

Bilan énergétique, émissions gazeuses et particulaires de la combustion de la biomasse agricole à la ferme

Rapport final

Programme de soutien à l'innovation en agroalimentaire

Rapport présenté à :

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de
l'Alimentation du Québec

Projet PSIA # : 809102
Projet IRDA # : 100 035

Répondant et responsable scientifique :
Stéphane Godbout ing. P.Eng, agr., Ph.D.

Rapport élaboré par :

Stéphane Godbout, ing., P.Eng., Ph.D. et agr.
Joahnn H. Palacios, bacc. génie, M.Sc.
Jean-Pierre Larouche, chimiste
Patrick Brassard, ing. jr
Frédéric Pelletier, ing., M.Sc.

30 mars 2012



Institut de recherche
et de développement
en agroenvironnement

L'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) est une corporation de recherche à but non lucratif, constituée en mars 1998 par quatre membres fondateurs, soit le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), l'Union des producteurs agricoles (UPA), le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) et le ministère du Développement économique, de l'Innovation et de l'Exportation (MDEIE).



Notre mission

L'IRDA a pour mission de réaliser des activités de recherche, de développement et de transfert en agroenvironnement visant à favoriser l'innovation en agriculture, dans une perspective de développement durable.

Pour en savoir plus

www.irda.qc.ca

Le rapport peut être cité comme suit :

Godbout S., J. H. Palacios, J.P. Larouche, P. Brassard et F. Pelletier. 2012. Bilan énergétique, émissions gazeuses et particulaires de la combustion de la biomasse agricole à la ferme. Rapport final. IRDA. 239 pages.

Note importante :

La présente version comporte les modifications apportées lors de la dernière révision réalisée en décembre 2012.

**Bilan énergétique, émissions gazeuses et
particulaires, de la combustion de la biomasse
agricole à la ferme**

Rapport final

Présenté au :

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
200, chemin Sainte-Foy, 9^e étage
Québec, QC, G1R 4X6

Préparé par :

Copie originale signée

Stéphane Godbout, ing., P.Eng., Ph.D. et agr.
IRDA

Copie originale signée

Joahnn H. Palacios, bacc. génie, M.Sc.
IRDA

Copie originale signée

Jean-Pierre Larouche, chimiste
IRDA

Copie originale signée

Patrick Brassard, ing. jr, étudiant à la
maîtrise
Université Laval et IRDA

Copie originale signée

Frédéric Pelletier, ing., M.Sc.
IRDA

30 mars 2012

Équipe de réalisation du projet :

Répondant et responsable scientifique :	Stéphane Godbout, ing., P.Eng., Ph.D. et agr., IRDA
Chargé de projet :	Joahnn H. Palacios, bacc. génie, M.Sc. IRDA
Collaborateurs :	
Jean-Pierre Larouche, chimiste, IRDA	Sébastien Fournel, ing. jr, M.Sc., étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke et IRDA
Patrick Brassard, ing. jr, étudiant à la maîtrise, Université Laval et IRDA	Martin Belzile, ing. M. Sc., IRDA
Frédéric Pelletier, ing. M.Sc., IRDA	François Léveillé, attaché de recherche, IRDA
Luc Belzile, agroéconomiste, M.Sc., IRDA	René Morrisette, ing. M. Sc., AAC
Lise Potvin, B.A et T.C.A, IRDA	Richard Ringuette, Combustion Expert inc.
Denis Bussièrès, chimiste, Ph.D. UQAC	René Couture, Sequoia Industries
Michèle Grenier, statisticienne, IRDA	Martin Guernon, Sequoia Industries
Patrick Dubé, chimiste, Ph.D., IRDA	Claude Charest, Fertior
Benjamin Prost, élève-ingénieur, ISARA-Lyon	Armand Perrault, Ferme A. Perrault et Fils
Cédric Morin, T.I.C, IRDA	Richard Painchaud, Innoventé
Michel Côté, technicien, IRDA	Stéphane P. Lemay, ing.,P.Eng., Ph.D., IRDA
Christian Gauthier, ouvrier, IRDA	Robert Lagacé, ing.,Ph.D. et agr., Université Laval
Rakia F. Elcahdi, élève-ingénieure, ISACM	Philippe Savoie, ing., Ph.D., AAC
	Mathieu Biton, élève-ingénieur, ISARA-Lyon
	Vincent Lamarre, ing. et agr., Biopterre

Les lecteurs qui souhaitent commenter ce rapport peuvent s'adresser à :

Stéphane Godbout
Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)
2700, rue Einstein
Québec (Québec) G1P 3W8

Téléphone : 418 646-1075
Télécopie : 418 644-6855
Courriel : stephane.godbout@irda.qc.ca

Remerciements :

Les auteurs remercient le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec pour sa contribution financière à ce projet de recherche. Des remerciements sont également adressés à l'IRDA pour avoir fourni les ressources humaines et financières nécessaires à la réalisation de l'étude. Les auteurs aimeraient aussi remercier la contribution des partenaires suivants : Agriculture et Agroalimentaire Canada, Biopterre, Combustion Expert inc., Ferme A. Perrault et Fils, Fertior, Innoventé et Sequoia Industries. Un remerciement spécial est adressé aux étudiants participants et leurs superviseurs dont particulièrement les Drs Denis Bussièrès et Robert Lagacé.

FICHE DE TRANSFERT

Émissions gazeuses et particulaires issues de la combustion de la biomasse agricole

Stéphane Godbout¹, Joahnn H. Palacios¹, Jean-Pierre Larouche¹, Patrick Brassard¹⁻² et Frédéric Pelletier¹
¹ Institut de recherche et de développement en agroenvironnement, ² Université Laval.

Durée : 09/2009 – 03/2012

FAITS SAILLANTS

Les résultats des essais démontrent que les émissions de CO₂, CO, N₂O, HCl et NH₃ de la combustion de biomasses agricoles (fraction solide de lisier de porc (FSLP), panic érigé et saule à croissance rapide) ne sont pas significativement différentes de celles issues de la combustion du bois. L'importance des émissions de SO₂ et de particules ainsi que des cendres produites lors de la combustion de la FSLP, invitent à la prudence tant qu'à l'utilisation des déjections animales comme combustible. Les essais réalisés démontrent que la quantité et la qualité des émissions gazeuses et des cendres sont intimement liées aux caractéristiques du combustible. En raison du faible débit dans la cheminée des unités de combustion, sa mesure demeure le plus grand défi autant à l'échelle de laboratoire que commerciale. Les essais d'analyse des odeurs ont établi que du point de vue de la cohabitation, la valorisation des biomasses pour la production de l'énergie est envisageable. Compte tenu de la grande quantité de cendres produite par la combustion des biomasses agricoles, les perspectives de débouchés doivent être étudiées afin d'envisager leur disposition de façon durable et économique. Finalement, si le prix du mazout léger devait se maintenir élevé, les granules de biomasse pourraient substituer ce combustible fossile si l'approvisionnement est garanti.

OBJECTIF ET MÉTHODOLOGIE

Le présent projet visait à caractériser les émissions gazeuses et particulaires issues de la combustion de biomasses agricoles et du bois dans une fournaise à la ferme. Le déroulement du projet était composé de six grands volets : (1) revue des gaz de combustion, des émissions et des méthodes de mesure; (2) comparaison des émissions issues de la combustion de trois biomasses agricoles et du bois dans une unité de 17 kW; (3) essais de combustion et caractérisation des émissions dans des unités de puissances nominales de 293 kW et 1 000 kW; (4) détermination des émissions d'odeurs provenant de la combustion et de l'entreposage de la biomasse; (5) étude des avenues potentielles de valorisation des cendres, et (6) vérification de l'intérêt d'un point de vue économique de l'utilisation de la biomasse agricole.

RÉSULTATS SIGNIFICATIFS POUR L'INDUSTRIE

1) la mesure des émissions atmosphériques dans les cheminées des unités de combustion est un défi très difficile à relever ; 2) dans le contexte actuel, compte tenu de l'impact de la qualité et des caractéristiques du combustible, il serait capital de tenter d'uniformiser les combustibles d'origine agricole utilisés dans les unités de combustion. Une meilleure uniformité permettrait de développer des unités de combustion mieux adaptées et plus performantes; 3) dans le but de réduire les émissions nocives dues à la combustion de la biomasse agricole, le développement d'additifs permettrait de réduire les émissions lors de la combustion; 4) pour les biomasses étudiées, les odeurs ne seraient pas un frein au développement de cette filière, et 5) sur une base comparative, aucune différence significative ne fut mesurée entre les émissions de CO₂, CO, N₂O, HCl et NH₃ issues du bois et celles issues des biomasses agricoles (voir tableau ci-bas).

¹ Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). 2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8.

² Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire. Pavillon Paul-Comtois; 2425, rue de l'Agriculture, Québec (Québec) G1V 0A6

TABLEAU RÉSUMÉ DES RÉSULTATS*

Paramètres	Unités	Bois	FSLP***	Panic érigé	Saule
PCS**	MJ/ kg _{biomasse}	17,90	15,60	18,70	18,00
CO	g/kg _{biomasse}	9,51 ab	15,18 ab	4,59 a	17,80 b
CO ₂	g/kg _{biomasse}	1 135 a	1 171 a	1 142 a	1 079 a
NO ₂	g/kg _{biomasse}	0,046 a	0,274 ab	0,437 b	0,164 ab
N ₂ O	g/kg _{biomasse}	0,000 a	0,023 a	0,003 a	0,015 a
SO ₂	g/kg _{biomasse}	0,348 a	4,151 c	1,135 b	0,377 a
HCl	g/kg _{biomasse}	0,007 a	0,007 a	0,008 a	0,001 a
CH ₄	g/kg _{biomasse}	0,095 b	0,046 ab	0,021 a	0,241 b
NH ₃	g/kg _{biomasse}	0,027 a	0,002 a	0,002 a	0,004 a
Particules	mg/m ³	37 a	141 b	39 a	63 a
Cendres	%	0,9	10,2	4,1	4,1
Opacité	%	3,6	3,0	6,4	1,9

*Résultats à l'échelle laboratoire ; **PCS : pouvoir calorifique supérieur ; *** FSLP : fraction solide de lisier de porc

APPLICATIONS POSSIBLES POUR L'INDUSTRIE

Dans un premier temps, le projet fournit aux intervenants des valeurs d'émissions comparatives encore inexistantes au Québec. Cette étude pourra servir de base à des discussions pour autoriser la combustion de la biomasse agricole dans les petites unités de combustion et facilitera grandement la mise en place d'une filière énergétique. Dans un second temps, il semble évident que pour les petites unités de combustion, l'industrie devrait favoriser la commercialisation des combustibles sous forme de granules. Dans un troisième temps, grâce à ce projet, l'industrie aura accès à une expertise encore très peu présente au Québec. Entre autres, le chercheur principal, le professionnel attitré au projet et l'étudiant gradué ont acquis des connaissances de pointe qui seront disponibles et facilement accessibles aux gens de l'industrie, soit directement auprès de ces personnes, soit par leurs publications. Quatrièmement, dans l'ensemble, tous ces résultats permettront de faciliter le développement en région des terres dites marginales et des productions végétales non alimentaires pour la production de biocombustibles. Cinquièmement, le projet met en place les premiers éléments pour une plus grande indépendance énergétique des producteurs et de la province entière. Finalement, il est important de mentionner que le projet a permis de mettre en place une masse critique d'expertise par le maillage des équipes des Drs Savoie, Godbout et Bussièrès. Dans le futur, d'autres chercheurs pourraient se joindre à eux pour créer un groupe de recherche au rayonnement national et international dans ce domaine. Ceci permettra de positionner le Québec comme chef de file en lien avec les énergies renouvelables et facilitera la mise en marché de technologies ou de combustibles québécois.

CONTACT

Stéphane Godbout, ing., P. Eng., Ph. D. et agr. Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2700, rue Einstein, Québec (Québec) G1P 3W8.

Téléphone : 418 646-1075; Courriel : stephane.godbout@irda.qc.ca

PARTENAIRES FINANCIERS

L'équipe de recherche tient à remercier le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation pour son soutien financier, sans lequel le projet n'aurait pu se concrétiser. Les auteurs remercient grandement l'IRDA pour avoir fourni les ressources humaines et financières complémentaires nécessaires à la réalisation de l'étude. Les auteurs aimeraient aussi remercier la contribution des partenaires Agriculture et Agroalimentaire Canada, Biopterre, Combustion Expert inc., Ferme A. Perrault et Fils, Fertior, Innoventé et Sequoia Industries. Un remerciement spécial est également adressé aux étudiants et stagiaires qui ont activement participé au projet ainsi que leurs superviseur dont plus particulièrement les Drs Bussièrès et Lagacé.

ACTIVITÉS DE DIFFUSION ET DE TRANSFERT

Forum Énergie et Agriculture 2010 du Centre de référence en agriculture et
agroalimentaire du Québec (CRAAQ)

Titre : Biomasse agricole : combustion et législation
Conférencier : Stéphane Godbout
Collaborateurs : Joahnn Palacios, Frédéric Pelletier, Jean-Pierre Larouche et Patrick Brassard
Description : Le résumé de la conférence est présenté à l'annexe 10

Article de vulgarisation dans « Le Bulletin des Agriculteurs »

Un article pour la revue « Le Bulletin des Agriculteurs » est en cours de rédaction. L'acceptation de l'éditeur/rédacteur en chef (M. Yvon Thérien) est présentée à l'annexe 11.

Fiche technique dans le cadre des « Portes Ouvertes de l'IRDA 2010 »

La présentation du projet, incluant une visite au laboratoire de réalisation des tests de combustion, a fait partie de la programmation des portes ouvertes de l'IRDA en 2010. La fiche technique est incluse et présentée à l'annexe 12.

Création de partenariat

Le projet a permis de créer un partenariat avec l'équipe dirigé par le Dr Philippe Savoie d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC). Ce partenariat structurant a permis de mettre en place une entente d'utilisation d'une nouvelle fournaise, propriété de l'AAC, mais qui sera installé à la station de Deschambault. C'est une entente presque unique et porteuse des projets d'envergure. L'équipe du Dr Savoie est spécialisée dans la récolte et le traitement de la biomasse, tandis que l'équipe du Dr Godbout est spécialisée dans les émissions de gaz, de particules et d'odeurs. Ces expertises d'une grande complémentarité permettront de mettre en place une masse critique de chercheurs et d'expertise de haut niveau. Dans un proche futur, il est envisageable que cela entraînera, avec la participation du Dr Bussièrès et d'autres chercheurs canadiens, la création d'un groupe canadien de recherche dans le domaine de la combustion des biomasses agricoles.

De plus, la formation de stagiaires tunisiens et français, les présentations en Roumanie, en Inde ainsi qu'en Espagne ont permis de positionner le Québec comme un précurseur et un chef de file dans le domaine. Ceci aidera sans nul doute à assurer un rayonnement et une reconnaissance rapide au niveau international de l'expertise d'un futur groupe de recherche.

ACTIVITÉS DE TRANSFERT SCIENTIFIQUE

Tous les documents reliés aux activités de transfert scientifique décrites ici sont joints à l'annexe 13.

Article publié dans une revue scientifique

Titre : A critical review of emission standards and regulations regarding biomass combustion in small scale units (<3 MW)

Auteurs : Joey Villeneuve, Joahnn H. Palacios, Philippe Savoie et Stéphane Godbout

Revue : *Bioresource Technology* 11(2012) 1-11

Articles scientifiques et présentation lors de congrès

Titre : Emissions from Direct Combustion of Agricultural Biomass on Farm

Auteurs : Stéphane Godbout, Frédéric Pelletier, Joahnn Palacios, Jean-Pierre Larouche et Stéphane P. Lemay

Congrès : *Bioenergy and other Renewable Energy Technologies and Systems (BRETS). The 33rd International Symposium of Section IV of CIGR*

Lieu et date: Bucarest, Roumanie, 23 au 25 juin 2011

Titre : Bioenergy Production From Agricultural Biomasses: A Canadian Perspective

Auteurs : Stephane Godbout; Co-auteurs: Frederic Pelletier, Joahnn H. Palacios, Dan Zegan, Joey Villeneuve, René Morrissette et Philippe Savoie

Congrès : *Bioenergy and other Renewable Energy Technologies and Systems (BRETS). The 33rd International Symposium of Section IV of CIGR*

Lieu et date : Bucarest, Roumanie, 23 au 25 juin 2011

Titre : Value-Addition of Residual Ashes From Different Biomass Origins In Cement Based Materials: A Comparative Study

Auteurs : J. H. Palacios, M. Verma, S. Godbout, F. Pelletier, P. Brassard, J-P. Larouche, D. Bussièrès et O. Solomatnikova

Congrès : *7th International Symposium on Cement Based Materials for a Sustainable Agriculture (CIGR International Symposium)*

Lieu et date : Québec, QC, Canada, 18 au 21 septembre 2011

Titre : Energy production from direct combustion of agricultural biomass on farm
Auteurs : S. Godbout, J. Palacios, P. Brassard, F. Pelletier, S.P. Lemay et D. Bussièrès
Congrès : CSBE/SCGAB 2011 Annual Conference
Lieu et date : Winnipeg, MB, 10 au 13 juillet 2011

Titre : Comparaison des émissions odorantes provenant de l'entreposage et de la combustion de biomasses agricole et forestière
Auteurs : J. H. Palacios, S. Godbout, F. Pelletier, L. Potvin et R. F. El Cadhi
Congrès : 6^e Conférence canadienne sur les biosolides et les résidus (Réseau Environnement)
Lieu et date : Québec QC, Canada, 25 au 27 septembre 2011

Titre : Combustion of Agricultural Biomass: Mass Balance of Principal Elements
Auteurs : Stéphane Godbout, Joahnn Palacios, Patrick Brassard, Jean-Pierre Larouche, Frédéric Pelletier, Stéphane P. Lemay et D. Bussièrès
Congrès : International Conference of Agricultural Engineering (CIGR-AgEng 2012)
Lieu et date : Valence, Espagne, 8 au 12 juillet, 2012

Titre : Odorant Emissions from the Storage and Combustion of Agricultural Biomasses
Auteurs : J. Palacios, R. F. El Cadhi, S. Godbout, L. Potvin, F. Pelletier, et M. Belzile.
Congrès : NABEC-CSBE/SCGAB 2012
Lieu et date : Orilia, ON, Canada, 15 au 18 juillet 2012

Titre : Gaseous Emissions Comparison From Agricultural And Forest Biomass Combustion
Auteurs : Brassard P., J. H. Palacios, S. Godbout, D. Bussièrès, R. Lagacé, J.P. Larouche et F. Pelletier.
Congrès : NABEC-CSBE/SCGAB 2012
Lieu et date : Orilia, ON, Canada, 15 au 18 juillet 2012

Titre : Agricultural Residues, Bioenergy and Life Cycle Analysis
Auteurs : S. Godbout, F. Pelletier et J.H. Palacios.
Congrès : Formation donnée dans le cadre de « Indo-Canadian Bilateral Workshop ».
Lieu et date : New Delhi, Inde, octobre 2011.

