



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

**POTENTIEL DE VALORISATION DES DÉCHETS DE PANNEAUX EN
BOIS RECONSTITUÉ PAR TRANSFORMATION THERMOCHIMIQUE**

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN INGÉNIERIE

PAR

HAMDI HACHICHA

Avril 2023

REMERCIEMENTS

La présente étude a été réalisée au laboratoire de biomasse, bioénergie et bioproduits du Centre Technologique des Résidus Industriels (CTRI) sous la direction de Mme Flavia Braghioli et la codirection de M. Hassine Bouafif, M. Ahmed Koubaa ainsi que M. Mohamed Khlif.

Je tiens tout d'abord à remercier ma directrice, madame Flavia Braghioli, pour ses conseils prodigieux, sa disponibilité ainsi que son soutien le long du parcours de cette maîtrise.

Je tiens également à remercier fortement monsieur Hassine Bouafif de m'avoir accepté au sein de son laboratoire et les moyens techniques offerts pour le bon déroulement de tous les travaux de maîtrise.

Je remercie sincèrement mon codirecteur, monsieur Ahmed Koubaa, de m'avoir accepté au sein de son équipe de recherche ainsi que pour sa confiance, sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils.

Mes remerciements s'adressent aussi à monsieur Mohamed Khlif pour ses encouragements et son aide.

J'exprime également ma gratitude à Mamadou Dia et à toute l'équipe du Centre Technologique des Résidus Industriels (CTRI) pour m'avoir fourni les moyens techniques pour accomplir ce projet de recherche.

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES	iii
LISTE DES FIGURES	vii
LISTE DES TABLEAUX	x
LISTE DES ABRÉVIATIONS	xii
RÉSUMÉ	xiv
ABSTRACT	xv
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE I	
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	4
1.1 Les panneaux à base de bois	4
1.2 Classification et composition des panneaux à base de bois.....	6
1.3 Les colles aminoplastes	8
1.3.1 Constituants principaux des résines aminoplastes	8
1.3.2 Propriétés et synthèses des résines aminoplastes	10
1.4 Les déchets de panneaux de bois.....	12
1.5 Gestion des déchets de panneaux de bois	14
1.5.1 Enfouissement	14
1.5.2 Incinération	15

1.5.3	Le recyclage et la reconstitution	17
1.6	Transformation thermochimique des déchets de panneaux : La pyrolyse....	22
1.6.1	Type de pyrolyse.....	22
1.6.2	Caractéristiques de pyrolyse des panneaux et de leurs composants	24
1.6.3	Influence des adhésifs sur les propriétés du biochar.....	27
1.6.4	Influence des adhésifs sur l'émission des gaz.....	29
1.7	Activation des panneaux de bois.....	30
1.7.1	Méthode d'activation.....	30
1.7.2	Potentiel du charbon activé riche en azote.....	31
CHAPITRE II		
MATÉRIELS ET MÉTHODES.....		
2.1	Objectifs et hypothèses.....	33
2.2	Aspect original et innovateur du projet	34
2.3	Matériels.....	35
2.3.1	Matières premières	35
2.3.2	Préparation des échantillons.....	36
2.4	Procédés de traitement des panneaux de particules	37
2.4.1	Procédé de pyrolyse : la technologie CarbonFX.....	37
2.4.2	Procédé d'activation physique du biochar	38
2.5	Méthode de caractérisation de la biomasse, du biochar et des biochars activés	39
2.5.1	Analyse élémentaire	39
2.5.2	Analyse thermogravimétrique.....	41

2.5.3	Analyse des métaux par spectrométrie d'émission atomique à plasma micro-onde (MP-AES).....	42
2.5.4	Analyse de lixiviation de métaux lourds.....	43
2.5.5	Analyse de surface par spectroscopie photoélectronique à rayons X ...	44
2.5.6	Mesure de la surface spécifique et distribution des pores.....	46
2.6	Méthode de caractérisation des gaz par analyse thermogravimétrique (ATG) couplée à la chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (GC/MS)	48
2.7	Capacité du biochar et des biochars activés à adsorber le SO ₂	50
2.8	Analyse statistique.....	52
CHAPITRE III		
RÉSULTATS ET DISCUSSIONS		54
3.1	Caractérisation des panneaux de particules	54
3.1.1	Analyse thermogravimétrique.....	54
3.1.2	Composition élémentaire (CHNS).....	55
3.1.3	Analyse des métaux.....	58
3.1.4	Analyse de lixiviation de métaux lourds.....	60
3.2	Caractérisation du biochar et des biochars activés.....	61
3.2.1	Composition élémentaire (CHNS).....	61
3.2.2	Taux d'élimination d'azote	65
3.2.3	Surface spécifique et distribution de pores	67
3.2.4	Analyse des métaux.....	71
3.2.5	Analyse de lixiviation de métaux lourds.....	75

3.2.6	Analyse de la chimie de surface par spectroscopie photoélectronique à rayons X.....	79
3.3	Analyse des gaz émis lors de la pyrolyse des panneaux de particules par ATG-GC/MS.....	84
3.4	Analyse des gaz émis lors de la l'activation des panneaux de particules par GC/MS.....	88
3.5	Étude du potentiel de biochar et biochars activés dans l'adsorption du dioxyde de soufre (SO ₂)	90
	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS.....	94
	RÉFÉRENCES.....	98

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Principaux types de panneaux de bois; A: Panneau de particules; B: Panneau de fibres à moyenne densité; C: Panneau contreplaqué et D: Panneau à lamelles orientées (Kloeser et al., 2007)	5
Figure 1.2 Classification des panneaux à base de bois (Suchsland et Woodson, 1987).....	7
Figure 1.3 Structure chimique de l'urée, de la mélamine et du formaldéhyde (Duval, 2006).....	9
Figure 1.4 Liste des différents types de résines aminoplastes.....	10
Figure 1.5 Courbes d'analyse thermogravimétrique (ATG) et leurs dérivés (DTG) d'hémicellulose, de cellulose et de lignine	25
Figure 1.6 Courbes ATG (à gauche) et DTG (à droite) de résines MF et UF (Hirata et al., 1991).....	26
Figure 1.7 Courbes ATG (à gauche) et DTG (à droite) de bois, UF, PB et MDF (Feng et al., 2012)	27
Figure 2.1 Les différentes matières premières : (a) Panneaux de particules mélaminés, (b) Panneaux de particules sans revêtement, (c) Revêtement en mélamine et (d) Bois de sapin.....	36
Figure 2.2 Photos de matières premières broyées: (a) Panneaux de particules mélaminés, (b) Panneaux de particules sans revêtement (c) Revêtement en mélamine et (d) Bois de sapin.....	37
Figure 2.3 Unité pilote de pyrolyse rapide: CarbonFX développé par Airex Energy	38
Figure 2.4 Four prototype d'activation	39

Figure 2.5	Analyseur élémentaire CHNS	40
Figure 2.6	Appareil d'analyse thermogravimétrique (ATG)	41
Figure 2.7	Analyseur de métaux lourds	43
Figure 2.8	Appareil de spectroscopie photoélectronique à rayons X	45
Figure 2.9	Appareil de mesure de la surface spécifique	47
Figure 2.10	Appareil d'analyse thermogravimétrique (ATG) couplée à la chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (GC/MS)	49
Figure 2.11	Courant ionique total (TIC) du gaz émis lors de l'activation à 950 °C a) avant la soustraction du pic de CO ₂ et de l'azote et b) après la soustraction du pic de CO ₂ et de l'azote	50
Figure 2.12	Schéma du dispositif d'adsorption de SO ₂	52
Figure 3.1	Courbes de dégradation massique TG (a) et dérivés de la courbe TG (DTG) (b) des échantillons de bois de sapin (vert) et de panneaux de particules (bleu)	57
Figure 3.2	Isothermes d'adsorption/désorption de N ₂ à -196 °C des biochars activés	68
Figure 3.3	Effets de la température d'activation sur la surface spécifique, le volume total, le volume des micropores et le volume des mésopores des biochars activés	71
Figure 3.4	Spectres obtenus par spectroscopie photoélectronique à rayons X (XPS) de : a) Panneaux de particules; b) Panneaux pyrolysés à 450 °C; et ensuite activés à c) 750°C; d) 850 °C et e) 950 °C	82
Figure 3.5	Spectre N1s déconvolués de spectroscopie photoélectronique à rayons X (XPS) de : a) Panneaux de particules; b) Panneaux pyrolysés à 450 °C; et ensuite activés à c) 750°C; d) 850 °C et e) 950 °C	83
Figure 3.6	Courbe thermogravimétrique (TG) et courant ionique total (TIC) pour les échantillons de panneaux de particules a) en fonction du temps b) en fonction de la température	86

Figure 3.7 Courbes d'efficacité d'élimination de SO ₂ en fonction du temps d'adsorption pour le biochar, les biochars activés dérivés de panneaux de particules et le biochar activé commercial (Darco G-60).....	93
---	----

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 Propriétés de la résine urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde.....	12
Tableau 1.2 Valeurs limites des émissions des gaz émis lors de la combustion des résidus de bois à base de formaldéhyde (MDDELCC, 2018).....	16
Tableau 1.3 Caractéristiques de différents procédés de pyrolyse (Braghiroli et al., 2020; Liu et al., 2014; Pandey et al., 2020; Uddin et al., 2018)	24
Tableau 3.1 Analyse élémentaire des échantillons à l'état brut	56
Tableau 3.2 Concentration des métaux dans le revêtement en mélamine et dans les panneaux de particules	59
Tableau 3.3 Concentration des métaux lixiviés des panneaux de particules par la méthode TCLP	61
Tableau 3.4 Analyses élémentaires des échantillons à l'état brut et pyrolysés.....	62
Tableau 3.5 Analyses élémentaires des biochars activés	64
Tableau 3.6 Analyse de la variance de l'effet de la température d'activation sur la composition élémentaire des biochars activés	65
Tableau 3.7 Pourcentage d'azote éliminé des deux composants de panneaux de particules	66
Tableau 3.8 Caractéristiques de porosité des biochars activés dérivés des panneaux de particules pyrolysés à 450 °C et activés à 750, 850 et 950 °C.....	69
Tableau 3.9 Analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur les propriétés texturales des biochars activés	70
Tableau 3.10 Concentration des métaux dans le biochar et les biochars activés	73

Tableau 3.11 Analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur la concentration des métaux.....	74
Tableau 3.12 Concentration des métaux lixiviés du biochar et des biochars activés dérivés de panneaux de particules par la méthode TCLP.....	77
Tableau 3.13 Analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur la concentration des métaux lixiviés.....	78
Tableau 3.14 Composition élémentaire déterminée par analyse XPS des surfaces de panneaux de particules à l'état brut, pyrolysés et activés.....	81
Tableau 3.15 Distribution des espèces azotées obtenue à partir de la déconvolution des pics N 1s.....	81
Tableau 3.16 Liste des composés organiques volatils émis lors de la pyrolyse de panneaux de particules.....	87
Tableau 3.17 Liste des composés organiques volatils émis lors de l'activation du biochar dérivé de panneaux de particules avant et après condensation des gaz à 750, 850 et 950 °C.....	89
Tableau 3.18 Capacité d'adsorption de SO ₂ des différents biochars.....	93

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ANOVA : Analyses de variance

ATG : Analyse thermogravimétrique

BET : Brunauer-Emmett-Teller

CIRC : Centre international de recherche sur le cancer

COVs : Composés organiques volatils

PC : Panneau contreplaqué

CRD : Construction, rénovation et démolition

CTRI : Centre technologique des résidus industriels

DTG : Dérivés de la courbe thermogravimétrique

EPA : Agence de protection de l'environnement

FTIR : Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier

GC/MS : Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse

HAPs : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HDF : High density fibreboard

IUPAC : Classification de l'union internationale de la chimie appliquée

MDDEP : Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs

MDF : Medium density fiberboard

MDI : Methylene bisphenyl isocyanate

MF : Résine mélamine-formaldéhyde

MP-AES : Spectrométrie d'émission atomique à plasma micro-onde

MS : Spectrométrie de masse

MUF : Résine mélamine-urée-formaldéhyde

OSB : Oriented strand board

PF : Phénol-formaldéhyde

PMDI : Diisocyanates de méthylènediphényle

PP: Panneau de particules

PVC : Polyvinyl chloride

TCLP : Toxicity characteristic leaching procedure

TG : Courbe thermogravimétrique

TIC : Courant ionique total

UF : Résine urée-formaldéhyde

USEPA : Agence de protection de l'environnement des États-Unis

XPS : Spectroscopie photoélectronique à rayons X

RÉSUMÉ

Au début des années cinquante avec l'avènement des adhésifs et des résines synthétiques, les panneaux en bois reconstitué, tels que les panneaux de particules, les panneaux de fibres et les contreplaqués, sont devenus les produits de remplacement par excellence du bois d'œuvre. Ils sont utilisés dans la fabrication de meubles, la construction, la décoration, l'emballage, etc. Par conséquent, chaque année, des quantités énormes de déchets de panneaux à base de bois sont abandonnées à la suite des procédés de transformations (sciures, poussières et retailles de panneaux) ou parce qu'ils sont en fin de vie. Les particules et fibres de bois dans les déchets de panneaux en bois reconstitués sont associées à des résines thermodurcissables riches en azote, ce qui rend le recyclage compliqué, limité et difficile. Ces déchets constituent une véritable menace pour la santé humaine et l'environnement en contaminant le sol, l'air et l'eau. Ainsi, une solution durable est de plus en plus nécessaire pour éviter les problèmes environnementaux et les coûts d'enfouissement et d'incinération. L'objectif de ce projet consiste à transformer les déchets de panneaux de bois reconstitué en une ressource matérielle rentable au moyen d'un procédé en deux étapes. La première étape vise à éliminer l'azote présent dans les déchets en produisant du biochar par une pyrolyse rapide à 450 °C avec la technologie CarbonFX (Airex Energy). La deuxième étape consiste à valoriser le biochar obtenu par une activation physique à trois températures : 750, 850 et 950 °C. La première étape a permis d'éliminer environ 66 % de l'azote présent dans les panneaux et de produire un biochar plus propre que les déchets d'origine. L'azote éliminé s'est dévolatilisé principalement en gaz, notamment en oxyde nitrique (NO), en ammoniac (NH₃) et en triméthylamine (C₃H₉N). Ces composés gazeux azotés ont été détectés en faibles quantités par rapport au CO₂ émis. Cependant, l'acide isocyanique (HNCO) et le cyanure d'hydrogène (HCN) n'ont pas été détectés comparativement aux études précédentes. La deuxième étape a produit du biochar activé avec une surface spécifique élevée atteignant jusqu'à 865 m²/g pour la température d'activation de 950 °C. Les gaz volatils générés pendant l'activation sont principalement des hydrocarbures aromatiques, en particulier le toluène (C₇H₈) et le benzène (C₆H₆). Ce procédé en deux étapes a permis d'obtenir du biochar activé riche en azote qui est un excellent matériau pour un grand nombre d'applications industrielles. Dans cette étude, les biochars activés ont été évalués pour leur performance de rétention du dioxyde de soufre (SO₂) et ont montré une excellente capacité d'adsorption, jusqu'à 2138 mg/g pour le biochar activé à une température de 950 °C. Ces excellents résultats sont dus à l'azote présent dans le biochar activé qui se

trouve principalement sous la forme d'azote pyrrolique (N-5) et pyridinique (N-6). En effet, la présence d'azote conduit à une amélioration des propriétés physico-chimiques et électrochimiques des matériaux en carbone.

Mots clés : Déchets de bois, panneaux à base de bois, pyrolyse, activation, biochar activé, adsorption de SO₂.

ABSTRACT

In the early 1950s, with the advent of adhesives and synthetic resins, reconstituted wood panels such as particleboard, fiberboard, and plywood, emerged as the preferred alternative for engineered wood. They are used in furniture manufacturing, construction, decoration, packaging, etc. As a result, huge quantities of wood-based panel waste are abandoned every year because of transformation processes (sawdust, dust, and panel scraps) or because they are at the end of their life. In wood-based panel waste, wood particles and fibers are combined with nitrogen-rich thermosetting resins, making recycling complicated, limited, and difficult. These wood panel wastes constitute a real threat to human health and the environment by contaminating the soil, air, and water. Thus, a sustainable solution is increasingly needed to avoid environmental problems and the costs of landfills and incineration. This project aims to transform waste-reconstituted wood into a high value-added material through a two-step process. The first step aims to remove the nitrogen present in the waste by producing biochar using fast pyrolysis at 450 °C with the CarbonFX technology (Airex Energy). The second step consists in upgrading the obtained biochar using physical activation at three temperatures: 750, 850, and 950 °C. The first stage removed about 66 % of the nitrogen in the panel and produced cleaner biochar than the original waste. The removed nitrogen devolves mainly into gases, including nitric oxide (NO), ammonia (NH₃), and trimethylamine (C₃H₉N). These gaseous nitrogen compounds were detected in small amounts compared to the emitted CO₂. However, isocyanic acid (HNCO) and hydrogen cyanide (HCN) were not detected compared to previous studies. The second step produced activated biochar with a high specific surface area, up to 865 m²/g at an activation temperature of 950 °C. The volatile gases generated during activation were dominated by aromatic hydrocarbons, in particular toluene (C₇H₈) and benzene (C₆H₆). In addition, this two-step process yielded nitrogen-rich activated biochar which is an excellent material for a wide range of industrial applications. In this study, the activated biochars were evaluated for their sulfur dioxide (SO₂) retention performance and showed excellent adsorption capacity reaching up to 2138 mg/g for the activated biochar prepared at 950 °C. These excellent results are due to the nitrogen present in the activated biochar which was mainly in the form of pyrrolic nitrogen (N-5) and pyridinic nitrogen (N-6). Indeed, the presence of nitrogen leads to an improvement in the physicochemical and electrochemical properties of carbon materials.

Keywords : Wood waste, wood-based panels, pyrolysis, activation, activated carbons, SO₂ adsorption.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

L'utilisation des panneaux de bois est très répandue dans l'économie nationale moderne, notamment dans les domaines de la construction mécanique, de l'instrumentation et du bâtiment. L'utilisation de ces matériaux présente un certain nombre d'avantages en ce qui concerne la facilité de fabrication et de traitement des produits, ainsi que leur coût (Rasstegaev et al., 2020). Dans ce contexte, chaque année, des quantités énormes de déchets de panneaux en bois reconstitué sont abandonnées à la suite des procédés de transformations (sciures, poussières et retailles de panneaux), ou parce qu'ils sont en fin de vie (rebut de panneaux et de meubles) (Zhan et al., 2019). Les déchets de panneaux en bois reconstitué sont devenus un enjeu environnemental et un danger pour la santé. Une mauvaise gestion de ce type de déchets peut entraîner de graves menaces pour la santé due aux incendies, aux explosions et à la contamination de l'air, du sol et de l'eau (Vanreppelen et al., 2013). En effet, en 2018, ce sont 295 000 tonnes de déchets de bois et à base de bois qui ont été envoyés aux centres de tri, dont 211 000 tonnes ont été éliminées par incinération et seulement 85 000 tonnes ont été recyclées au Québec (Recyc-Québec, 2018). Le recyclage des déchets de panneaux en bois reconstitué est difficile en raison de la présence de produits chimiques nocifs contenus à la fois dans la colle utilisée au cours du processus de fabrication et dans les additifs qui servent à protéger le bois contre l'humidité, la pourriture ou encore à augmenter la résistance au feu (Ihnát et al., 2017). Néanmoins, les déchets de panneaux de bois contiennent d'énormes quantités d'azote provenant des résines urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde associées au bois et qui sont responsables de la production d'espèces azotées lors des transformations thermochimiques (combustion, pyrolyse, gazéification) (Girods et al., 2009b).

Les méthodes conventionnelles de gestion des déchets à base de bois, soit l'incinération et l'enfouissement, sont les plus couramment utilisées jusqu'à présent pour éliminer les déchets. Cependant, ces pratiques sont loin d'être sans conséquences. D'ailleurs, l'incinération n'élimine pas complètement les déchets contaminés et, étant donné que les panneaux de bois utilisés contiennent des adhésifs à base de formaldéhyde, le dégagement de gaz azotés dangereux lors de l'incinération est inévitable. Les gaz dégagés sont très nocifs vu que l'incinération influencera probablement la qualité de l'environnement, endommagera la santé humaine et entraînera une gêne pour les populations environnantes (Kan, 2009; Nazaret, 2013). En revanche, l'élimination des déchets de panneaux dans les sites d'enfouissement est généralement associée à une contamination du sol, des eaux de surface et des eaux souterraines (Demirbas, 2011).

Ainsi, une solution durable est nécessaire pour éviter les problèmes environnementaux, les coûts d'enfouissement et pour transformer ce flux de déchets en une ressource matérielle rentable. La pyrolyse, une méthode de conversion thermo-chimique, est présentée comme une technologie prometteuse pour le traitement des déchets de panneaux à base de bois. En effet, la pyrolyse se déroule en milieu inerte dans un système fermé, ce qui limite la formation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), de composés organiques volatils (COVs) et de gaz tels que le CO₂, les NO_x et le SO₂ dans l'atmosphère comparée à l'incinération. Les produits pyrolytiques comprennent : (i) Le biochar, qui peut être utilisé comme biofertilisant, adsorbant de contaminants et catalyseur; (ii) La biohuile, qui peut être transformée en biocarburant ou utilisée comme additif chimique; et (iii) le syngaz, qui peut potentiellement remplacer les combustibles fossiles et fournir de l'électricité et de la chaleur à haut rendement (Foong et al., 2022). Le biochar peut être modifié ou transformé en biochar activé par un traitement d'activation afin d'améliorer ses propriétés physico-chimiques et donc élargir son domaine d'application (Xiong et al., 2020).

La pyrolyse suivie d'une activation est une méthode prometteuse pour la transformation des déchets de panneaux de bois reconstitué en biochar activé à haute valeur ajoutée

(Vanreppelen et al., 2011). Pour ce faire, un processus en deux étapes de conversion thermochimique est nécessaire. Dans la première étape, une pyrolyse à basse température, qui est une décomposition thermique à température contrôlée en absence totale d'oxygène, vise à éliminer un maximum l'azote initialement présent dans le déchet et à obtenir du biochar. Ce procédé permet de dégrader les résines et revêtements associés à ce type de déchets. Dans la deuxième étape du procédé, le biochar subit une activation à haute température en présence de CO₂ comme agent physique afin de produire des biochars activés ainsi que des gaz combustibles pour différentes applications (combustion, cogénération, biohuile) (Girods et al., 2008a; Girods et al., 2009a).

L'avantage économique de ce procédé en deux étapes est que les déchets utilisés représentent un coût négatif pour une entreprise de traitement des déchets, ce qui signifie que cette dernière n'a pas à payer pour obtenir des ressources telles que les déchets de panneaux de particules (Vanreppelen et al., 2011). De plus, le coût de purification du gaz émis est beaucoup plus faible, car la quantité de gaz polluants libérée par un tel procédé est beaucoup plus faible que celle libérée par la méthode d'élimination la plus utilisée, l'incinération (Girods et al., 2008b). D'ailleurs, cette méthode permet d'obtenir des biochars activés à teneur élevée en azote qui sont caractérisés par une meilleure capacité d'adsorption des gaz polluants et des contaminants dans l'eau.

Dans ce contexte, l'objectif global de cette étude est d'évaluer l'efficacité d'un procédé de conversion thermochimique en deux étapes : d'abord une pyrolyse rapide puis une activation du biochar récupéré lors de la première étape. Le but est de valoriser les déchets de panneaux à base de bois en biochar activé pour les utiliser comme adsorbant de gaz polluant (SO₂).

CHAPITRE I

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1 Les panneaux à base de bois

Les panneaux à base de bois sont des matériaux composites fabriqués à partir de bois broyés, défibrés, fragmentés ou découpés et collés utilisant des adhésifs à une température et pression élevée. Ces composites sont utilisés pour un grand nombre d'applications structurelles et non structurelles dans des gammes de produits pour des applications intérieures et extérieures (Aguilera, 2013).

Les panneaux de bois les plus pertinents sont les panneaux de particules (PP), les panneaux contreplaqués (PC), les panneaux de fibres à moyenne densité (MDF: Medium Density Fiberboard) et à haute densité (HDF : High Density Fibreboard) et les panneaux à lamelles orientées (OSB: Oriented Strand Board) représentés sur la Figure 1.1. Chacun de ces panneaux est utilisé dans un domaine particulier selon le besoin (Kloeser et al., 2007).

Spécifiquement, le panneau de particules est composé de fragments de bois (copeaux ou rognures) liés entre eux avec de la résine et par la pression et la chaleur (Carll, 1986). Or, le panneau de fibres est fabriqué à partir de fibres de bois ou autres fibres végétales liées entre elles par une résine et un pressage à chaud (Youngquist, 1999). En revanche, le panneau à lamelles orientées est obtenu par la transformation d'un tronc d'arbre en lamelles de longueur, de largeur et d'épaisseur uniforme prédéterminées. Ces lamelles sont orientées, et non placées au hasard, en les pressant et en les liant avec des colles (Kline, 2005). Le contreplaqué est fabriqué à partir de feuilles de placage de bois, obtenus par déroulage, empilés les uns sur les autres, et collés ensemble avec la

direction des grains des couches adjacentes perpendiculaires les unes aux autres (Sellers, 1985).

Cependant, les surfaces des panneaux traditionnels à base de bois présentent certains défauts communs, tels qu'une mauvaise texture, une faible résistance à l'abrasion, une faible dureté, ainsi qu'une forte capacité d'absorption d'eau. Ceci les rend difficiles à utiliser directement comme panneaux de bois pour des usages intérieurs et extérieurs (Chiniforush et al., 2019; Unsal et al., 2009). Afin de répondre aux exigences spécifiques pour leur utilisation finale, la plupart des panneaux sont recouverts par des produits de finition, c'est-à-dire placages de bois, papier décor, stratifié, papier imprégné de mélamine, PVC, etc., qui peuvent améliorer les propriétés mécaniques des panneaux et réduire l'absorption d'humidité et d'eau (Liu et Zhu, 2014).

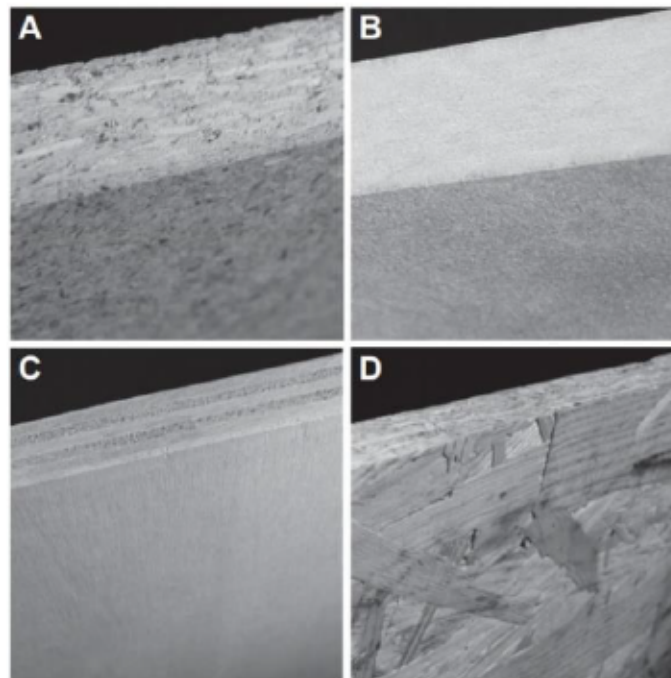


Figure 1.1 Principaux types de panneaux de bois; A: Panneau de particules; B: Panneau de fibres à moyenne densité; C: Panneau contreplaqué et D: Panneau à lamelles orientées (Kloeser et al., 2007)

1.2 Classification et composition des panneaux à base de bois

Une des raisons pour la fabrication de panneaux est l'augmentation du coût des grumes et du bois d'œuvre. En outre, les panneaux peuvent être fabriqués à partir de bois avec des défauts localisés, de bois récupéré de déchets de construction ou de processus de fabrication industrielle, de résidus forestiers et de bois provenant de grumes de petit diamètre. Ils sont également fabriqués pour développer des composites plus résistants que le bois massif (Pizzi et Mittal, 2003; Thoemen, 2010).

Certains types de panneaux sont relativement nouveaux sur le marché, tandis que d'autres ont été développés et introduits avec succès il y a plus de cent ans (Thoemen, 2010). Maloney (1977) classe les panneaux à base de bois selon la taille des éléments constitutifs et le procédé de fabrication (sec ou humide). En outre, il propose la division des panneaux en fonction de leur densité et de leur masse volumique, comme le montre la Figure 1.2.

La qualité du collage, et donc les propriétés et les performances des panneaux, est déterminée par quatre paramètres principaux. Ceux-ci sont le bois, en particulier l'interface entre la surface du bois et le plan de collage, l'adhésif appliqué, les conditions de travail et les paramètres du processus. Un collage de bonne qualité et des propriétés adéquates des panneaux ne peuvent être obtenus que si chacun de ces quatre paramètres contribue autant que nécessaire au collage et au processus de production (Pizzi et Mittal, 2003).

Le bois est l'élément principal composant les panneaux composites à base de bois et représente généralement 94 % ou plus de la masse. Les éléments courants des matériaux composites à base de bois comprennent les placages, les lamelles, les particules et les fibres (Stark et al., 2010). Les essences de bois feuillus et résineux peuvent être utilisées pour la production des panneaux. En effet, le bois utilisé est de qualité médiocre provenant des arbres coupés lors d'éclaircie ou encore des branches

d'arbres coupés lors de l'élagage. D'ailleurs, les déchets de l'industrie du bois et les produits du bois usagés mis au rebut sont également utilisés (Kloeser et al., 2007; Kamke, 2001).

