

République Algérienne Démocratique et Populaire

Ministère de L'enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohammed Seddik Ben Yahia- Jijel



Faculté des Sciences et de la Technologie

Département de Génie des procédés

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du Diplôme de Master

Option : Génie de procédés de l'environnement

Thème :

*Comparaison entre Charbon actif et
Biocharbon (Étude théorique)*

Proposé par :

Dr. Sfaksi Zoubeida

Réalisé par :

*Boukheris Tarek
Milti Anis*

Promotion: Octobre. 2020

Remerciements

Avant tout, nous remercions ALLAH le tout puissant de nous avoir donné le courage, la patience et la volonté pour réaliser ce travail.

Nous tenons à remercier notre encadreur Madame Sfaksi Zoubeida pour l'intérêt qu'elle a porté à ce travail et pour ses orientations et conseils.

Nos respectueux remerciements à tous les membres du jury qui nous ont fait l'honneur de participer à l'évaluation de ce travail.

Enfin, nous tenons également à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Merci à tous.

Dédicace

A la mémoire de mon père

A ma mère

Mon cher frère et mes chers sœurs

Ma famille et tous mes cousins

Mon partenaire Anis

Mes collègues et mes amis

Tarek

Dédicace

A mes chers parents

Mes frères et sœurs

Ma chère femme et la petite Yasmine

Ma famille et tous mes cousins

Mon partenaire Tarek

Mes collègues et mes amis

Anis

Listes des figures

Chapitre I

Figure I.1 : Représentation schématique des différents types de pores.....	03
Figure I.2 : Charbon actif en poudre.....	05
Figure I.3 : Charbon actif granulé.....	06
Figure I.4 : charbon actif extrudé.....	07
Figure I.5 . Adsorption sur le charbon actif.....	09

Chapitre II

Figure II.1 : La terra preta.....	15
Figure II.2 : Porosité du biocharbon.....	17
Figure II.3 . Différents techniques de conversion de la biomasse.....	21

Chapitre III

Figure III.1 : L'effet de la surface spécifique sur la capacité d'adsorption du biocharbon pour adsorber certains métaux lourds.....	37
Figure III.2 : La demande d'énergie pour l'adsorption des métaux lourds par le biocharbon et le charbon actif.....	38
Figure III.3 : Les émissions de gaz à effet de serre résultant de l'adsorption de métaux lourds par le biocharbon et le charbon actif.....	39

Liste des tableaux

Chapitre I

Tableau I.1. Composition de quelques matières ligno-cellulosiques.....	03
Tableau I.2 : Classification de porosité.....	03
Tableau I.3 : Classification de la surface spécifique.....	04
Tableau I.4 : Comparaison entre le CAP et le CAG.....	06
Tableau I.5 : Comparaison entre les conditions de carbonisation et d'activation de divers résidus agricoles pour la préparation et la production du charbon actif.....	14

Chapitre II

Tableau II.1 : Comparaison de quelques propriétés de différentes techniques thermo-chimiques pour le traitement de la biomasse.....	22
Tableau II.2: Elimination des contaminants par le biocharbon.....	24
Tableau II.3 : Avantages et inconvénients du biocharbon dans différents domaines d'application.....	27
Tableau II.4 : Différents biocharbons produits à partir de plusieurs matières premières...29	

Chapitre III

Tableau III.1 : La demande énergétique et le potentiel de réchauffement climatique de quelques biocharbons et charbons actifs.....	32
Tableau III.2 : Comparaison entre la capacité d'adsorption du biocharbon et du charbon actif produits à partir de différentes matières premières.....	32

Liste des abréviations

BC : Biocharbon.

BM : Bleu de méthylène.

CA : Charbon actif.

CAM : Charbon actif mesoporous.

CAG : Charbon Actif Granulé.

CAP : Charbon Actif en Poudre.

CEC : Capacité échange cationique.

IUPAC: International Union of Pure and Applied Chemistry.

pH : Potentiel en Hydrogène.

PRG : Potentiel de réchauffement global.

ROB3R : Brillant rouge de remazol 3R.

SCs : Super Capaciteurs.

GES : Gaz à Effet de Serre.

GGE: Gallon Gasoline Equivalent.

RG: Rouge gongo.

Table de matières

Matière	N° de page
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Introduction générale	01

Chapitre I :

Généralités sur le charbon actif

I.1. Introduction.....	02
I.2. Définition du charbon actif.....	02
I.3. Matériaux constructifs.....	02
I.4. Propriétés du charbon actif.....	03
I.5. Formes du charbon actif.....	05
I.6. Procédé de fabrication du charbon actif.....	07
I.7. Le charbon actif et l'adsorption.....	09
I.8. Domaines d'application du charbon actif.....	09
I.9. Régénération du charbon actif.....	12
I.10. Comparaison entre différents charbons actifs.....	13
I.11. Conclusion.....	14

Chapitre II :

Généralités sur le biocharbon

II.1. Histoire et archéologie.....	15
II.2. Définition du biocharbon.....	16
II.3. Biomasse.....	16
II.3. Type de biomasse.....	16
II.4. Propriétés du biocharbon.....	16
II.5. Techniques de conversion de la biomasse.....	18

II.5.1. Combustion.....	19
II.5.2. Gazéification.....	19
II.5.3. Pyrolyse.....	20
II.6. Comparaison entre les techniques de conversion de la biomasse.....	22
II.7. Utilisation du biocharbon.....	23
II.8. Avantages et inconvénients du biocharbon.....	27
II.9. Comparaison entre les différents biocharbon.....	29
II.10. Conclusion.....	29

Chapitre III :

Comparaison entre le charbon actif et le biocharbon

III.1. Introduction.....	30
III.2. Comparaison environnementale et économique.....	30
III.2.1. Capacité d'adsorption du charbon actif et du biocharbon.....	31
III.2.2. Evaluer l'impact environnementale du biocharbon comme adsorbant par rapport au charbon actif.....	36
III.3. Conclusion.....	38

Chapitre IV :

Etat de l'art

IV.1. L'utilisation du charbon actif.....	39
IV.2. L'utilisation du biocharbon.....	45
Conclusion générale.....	52
Références bibliographiques	

INTRODUCTION GENERALE

Introduction

De nos jours, les émissions des polluants suscitent de plus en plus de préoccupations environnementales dans le monde. Les polluants sont constamment rejetés dans l'environnement- l'eau, les sols et l'air- et produisent également beaucoup de résidus. Depuis quelques années, il y a eu des recherches qui se sont penchées sur l'étude de plusieurs déchets jusque là négligés et qui ont prouvé qu'ils ne sont pas sans aucune valeur. Cette valorisation a éveillé des intérêts pour le développement de nouveaux procédés et la production d'adsorbants a connu un vrai essor. Par conséquent, des résidus peu coûteux à haute teneur en carbone et à faible teneur en matières inorganiques peuvent être considérés comme des matières premières pour la production de charbon actif et de biocharbon.

Le charbon actif est largement utilisé comme adsorbant polyvalent avec tant d'application ; purification de l'eau, de l'air et de nombreux produits chimiques et naturels et il est également largement utilisé pour l'adsorption et l'élimination des polluants des phases gazeuses et liquides. Il a plusieurs applications dans les processus médicaux, industriels et pharmaceutique. Récemment, le biocharbon a attiré beaucoup d'attention en raison de son rôle prometteur dans de nombreux problèmes de gestion environnementale.

L'intérêt de ce travail est d'écarter tous les soupçons et ambiguïtés sur ces deux matériaux, d'illustrer les similitudes et de faire une comparaison entre eux.

Le premier chapitre de ce travail est consacré au charbon actif : ses matériaux constructifs, ses caractéristiques, le processus de fabrication, ses différentes utilisations et une comparaison entre les différents charbons actifs selon leurs conditions de préparation.

Dans le deuxième chapitre, nous présentons une synthèse sur le biocharbon : les matières premières utilisés pour sa production, ses caractéristiques, les différentes techniques de fabrication, les différents domaines d'utilisation et une comparaison entre plusieurs biocharbons selon leurs conditions de fabrication.

Le but du chapitre trois est de faire une comparaison environnementale entre le charbon actif et le biocharbon.

Une dernière partie a été consacré à un état de l'art, résumant les principales publications scientifiques internationales dans chacun des domaines d'application des deux substrats ; charbon actif et biocharbon.

CHAPITRE I

Généralités sur le charbon actif

I.1. Introduction

Le charbon actif est connu pour le traitement de l'eau depuis longtemps. Il a été commercialisé au début du XX^{ème} siècle pour la décoloration du sucre principalement. Dès 1930, il est utilisé dans le traitement de l'eau pour supprimer l'odeur et le goût. Avec le développement de la technologie, les applications des charbons actifs ne cessent de s'étendre avec de nouvelles applications telles que les supercondensateurs, les électrodes, le stockage de gaz, etc. (**Lu Jinyan, 2005**).

I.2. Définition du charbon actif

Le charbon actif ou charbon activé est tout charbon ayant subi une préparation particulière et qui, de ce fait, possède à un haut degré la propriété d'adsorber des fluides amenés à son contact. Il s'agit d'une structure amorphe composée principalement d'atomes de carbone, généralement obtenue après une étape de carbonisation à haute température et présentant une très grande surface spécifique qui lui confère un fort pouvoir adsorbant (**O.S Mamane et al., 2016**).

Selon (**Benaddi, 2000**), le charbon actif est principalement un adsorbant ayant un grand volume de pores internes et une grande surface.

I.3. Matériaux constructifs

Le charbon actif est défini par ses propriétés ainsi que par sa source, et il peut être produit à partir de presque n'importe quelle substance organique à forte teneur en carbone. De nombreux sous-produits agricoles ont été utilisés comme source de charbon actif comme les coquilles de noix de coco (**Gratiso et al., 2008**), le bois (**Benaddi et al., 2000 ; Srinivasakannan., 2004**), les coquilles d'amande et épiluchure d'orange (**Hashemian et al., 2014**), les noyaux d'olive (**Baçauoui et al., 2001, Walid K. Lafi., 2001**), les noyaux de dattes (**Haimour et al., 2006, Hazourli et al., 2007**), le résidu de café (**Javier Sanchez., 2011**), balle de riz et bagasse (**Kalderis et al., 2008**), le déchet de thé (**Yagmur et al., 2008**) et les boues organiques (**Karim et al., 2017**).

La biomasse ligneuse contient, en proportion variable, de l'hémicellulose, de la cellulose et de la lignine, ainsi que de petites quantités de sucre, de protéines, d'amidons et de lipides simples (**Saidur. R et al., 2011**).

Tableau I.1. Composition de quelques matières ligno-cellulosiques.

Matière ligno-cellulosique	Hémicellulose (%)	Cellulose (%)	Lignine (%)	Référence
Ecorce de noix de coco	23,70 ± 0,62	0,52 ± 0,01	3,54 ± 0,01	Yang K et al, 2010
Bambou	15-26	26-43	21-31	Liu Q-S et al, 2010
Canne à sucre	27-32	32-44	19-24	Rufford TE et al, 2010
Coquille de tournesol	34,6	48,4	17	Li. X et al, 2011
Bois	24-40	40-50	25-35	Wang. T et al, 2009

I.4. Propriétés du charbon actif :

- Le volume poreux et la taille des pores

Selon la classification IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry), les tailles de pores sont réparties en 3 classes comme l'indique le tableau I.2

Tableau I.2 : Classification de porosité (Selon IUPAC).

Type de pores	Rayon (nm)	Volume poreux (cm ³ g ⁻¹)
Micropore	< 2	0,2-0,6
Mésopore	2-50	0,02-0,1
Macropore	> 50	0,2-0,8

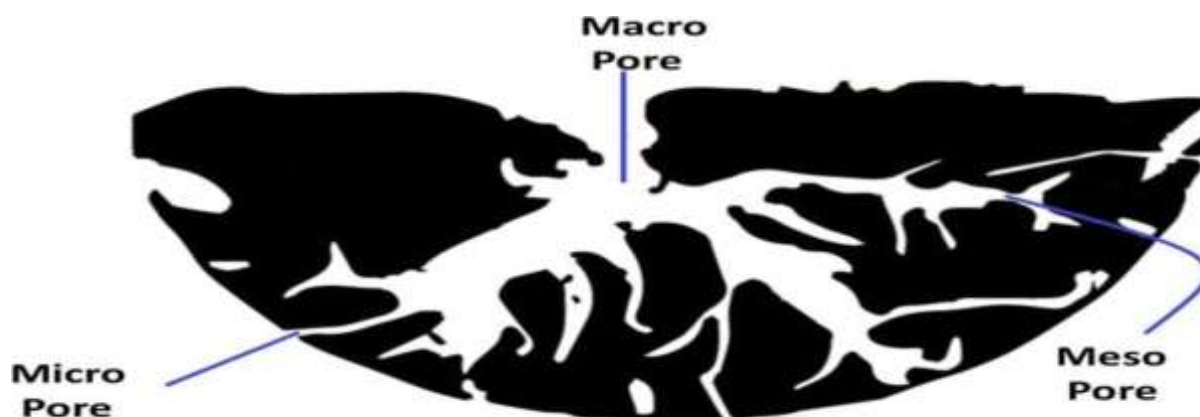


Figure I.1 : Représentation schématique des différents types de pores (Rabia et al, 2019).

- **La surface spécifique**

Elle correspond à la surface des pores. Le volume poreux étant important, la surface développée est énorme : de 500 à 1500 m²/g. Ce sont essentiellement les micropores et mésopores qui créent de la surface. La capacité d'adsorption est proportionnelle à la surface (Lu Jinyan., 2005).

Tableau I.3 : Classification de la surface spécifique (Lu Jinyan, 2005).

Type de pore	Surface spécifique m ² /g
Micropore	600- 1500
Mésopore	20-70
Macropore	0,5-2

- **La taille des grains**

Elle conditionne la vitesse d'adsorption (plus le grain est petit, plus le transfert vers le centre est rapide) (Lu Jinyan, 2005).

- **La dureté**

La dureté du matériau exprime la résistance du charbon actif à l'abrasion, au tassement, à l'attrition et aux vibrations. C'est un facteur important dans le design du système de traitement et sa durée de vie puisqu'il permet d'évaluer la formation de fines poussières nuisibles au fonctionnement des installations (colmatage du lit, dépôt dans les vannes et tuyaux...). Il dépend de la matière première et du niveau d'activation (Lu Jinyan, 2005).

- **La densité**

Plus le charbon est activé, plus il est léger. La densité indique le niveau d'activation du charbon actif. Elle conditionne l'efficacité des traitements et c'est également un élément déterminant de son prix. La densité du charbon actif utilisé pour le traitement de l'eau est en général comprise entre 0,20 et 0,55 g/cm³ (Lu Jinyan, 2005).

- **L'indice d'iode**

La performance du charbon actif est évaluée par sa capacité d'adsorption de l'iode, prise comme substance de référence. L'indice est proportionnel au nombre de micropores. Plus il

est grand, meilleur est le niveau d'activation et donc meilleure sera la capacité d'adsorption (**Lu Jinyan, 2005**).

- **La teneur en cendre**

Elle est importante car elle peut gêner la mise en place du charbon. La teneur en cendres du charbon actif appliqué au traitement de l'eau devra être la plus basse possible, surtout si l'eau est dure, et en aucun cas, dépasser 10 % (**Richard Y., 1970s**).

I.5. Formes du charbon actif :

Le charbon actif est disponible principalement sous différentes formes :

- **Charbon actif en poudre (CAP)**

Le charbon actif en poudre prend la forme de grains de taille comprise entre 10 et 50 μm . Sous cette forme il s'utilise souvent pour le traitement de l'eau et du gaz. Dans le premier cas, il est généralement utilisé en combinaison avec un traitement clarificateur pour augmenter le temps de contact entre le charbon et l'eau (**Lu Jinyan, 2005**).



Figure I.2: Charbon actif en poudre (**Lu Jinyan, 2005**).

- **Charbon actif granulé (CAG)**

La forme du CAG est irrégulière et sa taille comprise entre 0,2-5 mm. Il est majoritairement utilisé pour l'élimination des micropolluants organiques et de la matière organique des eaux, mais il est également appliqué au traitement des gaz. Les caractéristiques physiques du CAG varient considérablement selon les matériaux constitutifs et le mode de fabrication (**Lu Jinyan, 2005**).



Figure I.3 : Charbon actif granulé (Lu Jinyan, 2005).

Le tableau I.3 ci-dessous donne les avantages et les inconvénients des CAP en comparaison avec les CAG.

Tableau I.4 : Comparaison entre le CAP et le CAG (Lu Jinyan, 2005).

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none">• Le CAP coûte moins cher que le CAG.• Des quantités supplémentaires de CAP peuvent être rajoutées en cas de pointes de pollution accidentelles ou temporaires.• L'adsorption est rapide dans la mesure où une grande partie de la surface de contact est directement disponible.	<ul style="list-style-type: none">• Le CAP ne peut pas être régénéré.• Une quantité très importante de CAP est nécessaire pour enlever toutes les traces d'impureté.• La concentration maximum applicable est limitée à 80 mg/L.

▪ Charbon actif extrudé

Prend la forme de cylindre et sa taille est comprise entre 0,8 et 5 mm, il est plutôt utilisé pour traiter les gaz. Sa structure permet de limiter les pertes de charge lors du passage du gaz à travers le lit. Il contient peu de poussière et possède une forte résistance mécanique (Lu Jinyan, 2005).



Figure I.4 : charbon actif extrudé (Lu Jinyan, 2005).

I.6. Procédé de fabrication du charbon actif :

La préparation et la production du charbon actif consistent habituellement en une carbonisation et une activation qui peuvent être effectuées séparément dans un processus en deux étapes ou combinées dans un processus en une seule étape (Abioye, 2015).

I.6.1. Phase de carbonisation

La carbonisation est un craquage thermique d'un matériau organique sous vide ou sous atmosphère inerte, à haute température dans l'intervalle de (400 à 1000 °C), elle décompose la biomasse en trois principales phases dont l'importance relative varie suivant les conditions opératoires :

- Une fraction de gaz non condensable ; (CO , CO_2 , CH_4)
- Une fraction de liquides.
- Une fraction de résidu solide : le charbon composé majoritairement de carbone

La quantité, la composition et les propriétés des produits de la carbonisation diffèrent en fonction des paramètres opératoires, en particulier de la température et de la vitesse de chauffage (Alvarer Centenio et al, 2006).

Le but de la carbonisation est d'obtenir un produit fortement carboné, par le dégagement des gaz volatils et les hétéroatomes (O, H), mais sa structure poreuse reste très limitée, ce qui nécessite de procéder à l'activation pour développer la structure poreuse.

I.6.2. Phase d'activation

Deux principaux procédés d'activation peuvent être rencontrés pour la fabrication des charbons actifs. Il s'agit de l'activation physique ou de l'activation chimique (Soleimani et al, 2007).

➤ Activation physique

La matière carbonisée est activée à des températures comprise entre (800-1000 °C) sous atmosphère oxydante. Les gaz oxydants principalement utilisées sont : le dioxyde de carbone CO₂, l'air ou la vapeur d'eau, ou un mélange de ces gaz. Le CO₂ étant un agent d'activation propre et facile à manipuler, est habituellement préféré, car il facilite le contrôle du processus d'activation en raison du taux de réaction lent à une température d'environ 800 °C (Abioye et al, 2015).

➤ Activation chimique

L'activation chimique est une activation en phase liquide ; le matériau traité préalablement imprégné dans l'agent activant puis pyrolysé sous atmosphère inerte. Les agents les plus utilisés sont : l'acide phosphorique H₃PO₄ (Diao et al, 2002), le chlorure du zinc ZnCl₂ (Önal et al, 2007), l'acide sulfurique H₂SO₄ ou l'hydroxyde de potassium KOH (Tseng et al, 2005).

