sous l'action d'une source de lumière ultraviolette. Les ions nitrates sont ensuite réduits en nitrite en milieu alcalin par l'intermédiaire du sulfate d'hydrazine en présence de sulfate de cuivre, qui agit comme catalyseur. Le nitrite réagit avec le sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui se combine en milieu acide avec le dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylènediamine et forme en bout de ligne un composé allant de rosé à violet dont l'absorbance à 540 nm est proportionnelle à la concentration des ions nitrite

- **Mode opératoire**

Pour l'analyse de l'azote, les échantillons sont filtrés sur des filtres de porosité 0,45 µm. On utilise un spectrophotomètre avec une digestion UV. Les réactifs suivants : solution d'hydroxyde de sodium, de persulfate de potassium, tampon de borate, de sulfate de cuivre, de sulfate d'hydrazine et le réactif colorimétrique (solution d'acide phosphorique et de sulfanilamide) sont incorporés avec un décalage de 1 minute entre chacun selon l'ordre d'arrivée, de même que la solution de rinçage de l'échantillonneur (solution d'acide sulfurique). On laisse l'appareil se stabiliser pendant 60 minutes. Une disposition des solutions étalons de nitrate et d'azote ammoniacal, et des échantillons est faite sur les plateaux de l'échantillonneur. Ensuite on ajoute la solution étalon de 3,00 mg/l de N-tot à tous les échantillons de la séquence. Après digestion, l'azote ammoniacal est transformé en nitrate de telle sorte que les concentrations initiales de nitrates et d'azote ammoniacal s'additionnent pour donner l'azote total N-tot.

II.2.3. Analyses statistiques des données d'étude

Le filtre biogéochimique fabriqué lors de nos travaux a répondu aux exigences de solidité, résistance et porosité requises pour la dépollution des eaux usées. Il a donc été testé sur les eaux collectées à une station d'étude localisée sur le réseau de drainage des eaux usées de Daloa. L'échantillonnage a connu un rythme quotidien et duré 32 jours. Les analyses physicochimiques ont été faites au laboratoire de Chimie-physique de l'Université Félix Houphouët-Boigny (UFHB) et au Centre de Recherches Océanologiques (CRO) Abidjan. Les données générées ont obéi à une distribution normale, permettant ainsi la comparaison des moyennes des paramètres physicochimiques.

❖ Analyses statistiques

Les analyses statistiques des données ont été faites au moyen du logiciel R, disponible en libre téléchargement sur Internet.

L'objet a été de comparer les moyennes des paramètres physicochimiques des deux (2) types d'eaux étudiées. En effet, l'expérience qui a été de tester l'efficacité du filtre à eau telle qu'élaboré par nos soins ne pouvait être complète que par la comparaison des moyennes.

Les conditions de réalisation de tels tests sont les suivants (Chesneau, 2016) :

- ✓ La taille des données (population) ≥ 30 . Nos données ont un nombre total de 32 ;
- ✓ Les données doivent obéir à une distribution normale. Cette normalité est acquise quand la taille de la population est supérieure à 30. Toutes fois, la normalité doit être nécessairement testée ;
- ✓ Les variances des moyennes doivent être testées. Si elles sont sensiblement égales (vérifiable grâce à la p-valeur), un test de t-Student (t-test) est effectuée pour la comparaison des moyennes des paramètres des échantillons. Dans le cas contraire, on a recours au test de Welsch ;
- ✓ Le test statistique est finalement effectué sous les conditions des hypothèses retenues (unilatérale ou bilatérale). Ainsi, si la p-value $\leq 0,05$; alors l'hypothèse nulle est rejetée. Le contraire aussi est vrai.

Cette procédure a été utilisée pour l'analyse statistique de nos données d'étude. Les résultats obtenus sont présentés comme suit.

PARTIE 3 : RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. RESULTATS

III.1.1. Propriétés physicochimiques de la matrice d'étude

III.1.1.1. Porosité du filtre biogéochimique

La porosité du filtre a été estimée sur la base de son débit d'élution. Au regard de ce paramètre, subjectif soit-il, la porosité du filtre d'étude peut supposer être de type méso à micropore. Avec une masse de 45g et volume de 45mL.



Figure 8: Filtre biogéochimique fabriqué lors de notre étude.

III.1.1.2. Résistance mécanique du filtre biogéochimique

Le filtre fabriqué lors de notre étude a émis un son métallique au tapotement. Cette technique est utilisée en céramique pour tester la résistance et la solidité des produits. Aussi, le filtre n'a montré aucun signe de friabilité même au terme des expériences de filtrations des eaux usées de Daloa.

III.1.1.3. Débit d'élution du filtre biogéochimique

Le filtre fabriqué a montré un débit de filtration qui a varié dans le temps sans toutefois présenter de baisses considérables. La figure 9 ci-dessous montre l'évolution du débit des filtres tout au long des 32 jours d'expériences.

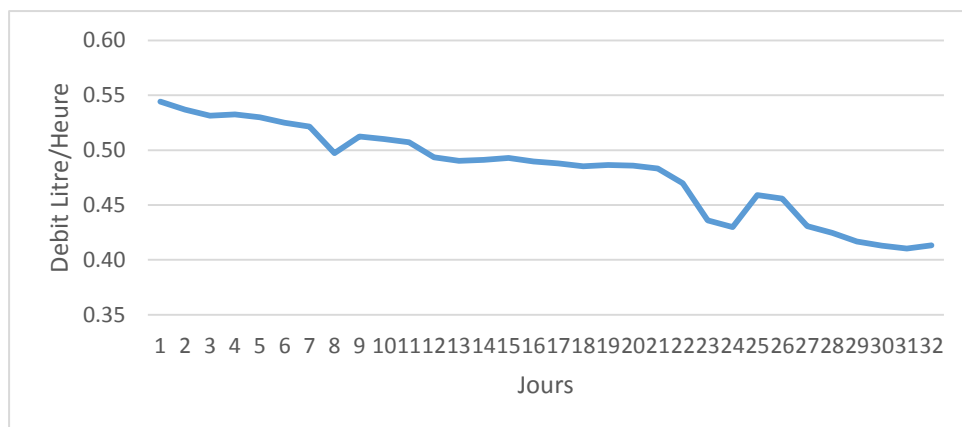


Figure 9: Evolution du débit du filtre biogéochimique fabriqué lors de nos travaux.

RESULTATS ET DISCUSSION

Le débit maximum du filtre mesuré au cours du temps d'expériences était de $0,54 \text{ L.h}^{-1}$ lors des 2 premiers jours. On a constaté ensuite la diminution de ce débit avec le temps.

III.1.2. Paramètres physicochimiques des échantillons d'eaux résiduelles

o pH

L'eau brute prélevée a affiché un pH qui a varié entre 6,55 et 8,7. Tandis que l'eau filtrée a un pH qui a varié entre 6,4 et 8,36 (Figure 10).

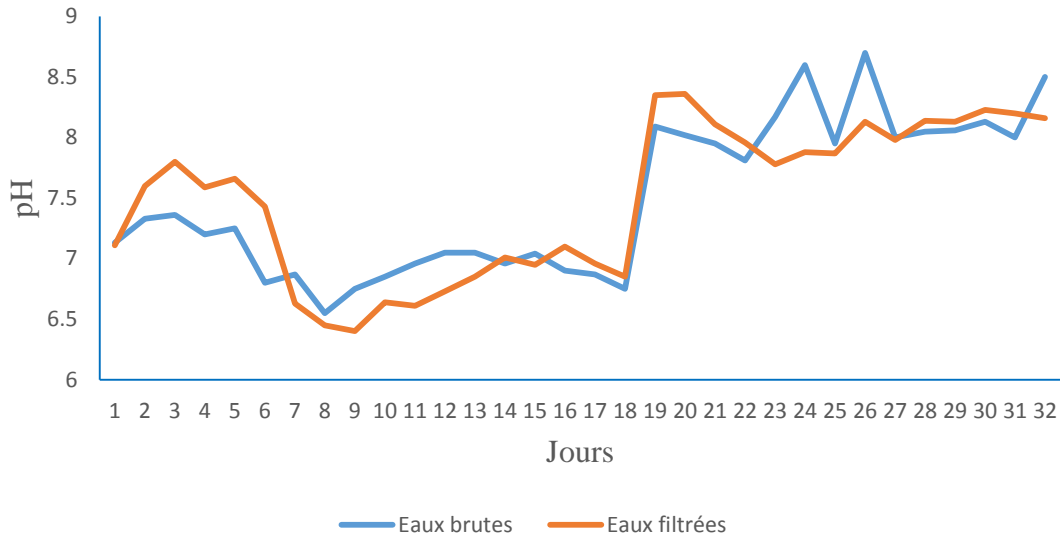


Figure 10: pH journalier des eaux brutes et filtrées.

Le pH de l'eau brute a varié de 7.491 à 7.489 après filtration. Toutes les moyennes se sont situées dans les intervalles de confiance (95%), prouvant ainsi la justesse des calculs effectués. La faible variation du pH est attestée par les écart-types (0,631 et 0,64) des deux eaux. Le filtre n'a donc pas eu un effet notable sur le pH (tableau VII).