Formation d'étudiants

Au niveau de maîtrise

Nom de l'étudiant : Patrick Brassard

Titre du projet : Étude des émissions gazeuses et particulaires de la combustion de biomasses agricoles et forestières

Institut scolaire : Université Laval

Le but de ce projet de maîtrise était de caractériser et de comparer les émissions gazeuses et particulaires provenant de la combustion de biomasses agricoles et forestières. Quelques objectifs spécifiques ont été atteints afin de vérifier deux hypothèses principales. D'abord, il fallait vérifier l'hypothèse supposant que les émissions de gaz provenant de la combustion de biomasses agricoles ne seraient pas significativement différentes de celles issues de la combustion de biomasses forestières. Ensuite, il fallait vérifier l'hypothèse affirmant qu'il y aurait des différences significatives au niveau des émissions de particules.

Au niveau de stage (projet de fin d'études)

Nom de l'étudiante : Rakia Ferdaous El Cadhi

Titre du projet : Analyse et mesure des émissions d'odeurs provenant de l'entreposage et de la combustion de granules de biomasse

Institut scolaire : Institut supérieur agronomique De Chott-Meriem (Tunisie)

D'origine tunisienne, cette stagiaire a fait un stage de huit semaines au cours desquelles elle a réalisé des travaux dans le cadre du présent projet. L'étude de cette stagiaire visait à développer une méthodologie permettant de simuler les émissions d'odeurs à l'entreposage ainsi que de mesurer les émissions d'odeurs autant à l'entreposage qu'à la combustion des granules de bois et de biomasses agricoles.

Nom de l'étudiante : Saoussen Frouja

Titre du projet : Procédure standardisée pour caractériser les effluents gazeux issus de la combustion de la biomasse : conception d'un appareil de combustion à l'échelle laboratoire afin de prédire les émissions

Institut scolaire : Institut supérieur agronomique De Chott-Meriem (Tunisie)

L'objectif principal de ce projet était de concevoir une méthodologie permettant de caractériser les émissions produites par la combustion de différentes biomasses à très petite échelle au niveau laboratoire. La validation de la méthodologie était de déterminer la relation entre les émissions obtenues à grande échelle et celles de la méthodologie développée. Ainsi les émissions d'une biomasse pourraient être déterminées sous les avantages suivants : (1) faibles quantités de matériel requis (autour de 100 g) ; (2) faibles coûts relatifs, et (3) obtention de résultats plus rapide. Il est à noter que le rapport de stage est actuellement en évaluation auprès des responsables de l'établissement scolaire.

Nom de l'étudiant: Benjamin Prost

Titre du projet : Essais comparatifs de combustion de la biomasse agricole au Québec : étude des rejets de gaz à effet de serre tout au long du cycle de production, transformation et combustion des biomasses

Institut scolaire : ISARA-Lyon (France)

L'objectif spécifique de ce projet de fin d'études était d'établir un bilan carbone pour la fabrication des biomasses sélectionnées en granules. Il s'agit de faire la somme de l'énergie grise nécessaire afin d'apporter un nouvel élément pour aider la prise de décision quant à la mise en valeur d'une biomasse d'un point de vue environnemental.

Nom de l'étudiant: Mathieu Biton

Titre du projet : Stage pratique (Rapport de stage administratif)

Institut scolaire : ISARA-Lyon (France)

Résumé

Le gouvernement du Québec souhaite favoriser et encadrer adéquatement l'émergence de projets locaux de combustion de la biomasse agricole. Actuellement, il existe un intérêt réel de la part de différents intervenants pour l'utilisation de certaines biomasses agricoles à titre de combustible dans les chaudières à biomasse. Toutefois, peu d'information est disponible permettant la mise en place de nouvelles filières durables pour la production d'énergie issue de produits agricoles.

Dans cet ordre d'idées, le présent projet visait à caractériser les émissions gazeuses et particulaires issues de la combustion de biomasses agricoles (fraction solide de lisier de porcs (FSLP), panic érigé et saule à croissance rapide) et du bois dans une fournaise extérieure à la ferme. La production d'énergie à partir de la combustion de résidus agricoles peu valorisés ou de cultures non destinées à l'alimentation humaine et produites sur des terres marginales constitue une avenue possible et potentiellement intéressante d'un point de vue agroenvironnemental.

Le déroulement du projet était composé de six grands volets : (1) revue des gaz de combustion, des émissions et des méthodes de mesure; (2) comparaison des émissions issues de la combustion de trois biomasses agricoles et du bois dans une unité de 17 kW; (3) essais de combustion et caractérisation des émissions dans des unités de puissances nominales de 293 kW et 1 000 kW; (4) détermination des émissions d'odeurs provenant de la combustion et de l'entreposage de la biomasse; (5) étude des avenues potentielles de valorisation des cendres, et (6) vérification de l'intérêt d'un point de vue économique de l'utilisation de la biomasse agricole comme combustible. Les grands faits saillants pouvant être tirés de l'étude en fonction de ces six volets sont :

1. La littérature souligne que les biomasses d'origine agricole, avec leurs teneurs en azote, phosphore, chlore et soufre plus élevées que le bois, pourraient lors de leur combustion entraîner des émissions dommageables pour l'environnement. Malheureusement, malgré l'intérêt pour ce domaine, il y a très peu de données d'émissions et les unités ne sont pas uniformes rendant les comparaisons difficiles. De plus, les auteurs des documents consultés s'entendent pour indiquer que les cendres issues de la combustion de la biomasse agricole sont différentes en quantité et en qualité de celles issues de la combustion du bois. Également, il est permis de croire que la combustion de la biomasse agricole entraîne des problèmes de corrosion et de colmatage des appareils plus importants que lors de la combustion du bois.

2. Une unité de 17 kW fut utilisée pour comparer le potentiel énergétique et les émissions de trois biomasses à celles du bois toutes sous forme de granules (tableau A). Un pouvoir calorifique et un rendement énergétique comparable au bois ont été observés pour les trois biomasses agricoles. Ceci permet d'affirmer que d'un point de vue énergétique, il est viable de remplacer le bois par d'autres biomasses, particulièrement celles issues de l'agriculture. Les émissions atmosphériques sont déterminées à l'aide du débit dans la cheminée et de la concentration de chacun des gaz. En raison du faible débit dans la cheminée, **la mesure du débit d'une unité de combustion demeure le plus grand défi.** Les résultats des essais démontrent que dans les conditions de combustion testées et sur une

base comparative, **aucune différence significative** ne fut mesurée entre les émissions de **CO₂, CO, N₂O, HCl, et NH₃** issues de la combustion des biomasses agricoles et celles issues du bois. Les émissions de CH₄ (un produit de combustion incomplète) issues de la combustion du panic érigé furent significativement plus faibles que lors de la combustion du bois et du saule. Les émissions de NO₂ furent plus importantes dans le cas des biomasses agricoles que pour le bois. Toutefois, cette différence ne fut significative que pour le panic (0,437 vs 0,046 g/kg). Seule la combustion du saule d'une teneur en soufre moins élevée, a entraîné des émissions de SO₂ similaires à celles du bois. Les deux autres biomasses ont entraîné des émissions significativement plus élevées. La quantité de cendres produites lors de la combustion des trois biomasses agricoles était significativement plus élevée variant de quatre à dix fois celle du bois. L'importance des émissions de SO₂, de particules reliées à la combustion de la FSLP et des cendres produites invite à la prudence quant à l'utilisation des déjections animales comme combustible. **Dans l'ensemble, ces essais démontrent que la quantité et les caractéristiques des émissions gazeuses et des cendres sont intimement liées aux caractéristiques du combustible.** Cela met en lumière l'importance d'instaurer un encadrement strict dans le développement et la fabrication des combustibles d'origine agricole.