La carbonisation et l'activation proprement dites sont réunies en une seule étape (Abioye et al, 2015).

Le processus d'activation chimique présente l'avantage de produire un charbon actif avec une grande surface spécifique (Abioye et al, 2015).

I.7. Le charbon actif et l'adsorption

Le principe de l'adsorption repose sur l'accumulation à la surface ou à l'intérieur du charbon (dans les pores) des molécules contenues dans l'eau ou dans l'air à traiter. Ceci est possible grâce aux interactions physiques et chimiques entre la surface du charbon et les molécules à adsorber.

L'adsorption peut être décomposée en quatre étapes (Lu Jinyan, 2005) :

1. Transfert de la particule (phénomène très rapide) ;
2. Déplacement de l'eau jusqu'à être au contact du charbon (rapide);
3. Diffusion à l'intérieur du charbon sous l'influence du gradient de concentration (étape assez lente);
4. Adsorption dans un micropore (très rapide) ;

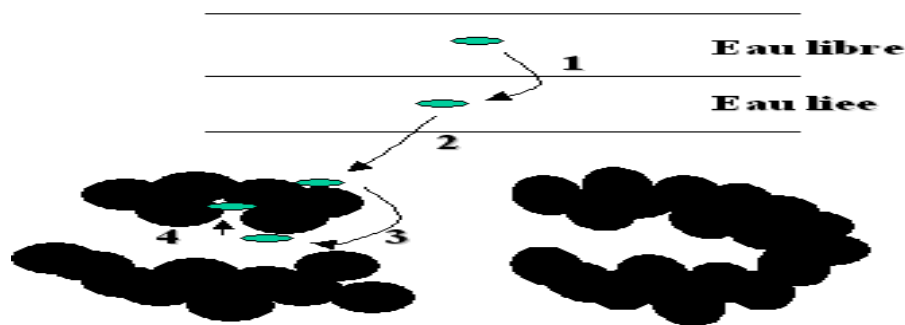


Figure I.5 : Adsorption sur le charbon actif (Lu Jinyan, 2005).

Les charbons actifs qui sont employés comme adsorbants, ne sont pas utilisés pour enlever seulement les différents types de colorants mais sont également employés pour enlever d'autres polluants organiques et inorganiques tels que les ions métalliques, les phénols et les composés organiques qui causent le goût et l'odeur...

I.8. Domaines d'application du charbon actif :

De nos jours, le charbon actif est utilisé dans une vaste gamme d'applications industrielles, y compris la purification de l'air et du gaz, dans des applications traditionnelles de récupération des substances réutilisables. La sensibilisation accrue à l'environnement et la mise en place de lignes directrices strictes en matière d'émissions ont conduit au développement de nouvelles applications, notamment dans le domaine de l'élimination des polluants atmosphériques. Le charbon actif est également de plus en plus utilisé dans le traitement de l'eau, y compris l'eau potable, les eaux souterraines et les eaux usées. Son rôle principal dans ce contexte est

d'adsorber les impuretés organiques dissoutes et d'éliminer les substances affectant l'odeur, le goût et la couleur dans les hydrocarbures halogénés et autres polluants organiques (**DONAU CARBON, 2018**).

I.8.1. Traitement de l'air

Le charbon actif en grain a une large gamme d'utilisations dans les applications de traitement des gaz et de l'air (**DONAU CARBON, 2018**) :

- Récupération des solvants, par exemple, dans les opérations d'impression en rotogravure, dans les industries de revêtement et de l'emballage, les industries alimentaires et chimiques.
- Purification du gaz naturel ; élimination du H₂S et les BTX.
- Le nettoyage des gaz de combustion dans les installations d'incinération des déchets pour l'élimination des dioxines et des métaux lourds.
- Elimination des polluants dans les systèmes de climatisation, de ventilation et d'évacuation de l'air.
- Comme support pour les agents d'imprégnation spéciaux ou les catalyseurs.

Les facteurs influençant l'activité du charbon actif pour le traitement de l'air sont (**Lu Jinyan, 2005**) :

- Le type de composés à supprimer : en général, les composés ayant un grand poids moléculaire, une basse pression de vapeur saturante, un point de fusion élevé et un indice de réfraction élevé sont les mieux adsorbés.
- La concentration : plus la concentration est élevée, plus la consommation de charbon est grande.
- La température : plus la température est basse, meilleure est la capacité d'adsorption.
- La pression : plus la pression est élevée, meilleure est la capacité d'adsorption.
- L'humidité : plus l'humidité est faible, meilleure est la capacité d'adsorption.

I.8.2. Traitement des eaux

Dans le secteur du traitement de l'eau, le charbon actif est employé principalement de deux façons (**DONAU CARBON, 2018**) :

- En suspension, dans le cas du charbon actif en poudre.
- Comme lit filtrant, dans le cas du charbon actif en grains.

Le charbon actif en poudre est souvent utilisé comme moyen très efficace de lutter contre les épisodes de pollutions accidentelles et saisonnières (algue toxiques, pesticides, couleur etc...) **(Lu Jinyan, 2005)**.

Le charbon actif en grain est principalement appliqué dans les cas suivants : traitement par adsorption d'un polluant spécifique (pesticides, solvant chlorés,...), réduction des goûts et des odeurs **(Suffet, 1980)**.

Les facteurs influencent l'activité du charbon actif pour le traitement de l'eau sont **(Lu Jinyan, 2005)** :

- Le type de composés à supprimer (les composés qui ont un poids moléculaire élevé et une faible solubilité sont mieux adsorbés).
- La température de l'eau.
- La concentration du composé à éliminer : plus la concentration est élevée, plus la consommation de charbon est grande.
- La présence d'autres composés organiques qui vont être en concurrence avec les sites d'adsorption disponibles.
- Le pH de l'eau (par exemple, les composés acides sont mieux adsorbés à pH faible).

I.8.3. Minière, industrie et automobile

Le charbon actif peut être utilisé dans diverses applications dans ces secteurs, notamment : L'élimination des contaminants liquides et gazeux (mercure et cadmium) en fonction de l'éventail des flux de processus industriels, y compris dans le secteur de l'énergie nucléaire.

- La récupération des métaux précieux, en particulier dans les mines d'or.
- Composants du convertisseur catalytique, c.-à-d. pour réduire les émissions de vapeur de combustion des moteurs **(DONAU CARBON, 2018)**.

I.8.4. Produits pharmaceutiques et soin de santé

Le charbon actif est largement utilisé dans les industries pharmaceutiques dans une gamme d'application, y compris **(DONAU CARBON, 2018)** :

- Les soins des plaies (élimination des odeurs, antibactérien et antiviral);
- Hémodialyse (adsorption de toxine pendant la dialyse sanguine);
- Anti-flatulents (utilisés avant la radiographie abdominale), indigestion;

- Cholestase (diminution du débit biliaire);
- Le traitement de l'empoisonnement (médical et vétérinaire);
- Comme support pour la livraison de catalyseurs dans les procédés pharmaceutiques et chimiques.

I.8.5. Filtration protectrice

Les textiles à charbon actif et les membranes filtrantes sont utilisés dans les vêtements de protection (chaussettes, gants, masques à gaz et liguettes de décontamination), pour la protection contre les produits chimiques aéroportés, les risques biologiques et autres dans les applications militaires, chimiques et industrielles (**DONAU CARBON, 2018**).

I.9. Régénération du charbon actif :

Le charbon actif est un produit relativement coûteux, c'est pourquoi il est très souvent régénéré. La régénération des charbons actifs peut se faire suivant quatre méthodes à savoir :

- **Régénération à la vapeur**

Cette méthode est réservée à la régénération des charbons actifs qui ont simplement adsorbés des produits très volatils. Cependant, le traitement à la vapeur peut être utile pour déboucher la surface des grains de charbon et désinfecter le charbon (**Lu Jinyan, 2005**).

- **Régénération thermique**

Cette opération est réalisée par pyrolyse ou en brûlent les matières organiques absorbées par les charbons actifs. Dans le but d'éviter d'enflammer les charbons, ils sont chauffés aux alentours de 800 °C au sein d'une atmosphère contrôlée. C'est la méthode de régénération la plus largement utilisée et régénère parfaitement les charbons actifs. Cependant, elle a quelques désavantages : très coûteuse avec l'achat de plusieurs fours, il y a une perte de charbon de l'ordre de 7-10 %. L'utilisation de fours électriques réduit ces pertes (**Lu Jinyan, 2005**).

- **Régénération chimique**

Elle est basée sur le pouvoir dissolvant qu'ont divers réactifs chimiques vis-à-vis des matières organiques saturant le charbon. Le procédé est utilisé à une température de 100 °C et avec un pH élevé. L'avantage de cette méthode réside dans la minimisation des pertes de charbons (environ 1 %) (**Lu Jinyan, 2005**). Elle peut aussi être appliquée à des charbons non régénérables thermiquement. Ce type de régénération est particulièrement intéressant pour les

charbons utilisés dans le traitement des effluents industriels. Par contre, il ne semble pas très intéressant pour les eaux potables en raison des traces de solvant qui subsistent et qui peuvent donner à l'eau une légère saveur (**Richard Y, 1970s**).

- **Régénération biologique**

Elle utilise la capacité épuratoire de la vie microbienne installée à l'intérieur du charbon. Celle-ci peut éventuellement être stimulée par aération et addition de substances nutritives. Ce procédé reste cependant d'un intérêt limité car il n'est utilisable que pour des charbons saturés en substance biodégradables, ce qui est rarement le cas en eau potable. Par ailleurs, une bonne partie des produits de la biodégradation restent adsorbés sur le charbon et il faut, après un certain nombre de régénération biologiques, passer de toutes manières par une réactivation efficace (**Lu Jinyan, 2005**). Cette méthode de régénération n'a pas encore été appliquée à l'échelle industrielle (**Aktas et Çeçen, 2007**).

Il est important de signaler toutefois que les régénérations successives dégradent le charbon actif jusqu'à atteindre le point d'équilibre. Ce point détermine la performance du système à long terme. Un charbon régénéré est mélangé à du charbon neuf à 10-20 % afin que ses caractéristiques soient proches de ce qu'elles étaient auparavant. Le nombre de régénérations doit être limité à moins de cinq, car le processus dégrade les propriétés du charbon qui, en particulier, peut devenir friable (**GEDO, 2004**).

I.10. Comparaison entre différents charbons actifs

Le charbon actif peut être produit à partir d'une large gamme de matière première, la préparation et la production du charbon actif consistent généralement en une carbonisation et une activation qui peuvent être effectuées séparément en deux étapes ou combinées en une seule étape.

Tableau I.5 : comparaison entre les conditions de carbonisation et d'activation de divers résidus agricoles pour la préparation et la production du charbon actif.

Résidu agricole	Condition de carbonisation	Méthode d'activation	Condition d'activation	Agent activant	Référence
Coquille de pistache	250-1000°C/ 2h	Physique	900°C/ 30min	CO ₂	Lua et al.
Coquille de noix de coco	400-800 °C/ 1 h	Physique	800°C/ 60-270min	Vapeur	Cagnon et al.
Coquille d'amande	600 °C/ 1 h	Physique	850 °C/ 30 min	Vapeur	Gonzalez et al.
Coquille de noix	600 °C/ 1 h	Physique	850°C/ 30 min	Vapeur	Gonzalez et al.
Noyau d'olive	600 °C/ 1 h	Physique	850 °C/ 30 min	Vapeur	Gonzalez et al.
Bambou	700 °C/ 1 h	Physico-chimique	850 °C/ 2 h	CO ₂ /KOH	Hameed et al.
Résidu du café	700 °C	Physico-chimique	700 °C/ 2-3 h	CO ₂ /ZnCl ₂	Giraldo et al.
Balle de riz	500 °C/ 1 h	Chimique	-	ZnCl ₂	Boonpoke et al.
Coque d'arachide	800°C/ 5 min	Chimique	-	H ₃ PO ₄	Gimba et al.
Coquille de palmiste	500-900 °C/ 1 h	Physique	820°C/20-250min	Vapeur	Daud et al.
Coquille de graine de mangue	500 °C/ 1 h	Chimique	-	ZnCl ₂	Akpen et al.
épi de maïs	600-900 °C/ 2 h	Chimique	-	KOH	Hiremath et al
Ecorce de bois de gelame	500 °C/ 3 h	Physico-chimique	500 °C/ 1 h	CO ₂ /ZnCl ₂	Abdullah et al.
Coquille de noisette	500-700 °C/ 1h	Chimique	-	KOH	Demiral et al

I.11. Conclusion

Dans ce chapitre, une large gamme des charbons actifs dérivés de différents déchets de biomasses préparées dans des conditions différentes a été présentée. Ces charbons actifs ont montré des résultats prometteurs dans différentes applications.

Chapitre II

Généralités sur le biocharbon

II.1. Histoire et Archéologie

L'origine du biocharbon proviendrait des pratiques agricoles des habitants d'Amazonie qui incorporaient de grandes quantités de charbon au sol ainsi que des fumiers et autres engrais biologiques pour améliorer les rendements de leurs cultures (Sohi, 2012).

Après plus de 500 années après la fin de ces pratiques agricoles qui ont mené à leur création, les sols noirs d'Amazonie ou *Terra Preta* sont les plus prisés des sols agricoles pour leur excellente fertilité, leur fort contenu en éléments nutritifs (C, N, P, K et Ca), leur bonne capacité d'échange cationique (CEC) et leur capacité à retenir et recycler les éléments nutritifs sur de longues périodes de culture (Laird et al, 2010; Lima et al, 2002 ; Steiner et al, 2008).

Au XIX siècle la découverte d'un sol noir amazonien, la "terra preta", très riches en carbone, qui coexiste avec des sols gris sédimentaires pauvres. Ce sol parfois épais (1 m) est composé d'un mélange de sol en place, de petites particules de charbon de bois, de minéraux de bois et de matière organique humifiée. Cette fertilité serait due à la présence de carbone en forte proportion (9 % de carbone et plus vis-à-vis des sols gris locaux à 5 % MO et moins) (Michel Mustin, 2013).



Figure II.1 : La terra preta (Bruno Glaser et al, 2001).

II.2. Définition du Biocharbon

Le biocharbon (appelé aussi biochar) est le sous-produit de la pyrolyse, une décomposition thermo-chimique de la matière organique qui se réalise quand de la biomasse est exposée à des températures supérieures à 350 °C en l'absence ou très peu d'oxygène (**Lehmann et Joseph, 2009**).

Cependant, il se distingue du charbon de bois et des matières analogues du fait que celui-ci est produit dans le but d'être appliqué dans le sol comme moyen d'améliorer la fertilité du sol, d'augmenter le stockage de carbone, ou même de favoriser la filtration de l'eau de percolation du sol (**Lehmann et Joseph, 2009**).

II.3. Biomasse

Le biocharbon étant un produit issu de la biomasse, la biomasse désigne l'ensemble des matières organiques pouvant se transformer en énergie. On entend par matière organique aussi bien les matières d'origine végétale (résidus alimentaires, bois, feuilles...) que celles d'origine animale (cadavres d'animaux, être vivant du sol).

II.3.1. Types de biomasse

Plusieurs types de matières premières peuvent entrer sous la définition de « biomasse ». La biomasse est essentiellement une substance issue de matière biologique (végétale ou animale).

Cependant, lorsqu'il est question de biomasse énergétique, cette matière première implique les cultures agricoles dédiées (Coquille de noix de coco, paille de riz...) (**Jindo et al, 2014**), les produits forestiers, les boues municipales ou industriels (**Shisuo Fan et al, 2016**), (**Lu et al, 2012**), Le fumier animal (**Ben Hassen et al, 2013**), les déchets ligneux : (sciure, céréales (**Xu et al, 2012**), (**Oisik et al, 2015**).

II.4. Propriétés du biocharbon

En fonction des températures atteintes lors de la pyrolyse et de la nature de la biomasse initiale, les propriétés physiques et chimiques du produit biocharbon obtenu peuvent varier (**Keech et al, 2005**, **Gundale et Dulca, 2006**).

Les caractéristiques principales sont :

- **La densité**

Les travaux de Downie et al ont montré que la densité du biochar dépend de la nature de la biomasse ainsi que de la température à laquelle il est produit. Mais d'une manière générale, elle varie entre 0,2 et 0,8 g/cm³ (Downie et al, 2009).

- **Surface spécifique et la porosité**

Le biocharbon présente une grande surface spécifique qui peut varier entre quelques centaines à 3000 m²/g (Downie et al, 2009). Cette grande surface spécifique constitue un abri pour les microorganismes et un lieu de stockage des nutriments du sol (Chan et Xu, 2009).

Le biocharbon est constitué de milliers de pores qui sont formés lors de la pyrolyse. Pour cette raison, il est en mesure d'absorber jusqu'à cinq fois son poids propre en eau ainsi que les éléments nutritifs qui s'y trouvent sous forme diluée (Prins et al, 2011). On appelle cette caractéristique la capacité d'absorption du biocharbon. Cette capacité est fonction du type de biomasse pyrolysé et de la température de pyrolyse (Mullen et al, 2010).

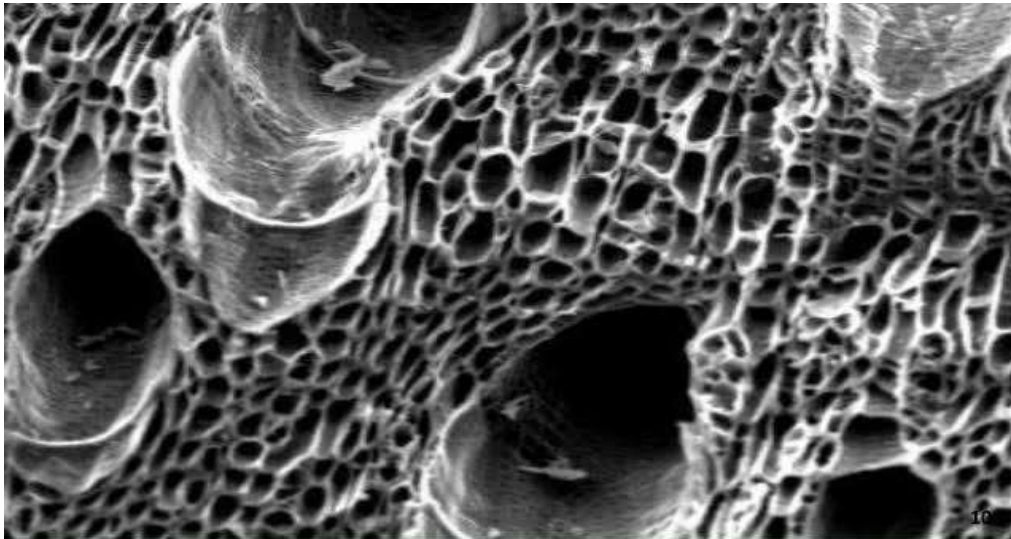


Figure II.2 : Porosité du biocharbon (Downie et al, 2009).

Cette figure présente un cliché de microscopie électronique à balayage d'un biocharbon dont la surface spécifique créée par la combinaison des macropores et micropores est comprise entre 200 m²/g et 400 m²/g (Downie et al, 2009).

- **Le pH**

Bien que la plupart du biocharbon ait un pH basique (entre 8 et 9,5), certains biocharbons ont un faible pH (entre 7,2 et 8) lié au taux de minéraux contenu dans la biomasse (**Chan et Xu, 2009**). Il aide par conséquent à la neutralisation des sols acides.