Tableau VII: Description et comparaison des moyennes du pH des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtré	p-value (Wilcoxon)
pH			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	7.491 [7.26 – 7.72]	7.489 [7.26 – 7.72]	0.977
Médiane	7.29	7.63	
Ecart type	0.631	0.64	
Q1 ; Q3	6.95 ; 8.03	6.925 ; 8.12	
Min ; Max	6.55 ; 8.7	6.4 ; 8.36	

RESULTATS ET DISCUSSION

Toutes fois, la dispersion du pH quotidien des eaux n'a pas été réduite après filtration des eaux brutes (figure 11).

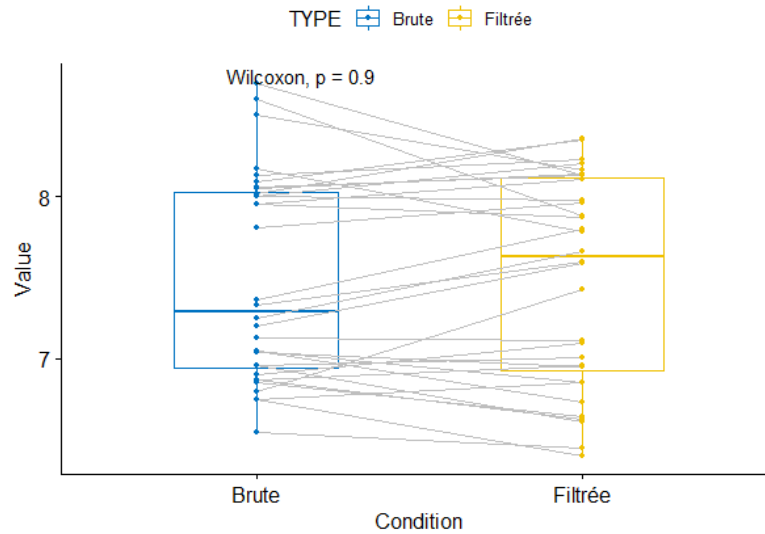


Figure 11: Boîte à moustache appariée du pH des eaux brutes et après filtration biogéochimique.

o Potentiel redox

Le potentiel redox de l'eau brute varie entre -30 et 16,2 mv. Durant les 32 jours on observe que le couple redox prend majoritairement des valeurs négatives, L'eau brute après avoir subi une filtration avec notre matrice, a eu ses valeurs redox s'amplifié, augmentant ainsi la valeur du redox de l'eau filtré qui a à son tour des valeurs qui varient entre -50 et 24,5 mv.

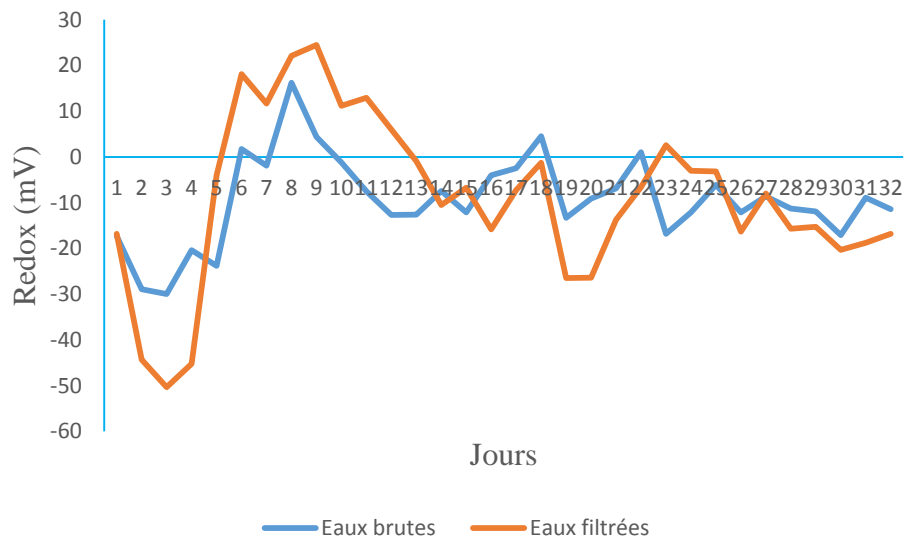


Figure 12: Evolution du Potentiel Redox des eaux brutes et filtrées

RESULTATS ET DISCUSSION

La p-value (0,831) du potentiel d'oxydoréduction (Redox) des moyennes des eaux a été supérieure à 5%. Cela signifie que la différence entre ces deux moyennes n'est pas statistiquement significative. Elles ont été égales à 9.38 mV et 8.89 mV respectivement pour les eaux brutes et filtrées (tableau VIII).

Tableau VIII: Description et comparaison des moyennes du Redox des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtré	p-value (Wilcoxon)
Potentiel d'oxydoréduction (Redox)			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	-9.38 [-12.9 ; -5.90]	-8.89 [-15.4 ; -2.37]	0.831
Ecart type	-9.64	-8.10	
Médiane	-10.20	-7.60	
Q1 ; Q3	-12.850 ; -3.625	-16.8 ; 0.03	
Min ; Max	-30.00 ; 16.20	-50.30 ; 24.50	

En dehors de quelques valeurs aberrantes, la distribution des données d'étude est plus ou moins homogène selon les boîtes à moustaches sur la figure 13.

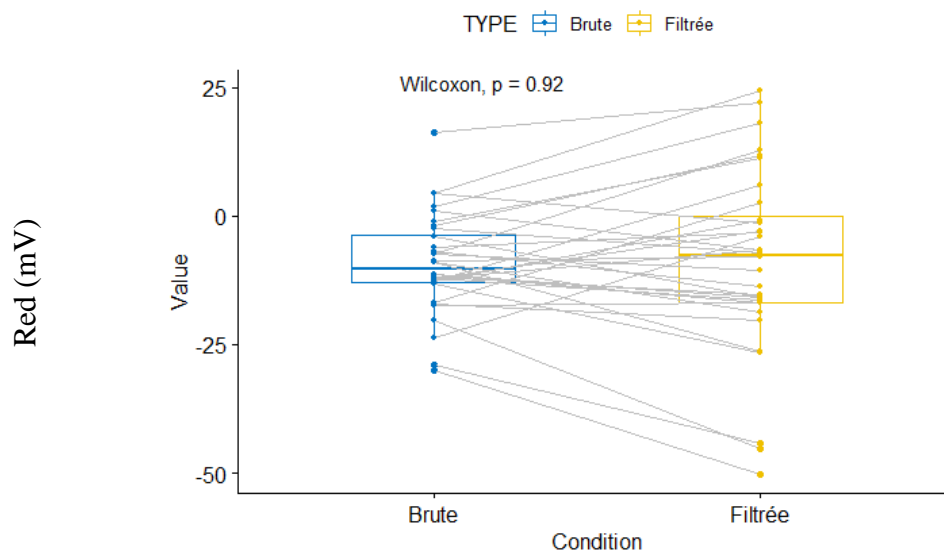


Figure 13: Distribution du Redox des eaux brutes et après filtration biogéochimique.

RESULTATS ET DISCUSSION

○ Conductivité

En observant le graphique de l'évolution de la conductivité, on se rend compte que la conductivité de l'eau brute est moins élevée que celle de l'eau filtré à une différence très minime, mise à part les 3 premiers jours ou la différence de conductivité est très visible.

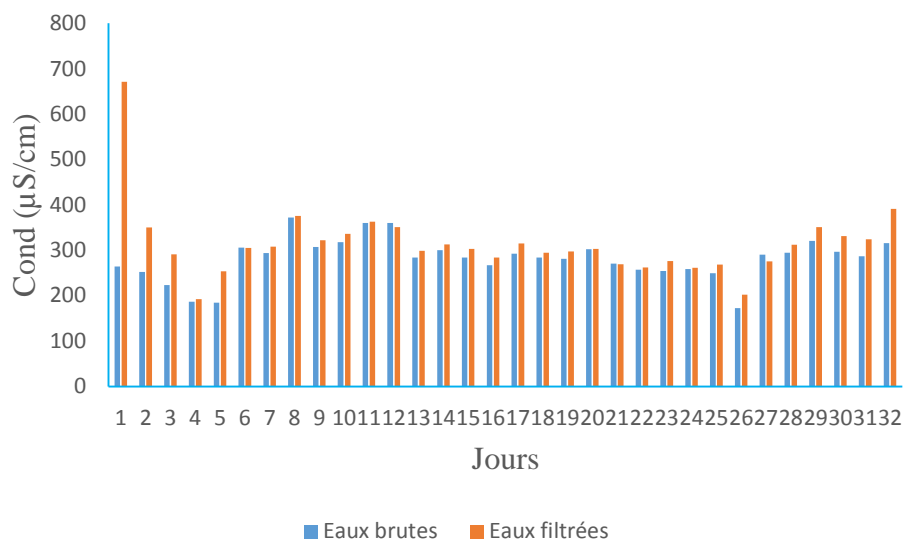


Figure 14: Evolution de la conductivité de l'eau brute et filtrée

La conductivité moyenne des eaux brutes et après filtration au filtre biogéochimique a montré une différence significative entre les deux lots d'eaux étudiées. Les valeurs ont été de 280.96 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 304.75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respectivement ; avec des écart-types de 45.97 et 45.34. La p-value (< 0.001) montre que l'augmentation de la conductivité moyenne des eaux filtrées biogéochimiquement par rapport aux eaux brutes est significative (tableau IX).