3. Dans le cadre du projet, des essais à l'échelle commerciale furent réalisés sur des sites de fabricants d'appareils de combustion (tableau B). Bien qu'aucune conclusion scientifique ne puisse être tirée en raison de l'insuffisance du nombre de répétitions, certains constats et faits saillants peuvent être tirés. Premièrement, la réalisation de ces essais a permis de constater que la combustion de la biomasse agricole peut nécessiter des conditions particulières d'opération et de gestion qui sont différentes de celles du bois, notamment la gestion des cendres et les risques de corrosion. Deuxièmement, la difficulté à mesurer le débit de l'air dans la cheminée s'ajoute aux difficultés d'échantillonnage rencontrées pour quantifier les concentrations des gaz échantillonnés en raison, entre autres, à leurs faibles températures entraînant la condensation dans la sonde d'échantillonnage. **Ceci démontre que la mesure des émissions issues de la combustion de la biomasse agricole en milieu commercial nécessite une approche particulière qui devrait être développée.**

4. Selon les résultats obtenus dans la présente étude, l'entreposage, la manutention et la transformation par combustion des biomasses agricoles évaluées ne causeraient pas d'ennuis olfactifs plus grands que la combustion du bois. **Ainsi, du point de vue de la cohabitation, la valorisation de biomasses en tant que combustible est envisageable.**

5. Compte tenu que la combustion des biomasses d'origine agricole peut produire jusqu'à dix fois la quantité de cendres produites par celle du bois et qu'elles ont des caractéristiques particulières, **des perspectives de débouchés doivent être étudiées afin de disposer de ces cendres de façon durable et économique.** Jusqu'à présent, peu de pistes autres que la valorisation agricole ont été étudiées.

6. L'analyse économique du projet consistait essentiellement à évaluer une valeur de remplacement maximale (VRM), soit le prix maximum qu'un producteur serricole pourrait payer pour des granules de biomasses agricoles après la conversion du système de chauffage, et ce, sans perte financière. La conversion du chauffage au mazout léger vers les

granules de biomasse présente une meilleure faisabilité que la conversion du chauffage des résidus forestiers vers ces mêmes granules. Pour substituer le mazout léger, la VRM varie de 203 à 290 \$/t, alors que pour substituer les résidus forestiers, la VRM varie entre 69 et 90 \$/t. Or, dans le contexte où les coûts de production varient de 117 à 149 \$/t pour les granules de panic érigé et de 132 à 170 \$/t pour les granules de saule, il est clair que les granules de biomasse ont peu de chance de substituer les résidus forestiers pour le chauffage des serres. Toutefois, **si le prix du mazout léger devait se maintenir élevé, les granules de biomasse pourraient substituer ce combustible fossile si l'approvisionnement est garanti.**

Tableau A. : Résumé des émissions moyennes obtenues lors des essais de combustion à l'échelle laboratoire

Paramètres	Unités	Bois	FSLP	Panic érigé	Saule
PCS*	MJ/kg _{biomasse}	17,90	15,60	18,70	18,00
CO	g/kg _{biomasse}	9,51 ab	15,18 ab	4,59 a	17,80 b
CO ₂	g/kg _{biomasse}	1 135 a	1 171 a	1 142a	1 079 a
NO ₂	g/kg _{biomasse}	0,046 a	0,274 ab	0,437 b	0,164 ab
N ₂ O	g/kg _{biomasse}	0,000 a	0,023 a	0,003 a	0,015 a
SO ₂	g/kg _{biomasse}	0,348 a	4,151 c	1,135 b	0,377 a
HCl	g/kg _{biomasse}	0,007 a	0,007 a	0,008 a	0,001 a
CH ₄	g/kg _{biomasse}	0,095 b	0,046 ab	0,021 a	0,241 b
NH ₃	g/kg _{biomasse}	0,027 a	0,002 a	0,002 a	0,004 a
Particules	mg/m ³	37 a	141 b	39 a	63 a
Cendres	%	0,9	10,2	4,1	4,1
Opacité	%	3,6	3,0	6,4	1,9

* PCS : pouvoir calorifique supérieur

Tableau B. : Résumé des émissions de la combustion du bois et du saule avec des appareils de différente capacité

Biomasse	Bois			Saule			
	Capacité de l'appareil	kW	17 ¹	293 ²	1000 ³	17 ¹	293 ²
Capacité évaluée	kW	17	95	400	17	95	400
T.C.*	kg/h	2,09	18,10	108	2,06	15,20	125
CO	g/kg _{biomasse}	9,51	66,77	4,23	17,80	174,04	7,57
CO ₂	g/kg _{biomasse}	1 135	1 756	680	1 079	2 256	432
NO ₂	g/kg _{biomasse}	0,05	0,58	0,00	0,16	0,68	0,00
N ₂ O	g/kg _{biomasse}	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01
SO ₂	g/kg _{biomasse}	0,35	0,16	0,25	0,38	0,76	0,06
HCl	g/kg _{biomasse}	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
CH ₄	g/kg _{biomasse}	0,10	2,25	0,29	0,24	5,08	0,19
NH ₃	g/kg _{biomasse}	0,03	0,04	0,01	0,00	0,14	0,05
H ₂ O	%	4,7	6,5	5,62	4,2	5,6	2,6
O ₂	%	16,5	19,0	9,47	17,1	20,2	7,7
Opacité	%	3,7	-	11,5	1,9	-	7,7

*T.C. : taux de combustion ; ¹ Laboratoire de l'IRDA ; ² Chez Sequoia Industries ; ³ Chez Combustion Expert Inc.

Table des matières

FICHE DE TRANSFERT	i
Résumé.....	ix
Liste de tableaux.....	xvi
Liste de figures	xviii
1. Introduction	21
2. Mise en contexte	23
2.1 Les biomasses agricoles dans un contexte bioénergétique	23
2.2 Cadre normatif actuel de la combustion de la biomasse au Québec.....	28
2.3 Sommaire, but, objectifs et déroulement du projet.....	30
3. État des connaissances	33
3.1 La combustion	33
3.1.1 Les principes	33
3.1.2 Produits issus d'une combustion complète	34
3.1.3 Produits issus d'une combustion incomplète	37
3.1.4 Les cendres	39
3.2 Le cas particulier de la biomasse agricole	40
3.3 Mesure des effluents gazeux issus de la combustion	42
3.3.1 Mesure des concentrations de gaz	42
3.3.2 Mesure des particules.....	44
3.3.3 Mesure des débits.....	47
3.4 Les bilans	48
3.4.1 Bilan massique.....	48
3.4.2 Bilan énergétique.....	49
4. Comparaison des émissions gazeuses et particulaires provenant de la combustion de la biomasse agricole.....	53
4.1 Sélection des biomasses	53
4.2 Montage expérimental et équipements.....	57
4.3 Méthode et dispositif expérimental.....	62

4.4	Méthode de calcul des émissions	63
4.5	Méthode de calcul du bilan énergétique.....	65
4.6	Méthode de calcul du bilan massique	66
4.7	Résultats et discussion	68
4.7.1	Paramètres expérimentaux	68
4.7.2	Caractérisation des émissions	70
4.7.3	Analyse des cendres.....	78
4.7.4	Bilan massique.....	80
4.7.5	Bilan énergétique.....	86
4.8	Discussion générale	89
5.	Essais de combustion à l'échelle commerciale.....	91
5.1	Introduction	91
5.2	Appareils de combustion utilisés	91
5.3	Déroulement des essais.....	93
5.3.1	Choix des biomasses	93
5.3.2	Méthode et dispositif expérimental.....	93
5.3.3	Déroulement des essais avec le système de combustion de moyenne capacité (293 kW)	94
5.3.4	Déroulement des essais avec le système de combustion de grande capacité (1 MW)	95
5.4	Résultats	96
5.4.1	Paramètres opérationnels	96
5.4.2	Émissions	98
5.4.3	Analyse des cendres.....	106
5.5	Discussion	108
6.	Émissions d'odeurs provenant de la combustion et de l'entreposage de la biomasse.....	111
6.1	Mise en contexte et objectifs	111
6.2	Protocole expérimental.....	111
6.2.1	Échantillonnage de l'air provenant de la combustion de la biomasse ..	111

6.2.2	Échantillonnage de l'air provenant de l'entreposage de la biomasse ...	113
6.3	Mesure de la concentration et du caractère hédonique de l'odeur	114
6.4	Calcul des émissions d'odeurs.....	114
6.5	Résultats	115
6.5.1	Concentration d'odeur et caractère hédonique lors de la combustion de la biomasse.....	115
6.5.2	Émission d'odeurs lors de la combustion de la biomasse.....	116
6.5.3	Concentration d'odeur et caractère hédonique lors de l'entreposage des biomasses	116
6.5.4	Émissions d'odeurs provenant de l'entreposage des biomasses	117
6.6	Discussion	118
7.	Avenues pour la valorisation des cendres	119
8.	Analyse technico-économique	123
8.1	Contexte	123
8.2	Méthodologie et paramètres utilisés	124
8.3	Résultats	127
8.4	Analyse de sensibilité	129
8.5	Discussion	130
9.	Sommaire et conclusions.....	133
	Références	141
	Annexes	149
	Annexe 1. Plans du montage expérimental des tests de combustion au laboratoire	149
	Annexe 2. Exemple de calcul des émissions	151
	Annexe 3. Tableau résumé des émissions moyennes des gaz de combustion au niveau du laboratoire	153
	Annexe 4. Calcul des pertes de chaleur	154
	Annexe 5. Résumé des résultats du bilan massique.....	160
	Annexe 6. Composition des biomasses évaluées	168
	Annexe 7. Paramètres pris en compte dans l'analyse techno-économique.....	169