- **La capacité d'échange en cations (CEC)**

Le biocharbon est chargé négativement. Ceci lui permet de fixer des cations du sol et d'avoir ainsi une grande capacité d'échange en cation (CEC). Il retient les cations du sol par adsorption électrostatique et en restitue l'essentiel (potassium, magnésium, calcium etc.) nécessaire à la croissance de la plante (**Liang et al, 2006**).

II.5. Techniques de conversion de la biomasse :

Les techniques de conversion de bioénergie sont celles qui sont utilisées pour extraire l'énergie de la biomasse. Il est très important de choisir la méthode appropriée pour la conversion de la biomasse en énergie et en divers produits à valeur ajoutée, afin que l'énergie maximale puisse être obtenue au moindre coût, en gardant également à l'esprit les questions environnementales. En général, les techniques de conversion en bioénergie peuvent être divisées en deux groupes, à savoir la conversion biochimique et la conversion thermochimique.

La conversion biochimique implique les catalyseurs et l'organisme biologique pour produire l'énergie à partir de la biomasse tandis que la conversion thermochimique implique la chaleur et le catalyseur chimique pour produire de l'énergie à partir de la biomasse. La fermentation est le principal processus impliqué dans la conversion biochimique, qui est largement utilisé pour obtenir du méthanol et du biodiesel à partir de la biomasse, tandis que la technique de conversion thermochimique peut être divisée en combustion, gazéification et pyrolyse. Cependant, la technologie de conversion biochimique est moins coûteuse et plus respectueuse de l'environnement par rapport à la technique de conversion thermochimique, mais le taux de production et de rendement de l'hydrogène est assez faible dans la méthode de conversion biochimique. En raison de cette contrainte, la conversion thermochimique est plus populaire que la technique biochimique (**Tripathi et al, 2016**).

II.5.1. Combustion

La combustion est le plus ancien procédé connu pour utiliser la biomasse comme matériau de production d'énergie. La combustion est un processus dans lequel l'énergie chimique stockée dans la biomasse est obtenue sous forme de chaleur par sa combustion direct en présence d'oxygène/air. La combustion assure l'oxydation complète de la biomasse. La combustion de la biomasse a lieu dans la plage de température comprise entre 800-1000 °C, récupérant presque toute l'énergie chimique disponible en énergie thermique ne laissant aucune énergie non convertie dans les gaz de combustion et très faible énergie non convertie dans les cendres (**McKendry, 2002**). Bien que la combustion puisse être utilisée pour tout type de biomasse, elle n'est possible que si la teneur en humidité de la biomasse est inférieure à 50 % (**Goyal et al, 2008**). Dans la plupart des cas, la combustion directe de la biomasse n'est pas très efficace. Un prétraitement de la biomasse avant combustion augmente l'efficacité du processus de combustion (**McKendry, 2002**).

II.5.2. Gazéification

La gazéification est un processus thermochimique dans lequel les contenus carbonés de la biomasse sont convertis en combustible gazeux en présence de milieu gazeux comme l'oxygène, l'air, l'azote, le dioxyde de carbone, vapeur ou un mélange de ces gaz à une température élevée comprise entre 700 °C et 900 °C (**Neves et al, 2011**). Contrairement à la combustion, c'est l'oxydation partielle de la biomasse qui extrait l'énergie présente dans la biomasse et la conditionne en liaisons chimiques sous forme de produits gazeux. Dans ce processus, l'énergie chimique intrinsèque du carbone présent dans la biomasse est convertie en gaz combustibles qui peuvent être utilisés plus efficacement et plus facilement que la biomasse brute (**McKendry, 2002**). Le gaz produit par la gazéification est généralement appelé « bio-syngaz ». Ce bio-syngaz se compose principalement de CO, CO₂, H₂ et N₂. Le résidu après la gazéification est du charbon solide, des cendres, du goudron et un peu d'huile (**Morrin, 2012**).

La gazéification est une méthode très efficace pour produire du H₂ à partir de la biomasse, non seulement à l'échelle du laboratoire, mais aussi pour la production d'hydrogène à grande échelle (**Saxena et al, 2008**).

La plupart des problèmes rencontrés dans la production du biocharbon à partir de la biomasse proviennent généralement de sa composition elle-même. Il est bien connu que le rapport O/C

est très important pour une haute efficacité de gazéification, un faible rapport O/C de la biomasse sur la gazéification conduit à une gazéification à haut rendement. La torréfaction est un processus qui réduit le rapport O/C de la biomasse, la torréfaction peut être considérée comme un prétraitement avant la gazéification conventionnelle pour un produit de meilleure qualité, il s'agit d'un processus à basse température qui se produit dans la plage de températures de 200 à 300 °C et un taux de chauffage d'environ 50 °C/min selon la composition et le type de biomasse (**Khoo et al, 2013**). La porosité du biocharbon formé après torréfaction est également élevée par rapport à la gazéification conventionnelle (**Tripathi et al, 2016**).

II.5.3. Pyrolyse

La pyrolyse est un processus thermochimique dans lequel la biomasse est dégradée thermiquement dans ses constituants chimiques sous une atmosphère d'oxygène inerte ou très basse stœchiométrique. Le processus de pyrolyse se déroule dans la plage de température de 400-1200 °C, bien que le rendement du produit dépende de divers paramètres de fonctionnement, mais généralement la basse température et le temps de résidence élevé favorisent la production du charbon (**Tripathi et al, 2016**). Selon les conditions de fonctionnement, la technologie de pyrolyse s'opère selon deux grands régimes, la pyrolyse lente et la pyrolyse rapide :

- **Pyrolyse lente**

C'est le type conventionnel de pyrolyse qui se caractérise par un taux de chauffage lent et un temps de séjour long. La biomasse est pyrolysée jusqu'à une température de l'ordre de 400 à 500 °C avec un taux de chauffage d'environ 0.1 à 1 °C/s pendant une durée comprise entre 5 et 30 min (**Tripathi et al, 2016**).

En cas de pyrolyse lente, un taux de chauffage plus faible et un temps de résidence de la vapeur plus long offrent une ambiance appropriée et suffisamment de temps pour que les réactions secondaires se terminent. De plus, un temps de séjour plus long permet d'éliminer les vapeurs produites pendant la réaction secondaire. Cela aboutit finalement à la formation de biocharbon (**Tripathi et al, 2016**).

- **Pyrolyse rapide**

Dans la pyrolyse rapide, la biomasse est chauffée jusqu'à une température de 850-1250 °C avec un taux de chauffage de 10 à 200 °C pendant une courte période variant entre 1 et 10 seconde. Une pyrolyse rapide produit 60 à 75 % de produit liquide, 15 à 25 % du biocharbon et 10 à 20 % de produits gazeux non condensables (**Bridgwater, 2003**).

- **Avantages de la pyrolyse**

La pyrolyse est une technique à croissance rapide qui acquiert une grande adaptabilité. L'un des principaux avantages de cette technique est qu'elle peut être optimisée selon le résultat désiré, par exemple, pour une production élevée du biocharbon la pyrolyse lente peut être utilisée tandis que pour un rendement plus élevée des bio-huiles, la pyrolyse rapide est un procédé approprié. La pyrolyse peut traiter la majeure partie de la biomasse (sèche, humide, dure) et des déchets (boues d'épuration ou autre déchets industriels) directement et sans grande difficulté, bien que le prétraitement dans certains cas puisse rendre le processus plus efficace.

Un autre avantage de la pyrolyse réside dans la flexibilité avec le type de matière première et les conditions de fonctionnement. La qualité du produit de pyrolyse le rend supérieur aux autres techniques, la modification des conditions de pyrolyse peut former la texture et les caractéristiques du produit selon les exigences (**Tripathi et al, 2016**).

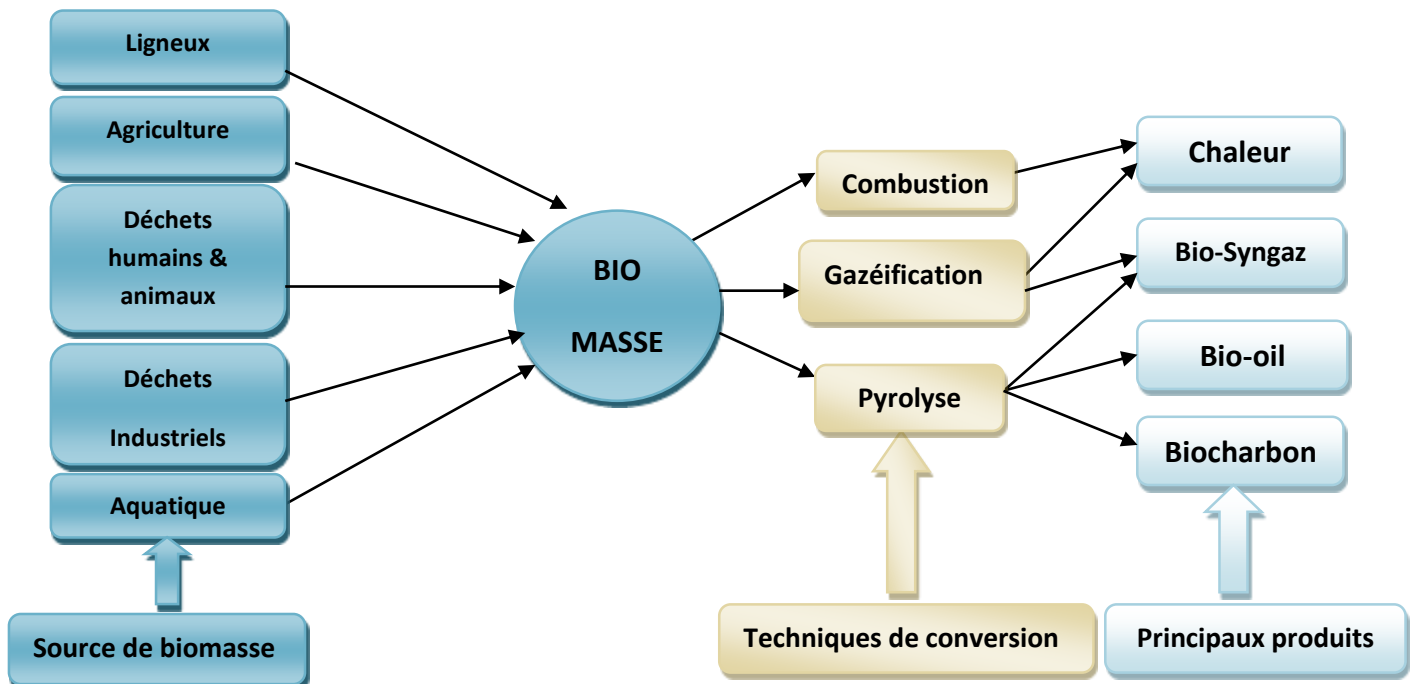


Figure II.3. Différents techniques de conversion de la biomasse.

II.6. Comparaison entre les techniques de conversion de la biomasse

La pyrolyse et la gazéification comme la combustion sont les techniques permettant de récupérer l'énergie de la biomasse résiduelle par son traitement thermique.

Tableau II.1. Comparaison de quelques propriétés de différentes techniques thermochimiques.

Paramètres	Combustion	Gazéification	Pyrolyse
Température °C	800-1000	700-900	400-1200
Alimentation en air	Excès	Marginal	Nul
Pression (MPa)	0,1	0,1	0,1-0,5
Ressource	Biomasse solide	Biomasse solide	Biomasse solide
Prétraitement	Nécessaire	Nécessaire	Nécessaire
Coût	Faible	Elevé	Elevé
Emissions nocives	Elevées	Faibles	Faibles
Produits	Chaleur	Bio-syngaz, bio-huile et biochar	Biochar, bio-huile et produits gazeux
Références	MCKendry, 2002 Dembiras, 2005	Neves et al, 2011 Asadullah, 2014	Dembiras et al, 2002 Li et al, 2013

Bien que la combustion soit la première méthode développée, la gazéification et la pyrolyse s'avèrent des technologies plus intéressantes et universellement acceptées. La gazéification et la pyrolyse sont en train de devenir les technologies de l'avenir, car elles sont plus efficaces que la combustion, ces deux technologies transforment la biomasse en produits riches en énergie dans un environnement contrôlé qui peut être utilisé comme combustible ou comme matière première dans la pétrochimie. Au contraire, la combustion convertit la biomasse en chaleur et en cendres en limitant son application, cependant, le faible coût est un avantage du processus de combustion mais à grande échelle la gazéification et la pyrolyse les rendent supérieures à la combustion (**Tripathi et al, 2016**).

Parmi les principales différences entre la pyrolyse et la gazéification figure le type de produit.

- La gazéification donne des résultats approximatifs de 85 % de produits gazeux, de 10 % de biocharbon et de 5 % de liquides, d'autre part, le produit principal de la pyrolyse est liquide (60-75 %), suivi par le biocharbon (15-25 %) et les produits gazeux (10-20 %) (**Mohan et al, 2006**).
- La pyrolyse est un peu moins chère que la gazéification si elle est appliquée au niveau industriel. Anex et al ont comparé l'investissement en capital et la valeur du produit par gallon équivalent essence (ou gallon gasoline equivalent (GGE)), selon les auteurs, le coût en capital de la pyrolyse se situe entre 200 et 280 millions de dollars, tandis que celui de la gazéification se situe entre 500 et 610 millions de dollars. La valeur du produit de la pyrolyse est de 2,00 \$ à 3,00 \$ par GGE, et pour la gazéification elle est de 4,50 \$ à 5,00 \$ par GGE (**Anex et al, 2010**).
- La gazéification est considérée comme une technologie rigide, car elle nécessite des ajustements détaillés de divers paramètres affectant le procédé pour un type particulier de biomasse, ce qui limite la flexibilité de l'opération. S'il y a un changement dans les caractéristiques spécifiques de la biomasse, nous pourrions avoir des problèmes comme le problème de mise à l'échelle, la faible production ou l'instabilité des opérations. En outre, moins d'émissions de gaz nocifs pendant la pyrolyse la rend également supérieure à la gazéification (**Tripathi et al, 2016**).

II.7. Utilisation du biocharbon :

Le biocharbon est peu coûteux et peut être facilement préparé à partir de diverses ressources en utilisant des procédés thermochimiques avec des applications étendues d'une manière rentable par rapport aux matériaux de pétrochimie ou d'autres procédés chimiques. Combinant ses propriétés uniques, telles qu'une surface relativement grande, un volume poreux élevé, une stabilité à long terme et des groupes fonctionnels de surface enrichis, le biocharbon peut être utilisé à de nombreuses fins, telles que le traitement des eaux usées, précurseur de catalyseurs, amendement des sols, additif pour la digestion anaérobie et le compostage et le stockage d'énergie (**Zhang et al, 2019**).

II.7.1. Adsorbant

Le biocharbon est considéré comme un adsorbant prometteur pour l'élimination de divers polluants dans les eaux usées et le sol, en raison de leur grande surface spécifique et de la

Forte affinité de leurs groupes actifs de surface pour les ions métalliques et d'autres polluants. La capacité d'adsorption du biocharbon a été considérée comme étant corrélée à la surface spécifique et à l'aromaticité. Un biocharbon pyrolysé à une température de pyrolyse plus élevée (généralement supérieure à 550 °C) avec une surface spécifique très élevée pourrait servir d'adsorbant efficace, ce dernier pourrait être utilisé pour l'adsorption des métaux lourds, des contaminants organique ou inorganiques et d'autres contaminants, comme indiqué sur le tableau II.2 (Zhang et al, 2019).

Tableau II.2: Elimination des contaminants par le biocharbon (Zhang et al, 2019).

Contaminants	Température de pyrolyse (°C)	Type de biocharbon	Efficacité d'élimination (%)
Cu ²⁺	500	Litière de poulet	75,2
Cd ²⁺	500	Litière de poulet	21,7
Ni ³⁺	500	Litière de poulet	10,1
Zn ²⁺	500	Litière de poulet	16,4
Al ³⁺	400	Fumier de bétail	-
Pb ²⁺	350	Fumier de vache	99,7
U(VI)	300	Panic raide	-
Cr(VI)	300	Queue de betterave	-
Déisopropylatrazine	350	Litière de poulet	-
Atrazine	100	Fumier de vache	27,7
Bleu de méthylène	400	Eucalyptus	-
Oxytétracycline	300	Paille de maïs	-
Trichloréthylène	300	Coquille d'arachide	-
Violet de méthyle	350	Paille d'arachide	-
Trichloréthylène	700	Tige de soja	-
Paraquat	400	Fumier de vin	-
Fluoroquinolones	550	Boues des eaux usées	80-96

II.7.2. Précurseur des catalyseurs

Le biocharbon est considéré comme un matériau de support ou un catalyseur, qui a été largement appliqué dans l'environnement, l'énergie, l'agriculture et d'autres aspects. Le potentiel des biocharbons comme précurseur de catalyseur peut être attribué à ses propriétés représentatives. Sa surface spécifique relativement plus grande est bénéfique à son activité catalytique en fournissant des sites plus actifs pour les réactions.

En tant que catalyseur hétérogène, le biocharbon a été largement appliqué dans la production d'énergie, gestion des déchets, les champs de bioraffinerie, tels que la production de syngaz, la production de biodiesel, l'hydrolyse de la biomasse et aussi un matériau d'électrode catalytique, d'électrodes microbiennes et de piles à combustible (Zhang et al, 2019).

II.7.3. Amendement du sol

Une mauvaise gestion agricole a conduit à une augmentation des émissions de CO₂ et à une décomposition accélérée des résidus organiques du sol, des études approfondies visent à augmenter le carbone organique dans le sol en ajoutant des sources de biomasse aux résidus de cultures et aux déchets d'animaux. Cependant, la décomposition rapide de ces matières premières a limité son application.

L'utilisation du biocharbon dans l'assainissement des sols a attiré une attention croissante en raison de sa composition particulière des éléments et de la structure de sa surface, par conséquent, le biocharbon a été largement utilisé dans les aspects agronomiques comme amendement du sol dans les aspects suivants : (1) Augmenter la structure du sol et la fertilité des sols dégradés ; (2) Améliorer la capacité d'échange de cations et réduire la toxicité de l'aluminium ; (3) Augmenter la productivité des cultures en améliorant la rétention d'eau ; (4) Promouvoir la séquestration du carbone et la réduction des GES ; (5) L'atténuation du lessivage des nutriments et l'augmentation de l'activité biologique (Zhang et al, 2019).

Wang et al ont démontré que l'ajout de 4 % de biocharbon dérivé de la balle de riz dans le sol du jardin de thé a considérablement amélioré la qualité des propriétés acides du sol. Les niveaux de pH du sol, de potassium (K), de calcium (Ca), de magnésium (Mg), de sodium (Na), de carbone (C) et d'azote (N) totaux ont augmenté, tandis que les teneurs en aluminium (Al) et en plomb (Pb) ont diminué (Wang et al, 2014).

En général, la présence de biocharbon dans le sol (surtout dans les sols acides et non fertilisés) pourrait améliorer la qualité du sol en augmentant les éléments nutritifs, la capacité de rétention de l'eau, le pH et le rendement des cultures.

II.7.4. Stockage d'énergie électrochimique

Les matériaux en carbone sont couramment utilisés dans le dispositif de stockage d'énergie électrochimique, qui a une surface élevée, une taille et une structure de pores accordables, une conductivité électrique élevée, de fortes propriétés mécaniques et une accessibilité facile. Le biocharbon gagne une attention croissante dans le domaine du stockage d'énergie électrochimique en tant que produit issu du processus thermochimique de la biomasse.