Tableau IX: Description et comparaison des moyennes de la conductivité des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtrée	p-value (Wilcoxon)
Conductivité			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	280,96 [264 - 298]	304.75 [288 - 321]	< 0.001
Ecart type	45,97	45,34	
Médiane	285,65	304	
Q1 ; Q3	258,275 ; 303	275,9 ; 332,2	
Min ; Max	172,40 ; 372.00	192,60 ; 391	

RESULTATS ET DISCUSSION

De fait, la médiane s'est confondue à la moyenne de conductivité des eaux filtrées. Leur variance a accru de part et d'autre de la médiane (figure 15).

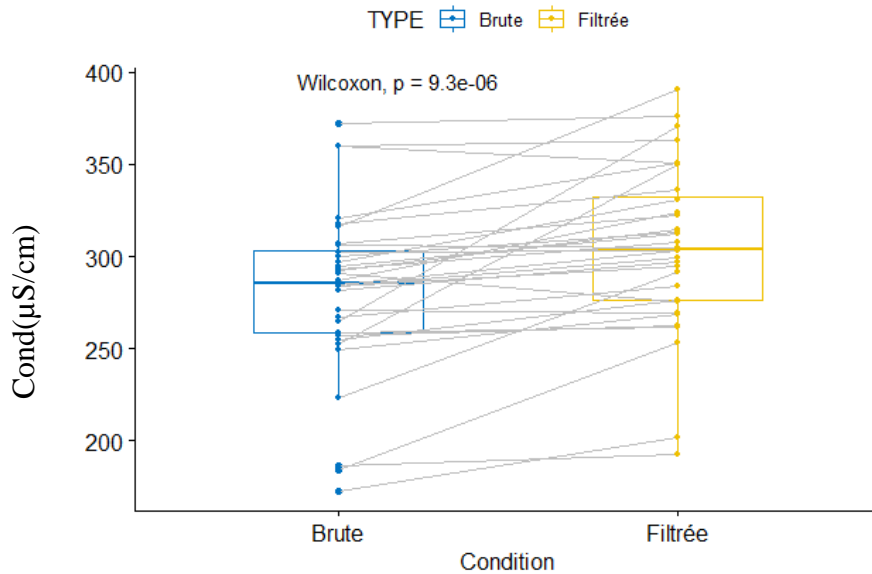


Figure 15: Boîte à moustache appariée de la conductivité des eaux brutes et après filtration biogéochimique.

o Salinité

La quantité de sel dissous dans l'eau brute varie entre 0,3 et 0,7 en comparant avec la quantité de sels dissous dans l'eau filtrée on se rend compte qu'il y a assez de sels dissous dans l'eau filtrée que dans l'eau brute raison pour laquelle la salinité de l'eau filtrée est plus élevée que celle de l'eau brute.

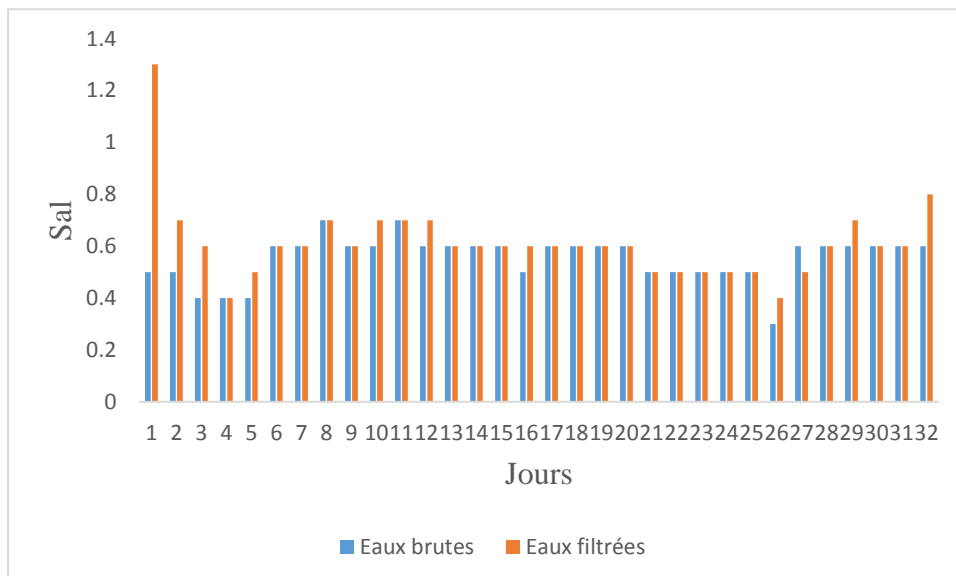


Figure 16: Evolution de la salinité des eaux brutes et filtrées.

RESULTATS ET DISCUSSION

En valeurs absolues, la moyenne de salinité des eaux brutes et filtrées a varié dans le sens de l'augmentation. Elle est passée ainsi de 0,55 à 0,61 avec des écart-types de 0,09 et 0,15 respectivement. En revanche, la p-value (0,035) a montré que cette différence entre ces deux moyennes est significative (tableau X).

Tableau X: Description et comparaison des moyennes de la salinité des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtré	p-value (Wilcoxon)
Salinité			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	0.55 [0.521 - 0.585]	0.61 [0.557 - 0.668]	0.035
Ecart type	0.09	0.15	
Médiane	0.60	0.60	
Q1 ; Q3	0.50 - 0.60	0.500 - 0.625	
Min ; Max	0.30 - 0.70	0.40 - 1.30	

La médiane des eaux brutes a présenté une position excentrique vers les maxima (0,6). Cela montre qu'un petit nombre de valeurs a dominé les mesures avec des niveaux élevés. Les valeurs aberrantes basses et hautes (eaux brutes et filtrées respectivement) en sont la preuve (figure 17).

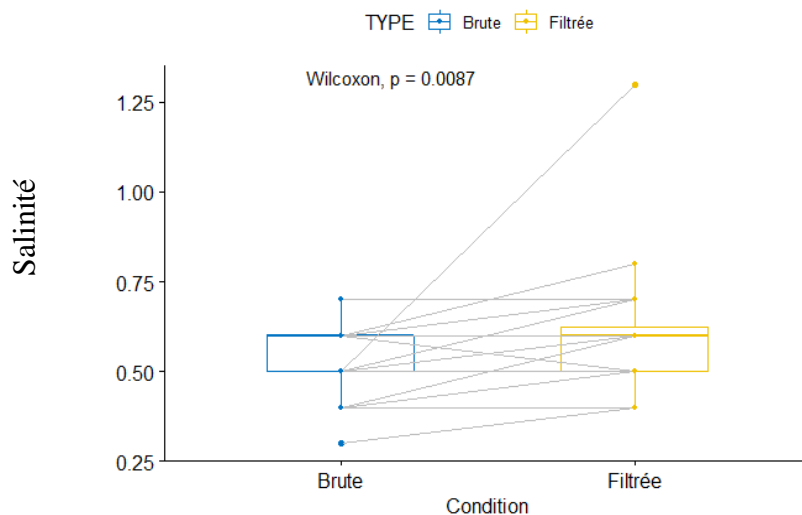


Figure 17: Boîte à moustache appariée de la salinité des eaux brutes et après filtration biogéochimique.

RESULTATS ET DISCUSSION

○ Taux de Substances Dissoutes (TDS)

La teneur en éléments dissous des eaux brutes sont restées inférieures à celle des eaux filtrées. Ce qui implique que la matrice a filtré certains éléments chimiques contenus dans l'eau brute (figure 18).

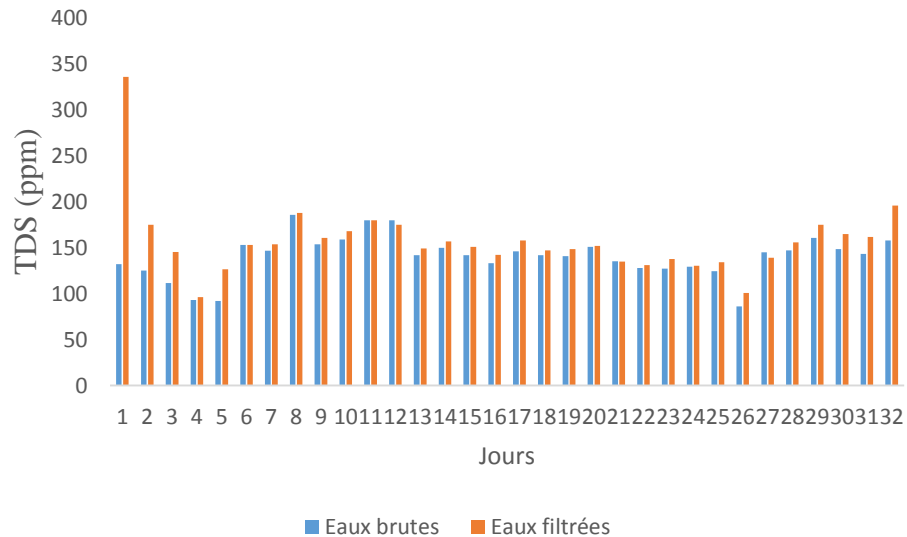


Figure 18: Evolution du TDS des eaux brutes et filtrées.