Annexe 8. Tableau des émissions de différentes biomasses relevées lors de la revue de littérature	171
Annexe 9. Essais préliminaires	177
Annexe 10. Activités de diffusion et de transfert	179
Annexe 11. Confirmation de l'acceptation de publication des résultats dans la revue « Le Bulletin des Agriculteurs »	180
Annexe 12. Fiche technique de diffusion et transfert pour la journée portes ouvertes de l'IRDA en 2010	182
Annexe 13. Activités de transfert scientifique	184
Article publié dans la revue scientifique « Bioresource Technology »	184
Articles scientifiques et présentations lors de congrès	195

Liste de tableaux

Tableau 1. Valeurs énergétiques de quelques biomasses agricoles ¹	24
Tableau 2. Valeurs limites des paramètres à respecter lors de l'utilisation de granules lignocellulosiques dans le cadre du RAA (2011)	29
Tableau 3. Valeurs limites d'émissions de particules dans les appareils de combustion de bois (RAA, 2011)	29
Tableau 4. Résumé des émissions mesurées à partir de la combustion de différentes biomasses dans la littérature scientifique	41
Tableau 5. Méthodes de référence d'Environnement Canada pour sources stationnaires	43
Tableau 6. Pouvoir calorifique supérieur et inférieur du bois et de quelques biomasses agricoles	51
Tableau 7. Liste des biomasses potentiellement utilisables dans le projet : avantages, inconvénients, contraintes et questions associées à chacune d'elles.	54
Tableau 8. Caractérisation physique et chimique des granules de biomasses sélectionnées	56

Tableau 9. Dimensions de la chambre calorimétrique	66
Tableau 10. Résultats opérationnels pertinents des tests de combustion	69
Tableau 11. Résultats des émissions de CO (g/kg _{biomasse})	71
Tableau 12. Résultats des émissions de CO ₂ (g/kg _{biomasse})	71
Tableau 13. Résultats des émissions de NO ₂ et de N ₂ O (g/kg _{biomasse})	72
Tableau 14. Résultats des émissions de SO ₂ (g/kg _{biomasse})	73
Tableau 15. Résultats des émissions de HCl (g/kg _{biomasse})	74
Tableau 16. Résultats des émissions de CH ₄ (g/kg _{biomasse})	75
Tableau 17. Résultats des émissions de NH ₃ (g/kg _{biomasse})	75
Tableau 18. Comparaison des émissions de particules (mg/m ³)	76
Tableau 19. Résultats de l'opacité (%) des gaz de combustion	77
Tableau 20. Propriétés des cendres récupérées suite à la combustion des biomasses	79
Tableau 21. Résultats du bilan énergétique	87
Tableau 22. Résumé des résultats du bilan thermique	88
Tableau 23. Résultats opérationnels pertinents des tests de combustion	97
Tableau 24. Comparaison des cendres de bois et de saule selon la capacité de l'unité de combustion	107
Tableau 25. Résumé des émissions issues de la combustion du bois et du saule avec des appareils de différentes capacités	108
Tableau 26. Concentration d'odeurs moyenne lors de la combustion de la biomasse	115
Tableau 27. Émissions des odeurs provenant de la combustion de la biomasse	116
Tableau 28. Moyennes ajustées au modèle pour les évaluations d'unités d'odeurs et bornes d'un intervalle de confiance à 90%, par biomasse	117
Tableau 29. Moyennes des émissions des odeurs à l'entreposage	118
Tableau 30. Scénarios de conversion	124
Tableau 31. Scénarios de production serricole	125
Tableau 32. Valeurs de remplacement maximales payables par le producteur en serre, avec investissement à la conversion.	127

Tableau 33. Paramètres de l'analyse de sensibilité	130
Tableau 34. Variation des VRM en fonction des scénarios de l'analyse de sensibilité	130
Tableau 35. Résumé des émissions moyennes obtenues lors des essais de combustion.....	134

Liste de figures

Figure 1. Système de tunnel de dilution pour le conditionnement des gaz de combustion et le prélèvement de particules (Source : Norme CAN/CSA-B415.1, (CSA, 2010)	46
Figure 2. Schéma d'une chaudière (Ressources Naturelles Canada, 2011)	49
Figure 3. Exemple d'une chambre calorimétrique	52
Figure 4. Biomasses sélectionnées	55
Figure 5: Vue avant (a) et arrière (b) du montage expérimental	57
Figure 6. Poêle utilisé pour les tests de combustion en laboratoire (Enviro Omega, 17kW).....	58
Figure 7. Sondes d'échantillonnage de gaz et opacimètre installés sur la cheminée..	60
Figure 8: Montage du poêle et de la chambre calorimétrique	61
Figure 9. Schéma du montage expérimental en vue de dessus	62
Figure 10. Bilan massique du carbone	80
Figure 11. Bilan massique de l'azote.....	81
Figure 12. Bilan massique du chlore	82
Figure 13. Bilan massique du soufre.....	83
Figure 14. Résumé du bilan massique pour le C, le N, le Cl et le S	83
Figure 15. Bilan massique du potassium	84
Figure 16. Bilan massique du calcium.....	84
Figure 17. Bilan massique de la silice	85
Figure 18. Bilan massique du phosphore	85
Figure 19. Résumé du bilan massique pour le Ca, le Si, le K et le P	86

Figure 20. Système de combustion de moyenne capacité (293 kW) et roulotte du Laboratoire d'analyse des gaz où est installé le système de caractérisation des effluents gazeux de l'IRDA.....	92
Figure 21. Schéma du système de combustion de grande capacité évalué (1MW) (source : Combustion Expert, non daté).....	93
Figure 22. Profil de concentration de l'oxygène.....	98
Figure 23. Opacité des fumées durant l'essai de combustion.....	99
Figure 24. Émissions de CO.....	99
Figure 25. Émissions de CO ₂	100
Figure 26. Émissions de NO ₂ et NH ₃	100
Figure 27. Émissions de SO ₂	101
Figure 28. Émissions de CH ₄	101
Figure 29. Profil de vitesses.....	102
Figure 30. Profil de l'opacité des fumées.....	103
Figure 31. Concentration en oxygène.....	103
Figure 32. Émissions de CO.....	104
Figure 33. Émissions de CO ₂	104
Figure 34. Profil de vitesses durant l'essai de combustion.....	105
Figure 35 . Filtres utilisés pour la mesure des particules à la sortie de la bouilloire (gauche) et à la cheminée, après la sortie du dépoussiéreur (droit).....	106
Figure 36. Système d'échantillonnage des gaz pour l'analyse d'odeurs.....	112
Figure 37. Montage de la simulation d'une aire d'entreposage pour l'analyse d'odeurs.....	113
Figure 38. Valeur de remplacement maximale - conversion de chauffage du mazout léger aux granules de biomasse.....	128
Figure 39. Valeur de remplacement maximale - conversion de chauffage du résidu forestier aux granules de biomasse.....	129

1. Introduction

Dans le contexte actuel, le terme *biomasse* fait référence aux combustibles solides, d'origine animale ou végétale, utilisés soit pour la production d'énergie sous la forme de chaleur, soit pour la production combinée de chaleur et d'électricité. Depuis quelques années, la biomasse en provenance du secteur agricole, notamment les résidus de récolte et d'élevage, et du secteur agroforestier, correspondant aux productions d'arbustes ou de plantes à croissance rapide, a suscité un grand intérêt pour son utilisation comme biocombustible.

Présentement, les producteurs agricoles sont intéressés par la combustion de la biomasse à la ferme. En effet, la combustion est un processus permettant de produire de l'énergie de façon relativement facile pour être utilisée à la ferme, tout en réduisant la dépendance aux énergies fossiles. L'utilisation de produits et de résidus agricoles en tant que combustible pourrait permettre de diversifier les revenus des agriculteurs, de valoriser les terres marginales et de réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES), en plus de répondre à un besoin énergétique.

Depuis juin 2011, le cadre législatif québécois, et plus précisément le Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA), autorise l'utilisation de combustibles autres que les combustibles fossiles et le bois dans les installations de combustion. Toutefois, les normes sont plus sévères envers ces nouveaux combustibles autorisés, notamment en matière d'émission de particules. De plus, il est important de préciser que lors de l'utilisation de granules produites à partir de cultures lignocellulosiques, l'appareil de combustion doit être d'une capacité égale ou supérieure à 3 MW. Cette mesure de restriction pourrait être attribuée aux propriétés physico-chimiques différentes des autres types de biomasse par rapport au bois, comme la haute teneur en chlore, en soufre et en cendres de la biomasse agricole. En effet, lors de la combustion, ces éléments sont précurseurs de la formation de composés nuisibles à la santé et à l'environnement.

Bien que le gouvernement du Québec ait la volonté de participer au développement de la filière des biomasses agricoles, son implication est freinée par le manque de connaissances scientifiques reliées aux caractéristiques des rejets issus de leur combustion, particulièrement dans les appareils à faible puissance.

Le présent projet a donc été réalisé afin de caractériser les émissions gazeuses et les rejets solides produits lors de la combustion de différentes biomasses agricoles ayant le potentiel d'être produites au Québec. Les résultats obtenus, ainsi que les calculs des bilans, sont présentés et discutés d'un point de vue technique, économique et environnemental. Ces résultats devraient permettre aux intervenants impliqués (gouvernement, industrie, producteurs agricoles, etc.) de trouver une réponse à leur questionnement et d'établir par la suite une stratégie énergétique dans un contexte de respect de l'environnement et d'agriculture durable.