Le biocharbon peut être utilisé comme électrode pour les supercondensateurs (SCs), entre les batteries électrochimiques et les condensateurs conventionnels, les SCs possèdent une haute densité de puissance, une longue durée de vie et une capacité de charge/décharge rapide, qui peut être utilisée comme source d'énergie ininterrompue dans les véhicules électriques, les systèmes de communication numérique, etc. (Zhang et al, 2019).

II.7.5. Additifs pour la digestion anaérobie et le compostage

En plus de l'assainissement des sols, le biocharbon produit par pyrolyse lente de la biomasse a également montré de bonnes performances en favorisant la dégradation des composés organiques, réduisant les émissions de gaz à effet de serre et la perte totale d'azote pendant le processus de compostage. Une rétention d'azote plus élevée et une meilleure stabilisation des métaux lourds ont été obtenues par l'incorporation de biocharbon dans les matériaux de compostage. De plus, le volume de matériaux de compostage a été réduit plus rapidement en raison de la minéralisation accrue du carbone, et la structure de la communauté microbienne a été considérablement modifiée, cela doit être attribué à la stabilité exceptionnelle et à la porosité élevée du biocharbon (Zhang et al, 2019).

II.8. Avantages et inconvénients du Biocharbon

Tableau II.3 : Avantages et inconvénients du biocharbon dans différents domaines d'application.

Application	But	Avantages	Inconvénients	Référence
Adsorption	L'adsorption des polluants organiques et les métaux lourds présents dans le sol et dans l'eau.	Des ressources peu coûteuses, abondantes durables et des groupes oxygénés à la surface du biocharbon facilitent l'adsorption.	L'efficacité de l'assainissement des contaminants organiques/inorganiques est encore incertaine, et la persistance des métaux lourds	Ahmed et al, 2019 ; Houben et al, 2013 ; Oleszczuk et al, 2012.
Précurseur des catalyseurs	Le support de catalyseur et les matériaux à base de carbone agissent comme catalyseurs directs.	Grande surface spécifique, groupes fonctionnels abondants, Co-catalyseur, faible coût.	Efficacité relativement faible, faible résistance à l'abrasion par rapport au catalyseur commercial.	Zhang. S et al, 2013 ; Dehkoda et al, 2010 ; Kastner et al, 2012.
Amendement du sol	Séquestration du carbone, amélioration de la qualité des sols.	Faible coût, ressources durables, rétention de l'eau et des nutriments, réduction de la consommation d'engrais, réduction des émissions de gaz à effet de serre et des pertes d'éléments nutritifs.	Contaminant possible des métaux lourds et des HAP.	Bruun et al, 2012 ; Sohi et al, 2010 ; Zhang A et al, 2012.

<p>Additifs pour la digestion anaérobie et le compostage</p>	<p>Améliorer la minéralisation du carbone et modifier la structure de la communauté microbienne.</p>	<p>Grande surface spécifique, porosité et une grande quantité de groupes fonctionnels, réduisant les émissions des GES et la perte totale d'azote, la rétention élevée d'azote et une bonne stabilisation des métaux lourds.</p>	<p>Le risque d'introduire des métaux lourds et des contaminants organiques dans le sol.</p>	<p>Zhang L et al, 2014 ; Jindo et al, 2012.</p>
<p>Stockage d'énergie électrochimique</p>	<p>Utilisé comme matériau d'électrodes ou modèle.</p>	<p>Faible coût, matières premières renouvelables, surface élevée, porosité riche, structures intrigantes de la biomasse (telles que l'organisation hiérarchique, le modèle périodique ou certaines nanoarchitectures spéciales).</p>	<p>Possible faible performance.</p>	<p>Qian et al, 2015.</p>

II.9. Comparaison entre différents biocharbons

Dans le tableau suivant (tableau II.4), nous allons présenter les différents biocharbons produits à partir de plusieurs matières premières.

Tableau II.4 : Différents biocharbons produits à partir de plusieurs matières premières.

Matière première	Température de pyrolyse (°C)	Taux de chauffage (°C min ⁻¹)	Temps de séjour (h)	Taille de biochar (mm)	Surface spécifique (m ² g ⁻¹)	pH	Référence
Résidu de la digestion anaérobique	400	5,0	0,5	0,25-0,83	7,6	8,8	Sun et al, 2013
Branche de pomme	400-800	10,0	10	0,5	11,9-545,4	7-10	Jindo et al, 2014
Fumier de vache	250-550	16-19	1	0,5	1,4-58,6	7,9-10,3	Pituello et al, 2015
Coques d'arachides	700	7,0	3	1,0	448,2	10,6	Ahmad et al, 2012
Balle de riz	350	25,0	4	0,5	27,8	8	Xu et al, 2013
Fumier de truie	500	26,0	2	< 0,154	127	10,3	Dai et al, 2013
Tiges de soja	300	7,0	3	1,0	5,6	7,3	Ahmad et al, 2012
Tiges de soja	700	7,0	3	1,0	420,3	11,3	Ahmad et al, 2012
Aiguilles de pin	300-500	7,0	3	1,0	4,1-13,1	-	Ahmad et al, 2013
Coque de noix de coco	250-600	-	1	0,5	1,7-299,0	-	Shang et al, 2012
Ecorce d'orange	400-700	-	2	2,0	110,2-428,0	11,6-12,3	Oh et al, 2012
Ecorce d'orange	150-600	-	6	0,2	7,8-51,0	-	Oh et al, 2012

I.10. Conclusion

Ce chapitre présente systématiquement un aperçu du biocharbon ayant une application environnementale particulière. Les différentes conditions de traitement thermo-chimique et les matières premières influent considérablement sur le rendement et les propriétés du biocharbon, il peut ainsi être adapté en fonction de l'utilisation potentielle individuelle.

CHAPITRE III

Comparaison entre charbon actif et biocharbon

III.1.Introduction

Le biocharbon a été utilisé par les humains pendant des siècles comme amendement du sol, ce matériau a été reconnu ces dernières années en raison de ses propriétés d'adsorption, qui sont prétendument comparables au charbon actif. Des études suggèrent que le biocharbon est efficace pour éliminer les métaux lourds et autres contaminants des eaux usées municipales ainsi que des eaux usées industrielles (**Han et al, 2013 ; Jiang et al, 2012, Karim et al, 2015**). Par conséquent, la production et la distribution commerciale de biocharbon continuent de croître à l'échelle internationale, et ses applications se diversifient et augmentent par rapport à ses premières utilisations comme amendement du sol. Le charbon actif partage certains éléments communs avec le biocharbon, il est principalement utilisé pour l'adsorption, ce qui le rend parfait pour filtrer les composés organiques nocifs à la fois du gaz et de l'eau (**Hashim et al, 2017**). Les différences entre le charbon actif et le biocharbon sont faibles, mais elles peuvent jouer un rôle énorme dans la fonction du produit final. Les différences sont toutes dues à des processus légèrement différents au cours de la production, ce qui permet d'optimiser l'utilisation finale des produits à base de carbone. À cette fin, il est important d'étudier les impacts environnementaux du biocharbon par rapport à d'autres matériaux comme le charbon actif.

III.2. Comparaison environnementale et économique entre le charbon actif et le biocharbon

Il est important de noter que presque toutes les études ont rapporté des valeurs négatives pour le potentiel de réchauffement global (PRG) associé à la production de biocharbon en raison de la capacité de réduction du carbone du biocharbon, avec des émissions moyennes calculées à - 0,9 kg d'éq CO₂ / kg par rapport à 6,6kg d'éq. CO₂/ kg pour le charbon actif. Les demandes énergétiques moyennes de la production de biocharbon et du charbon actif étaient respectivement de 6,1 MJ/kg et 97MJ/kg, ce qui indique un ordre de grandeur de différence entre les deux matériaux (**Hashim et al, 2017**).

Une évaluation du rendement économique du biocharbon et du charbon actif a démontré que le coût moyen du charbon actif et du biocharbon était de 5,6\$/kg et de 5\$/kg, respectivement. Ces prix unitaires doivent toutefois être combinés avec des capacités d'adsorption pour fournir des informations sur le coût de l'élimination des contaminants (**Hashim et al, 2017**).

Tableau III.1 : La demande énergétique et le potentiel de réchauffement climatique de quelques biocharbons et charbons actifs (Hashim et al, 2017).

Type de matériau	Demande énergétique MJ/Kg	Potentiel de réchauffement climatique kg éq. CO ₂ / kg
CA à partir de noyau d'olive.	170	11
CA de la houille	44	3,3 ; 8,11
CA granulé	79,8	9,3
BC à partir des déchets alimentaires	1,3	-1,1
BC de digestion anaérobie	1,1	-0,7
BC à partir de peuplier	16	-1,2
BC à partir de riz	-	-0,4
BC à partir des déchets de bois	2,1	-1,3 ; -0,2
BC des boues d'épuration	1,8	-0,8
BC des déchets du jardin	3	-0,9

III.2.1. Capacité d'adsorption du biocharbon et du charbon actif

Les capacités d'adsorption du biocharbon et du charbon actif pour divers matériaux adsorbés ont été présentées dans le tableau III.2 avec la taille des particules, la surface spécifique, le pH, la concentration de contaminants, la matière adsorbée, la dose et le temps de contact.

Tableau III.2 : Comparaison entre la capacité d'adsorption du biocharbon et du charbon actif produits à partir de différentes matières premières.

Adsorbant	Taille de particule (mm)	Surface spécifique (m ² /g)	pH	Concentration de contaminant (mg/l)	Dose (g/L)	Temps de contact (heure)	Contaminant	Capacité d'adsorption (mg/g)	Référence
BC à partir du panic érigé	> 0,045	2,11	5	40	2	24	Cd	34	Regmi et al, 2012

CAP à partir du panic érigé	0,044-0,149	726	5	40	2	24	Cd	1,5	
BC à partir d'écorce de chêne	0,25-0,6	25,4	5	0,125	-	24	Cd	5,4	Mohan et al, 2007 ; Xu et al, 2013
CAG à partir d'écorce de chêne	0,25-0,6	984	8,2	0,125	-	24	Cd	8	
BC à partir de spartine	< 0,25	15,1	5	-	-	-	Cd	5,7- 42,5	Harvey et al, 2011 ; Kuo et al, 2008
BC à partir de l'arbre mesquite de miel	< 0,25	107	5	-	-	-	Cd	5,5-18	
BC de la paille de canola	0,048	-	5	157-790	2	-	Cu	37,5	Tong et al, 2011
CA de a paille de canola	0,048	-	5	157-790	2	-	Cu	1,09	
BC de la paille d'arachide	0,048	-	5	157-790	2	-	Cu	89	
BC de la paille de soja	0,048	-	5	157-790	2	-	Cu	52,7	
CA de résineux	> 0,0002	362	4,8	-	10	24	Cu	1,6-11	Han et al, 2013
BC de résineux	> 0,0002	383	4,8	-	10	24	Cu	6,3-30,2	

BC de panic érigé	> 0,0002	3,6	4,8	-	10	24	Cu	1,5-12,5	
BC de bois dur	> 0,0002	372	4,8	-	10	24	Cu	0,38-7,4	
BC de panic érigé	> 0,045	2,11	5	40	2	24	Cu	4	Regmi et al, 2012
CAP de panic érigé	0,044-0,149	726	5	40	2	24	Cu	1,8	
BC de bois de chêne	0,25-0,6	2,73	2	1-100	-	-	Cr VI	3,03-4,9	Mohan et al, 2011
BC d'écorce de chêne	0,25-0,6	1,88	2	1-100	-	-	Cr VI	4,6-7,5	
CA dérivé de la fibre de noix de coco	-	343	2	1-100	-	-	Cr VI	16-24	
CA de coquilles de noix de coco	-	378	2	1-100	-	-	Cr VI	1,4-32,6	
CA dérivé de fibres de noix de coco traitées à l'acide	-	512	2	1-100	-	-	Cr VI	1,1-15,6	

CA dérive de fibres de noix de coco traitées à l'acide	-	380	2	1-100	-	-	Cr VI	1,6-16,4	
BC du pédoncule de la banane	<0,1	2	-	2	-	24	Cr VI	114	Karim et al, 2015
BC du pédoncule de la banane	0,5-1	17,1	-	20	1,6	24	Pb	136	Inyang et al, 2011
CAG dérivé de la bagasse de canne à sucre digérée en anaérobios e	0,5-1	1100	-	20	1,6	24	Pb	81,9	
BC du bois de pin	<0,5	-	5	20	4	24	Pb	4,25	Liu and Zhang, 2009
BC de l'écorce de riz	<0,5	-	5	20	4	24	Pb	2,4	
CA de la coquille de palmiste	-	957	5	-	5	-	Pb	95,2	Issabayeva et al, 2006; Kobyva et al, 2005
CA de bois de pin	-	1094	5	-	2	-	Pb	27,5	

BC de la paille de riz	0,25	26,45	5	-	-	-	Pb	8,3-8,7	Jiang et al, 2012
BC de panic érigé	> 0,0002	3,6	4,8	-	10	24	Zn	0,33-9,6	Han et al, 2013
BC du bois dur	> 0,0002	372,75	4,8	-	10	24	Zn	0,07-188	
BC de résineux	> 0,0002	362,33	4,8	-	10	24	Zn	0,45-256	
CA de résineux	> 0,0002	167,8	4,8	-	10	24	Zn	0,20-9	

La capacité d'adsorption du biocharbon pour éliminer le cadmium et le cuivre de l'eau s'est généralement révélée supérieure à celle du charbon actif, alors qu'aucune différence significative n'a pu être observée pour le chrome. D'autres métaux lourds ont présenté des résultats mitigés. Toutefois, les données comprenaient souvent de grandes plages déclarées pour la capacité d'adsorption, éliminant ainsi la possibilité de tirer des conclusions statistiquement significatives. La capacité d'adsorption du biocharbon dépend finalement de multiples facteurs, y compris le type de matière première utilisée. Alors qu'une sélection minutieuse d'un type de biocharbon peut fournir une performance supérieure d'adsorption sur le charbon actif, un autre type de biocharbon peut avoir juste l'effet opposé.

Parmi ces facteurs, la surface spécifique a fourni un degré raisonnable de corrélation avec la capacité d'adsorption, et son influence a été étudiée plus en détail et les résultats présentés à la figure III.1.

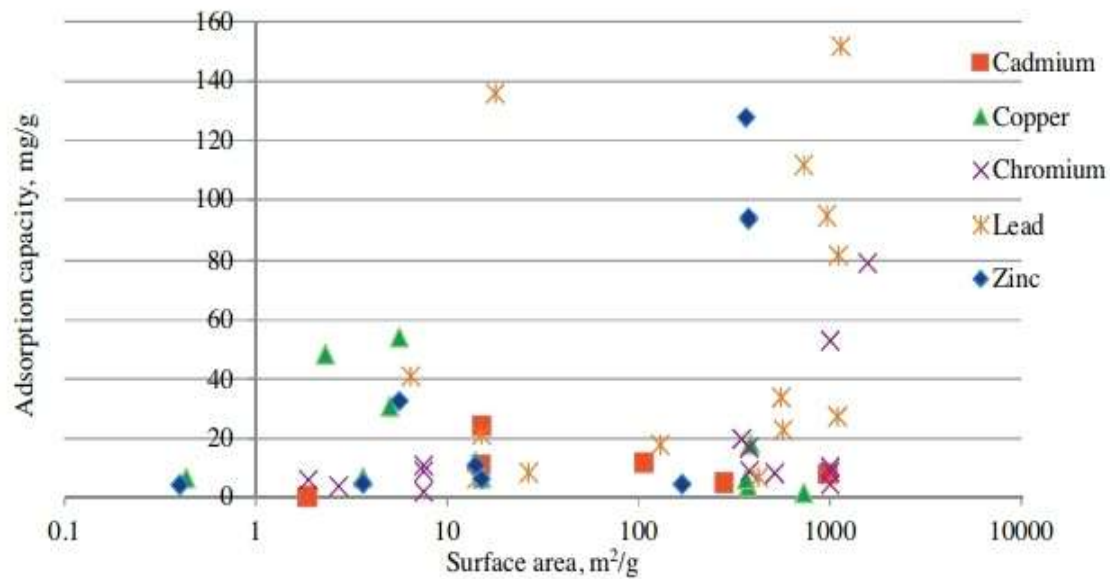


Figure III.1: L'effet de la surface spécifique sur la capacité d'adsorption du biocharbon pour adsorber certains métaux lourds (Hashim et al, 2017).

Comme on peut le voir à la figure III.1, une corrélation positive a été observée entre la surface spécifique et la capacité d'adsorption pour le chrome, le zinc et le plomb, la capacité d'adsorption de ces trois métaux augmente avec l'augmentation de la surface spécifique, par contre la capacité d'adsorption du cadmium et du cuivre tend à diminuer à mesure que la surface spécifique augmente. Toutefois, les capacités d'adsorption élevées signalées à des surfaces spécifiques relativement petites peuvent indiquer des mécanismes sous-jacents qui peuvent être tout aussi efficaces pour déterminer l'adsorption (Hashim et al, 2017).

Lorsque l'adsorption des métaux lourds par le biocharbon et le charbon actif sont comparés sur une base par masse d'adsorbant, les résultats indiquent que la capacité d'adsorption du biocharbon peut concurrencer ou dépasser le charbon actif pour les contaminants analysés. Or, aucune matière première n'a surperformé l'autre dans toutes les catégories. Par conséquent, si l'on devait choisir entre le charbon actif et le biocharbon, la réponse résiderait dans la compréhension de l'utilisation prévue ; le contaminant intentionnel ou le mélange de matériaux à adsorber. Les systèmes conçus pour adsorber les contaminants pourraient alors être optimisés en sélectionnant les matières premières les plus performantes dans chaque catégorie. (Hashim et al, 2017).

III.2.2. Évaluer l'impact environnemental du biocharbon comme adsorbant par rapport au charbon actif

Comme le principal objectif des matériaux adsorbants est d'éliminer les contaminants, les métaux lourds dans ce cas, une unité fonctionnelle appropriée pour la comparaison de l'impact environnemental du biocharbon et du charbon actif serait les impacts par masse de contaminant éliminé, plutôt que les impacts par masse de matériau adsorbant. Par conséquent, deux paramètres : la demande d'énergie et les émissions des gaz à effet de serre (GES) ont été utilisées pour comparer les deux matériaux comme le montrent les figures III.2 et III.3.

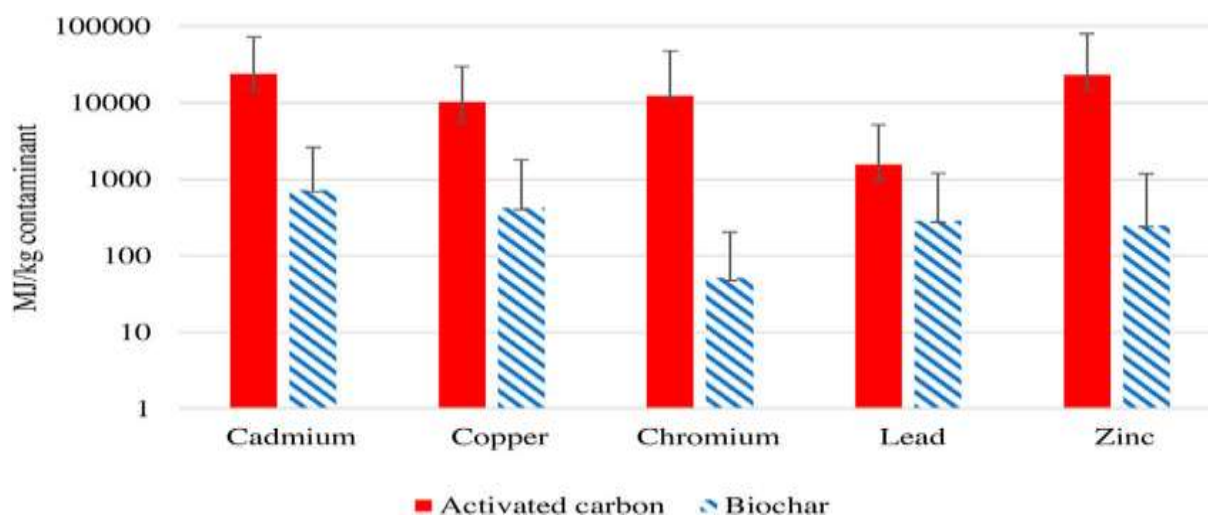


Figure III.2 : La demande d'énergie pour l'adsorption des métaux lourds par le biocharbon et le charbon actif (les barres indiquent la moyenne, et les barres d'erreur indiquent l'intervalle de confiance des résultats à 95%) (Hashim et al, 2017).