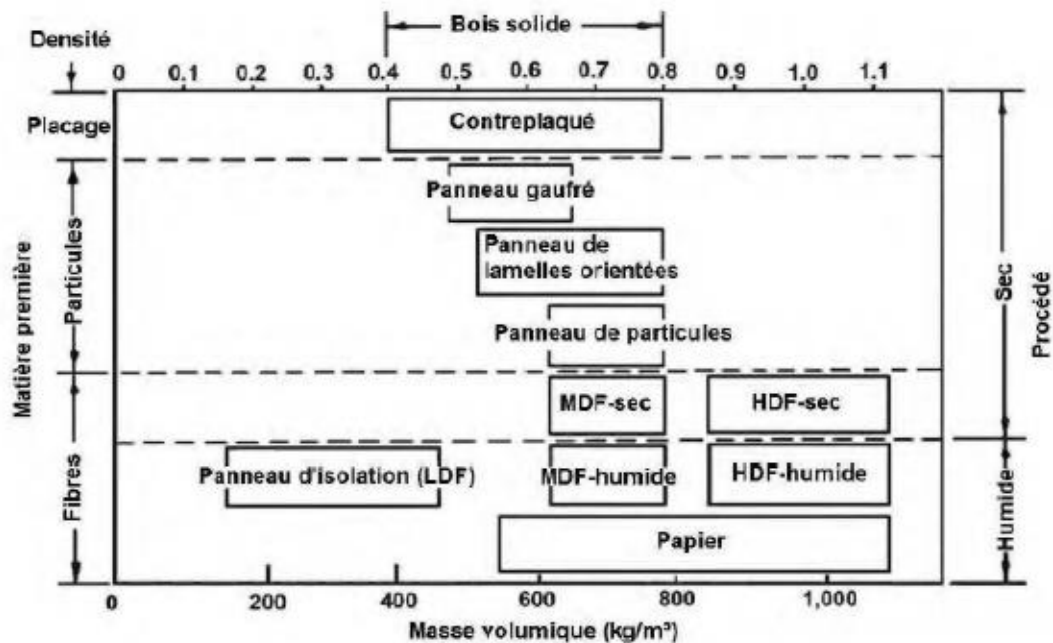


Figure 1.2 Classification des panneaux à base de bois (Suchsland et Woodson, 1987)

Les adhésifs jouent un rôle essentiel dans la production de panneaux de bois. La qualité du collage, et donc les propriétés des panneaux, est principalement déterminée par le type et la qualité des adhésifs (Pizzi et Mittal, 2003). Le collage est assuré par des résines adhésives thermodurcissables, ce qui signifie qu'elles subissent un changement permanent avec l'application de chaleur (Frihart, 2005). En général, quatre types de liants ont été utilisés commercialement jusqu'à présent: urée-formaldéhyde (UF), mélamine-formaldéhyde (MF), phénol-formaldéhyde (PF) et isocyanate (MDI) (Bhuiyan, 2016). Environ 90 % ou plus de la production mondiale des panneaux à base de bois est produite avec les aminoplastes (MF et UF), 5 % avec des phénoplastes et 2 % avec des isocyanates (Wieland, 2007).

L'utilisation de résines urée-formaldéhyde comme adhésif principal par l'industrie des produits forestiers s'explique par certains avantages, notamment le faible coût, la facilité d'utilisation dans une grande variété de conditions de durcissement, les basses températures de durcissement, la résistance aux microorganismes et à l'abrasion, la solubilité dans l'eau, la dureté, les excellentes propriétés thermiques, ainsi que l'absence de couleur (Conner, 1996). Cependant, les principaux inconvénients associés aux adhésifs à base d'urée-formaldéhyde sont leur faible résistance à l'humidité, l'émission des gaz nocifs et la difficulté à gérer les déchets de panneaux de bois reconstitué, car l'urée formaldéhyde est considéré toxique et cancérigène (Kloeser et al., 2007; Pizzi et Mittal, 2003; Zorba et al., 2008).

De nombreux additifs sont utilisés en petites quantités dans la production de panneaux à base de bois. Les plus communs sont les retardateurs d'humidité, les ignifugeants et les agents de préservation (Bhuiyan, 2016). Parmi les additifs les plus notables, on trouve la cire, qui est utilisée pour conférer aux produits une certaine résistance à l'absorption d'humidité (Stark et al., 2010). D'autres additifs, tels que le phosphate d'ammonium et le borate de zinc, sont utilisés comme retardateurs de flamme (Walker, 1993). Le cuivre ammoniacal quaternaire, l'azole de cuivre et des composés de bore sont utilisés comme des agents de préservation qui assurent la durabilité des panneaux (Stark et al., 2010). Un bon nombre de ces additifs sont utilisés à d'autres fins, telles que la réduction des coûts, l'augmentation de l'adhérence de la résine et l'amélioration de la mouillabilité (Frihart, 2005).

1.3 Les colles aminoplastes

1.3.1 Constituants principaux des résines aminoplastes

Les différentes résines aminoplastes constituent la classe d'adhésifs la plus importante dans l'industrie des panneaux de bois (Pizzi et Mittal, 2003). Elles sont des polymères thermodurcissables obtenus en combinant un aldéhyde de type formaldéhyde avec un

composé contenant un groupe amino ($-\text{NH}_2$), dont les principaux utilisés sont l'urée et/ou la mélamine. Il s'agit d'une réaction de polycondensation avec élimination de l'eau qui aboutit à des chaînes tridimensionnelles qui ne peuvent pas être fondues ou thermoformées à nouveau (Updegraff, 1990).

L'urée ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) est un solide cristallin blanc, soluble dans l'eau, dont la fusion se fait à $132,6\text{ }^\circ\text{C}$. L'urée est synthétisée soit à partir d'une réaction à haute pression entre le dioxyde de carbone (CO_2) et l'ammoniac (NH_3), soit par hydratation de la cyanamide (H_2CN_2) (Duval, 2006). La mélamine ($\text{C}_3\text{H}_6\text{N}_6$) est un solide cristallin blanc, dont la fusion se fait à environ $350\text{ }^\circ\text{C}$ et est peu soluble dans l'eau. Elle est produite à l'échelle commerciale en chauffant du dicyandiamide ($\text{C}_2\text{H}_4\text{N}_4$) sous pression avec de l'ammoniac et en faisant réagir de la chaux avec du coke (Dreyfuss, 2011). Le formaldéhyde (HCHO) est un aldéhyde aliphatique préparé par l'oxydation catalytique contrôlée du méthanol (CH_3OH). À température ambiante, le formaldéhyde est un gaz tandis qu'à $-19\text{ }^\circ\text{C}$, il est un liquide bouillant. Dans ce procédé, un mélange de vapeur de méthanol et d'air passe sur un catalyseur d'oxyde de cuivre chauffé entre 300 et $600\text{ }^\circ\text{C}$ pour produire un mélange de formaldéhyde et d'eau (Ibeh, 1998; Dreyfuss, 2011). La Figure 1.3 montre la composition chimique des principales matières premières utilisées dans la production des résines aminoplastes.

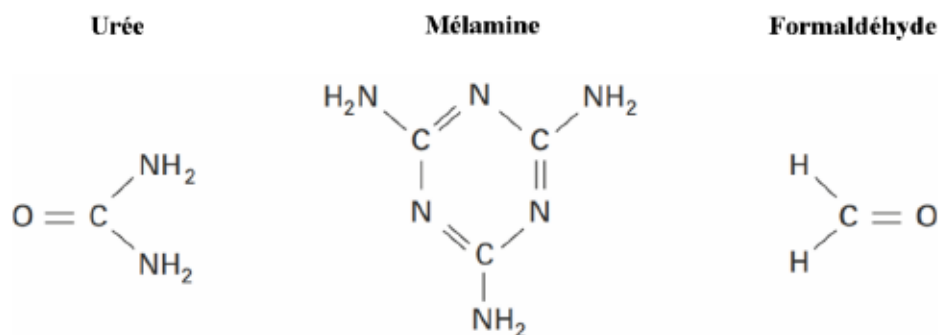


Figure 1.3 Structure chimique de l'urée, de la mélamine et du formaldéhyde (Duval, 2006)

1.3.2 Propriétés et synthèses des résines aminoplastes

Les principaux attraits des résines et plastiques aminés sont :

- Solubilité dans l'eau avant durcissement, permettant une application facile avec de nombreux autres matériaux;
- Incolore, permettant une colorabilité illimitée avec des colorants et pigments;
- Résistance aux solvants à l'état durci;
- Dureté et résistance à l'abrasion exceptionnelle;
- Bonne résistance à la chaleur.

Les limites de ces matériaux comprennent la libération de formaldéhyde pendant et après le durcissement, ainsi qu'une faible résistance aux intempéries extérieures pour les résines aminoplastes qui ne contiennent pas de mélamine (Williams, 2000).

Selon les matières premières utilisées, différents types de résines peuvent être préparés. En effet, les deux résines aminées les plus populaires et les plus fiables sont les résines urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde (Pizzi et Ibeh, 2014; Pizzi et Mittal, 2003). La Figure 1.4 montre les différents types de résines aminoplastes. L'urée-formaldéhyde est la plus importante des résines aminoplastes, représentant environ 80 % de la production mondiale d'aminoplastes (Updegraff, 1990). Cet adhésif est utilisé pour les panneaux à usage intérieur où une résistance élevée à l'humidité n'est pas requise (Mantanis et al., 2018).

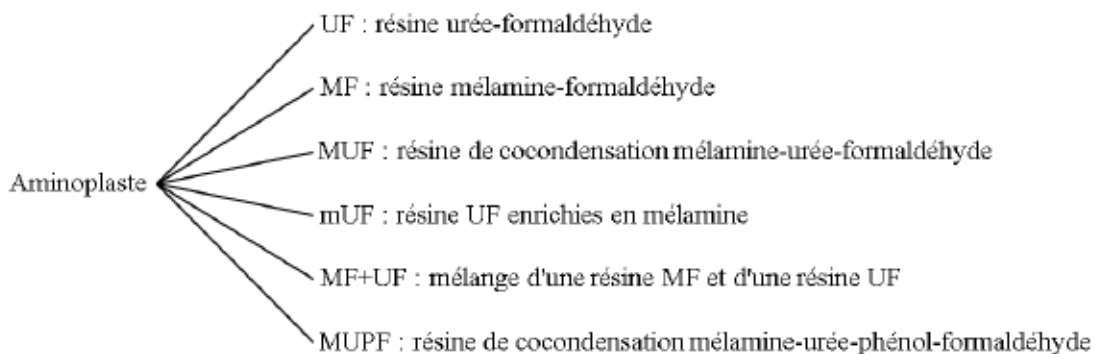


Figure 1.4 Liste des différents types de résines aminoplastes

Les résines urée-formaldéhyde sont formées par la réaction d'urée et du formaldéhyde. Leurs synthèses s'effectuent en deux étapes : la première étape est une condensation alcaline et la deuxième est une condensation acide (Pizzi et Ibeh, 2014). Ceci est accompli en ajoutant des catalyseurs chimiques, appelés durcisseurs. Le plus commun est le sulfate et le moins fréquent est le persulfate d'ammonium ou le chlorure de magnésium. (Kloeser et al., 2007). La résine est expédiée sous forme de solution aqueuse et sa teneur en solides est d'environ 65 %. Ce liquide est opaque, inodore et non inflammable. Avant l'expédition, la résine est déjà polymérisée et relativement réticulée. Par conséquent, sa durée est limitée à quelques jours (Pedieu, 2008).

Les résines mélamine-formaldéhyde sont obtenues par condensation de la mélamine et du formaldéhyde. Elles ont une absorption d'eau plus faible et une meilleure résistance chimique et thermique que les résines d'urée, c'est pourquoi elles sont utilisées pour produire les panneaux de bois extérieurs et semi-extérieurs (contreplaqué, panneaux de particules) et pour le collage de papiers imprégnés de mélamine (Pizzi et Ibeh, 2014).

La limitation des adhésifs mélamine-formaldéhyde est leur prix élevé en raison du coût de la mélamine. Cela a conduit à l'utilisation de résines mélamine-urée-formaldéhyde, dont le prix a été réduit en ajoutant plus d'urée aux résines mélamine-formaldéhyde (Frihart, 2005). Les propriétés des résines urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde sont présentées dans le Tableau 1.1.

Tableau 1.1 Propriétés de la résine urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde

Propriétés	Urée-formaldéhyde	Mélamine-formaldéhyde
Apparence	Blanc clair	Incolore/blanc
Contenu solide	68 %	40–60 %
pH (20 °C)	7,5–9,5	7,5–8,1
Densité (20 °C)	1,29–1,31 g/cm ³	1,29–1,31 g/cm ³
Viscosité	300–500 mPa s	400–600 mPa s
Température de durcissement	104 °C	À partir de 100 °C
Ajout de durcisseur requis	Oui	Non
Durée de stockage	4–6 semaines	1–4 jours
Prix (kg) en 2006	0,40 €	1,30 €

1.4 Les déchets de panneaux de bois

Avec le développement de la décoration des bâtiments et de l'industrie du meuble, la production mondiale des panneaux de bois n'a pas cessé d'augmenter depuis le début du 21^e siècle (Zhang et al., 2016) et elle a atteint 374 millions de m³ en 2020 (Organisation pour l'alimentation et l'agriculture, 2020). Ce type de matériau est reconnu par sa résistance à l'eau, sa stabilité dimensionnelle, sa qualité de surface et ses propriétés mécaniques importantes (Pimapunsri, 2007). De ce fait, il est largement utilisé pour fabriquer divers types de meubles tels que les tables, les coiffeuses, les étagères à chaussures et les placards (Han et al., 2015). Par conséquent, des quantités énormes de déchets de panneaux en bois reconstitué sont abandonnées chaque année suite à des procédés de transformations (sciures, poussières et retailles de panneaux), ou parce qu'ils sont en fin de vie (rebuts de panneaux et de meubles) (Zhan et al., 2019).

D'après l'article L. 541-1-1 du code de l'environnement, la notion de déchet est définie comme « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le

détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » (Légifrance, 2010).

Les résidus de panneaux sont contaminés par le formaldéhyde présent dans les aminoplastes (mélamine-formaldéhyde [MF], mélamine-urée-formaldéhyde [MUF] et urée-formaldéhyde [UF]) qui sont employés comme liants. La présence de formaldéhyde dans ce type de déchets rend le recyclage compliqué, limité et difficile (Vanreppelen et al., 2013; Wan et al., 2014).

Selon le règlement sur les substances dangereuses du gouvernement du Québec, il est possible que les déchets de panneaux à base de bois soient des matières dangereuses résiduelles, car ils contiennent du formaldéhyde. Il est à noter que les résidus de panneaux dans lesquels la concentration de formaldéhyde dépasse 1000 mg/kg (ou 0,1 %) sont considérés comme des matières dangereuses résiduelles et doivent être gérés en conséquence (MDDEP, 2017). Les résidus de panneaux de fibres, notamment le MDF et le HDF, sont les plus susceptibles d'être reconnus comme un matériau dangereux résiduel parmi tous les panneaux, étant donné qu'ils contiennent la plus grande quantité d'adhésif (St-Laurent Samuel et al., 2017).

Les panneaux à base de bois et les revêtements de sol sont les principales sources d'émissions de formaldéhyde, un gaz nocif émit à l'intérieur des bâtiments. Les émissions de formaldéhyde proviennent principalement de deux sources : la libération de monomères qui n'ont pas participé à la réaction pendant la préparation du panneau et la dégradation à long terme de la résine (p.ex., hydrolyse). La teneur en formaldéhyde et la stabilité chimique de la résine influencent les niveaux d'émission (Carvalho et al., 2012). En outre, des facteurs externes tels que la température, l'humidité ou le taux de renouvellement de l'air jouent également un rôle. Le formaldéhyde est un gaz hydrosoluble, incolore, piquant, irritant et très réactif, utilisé principalement pour la production de résines en raison de son coût relativement bas, de sa grande pureté et de la variété de ses réactions chimiques (Gerberich et al., 2000; Liteplo et al., 2002;

Pandey et al., 2000). De plus, il est toxique, nocif pour l'environnement et pour la santé humaine (Zhang et al., 2018). Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a reclassé le formaldéhyde en 2004 d'un "cancérogène humain probable" à un "cancérogène humain connu" (IARC, 2004).

1.5 Gestion des déchets de panneaux de bois

La gestion des déchets est l'un des problèmes environnementaux les plus importants au monde. Les résidus de panneaux sont devenus un enjeu environnemental et un danger pour la santé. Une mauvaise gestion de ce type de déchet peut entraîner de graves menaces pour la santé due aux incendies, aux explosions et à la contamination de l'air, du sol et de l'eau (Vanreppelen et al., 2013). Trois techniques de gestion de déchets sont appliquées aux panneaux en bois reconstitué : l'enfouissement, la production d'énergie, le recyclage et la reconstitution (Zhong et al., 2017).

1.5.1 Enfouissement

L'enfouissement est une méthode d'élimination conventionnelle qui nécessite une grande superficie de terrain pour déposer les déchets solides municipaux (Zhou, 2014). En 2018, il y avait 79 sites d'élimination en service au Québec (Recyc-Québec, 2018). La décharge de matières organiques entraîne des émissions de gaz CO₂ et CH₄. Le potentiel de gaz à effet de serre du CH₄ est 21 fois supérieur à celui du CO₂ (Lykidis et Grigoriou, 2008). L'élimination des déchets solides dans les sites d'enfouissement est généralement associée à une contamination du sol, des eaux de surface et des eaux souterraines (Demirbas, 2011). Les déchets de panneaux contaminent non seulement le sol par l'infiltration d'adhésifs, mais polluent également l'air par la lente libération de formaldéhyde (Wang et al., 2020).

Afin de lutter contre la pollution de l'environnement, la politique québécoise de gestion des matières résiduelles favorise une meilleure gestion des matières résiduelles par la réutilisation, le recyclage et la valorisation. Les matériaux résiduels sont transportés

vers un centre de tri afin d'éliminer la partie non recyclable dans un site d'enfouissement des débris de construction et de démolition (MDDEP, 2020). En effet, selon l'article 101 du règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles, les matières résiduelles issues d'un procédé industriel peuvent être admises dans un lieu d'enfouissement de débris de construction, de rénovation et de démolition (CRD) si seulement la composition de matières résiduelles est similaire à celle de débris de CRD. Si ces conditions ne sont pas respectées, ces matières résiduelles doivent être éliminées dans un lieu d'enfouissement technique qui est caractérisé par des surfaces argileuses étanches d'une épaisseur minimale de 60 cm (MDDEP, 2020).

1.5.2 Incinération

Actuellement, la principale valorisation énergétique des déchets de panneaux en bois reconstitué se fait par incinération. L'incinération est une méthode d'élimination qui repose sur la combustion des déchets pour réduire leur masse (70–80 %) et leur volume (90 %) tout en récupérant l'énergie thermique (Feng et al., 2012; Zhou, 2014). Au Québec, en 2018, ce sont 295 000 tonnes de déchets de bois et matériaux à base de bois qui ont été reçus par les centres de tri et dont 211 000 tonnes ont été éliminées par incinération (Recyc-Québec, 2018). Cependant, cette pratique est loin d'être sans conséquences, car elle influence probablement la qualité de l'environnement, endommage la santé humaine et entraîne une gêne pour les populations environnantes (Nazaret, 2013). En effet, l'incinération n'élimine pas complètement les déchets parce que les résidus contaminés produisent de nombreux polluants toxiques, tels que les cendres résiduelles et des gaz polluants (Kan, 2009). En outre, la combustion des déchets de bois contenant des résines aminoplastes entraîne la production de gaz polluant toxique comme l'ammoniac, l'acide isocyanate et cyanhydrique, le monoxyde de carbone, l'hydrocarbure, les dioxines, la chlorure d'hydrogène et l'oxyde d'azote (Vanreppelen et al., 2013).

La combustion de bois contaminé pour la valorisation énergétique est soumise à des exigences strictes en matière de prétraitement des déchets, de contrôle de la pollution atmosphérique et de traitement des cendres dangereuses (Wang et al., 2016). Le ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques au Québec a fixé des valeurs limites pour les émissions des particules lors de la combustion de bois ou de résidus de bois qui contiennent des colles à base de formaldéhyde. Pour les nouveaux appareils de combustion d'une puissance nominale supérieure et inférieure à 3 MW, la valeur limite d'émission de particules est respectivement de 70 et 150 mg de gaz sec par m³ de résidus. D'autre part, pour les anciens appareils de combustion d'une puissance nominale supérieure et inférieure à 3 MW, la valeur limite d'émission de particules est respectivement de 100 et 180 mg de gaz sec par m³ de résidus. Les installations ne sont pas autorisées à émettre du formaldéhyde à des concentrations atmosphériques dépassant 37 µg/m³ durant une période de 15 min consécutives (MDDELCC, 2014). Les valeurs limites des émissions de certains gaz émis lors de la combustion des résidus de bois à base de formaldéhyde sont listées dans le Tableau 1.2.

Tableau 1.2 Valeurs limites des émissions des gaz émis lors de la combustion des résidus de bois à base de formaldéhyde (MDDELCC, 2018)

Nature du contaminant	Formule chimique	Valeur limite (µg/m ³)	Période
Ammoniac	NH ₃	350	4 min
Chlorure d'hydrogène	HCl	1150	4 min
Dioxines et furanes		0.00000006	1 an
Formaldéhyde	CH ₂ O	37	15 min
Monoxyde de carbone	CO	34000	1 h
Dioxyde d'azote	NO ₂	414	1 h

1.5.3 Le recyclage et la reconstitution

Le durcissement de la réglementation concernant l'enfouissement et l'incinération des bois contaminés, ainsi que l'augmentation de la quantité des déchets de panneaux, sont des facteurs qui expliquent le développement de nouvelles méthodes de gestion. Plusieurs chercheurs ont étudié la possibilité de recycler les panneaux de bois et de réutiliser les résidus issus de la production de panneaux (Lykidis et Grigoriou, 2008). D'ailleurs, en 2018, seulement 84 000 tonnes parmi 295 000 tonnes de déchets de bois et de matériaux à base de bois ont été recyclées (Recyc-Québec, 2018). Dans la prochaine section, les diverses voies de valorisation des déchets de panneaux sont présentées.

1.5.3.1 Le recyclage et la reconstitution en vue de la fabrication de panneaux

Comme ces panneaux sont composés d'au moins 90 % de bois, la récupération et le recyclage du bois des panneaux usagés dans la production de nouveaux panneaux sont la manière la plus efficace d'utiliser les déchets de bois (Lykidis et Grigoriou, 2008). Cependant, le recyclage et la reconstitution de panneaux usagés en panneaux neufs sont un processus compliqué qui nécessite de comprendre l'interaction entre les matériaux en bois recyclés contenant des résidus de résine durcie et la nouvelle résine (Zhong et al., 2017). En effet, les fabricants des panneaux sont susceptibles de dépasser la limite de concentration de formaldéhyde dans les nouveaux panneaux parce qu'ils utilisent les résidus de panneaux qui contiennent déjà du formaldéhyde et y ajoutent du formaldéhyde (MDDEP, 2017).

Pour résoudre le problème du recyclage des déchets de panneaux en bois reconstitué, plusieurs méthodes ont été développées pour la désintégration des panneaux, comme les procédés hydrothermaux (Lykidis et Grigoriou, 2008, 2011; Wang et Huang, 2008), les procédés chimiques (Wan et al., 2014), les procédés mécaniques (Roffael et al., 2002; Wan et al., 2014) ou leur combinaison (Markus Erbreich, 2000). L'objectif de

tout procédé est de récolter la plus grande quantité possible de matériaux de recyclage de haute qualité. Même après recyclage (traitement hydrothermique, chimique ou mécanique), les résidus de résine urée-formaldéhyde restent inévitablement dans la plupart des matériaux à base de bois recyclé en raison de leur stabilité relative (Kharazipour et Kūes, 2007; Zhong et al., 2017). La fabrication de nouveaux panneaux de bois à partir des résidus des panneaux est la plus commune. Cependant il existe d'autres possibilités de réutilisation comme la production de matériaux composites tels que les composites bois-polymères (Bütün et al., 2018) et bois-ciment (Qi et Cooper, 2007). Dans les lignes suivantes, les procédés de désintégration des panneaux sont décrits :

- Fragmentation mécanique

La fragmentation mécanique est un procédé sec. En effet, les déchets de panneaux en bois reconstitué sont broyés en petits morceaux de forme cubique, contrairement aux copeaux de bois primaires qui sont plus plats. Cette forme cubique est désavantageuse pour la production ultérieure de panneaux de particules en raison de son influence négative sur leurs propriétés mécaniques. De plus, la structure des fibres de bois dans les copeaux résultant de la désintégration mécanique est très endommagée. Les particules obtenues sont mélangées à des copeaux de bois primaires, puis liées avec un liant à base d'urée. Même si la fragmentation génère une quantité considérable de poussières et de particules fines (considérées comme des déchets devant être séparés des copeaux utilisables), la fragmentation mécanique reste le procédé le plus utilisé pour le recyclage des déchets de panneaux (Ihnát et al., 2017; Kharazipour et Kūes, 2007).

- Désintégration hydrothermale

Lors de la désintégration hydrothermale, de la vapeur et de la pression sont nécessaires pour rompre les liens existants dans les composites de bois qui ont été collés par des

adhésifs hydrolysables (résine urée-formaldéhyde). Les liaisons adhésives de l'urée-formaldéhyde se dégradent par hydrolyse, entraînant ainsi le détachement des particules de bois qui peuvent ensuite être réutilisées pour la production de nouveaux panneaux de particules. En revanche, les panneaux contenant des résines urée-formaldéhyde modifiées par de la mélamine, du diisocyanate de méthyldiphényle polymère (PMDI) et des résines phénoliques ne peuvent pas être recyclés par des procédés hydrothermaux, car ces liants sont résistants à l'hydrolyse. Divers paramètres déterminent le degré d'hydrolyse de la résine urée-formaldéhyde durcie, mais une température élevée est le paramètre le plus important. La période de traitement est conditionnée par la taille des pièces de bois composite à dissoudre et par l'expansion de l'humidité du matériau. Le prébroyage des panneaux et le gonflement des pièces obtenues dans l'eau ou par application de vapeur font donc partie des prétraitements intégrés au processus de désintégration thermohydrolytique (Kharazipour et Kües, 2007).

- Désintégration chimique

Le procédé chimique est applicable aux résines hydrolysables et non hydrolysables. Ainsi, le principal avantage de ce procédé par rapport aux autres est que les panneaux contenant des résines phénol-formaldéhyde et PMDI peuvent être recyclés par des procédés chimiques. Contrairement à tous les autres procédés, la structure morphologique du bois sera cependant perturbée. Au début du processus chimique, les déchets de bois seront libérés des métaux et des plastiques puis réduits en petits morceaux. Ces copeaux sont traités sous pression avec de l'hydroxyde de sodium caustique (dépulpage alcalin) ou un mélange d'hydroxyde de sodium et de sulfite de sodium (dépulpage alcalin-sulfite). La solution d'imprégnation doit être absorbée par le matériau en bois à une teneur d'au moins 50 % de son poids. Dans l'étape suivante, le matériau en bois imprégné est chauffé à la vapeur à une température de 80 à 120 °C dans un conteneur sous pression. Les particules ou les fibres obtenues à partir du

matériau en bois désintégré sont séparées par tamisage. Le matériau fibreux, même s'il est de couleur sombre et moins attrayant que d'autres pâtes, peut être utilisé pour la fabrication de papier ou de panneaux de fibres (Ihnát et al., 2017; Kharazipour et Kües, 2007).

1.5.3.2 La production de compost à partir des déchets de panneaux de bois

Le compostage est un procédé de décomposition biologique aérobie qui transforme la matière organique solide biodégradable en une matière stable de type humus. Par rapport à d'autres matières organiques, le bois n'est pas facilement biodégradable en raison de la présence de lignine qui est relativement résistante à la dégradation. En plus, la forte teneur en azote des résidus de panneaux, due à la présence de résines et de revêtements, a un impact sur l'efficacité des processus microbiens. Pour cette raison, le compostage des résidus de panneaux seuls n'est pas une option viable. Ainsi, il est recommandé de les mélanger avec d'autres matériaux azotés non toxiques pour faciliter le compostage et éviter les problèmes de contamination potentiels (Recycled Organics Unit, 2007). Les avantages potentiels du compostage des déchets de bois sont l'élimination des problèmes de toxicité et la réduction de la masse des déchets. Il peut être utilisé comme amendement du sol dans le but d'augmenter la teneur en matière organique, l'aération, le contrôle de l'érosion et la capacité de rétention d'eau, ainsi que pour améliorer la texture du sol (Borazjani et al., 2000). Selon Borazjani (1997), le compostage des résidus de panneaux en bois reconstitué a entraîné une diminution significative de leur toxicité et de leur perte de poids après 30 jours (Borazjani et al., 1997).

1.5.3.3 La conversion thermochimique de déchets de panneaux en biochar

Le recyclage des panneaux à base de bois usagés par des procédés de conversion thermochimique s'avère être la technologie la plus efficace et la plus directe, et comprend principalement la pyrolyse, la torréfaction et la gazéification (McKendry,

2002; Wang et al., 2020). La pyrolyse, en particulier, réside au cœur de ces technologies en tant que moyen de décomposition thermique directe de la matrice organique à des températures modérées à élevées sous une atmosphère d'air inerte. Le mot "pyrolyse" provient du vocabulaire grec : *pyro* signifiant "feu" et *lysis* signifiant "séparation". La pyrolyse, aussi appelée distillation destructive, est une décomposition thermique à haute température en absence totale d'oxygène ou avec un apport limité (Fahmy et al., 2020). Les produits de la pyrolyse peuvent être classés en gaz de synthèse, biochar et biohuile. Les gaz peuvent être utilisés comme gaz de synthèse pour fournir de l'énergie. La biohuile peut être transformée en carburant ou utilisée comme produit chimique à valeur ajoutée. Le biochar peut être brûlé pour récupérer de l'énergie ou être utilisé comme matière première pour la production de matière à valeur ajoutée (charbon activé) (Feng et al., 2012). En effet, le nom biochar vient du mot "bio" qui fait référence aux résidus organiques, tandis que "char" fait référence au charbon (Allaire et Sébastien, 2013). De ce fait, la pyrolyse est une méthode prometteuse pour réutiliser ce type de matière première qui est facile à collecter et dont le coût est faible, voire négatif, par rapport au bois ou à la biomasse, ce qui peut améliorer l'efficacité économique du procédé (Feng et al., 2010). Cependant, il existe certaines différences entre la pyrolyse des panneaux à base de bois et la pyrolyse des matériaux de biomasse conventionnels en raison des adhésifs présents dans les panneaux. Ces adhésifs influencent les caractéristiques et les produits de la pyrolyse. De plus, la plage de température de pyrolyse du bois mélangé à une résine urée-formaldéhyde est significativement différente de celle du bois seul (Lai et al., 2018).

Quelques études expérimentales ont été menées sur la pyrolyse des panneaux à base de bois. La pyrolyse de ces panneaux génère plus de produits azotés que la pyrolyse du bois. La présence de résine urée-formaldéhyde a augmenté l'émission de composés azotés, avec une augmentation relative de leur teneur de 23 % par rapport à celle des panneaux sans résine urée-formaldéhyde (Guo et al., 2021a; Lai et al., 2018). Cependant, le volume des gaz polluants libérés lors d'un tel procédé est bien inférieur

à celui libéré lors de la méthode couramment utilisée pour éliminer les déchets de panneaux de bois, qui est l'incinération. Par conséquent, le coût de nettoyage des gaz sera beaucoup plus faible (Girods et al., 2008b).