2. Mise en contexte

2.1 Les biomasses agricoles dans un contexte bioénergétique

Le développement des énergies alternatives illustre l'intérêt commun de l'ensemble des pays pour réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) et lutter contre les changements climatiques. À cela s'ajoutent les intérêts économiques nationaux pour réduire la dépendance aux ressources fossiles dont les prix sont instables et en hausse continue.

Certains produits renouvelables, dont les sous-produits agricoles, ont un potentiel intéressant à titre de biocombustible. En effet, cette biomasse, d'origine animale ou végétale, contient un grand pouvoir énergétique pouvant être valorisé par des procédés spécifiques, soit pour la production de chaleur ou encore pour une production combinée de chaleur et d'électricité. La biomasse est une avenue intéressante pour remplacer les combustibles pétroliers et résoudre la problématique reliée aux émissions de GES malgré le fait que la combustion émette de grandes quantités de CO₂. En effet, le CO₂ dégagé lors de la combustion a été absorbé par les plantes durant leur croissance. En prenant pour acquis que la biomasse est produite de façon durable, son utilisation pour le chauffage ne figure pas comme une source de GES.

Au niveau mondial, les biomasses actuellement commercialisées, sont le plus souvent des sous-produits d'activités forestières tels que les résidus du sciage de bois. Effectivement, certaines filières ayant pour objet de fournir ces biocombustibles, principalement sous la forme de granules, sont déjà implantées au Québec (p. ex. Energex à Lac-Mégantic) et au Canada. Ensuite, avec un très faible degré d'implantation, se trouvent les cultures énergétiques : des plantations pluriannuelles de peupliers, de saules ainsi que des cultures de miscanthus, de triticales (variété de céréales rustiques) ou de panic érigé. Leur transformation en combustibles solides se fait sous forme de grains, de copeaux ou de broyats de plantes entières. Les résidus d'origine végétale sont principalement des résidus de culture et de meuneries, tels que les pailles de céréales (blé, orge ou triticale), les cannes de tournesol, les fanes de topinambour et les épis et tiges de maïs. Finalement, pour la production d'énergie, les résidus d'origine animale sont valorisés de manière plus marginale ; ce sont les résidus d'élevage d'animaux tels que le fumier de volaille et le solide de lisier de porc.

Les biocombustibles produits à partir de la biomasse ligneuse ou herbacée contiennent entre 30 et 50 % de l'énergie contenue dans les combustibles fossiles communément utilisés pour le chauffage (tableau 1). Le gaz naturel et l'huile à chauffage ont des valeurs calorifiques respectives de 50 et 45,5 MJ/kg. Parmi les biomasses, le bois présente la plus grande valeur calorifique (20 MJ/kg), suivi par le panic érigé et les différents résidus de culture (de 18 à 19 MJ/kg; CRAAQ, 2008). Quant aux résidus provenant de l'élevage d'animaux, le fumier de volaille a une valeur calorifique variant entre 12,1 et 17,1 MJ/kg;

et le lisier de porc de 13,8 MJ/kg. Des analyses réalisées à l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA) ont permis d'estimer que le fumier de poulet à griller contenait 72 % de matière sèche et avait un pouvoir calorifique de 16 MJ/kg, tandis qu'un mélange de fumier de poulets à griller et de solide de lisier de porc contenait 85 % de matière sèche et avait un pouvoir calorifique de 12 MJ/kg.

Tableau 1. Valeurs énergétiques de quelques biomasses agricoles¹

Combustibles	Valeurs calorifiques (MJ/kg)
Combustibles fossiles	
Gaz naturel	50
Huile n° 2 (huile à chauffage)	45,5
Biomasses	
Granules de bois	20,3
Paille de blé	18,6 à 18,8
Épis de maïs	18,1
Résidus d'avoine	18,1
Remoulage de blé	17,8
Maïs	15,8
Panic érigé	18,0 ² à 19,1
Miscanthus ²	19,1
Saule ²	18,6
Peuplier ²	20,7
Fumier de volaille	12,1 ³ à 17,1 ²
Lisier de porc ²	13,8

¹ Adapté de CRAAQ (2008); ² ECN (2011); ³ IEPF (2005).

Historiquement, les produits forestiers sont les plus utilisés en tant que matière première de la combustion pour la production d'énergie sous forme de chaleur. Par conséquent, les technologies de la combustion du bois sont très développées. Elles sont disponibles commercialement dans un très large éventail de puissances. Cela s'étend des poêles à granules pour l'usage résidentiel jusqu'aux chaudières de grande puissance pour le chauffage des serres agricoles.

Bien qu'il soit possible de produire de l'énergie à partir d'une grande variété de biomasses, comme c'est le cas de plusieurs centrales thermiques et électriques européennes utilisant des granules de paille, seules les granules de bois et de résidus de mouture sont produites actuellement à l'échelle commerciale au Canada. Villeneuve et al. (2012) définissent cette situation comme paradoxale étant donné les quantités de biomasses disponibles pour l'industrie du chauffage en Amérique du Nord. D'ailleurs, l'utilisation de la biomasse en tant que combustible comprend plusieurs avantages tels que :

- Absence de compétition entre les produits alimentaires pour l'homme et les biomasses autres que les céréales fourragères ;
- Faible coût du traitement de la biomasse comparativement à celui du pétrole ;
- Aucun ajout de CO₂ dans l'atmosphère puisqu'il a été capturé auparavant par la plante au cours de sa croissance ;
- Maîtrise des technologies commerciales de combustion ;
- Opportunité d'optimiser la gestion des déjections animales et des résidus des champs afin de réduire la dépendance des producteurs agricoles aux énergies fossiles.

De plus, étant donné les faibles exigences nutritionnelles des plantes énergétiques, celles-ci peuvent être cultivées sur des terrains marginaux où la culture des produits alimentaires est difficile. En plus de valoriser des terres inutilisées, cela permet, d'offrir de nouvelles sources de revenus tout en étant favorable à la diversification des entreprises agricoles.

Ces biocombustibles solides se présentent sous forme de granules, de copeaux, de briquettes ou de bûches. Le compactage ou la densification d'une biomasse facilite les opérations de manutention, de transport et d'entreposage, en plus de donner un meilleur pouvoir calorifique par unité de volume. Le principal inconvénient des technologies de densification de la biomasse réside dans le coût élevé de certains de ces procédés.

D'après l'IReF (2008), les nouvelles sources de biomasses les plus intéressantes développées au Canada, et possédant des qualités de combustible acceptables sont les résidus de mouture et les cultures énergétiques, notamment le panic érigé (raide). Les résidus de récolte sont généralement la matière première la moins chère et la plus répandue. Cependant, ils sont plus problématiques à la combustion que les résidus forestiers étant donné leur composition (p. ex. la paille de blé peut contenir entre 6,5 et 10 % de cendres, 1 % de potassium et 0,4 % de chlore).

Le Québec a un fort potentiel structurant pour le développement local et régional des cultures énergétiques. En effet, selon Mesly (2010), 300 000 hectares de terres en friche sans potentiel de production alimentaire pourraient être mis en production, ce qui représenterait un potentiel de 30 000 GWh d'énergie produite, soit six millions de tonnes de biomasses sèches. Cette nouvelle filière pourrait offrir des sources de revenus complémentaires utiles à la diversification des fermes tout en créant de nouvelles opportunités d'initiative pour les agriculteurs, les entrepreneurs et les divers intervenants du développement local et régional. Il en va de même pour les résidus agricoles ; les producteurs auraient de nouvelles opportunités d'en tirer profit, soit par la commercialisation de leur matière première dans les marchés organisés, soit par l'acquisition d'un four valorisant sur place ces résidus.

Les agences gouvernementales et les organismes de recherche ont réalisé le potentiel énergétique de la biomasse agricole et c'est ainsi que différents programmes d'action ont été mis en place pour la recherche, le développement et le déploiement de technologies pour la transformation de la biomasse. En effet, plusieurs technologies de conversion thermo-chimiques ont été développées pour brûler de la biomasse autre que la biomasse forestière. Cependant, selon Van Loo et Koppejan (2008), ces technologies n'ont pas atteint les mêmes niveaux de développement. Effectivement, l'implantation de la combustion de la biomasse agricole est freinée par quatre inconvénients techniques importants : (1) l'agglomération et l'encrassement des cendres dus aux composés alcalins dans la biomasse; (2) la corrosion causée par le potassium et le chlore contenus dans la biomasse; (3) le risque d'entraîner des problèmes de santé et de pollution causés notamment par l'émission de particules fines et d'émissions de composés non souhaitables particulièrement lors de la combustion de produits de mauvaise qualité (p. ex. des produits d'une haute teneur en humidité), et finalement; (4) le faible rendement des appareils de combustion.