La figure III.2 indique que la demande d'énergie pour le biocharbon est nettement inférieure à celle du charbon actif pour la plupart des métaux lourds seulement dans le cas de l'adsorption du plomb. La figure illustre que la différence dans les intervalles de confiance n'est pas assez grande pour justifier une réponse claire.

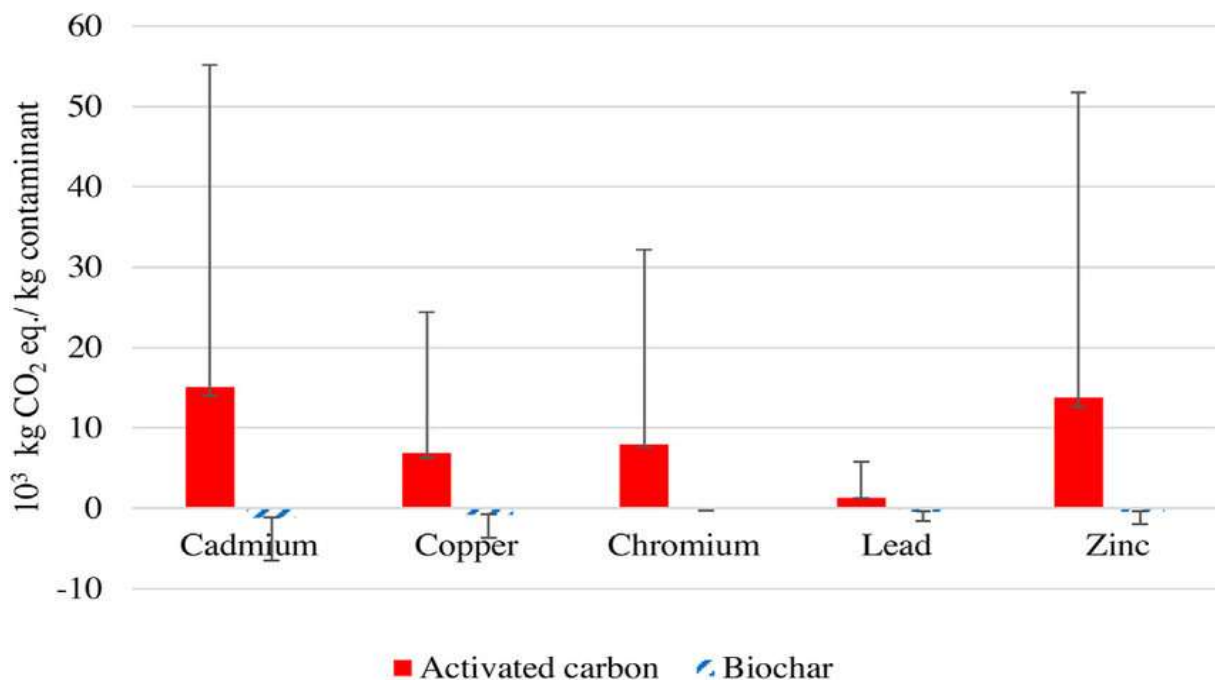


Figure III.3 : Les émissions de gaz à effet de serre résultant de l'adsorption de métaux lourds par le biocharbon et le charbon actif. Les barres indiquent la moyenne, et les barres d'erreur indiquent l'intervalle de confiance des résultats à 95% (Hashim et al, 2017).

Cette figure illustre que les émissions de GES résultant de l'adsorption de métaux lourds par le charbon actif sont plus élevées que les émissions de GES du biocharbon. Les différences se sont avérées statistiquement significatives. Il est intéressant de noter que les biocharbons ont une valeur d'émission négative pour tous les métaux lourds étudiés en raison de leur capacité à séquestrer le carbone (Hashim et al, 2017).

III.3. Conclusion

L'utilisation de biocharbon en tant qu'adsorbent est une approche relativement nouvelle. Les résultats de ce chapitre indiquent que le biocharbon peut être utilisé comme alternative au charbon actif.

Chapitre IV

Etat de l'art

Ce chapitre est l'aboutissement de plusieurs études et recherches menées par plusieurs chercheurs sur l'utilisation du charbon actif et du biocharbon dans divers domaines.

IV.1. L'utilisation du charbon actif :

Comme adsorbent :

El Nemr et al ont étudié l'adsorption de direct N bleu 106 sur un charbon actif synthétisé à partir de pelures d'orange, ils ont trouvés que ce CA était prometteur comme adsorbant pour l'élimination des colorants anioniques (**El Nemer et al, 2009**). Hameed et Nasuha ont étudié l'adsorption de bleu de méthylène sur un charbon actif préparé à partir de résidu du thé, modifié par hydroxyde de sodium (NaOH), qui évalué son efficacité dans l'élimination de BM. Ils ont trouvé bonne résultat pour l'élimination des colorants cationiques (**Hameed et al, 2011**). Lei Yu et Yong-Ming Luo ont préparé un charbon actif mésoporeux (CAM) par une activation chimique en présence de $ZnCl_2$. Les résultats ont démontré que l'adsorbant est efficace pour l'élimination des colorants anioniques et cationiques dans le soluté. Les données d'équilibre des deux colorants (bleu de méthylène et méthyle orange) ont été mieux décrites par le modèle d'isotherme de Langmuir (**Lei Yu et Yong-Ming, 2014**). Djilani et al ont démontré que les résidus d'agricultures, résidus du café, graines de melon et de peaux orange, peuvent être employés comme les matières premières pour produire des charbons actifs peu coûteux et efficaces. L'efficacité de ces matériaux a été examinée en utilisant deux polluants organiques communs : o-nitrophénol et p-nitrotoluène. L'élimination de ces composés s'est étendue de 70 à 90 % pour tous les adsorbants, le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre d'adsorption est entre 75 et 135 minutes (**Djilani et al, 2012**). Dawood et Sen ont étudié l'élimination de rouge gongo à partir des solutions aqueuses par pin cru et un cône de pin traité par un acide (HCl). Ils ont constaté que l'adsorption de rouge gongo (RG) sur les deux adsorbants augmentait avec l'augmentation de la concentration initiale de RG, le temps de contact, la température de système et elle diminue avec l'augmentation de pH de la solution et la quantité d'adsorbant utilisée. (**Dawood et Sen, 2012**). Gasperd et al ont fait une étude comparative de l'adsorption de bleu de méthylène (BM) et de phénol sur un charbon actif préparé à partir de la racine de vétiver par vois chimique et ont utilisé H_3PO_4 comme agent activant. Le but été de déterminer les principales caractéristiques de charbon préparé à savoir la caractérisation de leur porosité, de leurs groupes fonctionnels à la surface et d'arriver à mieux comprendre la relation qui existe leur structure poreuse de l'adsorbant et les polluants. Les résultats ont montré que le BM s'adsorbe mieux que le phénol sur les mésopores ou les micropores large du CA et les groupements acide tel que le groupement carboxylique favorise l'adsorption de BM et les

groupement basique favorise l'adsorption du phénol (**Gasperd et al, 2009**). Abdullah et al ont étudié l'élimination des colorants cationiques sur un charbon actif préparé à partir de la bagasse de canne à sucre. Les résultats obtenues montrent que ce charbon actif est très efficace pour l'élimination des colorants présentés dans l'eau (**Abdullah et al, 2011**). Ahmed et Rahman ont étudié la préparation de charbon actif à partir de résidu du café par activation physico-chimique pour éliminer le brillant rouge de remazol 3R (ROB3R) à partir des solutions aqueuses. Les résultats ont montré que l'adsorption de ROB3R est favorable à pH acide et la quantité adsorbée augmente avec l'augmentation de la concentration initiale de ROB3R, le temps de contact et la température de solution (**Ahmad et Rahman, 2011**). Martinez et al ont trouvé que le charbon actif obtenu par voie chimique par carbonisation et activation des noyaux d'olives, en présence de KOH est très efficace pour l'élimination des métaux lourds et d'autres polluants des eaux. La comparaison de leurs résultats avec ceux d'autres chercheurs qui ont utilisés le charbon actif commercial a montré que le pouvoir d'adsorption du charbon actif par les noyaux d'olives est plus élevé que le pouvoir d'adsorption des autres charbons actifs commerciaux (**Martinez et al, 2006**). Asadullah et al ont trouvé que le charbon actif préparé par l'activation chimique des bâtons de jute employant de $ZnCl_2$ a une surface spécifique élevée ($2304 \text{ m}^2/\text{g}$) et fortement poreux, qui est plus favorable pour l'adsorption du colorant de la solution. On l'a réfléchi sur l'adsorption du vert brillant. Le facteur RL de séparation de Langmuir a été obtenu entre 0 et 1, qui est une valeur favorable pour une adsorption efficace du colorant (**Assadulah et al, 2010**).

Comme électrode pour les supercondensateurs :

Cheng et al ont préparé des carbones poreux hiérarchiques à partir de coquille de châtaignier par activation chimique au $ZnCl_2$. Sur l'emploi comme électrodes pour les supercondensateurs contenant 6 M de solutions KOH, une capacité spécifique de 10 F. g^{-1} à une densité de courant de $0,1 \text{ A. g}^{-1}$ et de $92,0 \text{ F. g}^{-1}$ à une densité de courant jusqu'à 10 A. g^{-1} a été mise en évidence par le carbone poreux préparé à $700 \text{ }^\circ\text{C}$. Les auteurs ont suggéré que la performance électrocapacitive du supercondensateur à base de carbone poreux pourrait être attribuée à la surface, à la structure des pores, aux groupes fonctionnels de surface et au degré graphitique des carbones (**Cheng et al, 2014**). Xu et al ont préparé des charbons actifs à partir de la coquille de noyaux d'abricot par activation chimique du NaOH. Le charbon actif préparé lorsqu'il est utilisé comme électrode dans un électrolyte aqueux 6 M KOH, donne une capacité à double couche élevée de 339 F. g^{-1} , une densité apparente d'électrode de $0,504 \text{ g. cm}^{-3}$ et une capacité volumétrique de 171 F. cm^{-3} . Ils ont noté que si la surface spécifique et la capacité

gravimétrique diminuent avec l'augmentation de la température de carbonisation, la densité apparente des électrodes augmente avec l'augmentation de la température de carbonisation (**Xu et al, 2010**). Dans leurs premières études, Rufford et ses collaborateurs ont préparé des charbons actifs à partir des résidus de café par activation au $ZnCl_2$ et ont évalué la performance électrochimique des électrodes de ces charbons dans 1 M H_2SO_4 d'électrolyte en solution aqueuse et l'électrolyte TEABF₄/AN, respectivement. L'électrode de carbones pour le marc de café présente une capacité spécifique élevée allant jusqu'à 368 F. g^{-1} et des densités énergétiques allant jusqu'à 20 Wh. kg^{-1} dans l'électrolyte inorganique, tandis que, dans l'électrolyte organique, la capacité spécifique et les densités énergétique sont inférieures, un peu plus de 100 F. g^{-1} et 16,5 Wh. kg^{-1} , respectivement, à un taux de charge-décharge rapide (**Rufford et al, 2008**). Valente Nabias et al ont préparé des charbons actifs à partir de l'endocarpe du café par activation physique (CO_2) et par activation chimique (KOH). Les charbons actifs ont été comparés au charbon actif préparé à partir de fibres acryliques commerciales par activation physique (CO_2). Les résultats obtenus montrent que les échantillons physiquement activés de l'endocarpe de café ont des valeurs de capacité spécifique plus élevées qui vont de 149 à 176 F. g^{-1} par rapport aux échantillons activés chimiquement de 16 à 69 F. g^{-1} et à la fibre de charbon actif de 2 à 85 F. g^{-1} . Sur la base des résultats observés, Valente Nabias et al concluent que les propriétés électrochimiques des charbons actifs sont régies par un ensemble de facteurs qui se chevauchent (**Valente Nabias et al, 2011**). Li et al ont utilisé la coquille de graines de tournesol pour préparer des séries de charbons actifs nanoporeux. Les structures des pores des charbons se sont révélées très dépendantes de la température d'activation et du rapport d'imprégnation de la coquille de tournesol/KOH. Et lorsqu'il est utilisé comme matériau d'électrode pour condensateur électrochimique à double couche contenant 30 % d'électrolyte KOH en poids, il a donné de meilleurs résultats que les charbons actifs mésoporeux et commerciaux commandés à bas de bois (**Li et al, 2011**). Zhang et al ont étudié dans le condensateur électrique à double couche le matériau d'électrode actif préparé par l'activation de $ZnCl_2$ à partir de la coquille de *camellia oleifera*. La surface spécifique et la structure des pores dépendent de deux facteurs, à savoir la température d'activation et le taux d'imprégnation, qui influent à leur tour sur les performances électrochimiques du charbon actif. Dans des conditions optimales de température d'activation de 600 °C et d'un rapport d'imprégnation de 3, la capacité spécifique obtenue était de 374 et 266 F. g^{-1} dans 1 M H_2SO_4 et 6 M KOH électrolyte à une densité de courant de 0,2 A. g^{-1} , respectivement (**Zhang et al, 2012**). Dans le cadre de leur étude, Peng et al ont préparé des charbons actifs hautement poreux dont la surface spécifique se situe entre 2245 $m^2. g^{-1}$ et 2841

$\text{m}^2 \text{g}^{-1}$ à partir de feuilles de thé par activation de KOH. À une densité de courant de $1 \text{ A} \cdot \text{g}^{-1}$, une capacité spécifique pouvant atteindre $330 \text{ F} \cdot \text{g}^{-1}$ a été obtenue en application de supercondensateur dans l'électrolyte KOH ; toutes les électrodes présentaient une bonne stabilité du cycle jusqu'à 2000 cycles avec environ $5 \text{ A} \cdot \text{g}^{-1}$ (**Peng et al, 2013**). Un processus combiné d'activation chimique (KOH) et physique (CO_2) a été adopté par Farma et al dans la préparation d'une électrode de charbon actif hautement poreuse et sans liant à partir de bûches de fruits vides de palmier à huile. Les auteurs ont noté qu'en plus de produire du carbone poreux avec une structure poreuse bien développée et de bonnes performances électrochimiques ; l'approche combinée présente également un avantage économique puisqu'une faible quantité d'agents chimiques est nécessaire, ce qui réduit le temps d'activation. Au temps d'activation optimal de 3 h, les valeurs de la capacité spécifique, de la densité d'énergie spécifique et de la densité de puissance spécifique obtenues à partir des mesures électrochimiques des cellules supercondensateurs fabriquées à l'aide de ces électrodes sont respectivement de $150 \text{ F} \cdot \text{g}^{-1}$, $4297 \text{ Wh} \cdot \text{kg}^{-1}$ et $173 \text{ W} \cdot \text{kg}^{-1}$ (**Farma et al, 2013**). Pour préparer le carbone nanoporeux à partir de la bagasse de canne à sucre Si et al avaient employé une activation de ZnCl_2 induite par micro-ondes facile. Lorsque l'échantillon de carbone a été utilisé comme matériau d'électrode dans le supercapaciteur liquide ionique, il présente une bonne performance capacitive et une rétention de capacité élevée qui, selon les auteurs, sont étroitement liées à la taille des pores. Les auteurs ont noté que la grande taille des pores profite à la bonne capacité du carbone poreux dans l'électrolyte liquide ionique (**Si et al, 2011**). La coquille d'arachide et l'écorce de riz ont été utilisées comme précurseurs par He et al pour préparer des charbons actifs mésoporeux ayant une surface élevée de $1527\text{-}1634 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ pour les supercondensateurs par activation de ZnCl_2 induite par micro-ondes. Une densité d'énergie de $19,3 \text{ Wh} \cdot \text{kg}^{-1}$ à une densité de puissance de $1007 \text{ W} \cdot \text{kg}^{-1}$ a été obtenue lorsque le carbone mésoporeux a été utilisé comme électrode de condensateur dans $1 \text{ M Et}_4\text{NBF}_4/\text{PC}$ électrolyte à haute densité de courant. Les auteurs ont attribué ces valeurs à la taille moyenne des pores plus grande et à la structure unique de mésopores des charbons assistés par micro-ondes (**He et al, 2013**). Pour étudier la source de haute capacité observée dans les carbones à faible surface provenant d'algues, Wu et al ont préparé du charbon actif à partir de cuve séchées. Lorsque le charbon actif avec une surface de $2 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$ a été utilisé comme électrode en solution de 6 M KOH , une capacité de $116,9 \text{ F} \cdot \text{g}^{-1}$ a été observée. Les auteurs attribuèrent la valeur à la présence de micropores ultra-petits qui ont contribué énormément au développement de la capacité de ces charbons, contre l'idée généralement admise que la capacité est largement dérivée d'hétéroatomes subissant des réactions faradiques (**Wu et al, 2014**).

Comme support de catalyseur :

Pour l'estérification de l'huile de palme Baroutian et al ont utilisé du charbon actif avec une surface BET de 1000 m²/g. L'efficacité de réaction la plus élevée (97,72 %) a été atteinte lorsque l'on a utilisé 30,3 % en poids de charbon actif pour la charge du catalyseur (**Baroutian et al, 2010**). L'oxyde de calcium sur du charbon actif comme catalyseur de base solide a été utilisé dans la réaction de transestérification de l'huile de palme de cuisson. La condition optimale pour la transestérification de l'huile de palme en ester méthylique a été obtenue à une quantité de catalyseur de 5,5 % en poids, à une température de 190 °C, à un rapport molaire de 15:1 méthanol-huile et à un temps de réaction de 1h 21 min, et la teneur en ester méthylique était de 80,98 % (**Wan et al, 2011**). Baroutian et al ont utilisé un réacteur continu alimenté par un catalyseur KOH supporté sur du charbon actif de la coquille de palme. Le charbon actif vierge a une surface BET élevée (1015 m²/g). La conversion la plus élevée d'huile de palme en biodiesel (94 %) dans le réacteur a été obtenue à 70 °C en utilisant 157,04 g de catalyseur par unité de volume du réacteur et 0,21 cm/s de vitesse de circulation en flux croisé. La teneur totale en charge des sels de potassium était de 30,31 % en poids, d'après le poids du charbon actif (**Baroutian et al, 2011**). Fedhil et al ont utilisé du charbon actif à partir du déchet de thé, avec une surface spécifique (1105 m²/g) comme catalyseur à base solide pour charger avec de l'acétate de potassium. Le catalyseur a été utilisé pour obtenir du biodiesel à partir de l'huile d'amande amère par transestérification. Le biodiesel avec le rendement (93,21 % en poids) a été obtenu à l'aide du catalyseur chargé de 33,6 % en poids d'acétate de potassium, de 2,5 % en poids du catalyseur solide, de 9 :1 rapport molaire méthanol-huile, à 65 °C et de 2,5 h de réaction (**Fedhil et al, 2016**). Konwar et al ont utilisé l'oxyde de calcium comme catalyseur qui a été soutenu sur le charbon actif dans la réaction de transestérification des huiles de cuisson usagées. Le rendement de réaction le plus élevé a été atteint pour 11 % en poids de charbon actif chargé de catalyseur (**Konwar et al, 2014**). Dhawane et al ont procédé à la méthanolyse de l'huile d'Hevea brailiensis en utilisant 5 g de charbon actif comme support pour le catalyseur KOH. La meilleure efficacité (88,7 %) a été obtenue avec une charge de catalyseur de 3,5 % en poids. Le charbon actif produit à partir de cosses flamboyantes a une surface BET de 812,2 m²/g et un volume poreux total de 0,3252 cm³/g (**Dhawane et al, 2015**).