Une série de travaux ont été réalisés sur la pyrolyse des panneaux de bois et de nombreux résultats positifs ont été obtenus (Girods et al., 2008a, 2008b, 2008c, 2008d). Un procédé de conversion thermochimique des déchets de panneaux de bois en deux étapes a été étudié. La première étape du procédé est une pyrolyse lente à basse température qui vise à éliminer un maximum d'azote initialement présent dans les déchets. À une température comprise entre 250 et 300 °C et un temps de séjour entre 8 et 15 min, environ 70 % de l'azote contenu dans les résines a été éliminé. La deuxième étape du procédé est la gazéification de l'échantillon à une température comprise entre 800 et 1000 °C pendant un temps de séjour de 85 et 65 min respectivement, afin de produire des gaz combustibles destinés à différentes applications (combustion, cogénération et biohuile). La gazéification s'est avérée plus efficace en termes de récupération d'énergie, mais conduit à une production d'ammoniac plus importante que dans le cas de la pyrolyse. Les meilleurs résultats ont été obtenus à 1000 °C avec des échantillons prétraités à 250 °C.

1.6 Transformation thermochimique des déchets de panneaux : La pyrolyse

1.6.1 Type de pyrolyse

Pendant la pyrolyse, il n'y a pas de combustion de carbone en raison de la limitation d'oxygène. Le principal produit de la pyrolyse est le biochar (Pandey et al., 2020). Les paramètres qui influencent les combinaisons et le rendement des produits de pyrolyse sont les suivants : la température de réaction, la vitesse de chauffage, le temps de résidence, le débit de gaz inerte, la pression, le catalyseur, l'atmosphère de pyrolyse et la taille des particules (Bhatia, 2014). Au niveau industriel, la pyrolyse de la biomasse peut être divisée en trois catégories principales : la pyrolyse lente, rapide et flash, qui

se distinguent par des températures de fonctionnement, des taux de chauffage et des temps de séjour différents (Tableau 1.3). Cependant, il n'y a pas de frontière précise qui sépare ces catégories (Fahmy et al., 2020; Yaman et Sinoplugil, 2019).

- La pyrolyse lente

La pyrolyse lente ou conventionnelle, aussi connue sous le nom de carbonisation, a été couramment appliquée pour maximiser la production de biochar là où les produits liquides et gazeux sont minimales (Kan et al., 2016; Uddin et al., 2018). Il s'agit du plus ancien procédé de pyrolyse, qui est utilisé depuis des milliers d'années. Dans ce procédé, la pyrolyse est généralement réalisée à des températures relativement basses à modérées, soit entre 350 et 700 °C, et à des vitesses de chauffage lentes, de 5 à 7 °C par seconde, avec un temps de séjour dans le réacteur relativement élevé (5 à 30 min) (Liu et al., 2014; Pandey et al., 2020).

- La pyrolyse rapide

La pyrolyse rapide vise principalement à maximiser le rendement de la biohuile. À cette fin, il est nécessaire d'utiliser une alimentation en biomasse à particules finement broyées, typiquement inférieures à 3 mm, une température de pyrolyse bien contrôlée entre 400 et 600 °C, un temps de séjour des vapeurs chaudes court, typiquement inférieur à 5 s, une vitesse de chauffage élevée, de 300 à 800 °C/min et une évacuation et un refroidissement rapides des produits (Braghiroli et al., 2020; Liu et al., 2014; Mei Wu et al., 2014).

- La pyrolyse flash

La pyrolyse flash, parfois appelée pyrolyse très rapide, est relativement similaire à la pyrolyse rapide, mais réalisée à des taux de chauffage plus élevés, atteignant 1000 °C/s. La pyrolyse flash se déroule à des températures élevées (750–1000 °C) avec un temps de résidence de 0,1 s. Une telle opération augmente le rendement en liquide tout en

réduisant la production de charbon. Un rendement typique de biohuile pour la pyrolyse flash est de 70 à 75 % du produit total de la pyrolyse. Cependant, ce procédé présente une faible stabilité thermique (Fahmy et al., 2020; Uddin et al., 2018).

Un grand nombre de conceptions de réacteurs ont été explorées jusqu'à présent afin d'améliorer les performances de la pyrolyse et de produire des produits de haute qualité, tels que les réacteurs à lit fluidisé circulant, les réacteurs à lit fluidisé bouillonnant, les réacteurs à lit fixe, les réacteurs à cône rotatif, les réacteurs d'alimentation à vis, les pyrolyseurs de broyage et les fours de pyrolyse de broyage. Pourtant, chaque type de réacteur présente des avantages et des limitations. Tous les réacteurs de pyrolyse sont limités par la taille de la matière première afin d'assurer un transfert de chaleur efficace et un bon fonctionnement (Grammelis et al., 2018; Wei et al., 2020).

Tableau 1.3 Caractéristiques des différents procédés de pyrolyse (Braghiroli et al., 2020; Liu et al., 2014; Pandey et al., 2020; Uddin et al., 2018)

Mode de pyrolyse	Plage de température (°C)	Vitesse de chauffage (°C/min)	Temps de résidence	Rendement du produit de sortie (%)		
				Solide	Liquide	Gaz
Lent	350–700	5–7	5–30 min	35	30	35
Rapide	400–600	300–800	< 5 s	20	50	30
Flash	750–1000	~1000	< 0,1 s	12	75	13

1.6.2 Caractéristiques de pyrolyse des panneaux et de leurs composants

1.6.2.1 Dégradation thermique des composants de panneaux de bois

La dégradation thermique de certains types de déchets contenant du bois, tels que les panneaux de particules, a été récemment étudiée pour évaluer le comportement thermique de ces derniers et l'influence de la résine urée-formaldéhyde sur la dégradation thermique de ces panneaux pendant la pyrolyse. Le bois étant le matériau

de base des panneaux, la compréhension des courbes thermogravimétriques de la pyrolyse du bois est la première étape pour comprendre ensuite les courbes thermogravimétriques des panneaux. En effet, la cellulose, l'hémicellulose et la lignine sont les trois principaux composants du bois. Comme le montre la Figure 1.5, la décomposition de l'hémicellulose se fait entre 220 et 315 °C, celle de la cellulose se produit entre 300 et 400 °C tandis que la lignine se décompose entre 200 et 500 °C avec une vitesse de décomposition maximale généralement comprise entre 360 et 400 °C. En général, le bois peut subir une pyrolyse entre 200 et 400 °C, à laquelle toute la cellulose et l'hémicellulose et une partie de la lignine sont décomposées (Collard et Blin, 2014; Yang et al., 2007).

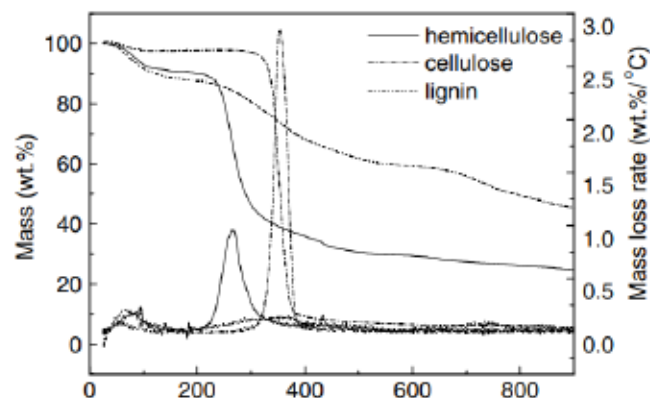


Figure 1.5 Courbes d'analyse thermogravimétrique (ATG) et leurs dérivés (DTG) d'hémicellulose, de cellulose et de lignine (Yang et al., 2007)

Les recherches menées par Hirata et al. (1991) décrivent le domaine thermique lié à la dégradation de la résine UF et MF. Comme le montre la Figure 1.6, la dégradation thermique de l'UF se fait dans une plage de température basse entre 200 et 280 °C avec trois pics de DTG, tandis que celle de la MF semble se faire entre 200 et 500 °C avec deux pics de DTG. Comparée au bois, la température initiale de la dégradation thermique de la résine UF est presque la même et la température finale est beaucoup plus basse. Autrement dit, la température de la dégradation des résines UF et MF est inférieure à celle du bois. Le décalage entre la plage de température de la dégradation

thermique du bois et celle de la résine urée-formaldéhyde montre l'opportunité de la pyrolyse sélective de la résine urée-formaldéhyde à partir de déchets de panneaux en bois reconstitué (Girods et al., 2008a,2008e). Par conséquent, une pyrolyse à basse température (entre 400 et 500 °C) permet de dégrader la majorité des résines et donc d'éliminer en grande partie l'azote présent dans les panneaux à base de bois.

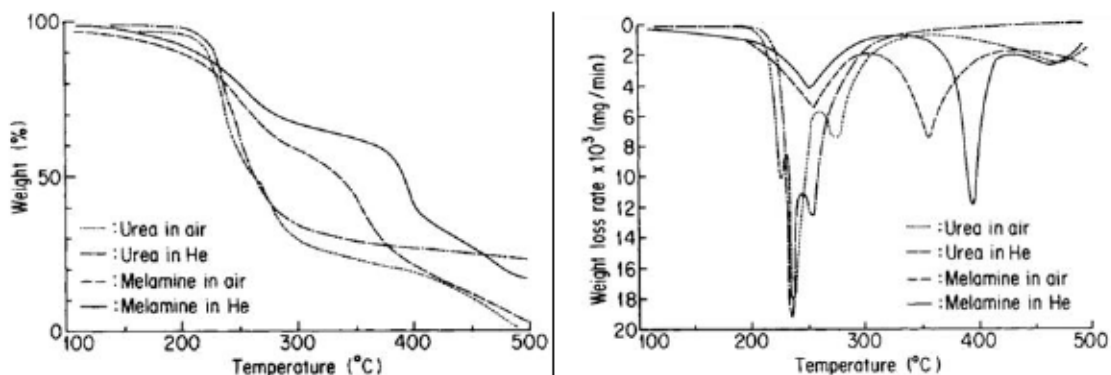


Figure 1.6 Courbes ATG (à gauche) et DTG (à droite) des résines MF et UF (Hirata et al., 1991)

1.6.2.2 Dégradation thermique des panneaux de bois

Feng et al. (2012) ont étudié la pyrolyse de MDF en effectuant une analyse thermogravimétrique. La Figure 1.7 montre que le comportement thermique du MDF est très proche de celui du bois puisque ces panneaux contiennent environ 90 % de bois. Cependant, une légère différence peut être observée. La courbe TG du MDF s'est déplacée un peu vers le côté basse température par rapport au bois, probablement en raison de la présence de 10 % de résine UF. Ils ont bien montré que la pyrolyse du MDF peut être divisée en trois étapes principales : température ambiante à 200 °C, 200 à 400 °C et 400 à 800 °C. En ce qui concerne la première étape, elle est principalement due à l'évaporation de l'eau et à la libération de petites molécules volatiles. Pour ce qui est de la deuxième étape, elle est principalement causée par la dégradation de l'hémicellulose, de la cellulose et de la résine, accompagnée d'une dégradation partielle

de la lignine. Or, la troisième étape comprend principalement la carbonisation lente de la lignine et de la résine (Feng et al., 2012).

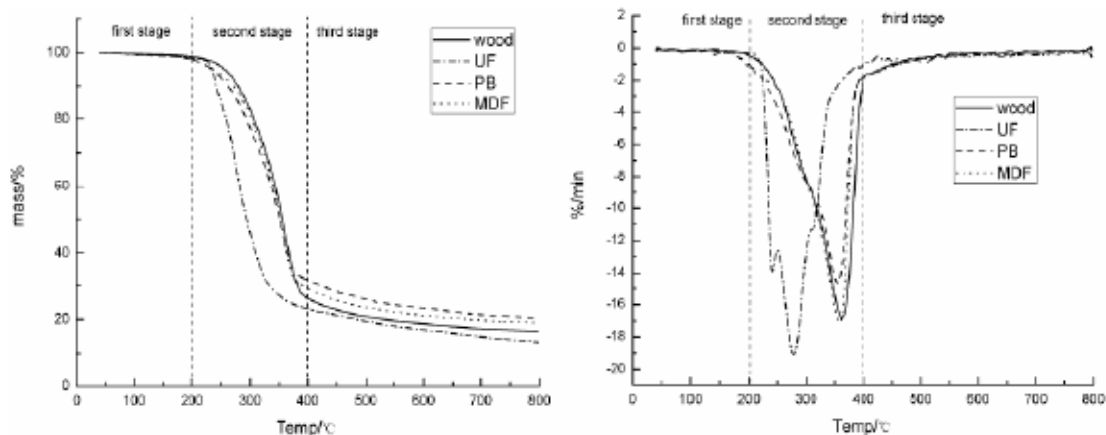


Figure 1.7 Courbes ATG (à gauche) et DTG (à droite) de bois, UF, PB et MDF (Feng et al., 2012)

1.6.3 Influence des adhésifs sur les propriétés du biochar

Le biochar est un matériau solide noir riche en carbone produit par la pyrolyse dans un environnement limité en oxygène (Yan et al., 2020). Il se caractérise par sa surface spécifique, sa structure poreuse modérée, ses groupes fonctionnels abondants, sa faible densité apparente, sa grande stabilité thermique, ses composants minéraux et sa forte capacité d'adsorption (Ashiq et Vithanage, 2020; Yan et al., 2020; Yang et al., 2020). Le biochar a trouvé des applications potentielles dans divers domaines. Il est utilisé en tant qu'amendement pour améliorer la fertilité et la capacité de rétention des nutriments du sol. Il est également utilisé pour produire de l'énergie renouvelable sous forme d'énergie thermique et d'électricité. De plus, le biochar est utilisé comme adsorbant pour éliminer les contaminants du sol, de l'eau et de l'air (Pandey et al., 2020). Les matières premières couramment adoptées pour la production de biochar sont les déchets agricoles et les résidus de bois, les boues d'épuration, les déchets plastiques, les microalgues, les pneus usagés et le fumier, entre autres (Ahmed et Hameed, 2020).

Les propriétés du biochar sont principalement liées au type de matières premières et à la méthode de production. En effet, certaines propriétés physico-chimiques du biochar des panneaux à base de bois sont très différentes de celles du biochar du bois en raison de la teneur relativement élevée en azote. Les résines UF et MF contenues dans les panneaux sont la source de la forte teneur en azote résiduel présente dans le biochar. En général, le bois contient moins d'un pour cent d'azote au niveau du poids. Néanmoins, avec l'ajout d'adhésifs, la teneur en azote des panneaux peut atteindre 5 à 6 % (Xu et al., 2021).

Des analyses élémentaires ont été réalisées par Feng et al. (2012) sur des échantillons de panneaux de bois ainsi que sur du biochar obtenu après la pyrolyse de ces derniers afin d'étudier l'effet de la pyrolyse sur la composition élémentaire des panneaux. La température de chauffage et le temps de résidence dans le four ont été fixés à 500 °C et 1 h, respectivement. Par rapport au bois et aux panneaux de particules, la résine UF a la plus faible teneur en carbone, hydrogène et oxygène, mais possède la teneur la plus élevée en azote (33,4 %). Le pourcentage de carbone dans les échantillons est relativement stable avant et après la pyrolyse. Bien que de grandes quantités de carbone aient été perdues, le carbone était toujours l'élément principal dans le biochar, représentant 91,59 % du poids dans le biochar de bois et environ 79,72 % dans le biochar de panneaux de particules. Toutefois, la perte de masse de l'élément oxygène est la plus importante, probablement fixée sous forme de composé oxygéné dans les liquides de pyrolyse et de CO et CO₂ dans les gaz libérés pendant le procédé de pyrolyse. De plus, la teneur en azote a augmenté dans les panneaux et les biochars lorsque le pourcentage de résine urée-formaldéhyde dans le panneau de particules augmentait. En effet, le panneau de particules contenant 6 % d'urée formaldéhyde et un autre contenant 15 % d'urée formaldéhyde avaient une teneur en azote de 2,76 et de 7,53 %, respectivement, qui est passée à 3,12 et 5,39 % après pyrolyse.

Mu et Lai (2017) ont utilisé la technique de la spectroscopie photoélectronique à rayons X pour étudier les formes existantes des composés azotés dans le biochar des panneaux de bois. La principale forme de composé azoté dans le MDF est l'amine primaire, et certaines sont des amides. Tandis que dans le bois et la résine UF, la principale forme du composé azoté est l'amide. Cependant, la structure d'amine et d'amide n'a pas été détectée dans les échantillons après pyrolyse. Les formes existantes de composés azotés dans le biochar de MDF sont la pyridine (un atome d'azote lié à deux atomes de carbone dans un cycle de 6 atomes) et le pyrrole (un atome d'azote lié à deux atomes de carbone dans un cycle de 5 atomes). Les réactions de pyrolyse ont transformé l'amide en pyridine et en pyrrole dans le biochar à une température comprise entre 250 et 400 °C. La pyridine et le pyrrole ont été générés par les réactions de polymérisation et de réticulation entre l'amide et les composants du bois (Xu et al., 2021). Cela indique que ces dernières formes d'azote sont plus stables après la pyrolyse jusqu'à 400 °C.

1.6.4 Influence des adhésifs sur l'émission des gaz

La distribution de l'azote dans un processus de conversion thermochimique est fortement influencée par les paramètres intrinsèques de la matière contenant l'azote (teneur en azote, structure chimique, volatilité) et par les conditions de réaction (température, vitesse de chauffage, atmosphère inerte ou oxydante) (Girods et al., 2008a). L'un des produits importants de la pyrolyse est le gaz qui est majoritairement toxique et nocif pour l'environnement atmosphérique et la santé humaine (Lai et al., 2018).

Plusieurs travaux dans la littérature ont porté sur l'étude quantitative et qualitative des gaz émis lors de la pyrolyse des panneaux à base de bois. Dans l'étude de Moreno et Font (2015) sur les déchets de bois d'ameublement, des analyses visant à identifier les composés volatils et semi-volatils ont été réalisées dans un réacteur tubulaire à l'échelle du laboratoire à 500 et 850 °C. Ils ont identifié 198 composés à l'aide d'une chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS). Ils

ont constaté que la quantité de semi-volatils dégagés lors de la pyrolyse de déchets de bois d'ameublement est plus élevée que lors de la pyrolyse de bois massif (Moreno et Font, 2015). La différence entre les panneaux de bois et le bois massif en termes de gaz volatils émis sont, bien évidemment, les composés azotés. En effet, les déchets de panneaux contiennent d'énormes quantités d'azote provenant des résines urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde associées au bois et qui sont responsables de la production d'espèces azotées lors des transformations thermochimiques (combustion, pyrolyse, gazéification) (Girods et al., 2009b).

Les gaz pyrolytiques émis lors de la pyrolyse des panneaux sont principalement classés en trois catégories : les composés incombustibles (H_2O et CO_2), les composés combustibles (CO et CH_4) et les composés contenant de l'azote ($HNCO$, NH_3 et HCN) (Zhan et al., 2019).

Zhang et al. (2016) ont utilisé un analyseur thermogravimétrique couplé à un spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (TGA-FTIR) pour étudier qualitativement et quantitativement l'évolution des gaz issus de la pyrolyse de panneaux de particule, MDF et résine UF. L'évolution de CO_2 , $HNCO$, NH_3 et HCN ont été étudiées pour différentes vitesses de chauffage. Ils ont observé que la plage de température de production du CO_2 s'étend de 223 à 370 à une vitesse de chauffage de 20 °C /min. D'autre part, la plage de température de production de $HNCO$ s'étend de 234 à 358 °C; celle de NH_3 de 223 à 283 °C, tandis que celle de HCN va de 241 °C jusqu'à 291 °C (Zhang et al., 2016).

1.7 Activation des panneaux de bois

1.7.1 Méthode d'activation

La teneur en azote du charbon activé commercial issu du bois ou de combustibles fossiles est très faible et les méthodes de préparation du charbon activé à teneur accrue en azote sont généralement très coûteuses. Par conséquent, il existe toujours un besoin

de trouver un moyen rentable de préparer du charbon activé enrichi en azote (Wu et al., 2014).

Les méthodes d'activation du charbon sont principalement divisées en deux catégories: activation physique et activation chimique. L'activation physique n'est qu'une gazéification à haute température (entre 700 et 1100 °C) appliquée directement sur le charbon obtenu après pyrolyse qui implique l'utilisation d'agents physiques tels que la vapeur ou le dioxyde de carbone. Tandis que l'activation chimique implique l'utilisation d'agents chimiques tels que des acides, des bases et des sels inorganiques. Elle peut être obtenue soit en traitant le précurseur, soit en traitant le charbon obtenu après pyrolyse (Kazemi Shariat Panahi et al., 2020; Pandey et al., 2020). D'autre part, l'activation physique est considérée comme la plus respectueuse de l'environnement de toutes les méthodes d'activation. Il s'agit d'un procédé relativement simple et propre, et contrairement à l'activation chimique, il n'est pas nécessaire de procéder à un post-traitement pour éliminer les sous-produits. En effet, l'activation chimique nécessite des produits chimiques, des acides et des bases, qui doivent être éliminés après le processus thermique par plusieurs lavages à l'eau pour atteindre un pH égal à 7 (Braghiroli et al., 2020).

1.7.2 Potentiel du charbon activé riche en azote

Le but de la transformation du biochar en charbon activé est d'améliorer ses propriétés en favorisant une surface spécifique élevée et une porosité importante qui est directement liée à sa capacité d'adsorption (Xiong et al., 2020). En effet, les charbons activés sont produits pour un grand nombre d'applications dédiées, en tant que matériaux structurels et fonctionnels. Les charbons activés sont généralement utilisés pour la purification de l'air, de l'eau et des gaz, la stabilisation des sols, l'assainissement des eaux souterraines, le traitement chimique et pharmaceutique, la transformation des aliments, la décoloration, la récupération des vapeurs de solvants, le stockage

d'énergie, l'électrochimie, la catalyse, le support de catalyseurs, comme charge dans la production de caoutchouc et dans les matériaux réfractaires (Vanreppelen et al., 2013).

Les paramètres qui affectent les propriétés du biochar pendant l'activation sont le type de réacteur, le temps de trempage (pour la méthode chimique), le débit de gaz (pour la méthode physique), le temps d'activation et la température (Akhil et al., 2021). Plusieurs résultats publiés démontrent l'effet positif de la présence d'azote sur les propriétés d'adsorption du charbon activé, en particulier pour l'élimination de gaz comme le sulfure d'hydrogène, le dioxyde de soufre et les composés phénoliques. Selon Girods et al. (2009a), les charbons activés issus de la pyrolyse de déchets de panneaux de particules à 250, 300, et 400 °C et activés à la vapeur d'eau à 800, 900, et 1000 °C dans un réacteur à tube de quartz à l'échelle du laboratoire avaient une capacité d'adsorption pour l'élimination du phénol des solutions aqueuses entre 300 et 500 mg/g. Ces biochars activés avaient des surfaces spécifiques entre 800 et 1300 m²/g et des volumes de pores entre 0,37 et 0,73 cm³/g et une teneur en azote entre 0,3 et 2 %. Debal et al. (2014) ont montré que les groupes fonctionnels azotés dans le charbon activé produit à partir de planchers en bois laminé offraient une meilleure adsorption de CO₂, qui était 6–8 % plus élevée que celle du charbon activé commercial. En outre, la présence d'azote joue également un rôle important dans les performances électrochimiques grâce aux groupes fonctionnels de surface. Kwon et al. (2013) de leur part, ont rapporté que la conductivité électrique des spécimens de panneaux de particules et de contreplaqué diminuait significativement avec l'augmentation de la température de carbonisation, et que la résistivité électrique à 1100 °C était inférieure à 1 Ω cm, ce qui les rendait aptes à être utilisés comme une électrode dans une pile à combustible, une batterie ou un électrolyseur.

CHAPITRE II

MATÉRIELS ET MÉTHODES

2.1 Objectifs et hypothèses

L'objectif global de cette étude est d'évaluer l'efficacité d'un procédé de conversion thermo-chimique en deux étapes pour le traitement des déchets de panneaux en bois reconstitué. Le but est de valoriser les déchets de ces panneaux en les convertissant en charbon activé afin d'évaluer le potentiel de ce dernier comme adsorbant de dioxyde de soufre (SO_2), vu qu'il s'agit du principal contaminant atmosphérique rejeté par les activités industrielles.

Les objectifs spécifiques sur lesquels porte ce projet sont :

- Évaluer l'efficacité du traitement thermique à éliminer l'azote présent dans les panneaux;
- Étudier les propriétés physico-chimiques du biochar et des biochars activés, ainsi que l'effet de la température d'activation sur ces propriétés;
- Identifier les composés gazeux émis lors de la pyrolyse et de l'activation des panneaux de particules;
- Évaluer la capacité des biochars activés à adsorber le SO_2 .

Les hypothèses sur lesquelles se base la présente étude sont les suivantes :

- La pyrolyse des panneaux à base de bois diffère de la pyrolyse des matériaux de biomasse conventionnels en raison des adhésifs présents dans les panneaux.

- La température d'activation influence la qualité des biochars activés: plus la température d'activation est élevée, plus la surface spécifique est élevée et plus la teneur en azote diminue.
- La composition des gaz émis lors de la pyrolyse et l'activation varie selon la température et la biomasse initiale. Aussi, la décomposition des panneaux génère des composés gazeux azotés ainsi que des gaz à effet de serre.
- La présence d'azote dans les biochars activés améliore ses propriétés physico-chimiques, et donc sa capacité à adsorber le SO_2 .

2.2 Aspect original et innovateur du projet

- Transformation des déchets nocifs pour l'environnement en une ressource matérielle rentable à haute valeur ajoutée au moyen d'un procédé de conversion thermochimique en deux étapes : pyrolyse rapide suivie d'une activation physique par le CO_2 .
- Solution adéquate pour gérer les déchets de panneaux de bois reconstitués d'une manière respectueuse de l'environnement, contrairement aux méthodes conventionnelles de gestion de ce type de déchets, telles que l'enfouissement et l'incinération, qui sont néfastes à l'environnement.
- C'est la première étude qui traite les déchets de panneaux de bois reconstitués avec un traitement de pyrolyse rapide à l'échelle pilote (réacteur cyclonique, température de pyrolyse égale à $450\text{ }^\circ\text{C}$ et temps de résidence de 2 s), tandis que les procédés de pyrolyse qui ont été utilisés dans d'autres études sont des pyrolyses lentes à l'échelle du laboratoire (réacteur à tube de quartz, plage de température comprise entre 350 et $700\text{ }^\circ\text{C}$ et temps de résidence de 5 à 60 min).
- Une nouvelle méthode pour la production de biochar activé riche en azote, qui est un excellent matériau fortement demandé pour une variété d'applications industrielles.

- Piste prometteuse pouvant contribuer à atteindre l'objectif de recycler et de valoriser 70 % des déchets de construction, de rénovation et de démolition d'ici 2024, tel que mentionné dans la politique québécoise de gestion des matières résiduelles (Recyc-Québec, 2019).
- La seule étude qui a évalué la capacité du biochar activé, préparé à partir de panneaux de particules, à adsorber un gaz polluant (SO₂).

2.3 Matériels

2.3.1 Matières premières

Des panneaux de particules mélaminés d'une masse totale de 54 kg ont été fournis par l'entreprise *Teknion* (Toronto, Canada) qui est une entreprise québécoise spécialisée dans la conception et fabrication d'ameublement de bureau. Dans ces panneaux, le bois est généralement associé à des résines thermodurcissables à base de formaldéhyde, riches en azote, appelé aminoplastes. Ces panneaux sont recouverts d'une couche de mélamine et la proportion de bois et de résines aminoplastes dans les panneaux n'est pas connue avec précision. Les pourcentages en poids des composants bois, résine urée-formaldéhyde (UF) et résine mélamine-formaldéhyde (MF) sont 88–90 %, 10–12 % et moins de 0,5 %, respectivement (Girods et al., 2008a).

Des revêtements en mélamine formaldéhyde sous forme de feuilles et des panneaux de particules sans revêtement ont également été fournis par *Teknion*. Les feuilles en mélamine sont généralement utilisées comme papiers décoratifs collés sur des panneaux à base de bois pour des raisons esthétiques et pour les protéger de l'humidité.

Dans le but de comparer le comportement des panneaux lors de la pyrolyse, du bois de sapin sain a été utilisé comme témoin lors de l'interprétation des résultats des analyses. La disponibilité de cette essence de bois dans la région de l'Abitibi-Témiscamingue, province de Québec (Canada), est la raison pour laquelle on l'a choisie. Les matériaux utilisés dans ce projet sont illustrés dans la Figure 2.1.

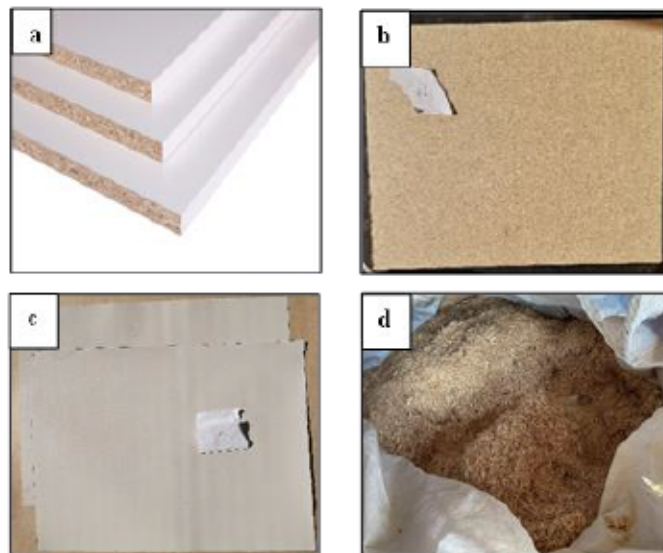


Figure 2.1 Les différentes matières premières : (a) Panneaux de particules mélaminés, (b) Panneaux de particules sans revêtement, (c) Revêtement en mélamine et (d) Bois de sapin

2.3.2 Préparation des échantillons

Pour les panneaux de particules mélaminés, ils ont été reçus en deux parties : panneaux de particules sans revêtement et le revêtement en mélamine. Ensuite, chaque composant, ainsi que le bois de sapin, a été broyé à l'aide d'un broyeur à couteaux rotatifs (Thomas-Wiley, model 4, Swedesboro, États-Unis) en utilisant un tamis de 2 mm (Figure 2.2). Le but de cette séparation est de déterminer le pourcentage d'azote dans chaque composant. Cependant, les panneaux de particules reçus (54 kg) ont été broyés à l'aide d'une grille de 12 mm d'un broyeur à marteaux équipé d'un aspirateur (Schutte-Buffalo Hammer mill, modèle 1320, Buffalo, New York), afin d'être pyrolysés avec le CarbonFX (section 2.4.1).