À cela s'ajoutent des inconvénients de niveau économique et d'approvisionnement qui bloquent la mise en place d'une filière, tels que les coûts élevés reliés à l'installation initiale, les coûts de transport et la longue période d'attente avant la première récolte génératrice de revenus. Le Programme énergétique du Michigan (*Michigan Energy Program*, 2002) souligne qu'il existe le syndrome de la poule et de l'œuf lorsqu'il s'agit, par exemple, de cultiver et d'utiliser les cultures énergétiques. Les agriculteurs sont réticents à adopter de nouvelles cultures aux marchés et aux rendements économiques incertains. Ils veulent une demande fiable pour les produits avant d'investir leur argent dans l'établissement de nouvelles cultures. À l'inverse, les utilisateurs veulent un approvisionnement garanti d'une source d'énergie avant d'investir des capitaux pour construire de nouvelles installations.

Toujours au Québec, certains organismes impliqués sont plutôt positifs au sujet du potentiel de la biomasse agricole. Par exemple, le groupe de travail sur le milieu rural comme producteur d'énergie (MAMROT, 2011), dans le cadre de la Politique nationale de la ruralité (2007-2014), fait ressortir que la filière liée à la combustion directe de la biomasse, qu'elle soit sous forme de bûches, de copeaux ou de granules, offre un intérêt certain pour le milieu rural. Le même groupe a présenté une série de fiches synthèses (recommandations) présentant un inventaire analytique des technologies et des initiatives énergétiques ayant une possibilité de s'implanter au Québec. Ce travail était le résultat d'une revue documentaire et de nombreuses discussions avec les intervenants du milieu.

De plus, selon Samson et al. (2006) (cité par l'IREF, 2008), la création d'un marché d'exportation de granules à base de fibres agricoles en Europe pourrait stimuler l'émergence d'une vaste industrie dans l'Est du pays, car des estimations indiquent qu'en Ontario et au Québec, 14,1 millions de tonnes de granules à base de cultures énergétiques pourraient être produites en transformant 20 % des terres cultivables marginales et 40 % des terres utilisées pour la production de fourrage. Cela pourrait représenter l'exploitation de 52 usines de granules au Québec et de 89 en Ontario, nécessitant des dépenses d'investissement d'environ 1 milliard \$. Les revenus annuels sont évalués à

1,7 milliard \$. Au Québec, à titre d'exemple, la compagnie Agro Énergie développe la culture intensive sur courtes rotations du saule à croissance rapide. Elle offre tous les services pour le démarrage d'une plantation de saules et rend les cultures intensives sur courtes rotations accessibles aux producteurs intéressés. Un autre exemple local : Biopterre (Centre de développement des bioproduits) offre des services de soutien technique, de recherche appliquée et de développement technologique liés aux bioénergies, notamment pour le développement des biocombustibles à haut rendement énergétique à partir de biomasse. Une attention particulière est portée aux procédés de conditionnement de la biomasse (séchage, déchiquetage, broyage et densification). Par ailleurs, dans le but de valoriser des terres marginales avec des cultures énergétiques, la coopérative de producteurs de biomasses « Bioénergie Mégantic » a implanté 109 hectares d'alpiste roseau sur lesquels se déroulent des essais scientifiques portant, entre autres, sur la fertilisation et la comparaison des différentes variétés et espèces non ligneuses. Parmi ses réalisations, la coopérative compte l'installation d'une chaudière à granules agricoles dans un complexe scolaire.

Aux États-Unis, le Département d'énergie a présenté en avril 2011, le programme énonçant la stratégie pour développer et implanter, de façon viable et durable, l'industrie de la biomasse pour la production de biocombustibles et de bioproduits pour les dix prochaines années (DOE, 2011). Le plan stratégique inclut une diversité de matières premières de biomasse, y compris les résidus de cultures, les cultures énergétiques herbacées et ligneuses ainsi que les ressources forestières.

Au niveau européen, de façon très générale, l'Union européenne (UE) a intégré en 2005 le « Plan d'action dans le domaine de la biomasse » dans sa politique énergétique dans le but de contrer la dépendance de l'Europe vis-à-vis des combustibles fossiles (Commission des Communautés européennes, 2005). C'est ainsi que le recours à la biomasse est considéré comme l'une des principales solutions pour assurer la sécurité d'approvisionnement et la pérennité de l'énergie en Europe. Parmi les différentes actions adoptées, la commission en charge a accordé une attention particulière à l'adoption de normes européennes pour les combustibles solides issus de la biomasse afin de faciliter les échanges, de développer les marchés et de renforcer la confiance des consommateurs. Le Comité européen de normalisation (CEN) travaille à la définition de ces normes.

Le programme proposé réserve également une place importante à la recherche dans le domaine de la biomasse. Plus particulièrement, la Commission en charge envisage d'étudier le meilleur moyen de faire progresser la recherche sur l'optimisation des plantes agricoles et ligneuses cultivées à des fins énergétiques et sur les procédés de conversion des systèmes de combustion.

Alors que la filière de la biomasse agricole en est à un stade très prématuré de développement, certaines entreprises débutent aussi dans l'innovation et le développement d'appareils de combustion pour l'utilisation de façon efficiente et propre des combustibles agricoles. En effet, en plus de l'existence d'une chaîne d'approvisionnement, il est nécessaire d'avoir les technologies de production d'énergie afin de capitaliser sur les avantages de la biomasse. Diverses entreprises se consacrent

activement à l'élaboration de chaudières et de fours compatibles avec des matières premières agricoles qui minimiseraient les défis de la présence de particules et de mâchefers (p. ex. LST Energy et Skanden Energy).

Au Québec, le gouvernement provincial souhaite favoriser et encadrer adéquatement l'émergence de projets locaux de combustion de la biomasse agricole dans les chaudières à biomasse comme moyen de valorisation. Cependant, il a manifesté son inquiétude quant aux possibles impacts environnementaux, particulièrement ceux causés par les rejets atmosphériques. Dans cet ordre d'idées, avant de permettre un assouplissement au niveau réglementaire visant une utilisation de la biomasse agricole dans des appareils de combustion de moins de 3 MW, le gouvernement est en attente de résultats scientifiques pertinents d'ordre environnemental lui permettant de se prononcer.

2.2 Cadre normatif actuel de la combustion de la biomasse au Québec

À la suite aux pressions venant de toutes parts et devant la volonté de développer la filière des biomasses agricoles comme source d'énergie durable et économique, plusieurs pays ont récemment entrepris des démarches afin de procéder à la certification des biomasses et des méthodes d'évaluation d'équipements de combustion (Godbout et al., 2010). Cependant, en plus de générer une structure normative complexe, l'évaluation des équipements et des technologies est difficile et incertaine en raison des procédures d'essai qui ne sont pas communément acceptées (Eder et al., 2008).

Selon Villeneuve et al. (2012) les normes liées à la combustion varient considérablement, principalement en fonction du type de combustible, de la capacité de l'appareil et de la législation locale. Par exemple, pour les appareils de faible puissance nominale (<3 MW), de plus hauts niveaux d'émission de particules sont permis comparativement aux appareils de grande capacité. En Amérique du Nord, de plus hauts niveaux de particules sont tolérés (p. ex. de 100 à 200 mg/m³ au Massachusetts, de 150 à 600 mg/m³ au Québec, de 600 mg/m³ au New York) qu'en Europe (de 35 à 50 mg/m³).

Au Québec, l'utilisation d'un combustible est légiférée selon le Règlement sur la qualité de l'atmosphère (c. Q-2, r.38 ; anciennement c. Q-2, r.20) qui fait partie de la Loi sur la qualité de l'environnement. Ce règlement concerne tous les secteurs d'activités ainsi que toutes les sources fixes susceptibles de modifier la qualité de l'air. Il sert de ligne directrice générale et couvre tout le territoire du Québec. Cependant, selon Villeneuve (2009), les municipalités sont libres d'adopter des règlements plus sévères et plus contraignants. C'est à ce palier de gouvernement que les normes peuvent porter à confusion.

Le gouvernement du Québec a mis en vigueur récemment (juin, 2011) le RAA lequel donne le feu vert à l'installation d'appareils de combustion utilisant des granules produites à partir de cultures lignocellulosiques. Toutefois, selon ce règlement,

l'utilisation de ces biomasses n'est permise qu'avec un appareil de combustion d'une puissance nominale égale ou supérieure à 3 MW. En plus, la combustion de ce type de biomasses doit respecter les valeurs limites des critères énumérés au tableau 2.

Tableau 2. Valeurs limites des paramètres à respecter lors de l'utilisation de granules lignocellulosiques dans le cadre du RAA (2011)

Paramètre	Valeurs limites
Particules	70 mgPM/m ³ R de gaz sec (appareil nouveau)
	100 mgPM/m ³ R de gaz sec (appareil existant)
Opacité	< 20 %
COV	100 kg COV/jour
Halogènes totaux	0,15 % en poids au point d'alimentation de l'appareil

Les valeurs limites correspondant aux émissions de particules sont plus strictes dans le cas de la combustion de granules lignocellulosiques que dans le cas de la combustion du bois ou des résidus de bois (biomasse permise dans les appareils de combustion de puissances inférieures à 3 MW ; tableau 3). Cela met au défi les fabricants d'appareils de combustion de concevoir des appareils plus performants.