Tseng et al ont découvert que les catalyseurs en cuivre (Cu) supportés par du charbon actif présentent une activité améliorée pour l'élimination du SO₂ par rapport aux catalyseurs conventionnels supportés sur de l'alumine parce que le support de carbone poreux était capable d'adsorber des quantités significatives de SO₂ sans désactivation du catalyseur (**Tseng et al,**

2003). Lu et al ont préparé des charbons poreux à partir d'écorce de riz par activation avec du CO_2 . Les catalyseurs au cobalt ont été supportés sur les charbons poreux par imprégnation en solution en excès, et ont été utilisés pour effectuer des réactions avec différents constituants tels que le $\text{NO} + \text{CO}$, le toluène, le toluène + NO et l'activité des catalyseurs poreux. Les résultats de l'analyse de la BET ont révélé que le carbone dérivé de l'écorce de riz par l'activation avec du CO_2 plus élevée dans les mésopores. Les carbones à teneur plus élevée en mésopores étaient avantageux pour la préparation des catalyseurs par la méthode d'imprégnation conventionnelle et présentaient une bonne distribution des sites actifs, et les phases actives étaient de taille nanométrique (100 nm). Pendant l'oxydation du toluène, le catalyseur de carbone préparé a montré une efficacité de conversion plus élevée (100 %) pour l'oxydation profonde à 250 °C (**Lu et al, 2009**). Liew et al ont préparé du charbon actif par pyrolyse à micro-ondes de la coquille du palmiste et l'ont utilisé comme support de catalyseur. Des atomes de nickel ont été détectés à la surface du support de catalyseur au charbon actif, ce qui indique une synthèse réussie du catalyseur de nickel. Le catalyseur a montré une forte conversion du méthane (jusqu'à 43 %), produisant environ 22 % de produits gazeux ($\text{CO} + \text{H}_2$). Ces résultats montrent que le charbon actif produit par la pyrolyse à micro-ondes de la coquille du palmiste est un matériau de support prometteur pour le catalyseur (**Liew et al, 2018**).

IV.2. L'utilisation du biocharbon :

Comme adsorbant :

Mahtab et al ont étudié l'adsorption du trichloréthylène (TCE) à partir d'aiguille de pin préparé à différentes températures de pyrolyse (300, 500, 700 °C) et ils ont trouvé que le biocharbon produit à la plus haute température a montré une plus grande efficacité d'élimination du TCE de l'eau en raison de leur grande surface spécifique ($390,52 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$), de leur microporosité ($0,12 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$) et de leur étendue carbonisée (**Mahtab et al, 2013**). Samsuri et al ont étudié l'adsorption des métaux lourds en utilisant le biocharbon du palmier à huile et le biocharbon de l'écorce du riz, et leurs résultats ont montré que le biocharbon du palmier à huile avec une surface inférieure présentait une capacité d'adsorption plus élevée que l'écorce de riz (**Samsuri et al, 2014**).

Xu et al ont produit du biocharbon à partir de 4 matériaux de biomasse différents (paille de canola, paille d'arachide, paille de soja et coque de riz) et les ont appliqués à l'adsorption du méthylviolet. Les capacités d'adsorption du méthylviolet des biocharbons étaient respectivement de la paille de canola, de la paille d'arachide, de la paille de soja et de la coque

de riz. Ils ont suggéré que les caractéristiques d'adsorption du biocharbon étaient influencées par la quantité de charges négatives qu'il contenait (Xu et al, 2011). Xu et al ont produit du biocharbon à partir de l'écorce de riz et du fumier laitier dans les mêmes conditions et les ont utilisés pour l'adsorption de Pb, Cu, Zn et Cd dans l'eau. La capacité d'adsorption du biocharbon était fortement dépendante de la biomasse utilisée pour la production du biocharbon, car la quantité de la composante minérale, comme le CO_3^{2-} et PO_4^{2-} , dans le biocharbon variait en fonction de la biomasse brute (Xu et al, 2013). Sun et al ont produit du biocharbon par pyrolyse de l'herbe et du bois à une température de 200 à 600°C et les ont appliqués à l'adsorption de la fluridone et de la norflurazone. Dans leurs expériences, la capacité d'adsorption des biocharbons a augmenté avec l'augmentation de la température de pyrolyse en dessous de 400 °C ; d'autres augmentations de la température de pyrolyse au-dessus de 400 °C ont plutôt diminué la capacité d'adsorption. Ceci a été attribué à la polarité des polluants adsorbés ; les composés polaires, tels que la fluridone et la norflurazone, sont adsorbés sur la liaison-H entre les substances adsorbées ou sur les O-groupes de biocharbon, alors que les composés non-polaires, tels que le Trichloréthylène, sont adsorbés sur les sites hydrophobes de la surface du biocharbon (Sun et al, 2011). Tan et al ont utilisé le biocharbon produit à partir des boues d'épurations municipales pour l'adsorption du Cd. Ils ont trouvé que la capacité d'adsorption du Cd était de 20 mg/g lorsque le pH de la solution était 2 ou moins, alors qu'elle était de 40 mg/g lorsque le pH était de 3 ou plus, cela montre que le pH de la solution est un paramètre important affectant le processus d'adsorption (Tan et al, 2015). Xu et al ont utilisé les biocharbons produits à partir de l'écorce de riz et des matières fécales pour éliminer Pb, Cu, Zn et Cd des solutions aqueuses. Le biocharbon des matières fécales était plus efficace pour l'élimination des métaux que le biocharbon du riz pour les quatre métaux lourds examinés. Lorsque le biocharbon des matières fécales a été utilisé, les métaux lourds ont été non seulement adsorbés sur les groupes hydroxyle- O^- ionisés, mais aussi précipités en raison de la réaction avec le CO_3^{2-} ou le PO_4^{2-} , tandis que l'adsorption sur les groupes phénoliques ionisés O^- est le seul mécanisme d'élimination des métaux lourds du biocharbon de riz (Xu et al, 2013). Kim et al ont produit des biocharbons à partir de la pyrolyse lente du Miscanthus géant à une température de 300 à 600 °C avec un intervalle de 100 °C. ils ont signalé qu'une température de pyrolyse plus élevée entraînait une structure aromatique plus élevée et une plus petite quantité de groupes fonctionnels polaires dans le biocharbon. En particulier, lorsque la température de pyrolyse était supérieure à 500 °C, le pH et la surface spécifique du biocharbon augmentaient considérablement et la capacité d'adsorption du Cd augmentait également. D'après les résultats obtenus, les auteurs ont suggéré que les principaux mécanismes

d'élimination du Cd aqueux étaient la sorption en raison de la grande surface spécifique du biocharbon et des précipitations en raison du pH élevé (**Kim et al, 2013**). Creamer et al ont produit du biocharbon à partir de la pyrolyse de la bagasse de canne à sucre et du bois d'hickory à 300, 450, et 600 °C et les ont utilisés pour l'adsorption du CO₂ à 25 °C et à 75 °C. Le biocharbon produit à haute température a montré une très grande capacité d'adsorption du CO₂ (73,55 mg/g à 25 °C), qui a été attribué à la physisorption du CO₂ dont l'efficacité est proportionnelle à la surface spécifique du biocharbon (**Creamer et al, 2014**). Zeng et al ont étudié l'efficacité et les mécanismes d'élimination des biocharbons de la paille de riz préparés sous trois températures pyrolytiques pour deux types d'antibiotiques tétracycline et quinolone (doxycycline et ciprofloxacine). Les facteurs influençant l'adsorption des antibiotiques (notamment le dosage du biocharbon, le pH, les électrolytes de fond, l'acide humique, la concentration initiale des antibiotiques, le temps de contact et la température) ont été étudiés de façon exhaustive. Les résultats suggèrent que les biocharbons produits à haute température (700 °C) ont une capacité d'adsorption élevée pour les deux antibiotiques que les biocharbons à basse température (300 à 500 °C) (**Zeng et al, 2018**).

Comme catalyseur :

Mardhiah et al ont étudié le catalyseur d'acide solide à base de carbone de *Jatropha curcas* dans la production de biodiesel et les résultats ont montré que le rendement de conversion atteignait 99,13 % dans des conditions optimales de rapport molaire méthanol / huile DE 12 : 1, charge de catalyseur de 7,5 % en poids, 60 min de temps de réaction et 60 °C de température de réaction et il peut être utilisé jusqu'à 4 cycles (**Mardhiah et al, 2017**). Un biocharbon dérivé de la coque de pistache avec une structure macroporeuse (168,4 nm) et des groupes fonctionnels de surface hydroxyle et phénolique a été appliqué comme catalyseur nouveau et peu coûteux pour la dégradation d'un composé organique résistant (le colorant réactif rouge 198) dans le processus d'ozonation catalytique. Le biocharbon préparé a présenté la plus grande performance catalytique à un pH de 10,0, avec un potentiel catalytique de 58,4 % et une minéralisation de la solution colorante de 71 % après un temps de réaction de 60 min (**Moussavi et al, 2012**).

Dong et al ont signalé que le biocharbon dérivé du Sapin de Douglas était très actif dans l'estérification, ce qui peut réduire la teneur en acides gras. De plus, l'activité du catalyseur pourrait être réutilisée pendant 10 cycles sans perte évidente d'activité catalytique (**Dong et al, 2015**). Fang et al ont signalé que le biocharbon dérivé de l'aiguille du pin peut activer le persulfate pour la dégradation du biphenyle polychloré (**Fang et al, 2015**). Wang et al ont

constaté que le biocharbon dérivé des boues d'épuration peut activer efficacement le persulfate pour la dégradation du 4-chlorophénol. L'élimination du 4-chlorophénol a atteint 92,3 % en moins de 100 minutes (**Wang et al, 2017c**). Li et al ont indiqué que le biocharbon dérivé de maïs préparé à 650 °C sous forme de catalyseur avait une puissance de sortie de 458,85 mW m⁻². Le mécanisme du biocharbon comme catalyseur dans les piles à combustible microbiennes a été considéré comme l'amélioration du transfert d'électrons causé par la teneur élevée en graphite et en azote pyridinique dans le biocharbon dérivé de l'épi de maïs (**Li et al, 2018**).

Comme amendement du sol :

Wang et al ont démontré que l'ajout de 4 % de biocharbon de l'écorce de riz dans le sol du jardin à thé a considérablement amélioré la qualité des propriétés acide du sol. Les niveaux de pH du sol, de potassium (K), de calcium (Ca), de magnésium (Mg), de sodium (Na), de carbone (C) et d'azote (N) totaux ont augmenté, tandis que les teneurs en aluminium (Al) et en plomb (Pb) disponibles ont diminué (**Wang et al, 2014**). Spokas et al ont signalé que l'amendement du sol à l'aide de biocharbon a supprimé l'activité de décomposition des microorganismes, ce qui entraîné une réduction des émissions de CO₂ de 2 à 60 %, selon le domaine d'application du biocharbon, une réduction des émissions de NO₂ de 60 % et une réduction de l'oxydation du CH₄. Ils ont rapporté que l'application de 5 % p/p de biocharbon dans le sol améliorait l'adsorption de l'atrazine et de l'acétochlore et réduisait le taux de dissipation des herbicides. Les auteurs ont conclu que l'application de biocharbon au sol constitue une stratégie efficace d'isolement du carbone et un moyen efficace de réduire les émissions de gaz à effet de serre si la réduction continue du N₂O est possible (**Spokas et al, 2009**). Yanai et al ont déclaré une réduction de 89 % des émissions de N₂O en ajoutant 10 % de biocharbon au sol réhumidifié (**Yanai et al, 2007**). Yoo et Kang ont ajouté du biocharbon (20 Mg.ha⁻¹) fabriqué à partir de fumier de porc (pyrolysé à 600-800 °C) ou d'orge (pyrolysé à 320 °C) à deux sols différents. Ils ont ensuite mesuré les émissions de CO₂, CH₄ et de N₂O sur une période de 36 jours. Les différences étaient évidentes selon le type de biocharbon et l'état du sol. Le sol à teneur limitée en azote a rejeté moins de CO₂ et de CH₄ lorsque du biocharbon contenant de l'azote disponible élevé a été ajouté (biocharbon de fumier de porc) ; toutefois, la réduction des émissions de CO₂ et de CH₄ a probablement été compensée par une augmentation des émissions de N₂O. Les émissions de gaz à effet de serre n'ont pas augmenté lorsque du biocharbon de canne d'orge a été ajouté à l'un ou l'autre des sols ; par conséquent, Yoo et Kang suggèrent que ce biocharbon pourrait être un matériau d'amendement plus approprié (**Yoo et Kang, 2012**). Augustenborg et al ont appliqué du biocharbon de la coque d'arachide (500 °C) ou du miscanthus (550 °C) à des

âmes à faible ou à haute teneur en matière organique, avec ou sans endogènes (c.-à-d. en se nourrissant du sol), et ont mesuré les émissions de N_2O et de CO_2 . Les auteurs ont constaté que les ajouts de biocharbon réduisaient considérablement les émissions de CO_2 et de N_2O en l'absence de vers de terre par rapport aux contrôles sans biocharbon. Les vers de terre endogènes ont multiplié par 12,6 fois les émissions de N_2O provenant des témoins ; cependant, les deux biocharbons ont réduit considérablement les émissions de N_2O en présence de vers de terre (**Augustenborg et al, 2012**). Moon et al ont signalé qu'après un traitement d'un mois avec du biocharbon dérivé de la canne de soja et du biocharbon dérivé du chêne, l'acidité du sol a été augmentée de 2 unités. La capacité d'échange de cations a été considérablement améliorée avec 5 % de biocharbon. De plus, l'amélioration des sols causée par l'ajout de biocharbon a favorisé la croissance du maïs, la dose appliquée de biocharbon a eu un effet important sur la croissance du maïs. Il a montré que le maïs avait la meilleure croissance avec 3 % de biocharbon (**Moon et al, 2017**).

Comme additif pour la digestion anaérobique et le compostage :

Jindo et al ont montré que le biocharbon préparé par la pyrolyse lente du fumier de volaille s'est révélé efficace pour favoriser la dégradation des composés organiques (**Jindo et al, 2012**). Awasthi et al, ont conclu que le biocharbon réduit les émissions des GES et les pertes totales d'azote pendant le compostage des boues d'épuration (**Awasthi et al, 2016**). Dias et al ont utilisé du biocharbon comme agent de gonflement pendant le compostage du fumier de volaille, ils ont constaté que l'efficacité de dégradation de la matière organique atteignait une valeur de 70 % en ajoutant du biocharbon (**Dias et al, 2010**). Liu et al ont indiqué que l'incorporation de biocharbon dérivé de bambou dans le fumier de volaille dans le processus de compostage favorisait le taux de dégradation et réduisait les émissions de CO_2 , CH_4 , NO_2 , et de NH_3 . La quantité d'ajout optimale a été vérifiée à 10 %, avec le taux de dégradation des matières organiques le plus élevé, les émissions d'ammoniac et de GES les plus faibles et le coût minimal (**Liu et al, 2017**).

Comme stockage d'énergie électrochimique :

Wan et al ont utilisé le biocharbon dérivé du bois comme support pour faire croître du nano- MnO_2 en forme de feuilles via une réaction redox in situ entre le biocharbon et $KMnO_2$. Le C à la surface du biocharbon a réagi avec le $KMnO_2$ qui s'est ancré et s'est dispersé uniformément sur la surface du biocharbon. Le composite MnO_2 /Biocharbon était une structure noyau-coque et peut être utilisé comme électrode de supercondensateurs (**Wan et al, 2016**). Wang et al ont

rapporté des produits de biocharbon du fumier laitier et des boues d'épurations chargé de Ni comme électrodes des supercondensateurs. Les produits du biocharbon ont été préchargés avec du Ni(II) et encore traités avec une activation par micro-ondes afin de transformer Ni(II) en NiO et NiOOH. Les supercondensateurs de biocharbon NiO/NiOOH ont démontré une grande stabilité, avec une perte de capacité moins de 2 % après 1000 cycles de charge-décharge (**Wang et al, 2017**). Jiang et al ont utilisé du biocharbon dérivé de la biomasse ligneuse comme matériaux d'électrode, qui a montré un comportement de charge-décharge rapide et une capacité gravimétrique d'environ 14 F/g (**Jiang et al, 2013**). Wang et al ont découvert que l'anode au biocharbon dérivé d'algues produisait un bicourant plus élevé que l'anode de la plaque de graphite (**Wang et al, 2018b**). Guo et al ont préparé des matériaux de carbone poreux avec une surface spécifique élevée utilisant des résidus d'épis de maïs comme précurseurs de carbone. le composite Soufre/biocharbon présentait une capacité de décharge initiale de 1600 mAh.g⁻¹ et maintenait une capacité réversible de 554 mAh.g⁻¹ après 50 cycles. L'excellente performance pourrait résulter de la porosité élevée et de la structure 2D des nano feuilles de carbone. La structure obtenue a non seulement fourni une voie stable et continue pour le transport rapide des électrons et des ions, mais a également restreint les polysulfures solubles et supprimé l'effet navette. De plus, la grande surface spécifique et la structure 2D (en feuille) unique du biocharbon ont entraîné une utilisation élevée du soufre, qui convenait pour servir de matériau cathodique dans les batteries lithium-soufre (**Guo et al, 2015**).

Conclusion générale

Conclusion générale

L'objectif principal de ce travail est de comparer le charbon actif avec le biocharbon. Ces deux matériaux peuvent être produits à partir d'une vaste gamme de déchets organiques, ils partagent certains propriétés similaires mais ils diffèrent dans l'utilisation finale. Aujourd'hui, le charbon actif est l'adsorbant le plus couramment utilisé, mais les résultats de ce travail indiquent que le charbon actif n'est pas toujours l'option la plus efficace ni la moins coûteuse à des fins d'adsorption. Pour certains métaux et contaminants, le biocharbon s'est avéré avoir une capacité d'adsorption comparable ou meilleure et une performance économique améliorée.

- ✓ En ce qui concerne les émissions de GES le biocharbon, dans les travaux consultés, avait des émissions négatives de $-0,9$ kg d'éq. CO_2/kg en raison de sa capacité à séquestrer le carbone, tandis que le charbon actif affichait des émissions de GES moyennes plus élevées de $6,6$ kg d'éq. CO_2/kg .
- ✓ La consommation moyenne d'énergie pour produire 1kg de charbon actif et de biocharbon est de 97 MJ/kg et à $6,1$ MJ/kg, respectivement.
- ✓ Le charbon actif et le biocharbon partagent certaines applications similaires telles que l'adsorption, le stockage d'énergie électrochimique et l'utilisation comme support de catalyseur. Mais le biocharbon a des applications supplémentaires que le charbon actif, il peut être utilisé comme un amendement du sol, un additif pour la digestion anaérobique et le compostage.
- ✓ Le biocharbon est moins cher que le charbon actif.
- ✓ Le biocharbon offre donc en plus des mêmes applications que le charbon actif, avec de meilleures performances dans bon nombre de cas, d'autres applications très intéressantes tout en restant moins onéreux et plus facile à préparer.
- ✓ Au final, on peut dire que bien le biocharbon ait été depuis très longtemps connu, peut constituer une bonne alternative au charbon actif tout en offrant d'autres applications environnementales très intéressantes.