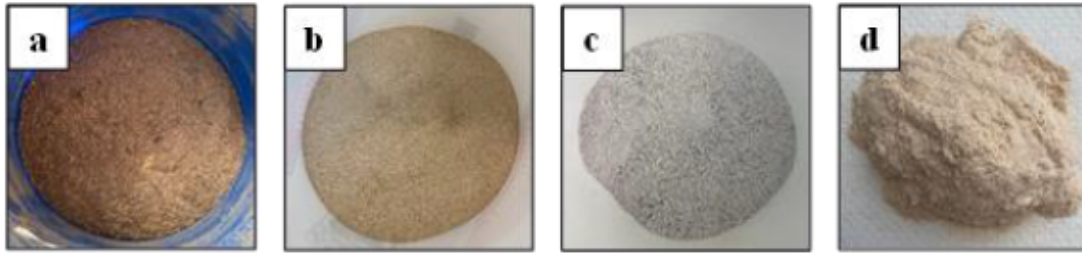


Figure 2.2 Photos de matières premières broyées: (a) Panneaux de particules mélaminés, (b) Panneaux de particules sans revêtement (c) Revêtement en mélamine et (d) Bois de sapin

2.4 Procédés de traitement des panneaux de particules

2.4.1 Procédé de pyrolyse : la technologie CarbonFX

La technologie CarbonFX (Figure 2.3) est un procédé pilote de pyrolyse rapide développé par Airex Energy (Bécancour, Québec, Canada) qui a été installé au CTRI (Centre technologique des Résidus Industriels) à Rouyn-Noranda. Ce système peut transformer en continu environ 250 kg/h de résidus (forestiers, agricoles, etc.) en biomasse torréfiée ou biochar, en utilisant une basse température (250–450 °C) et sous une atmosphère d'air inerte contenant peu ou pas d'oxygène. La technologie CarbonFX se compose d'un système de préséchage, d'une chambre de conditionnement, d'une chambre de combustion et d'un réacteur à lit cyclonique. Tout d'abord, les panneaux de bois mélaminés broyés ont été introduits dans l'unité de préséchage (70 °C) afin de réduire leur taux d'humidité, puis ils ont été transférés dans la chambre de conditionnement dans laquelle la biomasse a été chauffée par contact indirect. Ensuite, ces résidus ont été introduits dans le réacteur cyclonique à une température de 450 °C où ils ont subi une pyrolyse rapide avec un temps de séjour de 2 s afin d'obtenir du biochar. L'ensemble du système est chauffé par la chaleur générée par la chambre de combustion (650 °C). Un panneau de contrôle a permis de contrôler l'ensemble du système, notamment les paramètres suivants : température du procédé, pourcentage d'entrée d'oxygène, débit d'air chaud, et temps de séjour dans le lit cyclonique. Les

panneaux de particules pyrolysés à une température de 450 °C ont été désignés sous le nom de PP_450.

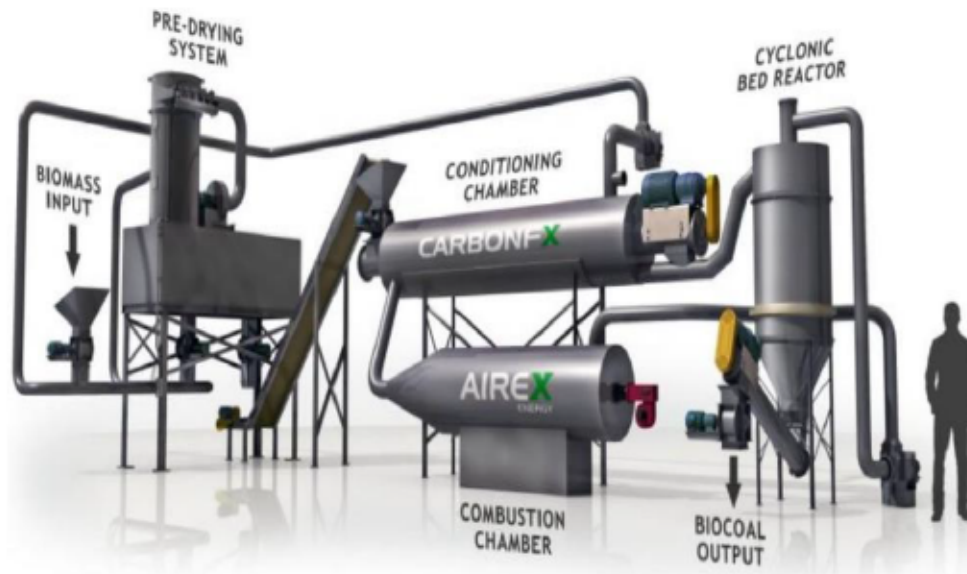


Figure 2.3 Unité pilote de pyrolyse rapide: CarbonFX développé par Airex Energy

2.4.2 Procédé d'activation physique du biochar

Après la pyrolyse avec la technologie CarbonFX, le biochar résultant a été introduit dans un four prototype, développé dans le laboratoire du CTRI (Figure 2.4), pour être soumis à une activation physique. Le four comprend trois parties : une trémie de chargement; un tube transporteur à vis placé dans un four à moufle; et une trémie de récupération. Un système de refroidissement a été installé au niveau de la sortie des gaz pour condenser les gaz et les composés organiques libérés pendant l'activation. Deux sacs à gaz ont été utilisés pour chaque expérience pour collecter les gaz. Le premier a été placé avant la condensation des gaz, et le deuxième après la condensation des gaz. 100 g de biochar a été traité à trois températures d'activation différentes : 750, 850 et 950 °C. Le CO₂ a été l'agent oxydant employé pour l'activation physique du biochar qui a favorisé à haute température le développement de pores et, par conséquent, l'augmentation de la surface spécifique. Pour tous les essais, l'activation a

eu lieu sous un débit constant de CO₂ de 3 L/min de et un débit d'azote de 3 L/min pour créer une atmosphère inerte. Les biochars activés synthétisés ont été désignés comme suit : nom du précurseur _ température de pyrolyse _ température d'activation. Par exemple, les panneaux de particules pyrolysés à 450 °C et activés par la suite à une température de 950 °C ont été désignés PP_450_950.



Figure 2.4 Four prototype d'activation

2.5 Méthode de caractérisation de la biomasse, du biochar et des biochars activés

2.5.1 Analyse élémentaire

L'analyse élémentaire des échantillons de panneaux de particules mélaminés et leurs composants (panneaux sans revêtement et revêtements en mélamine) à l'état brut, pyrolysés et activés ont été réalisées par l'analyseur CHNS (Perkin Elmer 2400 Série II, Waltham, Massachusetts, États-Unis) (Figure 2.5). Cette analyse a été utilisée pour déterminer les pourcentages en carbone (C), hydrogène (H), azote (N) et soufre (S) pour chaque échantillon. En effet, le but de l'analyse de chaque composant des panneaux est de déterminer le composant le plus contaminant. Tous les essais ont été faits sur des échantillons de l'ordre de 1,95 mg à 2,05 mg qui ont été pesés dans une

cupule d'étain avec une balance de précision de type Perkin Elmer AD-6 Auto Balance (Waltham, Massachusetts, États-Unis). L'échantillon a été placé dans l'analyseur élémentaire, où l'oxydation complète de l'échantillon a eu lieu par combustion à 975 °C dans une atmosphère riche en oxygène pur. Ensuite, avec de l'hélium, les gaz obtenus ont été acheminés dans la colonne chromatographique pour y être séparés. La quantification a été faite à l'aide d'un détecteur de conductivité thermique qui donne un signal caractéristique pour chacun des gaz, en fonction de la concentration de chaque élément : C, H, N et S.



Figure 2.5 Analyseur élémentaire CHNS

Les analyses élémentaires des échantillons traités et non traités ont été réalisées au laboratoire du CTRI pour évaluer l'efficacité du procédé en termes d'élimination de l'azote. Le niveau de dévolatilisation de l'azote est déduit des résultats de l'analyse élémentaire et du niveau de dégradation des échantillons après traitement thermo-chimique selon l'équation (2.1) :

$$N_{\text{éliminé}} = \frac{N_i * m_i - N_t * m_t}{N_i * m_i} * 100 \quad (2.1)$$

Avec :

$N_{\text{éliminé}}$: Le pourcentage massique d'azote éliminé au cours d'un essai.

N_i : Le pourcentage d'azote dans l'échantillon avant traitement.

m_i : La masse initiale avant traitement.

N_t : Le pourcentage d'azote dans l'échantillon après traitement.

m_t : La masse résiduelle après traitement.

2.5.2 Analyse thermogravimétrique

La stabilité thermique et le comportement de dégradation des panneaux de particules mélaminés et du bois de sapin ont été analysés par l'analyseur thermogravimétrique de type Jupiter Netzsch STA 449 F5 (Exton, PA, États-Unis) (Figure 2.6). Cette méthode permet de suivre la variation de masse d'un échantillon en fonction de la température ou du temps dans une atmosphère bien contrôlée. Les résultats ont été enregistrés sous forme d'une courbe thermogravimétrique (TG), avec la masse en ordonnée et la température en abscisse. Aussi, une courbe DTG qui n'est que la dérivée primaire de la courbe TG a permis de représenter le taux de dégradation par min en fonction de la température. Dans chaque expérience, un échantillon de 480 mg a été placé dans une cupule en céramique sur une microbalance. La température de chauffage a été réglée de 35 à 450 °C avec une vitesse de chauffage fixe de 20 °C/min. L'hélium a été maintenu à un débit de 50 ml/min pour maintenir une atmosphère inerte. Cependant, il s'avère qu'à l'échelle industrielle, les réacteurs de pyrolyse ne peuvent pas fournir un milieu complètement inerte à cause des fuites. Dans ce cas, nous avons ajouté un débit de 5 ml/min d'oxygène pur pour nous rapprocher le plus possible du procédé CarbonFX.

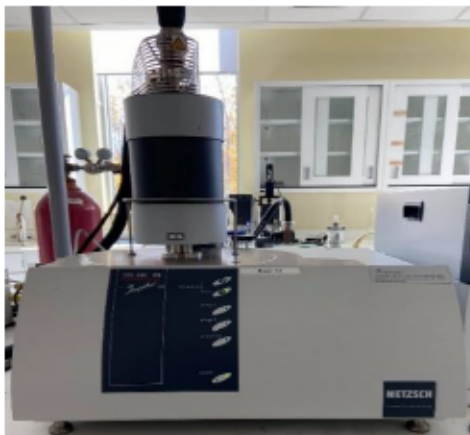


Figure 2.6 Appareil d'analyse thermogravimétrique (ATG)

2.5.3 Analyse des métaux par spectrométrie d'émission atomique à plasma micro-onde (MP-AES)

La composition inorganique des panneaux de particules mélaminés, du revêtement en mélamine, du biochar pyrolysé à 450 °C et des biochars activés à 750, 850 et 950 °C a été déterminée par spectroscopie d'émission atomique à plasma micro-ondes (MP-AES 4200, Agilent Technologies, Santa Clara, Californie, États-Unis) (Figure 2.7). MP-AES est une technique d'émission atomique qui utilise l'azote fourni à partir de gaz extrait de l'air ambiant pour produire une décharge de plasma. Elle utilise le fait qu'une fois qu'un atome d'un élément spécifique est excité, il émet de la lumière lorsqu'il retourne son état fondamental, qui est ensuite séparé en un spectre. L'intensité des raies émises est mesurée par le détecteur et l'identification qualitative d'un composé inorganique est basée sur la comparaison du spectre obtenu de ce dernier à celui d'une concentration connue. Avant l'analyse MP-AES, une étape de digestion de l'échantillon est nécessaire. Le protocole suivi pour la digestion de l'échantillon est celui de la méthode MA.200-Mét.1.2 développée par le centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2011). Initialement, 3 ml d'acide nitrique 20 % et 9 ml d'acide chlorhydrique 20 % ont été ajoutés à une quantité de 0,5 g d'échantillon. Puis, le mélange a été chauffé à 95 °C sur une plaque chauffante jusqu'à l'obtention d'un contenu sec. Puis, 4 ml d'acide nitrique 20 % et 1 ml d'acide chlorhydrique 20 % ont été ajoutés et le mélange a été chauffé pendant une heure à 95 °C. Le liquide résultant a été ensuite laissé se refroidir avant d'être dilué à 50 ml avec de l'eau distillée. Par la suite, la filtration de la solution a été réalisée avec un filtre de 0,45 µm de porosité avant d'être analysée par le MP-AES.



Figure 2.7 Analyseur de métaux lourds

2.5.4 Analyse de lixiviation de métaux lourds

Les déchets de panneaux de bois reconstitués présentent des risques de lixiviation lorsqu'ils sont mis en décharge dans les sites d'enfouissement. Le test TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure) permet de simuler la lixiviation susceptible de se produire après l'élimination des résidus dans une décharge. Pour cette raison, nous avons effectué des tests de lixiviation sur les panneaux de particules mélaminés, le biochar pyrolysé à 450 °C et les biochars activés à 750, 850 et 950 °C. Le but de cette analyse est d'évaluer la mobilité des contaminants organiques et inorganiques présents dans ces échantillons et d'évaluer leur toxicité. Le test de lixiviation TCLP a été établi par l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis et réalisé dans cette étude conformément à la méthode EPA 1311 (USEPA, 2003). Pour déterminer le milieu de lixiviation approprié, un prétest a été effectué. Ce test préliminaire consistait à mélanger et à agiter pendant 5 min un échantillon non séché dont la taille des particules est inférieure à 5 mm avec 96,5 ml d'eau distillée, puis d'ajouter 3,5 ml de HCl (1N). Le mélange a été ensuite chauffé à 50 ± 5 °C et agité en continu pendant 10 min. Après refroidissement, le pH a été mesuré afin de choisir entre deux solutions de lixiviation différentes :

- Dans le cas où le pH obtenu est inférieur à 5,0, il fallait utiliser le milieu de lixiviation numéro 1 pour le test TCLP (une solution de lixiviation ayant un pH de $4,93 \pm 0,05$ en mélangeant 5,7 mL d'acide acétique glacial avec 63,4 mL d'hydroxyde de sodium 1 N dans une fiole jaugée de 1 L, puis en ajoutant de l'eau distillée jusqu'au trait de jauge).
- Dans le cas où le pH obtenu est supérieur à 5,0, il fallait utiliser le milieu de lixiviation numéro 2 pour le test TCLP (une solution de lixiviation ayant un pH de $2,88 \pm 0,05$, obtenue en dissolvant 5,7 mL d'acide acétique glacial dans 1 L d'eau distillée).

Pour les échantillons de panneaux de particules et le biochar, le test préliminaire a donné un mélange ayant un pH égal à 1,88 et 3,28 respectivement, ce qui justifie l'utilisation de la solution de lixiviation numéro 1. Par contre, l'essai préliminaire pour les biochars activés à 750, 850 et 950 °C a donné un mélange avec un pH égal à 6,96, 8,01 et 8,81 respectivement. Ceci justifie l'utilisation de la solution de lixiviation numéro 2 pour ces échantillons. Le test TCLP consiste à placer 20 g d'échantillon dans une bouteille de 1 L avec 400 mL de la solution de lixiviation appropriée (rapport liquide:solide 20:1) et l'agiter pendant 18 ± 2 h avec une vitesse de rotation de 30 ± 2 tours/min à la température ambiante. Ensuite, le lixiviat obtenu a été filtré à travers des seringues et des filtres ayant une taille de pore de 0,45 μm et analysé par MP-AES.

2.5.5 Analyse de surface par spectroscopie photoélectronique à rayons X

La spectroscopie photoélectronique à rayons X (XPS), également appelée spectroscopie électronique pour l'analyse chimique (ESCA), est une méthode d'analyse non destructive utilisée pour étudier quantitativement la composition et l'environnement chimiques des surfaces de matériaux à l'état solide. En effet, les molécules d'un échantillon (panneaux de particules, biochar et biochars activés) ont été exposées à des rayons X d'une énergie définie. Si l'énergie est suffisamment élevée, des électrons peuvent être émis par l'échantillon et le nombre, ainsi que l'énergie

cinétique de ces derniers, est calculé. L'énergie cinétique (E_K) d'un photoélectron peut être calculée à partir de l'équation d'Einstein (2.2) suivante :

$$E_K = h\nu - E_b \quad (2.2)$$

Où $h\nu$ est l'énergie de rayon X et E_b est l'énergie de liaison.

Dans cette étude, le spectromètre Kratos Axis Ultra DLD (Figure 2.8), équipé d'une anode d'aluminium ($h\nu = 1486.6$ eV) utilisée à 225 Watts, a été utilisé pour réaliser cette analyse. L'aire de la surface d'analyse est un ovale ayant une dimension d'environ 700 μm en longueur par 300 μm en largeur. Le spectre a été enregistré avec une énergie de passage de 80 eV, un pas de 1 eV et la détermination des concentrations atomiques a été faite par intégration de chaque pic élémentaire. Un balayage de 0 à 1400 eV a été acquis et la composition de la surface des échantillons de panneaux de particules, du biochar et des biochars activés a été calculée à l'aide du logiciel CasaXPS.

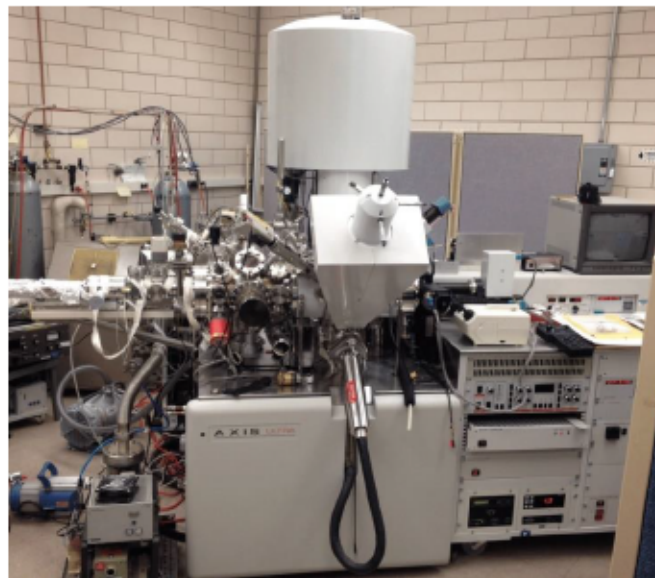


Figure 2.8 Appareil de spectroscopie photoélectronique à rayons X

2.5.6 Mesure de la surface spécifique et distribution des pores

2.5.6.1 Définition et principe

La surface spécifique, aussi appelée aire massique (exprimée en m^2/g), est définie comme la surface externe d'un matériau solide, incluant la surface interstitielle des vides et des pores accessibles. Elle joue un rôle important dans les phénomènes qui impliquent les surfaces, telles que l'adsorption et l'absorption. La mesure de la surface spécifique est basée sur l'adsorption de gaz et elle est estimée à partir de la quantité de gaz adsorbée par le matériau solide sous des conditions de température et de pression bien précises sans que sa texture géométrique soit modifiée.

La méthode de Brunauer-Emmett-Teller (BET) est la plus utilisée présentement. Elle permet l'analyse d'isothermes et le calcul des surfaces spécifiques (S_{BET}) par la détermination de la quantité de gaz nécessaire pour former une monocouche complète (Brunauer et al., 1938). L'équation BET décrit la relation entre le volume de gaz adsorbé (V) à une pression relative donnée (P/P_0), représentée par l'équation (2.3):

$$\frac{P/P_0}{V(1 - P/P_0)} = \frac{1}{V_m C} + \frac{(C - 1) P}{V_m C P_0} \quad (2.3)$$

Avec :

V : le volume de gaz adsorbé à la pression P

V_m : le volume de gaz adsorbé lorsque toute la surface de l'adsorbant est recouverte d'une couche monomoléculaire

P_0 : la pression saturante de l'adsorbat à la température d'adsorption

C : constante BET

2.5.6.2. Protocole des essais

Les expériences menées pour mesurer les surfaces spécifiques du biochar et des biochars activés ont été réalisées à l'aide d'un analyseur de surface et porosité à haute résolution (Micromeritics ASAP 2460, Norcross, Géorgie, États-Unis) (Figure 2.9). Lors de la première étape, le biochar et les biochars activés ont été dégazéifiés à 105 et 250 °C, respectivement, sous vide pendant 48 h. L'azote (N_2) et le dioxyde de carbone (CO_2) ont été utilisés comme adsorbats à une température de -196 °C et 0 °C, respectivement. Pour les biochars activés, l'ultramicroporosité ($<0,7$ nm) a été analysée par adsorption de CO_2 , tandis que la microporosité ($0,7-2$ nm) et la mésoporosité ($2-50$ nm) ont été analysées par adsorption de N_2 (Marsh et Reinoso, 2006). Les isothermes obtenues par les essais d'adsorption d'azote ont été traitées selon la méthode de Brunauer-Emmett-Teller afin de déterminer la surface spécifique S_{BET} . Le volume des micropores (V_{μ} ; cm^3/g) a été calculé selon la méthode de Dubinin-Radushkevich (Dubinin, 1989), le volume total des pores (V_t ; cm^3/g) selon la pression relative de 0,97 à partir de la quantité d'azote adsorbée (Gregg et al., 1967), le volume des mésopores (V_m ; cm^3/g) selon la différence $V_t - V_{\mu}$ et la distribution des tailles de pores ont été déterminés en appliquant la théorie de la densité fonctionnelle aux isothermes d'adsorption du N_2 (Tarazona et al., 1995).



Figure 2.9 Appareil de mesure de la surface spécifique

2.6 Méthode de caractérisation des gaz par analyse thermogravimétrique (ATG) couplée à la chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (GC/MS)

Deux ensembles de gaz ont été caractérisés : les gaz générés pendant la pyrolyse des échantillons de panneaux de particules à 450 °C et ceux générés pendant l'activation des biochars à trois températures différentes : 750, 850 et 950 °C. En effet, l'analyseur thermogravimétrique (TG) de type Jupiter Netzsch STA 449 F5 a été utilisé comme pyrolyseur pour réaliser les expériences de pyrolyse selon le même principe expliqué dans la section 2.5.2, afin de générer les gaz pyrolytiques. Ces derniers ont été dirigés directement vers le système GC/MS de type Agilent Technologie 789B (Santa Clara, Californie, États-Unis) pour être caractérisés. Alors que les gaz produits lors de l'activation (récupérés à l'aide de sacs à gaz) ont été injectés manuellement avec une seringue dans le système GC/MS.

L'analyseur thermogravimétrique (TG) est couplé à la chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (GC/MS) (Figure 2.10) pour séparer et identifier de manière précise les substances gazeuses volatiles produites lors de la pyrolyse. Cet équipement peut analyser les produits lorsqu'ils sont libérés à une température spécifique sans mélanger les gaz libérés au cours du processus, ce qui permet de mieux comprendre le processus de pyrolyse. L'ATG-GC/MS est le mieux adapté pour identifier les gaz émis lors de la pyrolyse, car il s'agit d'un système étanche qui ne présente aucune fuite, contrairement au CarbonFX où la récupération des gaz émis à l'aide de sacs à gaz est difficile.

L'analyse des gaz a été réalisée avec la chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse. Ce système permet d'effectuer une analyse quantitative (en cas de présence d'étalons) et qualitative permettant de déterminer les proportions des gaz émis lors de la pyrolyse. Les gaz générés au cours de la pyrolyse au niveau de l'ATG ont été dirigés vers la colonne de chromatographie où ils ont été séparés. Dans cette étude, une colonne capillaire de type HP-5 (30 m × 0,25 mm × 0,25 µm) qui est la

mieux adaptée à la séparation des composés organiques a été utilisée. Le volume injecté dans la colonne était 1 μl à une température de 100 °C chaque minute, soit à chaque augmentation de 20 °C. La température de la colonne chromatographique était maintenue à 100 °C pour éviter la condensation des gaz et l'hélium a été utilisé comme gaz porteur à un débit constant de 1 mL/min. L'utilisation d'une spectrométrie de masse (MS) a permis d'observer exactement à quelle température les composés se dégageaient. Il est connu que le MS ne peut pas donner l'analyse quantitative directe des produits pyrolytiques. Cependant, il est généralement admis que la surface du pic chromatographique d'un composé varie linéairement avec sa quantité. Par conséquent, pour chaque produit, la valeur moyenne de son aire de pic obtenue dans différents essais peut être comparée pour révéler l'évolution de son rendement ou pour déterminer la proportion des composés produits (Lin et al., 2019). Les spectres de masse ont été enregistrés sous ionisation électronique avec une énergie d'ionisation de 70 eV et l'identification qualitative des composés a été basée sur la comparaison avec les spectres de la bibliothèque de spectres NIST02. De plus, les tests GC-MS à blanc ont été effectués avant chaque test pour assurer que la colonne GC avait été purgée.

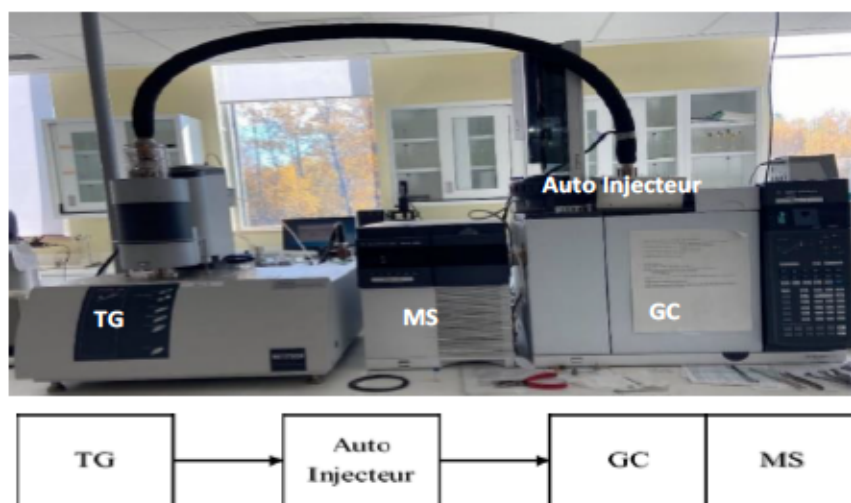


Figure 2.10 Appareil d'analyse thermogravimétrique (ATG) couplée à la chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse (GC/MS)

Lors de ces analyses, les échantillons de gaz prélevés pendant l'activation étaient riches en CO_2 et en azote, qui sont respectivement l'agent d'activation et le gaz qui maintient le système inerte. Il fallait donc trouver un moyen pour soustraire le CO_2 et l'azote du spectre sans affecter les autres composantes et mieux identifier les composants gazeux sur le spectre. La solution était la suivante: une injection de CO_2 et d'azote a été faite avant d'injecter l'échantillon de gaz émis lors de l'activation. Ensuite, la soustraction du premier pic et du second pic, qui sont respectivement le pic du CO_2 et de l'azote, a permis de mieux visualiser les composants du gaz sur le spectre comme le montre la Figure 2.11.

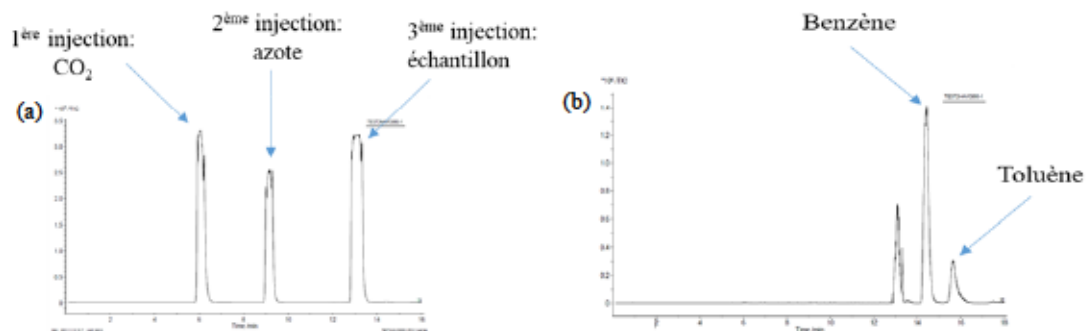


Figure 2.11 Courant ionique total (TIC) du gaz émis lors de l'activation à 950 °C a) avant la soustraction du pic de CO_2 et de l'azote et b) après la soustraction du pic de CO_2 et de l'azote

2.7 Capacité du biochar et des biochars activés à adsorber le SO_2

Des tests dynamiques ont été réalisés à température ambiante pour évaluer la capacité du biochar et des biochars activés à adsorber le SO_2 . L'adsorption de SO_2 a été réalisée dans le dispositif expérimental présenté dans la Figure 2.12. Le dispositif et les conditions utilisés pour déterminer la capacité de percée de SO_2 ont été choisis conformément à la norme américaine ASTM D6646-03 (2008) (ASTM Standard D6646-03, 2008). 1,5 g de matériau a été placé dans une colonne de verre de 27 cm de long et de 2,5 cm de diamètre. La concentration de SO_2 à l'entrée de la colonne a été

maintenue à 150 ppm à 30 ml/min en mélangeant 10 000 ppm de SO₂ standard avec de l'air ajusté par un régulateur de débit. La concentration de SO₂ à la sortie a été mesurée à l'aide d'un détecteur de gaz GazBadge®Pro (Industrial Scientific, Pittsburgh, États-Unis) et l'essai a été arrêté lorsque la concentration à la sortie était égale à la concentration à l'entrée.

L'efficacité d'élimination de SO₂ a été calculée par l'équation (2.4) :

$$\text{Efficacité de l'élimination de SO}_2 \text{ (\%)} = \frac{C_0 - C}{C} \times 100 \quad (2.4)$$

Avec :

C_0 : la concentration de SO₂ à l'entrée

C : la concentration de SO₂ à la sortie

Les capacités de saturation en SO₂ des matériaux ont été calculées en intégrant la surface au-dessus des courbes de saturation et le temps de saturation. Pour chaque échantillon, les tests de saturation ont été répétés au moins cinq fois pour s'assurer que les propriétés texturales et les capacités d'adsorption du SO₂ des biochars activés préparés dans le four d'activation pilote étaient reproductibles.

La capacité d'adsorption du biochar a été calculée par l'intégration de l'aire sous les courbes de percée représentée par l'équation (2.5):

$$Q = \frac{F \int_0^t (C_0 - C) dt}{m} \quad (2.5)$$

Avec :

Q : la capacité d'adsorption de SO₂ (mg/g)

F : le débit de SO₂ (L/min)

C_0 : la concentration de SO₂ à l'entrée (ppm)

C : la concentration de SO₂ à la sortie (ppm)

m : la masse d'adsorbant (g)

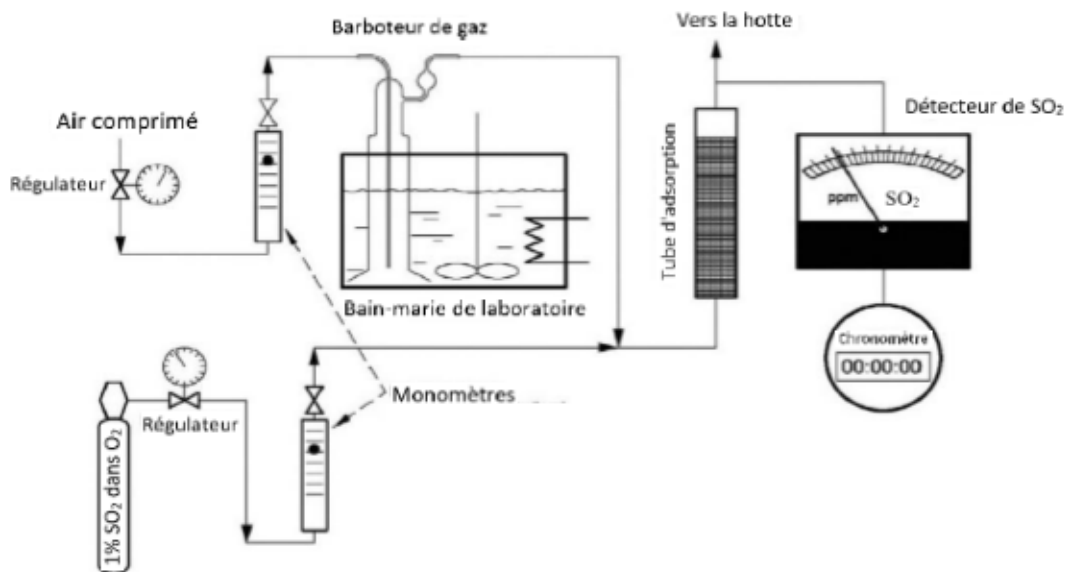


Figure 2.12 Schéma du dispositif d'adsorption de SO₂

2.8 Analyse statistique

L'objectif de l'étude statistique est d'évaluer l'effet de la température d'activation sur les propriétés physico-chimiques des biochars activés. Les propriétés étudiées sont la composition élémentaire CHNS (carbone, hydrogène, azote et soufre), propriétés texturales (surface spécifique, volume des micropores, volume des mésopores et volume total des pores) et les concentrations en métaux et métaux lixiviés. Cette analyse a été faite à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics version 28 (SPSS, Inc., Armonk, New York) et les données ont été soumis à une analyse de variance à un seul facteur (ANOVA). La température d'activation et les différences entre les moyennes ont été considérées comme significatives à un seuil de $\alpha = 0,05$. Avant de procéder à l'analyse de variance, les données obtenues ont été soumises à un test d'homogénéité de la variance de Levene et aucune transformation n'a été utilisée.