Les Taux de Substances Dissoutes (TDS) ont connu une augmentation après filtration des eaux brutes. La moyenne est passée de 140,48 à 157,10 ppm. Les écart-types des deux variables ont montré que la dispersion des données autour des moyennes n'est pas significative. En revanche, la p-value (0,015) a montré que l'augmentation de la moyenne des TDS des eaux brutes après filtration est significative (tableau XI).

Tableau XI: Description et comparaison des moyennes du TDS des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtrée	p-value (Wilcoxon)
Taux de Substances Dissoutes (TDS)			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	140,48 [132 - 149]	157,10 [143 - 171]	0.015
Ecart type	23,04	39,23	
Médiane	142,80	152,50	
Q1 ; Q3	129,05 ; 151,5	139 ; 165,8	
Min ; Max	86,20 ; 186	96,30 ; 336	

Quant à la distribution des valeurs, elle n'a pas visiblement augmenté, mis à part leur variance (figure 19).

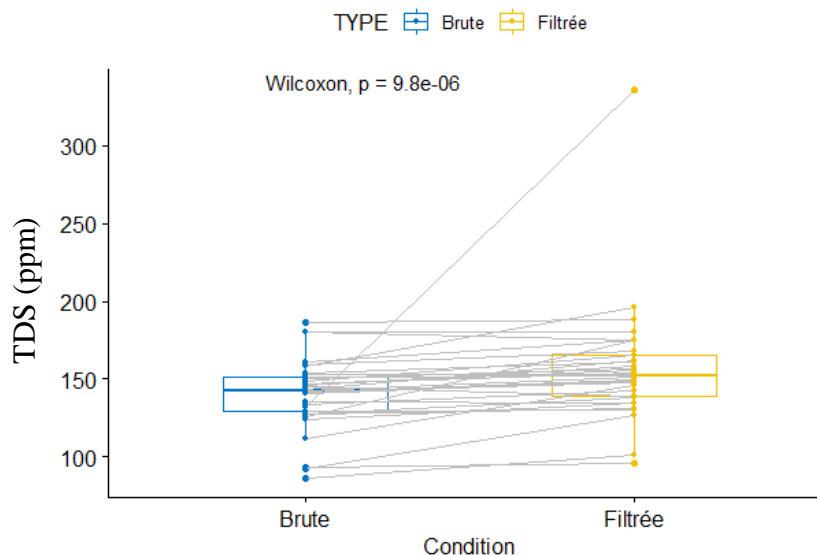


Figure 19: Distribution du TDS des eaux brutes (B) et après filtration biogéochimique (D).

III.1.3. Sels nutritifs

○ Ammonium

L'ammonium a connu des valeurs élevées en début et en fin d'expériences (jour 1-7 et jour 27-32). Autrement, les concentrations ont été assez faibles. Mieux, les eaux filtrées ont connu des concentrations en ammonium plus faibles que les eaux brutes (figure 20). Cependant, seules les analyses statistiques peuvent aider aux conclusions qui s'imposent.

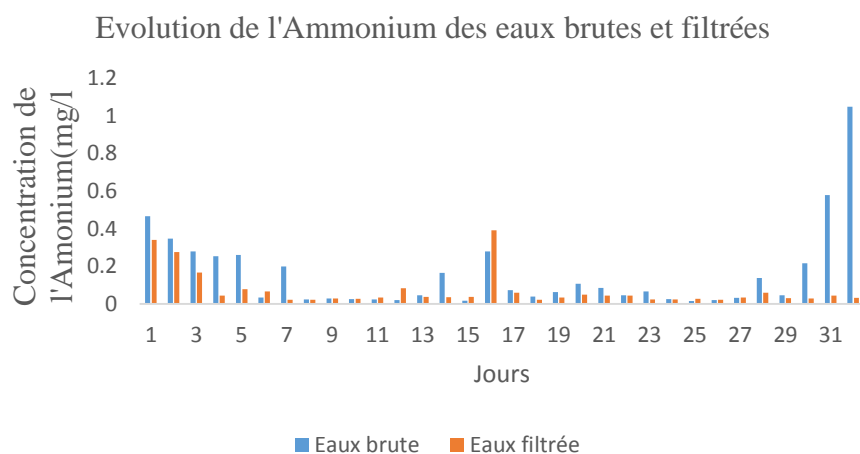


Figure 20: Evolution de l'Ammonium des eaux brutes et filtrées.

RESULTATS ET DISCUSSION

En effet, l'ammonium des eaux brutes a connu une réduction d'environ 44% en moyenne après filtration biogéochimique (tableau XII). La moyenne de NH_4^+ est passée de 0,16 à 0,07 mg/L d'eau avec un écart-type de 0,22 et 0,09. La p-value (0,022) atteste que cette réduction de l'ammonium des eaux brutes est statistiquement significative. Toutes fois, les médianes n'ont pas connu de changements notables (0,06 et 0,04 respectivement).

Echantillon d'eau	Brute	Filtrée	p-value (Wicoxon)
Ammonium (NH_4^+)			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	0.16 [0.0811 - 0.236]	0.07 [0.038 - 0.104]	0.022
Ecart type	0.22	0.09	
Médiane	0.06	0.04	
Q1 ; Q3	0.028 ; 0.226	0.028 ; 0.059	
Min ; Max	0.02 ; 1.05	0.02 ; 0.39	

Tableau XII : Description et comparaison des moyennes de l'ammonium des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

La variation de l'ammonium a connu un quasi aplatissement en dépit des données aberrantes (figure 21).

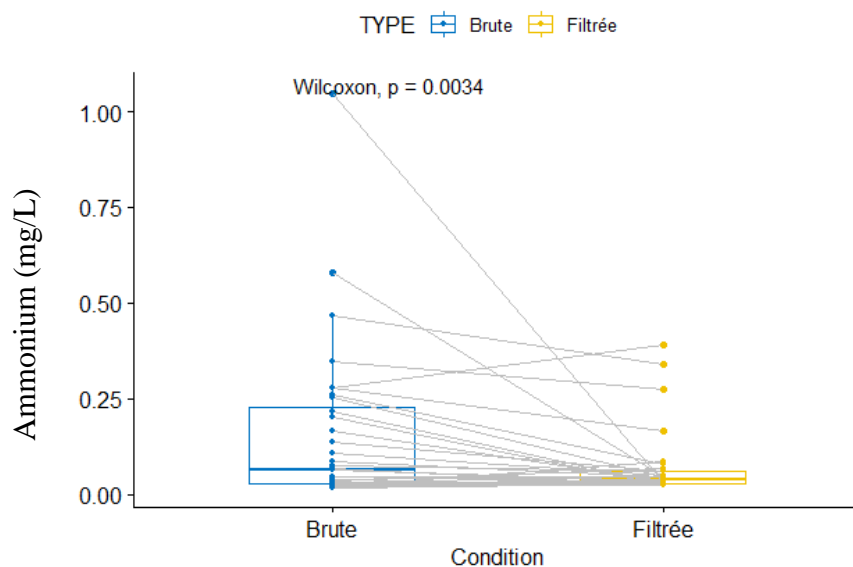


Figure 21: Boîte à moustache appariée de l'ammonium des eaux brutes et après filtration biogéochimique.

RESULTATS ET DISCUSSION

○ Azote total

En analysant le graphique (figure 22), on se rend compte qu'après le passage de l'eau brute sur la matrice, on a constaté que le taux d'azote a été réduit lors de la filtration sauf à quelques dates. La moyenne de la teneur en azote de l'eau brute est de 11,41mg/l tandis que celle de l'eau filtrée est de 9,16 mg/l.

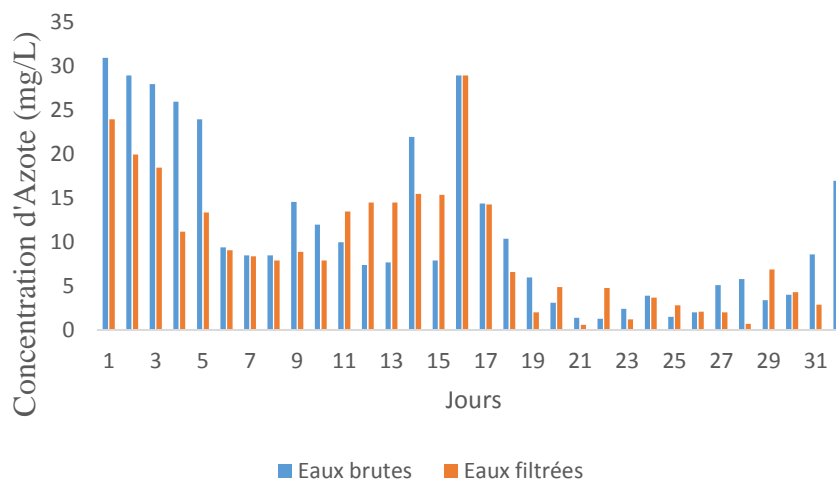


Figure 22: Evolution de l'azote total des eaux brutes et filtrées.

L'azote total a connu une baisse d'environ 80,3%. En effet, la moyenne de ce paramètre des eaux brute est passée de 11,42 à 9,17 mg/L avec un niveau de confiance de 95%. Les écarts-types sont plus faibles que les moyennes ; attestant de la fiabilité des mesures. Les médianes sont différentes d'environ 1,40 mg/L et la p-value (0,033) a montré que cette différence entre les descriptifs de l'azote total est statistiquement significative (tableau XV).