Références bibliographiques

Chapitre I

Abdullah, AH., Kasim, A., Zainal, Z, et al. Preparation and characterization of activated carbon from Gelam Wood Bark (*Melaleuca cajuputi*), 2001, 7, 65-68.

Adekunle Moshood Abioye, Farid Nasir Ani. Recent development in the production of activated carbon electrodes from agricultural waste biomass for supercapacitors: A review, 2015, 1282-1293.

Aik Chong Lua., Ting Yang., Jia Guo. Effects of pyrolysis conditions on the properties of activated carbons prepared from pistachio-nut shells. *Journal of analytical and applied pyrolysis*, 2004, 72, 279-287.

Akpen, GD., Nwaogazie, IL., Leton, TG. Optimum conditions for the removal of color from waste water by mango seed shell based activated carbon. *Indian J Sci Technol*, 2011, 4, 890-895.

Aktas, Ö., Çeçen, F. Bioregeneration of activated carbon: A review. In: *International biodeterioration & biodegradation*, 2007, 59, 257-272.

Alvarez Centenio, T., Stoeckli, F. Method of producing activated carbons from apple pulp for use as electrodes in electric double-layer capacitors, 2006.

Azza, K, El Nemer. A, El-Sikaily. A, Ola. A. Removal of Direct N Blue- 106 from artificial textile dye effluent using activated carbon from orange peel: Adsorption isotherm and kinetic studies, *Hazardous Materials*, 2009, 165, 100-110.

Baçauoui. A, Yaacoubi. A, Dahbi. A, Bennouna. C, Phan Tan Luu. R, Maldonado-Hoda. F.J, Rivera-Utrilla. J, Moreno-Castilla. C. Optimization of conditions for the preparation of activated carbons from olive-waste cakes, 2001, 425-432.

Benaddi, H., Badosz, T.J., Jagiello, J., Schwarz, J.A., Rouzaud, J.N., Legras, D., Béguin. F. Surface functionality and porosity of activated carbons obtained from chemical activation of wood. *Carbon*, 2000, 38, 669-674.

Boonpoke, A., Chiarakorn, S., Laosiripojana, N., Towprayoon, S., Chidthaisong, A. Synthesis of activated carbon and MCM-41 from bagasse and rice husk and their carbon dioxide adsorption capacity. *J Sustain Energy Environ*, 2011, 2, 77-81.

Cagnon, B., Py, X., Guillot, A., Stoeckli, F. The effect of the carbonization/activation procedure on the microporous texture of the subsequent chars and active carbons. *Microporous and mesoporous materials*, 2003, 57, 273-282.

Daud, WMAW., Ali, WSW., Sulaiman, MZ. The effects of carbonization temperature on pore development in palm-shell-based activated carbon. *Carbon*, 2000, 38, 1925-1932.

Demiral, H., Demiral, L., Tumsek, F., Karabacakoglu, B. Pore structure of activated carbon prepared from hazelnut bagasse by chemical activation. *Surf Interface Anal*, 2008, 40, 616-619.

Diao, Y., Walawender, W.P., Fan, L.T. Activated carbons prepared from phosphoric acid activation of grain sorghum. *Bioresource Technology*, 2002, 81, 45-52.

Dimitrios Kalderis, Sophia Bethanis, Panagiota Paraskeva, Evan Diamadopoulos. Production of activated carbon from bagasse and rice husk by a single-stage chemical method at low retention times. *Bioresource Technology*, 2008. 99, 6809-6816.

DONAU CARBON. Activated carbon and its applications, 2018.

Emine Yagmur, Meryem Ozmak, Zeki Aktas. A novel method for production of activated carbon from waste tea by chemical activation with microwave energy. *Fuel*, 2008, 87, 3278-3285.

Gimba, CE., Salihu, AA., Kagbu, JA, Turoti, M., Itodo, AU. Study of pesticide (Dichlorvos) removal from aqueous medium by *Arachi hypogaea* (groundnut shell) using GC/MS. *World Rur Observ*, 2010, 2, 1-9.

Giraldo, L., Moreno-Pirajan, JC. Synthesis of activated carbon mesoporous from coffee waste and its application in adsorption zinc and mercury ions from aqueous solution. *E-J Chem*, 2012, 9, 938-948.

Gonzalez, JF., Roman, S., Encinar, JM., Martinez, G. Pyrolysis of various biomass residues and char utilization for the production of activated carbon. *J Anal App Pyrol*, 2009, 85, 134-141.

Gratisito, M.K.B., Panyathanmaporn, T., Chumnanklag, R.A., Sirinuntawittaya, N., Dutta, A. Production of activated carbon from coconut shell: Optimization using response surface methodology. *Bioresource Technology*, 2008, 99, 4887-4895.

Haimour, N.M, Emeish, S. Utilization of date stones for production of activated carbon using phosphoric acid, *Waste Management*, 2006, 26, 651-660.

Hameed, BH., Din, ATM., Ahmad, AL. Adsorption of methylene blue onto bamboo-based activated carbon: Kinetics and equilibrium studies. *J Hazard Mater*, 2006, 141, 819-825.

Hashemian, S., Salari, K., Yazdi, Z. Preparation of activated carbon from agricultural wastes (almond shell and orange peel) for adsorption of 2-pic from aqueous solution. *J of Industrial and Engineering Chem.* 2014, 20, 1892-1900.

Hazourli, S, Ziati, M, Hazourli, A., Cherifi, M. Valorisation d'un résidu naturel ligno-cellulosique en charbon actif- exemple des noyaux de dattes, 2007, 187-192.

Hiremath, MN., Shivayogimath, CB., Shivalingappa, SN. Preparation and characterization of granular activated carbon from corn cob by KOH activation. *Int J Res Chem Environ*, 2012, 2, 84-87.

Javier Sanchez Aznar. Characterization of activated carbon produced from coffee residues by chemical and physical activation, 2011.

Jinyan Lu. A comparative study on activated carbon, 2005.

Karim, B., Loretta, Y.Li. Adsorption of organic stormwater pollutants onto activated carbon from sewage sludge. *J Environ Manag*, 2017, 197, 490-497.

Kunbin Yang, Jinhui Peng, Srinivasakannan, C., Libo Zhang, Hongying Xia, Xinhui Duan. Preparation of high surface area activated carbon from coconut shell using microwave heating. *Bioresource Technology*, 2010, 101, 6163-6169.

Mansooreh Soleimani, Tahreeh Kaghazchi. Agricultural waste conversion to activated carbon by chemical activation with phosphoric acid. *Chem. Eng. Technol*, 2007, 30, 649-654.

Ousmaila Sanda Mamane, Adamou Zanguina, Ibrahim Daou, Ibrahim Nataton. Préparation et caractérisation de charbons actifs à base de coques de noyaux de Balanites Eagyptiaca et de Zizyphus Mauritiana. *Journal de la société Ouest-Africaine de chimie*, 2016, 41, 59-67.

Önal, Y., Akmil-Basar, C., Sarici-Özdemir, C., Erdoğan, S. Textural development of sugar beet bagasse activated with ZnCl. *Journal of hazardous materials*, 2007, 142, 138-143.

Qing-Song Liu, Tong Zheng, Peng Wang, Liang Guo. Preparation and characterization of activated carbon from bamboo by microwave- induced phosphoric acid activation. *Industrial Crops and Products*, 2010, 31, 233-238.

Rabia, B., Bullo, S., Mohd, Z.H. Carbon Nanomaterials for the Treatment of Heavy Metal- Contaminated Water and Environmental Remediation. *Nanoscale Research Letters*, 2019, 14, 1-17.

Saidur, R., Abdelaziz, E.A., Demirbas, A., Hossain, M.S., Mekhilef, S. A review on biomass as a fuel for boilers, 2011, 2262-2289.

Srinivasakannan, C., Mohamad Zailani Abu Bakar. Production of activated carbon from rubber wood sawdust. *Biomass and Bioenergy*, 2004, 27, 89-96.

Suffet, I. H. An evaluation of activated carbon for drinking Water Treatment: A National Academy of Science Report, 1980.

Thomas E. Rufford, Densia Hulicova-Jurcakova, Kiran Khosla, Zhongh Zhu, Gao Qing Lu. Microstructure and electrochemical double-layer capacitance of carbon electrodes prepared by zinc chloride activation of sugar cane bagasse. *Journal of Power Sources*, 2010, 195, 912-918.

Tonghua Wang, Suxia Tan, Changhai Liang. Preparation and characterization of activated carbon from wood via microwave-induced $ZnCl_2$ activation. *CARBON*, 2011, 47, 1867-1885.

Tseng, R. L., Tseng, S.K. Pore structure and adsorption performance of the OH-activated carbons prepared from corncob. *Journal of colloid and interface science*, 2005, 287, 428-437.

Walid lafi, K. Production of activated carbon from acorns and olive seeds. *Biomass and Bioenergy*, 2001, 20, 57-62.

Xiao Li, Wei Xing, Shuoing Zhou, Jin Zhou, Feng Li, Shi-Zhang Qiao, Gao-Qing Lu. Preparation of capacitor's electrode from sun flower seed shell. *Bioresource Technology*, 2011, 102, 1118-1123.

Chapitre II

Ahmad, M., Lee, S.S, Dou, X et al. Effects of pyrolysis temperature on soybean stover and peanut shell-derived biochar properties and TCE adsorption in water. *Bioresource Technology*, 2012, 118, 536- 544.

Ahmad, M., Lee, S.S., Rajapaksha, A.U et al. Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures. *Bioresource Technology*, 2013, 143, 615-622.

Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E et al. Biochar as a sorbent for contaminant in soil and water: A review. *Chemosphere*, 2014, 99, 19-33.

Anthony V Bridgewater. Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chemical Engineering Journal*, 2003, 91, 87-102.

Ben Hassen-Trabelsi, A., Kraiem, T., Naoui, S., Belayouni, H. Pyrolysis of animal fats in a fixed bed-reactor: production and characterization of bio-oil and bio-char, 2013.

Bruno, G., Ludwig, H., Wolfgang, Z. The “Terra Preta” phenomenon: a model for sustainable agriculture in the humid tropics, 2001, 88, 37- 41.

Bruun, E.W., Ambus, P., Egsgaard, H et al. Effects of slow and fast pyrolysis biochar on soil C and N turnover dynamics. *Soil Biology & Biochemistry*, 2012, 46, 73-79.

Cao, X., Ma, L., Liang, Y, Gao, B., Harris, W. Simultaneous immobilization of lead and atrazine in contaminated soils using dairy-manure biochar. *Environ Sci Technol*, 2011, 45, 4884-4889.

Chan, K. Y., Xu. Z. Biochar: Nutrient properties and their enhancement. In *Biochar for Environmental Management*, ed, Lehmann, J., and Joseph, S., London: *Earthscan publications Ltd*, 2009, 67-84.

Chen, B., Chen, Z., Lv, S. A novel magnetic biochar efficiently sorbs organic pollutants and phosphate. *Bioresource Technology*, 2011a, 102, 716-723.

Cross, A., Sohi, S.P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status, 2011, 43, 2127-2134.

Dai, Z., Meng, J., Liu, X et al. The potential feasibility for soil improvement, based on the properties of biochars pyrolyzed from different feedstocks. *Journal of Soil Sediment*, 2013, 13, 989-1000.

Dehkhoda, A.M., West, A.H., Ellis, N. Biochar based solid acid catalyst for biodiesel production. *Applied Catalysis*, 2010, 382, 197-204.

Dembiras Ayhan, Gönenç Arin. An overview of biomass pyrolysis. *Energy Sources*, 2002, 24, 471- 482.

Dembiras Ayhan. Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and environmental issues, 2005, 31, 171-192.

Downie, A., Crosky, A., Munroe, P. Physical properties of Biochar. In *Biochar for Environmental Management*, ed, Lehmann, J., and Joseph, S., London: *Earthscan publications*, 2009, 12-32.

Goyal, HB., Seal, D, Saxena, RC. Bio-Fuels from thermochemical conversion of renewable resources: A review, 2008, 12, 504-517.

Gundale, M., Deluca, T. H. Temperature and source material influence ecological attributes of Ponderosa Pine and Douglas-fir charcoal. *For Ecol Manag*, 2006, 231, 86-93.

Hansen, V., Müllerstöver, D., Munkholm, L.J et al. The effect of straw and wood gasification biochar on carbon sequestration, selected soil fertility indicators and functional groups in soil: an incubation study. *Geoderma*, 2016, 269, 99-107.

Houben, D., Evrard, L., Sonnet, P. Mobility, bioavailability pH-dependent leaching of cadmium, zinc and lead in a contaminated soil amended with biochar. *Chemosphere*, 2013, 92, 1450-1457.

Jindo, K., Mizumoto, H., Sawada, Y., Sanchez-Mondoro. M.A., and Sonoki, T. Physical and chemical characterization of biochars derived from different agriculture residues, 2014, 11, 6613- 6621.

Johannes Lehmann, Stephen Joseph. *Biochar for environmental management: Science*, London, 2009, 415 p, ISBN: 978-1-84407-658-1.

- Jindo, K., Sanchez-Monedero, M.A, Hernandez, T et al.** Biochar influences the microbial community structure during manure composting with agricultural wastes. *Science of the Total Environment*, 2012, 416, 476-481.
- Kalderis, D., Kayan, B., Akay, S., Kulaksiz, E., Gözmen, B.** Adsorption of 2, 4-Dichlorophenol on paper sludge/wheat husk biochar: process optimization and comparison with biochars prepared from wood chips, sewage sludge and hog fuel/demolition waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2017, 5, 2222-2231.
- Kastner, J., Miller, J., Geller, D.P et al.** Catalytic esterification of fatty acids using solid acid catalysts generated from biochar and activated carbon. *Catalysis Today*, 2012, 190, 122-132.
- Keech, O., Carcaillet, C., Nilson, M. C.** Adsorption of Allelopathic compounds by wood-derived charcoal: The role of wood porosity, *Plant soil*, 2005, 272, 291-300.
- Khoo, H.H., Koh, C.Y., Shaik, M.S., Sharratt, P.N.** Bioenergy co-products derived from microalgae biomass via thermochemical conversion- Life cycle energy balances and CO₂ emissions. *Bioresource Technology*, 2013, 143, 298-307.
- Laird, D., Fleming, P., Wang, B., Horton, R., Karlen, D.** Biochar impact on nutrient leaching from a Midwestern agricultural soil. *Geoderma*, 2010, 158, 436-442.
- Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Grossman, J., O'Neill, B., Skyemstad, J. O., Theis, J., Luizao, F. J., Peterson, J., and Neves, E. G.** Black Carbon Increases Cation Exchange Capacity in Soils, *Soil Science Society of America Journal*, 2006, 70, 1719-1730.
- Li Li., Rowbotham, J. S., Greenwell, H. C et al.** An introduction to pyrolysis and catalytic pyrolysis: versatile techniques for biomass conversion, 2013, 173-208.
- Lima, H.N., Schaefer, C.E.R., Mello, J.W., Gilkes, R.J., Ker, J.C.** Pedogenesis and pre-Colombian land use of « Terra Preta Anthrosols» (Indian black earth) of Western Amazonia. *Geoderma*, 2002, 110, 1-17.
- Lu, H., Zhang, W., Huang, X., Wang, S., Qui, R.** Relative distribution of Pb²⁺ sorption mechanisms by Sludge-derived biochar. *Water Res*, 2012, 46, 854-862.
- Lu Zhang, Xiangyang Sun.** Changes in physical, chemical and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource Technology*, 2014, 171, 274-284.

Lydia, P., Carsten, W., Mueller, C et al. Multi-technique approche to assess the fate of high temperature biochar in soil and quantify its effects on soil organic matter composition, 2017, 122, 177-186.

Michel Mustin. Le biochar: rôle agronomique et environnementale, XXIème rencontres professionnelles RITTMO biomasse énergie: Biochar, 2013.

Mohammad Asadullah. Barriers of commercial power generation using biomass gasification gas: A review, 2014, 29, 210-215.

Mohan, D., Charles, U.P Jr., Philip, H.S. Pyrolysis of wood/biomass for bio-oil: a critical review. *Energy & Fuels*, 2006, 20, 848-889.

Morrin, S., Lettieri, P., Chapman, C., Mazzei, L. Two stage fluid bed-plasma gasification process for solid waste valorization: Technical review and preliminary thermodynamic modelling of sulphur emissions. *Waste Management*, 2012, 32, 676-684.

Mulleen, A. C., Boateng, A., Goldberg, N. M., Lima, M., Laird, D. A., Hicks, K.B. Bio-oil and Bio-char Production from Corn Cobs and Stover by fast Pyrolysis, *Elsevier*, 2009, 34, 67-74.

Neves, D., Thunman, H., Matos, A et al. Characterization and prediction of biomass pyrolysis products, 2011, 37, 611-630.

Oh., T.K., Choi, B., Shinogi, Y et al. Effect of pH conditions on actual apparent fluoride adsorption by biochar in aqueous phase. *Water Air Soil Pollution*, 2012, 223, 3729-3738;

Oisik Das., Ajit K, Sarmah, Debes Bhattacharyya. A novel approche inorganic waste utilization through biochar addition in wood/polypropylene composites, 2015.

Oleszczuk, P., Sarah, E.H., Lehmann, J, Cornelissen, G. Activated carbon and biochar amendments decrease pore-water concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in sewage sludge. *Bioresource Technology*, 2012, 111, 84-91.

Ozçimen, D., Ersoy-Meriçboyu, A. Characterization of biochar and bio-oil samples obtained from carbonization of various biomass materials. *Renew Energy*, 2010, 1319-1324.

Peter Mckendry. Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. *Bioresource Technology*, 2002, 83, 47-54.

Peter Mckendry. Energy production from biomass (part 3): Gasification technologies. *Bioresource Technology*, 2002, 83, 55-63.

Pituello, C., Francioso, O., Simonetti, G et al. Characterization of chemical-physical, structural and morphological properties of biochars from biowastes produced at different temperatures. *J Soil Sediment*, 2015, 15, 792-804.

Prins, R., Wayne, T., Marier, J., Geoff, A., Tim, C., Brandon, D. Design, Construction, and Analysis of A Farm-Scale Biochar Production System, *Catalyzing Innovation*, 2011, 24-26.

Qian, K., Kumar, A, Zhang, H et al. Recent advances in utilization of biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2015, 42, 1055-1064.

Qian, L., Zhang, W., Yan, J et al. Effective removal of heavy metal by biochar colloids under different pyrolysis temperatures. *Bioresource Technology*, 2016, 206, 217-224.

Reguyal, F., Sarmah, A.K., Gao, W. Synthesis of magnetic biochar from pine sawdust via oxidative hydrolysis of FeCl₂ for the removal of sulfamethoxazole from aqueous solution. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 321, 868-878.

Robert P. Anex, Andy Aden, Feroz Kabir Kazi et al. Techno-economic comparison of biomass-to-transportation fuels via pyrolysis, gasification, and biochemical pathways. *Fuel*, 2010, 89, 29-35.

Saxena, RC., Diptendu, S., Kumar, S., Goyal, HB. Thermo-chemical routes for hydrogen rich gas from biomass: a review, 2008, 12, 1909-1927.