Le modèle général est représenté par l'équation (2.6).

$$Y = \mu + A + \varepsilon \quad (2.6)$$

Avec :

Y : variable réponse

μ : effet général (intercepte)

A : effet de la température d'activation

ε : erreur résiduelle

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 Caractérisation des panneaux de particules

3.1.1 Analyse thermogravimétrique

Afin d'étudier le comportement thermique des panneaux de particules mélaminés, la pyrolyse de ces derniers ainsi que du bois de sapin ont été étudiés à l'aide de la technique thermogravimétrique. La Figure 3.1 montre les différentes courbes thermogravimétriques (TG) et leurs dérivés (DTG) pour les panneaux de particules mélaminés et le bois de sapin (témoin). Les analyses TG ont été réalisées à des températures allant de 35 à 450 °C à une vitesse de chauffage de 20 °C/min. Le procédé de pyrolyse peut être divisé en trois étapes pour les panneaux de particules et le bois sain. Pour la première étape, la perte de masse se produit entre 35 °C et 200 °C, soit 8 % pour le bois et 2 % pour les panneaux de particules, en raison d'évaporation de l'eau et des composés volatils. La deuxième, entre 200 °C et 400 °C, est la principale étape de pyrolyse durant laquelle la cellulose, l'hémicellulose, la lignine et la résine UF et MF ont été pyrolysées. La perte de masse à ce stade était d'environ 54 et 58 % pour les échantillons de bois et de panneaux de particules, respectivement. Les panneaux de particules atteignent leur taux de dégradation le plus élevé (14 %) à 356 °C, tandis que le bois atteint son taux de dégradation le plus élevé (19 %) à 366 °C. Cela indique que les résines UF et MF accélèrent les réactions thermochimiques des panneaux de particules. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par Feng et al. (2012). La troisième étape entre 400 °C et 450 °C était la dernière étape de la pyrolyse et seule la lignine a continué à pyrolyser. La courbe TG montre également que la masse finale de

l'échantillon pyrolysé représentait environ 29,5 et 32 % de sa masse initiale pour le bois et les panneaux de particules, respectivement. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par Moreno et Font (2015). La plage de température de dégradation des panneaux de particules est proche de celle du bois, car ces panneaux contiennent environ 90 % de bois. Cependant, il y a une légère différence avec l'apparition d'un pic à 308 °C dû à la décomposition de la résine UF (Zhan et al., 2017).

En résumé, la pyrolyse avec le CarbonFX peut se faire à une gamme de température entre 300 à 450 °C. Les résultats de l'analyse thermogravimétrique montrent que le taux de dégradation le plus élevé pour les panneaux de particules est de 356 °C. Par conséquent, la température de pyrolyse choisie est de 450 °C pour assurer une bonne stabilité du biochar avant le procédé d'activation. En effet, le procédé de pyrolyse de panneaux de particules a été réalisé avec la technologie CarbonFX pour une quantité de 54 kg à une température de 450 °C et avec un temps de résidence de 2 s. Cette étude est la seule jusqu'à présent qui a traité des panneaux de particules utilisant une pyrolyse rapide à l'échelle pilote. Selon la littérature, toutes les autres études menées sur le traitement des panneaux à base de bois ont utilisées une pyrolyse lente à l'échelle du laboratoire. À titre d'exemple, Girods et al. (2008b) ont réalisé une pyrolyse lente sur quelques grammes de panneaux de particules dans un réacteur à tube de quartz à une température de pyrolyse entre 250 et 300 °C et avec un temps de séjour entre 8 et 15 min.

3.1.2 Composition élémentaire (CHNS)

Le Tableau 3.1 récapitule toutes les analyses élémentaires effectuées sur les panneaux de particule et leurs composants à l'état brut. On constate que l'azote est présent dans tous les échantillons à un pourcentage très élevé par rapport à l'échantillon de bois non contaminé (bois de sapin). En outre, la teneur en azote des revêtements à base de mélamine (22,67 %) est la plus élevée comparée aux autres échantillons. Ce résultat s'explique par la présence de colle urée-formaldéhyde et le fait que le revêtement est à

base de mélamine-formaldéhyde (Girods et al., 2008a). En effet, la teneur en azote d'un panneau de particules mélaminé est de l'ordre de 4,29 %. Ce résultat concorde avec celui de Feng et al. (2010) qui rapportent un pourcentage de 7,4 % d'azote pour des panneaux de particules. Cette différence peut être expliquée par les différents pourcentages de colle utilisés dans les panneaux. Cependant, la teneur en carbone et en hydrogène des panneaux de particules est respectivement de 45,8 et 6,23 %, ce qui est similaire à celle du bois de sapin (46,84 et 6,32 %, respectivement) vu que le panneau de particules est composé d'environ 90 % de bois.

Tableau 3.1 Analyse élémentaire des échantillons à l'état brut

Précurseur	Composition élémentaire (%)				
	C	H	N	S	
Témoin					
Bois du Sapin	46,84 ± 0,4	6,32 ± 0,17	0,13 ± 0,05	0,97 ± 0,05	
Panneaux de particules (PP) et leurs composants à l'état brut					
PP	Revêtement en mélamine	32,23 ± 0,54	5,20 ± 0,08	22,67 ± 0,61	0,66 ± 0,07
	Panneau sans revêtement	49,26 ± 3,62	6,68 ± 0,40	4,53 ± 0,51	0,80 ± 0,05
PP	45,8 ± 0,02	6,23 ± 0,02	4,29 ± 0,05	1,41 ± 0,04	

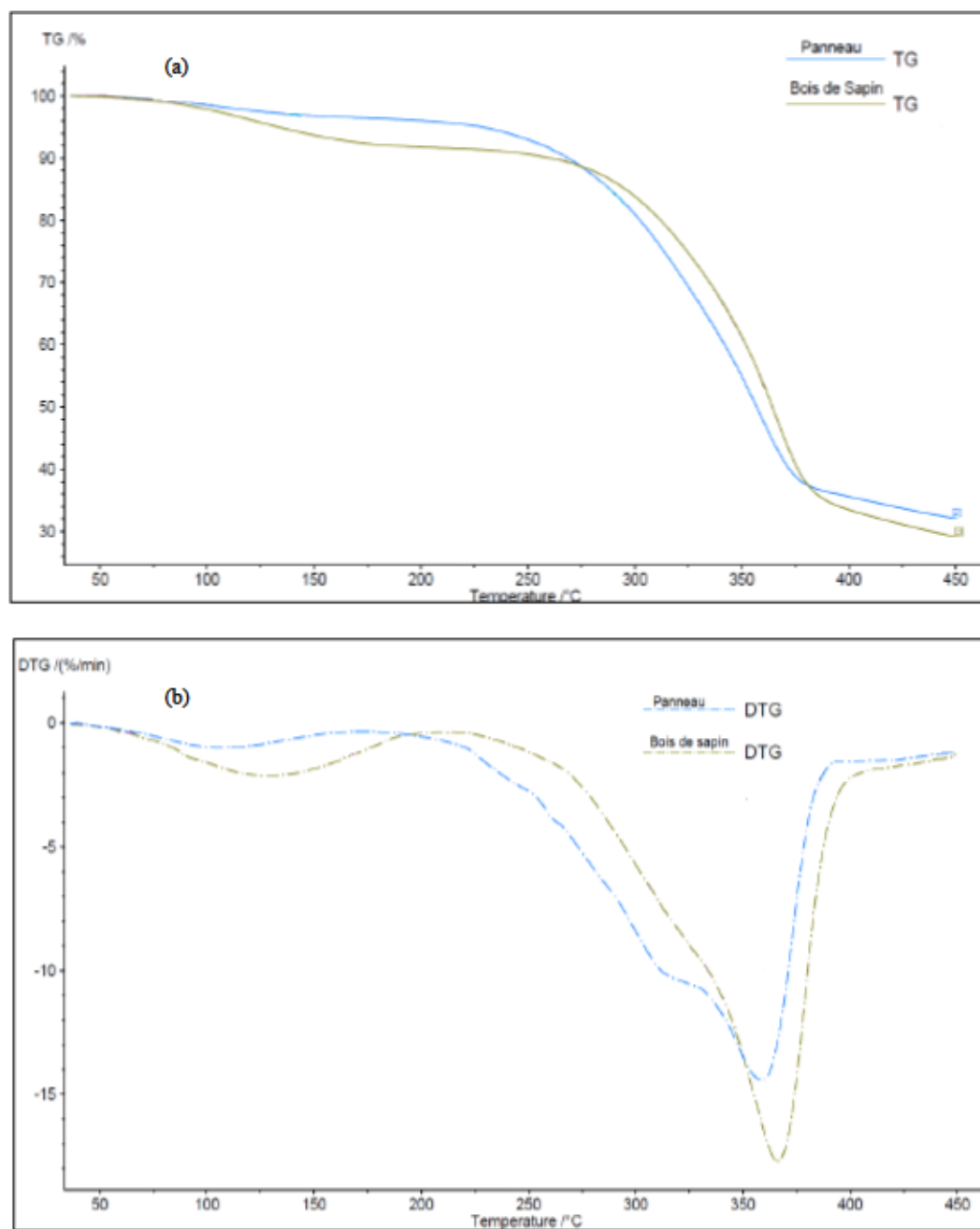


Figure 3.1 Courbes de dégradation massique (a) TG et (b) dérivés de la courbe TG (DTG) des échantillons de bois de sapin (vert) et de panneaux de particules (bleu)

3.1.3 Analyse des métaux

Les déchets de bois, y compris les déchets de panneaux de bois reconstitué, contenant des métaux lourds, sont considérés comme des polluants, ayant un impact négatif important sur l'environnement et la santé humaine en fonction de leur concentration (Dias Júnior et al., 2021). C'est pour cette raison que les quantités de métaux présents dans les panneaux de particules mélaminés et les revêtements en mélamine à l'état brut ont été déterminées. Les résultats de l'analyse des métaux pour ces différents échantillons sont présentés dans le Tableau 3.2 et les valeurs obtenues sont la moyenne de trois analyses. On constate que les concentrations de métaux les plus élevées dans les panneaux de particules étaient le Ca et le K (2513 mg/kg et 811 mg/kg, respectivement), suivis par le Na (684 mg/kg) et le Fe (319 mg/kg). Les concentrations de Cd, Co, Cu et Pb étaient inférieures à la limite de détection de la méthodologie appliquée.

En comparant les concentrations de métaux dans les panneaux de particules avec ceux rapportés dans l'étude de Moreno et al. (2016) sur du bois massif non contaminé, il est évident que les concentrations en métaux sont plus élevées dans les panneaux de particules. En outre, la présence d'un revêtement de mélamine-formaldéhyde collé sur les deux surfaces des panneaux de particules contribue à la forte concentration de métaux. Les concentrations de Al, Fe, Na et Ca dans le revêtement en mélamine sont de 3097, 852, 412 et 150 mg/kg, respectivement. Les teneurs en métaux trouvées dans les échantillons de panneaux de particules présentent des concentrations élevées par rapport aux teneurs indiquées dans la littérature. Moreno et Font (2015) ont trouvé que Si et Ti sont les deux métaux les plus abondants dans les déchets de bois de meubles suivi par Ca, K, Na et Fe avec des concentrations plus faibles que celles trouvées dans notre étude qui sont respectivement 1590, 340, 300 et 280 mg/kg. Cette teneur élevée en métaux pourrait s'expliquer par le fait que le bois utilisé pour la production de panneaux de particules n'est pas un bois non traité et non contaminé (Humar, 2010),

ou aussi par une contamination des panneaux par les outils de coupe et/ou pendant le broyage de l'échantillon dans le processus de fabrication.

Tableau 3.2 Concentration des métaux dans le revêtement en mélamine et dans les panneaux de particules

Élément	Concentration (mg/kg)			
	Revêtement en mélamine (cette étude)	Panneaux de particules mélaminés (cette étude)	Déchets de bois de meubles (Moreno et Font, 2015b)	Bois massif (Moreno et al., 2016)
Al	3097 ± 87	199 ± 5,3	480 ± 10	30 ± 20
As	-	-	0,4 ± 0,03	0,01 ± 0,004
Ca	150 ± 3,1	2513 ± 147,4	1590 ± 240	260 ± 5
Cd	21 ± 4,3	<5	1 ± 0,1	0,1 ± 0,02
Co	<1	<1	1,1 ± 0,1	0,05 ± 0,004
Cr	3 ± 0,1	7 ±	6,7 ± 1,4	2 ± 1,3
Cu	<1	<5	6,4 ± 0,7	1,4 ± 1,4
Fe	852 ± 26,7	319 ± 4,2	280 ± 30	25 ± 4
Hg	-	-	0,03 ± 0,04	0,01 ± 0,003
K	12 ± 1	811 ± 24,5	400 ± 150	160 ± 90
Mg	72 ± 1	261 ± 2,9	320 ± 80	100 ± 30
Mn	14 ± 0,5	130 ± 5	40 ± 3,6	46,8 ± 7,1
Mo	-	-	0,3 ± 0,03	0,02 ± 0,02
Na	412 ± 15,7	684 ± 16,9	300 ± 120	20 ± 10
Ni	1 ± 0,1	1 ± 0,1	1,2 ± 0,3	0,04 ± 0,07
P	-	-	100 ± 20	20 ± 10
Pb	<5	<5	6,3 ± 3,6	0,04 ± 0,06
Sb	-	-	2 ± 0,4	0,01 ± 0,01
Si	-	-	2150 ± 140	109 ± 3
Ti	-	-	1600 ± 200	2,1 ± 0,8
V	-	-	0,9 ± 0,04	0,1 ± 0,002
Zn	<1	19 ± 0,7	69,4 ± 2	7,7 ± 0,9

3.1.4 Analyse de lixiviation de métaux lourds

Les panneaux de particules contiennent une certaine quantité de métaux lourds, tels que le Mn, le Cu, Zn, As, Pb, Cd, Co, Cr et Ni. La présence de ces éléments peut être nuisible à l'environnement, car ils peuvent être lixiviés dans le sol et les eaux souterraines. Il est par conséquent important d'étudier la mobilité des contaminants inorganiques dans les panneaux de particules par le test de lixiviation TCLP. Les résultats de ce test, ainsi que les concentrations limites, sont présentés au Tableau 3.3. La présence de métaux lourds dans le lixiviat était à des niveaux très faibles et certains étaient même inférieurs aux limites de détection du test. Pour les panneaux de particules, Mn était le métal le plus lixivié, suivi par Zn et Ba, ayant des concentrations de 5,147, 0,556 et 0,542 mg/L, respectivement. Les concentrations détectées étaient inférieures aux limites réglementaires établies par l'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA). Basés sur ces résultats, ces panneaux de particules ont été classés comme non dangereux (USEPA, 2004).

Tableau 3.3 Concentration des métaux lixiviés des panneaux de particules par la méthode TCLP

Élément	Panneaux de particules (mg/L)	Limite réglementaire (mg/L)
Ag	<0,00009	5
As	0,0047 ± 0,0001	5
Ba	0,5423 ± 0,0090	100
Cd	0,0044 ± 0,0003	1
Cr	0,0060 ± 0,0003	5
Cu	0,0103 ± 0,0004	5
Mn	5,1500 ± 0,0458	–
Ni	0,0049 ± 0,0001	–
Pb	0,0069 ± 0,0003	5
Se	<0,00044	1
Zn	0,556 ± 0,0074	–

3.2 Caractérisation du biochar et des biochars activés

3.2.1 Composition élémentaire (CHNS)

Les teneurs en CHNS des panneaux de particules à l'état brut et pyrolysé sont présentées au Tableau 3.4. On constate qu'après la pyrolyse, la teneur en carbone du panneau de particule et du biochar a augmenté de 45,8 % à 69,17 %, tandis que leur pourcentage d'hydrogène a diminué de 6,23 % à 3,23 %, respectivement. Cela est dû à la libération de volatiles pendant la pyrolyse qui entraîne l'élimination des espèces non carbonées et l'enrichissement de l'élément de carbone dans le biochar généré (Aygün

et al., 2003). Cependant, la teneur en azote pour le biochar à base de panneaux de particules a diminué de 4,29 à 3,32 %. Ceci est dû au fait que les résines associées au bois se dégradent à des températures inférieures à celle du bois, ce qui confirme l'élimination d'une grande quantité de résine présente initialement dans les panneaux de particules. De nombreux auteurs ont signalé les mêmes résultats : la pyrolyse permet de réduire la teneur en azote présent initialement dans les panneaux (Jin et al., 2013; Lemonon et al., 2014; Moreno et Font, 2015).

Tableau 3.4 Analyses élémentaires des échantillons à l'état brut et pyrolysés

Précurseur	Composition élémentaire (%)				
	C	H	N	S	
Témoin					
Bois du Sapin	46,84 ± 0,4	6,32 ± 0,17	0,13 ± 0,05	0,97 ± 0,05	
Panneaux de particules (PP) et leurs composants à l'état brut					
PP	Revêtement en mélamine	32,23 ± 0,54	5,20 ± 0,08	22,67 ± 0,61	0,66 ± 0,07
	Panneaux sans revêtement	49,26 ± 3,62	6,68 ± 0,40	4,53 ± 0,51	0,80 ± 0,05
PP		45,8 ± 0,03	6,23 ± 0,02	4,29 ± 0,06	1,41 ± 0,05
Biochar issu de la pyrolyse à 450 °C					
PP	Revêtement en mélamine_450	41,73 ± 1,20	2,49 ± 0,14	17,77 ± 0,39	0,27 ± 0,07
	Panneaux sans revêtement_450	77,50 ± 0,24	3,89 ± 0,03	4,07 ± 0,24	0,42 ± 0,05
PP_450		69,17 ± 0,11	3,23 ± 0,09	3,32 ± 0,01	0,87 ± 0,10

Le Tableau 3.5 résume les pourcentages en carbone, hydrogène, azote et soufre dans les biochars activés. Ces biochars activés ont été produits par la pyrolyse de panneaux de particules à 450 °C, puis activés par CO₂ avec un débit d'injection de 3 L/min à trois températures différentes (750, 850 et 950 °C). L'étape d'activation a augmenté la teneur en carbone de 69,17 % à 78,99–81,18 %. Alors que le pourcentage d'hydrogène a diminué de 3,23 % à 1,85–1,46 %. Les résultats révèlent aussi que les pourcentages des éléments C et H diminuent avec l'augmentation de la température d'activation de 750 à 950 °C. Cette baisse est due à la consommation progressive d'atomes de carbone et d'hydrogène par le CO₂ (Lemonon, 2013). Quant à l'azote, il est présent dans tous les échantillons de charbon activé avec un pourcentage allant de 2,45 % à 3,82 %. Cela est dû au fait que l'azote thermiquement stable présente dans les panneaux de particules mélaminés est persiste dans les échantillons de biochar activé tout au long du processus de carbonisation et d'activation (Jin et al., 2013). En comparaison avec un charbon activé commercial largement utilisé tel que le Calgon Filtrasorb® 400, la valeur moyenne de la teneur en azote de nos charbons activés dérivés de panneaux de particules est de 3,1 %, qui est supérieure à celle du charbon activé commercial, qui est de 2,35 % (Tsang, 2021). Le fait que la teneur en azote de nos charbons activés dérivés de panneaux de particules soit plus élevée que celle du charbon activé commercial entraînerait probablement des propriétés physico-chimiques supérieures à ce dernier, et donc offrirait une meilleure capacité d'adsorption des polluants toxiques de l'air et de l'eau.

Les résultats des analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur la teneur en éléments chimiques au niveau du biochar activé sont présentés dans le Tableau 3.6. Les résultats montrent que la température d'activation a un effet significatif sur la composition en hydrogène et en azote, alors qu'elle n'a pas d'effet significatif sur la composition en carbone et en soufre. En outre, le coefficient de régression R² est faible, égal à 0,253 et 0,565 pour la teneur en carbone et en soufre

respectivement. Cela signifie que le modèle que les variations de C et S ne sont pas expliqué par le facteur étudié (température d'activation). Ceci s'explique par l'hétérogénéité des échantillons malgré l'utilisation de techniques d'échantillonnage de qualité.

Tableau 3.5 Analyses élémentaires des biochars activés

Précurseur	Composition élémentaire (%)			
	C	H	N	S
Biochar issu de la pyrolyse de panneaux de particules (PP) à 450 °C				
PP_450	69,17 ± 0,11	3,23 ± 0,09	3,32 ± 0,01	0,87 ± 0,10
Biochar activé issu de l'activation en présence de CO₂ à 750, 850 et 950 °C				
PP_450_750	78,99 ± 1,25	1,85 ± 0,12	3,82 ± 0,15	1,83 ± 0,21
PP_450_850	79,38 ± 2,02	1,57 ± 0,03	3,03 ± 0,16	1,62 ± 0,10
PP_450_950	81,18 ± 1,06	1,46 ± 0,20	2,45 ± 0,23	1,47 ± 0,14

Pour conclure, le traitement thermochimique en deux étapes, une pyrolyse suivie d'une activation physique par le CO₂, a permis d'obtenir un biochar activé ayant une teneur en azote avantageuse. D'après la littérature, le charbon activé dopé à l'azote présente d'excellentes performances grâce aux groupes de surface contenant de l'azote qui lui confèrent une capacité d'adsorption accrue des gaz acides (Bimera et al., 1998) et des composés phénoliques (Girods, et al., 2009b). Ce charbon est par conséquent un excellent matériau pour un grand nombre d'applications industrielles, notamment les technologies de purification des gaz (Debal et al., 2014) et d'élimination des polluants organiques de l'eau (Gomes et al., 2016), et il est également utilisé comme matériau d'électrode dans les dispositifs électrochimiques (Shang et al., 2015).

Tableau 3.6 Analyse de la variance de l'effet de la température d'activation sur la composition élémentaire des biochars activés

Source	Degré de liberté	Composition élémentaire			
		C	H	N	S
Modèle	2	1,02 ns	6,37*	42,79 ***	3,9 ns
Température d'activation	2	1,02 ns	6,37*	42,79 ***	3,9 ns
Erreur	6				
R ²		0,253	0,680	0,934	0,565

Les degrés de signification : *** (p<0,001); ** (p<0,01); * (p<0,05)
ns : non significatif (p>0,05)

3.2.2 Taux d'élimination d'azote

La teneur en azote des différents biochars varie entre 17,77 % et 3,23 % (Tableau 3.4), indiquant qu'il reste une quantité non négligeable d'azote dans les échantillons traités. Néanmoins, cela ne signifie pas que le traitement n'a pas fonctionné, car une grande partie de l'azote a été dévolatilisée sous forme liquide et gaz, tandis qu'une petite partie est restée dans le résidu solide (Feng et al., 2010). Afin d'évaluer l'efficacité du traitement, le pourcentage d'azote éliminé lors de la pyrolyse des différents échantillons a été calculé à partir des résultats de l'analyse élémentaire et de la masse résiduelle (Tableau 3.7). Les résultats montrent qu'environ 66 % d'azote initialement présent dans les différents composants des panneaux est éliminé au cours du traitement de pyrolyse. De plus, l'efficacité du procédé en termes d'élimination d'azote ne semble pas être influencée par le pourcentage d'azote initialement présent dans les échantillons.

Les pourcentages d'azote éliminés avec le traitement de pyrolyse obtenus dans cette étude sont en accord avec ceux rapportés dans la littérature (Girods et al., 2008a, 2008b,

2008c; Lemonon et al., 2014; Zhan et al., 2018). Girods et al. (2008b) ont indiqué qu'une température de pyrolyse (250–300 °C) et un temps de séjour (8–15 min) appropriés pouvaient éliminer efficacement environ 70 % de l'azote présent dans les panneaux de particules. Pour l'étude de Lemonon et al. (2014), l'efficacité d'élimination de l'azote était d'environ 66 % pour la pyrolyse des planchers mélaminés à une température de 275 °C et un temps de résidence de 11 min. Dans une autre étude, Zhan et al. (2018) ont démontré qu'une pyrolyse appropriée à basse température (250–300 °C) est une excellente technique de prétraitement du MDF permettant d'obtenir une élimination d'azote de 63 %. Dans la présente étude, le procédé de pyrolyse rapide (temps de résidence de 2 s dans le réacteur) à 450 °C était plus efficace pour l'élimination de l'azote en termes de consommation d'énergie. En effet, la consommation d'énergie de CarbonFX devrait être plus faible que celle des autres études puisque le temps de séjour est beaucoup plus faible, même si la température de pyrolyse est un peu plus élevée. De plus, la pyrolyse avec le CarbonFX est à l'échelle pilote alors que les procédés utilisés dans les autres études sont des fours à l'échelle du laboratoire. Autrement dit, le CarbonFX est capable de produire 250 kg/h de biochar alors que la capacité des fours de pyrolyse utilisés dans les autres études ne dépasse pas quelques grammes.

Tableau 3.7 Pourcentage d'azote éliminé des deux composants de panneaux de particules

	Précurseur	N éliminé (%)
PP	Panneau sans revêtement	65,9
	Revêtement en mélamine	64,9

3.2.3 Surface spécifique et distribution de pores

Les caractéristiques texturales telles que la surface spécifique et la distribution des pores du charbon activé sont des paramètres primordiaux affectant la qualité du biochar et son aptitude à être utilisée dans certaines applications. Il est par conséquent important d'étudier les effets des températures d'activation sur les structures poreuses des biochars activés. Les isothermes d'adsorption et de désorption de N_2 des biochars activés pyrolysés à 450 °C et activés à 750, 850 et 950 °C sont présentées dans la Figure 3.2. Selon la classification de l'union internationale de la chimie appliquée (IUPAC), on peut voir que les isothermes obtenues pour les biochars activés à 750 et 850 °C appartiennent au type I, reflétant ainsi la présence de grandes quantités de micropores de 2 nm ou moins. Par contre, l'isotherme obtenue pour le biochar activé à 950 °C appartient au type I et VI, indiquant que le charbon activé produit contenait un mélange de micropores et de mésopores. Comme prévu, l'utilisation du CO_2 comme agent d'activation dans une méthode d'activation physique provoque principalement le développement d'une microporosité dans les charbons activés de la biomasse (Rodriguez-Reinoso et al., 1994). Les trois charbons activés étaient principalement microporeux avec une proportion de micropores de 85, 78 et 66 % pour le charbon activé à 750, 850 et 950 °C, respectivement, le restant étant des mésopores. D'après la littérature, les micropores sont la meilleure structure de pore pour l'adsorption de SO_2 par les matériaux carbonés (Wang et al., 2018)

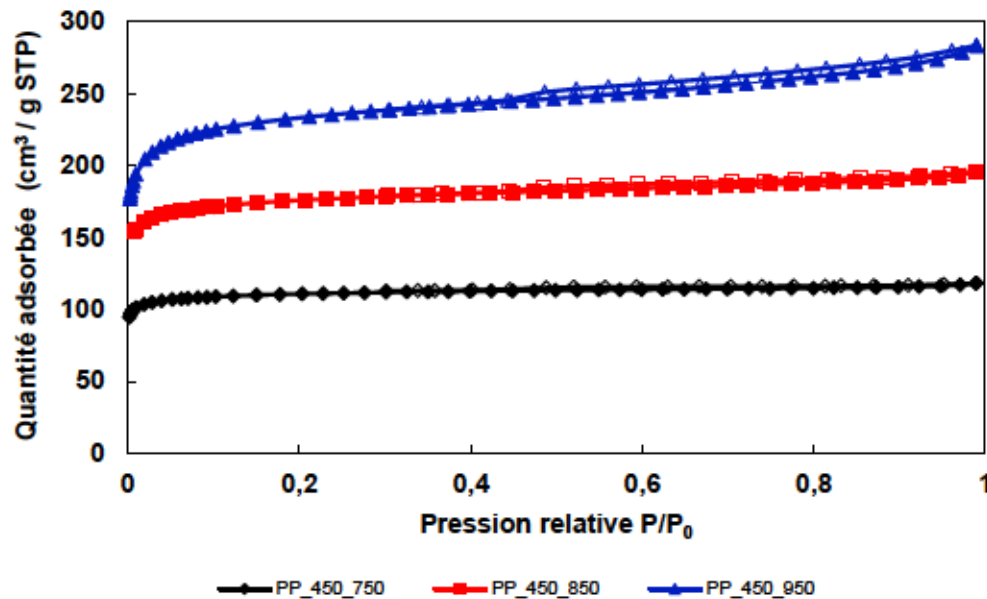


Figure 3.2 Isothermes d'adsorption/désorption de N₂ à -196 °C des biochars activés

L'analyse des isothermes d'adsorption de l'azote a permis de déterminer la valeur de la surface spécifique, le volume des micropores, le volume des mésopores et le volume total des pores des différents biochars activés (Tableau 3.8). Le biochar ne présentait pas de porosité développée en raison de la faible température de pyrolyse (450 °C) et du court temps de séjour (environ 2 s) dans le réacteur de pyrolyse rapide CarbonFX (Braghiroli et al., 2018). De plus, les tentatives d'utilisation du gaz N₂ pour l'analyse de l'adsorption du biochar ont échoué, car le biochar est généralement très microporeux, ayant des ultramicropores (inférieurs à 0,7 nm). Ces limites de l'analyse de l'ultramicroporosité à l'aide de N₂ sont dues aux restrictions de diffusion à basse pression qui empêchent l'azote de pénétrer dans les micropores les plus étroits. L'utilisation de CO₂, plutôt que de N₂ (-196 °C), pour l'analyse de l'adsorption est suggérée lorsque l'analyse est réalisée à des pressions modérées et à des températures basses (0 °C) (Garcia-Martinez et al., 2000).