Tableau XIII : Description statistique et comparaison des moyennes de l'azote total des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtrée	p-value- (Wicoxon)
Azote total (Nt)			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	11.42 [8.05 - 14.8]	9.17 [6.56 - 11.8]	0.033
Ecart type	9.34	7.23	
Médiane	8.50	7.90	
Q1 ; Q3	4 - 15.2	2.9 - 14.4	
Min ; Max	1.30 - 31	0.60 - 29	

La distribution des données d'azote total s'est réduite avec la même allure de variance (figure 23).

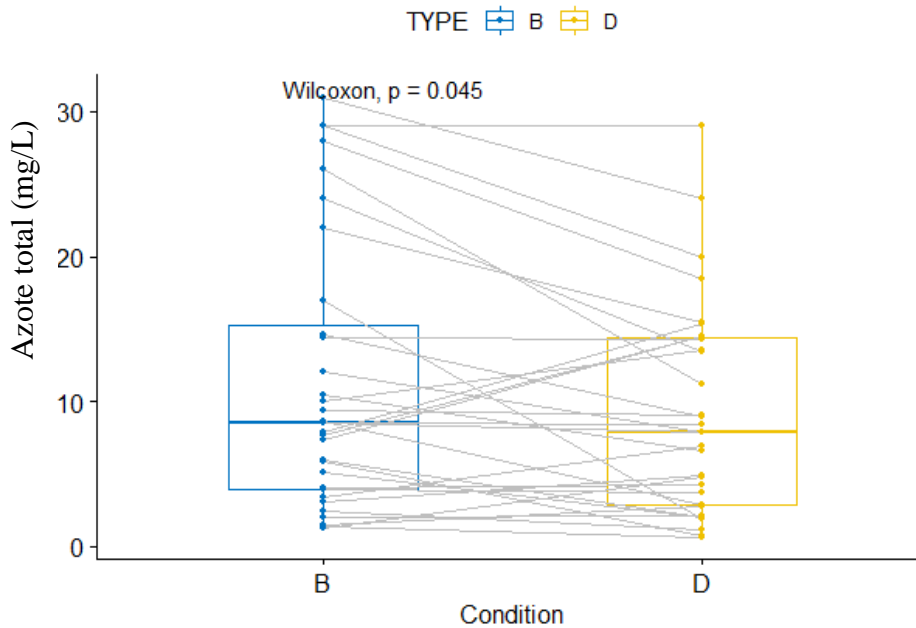


Figure 23: Boîte à moustache appariée de l'azote total des eaux brutes (B) et après filtration (D).

○ **Phosphates**

Les concentrations en phosphates des eaux brutes ont varié de façon sinusoïdale de la première à la dernière semaine d'expérience. Au contraire, celles des eaux passées au filtre biogéochimique ont présenté des concentrations beaucoup plus faibles tout au long de l'expérience que précédemment (figure 24).

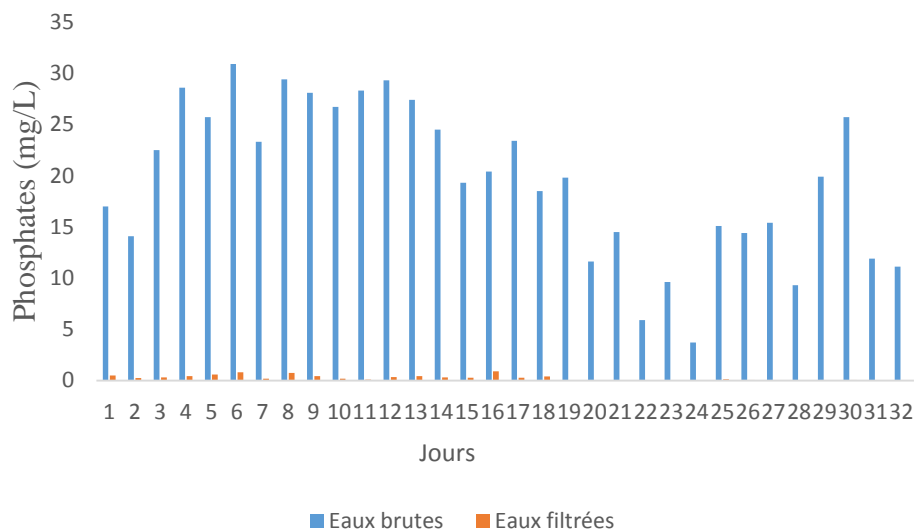


Figure 24: Evolution des phosphates des eaux brutes et filtrées.

RESULTATS ET DISCUSSION

De fait, les phosphates des eaux brutes ont baissé de 85% après filtration biogéochimique. Les moyennes sont passées de 19.54 à 0,23 mg/L d'eau. L'écart-type moyen des eaux filtrées (0,26) s'est montré plus élevé que la moyenne (0,23 mg/L).

Cet écart peut être dû à l'aplatissement de la distribution des mesures. Cette réduction des phosphates est significativement importante, attestée par la p-value (< 0.001).

Tableau XII: Description statistique et comparaison des moyennes des phosphates des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtrée	p-value (Wicoxon)
Phosphates (PO_4^{3-})			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	19.54 [16.8 - 22.3]	0.23 [0.142 - 0.326]	< 0.001
Ecart type	7.55	0.26	
Médiane	19.85	0.16	
Q1 ; Q3	14.3 ; 25.95	0.01 ; 0.402	
Min ; Max	3.70 ; 30.90	0.00 ; 0.90	

La distribution des données des phosphates des eaux brutes a été réduite à des valeurs quasi nulles après filtration biogéochimique. Les variances se sont montrées nulles (figure 25).

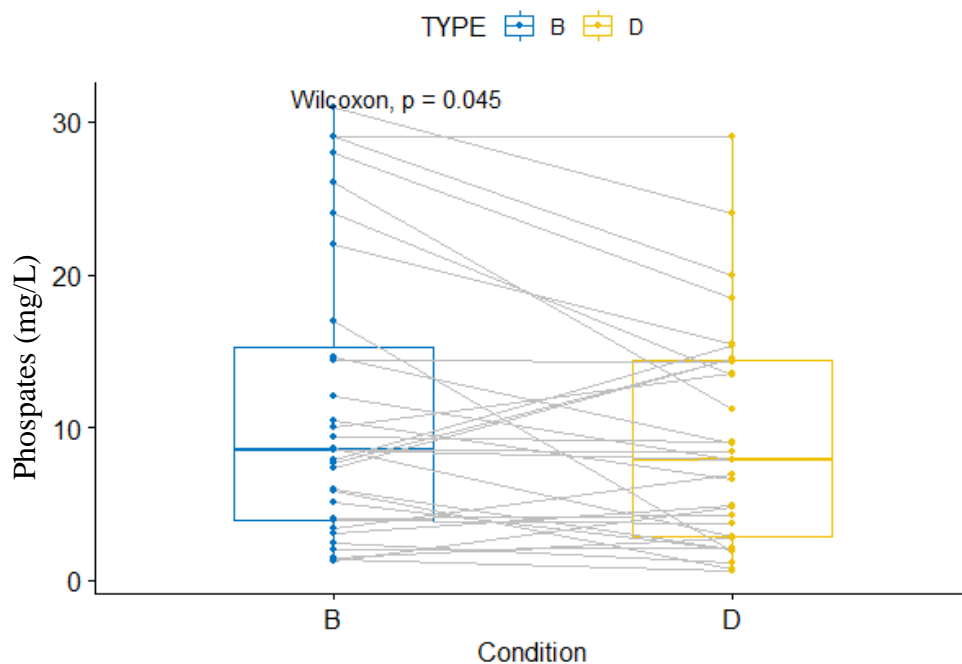


Figure 25: Boîte à moustache appariée des phosphates des eaux brutes (B) et après filtration biogéochimique (D).

RESULTATS ET DISCUSSION

○ Phosphore Total (Pt)

Le phosphore total dans les eaux brutes échantillonnées a présenté une concentration qui varie de 12,3 à 32,2 mg/L. Durant les 32 jours d'expériences, le taux était élevé et après filtration de l'eau brute, on a constaté que le taux de phosphore dans l'eau avait considérablement baissé (figure 26).

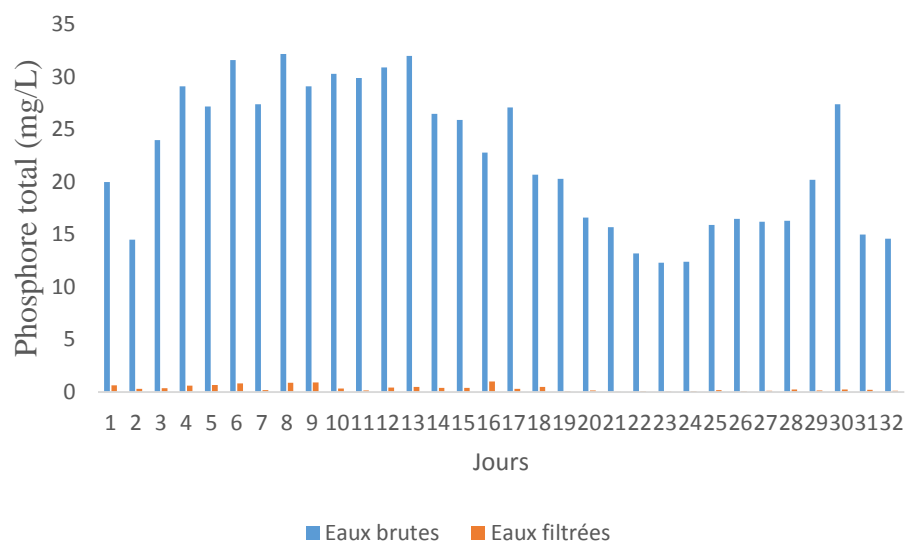


Figure 26: Evolution du Phosphore des eaux brutes et filtrées

Ainsi, le phosphore total (Pt) des eaux brutes a été réduit de 66% en moyenne après filtration biogéochimique. (Tableau XIII).