Shang, G., Shen, G., Wang, T., Chen, Q. Effectiveness and mechanisms of hydrogen sulfide adsorption by camphor-derived biochar. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 2012, 62, 873-879.

Shisuo Fan., Jie Tang., Yi Wang., Hui Li., Hao Zhang., Jun Tang., Zhen Wang., Xuede Li. Biochar prepared from co-pyrolysis of municipal sewage sludge and tea waste for the adsorption of methylene blue from aqueous solutions: Kinetics, isotherm, thermodynamic and mechanism. *Journal of molecular liquids*, 2016, 220, 432- 441.

Sohi, S.P. Carbon storage with benefits. *Science*.2012, 338, 1034-1035.

Sohi, S.P., Krull, E., Lopez-Capel, E., Bol, R. A review of biochar and its use and function in soil. *Advances in agronomy*, 2010, 105, 47-82.

Steiner, C., Teixeira, W.G., Lehmann, J., Nehls, T et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and soil*, 2008, 291, 275-290.

Sun, L., Wan, S., Luo, W. Biochars prepared from anaerobic digestion residue, palm bark and eucalyptus for adsorption of cationic methylene blue dye: characterization, equilibrium, and kinetic studies. *Bioresource Technology*, 2013, 140, 406-413.

Tripathi, M., Sahu, J.N., Ganesan, P. Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review, 2016, 55, 467- 481.

Turn, S., Kinoshita, C., Zhang, Z., Ishimura, D., Zhou, J. An experimental investigation of hydrogen production from biomass gasification. *International journal of hydrogen energy*, 1998, 23, 641-648.

Uzoma, K.C., Inoue, M., Andry, H et al. Effect of cow manure biochar on maize productivity under sandy soil, 2011, 60, 1798-1809.

Wang, Y., Yin, R., Liu, R. Characterization of biochar from fast pyrolysis and its effect on chemical properties of the tea garden soil, 2014, 110, 375-381.

Wang, J., Liao, Z., Iftikhar, J et al. Treatment of refractory contaminants by sludge-derived biochar/persulfate system via both adsorption and advanced oxidation process; *Chemosphere*. 2017c, 185, 754-763.

Weidner, K., Rumpel, C., Steiner, C et al. Chemical evaluation of chars produced by thermochemical conversion (gasification, pyrolysis and hydrothermal carbonization) of agro-industrial biomass on a commercial scale. *Biomass Bioenergy*, 2013, 59, 264-278.

Wu, H., Yip, K., Tian, F., Xie, Z., Li, C.Z. Evolution of char structure during the steam gasification of biochars produced from the pyrolysis of various mallee biomass components, 2009, 48, 10431-10438.

Xu, T., Lou, L., Cao, R., Duan, D. and Chen, Y. Effect of bamboo biochar on pentachlorophenol leachability and bioavailability in agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 2012, 414, 727-731.

Xu, Y., Chen, B. Investigation of thermodynamic parameters in the pyrolysis conversion of biomass and manure to biochars using thermogravimetric analysis. *Bioresource Technology*, 2013, 2013, 146, 485-493.

Yoo, S., Kelley, S., Tilotta, D., Park, S. Structural characterization of loblolly pine derived biochar by x-ray diffraction and electron energy loss spectroscopy, 2018, 6, 2621-2629.

Zhan, A., Bian, R., Pan, G et al. Effects of biochar amendment on soil quality, crop yield and greenhouses gas emission in Chinese rice paddy: A field study of 2 consecutive rice growing cycles. *Fields Crops Research*, 2012, 127, 153-160.

Zhang, S., Mohammad, A., Dong, L et al. An advanced biomass gasification technology with integrated catalytic hot gas cleaning. Part II: Tar reforming using char as a catalyst or as a catalyst support. *Fuel*, 2013, 112, 646-653.

Zhang, Z., Zhu, Z., Chen, B., Liu, L. Insights into biochar and hydrochar production and applications: A review. *Energy*, 2019, 171, 581-598.

Chapitre III

Han, Y., Boateng, A.A., Qi, P.X., Lima, I.M., Chang, J. Heavy metal and phenol adsorptive properties of biochars from pyrolyzed switchgrass and woody biomass in correlation with surface properties. *J. Environ. Manag*, 2013, 118, 196-204.

Harvey, O.R., Herbert, B.E., Rhue, R.D., Kuo, L.J. Metal interactions at the biochar-water interface: energetics and structure-sorption relationships elucidated by flow adsorption microcalorimetry. *Environ. Sci. Technol*, 2011, 45, 5550-5556.

Hashim A, Alhashimi., Can B Aktas. Life cycle environmental and economic performance of biochar compared with activated carbon: A meta analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 2017, 118, 13-26.

Inyang, M., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Zimmerman, A.R., Pullammanappallil, P., Cao, X. Enhanced lead sorption by biochar derived from anaerobically digested sugarcane bagasse, 2011, 46, 1950-1956.

Issabayeva, G., Aroua, M.K., Sulaiman, N.M.N. Removal of lead from aqueous solutions on palm shell activated carbon. *Bioresource Technology*, 2006, 97, 2350-2355.

Jiang, T.Y., Jiang, J., Xu, R.K., Li, Z. Adsorption of Pb(II) on variable charge soils amended with rice-straw derived biochar. *Chemosphere*, 2012, 89, 249-256.

Karim, A.A., Kumar, M., Mohapatra, S., Panda, C.R., Singh, A. Banana peduncle biochar: characteristics and adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution, 2015, 7, 1-10.

Koby, M., Demirbas, E., Senturk, E., Ince, M. Adsorption of heavy metal ions from aqueous solution by activated carbon prepared from apricot stone. *Bioresource Technology*, 2005, 96, 1518-1521.

Liu, Z., Zhang, F.S. Removal of lead from water using biochars prepared from hydrothermal liquefaction of biomass. *J. Hazardous Material*, 2009, 167, 933-939.

Mohan, D., Pittman Jr, C.U., Bricka, M., Smith, F et al. Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production. *J. Colloid Interface Sci*, 2007, 310, 57-73.

Mohan, D., Rajput, S., Singh, V.K., Steele, P.H., Pittman, C.U. Modeling and evaluation of chromium remediation from water using low cost bio-char, a green adsorbent. *J. Hazardous Material*, 2011, 188, 319-333.

Regmi, P., Garcia Moscoso, J.L., Kumar, S., Cao, X., Mao, J., Schafran, G. Removal of copper and cadmium from aqueous solution using switchgrass biochar produced via hydrothermal carbonization process. *J. Environ. Manag*, 2012, 109, 61-69.

Tong, X.J., Li, J.Y., Yuan, J.H., Xu, R.K. Adsorption of Cu (II) by biochars generated from three crop straws, 2011, 172, 828-834.

Chapitre IV

Charbon actif

Abdullah, S. R. S., Farahani, M., Hosseini, S et al. Adsorption based cationic dyes using the carbon active sugarcane bagasse, *Procedia Environmental Sciences*, 2011, 10, 203-208.

Ahmad, M. A., Rahman, N. K. Equilibrium, Kinetic and thermodynamic of Ramazol Brilliant Orange 3R dye adsorption on coffee husk-based activated carbon, *Chemical Engineering*, 2011, 170, 154-161.

Assadulah, M., Asaduzzaman, M., Kabir, M. S et al. Chemical and structural evaluation of activated carbon prepared from jute sticks for Brilliant Green dye removal from aqueous solution. *Hazardous Materials*, 2010, 174, 437- 443.

Baroutian, S., Aroua, M.K., Raman, A.A.A. Sulaiman, N.M.N. A packed bed membrane reactor for production of biodiesel using activated carbon supported catalyst. *Bioresource Technology*, 2011, 102, 1095-1102.

Baroutian, S., Aroua, M.K., Raman, A.A.A. Sulaiman, N.M.N. Potassium hydroxide catalyst supported on palm shell activated carbon for transesterification of palm oil, *Fuel Process Technol*, 2010, 91, 1378-1385.

Cheng, L., Guo, P., Wang, R et al. Electrocapacitive properties of supercapacitors based on hierarchical porous carbons from chestnut shell, 2014, 446, 127-133.

Dawood, S., Sen, T.K. Removal of anionic dye Congo red from aqueous solution by raw pine and acid-treated pine cone powder as adsorbent: Equilibrium, thermodynamic, kinetic, mechanism and process design, *Water Research*, 2012, 46, 1933-1946.

Dhawane, S.H., Kumar, T., Halder, G. Central composite design approach towards optimization of flamboyant pods derived steam activated carbon for its use as heterogeneous catalyst in transesterification of Hevea brasiliensis oil. *Energy Convers Manag*, 2015, 100, 277-287.

Djilani, C., Zaghdoudi, R., Modarressi, A., Rogalski, M., Djazi, F. Elimination of organic micropollutants by adsorption on activated carbon prepared from agricultural waste. *J. Chem Engin*, 2012, 203-212. (No)

El Nemer, A., Azza, K., El-Sikaily, A., Ola, A. Removal of Direct N bleu-106 from artificial textile dye effluent using activated carbon from orange peel: Adsorption isotherm and kinetic studies, *Hazardous Materials*, 2009, 165, 100-110.

Farma, R., Deraman, M., Awitdrus, A et al. Preparation of highly porous binderless activated carbon electrodes from fibers of oil palm empty fruit bunches for application in supercapacitors. *Bioresource Technology*, 2013, 132, 254-261.

Fadhil, a.B., Saeed, L.L. Sulfonated tea waste: a low-cost adsorbent for purification of biodiesel. *Int. J. Green Energy*, 2016, 13, 110-118.

Gasperd, S., Altenor, S., Carene, B et al. Adsorption studies of methylene blue and phenol onto roots activated carbon prepared by chemical activation, *Hazardous Materials*, 2009, 165, 1029-1039.

He, X., Ling, P, Qiu, J et al. Efficient preparation of biomass-based mesoporous carbons for supercapacitors with both high energy density and high power density. *J Power Sources*, 2013, 240, 109-113.

Konwar, L.J., Boro, J., Deka, D. Review on latest developments in biodiesel production using carbon-based catalysts. *Renew. Sustain. Energy Rev*, 2014, 29, 546-564.

Li, X., Xing, W., Zhuo, S et al. Preparation of capacitor's electrode from sunflower seed shell. *Bioresource Technology*, 2011, 240, 109-113.

Liew, R.K., Chong, M.Y., Osazuwa, O.Y et al. Production of activated carbon as catalyst support by microwave pyrolysis of palm kernel shell: a comparative study of chemical versus physical activation, 2018, 44, 3849-3865.

Lu, CY., Wey, MY., Chuang, KH. Catalytic treating of gas pollutants over cobalt catalyst supported on porous carbons derived from rice husk and carbon nanotube. *Applied Catalysis B: Environmental*, 2009, 90, 652-661.

Martinez, M.L., Myriam, M.T., Guzman, C.A., Maestri, D.M. Preparation and characteristics of activated carbon from olive stones and walnut shells. *Industrial crops and products*, 2006, 23, 23-28.

Nasuha, N., Hameed, B.H. Adsorption of methylene blue from aqueous solution onto NaOH-modified rejected tea, *Chemical Engineering*, 2011, 102, 1118-1123.

Peng, C., Yan, X., Wang, R et al. Promising activated carbons derived from waste tea-leaves and their application in high performance supercapacitor electrodes. *Electrochem Acta*, 2013, 87, 401-408.

Rufford, TE., Hulicova-Jurcakova, D., Zhu, Z., Lu, GQ. Nanoporous carbon electrode from waste coffee beans for high performance supercapacitors, 2008, 10, 1594-1597.

Si, WJ., Wu XZ, Xing, W., Zhuo, J., Zhuo, SP. Bagasse-based nanoporous carbons for supercapacitor application, 2011, 26, 107-112.

Teseng, H.H., Wey, M.Y., Fu, C.H. Carbon materials as catalyst supports for SO₂ oxidation: catalytic activity of CuO- AC. *Carbon*, 2003, 41, 139-149.

Valente Nabais, JM., Teixeira, JG., Almeida, I. Development of easy made low cost bindless monolithic electrodes from biomass with controlled properties to be used as electrochemical capacitors. *Bioresource Technology*, 2011, 102, 2781-2787.

Wan, Z., Hameed, B.H. Transesterification of palm oil to methyl ester on activated carbon supported calcium oxide catalyst. *Bioresource Technology*, 2011, 102, 2659-2664.

Wu, X., Xing, W., Florek, J et al. On the origin of the high capacitance of carbon derived from seaweed with an apparently low surface area. *J Mater Chem A*, 2014, 2, 18998-19004.

Xu, B., Chen, Y., Wei, G., Cao, G., Zhang, H., Yang, A. Activated carbon with high capacitance prepared by NaOH activation for supercapacitors. *Mater Chem Phys*, 2010, 124, 504-509.

Yu, L., Luo, Y-M. The adsorption mechanism of anionic and cationic dyes by Jerusalem artichoke stalk-based mesoporous activated carbon, 2014, 2, 220-229.

Zhang, J., Gong, L., Sun, K., Jiang, J., Zhang, X. Preparation of activated carbon from waste *Camellia oleifera* shell for supercapacitor application, 2012, 16, 2179-2186.

Biocharbon

Augustenborg, C.A., Hepp, S., Kammann et al. Biochar and earthworms effects on soil nitrous oxide and Carbon dioxide emissions, 2012, 41, 1203-1209.

Awasthi, M.K., Wang, Q., Ren, X and al. Role of biochar amendment in mitigation of nitrogen loss and greenhouse gas emission during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 2016, 219, 270-280 (**Awasthi et al, 2016**).

Creamer, A.E., Gao, B., Zhang, M. Carbon dioxide capture using biochar produced from sugarcane bagasse and hickory wood. *Chemical Engineering Journal*, 2014, 249, 174-179.

Dias, B.O., Silva, C.A, Higashikawa, F.S, Roig, A., Sanchezmonedero, M.A. Use of biochar as bulking agent for the composting of poultry manure: effect on organic matter degradation and humification. *Bioresource Technology*, 2010, 101, 1239- 1246.

Dong, T., Gao, D.F., Miao, C and al. Two-step microalgal biodiesel production using acidic catalyst generated from pyrolysis-derived biochar. *Energy Convers Manag*, 2015, 105, 1389-1396.

Fang, G., Liu, C., Gao, J., Dionysiou, D.D., Zhou, D. Manipulation of persistent free radicals in biochar to activate persulfate for contaminant degradation. *Environ Sci Technol*, 2015, 49, 5645-5653.

Guo, Z., Zhang, J., Jiang, F et al. Microporous carbon nanosheets derived from corncobs for lithium- sulfur batteries. *Electrochim Acta*, 2015, 176, 853-860.

Jiang, T.Y., Zhang, L., Wang, X and al. Macroporous woody biochar with ultra-high carbon content as supercapacitor electrodes. *Electrochim Acta*, 2013, 481-489.

Jindo, K., Suto, K., Matsumoto, K et al. Chemical and biochemical characterization of biochar-blended composts prepared from poultry manure. *Bioresource Technology*, 2012, 110, 396-404.

Kim, W.K., Shim, T., Kim, Y.S et al. Characterization of cadmium removal from aqueous solution by biochar produced from a giant Miscanthus at different pyrolytic temperatures. *Bioresource Technology*, 2013, 138, 266-270.

Li, M., Zhang, H., Xiao, T et al. Low cost biochar derived from corncob as oxygen reduction catalyst in air cathode microbial fuel cells. *Electrochim Acta*, 2018, 283, 780-788.

Liu, N., Zhou, J., Han, L., Ma, S., Sun, X., Huang, G. Role and multi-scale characterization of bamboo biochar during poultry manure aerobic composting. *Bioresource Technology*, 2017, 241, 190-199.

Mahtab, A., Sang, S.L., Anushka, U.R and al. Trichloroethylene adsorption by pine needle biochars produced at various pyrolysis temperatures. *Bioresource Technology*, 2013, 143, 615-622.

Mardhiah, HH., Ong, HC., Masjuki, HH, Lim, S., Pang, YL. Investigation of carbon-based solid acid catalyst from *Jatropha curcas* biomass in biodiesel production. *Energy Convers Manag*, 2017, 144, 7-10.

Moon, D.H., Hwang, I., Chang, Y.Y and al. Quality improvement of acidic soils by biochar derived from renewable materials. *Environ Sci Pollut Control Ser*, 2017, 24, 4194-4199.

Moussavi, G., Khosravi, R. Preparation and characterization of a biochar from pistachio hull biomass and its catalytic potential for ozonation of water recalcitrant contaminants. *Bioresource Technology*, 2012, 119, 66-71.

Samsuri, AW., Sadegh-Zadeh, F., She-Bardan, BJ. Characterization of biochars produced from oil palm and rice husks and their adsorption capacities for heavy metals. *Int J Environ Sci Technol*, 2014, 11, 967-976.

Spokas, K.A., Koskinzn, WC., Baker, J.M., Reicosky, D.C. Impact of woodchip biochar additions on greenhouse gas production and sorption/degradation of two herbicides in a Minnesota soil. *Chemosphere*, 2009, 77, 574, 581.

Sun, K., Keiluweit, M., Kleber, M et al. Sorption of fluorinated herbicides to plant biomass-derived biochars as a function of molecular structure. *Bioresource Technology*, 2011, 102, 9897-9903.

Tan, C., Zeyu, Z., Rong, H et al. Adsorption of cadmium by biochar derived from municipal sewage sludge: impact factors and adsorption mechanism. *Chemosphere*, 2015, 134, 286-293.

Wan, C., Jiao, Y., Li, J. Core-shell composite of woo-derived biochar supported MnO₂ nanosheets for supercapacitor applications, 2016, 69, 64811-70000.

Wang, J., Lia, Z., ifthikar, J and al. Treatment of refractory contaminants by sludge-derived biochar/persulfate system via both adsorption and advanced oxidation process. *Chemosphere*, 2017c, 185, 754-763.

Wang, Y.S., Li, D.B., Zhang, B.F., Tong, Z.H., Yu, H.Q. Algal biomass derived biochar anode for efficient extracellular electron uptake from *Shewanella oneidensis* MR-1 front. *Environ Sci Eng*, 2018b, 12, 11.

Wang, Y., Yin, R., Liu, R. Characterization of biochar from pyrolysis and its effect on chemical properties of the tea garden soil. *J Anal Appl Pyrol*, 2014, 110, 375-381.

Wang, Y., Zhang, Y., Pei, L et al. Converting Ni-loaded biochars into supercapacitors : implication on the reuse of exhausted carbonaceous sorbents. *Sci Rep*, 2017, 7, 41523.

Xu, R.K., Xiao, S.C., Yuan, J.H, Zhao, A.Z. Adsorption of methyl violet from aqueous solutions by the biochars derived from crop residues. *Bioresource Technology*, 2011, 102, 10293-10298.

Xu, X., Cao, X., Zhao, L. Comparison of rice husk and dairy manure-derived biochars for simultaneously removing heavy metals from aqueous solutions: role of mineral components in biochars. *Chemosphere*, 2013, 92, 955-961.

Yanai, Y, Toyota, K., Okazaki, M. Effects of charcoal addition on N₂O emissions from soil resulting from rewetting air-dried soil in short-term laboratory experiments. *Soil Sci and Plant Nutr*, 2007, 53, 181-188.

Yoo, G., Kang, H. Effects of biochar addition on greenhouse gas emissions and microbial responses in a short-term laboratory experiment. *J Environ Qual*, 2012, 41, 1193-1202.

Zeng, Z.W., Tan, X.F, Liu, Y.G et al. Comprehensive adsorption studies of doxycycline and ciprofloxacin antibiotics by biochars prepared at different temperatures. *Frontiers in Chemistry*, 2018, 6, 1-11.