Ainsi, la surface spécifique du biochar dérivée des panneaux de particules pyrolysés à 450 °C était de 99 m²/g. Cependant, les biochars activés présentaient des surfaces spécifiques beaucoup plus importantes, allant de 450 à 866 m²/g. Il est également évident que le volume des micropores, le volume des mésopores et le volume total des pores augmentaient avec l'augmentation de la température, pour atteindre des valeurs de 0,155 à 0,272 cm³/g, 0,028 à 0,139 cm³/g et 0,183 à 0,411 cm³/g, respectivement. Ces augmentations du volume des pores et de la surface spécifique sont dues à la pénétration de l'agent oxydant dans la structure interne du biochar et l'enlèvement d'atomes de carbone, ce qui entraîne l'ouverture et l'élargissement des pores inaccessibles (Sajjadi et al., 2019).

Parmi tous les biochars activés obtenus, celui activé à la température la plus élevée, soit 950 °C, présentait une surface spécifique et des volumes de micropores, mésopores et le volume total des pores les plus élevés, qui sont respectivement de 866 m²/g, 0,272 cm³/g, 0,139 cm³/g et 0,411 cm³/g. Dans ce contexte, des valeurs similaires de la surface spécifique entre 800 et 1300 m²/g et de volumes des pores entre 0,37 et 0,73 cm³/g ont été observés par Girods et al. (2009b) pour des déchets de panneaux de particules pyrolysés à 250, 300 et 400 °C et activés avec de la vapeur d'eau à 800, 900 et 1000 °C en utilisant un réacteur à tube de quartz à l'échelle du laboratoire.

Tableau 3.8 Caractéristiques de porosité des biochars activés dérivés des panneaux de particules pyrolysés à 450 °C et activés à 750, 850 et 950 °C

Précurseur	S _{BET} (m ² /g)	Volume total (cm ³ /g)	Volume des micropores (cm ³ /g)	Volume des mésopores (cm ³ /g)
PP_450	99 ± 4	–	–	–
PP_450_750	450 ± 8	0,183 ± 0,003	0,156 ± 0,003	0,028 ± 0,0004
PP_450_850	682 ± 36	0,293 ± 0,014	0,227 ± 0,013	0,066 ± 0,066
PP_450_950	866 ± 46	0,411 ± 0,020	0,272 ± 0,014	0,139 ± 0,007

L'évolution de la surface spécifique, le volume microporeux, le volume mésoporeux et le volume total des pores en fonction de la température d'activation des biochars activés sont illustrés à la Figure 3.3. Les résultats montrent que la surface spécifique et le volume des pores microporeux et mésoporeux ont changé significativement avec la température d'activation. En effet, une corrélation est observée entre la température d'activation des biochars et les valeurs de surface spécifique ainsi que leurs volumes de pores. Ceci s'explique par l'enlèvement d'atomes de carbone pendant l'activation, conduisant ainsi à un développement de la porosité des charbons à des températures plus élevées (Haddad, 2018).

Le Tableau 3.9 résume les résultats des analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur les propriétés texturales du biochar activé. L'ANOVA confirme que la température d'activation a un effet hautement significatif ($p < 0,001$) sur toutes les propriétés texturales, y compris la surface spécifique, le volume total des pores, le volume des micropores et le volume des mésopores. Également, les coefficients de régression R^2 sont presque égaux à 1, ce qui signifie que les modèles décrivent correctement la variation des variables de réponse.

Tableau 3.9 Analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur les propriétés texturales des biochars activés

Source	DDL	Propriétés texturales			
		S_{BET}	Volume total des pores	Volume des micropores	Volume des mésopores
Modèle	2	111,15 ***	190,14 ***	87,08 ***	660,12 ***
Température d'activation	2	111,15 ***	190,14 ***	87,08 ***	660,12 ***
Erreur	6				
R^2		0,974	0,984	0,967	0,995

Les degrés de signification : *** ($p < 0,001$); ** ($p < 0,01$); * ($p < 0,05$)
 ns : non significatif ($p > 0,05$)

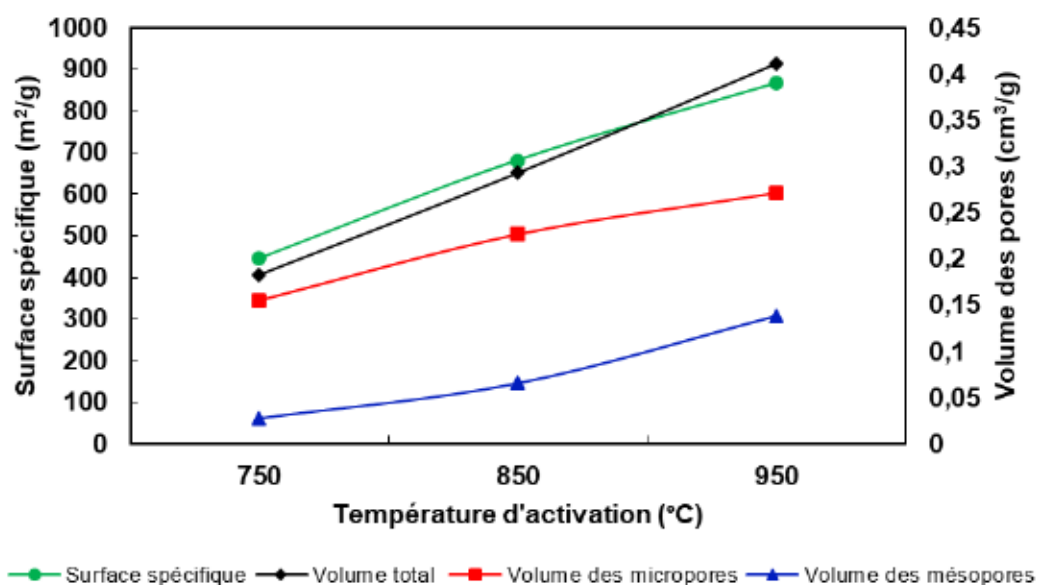


Figure 3.3 Effet de la température d'activation sur la surface spécifique, le volume total, le volume des micropores et le volume des mésopores des biochars activés

3.2.4 Analyse des métaux

Le Tableau 3.10 montre la concentration en métaux des matériaux générés par la pyrolyse et l'activation. On constate que la concentration de la majorité des métaux a augmenté après la pyrolyse, et encore plus après l'activation. Une telle augmentation a été également observée lors de la pyrolyse de copeaux de bois dans l'étude de Mancinelli et al. (2016) et peut être expliqué par le fait que les métaux lourds endogènes non volatils provenant des matières premières restent dans le biochar pendant les processus de pyrolyse et d'activation (Yuan et al., 2021). En outre, plus la température d'activation est élevée, plus la concentration en métaux dans les biochars activés est importante. Cela est dû à la dégradation de la matière organique pendant le traitement de pyrolyse et d'activation, entraînant la rétention des métaux dans les résidus solides puisqu'ils ne se volatilisent pas (Xu et al., 2020).

On constate aussi que le Ca et Fe restent les métaux les plus dominants dans le biochar et les biochars activés. Par exemple, PP_450_950 présentait des concentrations en Ca et Fe de 32733 mg/kg et 22500 mg/kg, respectivement. En effet, la concentration importante en Fe pourrait être due au contact du biochar et des biochars activés avec les équipements en fer pendant le traitement pyrolytique et l'activation. Les éléments toxiques Cr, Cd, Co, Cu, Pb, Mn, Ni et Zn ont été détectés en faibles concentrations dans les différents biochars, ce qui permet de les utiliser en toute sécurité comme amendements pour améliorer les propriétés des sols.

En général, le biochar pourrait améliorer la qualité du sol et réduire son écotoxicité en adsorbant les éléments traces potentiellement toxiques et les contaminants organiques du sol (Kim et al., 2020). Pour tous les échantillons, les concentrations de Pb et Cd étaient inférieures à la limite de détection de la méthodologie appliquée. En comparant la teneur en métaux du biochar à base de panneaux de particules de cette étude avec un biochar à base de bois sain rapporté dans l'étude de Varela Milla et al. (2013), sa concentration en métaux est très faible. La plus forte concentration est celle de K suivie de Ca avec des valeurs de 305 mg/L et 273 mg/L, respectivement.

Le Tableau 3.11 résume les résultats de l'analyse de variance de l'effet de la température d'activation sur la concentration des métaux dans le biochar activé. On constate que la température d'activation a un effet significatif sur la concentration de tous les métaux analysés, à l'exception du cobalt. Les métaux dont leur concentration a varié significativement sous l'effet de la température, ont un coefficient de régression très élevée proche de 1. Cela signifie qu'il existe une bonne adéquation entre les valeurs mesurées et les valeurs calculées par le modèle.

Tableau 3.10 Concentration des métaux dans le biochar et les biochars activés

Élément	Concentration (mg/kg)			
	PP_450	PP_450_750	PP_450_850	PP_450_950
Al	612 ± 39	1000 ± 44	1667 ± 129	2257 ± 127
Ca	14000 ± 1153	14233 ± 2316	21233 ± 1021	32733 ± 896
Cd	<5	<5	<5	<5
Co	24 ± 4	87 ± 67	77 ± 3	110 ± 17
Cr	64 ± 22	160 ± 67	229 ± 17	80 ± 18
Cu	11 ± 2	18 ± 6	42 ± 1	44 ± 6
Fe	4520 ± 321	9960 ± 750	13233 ± 451	22500 ± 3081
K	3810 ± 226	5473 ± 136	7063 ± 75	9733 ± 206
Mg	2593 ± 704	2183 ± 361	3440 ± 240	5640 ± 344
Mn	419 ± 18	348 ± 31	683 ± 30	965 ± 30
Na	1957 ± 129	2237 ± 103	2743 ± 67	3393 ± 70
Ni	93 ± 30	432 ± 240	2783 ± 271	1577 ± 499
Pb	<1	<1	<1	<1
Zn	101 ± 12	25 ± 1	17 ± 1	7 ± 1

Tableau 3.11 Analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur la concentration des métaux

Source	Degré de liberté	Concentration des métaux											
		Al	Ca	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Zn
Modèle	2	102,92 ***	108,91 ***	0,535 ns	9,97 *	22,89 **	37,13 ***	628,12 ***	89,94 ***	309,56 ***	152,04 ***	32,64 ***	440,50 ***
Température d'activation	2	102,92 ***	108,91 ***	0,535 ns	9,97 *	22,89 **	37,13 ***	628,12 ***	89,94 ***	309,56 ***	152,04 ***	32,64 ***	440,50 ***
Erreur	6												
R ²		0,972	0,973	0,151	0,769	0,884	0,925	0,995	0,968	0,990	0,981	0,916	0,991

Les degrés de signification : *** (p<0,001); ** (p<0,01); * (p<0,05)
 ns : non significatif (p>0,05)

3.2.5 Analyse de lixiviation de métaux lourds

Afin d'évaluer la toxicité des biochars et des biochars activés produits par la pyrolyse de panneaux de particules à 450 °C et activés par le CO₂ à trois températures différentes de 750, 850 et 950 °C, des essais de lixiviation TCLP ont été effectués. Les résultats de ces essais et leurs limites de concentration sont présentés dans le Tableau 3.12. Les résultats montrent que les échantillons ont généré des lixiviats dont les valeurs sont inférieures aux exigences de l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) en matière d'élimination des métaux dangereux (USEPA, 2004). Les concentrations de Ag, Pb, Cd et Cu lixiviés étaient inférieures à la limite de détection dans la plupart des échantillons. Pour le biochar, le métal le plus lixivié était le Mn, suivi du Zn et du Ba à des concentrations de 5,436 mg/L, 0,504 mg/L et 0,343 mg/L, respectivement.

Par ailleurs, pour tous les biochars activés, le métal le plus lixivié était le Ni. Ceci peut être expliqué par la composition de la vis qui transporte le matériau dans le four d'activation qui est riche en Ni. Le biochar activé à 950 °C a des concentrations les plus élevées pour la plupart des métaux lixiviés et présente des concentrations de 363,666 mg/L et 34,900 mg/L pour Ni et Mn, respectivement. Il est évident que le potentiel de lixiviation de Cr, Mn, Ni et Se dans le biochar a augmenté avec l'augmentation de la température d'activation de 750 à 950 °C. Cependant, le potentiel de lixiviation de Cu et Cd a diminué. Dans une étude de Del Bubba et al. (2020), un biochar dérivé de sciure de bois non contaminée pyrolysée à une température de 450 °C pendant une période de 1 h a présenté de très faibles concentrations de métaux lixiviés par rapport à celui du biochar dérivé de panneaux de particules étudiés dans le présent projet. La concentration la plus élevée de métaux lixiviés dans le biochar dérivé de la sciure de bois était celle de Na, suivie de K dont les valeurs sont respectivement de 13 mg/L et 5,2 mg/L. Cette différence au niveau de la concentration des métaux lixiviés peut être expliquée par le fait que les panneaux de particules ont une

concentration plus élevée en métaux, ce qui rend ces derniers plus susceptibles d'être lixiviés.

En effet, la stabilité des métaux lourds dans le biochar dépend de plusieurs facteurs, y compris la matière première, la température de pyrolyse, la température d'activation et la taille des particules (Hameed et al., 2019). Les résultats des tests TCLP ont indiqué que le biochar et les biochars activés dérivés des panneaux de particules ne sont pas dangereux puisque les concentrations des métaux lixiviés ne dépassent pas les limites réglementaires établies par USEPA. Les résultats des analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur la concentration des métaux lixiviés du biochar activé sont présentés dans le Tableau 3.13. En effet, la température d'activation a un effet significatif sur la concentration de tous les métaux lixiviés du biochar activé à l'exception du Cu. En effet, plus la température d'activation était élevée, plus la concentration de métaux dans le biochar activé était élevée et plus la concentration de métaux lixiviés était élevée.

Tableau 3.12 Concentration des métaux lixiviés du biochar et des biochars activés dérivés de panneaux de particules par la méthode TCLP

Élément	Concentration (mg/L)				Limite réglementaire (mg/L)
	PP_450	PP_450_750	PP_450_850	PP_450_950	
Ag	<0,00009	<0,00009	<0,00009	<0,00009	5
As	0,0047 ± 0,0001	0,0182 ± 0,0006	0,0324 ± 0,0008	0,0025 ± 0,0002	5
Ba	0,343 ± 0,007	0,407 ± 0,0123	0,1823 ± 0,0025	0,383 ± 0,0062	100
Cd	0,0009 ± 0,00002	0,0003 ± 0,00005	<0,00009	<0,00009	1
Cr	0,0137 ± 0,0003	0,0013 ± 0,00005	0,0004 ± 0,0001	0,0005 ± 0,0001	5
Cu	0,003 ± 0,0001	0,0002 ± 0,0001	<0,00007	<0,00007	5
Mn	5,4367 ± 0,1069	9,1367 ± 0,3156	21,3667 ± 0,4726	34,900 ± 0	–
Ni	0,0481 ± 0,0013	10,5667 ± 0,0577	64,3667 ± 0,1528	363,6667 ± 4,0415	–
Pb	0,0001 ± 0,00001	<0,00008	<0,00008	<0,00008	5
Se	0,0015 ± 0,0002	<0,00044	0,0022 ± 0,0002	0,0107 ± 0,0007	1
Zn	0,5037 ± 0,0115	0,292 ± 0,01	0,0179 ± 0,0011	0,0361 ± 0,0004	–

Tableau 3.13 Analyses de variance de l'effet de la température d'activation sur la concentration des métaux lixiviés

Source	Degré de liberté	Concentration des métaux lixiviés								
		As	Ba	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Se	Zn
Modèle	2	2963,59 ***	643,05 ***	52,07 ***	121,31 ***	5,09 ns	4628,06 ***	199910,26 ***	448,85 ***	2084,07 ***
Température d'activation	2	2963,59 ***	643,05 ***	52,07 ***	121,31 ***	5,09 ns	4628,06 ***	199910,26 ***	448,85 ***	2084,07 ***
Erreur	6									
R ²		0,999	0,995	0,946	0,976	0,629	0,999	1	0,991	0,999

Les degrés de signification : *** (p<0,001); ** (p<0,01); * (p<0,05)
 ns : non significatif (p>0,05)

3.2.6 Analyse de la chimie de surface par spectroscopie photoélectronique à rayons X

Une analyse XPS (Figure 3.4) a été réalisée pour obtenir une compréhension claire des fonctionnalités de l'azote dans les différents échantillons ainsi que pour étudier les changements chimiques qui se produisent dans le biochar et les biochars activés préparés respectivement par pyrolyse et activation. En identifiant les énergies associées à chaque pic, il a été possible de déterminer la nature des éléments chimiques présents dans ces matériaux. Seuls les pics de carbone (C 1s), d'oxygène (O 1s) et d'azote (N 1s) peuvent être clairement identifiés dans tous les spectres. Ces pics à 284 eV, 532 eV et 400 eV caractérisent respectivement ces éléments. Cependant, des pics relativement faibles d'autres éléments comme le soufre (S 2p), le sodium (Na 1s) et le calcium (Ca 2p) sont également observés. L'intégration de l'aire de chaque pic après élimination de la ligne de base permet de déterminer la concentration atomique des différents éléments qui sont résumés dans le Tableau 3.14.

La composition élémentaire obtenue par XPS est différente de la composition obtenue par analyse élémentaire. Cela signifie que la composition élémentaire à la surface est différente de celle au sein de l'échantillon. Ceci est dû au fait que la distribution des groupes fonctionnels de surface dans l'échantillon n'est pas uniforme (Jansen et Van Bekkum, 1995). Cette différence entre la composition élémentaire obtenue par XPS et celle obtenue par analyse élémentaire a également été observée par Xu et al. (2020) pour du biochar dérivé de panneaux de fibres. Le pourcentage de carbone est toujours plus élevé lorsqu'il est mesuré par XPS, tandis que le pourcentage d'azote est toujours plus faible dans le même cas. Malgré cela, la tendance de l'augmentation du pourcentage de carbone et de la diminution du pourcentage d'azote après les procédés de pyrolyse et d'activation est la même que celle observée pour l'analyse élémentaire. Le pourcentage de carbone des panneaux de particules a augmenté de 74,9 % à 82,2 % après le traitement de pyrolyse, puis à 93,5 % après le traitement d'activation effectué à une température de 950 °C. Tandis que le pourcentage d'azote a diminué de 3,4 % à

2,2 % après le traitement de pyrolyse puis à 1,4 % après le traitement d'activation effectué à une température de 950 °C.

Le pic N 1s de chaque échantillon a été déconvolué afin d'identifier et d'estimer les proportions relatives des groupes fonctionnels azotés. La Figure 3.5 montre les spectres XPS N 1s déconvolués des panneaux de particules, du biochar et des biochars activés. Les pics peuvent être attribués à l'azote pyridinique correspondant à un atome d'azote lié à deux atomes de carbone dans un cycle de 6 atomes (N-6, $398,7 \pm 0,3$ eV), à l'azote pyrrolique correspondant à un atome d'azote lié à deux atomes de carbone dans un cycle de 5 atomes (N-5, $400,3 \pm 0,3$ eV), et aux oxydes d'azote (N-X, 402–405 eV) (Jin et al., 2013).

Les contributions relatives de chaque espèce d'azote à la surface totale du pic sont résumées dans le Tableau 3.15. Les espèces d'azote dominantes dans les panneaux de particules, le biochar et les biochars activés étaient le N-5 suivi par N-6 et N-X. Ces résultats sont en bon accord avec les biochars activés dérivés de panneaux de fibres à moyenne densité rapportés par Wu et al. (2013). Les pourcentages de N-5 et N-X sont respectivement de 94,1 et 5,9 % des espèces d'azote dans les panneaux de particules, tandis que le N-6 n'a pas été trouvé. Après le traitement de pyrolyse suivie d'une activation, le N-6 atteint des valeurs notables et le N-5 et le N-6 ont diminué. En effet, le N-5 a diminué de 94,1 à 68,2 % après la pyrolyse, puis à 50–57,1 % après activation, tandis que le N-6 a augmenté de 0 à 27,3 % après la pyrolyse, puis à 28,6–41,7 % après activation. Pour le N-X, il a diminué de 5,9 % à 4,5 % après la pyrolyse, puis il a augmenté à 7,7–14,3 %, après activation. Ces résultats révèlent que l'état chimique de l'azote peut être modifié de manière sensible par la carbonisation et la température du procédé d'activation. En effet, les N-5 et N-6 ont été générés par les réactions de polymérisation et de réticulation entre l'amide-N et les composants du bois (Xu et al., 2021).

Comme indiqué dans la littérature, les groupes fonctionnels contenant de l'azote peuvent contribuer à la performance d'adsorption du biochar et du biochar activé (Wu et al., 2012, 2013, 2014). En effet, ces groupes fonctionnels azotés augmentent l'alcalinité du biochar et fournissent des sites actifs pour l'adsorption de SO₂ par adsorption chimique et physique (Leng et al., 2020).

Tableau 3.14 Composition élémentaire déterminée par analyse XPS des surfaces de panneaux de particules à l'état brut, pyrolysés et activés

Précurseur	C (%)	O (%)	N (%)	S (%)
Panneau	74,9	21,1	3,4	–
PP_450	82,2	14,7	2,2	0,2
PP_450_750	91,7	5,2	2,4	0,1
PP_450_850	94	4,1	1,3	0,1
PP_450_950	93,5	4	1,4	0,2

Tableau 3.15 Distribution des espèces azotées obtenue à partir de la déconvolution des pics N 1s

Précurseur	N-6 (398,6 – 398,8 eV) (%)	N-5 (399,9 – 400,9 eV) (%)	N-X (402,1 – 402,6 eV) (%)
Panneau	0	94,1	5,9
PP_450	27,3	68,2	4,5
PP_450_750	41,7	50	8,3
PP_450_850	38,5	53,8	7,7
PP_450_950	28,6	57,1	14,3

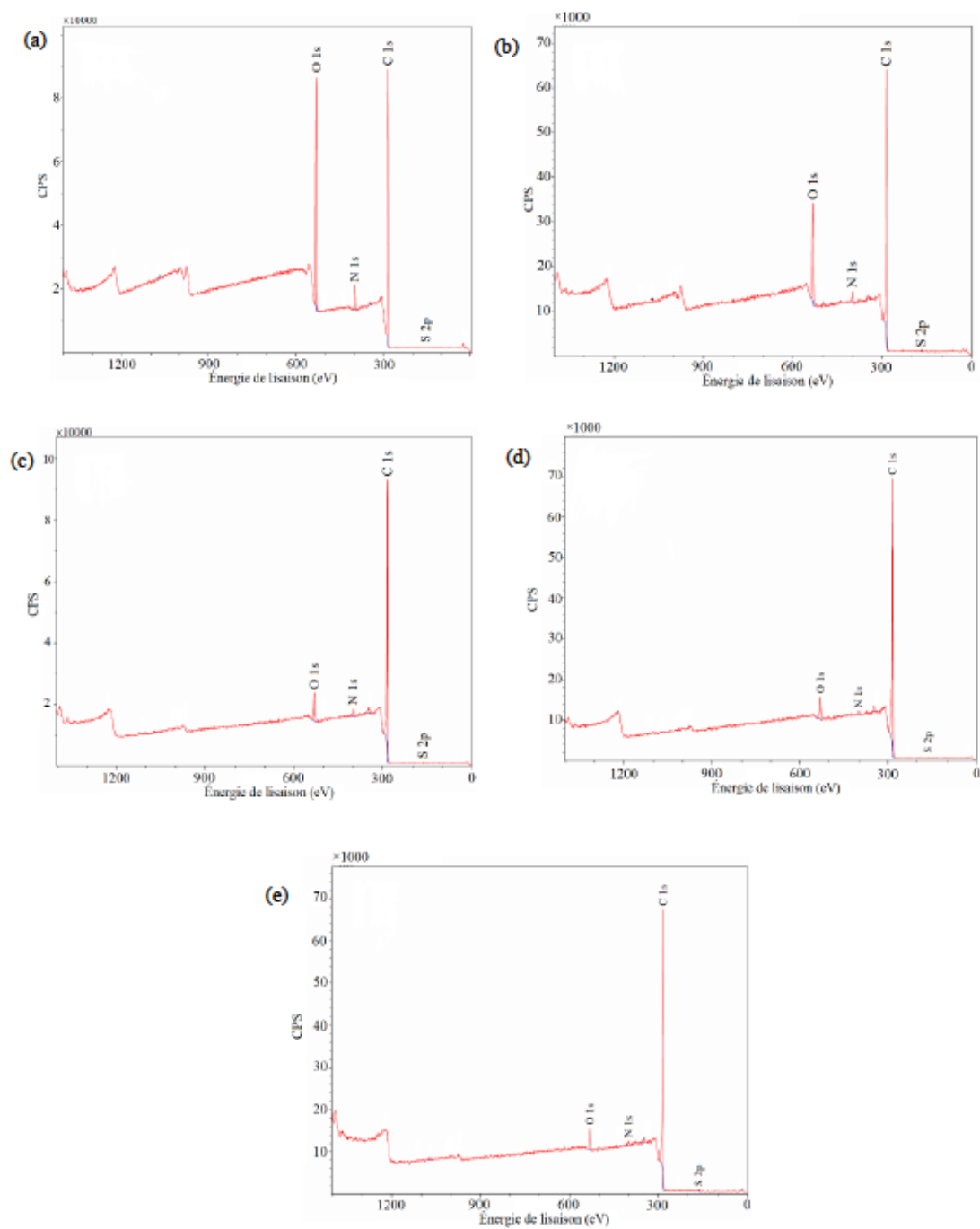


Figure 3.4 Spectres obtenus par spectroscopie photoélectronique à rayons X (XPS) de : a) Panneaux de particules; b) Panneaux pyrolysés à 450 °C; et ensuite activés à c) 750°C; d) 850 °C et e) 950 °C

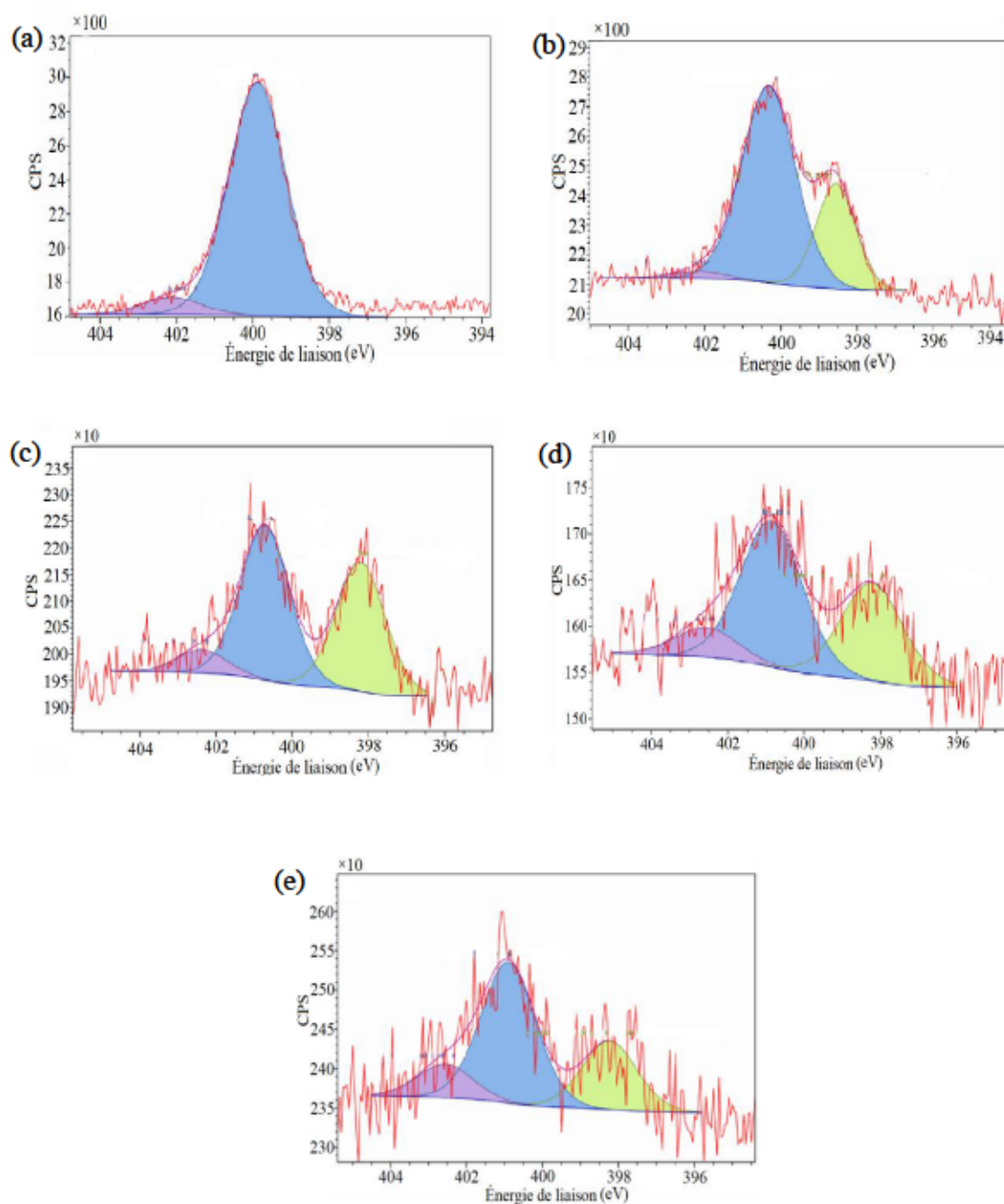


Figure 3.5 Spectre N1s déconvolués de spectroscopie photoélectronique à rayons X (XPS) de : a) Panneaux de particules; b) Panneaux pyrolysés à 450 °C; et ensuite activés à c) 750°C; d) 850 °C et e) 950 °C

3.3 Analyse des gaz émis lors de la pyrolyse des panneaux de particules par ATG-GC/MS

Pour obtenir des informations sur la formation des composés organiques volatils lors de la pyrolyse des panneaux de particules, un processus de dégradation thermique a été réalisé par l'ATG couplé à une analyse des gaz par GC/MS. La Figure 3.6 montre le courant ionique total (TIC) des gaz émis lors de la pyrolyse des panneaux de particules. L'échantillon a été étudié en mode quasi continu, ce qui signifie l'injection de gaz a été dégagé du GC à chaque minute à une température constante de 200 °C dans la colonne. Au total, 11 composés principaux ont été identifiés, et les pics de TIC ont été caractérisés dans le Tableau 3.16. En se basant sur les surfaces des pics chromatographiques associés aux différents composés, le CO₂ est le principal composé émis lors de la pyrolyse et a été détecté à des températures supérieures à 250 °C. La formation de CO₂ a été principalement attribuée aux réactions de craquage et de réarrangement des groupes carbonyle et carboxyle dans les composés organiques, et à la décomposition des carbonates dans les composés inorganiques (Zhan et al., 2019).