Tableau XIII: Description et comparaison des moyennes du phosphore total des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Echantillon d'eau	Brute	Filtrée	p-value (Wicoxon)
Phosphore total (Pt)			
N (nb de données)	32	32	
NA (données manquantes)	0	0	
Moyenne [IC95%]	22.31 [19.90 - 24.70]	0.34 [0.24 - 0.437]	< 0.001
Ecart type	6.71	0.27	
Médiane	21.75	0.26	
Q1 ; Q3	16.1 ; 27.8	0.125 ; 0.465	
Min ; Max	12.30 ; 32.20	0.03 ; 0.99	

RESULTATS ET DISCUSSION

Ces moyennes ont été égales à 22.31 et 0,34 mg/L d'eaux brutes et filtrées respectivement. Les écart-types respectifs ont été cohérents avec les moyennes. Ainsi, la p-value (< 0.001) a montré que la réduction du phosphore total après filtration biogéochimique est statistiquement significative.

Ainsi, la distribution du phosphore total (Pt) a connu un aplatissement, ramenant les concentrations à près de 0 mg/L d'eau (figure 27).

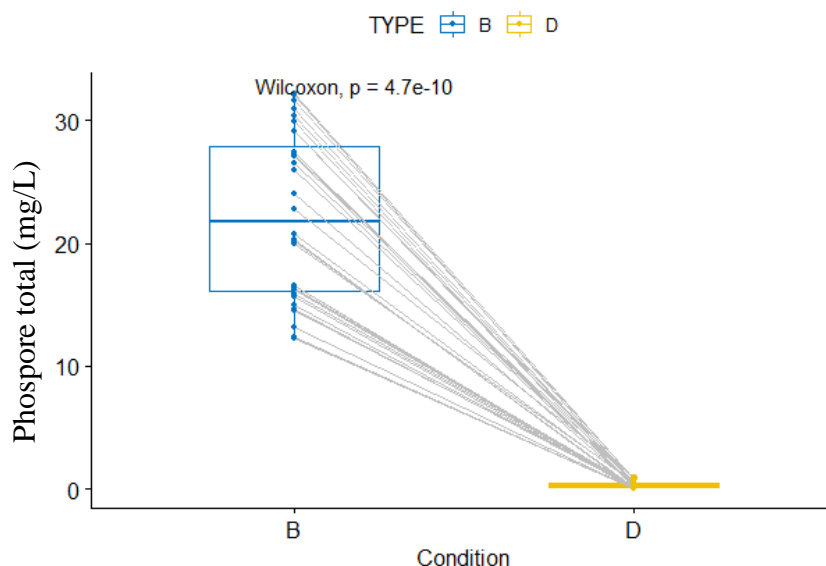


Figure 27: Boîte à moustache appariée du phosphore total des eaux brutes (B) et après filtration biogéochimique (D).

En outre, les analyses statistiques des données ont permis de classer les effets du filtre en deux catégories : les catégories réduction et pas de réduction.

Tableau XIV: Description et comparaison des moyennes du phosphore total des eaux brutes et filtrées au filtre biogéochimique.

Paramètres	Efficacité de dépollution des eaux du filtre biogéochimique	
	Réduction	Pas de Réduction
Catégorie		
Physique		pH (+)
		Potentiel Redox (+)
		Salinité (+++)
		Conductivité (+++)
		TDS (+++)
		4/9
Chimique	Ammonium (NH ₄ ⁺) [+++]	
	Azote total (Nt) [+++]	
	Phosphates (PO ₄ ³⁻) [+++]	
	Phosphore total (Pt) [+++]	

Effet non significatif : (+), Effet significatif : (++) , Effet hautement significatif : (+++).

Ces deux catégories regroupent les paramètres physiques d'une part et les chimiques d'autres parts selon le tableau XIV. La signification statistique des effets du filtre sur ces paramètres a été traduite par le +. Il apparaît que la réduction des paramètres concernés est globalement significative [+++]. A l'opposé, les paramètres physiques qui n'ont pas montré de réduction l'ont été dans des proportions plus ou moins significatives.

Que pouvons-nous dire de ces résultats ?

III.2. Discussion

Le filtre biogéochimique fabriqué lors de notre étude a permis de filtrer les eaux usées collectées à notre station d'étude. Pour ce faire, le charbon a été activé à l'acide ortho phosphorique et l'argile muri dans des sacs plastiques afin d'optimiser sa rhéologie (élasticité et plasticité). Cette caractéristique est cruciale pour sa résistance ultérieure aux chocs ; propriétés obtenues après fabrication lors de notre étude. Au & Leong (2013) ont montré que la rhéologie optimale de l'argile est obtenue à pH~2,5. En effet, une odeur piquante s'est dégagée des sacs plastiques après 2 jours de maturation de l'argile. Par ailleurs, le filtre biogéochimique a résisté aux températures de cuisson et ultérieurement au test de résistance sans casser. Le débit était réduit au fur et à mesure (Bleu(2014), cela serait dû au colmatage des pores.

Les paramètres physicochimiques ont vu globalement leurs concentrations non réduites par filtration biogéochimique, contrairement aux paramètres chimiques (sels nutritifs) Kabore *et al.* (2013) ont aussi constaté que la filtration des eaux de boisson au Moringa était efficace, bien qu'elle augmentât certains paramètres comme les sulfates et matières organiques. Ainsi, le filtre biogéochimique a généré des données d'étude dont les résultats ont été présentés ci-dessus. Il ressort de l'analyse statistique que les données sur les paramètres chimiques ont connu le plus d'effet du filtre biogéochimique. Les paramètres communs de pollution environnementale tels que l'ammonium, l'azote total, les phosphates et le phosphore total ont subi une réduction statistiquement importante. En effet, ces paramètres ont présenté des concentrations élevées dans les eaux brutes. Ces concentrations qui ont varié entre 1,5 et 32 mg/L d'eaux brutes sont susceptibles de provoquer une eutrophisation des milieux aquatiques récepteurs (Yao et al. 2016 ; Grizzetti *et al.* 2012). En effet, les normes de l'OMS (2006) de concentration de l'ammonium, azote total, phosphates et phosphore total ne doivent pas excéder 0,5 mg/L, 20 mg/L, 0,5 mg/L et 0,2 mg/L respectivement (Koua, 2019). Ces eaux usées sont donc eutrophisées en azote et phosphore car le rapport N:P a certes été en dessous de 1, mais a avoisiné 2 fois les maxima admissibles.

Après filtration, ces rapports ont été globalement en dessous de 1. Particulièrement, le filtre biogéochimique a présenté une performance optimale à partir du 19^{ème} jour d'expériences de filtration. En effet, les concentrations des paramètres ci-avant énumérés ont été réduites quasiment à zéro. L'azote et le phosphore, moteurs de l'eutrophisation des milieux aquatiques (Karcher *et al.*, 2020), ont été significativement extraits des eaux usées par filtration biogéochimique. Cette performance du filtre peut s'expliquer par le fait qu'il est constitué majoritairement d'argile. Ce matériau s'est montré particulièrement apte à adsorber les nitrates des eaux (Boualla & Benziane, 2011). La subsistance de l'azote et du phosphore pourrait s'expliquer par la présence du Moringa comme combustible dans la composition du filtre (Kabore *et al.*, 2013). Les expériences de filtrations successives ont dû essorer les cendres de Moringa du filtre biogéochimique à partir du 19^{ème} jour. Ainsi, seuls les micros constituants des eaux usées ont pu passer à travers le filtre biogéochimique. Le pH, le Redox et la salinité étant respectivement déterminés par l'ion Hydrogène, les électrons et les ions électriquement chargés, ils ont connu une augmentation générale. En effet, les polluants de grosses tailles comme les composés azotés et les colorants entre autres sont systématiquement et spontanément adsorbés sur les argiles, spécifiquement le kaolin. Cette activité d'adsorption est favorisée par des paramètres comme la température, des pH acides et la salinité (Mouni *et al.*, 2018 ; Abbas *et al.*, 2020). Cependant, ces trois paramètres n'étaient pas impliqués dans les mesures de l'effet du filtre biogéochimique sur la pollution des eaux usées étudiées. En sorte que leurs effets sur l'efficacité de dépollution des eaux usées du filtre n'ont pas été évalués.

CONCLUSION

CONCLUSION

Les concentrations du phosphore (phosphates et phosphore total) des eaux brutes ont été réduites à presque zéro après filtrage biogéochimiques. Il en a été de même pour l'azote (ammonium et azote total). Spécifiquement, les fractions totales ont connu une réduction beaucoup plus significative que les fractions minérales (ammonium et phosphates).