En effet, pendant la pyrolyse, l'hémicellulose et la cellulose sont converties en carbonyles par craquage, tandis que la lignine est convertie en phénols par déshydratation, dépolymérisation et décarboxylation (Foong et al., 2022). De plus, le CH₄ a été émis à basse température, soit de 56 à 156 °C. Ceci est dû au craquage des groupes méthoxy, méthyle et méthylène (Zhan et al., 2019). L'analyse des données de MS a révélé la libération de plusieurs composés azotés pendant la pyrolyse, principalement de l'oxyde nitrique (NO), de l'ammoniac (NH₃) et de la triméthylamine (C₃H₉N), qui sont respectivement observés à des températures variantes entre 176–255 °C, 239–301 °C et 287–385 °C. Ces composés azotés ont été produits par la dégradation de leurs principaux précurseurs, à savoir l'urée-formaldéhyde et la mélamine-formaldéhyde (Lemonon et al., 2014). En effet, les gaz azotés de la pyrolyse des panneaux à base de bois sont influencés de manière significative par l'ajout de résine UF et MF (Mu et Lai, 2017). Feng et al. (2012) ont identifié HNCO et HCN pendant

la pyrolyse de panneaux de particules à 800 °C avec une vitesse de chauffage de 20 °C/min en utilisant la TG-FTIR. Cependant, le HNCO et le HCN n'ont pas été identifiés dans cette étude. Certes, la composition du gaz pyrolytique dépend de plusieurs facteurs, dont les principaux sont la température finale de pyrolyse, la vitesse de chauffage et le type de panneaux (Foong et al., 2022). On note également la présence d'acide acétique qui est généré entre 313 et 435 °C principalement par la dégradation de la cellulose et de l'hémicellulose (Girods, 2008e). Les résultats obtenus sont en accord avec la littérature puisque la plupart des composés ont déjà été identifiés par Moreno et Font (2015) et Girods (2008e). Cependant, les composés de faible poids moléculaire, tels que CO et H₂ n'ont pas été détectés en raison de la limite de détection de la CG/MS.

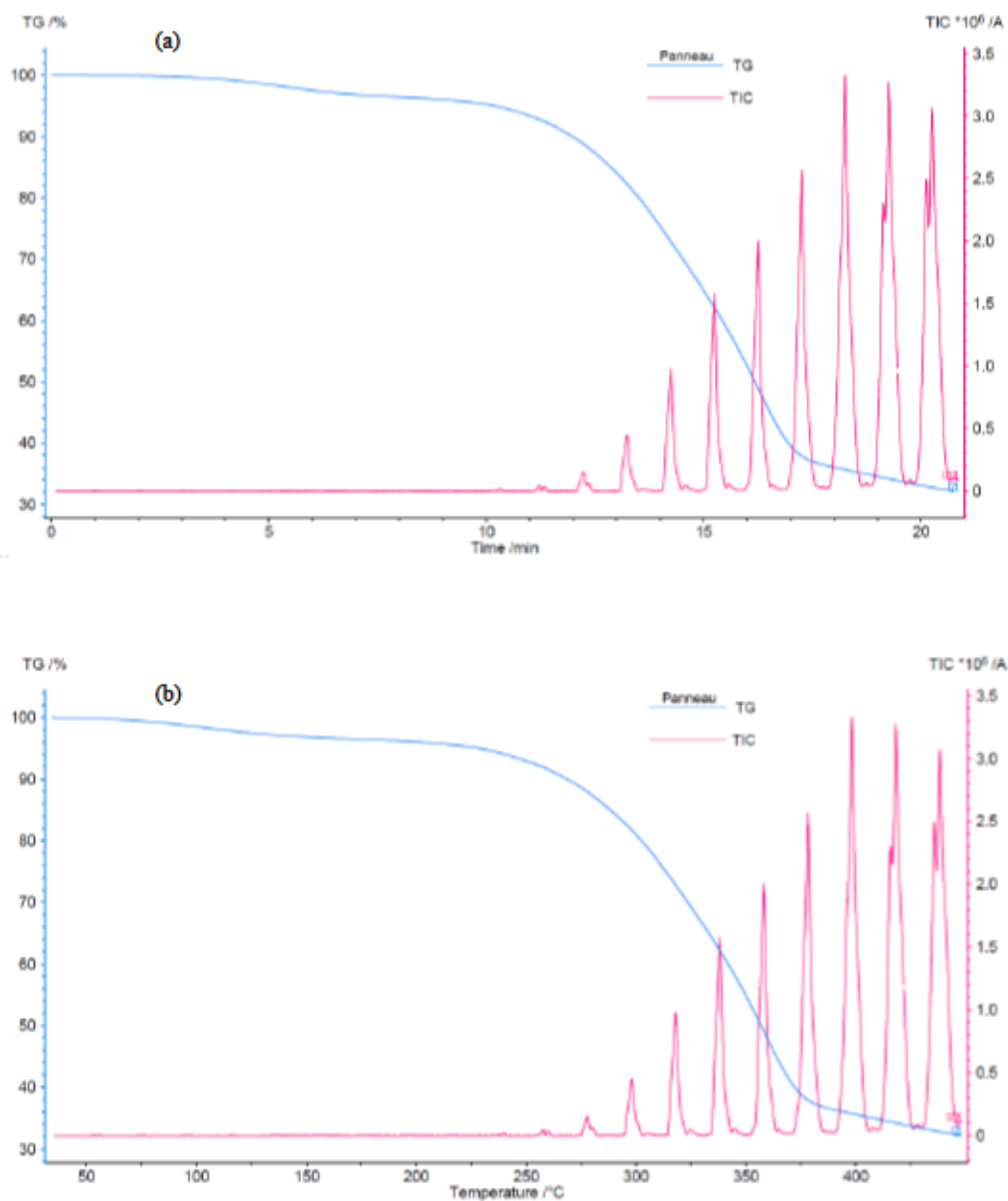


Figure 3.6 Courbe thermogravimétrique (TG) et courant ionique total (TIC) pour les échantillons de panneaux de particules a) en fonction du temps b) en fonction de la température

Tableau 3.16 Liste des composés organiques volatils émis lors de la pyrolyse de panneaux de particules

N° Pic	Temps de rétention (min)	Identification	Formule moléculaire	Masse moléculaire	CAS
1	1,082	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
2	2,03	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
3	3,036	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
4	4,04	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
5	5,055	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
6	6,072	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
7	7,064	Oxyde nitrique	NO	30	010102-43-9
8	8,067	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
9	11,044	Oxyde nitrique	NO	30	010102-43-9
10	10,101	Méthane	CH ₄	16	000074-82-8
11	10,139	2-Propanamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-31-0
12	10,237	Ammoniac	NH ₃	17	007664-41-7
13	11,044	Oxyde nitrique	NO	30	010102-43-9
14	11,145	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
15	11,246	Ammoniac	NH ₃	17	007664-41-7
16	11,981	1,1-Dimethylhydrazine	C ₂ H ₈ N ₂	60	000057-14-7
17	12,148	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
18	12,26	Ammoniac	NH ₃	17	007664-41-7
19	12,604	Triméthylamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-50-3
20	13,147	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
21	13,315	Ammoniac	NH ₃	17	007664-41-7
22	13,513	Triméthylamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-50-3
23	13,966	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
24	14,161	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
25	14,509	Triméthylamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-50-3
26	14,93	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
27	15,167	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
28	15,501	Triméthylamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-50-3
29	15,933	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
30	16,159	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
31	16,515	Triméthylamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-50-3
32	16,922	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
33	17,166	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
34	17,528	Triméthylamine	C ₃ H ₉ N	59	000075-50-3
35	17,96	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
36	18,182	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
37	18,652	8-Hydroxy-2-octanone	C ₈ H ₁₆ O ₂	144	025368-54-1
38	19,035	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
39	19,168	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
40	19,37	1-Propanol	C ₃ H ₈ O	60	000071-23-8
41	19,666	8-Hydroxy-2-octanone	C ₈ H ₁₆ O ₂	144	025368-54-1
42	20,038	Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂	60	000064-19-7
43	20,167	Dioxyde de carbone	CO ₂	44	000124-38-9
44	20,658	5-Hydroxy-2-pentanone	C ₅ H ₁₀ O ₂	102	001071-73-4

3.4 Analyse des gaz émis lors de la l'activation des panneaux de particules par GC/MS

Une analyse semi-qualitative a été réalisée à l'aide de l'analyseur GC/MS des gaz émis lors de l'activation du biochar dérivé de panneaux de particules dans le but de déterminer les composés organiques volatils émis à 750, 850 et 950 °C. Un condenseur a été utilisé pour condenser les gaz condensables. Un échantillon a été prélevé avant le condenseur et l'autre après, afin d'évaluer l'efficacité du condenseur. Les gaz analysés ont été récupérés après environ 1 h d'activation à l'aide de sacs à gaz. Le Tableau 3.17 montre les principaux gaz volatils générés pendant l'activation avant et après la condensation. On constate que les émissions résultant de l'activation des biochars de panneaux de particules étaient dominées par les hydrocarbures aromatiques, en particulier le benzène (C_6H_6) et le toluène (C_7H_8) qui ont été détectés pour aux trois différentes températures d'activation. Tandis que d'autres hydrocarbures aromatiques, tels que le p-xylène (C_8H_{10}) et le styrène (C_8H_8), ont été détectés en faible pourcentage.

Ces résultats sont en accord avec les résultats trouvés par Girod (2008e) qui a détecté le benzène comme le gaz volatile le plus émis, suivi par le toluène et également le p-xylène et le styrène après activation du biochar dérivé de panneaux de particules à une température de 800 et 1000 °C en présence de la vapeur d'eau. L'émission de deux espèces azotées pour tous les échantillons de gaz, notamment l'oxyde nitrique (NO) et l'éthylènediamine ($C_2H_8N_2$), est probablement due à la décomposition de l'azote pyridinique, de l'azote pyrrolique et des oxydes d'azote présents dans le biochar. Ainsi, deux composés soufrés ont été libérés pendant l'activation puisque le pourcentage de soufre dans le biochar était de 0,87 %, à savoir le sulfure de carbone (CO_2) qui était présent dans tous les échantillons et le sulfure d'hydrogène (H_2S) détecté seulement à 850 °C après condensation du gaz. À partir de nos résultats, on peut constater que l'utilisation du condenseur n'est pas nécessaire puisqu'il n'y a pas une grande différence entre les gaz analysés avant et après la condensation. Ceci peut être expliqué par la volatilisation de la majorité des gaz volatils condensables pendant la première étape de la pyrolyse.

Tableau 3.17 Liste des composés organiques volatils émis lors de l'activation du biochar dérivé de panneaux de particules avant et après condensation des gaz à 750, 850 et 950 °C

Composés	Formule moléculaire	Température d'activation					
		950 °C		850 °C		750 °C	
		Avant condensateur	Après condensateur	Avant condensateur	Après condensateur	Avant condensateur	Après condensateur
Oxyde nitrique	NO	X	X	X	X	X	X
Éthylènediamine	C ₂ H ₈ N ₂	X	X	X	X	X	X
Sulfure de carbonyle	COS	X	X	X	X	X	X
Benzène	C ₆ H ₆	X	X	X	X	X	X
Toluène	C ₇ H ₈	X	X	X	X	X	X
p-Xylène	C ₈ H ₁₀	X	X	X	X		
Styrène	C ₈ H ₈	X					
1,3-Cyclopentadiène	C ₅ H ₆	X					
Acétylène	C ₂ H ₂			X	X		
Sulfure d'hydrogène	H ₂ S				X		
Acide acétique	C ₂ H ₄ O ₂					X	X

3.5 Étude du potentiel des biochars et biochars activés dans l'adsorption du dioxyde de soufre (SO₂)

Le SO₂ est le principal contaminant atmosphérique émis par les activités industrielles. Ce gaz est principalement généré par la combustion de combustibles fossiles, qui sert à produire de l'électricité et à fondre des minerais. Le SO₂ produit par les industries peut provoquer des pluies acides, qui contribuent à la pollution de l'air, à l'acidification des sols, à la pollution de l'eau et à la destruction des structures des bâtiments (Sun et al., 2020). L'adsorption de SO₂ par des matériaux carbonés, en particulier le charbon activé, a été identifiée comme le choix le plus prometteur comme méthode d'élimination de SO₂, en raison de son faible coût et la possibilité de recycler les adsorbants (Qu et al., 2018).

L'adsorption de SO₂ par le biochar et les biochars activés dérivés de panneaux de particules a été étudiée. Les comportements d'adsorption pour l'élimination de SO₂ par ces adsorbants poreux solides sont présentés dans la Figure 3.7. La capacité d'adsorption de SO₂ et le temps de percée de tous les échantillons sont résumés dans le Tableau 3.18. Après avoir examiné les données, on constate que le biochar activé à 950 °C est le plus performant parmi les autres échantillons avec une capacité d'adsorption de SO₂ la plus élevée, 2138 mg/g.

De plus, il est clair que la température d'activation a un grand impact sur l'adsorption de SO₂ par le charbon activé. La capacité d'adsorption et le temps d'adsorption jusqu'à saturation ont augmenté avec l'augmentation de la température. En effet, plus la surface spécifique est importante, plus la capacité d'adsorption est élevée. La saturation du biochar a été atteinte après 2,3 h et a augmenté à 3,4, 13,3 et 19,4 h après l'activation du biochar à 750, 850 et 950 °C, respectivement. En comparaison avec un charbon activé commercial largement utilisé, tel que le Draco G-60, la capacité d'adsorption de SO₂ est de 65 mg/g (1,41 h) avec une surface spécifique de 889 m²/g et une teneur en azote de 0 %, tandis que la capacité d'adsorption de SO₂ des biochars activés dérivés

de panneaux de particules est comprise entre 347 et 2138 mg/g avec une surface spécifique allant de 450 à 866 m²/g et une teneur en azote allant de 1,46 à 1,85 % (Chen et al., 2012).

Selon la littérature, nos biochars activés riches en azote ont une capacité d'adsorption de SO₂ très élevée par rapport à d'autres matériaux de carbone dopés à l'azote. Par exemple, Wang et al. 2022 a développé un matériau de carbone dopé à l'azote ayant une teneur en azote de 1,29 % (analyse XPS), une surface spécifique de 1370 m²/g, un volume de pores de 0,62 cm³/g et une capacité d'adsorption de SO₂ de 115 mg/g. D'autre part, le biochar activé à 950 °C développé dans la présente étude avait un pourcentage d'azote de 1,4 % (analyse XPS), une surface spécifique de 866 m²/g, un volume de pores de 0,411 cm³/g et une capacité d'adsorption de SO₂ de 2138 mg/g. Cette différence peut être expliquée par la différence dans la distribution des espèces azotées et la distribution de la taille des pores dans ces deux matériaux carbonés.

En effet, certains chercheurs ont affirmé que l'azote pyridinique (N-6) favorise l'adsorption de SO₂ en renforçant l'interaction électrostatique des atomes de carbone adjacents et la force de van der Waals entre la surface des matériaux en carbone et le SO₂, respectivement (Qu et al., 2018). De plus, la capacité d'adsorption des adsorbants poreux dépend généralement de leur surface spécifique, car il y a plus de sites libres dans les adsorbants ayant une surface plus élevée (Le-Minh et al., 2018). En outre, un rapport de micropores élevé est favorable pour l'adsorption de SO₂. Liu (2010) a montré que la capacité d'adsorption de SO₂ dépend proportionnellement du ratio de micropores ou de la distribution de la taille des pores, c'est-à-dire que plus le ratio de micropores est élevé, plus la capacité d'adsorption de SO₂ est importante.

Dans une étude antérieure de Braghiroli et al. (2019), les biochars activés dérivés de l'épinette noire et du bouleau blanc se sont rapidement saturés en SO₂ après le début de la détection de ce dernier (environ 1 min). Cependant, dans notre étude, les biochars ont pris beaucoup de temps pour se saturer en SO₂ (allant de 1 h à 17 h). Cela est

expliqué probablement par l'accès difficile des adsorbats aux sites libres dans les pores. Autrement dit, les adsorbats doivent traverser les mésopores pour atteindre les micropores où se produit généralement l'adsorption, ce qui explique la lente saturation des biochars après le début de la détection de SO_2 (Liu et Adanur, 2014). Cela s'explique également par la présence d'azote dans les biochars activés. La présence de groupes fonctionnels azotés sur la surface des adsorbants à base de carbone augmente la basicité de la surface et peut améliorer l'adsorption de SO_2 . En effet, le SO_2 est un gaz acide et conséquemment, les sites actifs responsables de l'adsorption doivent avoir un caractère basique. Les sites basiques ont été associés à des groupes contenant de l'oxygène et de l'azote sur la surface (Raymundo-Piñero et al., 2003; Sun et al., 2016). Raymundo-Piñero et al. (2003) ont montré que l'azote pyridinique confère une plus grande basicité à la surface comparée à l'azote quaternaire. Sun et al. (2016) ont montré que l'augmentation de la teneur en azote dans les matériaux en carbone entraîne une augmentation de la capacité d'adsorption de SO_2 . L'élimination de SO_2 peut se faire par adsorption physique et chimique. L'adsorption physique des gaz n'implique pas la formation de liaisons chimiques, tandis que l'adsorption chimique résulte du développement d'une liaison chimique entre le gaz (adsorbat) et le solide (adsorbant). Cependant, l'adsorption physique tend à être le mécanisme dominant de l'adsorption en phase gazeuse sur le charbon activé (Le-Minh et al., 2018).

Étant donné que les biochars activés à haute teneur en azote produits dans cette étude ont une grande surface spécifique, une structure microporeuse et des groupes fonctionnels de surface abondants, ils peuvent être utilisés dans d'autres domaines d'application tels que l'adsorption de métaux lourds (Wu et al., 2014) et de CO_2 (Debal et al., 2014), la catalyse (Guo et al., 2016b), le stockage de l'énergie (Jin et al., 2013) et l'apport d'azote aux plantes (Chang et al., 2015).

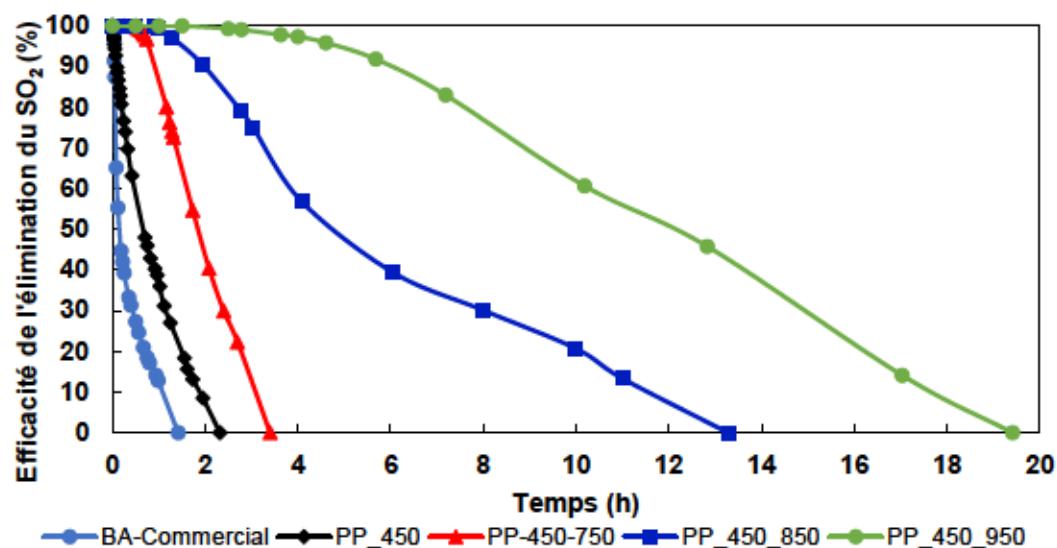


Figure 3.7 Courbes d'efficacité d'élimination de SO₂ en fonction du temps d'adsorption pour le biochar, les biochars activés dérivés de panneaux de particules et le biochar activé commercial (Darco G-60)

Tableau 3.18 Capacité d'adsorption de SO₂ des différents biochars

Précurseur	Capacité d'adsorption (mg SO ₂ /g)	Temps de percée (h)
PP_450	150	2,32
PP_450_750	347	3,4
PP_450_850	1117	13,28
PP_450_950	2138	19,41
BA-commercial (Darco G-60)	65	1,41

CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La présente étude avait pour objectif d'évaluer le potentiel du procédé de pyrolyse suivi d'un procédé d'activation en vue de valoriser les déchets de panneaux de particules et d'évaluer le potentiel d'utilisation des biochars activés, obtenus lors de l'étape d'activation, comme adsorbant de contaminants gazeux tel que le SO₂. Pour ce faire, les panneaux de particules mélaminés ont été pyrolysés à 450 °C et par la suite activés à 750, 850 et 950 °C. L'activation des biochars a été réalisée par un agent physique (CO₂). Ces biochars activés ont par la suite été évalués comme adsorbants de SO₂ à une concentration de 150 ppm.

Les travaux réalisés ont répondu à l'objectif général ainsi qu'aux objectifs spécifiques de cette étude. Ainsi, toutes les hypothèses citées au début du projet sont affirmées. Les résultats obtenus ont mis en évidence les principaux points suivants :

- Les panneaux de particules ont une teneur en azote très élevée de 4,29 % en raison de la présence de colle urée-formaldéhyde et mélamine-formaldéhyde et 94 % de cet azote se trouve sous la forme d'azote pyrrolique (N-5). La teneur en azote la plus élevée a été détectée au niveau du revêtement en mélamine avec un pourcentage de 22,67 %. Ainsi, ces panneaux présentent une concentration élevée de certains métaux, notamment Ca (2513 mg/kg) et K (811 mg/kg). Ils ne présentent aucun danger de lixiviation de ces derniers dans l'environnement puisque les concentrations des métaux lixiviés ne dépassent pas les limites réglementaires établies par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (USEPA).
- Contrairement à toutes les autres études qui ont utilisé des procédés de pyrolyse lente à l'échelle du laboratoire, la présente étude est la seule qui traite les panneaux de particules par pyrolyse rapide à échelle pilote. La pyrolyse rapide

des panneaux de particules avec la technologie CarbonFx à une température de 450 °C et un temps de résidence de 2 s est suffisante pour dégrader thermiquement tous les composants des panneaux, y compris la résine UF et MF. En effet, le traitement pyrolytique permet d'éliminer environ 66 % de l'azote présent dans le panneau et de produire un biochar plus propre que le déchet d'origine.

- Le traitement d'activation physique par CO₂ a permis de développer les propriétés texturales du biochar (surface spécifique, le volume des micropores, le volume des mésopores et le volume total des pores). L'augmentation de la température d'activation entraîne également une amélioration des propriétés texturales. Les meilleures caractéristiques texturales des biochars activés ont été obtenues pour une température de 950 °C, pour laquelle la surface spécifique, le volume des micropores, le volume des mésopores et le volume total des pores sont les plus élevés, soit respectivement 866 m²/g, 0,411 cm³/g, 0,272 cm³/g et 0,139 cm³/g.
- Après une pyrolyse suivie d'une activation, il reste une quantité non négligeable d'azote dans les biochars activés, même si une grande partie de l'azote a été dévolatilisée en liquide et en gaz. En général, la présence d'azote conduit à une amélioration des propriétés physico-chimiques et électrochimiques des matériaux en carbone, qui peuvent donc être très prometteurs dans une large gamme d'applications. L'azote présent dans les biochars activés se trouve principalement sous la forme d'azote pyrrolique (N-5) et d'azote pyridinique (N-6). D'autre part, les biochars activés ne sont pas considérés comme dangereux au point de vue de la lixiviation des métaux lourds étant donné que la concentration des métaux lixiviés ne dépasse pas les limites réglementaires établies par l'USPEA.
- Le gaz émis lors de la pyrolyse des panneaux de particules est composé principalement de CO₂. On trouve aussi des composés azotés, notamment de

l'oxyde nitrique (NO), de l'ammoniac (NH₃) et de la triméthylamine (C₃H₉N), qui sont produits par la dégradation de leurs principaux précurseurs, à savoir l'urée-formaldéhyde et la mélamine-formaldéhyde. Cependant, les gaz émis lors de l'activation du biochar sont composés majoritairement de composés d'hydrocarbures aromatiques et, en particulier le toluène (C₇H₈) et le benzène (C₆H₆) qui ont été détectés aux trois différentes températures d'activation ainsi que l'émission de deux espèces azotées, notamment l'oxyde nitrique (NO) et l'éthylènediamine (C₂H₈N₂).

- Les biochars activés préparés à partir de panneaux de particules peuvent être efficacement utilisés comme adsorbant de SO₂. La température d'activation a un grand impact sur la capacité d'adsorption du charbon activé. La capacité d'adsorption et le temps d'adsorption de SO₂ jusqu'à saturation du biochar activé augmentent avec l'augmentation de la température d'activation. Ces biochars activés ont montré une meilleure capacité d'adsorption de SO₂ que le biochar activé commercial Darco G-60. Leurs adsorptions maximales étaient de 2138 mg/g et 65 mg/g pour un temps de percée de 19,41 h et 1,41 h pour le biochar activé à 950 °C et biochar activé commercial, respectivement. Cela prouve que la présence d'azote dans le biochar activé avec une surface spécifique élevée est responsable de sa forte capacité d'adsorption. Comparée à une étude antérieure portant sur un matériau de carbone dopé à l'azote, la capacité d'adsorption de SO₂ de ce dernier est de 115 mg/g avec une teneur en azote de 1,29 % (analyse XPS), une surface spécifique de 1370 m²/g et un volume de pore de 0,62 cm³/g. Par contre, la capacité d'adsorption de SO₂ du biochar activé à 950 °C développé dans cette étude est de 2138 mg/g avec un pourcentage d'azote de 1,4 % (analyse XPS), une surface spécifique de 866 m²/g et un volume de pore de 0,411 cm³/g.

Selon les résultats de la présente étude, les améliorations suivantes sont suggérées:

- Augmenter la capacité de production du biochar activé par le four prototype d'activation physico-chimique en agrandissant le tube de transport à vis sans fin afin d'agrandir le four à moufle dans lequel il se trouve. Aussi, ajouter un régulateur de vitesse du moteur afin de modifier la vitesse de rotation de la vis pour pouvoir contrôler le temps de résidence de la matière dans le four.
- À grande échelle, adapter le procédé pilote de pyrolyse CarbonFX en développant un module complémentaire inédit d'activation de biochar pour des applications de décontamination et de revalorisation des déchets de panneaux en bois reconstitué.
- Calibrer le GC/MS avec des étalons de gaz problématiques, tels que les gaz azotés comme le NO, afin de pouvoir les quantifier et les comparer aux normes de qualité de l'atmosphère.
- Installer un analyseur de gaz à la sortie des gaz du CarbonFX afin de comparer les gaz émis avec ceux émis par l'analyseur thermogravimétrique.
- Mesurer les émissions de formaldéhyde provenant des panneaux de particules en utilisant la méthode ISO 16000-6:2011 permettant de doser les COVs dans l'air intérieur et dans l'air échantillonné afin de déterminer les émissions de COVs provenant de matériaux de construction à l'aide de chambres d'essai et de cellules d'essai.

RÉFÉRENCES

- Aguilera, A. et Davim, J.P. *Research Developments in Wood Engineering and Technology*; Engineering Science Reference (An Imprint of IGI Global): Hershey, PA, USA, 2014.
- Ahmed, M. J., et Hameed, B. H. (2020). Insight into the co-pyrolysis of different blended feedstocks to biochar for the adsorption of organic and inorganic pollutants : A review. *Journal of Cleaner Production*, 265, 121762.
- Akhil, D., Lakshmi, D., Kartik, A., Vo, D.-V. N., Arun, J., et Gopinath, K. P. (2021). Production, characterization, activation and environmental applications of engineered biochar : A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(3), 2261-2297.
- Allaire, S. E., et Sébastien, L. (2013). Le biochar dans les milieux poreux : Une solution miracle en environnement? *Vecteur Environnement*, 11.
- Ashiq, A., et Vithanage, M. (2020). Biochar-mediated soils for efficient use of agrochemicals. In *Agrochemicals Detection, Treatment and Remediation*, Nugegoda, Sri Lanka, 621-645.
- ASTM Standard D6646-03. (2008). Standard test method for determination of the accelerated hydrogen sulfide breakthrough capacity of granular and pelletized activated carbon. ASTM International, West Conshohocken.
- Audet, M. (2019). Résidus de construction, de rénovation et de démolition : Comment les valoriser davantage? *Vecteur Environnement*, 52(3), 40-45.

- Bhatia, S. C. (2014). *Advanced renewable energy systems, (Part1 and 2)*. Taylor and Francis group, Danvers.
- Bhuiyan, M. (2016). *Wood : Nonstructural Panels*. Reference Module in Materials Science and Materials Engineering, 8.
- Bimera, J., Satbuta, P. D., Boudoub, J.-P., et Siemieniowska', T. (1998). Modified active carbons from precursors enriched with nitrogen functions : Sulfur removal capabilities. *Fuel*, 77(6), 519-525.
- Borazjani, H., Diehl, S. V., et Stewart, H. A. (1997). Production of compost from furniture manufacturing woodwastes. *Forest products journal*, 47(2), 47.
- Borazjani, H., Diehl, S. V., Stewart, H. A., et Wiltcher, D. (2000). Composting of wood waste: plywood and sawmill residue. *Forest and Wildlife Research Center. Research Advances* 5(1): 188.
- Braghiroli, F. L., Bouafif, H., Hamza, N., Neculita, C. M., et Koubaa, A. (2018). Production, characterization, and potential of activated biochar as adsorbent for phenolic compounds from leachates in a lumber industry site. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 26562-26575.
- Braghiroli, F. L., Bouafif, H., et Koubaa, A. (2019). Enhanced SO₂ adsorption and desorption on chemically and physically activated biochar made from wood residues. *Industrial Crops and Products*, 138, 111456.
- Braghiroli, F. L., Bouafif, H., Neculita, C. M., et Koubaa, A. (2020). Influence of pyro-gasification and activation conditions on the porosity of activated biochars : A Literature Review. *Waste and Biomass Valorization*, 11(9), 5079-5098.
- Brunauer, S., Emmett, P. H., et Teller, E. (1938). Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *Journal of the American Chemical Society*, 60(2), 309-319.

- Bütün, F. Y., Mayer, A. K., Ostendorf, K., Gröne, O.-E. Z., Krause, K. C., Schöpfer, C., Mertens, O., Krause, A., et Mai, C. (2018). Recovering fibres from fibreboards for wood polymer composites production. *International Wood Products Journal*, 9(2), 42-49.
- Carvalho, L., Magalhães, F., et Ferra, J. (2012). Formaldehyde emissions from wood-based panels-Testing methods and industrial perspectives. *Formaldehyde: chemistry, applications and role in polymerization*, 1-45.
- Ceaeq. (2011). Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Détermination des métaux : Méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon. MA. 200-Mét 1.2, Rév. 1.
- Chang, Y.M., Tsai, W.T., Li, M.H., 2015. Chemical characterization of char derived from slow pyrolysis of microalgal residue. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 111, 88–93.
- Chen, C., Kim, J., et Ahn, W.-S. (2012). Efficient carbon dioxide capture over a nitrogen-rich carbon having a hierarchical micro-mesopore structure. *Fuel*, 95, 360-364.
- Chiniforush, A. A., Akbarnezhad, A., Valipour, H., et Malekmohammadi, S. (2019). Moisture and temperature induced swelling/shrinkage of softwood and hardwood glulam and LVL : An experimental study. *Construction and Building Materials*, 207, 70-83.
- Collard, F.-X., et Blin, J. (2014). A review on pyrolysis of biomass constituents : Mechanisms and composition of the products obtained from the conversion of cellulose, hemicelluloses and lignin. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 594-608.
- Conner, A. H. (1996). Urea-formaldehyde adhesive resins. *Polymeric materials encyclopedia*, 11, 8496-8501.

- Czarnecki, R., Dziurka, D., et Łęcka, J. (2003). The use of recycled boards as the substitute for particles in the centre layer of particleboards. *Electronic Journal of Polish Agricultural Universities*, 6(2), 1.
- Debal, M., Girods, P., Lémonon, J., Meyer, N., Tilloy, C., Donnot, A., et Rogaume, Y. (2014). CO₂ adsorption capacities of active chars prepared from wood laminated flooring waste. *International Journal of Energy, Environment and Economics*, 22(1), 9.
- Demirbas, A. (2011). Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. *Energy Conversion and Management*, 52(2), 1280-1287.
- Dias Júnior, A. F., Arthuso, H., Lana, A. Q., Andrade, C. R., Brito, J. O., et Bortoletto Júnior, G. (2021). Addition of Eucalyptus sp wood to urban wood waste as a strategy for energetic use. *Scientia Forestalis*, 49(129), 1-11.
- Del Bubba, M., Anichini, B., Bakari, Z., Bruzzoniti, M. C., Camisa, R., Caprini, C., Checchini, L., Fibbi, D., El Ghadraoui, A., et Liguori, F. (2020). Physicochemical properties and sorption capacities of sawdust-based biochars and commercial activated carbons towards ethoxylated alkylphenols and their phenolic metabolites in effluent wastewater from a textile district. *Science of The Total Environment*, 708, 135217.
- Dubinin, M. M. (1989). Fundamentals of the theory of adsorption in micropores of carbon adsorbents: Characteristics of their adsorption properties and microporous structures. *Carbon*, 27(3), 457-467.
- Duval, C. (2006). Aminoplastes. Ed. Techniques Ingénieur. <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/materiaux-th11/matieres-thermodurcissables-monographies-42146210/aminoplastes-am3415/>. (Consulté le 07.01.2021).

- Fahmy, T. Y. A., Fahmy, Y., Mobarak, F., El-Sakhawy, M., et Abou-Zeid, R. E. (2020). Biomass pyrolysis : Past, present, and future. *Environment, Development and Sustainability*, 22(1), 17-32.
- Feng, Y., Mu, J., Chen, S., Huang, Z., et Yu, Z. (2012). The influence of urea formaldehyde resins on pyrolysis characteristics and products of wood-based panels. *BioResources*, 7(4), 4600-4613.
- Feng, Y. S., Chen, S. H., et Mu, J. (2010). Characterization of Products from Pyrolysis of Waste Wood-Based Composites Containing Urea-Formaldehyde Resins. *Advanced Materials Research*, 139-141, 185-189.
- Foong, S. Y., Liew, R. K., Lee, C. L., Tan, W. P., Peng, W., Sonne, C., Tsang, Y. F., et Lam, S. S. (2022). Strategic hazard mitigation of waste furniture boards via pyrolysis : Pyrolysis behavior, mechanisms, and value-added products. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126774.
- Frihart, C. R. (2005). Wood adhesion and adhesives. *Handbook of wood chemistry and wood composites*. Boca Raton, Fla.: CRC Press, 2005: p.215-278.
- Garcia-Martinez, J., Cazorla-Amoros, D., et Linares-Solano, A. (2000). Further evidences of the usefulness of CO₂ adsorption to characterize microporous solids. In *Studies in surface science and catalysis* (Vol. 128, p. 485-494). Elsevier.
- Gerberich, H. R., Seaman, G. C., et Staff, U. by. (2000). Formaldehyde. *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*, 1-22.
- Girods, P., Dufour, A., Fierro, V., Rogaume, Y., Rogaume, C., Zoulalian, A., et Celzard, A. (2009a). Activated carbons prepared from wood particleboard wastes : Characterisation and phenol adsorption capacities. *Journal of Hazardous Materials*, 166(1), 491-501.

- Girods, P., Dufour, A., Rogaume, Y., Rogaume, C., et Zoulalian, A. (2009b). Comparison of gasification and pyrolysis of thermal pre-treated wood board waste. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 85(1-2), 171-183.
- Girods, P., Rogaume, Y., Dufour, A., Rogaume, C., et Zoulalian, A. (2008a). Low-temperature pyrolysis of wood waste containing urea-formaldehyde resin. *Renewable Energy*, 33(4), 648-654.
- Girods, P., Dufour, A., Rogaume, Y., Rogaume, C., et Zoulalian, A. (2008b). Thermal removal of nitrogen species from wood waste containing urea formaldehyde and melamine formaldehyde resins. *Journal of Hazardous Materials*, 159(2-3), 210-221.
- Girods, P., Dufour, A., Rogaume, Y., Rogaume, C., et Zoulalian, A. (2008c). Pyrolysis of wood waste containing urea-formaldehyde and melamine-formaldehyde resins. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 81(1), 113-120.
- Girods, P., Rogaume, Y., Dufour, A., Rogaume, C., et Zoulalian, A. (2008d). SFGP 2007—Two-Step Process of Thermo-Chemical Conversion of Wood Waste Contaminated by Aminoplast Resins. *International Journal of Chemical Reactor Engineering*, 6(1), 1542-6580.
- Girods, P. (2008e). Procédé multi-étagé de valorisation de déchets bois type panneaux de particules (Doctoral dissertation, Université Henri Poincaré-Nancy 1), France.
- Gomes, J. A. F. L., Azaruja, B. A., et Mourão, P. A. M. (2016). From MDF and PB wastes to adsorbents for the removal of pollutants. *Applied Surface Science*, 380, 119-126.
- Grammelis, P., Margaritis, N., et Kourkoumpas, D.-S. (2018). Pyrolysis Energy Conversion Systems. In *Comprehensive Energy Systems* (p. 1065-1106). Elsevier.

- Gregg, S. J., Sing, K. S. W., et Salzberg, H. W. (1967). Adsorption surface area and porosity. *Journal of The electrochemical society*, 114(11), 279C.
- Guo, D., Shibuya, R., Akiba, C., Saji, S., Kondo, T., et Nakamura, J. (2016b). Active sites of nitrogen-doped carbon materials for oxygen reduction reaction clarified using model catalysts. *Science*, 351(6271), 361-365.
- Guo, J., Ren, X., Li, S., Huang, Z., Manzo, M., Cai, L., et Chang, J. (2021 a). The impact of blending with poplar wood on the co-pyrolysis characteristics of waste particleboards. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-8.
- Haddad, K. (2018). Etude de la pyrolyse de matériaux biosourcés chimiquement modifiés: Caractérisation des biochars et application agronomique (Doctoral dissertation, Université Mulhouse), France, 246.
- Hameed, R., Cheng, L., Yang, K., Fang, J., et Lin, D. (2019). Endogenous release of metals with dissolved organic carbon from biochar: Effects of pyrolysis temperature, particle size, and solution chemistry. *Environmental Pollution*, 255, 113253.
- Han, T. U., Kim, Y.-M., Watanabe, C., Teramae, N., Park, Y.-K., Kim, S., et Lee, Y. (2015). Analytical pyrolysis properties of waste medium-density fiberboard and particle board. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 32, 345-352.
- Hirata, T., Kawamoto, S., et Okuro, A. (1991). Pyrolysis of melamine-formaldehyde and urea-formaldehyde resins. *Journal of Applied Polymer Science*, 42(12), 3147-3163.
- Humar, M. (2010). Inorganic Pollutants in Recovered Wood from Slovenia and Boards Made of Disintegrated Wood. *The Open Environmental Engineering Journal*, 3(1), 49-54.
- IARC. (2004). International Agency for Research on Cancer classifies formaldehyde as carcinogenic to humans. Press release no. 153, 2004.

- Ihnát, V., Lübke, H., Russ, A., et Borůvka, V. (2017). Waste agglomerated wood materials as a secondary raw material for chipboards and fibreboards part I. preparation and characterization of wood chips in terms of their reuse. *Wood research*, 13.
- Jansen, R. J. J., et Van Bekkum, H. (1995). XPS of nitrogen-containing functional groups on activated carbon. *Carbon*, 33(8), 1021-1027.
- Jin, X.-J., Zhang, M.-Y., Wu, Y., Zhang, J., et Mu, J. (2013). Nitrogen-enriched waste medium density fiberboard-based activated carbons as materials for supercapacitors. *Industrial Crops and Products*, 43, 617-622.
- Kamke, F. A. (2011). Wood: nonstructural panel processes. *Encyclopedia of Materials: Science and Technology*, 9673-9678
- Kan, A. (2009). General characteristics of waste management: A review. *Energy Education Science and Technology Part a-Energy Science and Research*, 23.
- Kan, T., Strezov, V., et Evans, T. J. (2016). Lignocellulosic biomass pyrolysis : A review of product properties and effects of pyrolysis parameters. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 1126-1140.
- Kazemi Shariat Panahi, H., Dehghani, M., Ok, Y. S., Nizami, A.-S., Khoshnevisan, B., Mussatto, S. I., Aghbashlo, M., Tabatabaei, M., et Lam, S. S. (2020). A comprehensive review of engineered biochar : Production, characteristics, and environmental applications. *Journal of Cleaner Production*, 270, 122462.
- Kharazipour, A., et Kües, U. (2007). 20. Recycling of Wood Composites and Solid Wood Products, 509-533.
- Kim, J.-Y., Oh, S., et Park, Y.-K. (2020). Overview of biochar production from preservative-treated wood with detailed analysis of biochar characteristics, heavy metals behaviors, and their ecotoxicity. *Journal of Hazardous Materials*, 384, 121356.

- Kloeser, L., Kües, U., Schöpfer, C., Hosseinkhani, H., Schütze, S., Dantz, S., Malik, I., Vos, H., Bartholme, M., et Müller, C. (2007). Panel boards and conventional adhesives. *Wood Production, Wood Technology, and Biotechnological Impacts*, 297-346.
- Kwon, J. H., Park, S. B., Ayrilmis, N., Oh, S. W., et Kim, N. H. (2013). Effect of carbonization temperature on electrical resistivity and physical properties of wood and wood-based composites. *Composites Part B: Engineering*, 46, 102-107.
- Lai, Z., Li, S., Zhang, Y., Li, Y., et Mu, J. (2018). Influence of urea formaldehyde resin on the pyrolysis of biomass components : cellulose, hemicellulose, and lignin. *Bioresources*, 13(2), 2218-2232.
- Le-Minh, N., Sivret, E. C., Shammay, A., et Stuetz, R. M. (2018). Factors affecting the adsorption of gaseous environmental odors by activated carbon : A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 48(4), 341-375.
- Lemonon, J. (2013). Valorisations énergétique et matière du revêtement de sol stratifié par pyrolyse et gazéification (Doctoral dissertation, Université de Lorraine), France, 325.
- Lemonon, J., Girods, P., Rogaume, C., Perrin, D., et Rogaume, Y. (2014). Nitrogen removal from wood laminated flooring waste by low-temperature pyrolysis. *waste and biomass valorization*, 5(2), 199-209.
- Leng, L., Xu, S., Liu, R., Yu, T., Zhuo, X., Leng, S., Xiong, Q., et Huang, H. (2020). Nitrogen containing functional groups of biochar : An overview. *Bioresource Technology*, 298, 122286.

- Légifrance. (2010). Article L541-1 du Code de l'environnement. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042176087/. (Consulté le 23/07/2022).
- Liteplo, R. G., Beauchamp, R., Chénier, R., Meek, M. E., et Organization, W. H. (2002). Formaldehyde. World Health Organization.
- Liu, C., Wang, H., Karim, A. M., Sun, J., et Wang, Y. (2014). Catalytic fast pyrolysis of lignocellulosic biomass. *Chem. Soc. Rev.*, 43(22), 7594-7623.
- Liu, W., et Adanur, S. (2014). Desulfurization properties of activated carbon fibers. *Journal of Engineered Fibers and Fabrics*, 9(2), 155892501400900.
- Liu, Y., et Zhu, X. (2014). Measurement of formaldehyde and VOCs emissions from wood-based panels with nanomaterial-added melamine-impregnated paper. *Construction and Building Materials*, 66, 132-137.
- Lykidis, C., et Grigoriou, A. (2008). Hydrothermal recycling of waste and performance of the recycled wooden particleboards. *Waste management*, 28(1), 57-63.
- Lykidis, C., et Grigoriou, A. (2011). Quality characteristics of hydrothermally recycled particleboards using various wood recovery parameters. *International Wood Products Journal*, 2(1), 38-43.
- Mancinelli, E., Baltrėnaitė, E., Baltrėnas, P., Paliulis, D., et Passerini, G. (2016). Trace metals in biochars from biodegradable by-products of industrial processes. *Water, air and soil pollution*, 227(6), 1-21.
- Maloney, T. M. (1977). *Modern Particleboard et Dry-Process Fiberboard Manufacturing*. USA: Miller Freeman Publication, 95-105.
- Mantanis, G. I., Athanassiadou, E. Th., Barbu, M. C., et Wijnendaele, K. (2018). Adhesive systems used in the European particleboard, MDF and OSB industries. *Wood Material Science et Engineering*, 13(2), 104-116.

- Markus Erbreich, H. (2000). Recycling of laminated boards. *Materials Technology*, 15(4), 285-289.
- Marsh, H., et Reinoso, F. R. (2006). *Activated carbon*. Amsterdam. Elsevier.
- McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 2): Conversion technologies. *Bioresource Technology*, 83(1), 47-54.
- MDDELCC. (2014). Guide d'application du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (chapitre Q-2, r 4.1). Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques, 460.
- MDDELCC. (2018). Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère, Loi sur la qualité de l'environnement. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, 122.
- MDDEP. (2017). Analyse du formaldéhyde dans les résidus de l'industrie des panneaux particules. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/publications/note-instructions/00-17.htm> (Consulté le 20.06.21).
- MDDEP. (2020). Règlement sur l'enfouissement et l'incinération de matières résiduelles. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, <http://legisquebec.gouv.qc.ca/fr/ShowDoc/cr/Q-2.%20r.%2019>. (Consulté le 02.07.21).
- Mei Wu, L., Hui Zhou, C., Shen Tong, D., et Hua Yu, W. (2014). Catalytic Thermochemical Processes for Biomass Conversion to Biofuels and Chemicals. In *Bioenergy Research : Advances and Applications* (p. 243-254). Elsevier.
- Michanickl, A. (1997). Recycling of laminated boards. *TAPPI Proceedings: 1997 Asian Laminates Symposium*, 269-273.
- Moreno, A. I., et Font, R. (2015). Pyrolysis of furniture wood waste : Decomposition and gases evolved. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 113, 464-473.

- Moreno, A. I., Font, R., et Conesa, J. A. (2016). Physical and chemical evaluation of furniture waste briquettes. *Waste Management*, 49, 245-252.
- Mu, J., et Lai, Z. (2017). Pyrolysis Characteristics of Wood-Based Panels and its Products. In M. Samer (Éd.), *Pyrolysis*. InTech, 52-70.
- Nazaret, P. P. (2013). Bannissement du bois de l'élimination : le cas du secteur CRD, des ici et des zones urbaines et municipales de l'estrie. 136.
- Pandey, C. K., Agarwal, A., Baronia, A., et Singh, N. (2000). Toxicity of ingested formalin and its management. *Human et Experimental Toxicology*, 19(6), 360-366.
- Pandey, D., Daverey, A., et Arunachalam, K. (2020). Biochar : Production, properties and emerging role as a support for enzyme immobilization. *Journal of Cleaner Production*, 255, 120267.
- Pedieu, R. (2008). Valorisation des résidus d'écorce de bouleau blanc (*betula papyrifera*) sous forme de fabrication de panneaux (Thèse de doctorat. Université Laval), Québec, Canada. 234
- Pimapunsi, K. (2007). Conception intégrée de meubles réalisés en panneaux de fibres ou de particules (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Grenoble), France, 288.
- Pizzi, A., et Ibeh, C. C. (2014). Amines. In *Handbook of Thermoset Plastics* (p. 75-91). Elsevier. New York, NY, USA, 2nd edition.
- Pizzi, A., et Mittal, K. (2003). *Handbook of Adhesive Technology, Revised and Expanded*. CRC Press. New York, NY, USA, 2nd edition.
- Qi, H., et Cooper, P. A. (2007). The effects of composition and carbon dioxide injection time on the properties of wood-cement composites. *Holz als Roh- und Werkstoff*, 65(4), 267-273.

- Qi, H., Cooper, P. A., et Wan, H. (2006). Effect of carbon dioxide injection on production of wood cement composites from waste medium density fiberboard (MDF). *Waste Management*, 26(5), 509-515.
- Qu, Z., Sun, F., Liu, X., Gao, J., Qie, Z., et Zhao, G. (2018). The effect of nitrogen-containing functional groups on SO₂ adsorption on carbon surface : Enhanced physical adsorption interactions. *Surface Science*, 677, 78-82.
- Rasstegaev, A. N., Tarantseva, K. R., Golubovskiy, V. V., et Tchufistov, O. E. (2020). Study of technological modes of formaldehyde-containing solid waste pyrolysis. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 734, 012172.
- Raymundo-Piñero, E., Cazorla-Amorós, D., et Linares-Solano, A. (2003). The role of different nitrogen functional groups on the removal of SO₂ from flue gases by N-doped activated carbon powders and fibres. *Carbon*, 41(10), 1925-1932.
- Recycled Organics Unit. (2007). A literature review on the composting of composite wood products. The University of New South Wales, Sydney, Australia, 10.
- Recyc-Québec. (2018). Bilan 2018 de la gestion des matières résiduelles au Québec. 52. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/actualite/2019-recyc-quebec-diffuse-les-premiers-resultats-du-bilan-2018-de-la-gestion-des-matieres-residuelles/>. (Consulté le 20.10.21).
- Recyc-Québec. (2019). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles : plan d'action 2019-2024. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4075306> (Consulté le 19.11. 2022)
- Rodriguez-Reinoso, F., Molina-Sabio, M., et González, M. T. (1995). The use of steam and CO₂ as activating agents in the preparation of activated carbons. *Carbon*, 33(1), 15-23.

- Roffael, E., Athanassiadou, E., et Mantanis, G. (2002). Recycling of particle-and fibreboards using the extruder technique. *Proc. Umweltschutz in der Holzwerkstoffindustrie*. Goettingen, Germany, 56-65.
- Roffael, E., Dix, B., Behn, C., et Bär, G. (2010). Use of UF-bonded recycling particle-and fibreboards in MDF-production. *European Journal of Wood and Wood Products*, 68(2), 121-128.
- Sajjadi, B., Chen, W.-Y., et Egiebor, N. O. (2019). A comprehensive review on physical activation of biochar for energy and environmental applications. *Reviews in Chemical Engineering*, 35(6), 735-776.
- Shang, T. X., Cai, X. X., et Jin, X. J. (2015). Phosphorus-and nitrogen-co-doped particleboard based activated carbon in supercapacitor application. *Rsc Advances*, 5(21), 16433-16438.
- Stark, N., et Cai, Z. (2021). Wood-based composite materials: panel products, glued laminated timber, structural composite lumber, and wood-nonwood composites. Chapter 11 in *FPL-GTR-282*, 11-1.
- St-Laurent Samuel, A., Deshaies, M.-E., Richard, G., et Escafit, E. (2017). Guide pratique de mise en valeur du bois post-consommation. Réalisé dans le cadre du projet Faire flèche de tout bois. Réalisé dans le cadre du projet Faire flèche de tout bois. Québec, Nature Québec, 90 p.
- Suchsland, O., et Woodson, G. E. (1987). Fiberboard manufacturing practices in the United States. *Agriculture handbook/United States*. Dept. of Agriculture (USA).
- Sun, F., Gao, J., Liu, X., Yang, Y., et Wu, S. (2016). Controllable nitrogen introduction into porous carbon with porosity retaining for investigating nitrogen doping effect on SO₂ adsorption. *Chemical Engineering Journal*, 290, 116-124.

- Sun, Z., Wang, M., Fan, J., Zhou, Y., et Zhang, L. (2020). Regeneration Performance of Activated Carbon for Desulfurization. *Applied Sciences*, 10(17), 6107.
- Tarazona, R., Gonzalez-Garcia, A., Zamzami, N., Marchetti, P., Frechin, N., Gonzalo, J. A., Ruiz-Gayo, M., Van Rooijen, N., Martinez, C., et Kroemer, G. (1995). Chlorpromazine amplifies macrophage-dependent IL-10 production in vivo. *The Journal of Immunology*, 154(2), 861-870.
- Thoemen, H. (Éd.). (2010). *Wood-based panels : An introduction for specialists*. Brunel University Press, London.
- Tsang, C. W. (2021). Production of activated carbon from wood waste by chemical activation technique and its application to industrial wastewater treatment. *Heliyon*, 7.
- Uddin, M. N., Techato, K., Taweekun, J., Mofijur, M., Rasul, M. G., Mahlia, T. M. I., et Ashrafur, S. M. (2018). An overview of recent developments in biomass pyrolysis technologies. *Energies*, 11(11), 3115.
- Unsal, O., Kartal, S. N., Candan, Z., Arango, R. A., Clausen, C. A., et Green, F. (2009). Decay and termite resistance, water absorption and swelling of thermally compressed wood panels. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 63(5), 548-552.
- Updegraff, I. H. (1990). Amino resin adhesives. In I. Skeist (Éd.), *Handbook of Adhesives* (p. 341-346). Springer, USA.
- USEPA. (2003). United States Environmental Protection Agency Method 1311 : Toxicity characteristic leaching procedure. SW846 On-line test methods for evaluation of solid wastes. Physical chemical methods. <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/1311.pdf>. (Consulté le 15.03.22).

- USEPA. (2004). SW-846 Chapter seven : Characteristics introduction and regulatory definitions (revision 4). US Environmental Protection Agency Washington, DC.
- Vanreppelen, K., Kuppens, T., Thewys, T., Carleer, R., Yperman, J., et Schreurs, S. (2011). Activated carbon from co-pyrolysis of particle board and melamine (urea) formaldehyde resin : A techno-economic evaluation. *Chemical Engineering Journal*, 172(2-3), 835-846.
- Vanreppelen, K., Schreurs, S., Kuppens, T., Thewys, T., Carleer, R., et Yperman, J. (2013). Activated carbon by co-pyrolysis and steam activation from particle board and melamine formaldehyde resin : production, adsorption properties and techno economic evaluation. *Journal of sustainable development of energy, water and environment systems*, 1(1), 41-57.
- Varela Milla, O., Rivera, E. B., Huang, W.-J., Chien, C., et Wang, Y.-M. (2013). Agronomic properties and characterization of rice husk and wood biochars and their effect on the growth of water spinach in a field test. *Journal of soil science and plant nutrition*, 13(2), 251-266.
- Walker, J. C. F. (1993). Wood panels : Particleboards and fibreboards. In J. C. F. Walker, B. G. Butterfield, J. M. Harris, T. A. G. Langrish, & J. M. Uprichard, *Primary Wood Processing* (p. 419-480). Springer, Netherlands.
- Wan, H., Wang, X.-M., Barry, A., et Shen, J. (2014). Recycling wood composite panels : Characterizing recycled materials. *Bioresources*, 9(4), 7554-7565.
- Wang, A., Fan, R., Pi, X., Zhou, Y., Chen, G., Chen, W., et Yang, Y. (2018). Nitrogen-doped microporous carbons derived from pyridine ligand-based metal-organic complexes as high-performance SO₂ adsorption sorbents. *ACS applied materials & interfaces*, 10(43), 37407-37416.

- Wang, L., Chen, S. S., Tsang, D. C. W., Poon, C. S., et Shih, K. (2016). Value-added recycling of construction waste wood into noise and thermal insulating cement-bonded particleboards. *Construction and Building Materials*, 125, 316-325.
- Wang, N., Zhan, H., Zhuang, X., Xu, B., Yin, X., Wang, X., et Wu, C. (2020). Torrefaction of waste wood-based panels: More understanding from the combination of upgrading and denitrogenation properties. *Fuel Processing Technology*, 206, 106462.
- Wang, Q., Han, L., Wang, Y., He, Z., Meng, Q., Wang, S., Xiao, P., et Jia, X. (2022). Conversion of coal into N-doped porous carbon for high-performance SO₂ adsorption. *RSC Advances*, 12(32), 20640-20648.
- Wang, X., et Huang, L. (2008). Identifying dynamic interactors of protein complexes by quantitative mass spectrometry. *Molecular & cellular proteomics*, 7(1), 46-57.
- Wei, R., Li, H., Chen, Y., Hu, Y., Long, H., Li, J., et Xu, C. C. (2020). Environmental issues related to bioenergy. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences* (p. B978012819727100011X). Elsevier.
- Wieland, S. (2007). Utilisation d'adhésifs respectueux de l'environnement pour la fabrication de panneaux dérivés du bois à faible émission de formaldéhyde: caractérisation des paramètres de pressage: évaluation des propriétés des panneaux (Doctoral dissertation, Université à Nancy), France, 194.
- Williams, L. L. (2000). Amino resins, *encyclopedia of polymer science and technology*, 3rd ed.; John Wiley & Sons: Hoboken, New Jersey, Vol. 1; pp 340-371.
- Wu, Y., Jin, X.-J., et Zhang, J. (2013). Characteristics of nitrogen-enriched activated carbon prepared from waste medium density fiberboard by potassium hydroxide. *Journal of Wood Science*, 59(2), 133-140.

- Wu, Y., Jin, X.-J., Zhang, M.-Y., et Xu, D. (2012). Phenol adsorption on nitrogen-enriched activated carbon from wood fiberboard waste. *Wood and fiber science*, 44, 7.
- Wu, Y., Zhang, J., Jin, X.-J., Gao, J.-M., et Zhao, Q. (2014). Study of Cr(VI) adsorption onto nitrogen-enriched activated carbon from waste medium density fiberboard. *Wood Science and Technology*, 48(4), 713-725.
- Xiong, X., Wang, L., Iris, K. M., et Tsang, D. C. (2020). Sustainable carbohydrate-derived building materials. In *Bio-Based Materials and Biotechnologies for Eco-Efficient Construction* (p. 285-304). Elsevier.
- Xu, D., Yang, L., Zhao, M., Zhang, J., Syed-Hassan, S. S. A., Sun, H., Hu, X., Zhang, H., et Zhang, S. (2021). Conversion and transformation of N species during pyrolysis of wood-based panels : A review. *Environmental Pollution*, 270, 116120.
- Xu, D., Gao, Y., Lin, Z., Gao, W., Zhang, H., Karnowo, K., Hu, X., Sun, H., Syed-Hassan, S. S. A., et Zhang, S. (2020). Application of biochar derived from pyrolysis of waste fiberboard on tetracycline adsorption in aqueous solution. *Frontiers in chemistry*, 7, 943.
- Xu, Y., Bai, T., Yan, Y., et Ma, K. (2020). Influence of sodium hydroxide addition on characteristics and environmental risk of heavy metals in biochars derived from swine manure. *Waste Management*, 105, 511-519.
- Yaman, G., et Sinoplugil, H. (2019). A pilot study for the pyrolysis of the urea formaldehyde-melamine formaldehyde resin paper waste. *Thermal Science*, 23(Suppl. 1), 253-266.
- Yan, T., Xue, J., Zhou, Z., et Wu, Y. (2020). The trends in research on the effects of biochar on soil. *Sustainability*, 12(18), 7810.

- Yang, H., Yan, R., Chen, H., Lee, D. H., et Zheng, C. (2007). Characteristics of hemicellulose, cellulose and lignin pyrolysis. *Fuel*, 86(12-13), 1781-1788.
- Yang, J., Ji, G., Gao, Y., Fu, W., Irfan, M., Mu, L., Zhang, Y., et Li, A. (2020). High-yield and high-performance porous biochar produced from pyrolysis of peanut shell with low-dose ammonium polyphosphate for chloramphenicol adsorption. *Journal of Cleaner Production*, 264, 121516.
- Yuan, C., Gao, B., Peng, Y., Gao, X., Fan, B., et Chen, Q. (2021). A meta-analysis of heavy metal bioavailability response to biochar aging : Importance of soil and biochar properties. *Science of The Total Environment*, 756, 144058.
- Zhan, H., Yin, X., Huang, Y., Yuan, H., et Wu, C. (2017). NO precursors evolving during rapid pyrolysis of lignocellulosic industrial biomass wastes. *Fuel*, 207, 438-448.
- Zhan, H., Zhuang, X., Song, Y., Huang, Y., Liu, H., Yin, X., et Wu, C. (2018). Evolution of nitrogen functionalities in relation to NO precursors during low-temperature pyrolysis of biowastes. *Fuel*, 218, 325-334.
- Zhan, H., Zhuang, X., Song, Y., Liu, J., Li, S., Chang, G., Yin, X., Wu, C., et Wang, X. (2019). A review on evolution of nitrogen-containing species during selective pyrolysis of waste wood-based panels. *Fuel*, 253, 1214-1228.
- Zhang, J., Song, F., Tao, J., Zhang, Z., et Shi, S. Q. (2018). Research progress on formaldehyde emission of wood-based panel. *International journal of polymer science*, 2018, 1-8.
- Zhang, Y., He, Z. B., Xue, L., Chu, D. M., et Mu, J. (2016). Influence of a urea-formaldehyde resin adhesive on pyrolysis characteristics and volatiles emission of poplar particleboard. *RSC Advances*, 6(16), 12850-12861.

- Zhong, R., Gu, J., Gao, Z., Tu, D., et Hu, C. (2017). Impacts of urea-formaldehyde resin residue on recycling and reconstitution of wood-based panels. *International Journal of Adhesion and Adhesives*, 78, 60-66.
- Zhou, C. (2014). Gasification and pyrolysis characterization and heat transfer phenomena during thermal conversion of municipal solid waste (Doctoral dissertation, KTH Royal Institute of Technology), Stockholm, Sweden, 145.
- Zorba, T., Papadopoulou, E., Hatjiissaak, A., Paraskevopoulos, K. M., et Chrissafis, K. (2008). Urea-formaldehyde resins characterized by thermal analysis and FTIR method. *Journal of thermal analysis and calorimetry*, 92(1), 29-33.