Les paramètres physiques (conductivité et TDS) n'ont pas connu de réduction sur la période d'expérience.

D'autres paramètres physiques (pH, salinité et redox) ont présenté une augmentation au cours de l'expérience. Ces augmentations n'ont pas cependant pas été statistiquement significatives.

De fait, les expériences de dépollution au filtre biogéochimique des eaux usées collectées à Daloa ont atteint leur objectif. En effet, le filtre biogéochimique fabriqué au cours de nos travaux a réussi tous les tests. Sa résistance mécanique, porosité et débit d'élution ont satisfait les exigences d'une telle expérience.

Le filtre biogéochimique s'est révélé plus efficace sur les polluants chimiques, notamment tous les composés de l'azote et du phosphore. Leurs concentrations ont été réduites entre 44-88% de leurs concentrations initiales après filtration biogéochimique. Ces réductions sont statistiquement significatives pour ces composés chimiques.

Les phénomènes d'eutrophisation ont pour moteurs les composés de l'azote et du phosphore. Leur extraction des eaux usées par le filtre biogéochimique en fait une matrice de choix pour la dépollution de ces eaux. Cependant, il importe de faire un screening de la composition physicochimique des filtrats afin de fixer son optimum de dépollution. Pour ce faire, d'autres études plus poussées des précurseurs (argiles, charbons, sciure de bois, autres végétaux, etc.) sont recommandées ; non sans étudier la durée de vie des filtres en résultant.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbas A. H., Moslemizadeh A., Sulaiman W. R. W, Jaafar M. Z & Agi A. (2020). An insight into a di-chain surfactant adsorption onto sandstone minerals under different salinity-temperature conditions : Chemical EOR applications. *Chemical Engineering Research and Design*, 153, pp : 657-665, doi : 10.1016/j.cherd/2019.11.021.
- Adnanen E. & Bentayed K. (2015). Etude cinétique et équilibre d'adsorption du noir eriochrome T, colorant anionique, sur un charbon actif commercial. Mémoire de master en chimie analytique, université A. MIRA-Bejaïa, Algérie, 110 p
- Akpétou K.L., Kouassi A.M., Goula B.T.A., Assémian S. & Aka-Kouamé. (2010). Nutrients induction on lead, cadmium, manganese, zinc and cobalt speciation in the sediments of Aby lagoon (Côte d'Ivoire). *International Journal of Engineering Science and Technology*, 2(8) : 3894-3900.
- Akpétou K.L., Yapi Y. H., Wango T.-E., Assémian S., Koua J. A. & Kouassi A.M. (2020). Anomalistics of physical and chemical parameters variability under anthropogenic and natural conditions in the four sectors of Aby lagoon (Ebrié lagoon system, Côte d'Ivoire). *Research Journal of Chemical Sciences*, 10(1) : 1-10.
- Amini S. R., Montazeri-Najafabady, Shaker S., Safari A., Kazemi A., Mousavi P. Mobasher M. A. & Ghasemi Y. (2014). Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae free cells in bath culture system. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 3(2), pp : 126-131.
- Andreozzi R. (1999). Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catalysis Today*, 53(1) : 51–59.
- Anras L., Guesdon S. (2007). Hydrologie des marais littoraux - Mesures physicochimiques de terrain. Collection "Marais Mode d'emploi". Ed. Forum des Marais Atlantiques, 76 p. <http://www.forum-zones-humides.org/marais-mode-emploi-hydrologie.aspx>.
- Au P.-I., & Leong Y.-K. (2013). Rheological and zeta potential behaviour of kaolin and bentonite composite slurries. *Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects*, 436, pp : 530 - 541. doi:10.1016/j.colsurfa.2013.06.039.
- Barani D. (2011). Préparation d'un charbon actif à partir d'un bitume routier issu du raffinage du pétrole par activation acide. Mémoire de magister en génie des procédés, université Larbi Ben M'Hidi Oum El Bouaghi, Algérie, 184 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bleu B.E. 2014. Traitement de l'eau à domicile : conception et évaluation de l'efficacité des filtres en céramique. Mémoire pour l'obtention du master d'ingénierie de l'eau et de l'environnement, option : eau et assainissement, Institut internationale de l'ingénierie de l'eau et de l'environnement, Ouagadougou, Burkina Faso, 48 p.
- Boualla N. & Benziane A. (2011). « Etude expérimentale sur l'élimination des nitrates par adsorption sur les argiles activées et non activées de la sebkha d'oran ». *Afrique science*, 07(2): 56-73.
- Bouna L. (2012). Fonctionnalisation des minéraux des minéraux argileux d'origine marocaine par TiO₂ en vue de l'élimination par photocatalyse de micropolluants organiques des milieux aqueux, Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 285 p.
- Cardot C. (1999). Le traitement de l'eau. *Tec & Doc*, Première édition, Paris, 247 p.
- Carstensen M. V., Børgesen C. D., Ovensen N. B., Poulsen J. R. Hvid S. K. & Kronvang B., (2019). Controlled Drainage as a Targeted Mitigation Measure for Nitrogen and Phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 48(3), pp : 677-685. doi : 10.2134/jeq2018.11.0393.
- Chesneau C., (2016). Introduction aux tests statistiques avec R. Licence. Archives ouvertes (HAL), cel-01387707v2, 54 p.
- Chuah T.G., Jumasiah A., Azni I., Katayon S., Thomas Choong S.Y. (2005). Rise husk as a potentially low-cost biosorbent for heavy metal and dye removal: an overview. *Desalination*, 175: 305-316.
- Errais E. (2011). Réactivité de surface d'argiles naturelles : Etude de l'adsorption de colorants anioniques. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg, France, 210 p.
- Failler P., Pètre É., Binet T. & Maréchal J.-P. (2015). Valuation of marine and coastal ecosystem services as a tool for conservation: The case of Martinique in the Caribbean. *Ecosystem Services*, 11 : 67–75. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.10.011.
- Failler P., Pètre É., Binet T. & Maréchal J.-P. (2015). Valuation of marine and coastal ecosystem services as a tool for conservation: The case of Martinique in the Caribbean. *Ecosystem Services*, 11 : 67–75. Doi: 10.1016/j.ecoser.2014.10.011.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Foidl N., Makkar H.P.S. & Becker K. (2002). Potentiel du *Moringa oleifera* pour les besoins agricoles et industriels. In : Saint Sauveur, Appora, Besse et Fuglie, *Potentiel de développement pour les produits du Moringa*, Actes de l'atelier international de Dares Salaam, CIRAD/PROPAGE/SILVA, Montpellier, France, 63 p.
- Folkard G. (1997). The development of the *Moringa oleifera* and *stenopetala* tree to provide valuable products: coagulant for water/wastewater treatment and vegetable oil. Rapport à la Commission Européenne, 12 p.
- Grizzetti B., Bouraoui F. & Aloe A., (2012). Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global Change Biology*, 18(2), pp : 769-782. doi : 10.1111./j.1365-2486.2011.02576.x.
- Grondin J.L.(1982). Parametres physicochimiques des eaux natrelles mesures in situ. Office de la recherche scientifique et technique, sénegal(Dakar), 55p.
- Gueye M. (2015). Développement de charbon actif à partir de biomasse lignocellulosique pour des applications dans le traitement de l'eau. Thèse de doctorat en sciences et technologies de l'eau, de l'énergie et de l'environnement, option : énergie, Institut internationale de l'ingénierie de l'eau et de l'environnement, Ouagadougou, Burkina Faso, 229 p.
- Hakkoum A. (2010). Dépôt de particules d'or sur argiles; Préparation, caractérisation et application catalytique. Mémoire de Magister, Université Abou Bekr Belkaid–Tlemcen, Algerie, 122 p.
- Hammami S. (2008). Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels. Thèse de Doctorat, Université Paris-Est et Tunis El Manar, France, 175 p.
<http://qut.ebib.com.au/patron/FullRecord.aspx?p=297145>.
- Jahn S.A.A. (1988). Using moringa seeds as coagulants in developing countries, 1988. *Journal AWWA*, 43-50.
- Jahn S.A.A. (1999). From clarifying pearls and germs to water coagulation with alum. History, surviving practices and technical assessment. *Anthropos*, 94: 419-430.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Jahn S.A.A.(Eds.) (1989b). Synopsis on natural coagulants for water treatment. In: *Proceedings of international seminar on the use of natural coagulants for water treatment*. Indonesi(Yogyakarta): pp.25
- Jahn S.A.A.(Eds.)(1989a). Différents rôles des coagulants naturels dans la clarification de l'eau, dans les technologies appropriées à usage domestique et dans les installations communales d'épuration. In : *Proceedings of international seminar on the use of natural coagulants for water treatment*, Indonesia (Yogyakart): pp 11.
- Jouen P.,Lanson J.M.,Vandanjon L., Maleriat J.P., Quemeneur F. (2000) decoloration by nanofiltration of effluent containing fountain-pen inks: pilot scale qualification industriel assessment. *Environemental technology*, 21 : 1127-1138
- Kabore A., Savadago B., Rosillon F., Straore A.S. & Dianou D. (2013). Optimisation de l'efficacité des graines de moringa oleifera dans le traitement des eaux de consommation en Afrique sub-saharienne: Cas des eaux du Burkina Faso. *Revue des sciences de l'eau*, 26(3): 209–220.
- Karcher B. D., Roth F. Carvalho S., El-Khaled Y. C., Tilstra A., Kürten B., Struck U., Jones B. H. & Wild C., (2020). Nitrogen eutrophication particularly promotes turf algae in coral reefs of the central Red Sea. *PeerJ* 8:e8737 doi 10.7717/peerj.8737.
- Koller E. (2004). *Traitement des pollutions industrielles: Eau, Air, Déchets, Sols,Boues*. DUNOD, PARIS(France), 576 p.
- Ladjal N. (2013). *Elaboration, caractérisation de charbons actifs fonctionnalisés et étude de leurs propriétés en adsorption de composés organiques*. Thèse de doctorat en chimie organique, université de M'Sila, Algérie, 146 p.
- Laimé M. (2003). *le dossier de l'eau. édition du seuil*, Paris, 401 p.
- M'bra P. (2019). *Caractéristiques physicochimiques de l'eau de puits dans la ville de Daloa (Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire)*. Mémoire de master, Université Jean Lorougnon Guédé (Daloa), 55 p.
- Malik R., Ramteke D.S., Wate S.R. (2007). Adsorption of malachite green on groundnut schell waste based powdered actived carbon. *Waste manegment*, 27:1129-1138.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Mara D.D. (2004). Domestic wastewater treatment in developing countries. Earthscan Publications, London ; Sterling, VA, 293
- Megoumane E.F. (2016). Elimination du bleu de méthylène par le noyau d'abricot activé. Mémoire de master en chimie, université Abdelhamid Ibn Badis, Mostaganem, Algérie, 52 p.
- Mehrjouei M., Müller S. & Möller D. (2014). Energy consumption of three different advanced oxidation methods for water treatment: a cost-effectiveness study. *Journal of Cleaner Production*, 65: 178–183.
- Mizi A. (2006). Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de bejaia et valorisation des déchets oléicoles. Thèse de doctorat, Université de Badji Mokhtar-Annaba, Algérie, 168 p.
- Mohsen M.S. & Jaber J.O. (2003). « Potential of industrial wastewater reuse ». *Desalination*, 152 : 281-82.
- More T.T., Yan S., Tyagi R.D. & Surampalli R.Y. (2012). « Applications of Membrane Processes for Concentrated Industrial Wastewater Treatment. In Membrane Technology and Environmental Applications ». *American Society of Civil Engineers*, 20:17-38.
- Mouaziz S. (2012). Préparation et caractérisation des bentonites modifiées par des sels de Bisimidazolium : application à l'adsorption du bleu de Telon. Mémoire de Master, Université Abou Bekr Belkaid-Tlemcen, Algérie, 86 p.
- Mouni L., Belkhiri L., Bollinger J-C., Bouzaza A., Assadi A., Tirri A., Dahmoune F., Madani K., & Remini H., (2018). Removal of Methylene Blue from aqueous solutions by adsorption on Kaolin : Kinetic and equilibrium studies. *Applied Clay Science*, 153, pp : 38-45.
- Mrad M. (2005). Modélisation du comportement hydromécanique des sols gonflants non saturés. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, 244 p.
- Naidja L. (2010). Elimination du colorant orange II en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption. Mémoire de magister en chimie analytique, physique et environnement, université Mentouri Constantine, Algérie, 107 p.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Nouzha B. (2007). Elimination du 2-Mercaptobenzothiazole par voie photochimique et par adsorption sur la bentonite et le charbon actif en poudre. Mémoire de Magister, Université Mentouri de Constantine, Algérie, 184 p.
- Osnick J. (2009). Etude du potentiel d'utilisation de résidus agricoles haïtiens pour le traitement par biosorption d'effluents pollués. Thèse de doctorat, Institut national des sciences appliquées de Lyon, France, 113 p
- Pilon-Smits E. (2005). PHYTOREMEDIATION. *Annual Review of Plant Biology*, 56(1): 15–39.
- Radoux M., (2010). Gestion des eaux usées domestiques et urbaines. Thèse de Doctorat, Université de Liège, Belgique, 277p
- RGPH (2014). Recensement Général de la Population et de l'Habitat en Côte d'Ivoire, 49 p.
- Robinson T., McMullan G., Marchant R. & Nigam P. (2001). Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioresource technology*, 77: 247-255.
- Sedira N. (2013). Etude de l'adsorption des métaux lourds sur un charbon actif issu de noyau de dates. Mémoire de magister en chimie physique et analytique, université Mohamed Chérif Massaadia Souk-Ahras, Algérie, 144 p.
- Shi H. (2000). « Industrial wastewater-types, amounts and effects. in point sources of pollutions: local effects and it's control ». Encyclopedia of Life Support Systems, Paris, France, pp 4.
- SIIC. (2008). Règlementation des Rejets et Emissions des Installations Classées pour la protection de l'environnement. Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts, Côte d'Ivoire, 15p.
- Tong Y., Wang M., Peñuelas J., Liu X., Paerl H. W., Elser J. J., Sardans J., Couture R-M., TLarssen T., Hu H., Dong X., He W., Zhang W., Wang X., Zhang Y., Liu Y., Zeng S., Kong X., Janssen A. B. G. & Lin Y., (2020). Improvement in municipal wastewater treatment alters lake nitrogen to phosphorus ratios in populated regions. *PNAS*, 117(21), pp : 11566-11572, doi :10.1073/pnas.1920759117.
- Vasquez M.I., Hapeshi E., Fatta-Kassinos D. & Kümmerer K. (2013). Biodegradation potential of ofloxacin and its resulting transformation products during photolytic and

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- photocatalytic treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(3): 1302–1309.
- Wang F., Yang B., Wang H., Song Q., Tan F. & Cao Y. (2016). Removal of ciprofloxacin from aqueous solution by a magnetic chitosan grafted graphene oxide composite. *Journal of Molecular Liquids, Elsevier, Amsterdam (Pays-Bas) 222*: 188 - 194.
- Woodard F. (2014). *Industrial Waste Treatment Handbook*. Elsevier Science, Burlington,
- Yao Marcel Konan, Akpetou Kouamé Lazare, Brou Yapi Serges, Akmel Djedjro Clément, Trokourey Albert, Yao Kouassi Benjamin, Assidjo Nogbou Emmanuel, (2016). Eutrophication Modeling By New Approach In Tropical Lagoon Bay: Case Of Tiagba Lagoon Bay (ébrié système, Côte D'Ivoire). *Australian Journal of Basic & Applied Science*, 10(13): pp : 37-44.
- Yeo K.M.M. (2017). Elimination des résidus pharmaceutiques du milieu aqueux par adsorption sur une argile locale : Application sur la ciprofloxacin. Mémoire de master en science et gestion de l'environnement, Université nangui Abrogoua, côte d'Ivoire, 42 p.
- Yousfi I. & Ben Salem H. (2017). Effect of increasing levels of sodium chloride in drinking water on intake, digestion and blood metabolites in Barbarine sheep. *Ann. INRAT*, 90: 202-214, doi: 10.12816/0028688.
- Zarrouk F. (2012). Les statistiques inférentielles. Statistiques à distance, ISSEP Ksar-said, tunisie, 5 p.

RESUME

Le défi de la gestion des eaux usées pour les municipalités africaines commande de nombreuses études d'utilisation de précurseurs d'adsorption à moindre coûts et disponibles localement. Le présent travail a visé la fabrication d'un filtre biogéochimique dont l'effet sur la pollution des eaux résiduaires a été étudiée durant 32 jours à Daloa. Des précurseurs d'adsorption, à savoir un charbon activé à l'acide phosphore, du *Moringa Oleifera* et de la sciure de bois ont été incorporés à de l'argile pour produire une matrice de filtrage des eaux. Préparée et cuite selon les méthodes de céramique, cette matrice a réussi les tests de porosité et de résistance mécanique pour les expériences de filtration des eaux usées. L'analyse spectrométrique des paramètres physicochimiques des eaux filtrées contre témoin a révélé que le filtre a réduit les concentrations des paramètres chimiques. Les composés de l'azote et du phosphore ont été extraits des eaux avec une efficacité statistiquement importante. Les concentrations des paramètres physiques n'ont cependant pas été réduites. L'analyse détaillée de ces paramètres permettra d'optimiser les performances du filtre biogéochimique.

Mots clés : Filtre, matrices biogéochimiques, pollution, eaux résiduaires, Daloa.

ABSTRACT

The challenging waste water management for the african municipalities drives tremendous works for low cost and locally available adsorption precursors usage. This work aimed to manufacture a biogeochemical filter which effect on waste water pollution was studied for 32 days in Daloa. Some adsorption precursors like a phosphoric acid activated charcoal, *Moringa Oleifera*, and saw dust were incorporated to a clay in order to making a water filtration matrix. Prepared and fired according to ceramic methods, that matrix has passed the porosity and mecanic resistance tests for experiments of waste water filtration. Spectrometric analysis of filtered water physical and chemical parameters versus proof showed decrease of chemical parameters concentrations near to null value. Nitrogen and phosphorus compounds were extracted of waters with statistically significants efficiency. However, the concentrations of the physical parameters were not reduced. The screening of these physical parameters will allow the performance of the biogeochemical filter to be optimized.

Keywords: Filtre, biogeochemical filter, pollution, waste water, Daloa.