Tableau 3. Valeurs limites d'émissions de particules dans les appareils de combustion de bois (RAA, 2011)

Puissance nominale (MW)	Valeurs limites de particules (mg/m³ R de gaz sec)	
	Appareil nouveau	Appareil existant
< 3	150	600
≥ 3 et < 10	150	340
≥ 10	70	100

Cependant, étant donné que les émissions dépendent également de la nature du combustible, des efforts devraient être mis pour déterminer les valeurs limitatives de certaines propriétés de la biomasse (p. ex. humidité et teneur en cendres, en azote, en chlore et en soufre) afin de s'assurer de la qualité de la combustion. En effet, la recherche menée par Kaltschmitt et Weber (2006) a démontré que les biocombustibles ayant des propriétés uniformes ont obtenu une croissance impressionnante de marché. Les mêmes auteurs ajoutent que le préalable pour atteindre une croissance de marché significative est la normalisation des propriétés des combustibles.

D'après Villeneuve (2009), il y a actuellement une grande disparité au sujet de la combustion de la biomasse entre le Québec, les autres provinces et les territoires du Canada. En fait, il est permis d'utiliser comme combustible toutes les sources de biomasse propres dans tout le Canada sauf au Québec (dans le cas des appareils de combustion d'une puissance nominale inférieure à 3MW). Le Québec autorise uniquement la combustion de biomasse forestière comme source de combustible pour laquelle d'ailleurs, il existe un règlement explicite.

Afin d'encadrer plus efficacement le développement de la filière des biomasses agricoles pour une valorisation énergétique, Godbout et al. (2010) recommandent, en plus de mettre en place un système de certification de la biomasse, la production d'un guide permettant de déterminer le potentiel énergétique de la biomasse. Ce guide pourrait inclure une méthodologie simplifiée de mesure des émissions et de l'efficacité énergétique des équipements de combustion, une caractérisation physico-chimique simplifiée de la biomasse ainsi qu'une approche grossière pour établir un bilan massique et énergétique couplé à une analyse économique indicative. De plus, l'ajout d'une table d'aide à la décision permettrait de déterminer s'il est avantageux de poursuivre le développement d'une biomasse spécifique ou d'un équipement de combustion évalué.

2.3 Sommaire, but, objectifs et déroulement du projet

Le contexte du projet démontre clairement que la production d'énergie à partir de la combustion de résidus agricoles peu valorisés ou de cultures non destinées à l'alimentation humaine et produites sur des terres marginales constitue une avenue possible et potentiellement intéressante d'un point de vue agroenvironnemental.

Cependant, le gouvernement, l'industrie et les producteurs agricoles attendent des réponses à leur questionnement avant de mettre de l'avant des plans d'action concrets pour le développement de la filière des biomasses agricoles au Québec ; ces plans devront garantir la santé de la population et le respect de l'environnement.

Le présent projet visait à caractériser les émissions gazeuses et particulières issues de la combustion de biomasses agricoles et du bois dans une fournaise. Le postulat général à vérifier était :

La production d'énergie à partir de la combustion de résidus agricoles peu valorisés ou de cultures non destinées à l'alimentation humaine et produites sur des terres marginales constitue une avenue possible et potentiellement intéressante d'un point de vue agroenvironnemental. Le déroulement du projet est composé de six grands volets et le contenu du rapport reflète cette structure. Les grands volets se décrivent comme suit :

- **État des connaissances.**

Ce volet consiste en une revue des gaz de combustion, des émissions et des méthodes de mesure.

- **Comparaison des émissions issues de la combustion de trois biomasses agricoles et du bois dans une unité de 17 kW.**

Ce volet présente toute la méthodologie pour la mesure des émissions comparatives de la combustion du bois et de trois biomasses agricoles, incluant également la description de l'approche pour la sélection des biomasses.

- **Essais de combustion dans des unités de puissances nominales de 293 kW et 1 000 kW.**

La démarche et les résultats des mesures des émissions issues de la combustion de saule dans des grandes unités de combustion sont présentés dans ce volet. Il vise à vérifier s'il y avait une différence entre ces mesures et celles faites lors du volet précédent. De plus, il cherche à valider une méthodologie de mesure pour des unités utilisées en milieu commercial.

- **Émissions odorantes provenant de la combustion et de l'entreposage de la biomasse agricole et de bois.**

Ce volet fut ajouté suite à la suite de la demande des évaluateurs.

- **La valorisation des cendres.**

Compte tenu du pourcentage important de cendres, il apparaît, pour le futur des biomasses agricoles comme combustible, qu'il soit nécessaire d'étudier les avenues de valorisation des cendres. Ce volet vise à faire le point sur cet aspect et est principalement basé sur une étude théorique.

- **L'analyse technico-économique.**

Ce volet vise à vérifier l'intérêt d'un point de vue économique de l'utilisation de la biomasse agricole. L'étude utilise le cas du chauffage des serres.

- **Conclusion générale.**

Retour sur le but, les principales conclusions et recommandations.

3. État des connaissances

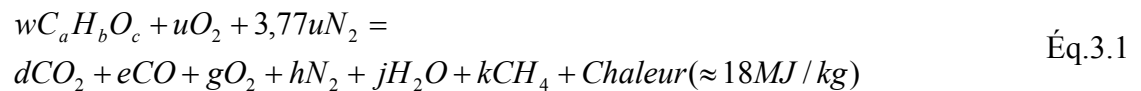
3.1 La combustion

3.1.1 Les principes

La combustion est un processus chimique libérant de l'énergie (sous forme de chaleur) à partir d'un mélange d'air et de carburant. Pour que la combustion survienne, le carburant, l'oxygène et la chaleur doivent être présents simultanément et la température d'ignition doit être atteinte. Sous l'influence de la chaleur, les liens chimiques du carburant sont défaits.

Dans une combustion idéale ou complète, les éléments du combustible, carbone (C), hydrogène (H), azote (N) et soufre (S), réagissent avec l'oxygène contenu dans l'air (O₂) pour former principalement du dioxyde de carbone (CO₂), de l'eau (H₂O), des oxydes d'azote (NO_x), et des oxydes de soufre (SO_x). Le manque d'oxygène entraînera une combustion incomplète et la formation de plusieurs substances non désirables, dont le monoxyde de carbone (CO) et le méthane (CH₄). À l'opposé, un excès d'O₂ ou d'air refroidit le système et d'autres gaz issus de la combustion incomplète seront émis, tel que l'ammoniac (NH₃). La quantité d'oxygène ou d'air requise dépend des caractéristiques chimiques et physiques du combustible.

Voici l'équation chimique générale représentant la combustion du bois (CSA-B415.1, 2010) :



Où :

w = moles de combustible sec par 100 moles de gaz de combustion sec.

a = fraction des atomes de C contenus dans le combustible.

b = fraction des atomes de H contenus dans le combustible.

c = fraction des atomes de O₂ contenus dans le combustible.

u = moles d'O₂ admises par 100 moles de gaz de combustion sec.

d, e, g, h, j, k = moles de CO₂, CO, O₂, d'azote atmosphérique (N₂), de H₂O, et de CH₄ respectivement par 100 moles de gaz de combustion sec.

Toutefois, le processus de combustion de la biomasse est plus complexe et les émissions ne sont pas seulement influencées par les propriétés chimiques du combustible. Les caractéristiques des émissions sont aussi influencées par les propriétés physiques du combustible (p. ex. la teneur en eau, la densité et la taille entre autres), le type d'appareil de combustion (incluant les aspects opérationnels et techniques) et les techniques de contrôle des émissions. Durant la combustion, toutes ces variables interagissent et

donnent une grande variété de niveaux d'émissions et de composés qui agissent en tant que polluants, irritants ou voire même cancérigènes.

De façon générale, les produits issus du procédé de la combustion sont classés en deux catégories selon leur origine. La première catégorie comprend les composés formés à partir de la combustion complète ; la deuxième, ceux formés à partir de la combustion incomplète du combustible.

Comme mentionné auparavant, les produits issus d'une combustion complète sont le CO_2 , les NO_x , principalement le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO_2), les SO_x , le chlorure d'hydrogène (HCl), les métaux lourds et les particules (P_{10} et $\text{P}_{2,5}$).

Les émissions causées par une combustion incomplète peuvent résulter d'un mélange insuffisant entre l'air et le combustible dans la chambre de combustion, d'un manque d'oxygène, d'une température trop faible ou d'un temps de résidence trop court dans la chambre de combustion (EEA, 2009). Par conséquent, ces effluents sont composés dans différentes proportions de produits issus de la combustion complète et incomplète. Les produits issus de la combustion incomplète sont le monoxyde de carbone (CO), le méthane (CH_4), les composés organiques volatils en excluant le méthane (COVNM), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les particules comme la suie, les résidus à base de carbone ou les hydrocarbures lourds condensés (goudron), les polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD), les polychlorodibenzo-furanes (PCDF) et le NH_3 .

3.1.2 Produits issus d'une combustion complète

Dioxyde de carbone (CO_2)

Le CO_2 est, parmi les gaz à effet de serre, le plus dégagé par la combustion de la biomasse ; conséquence de la grande quantité de carbone présente dans ce combustible (Van Loo et Koppejan, 2008). Malgré cela, la biomasse peut être vue comme une source d'énergie neutre en émissions de CO_2 . Cela s'explique par le fait que le CO_2 dégagé lors de la combustion de la biomasse, équivaut à la quantité prélevée durant sa croissance. (Lavric et al., 2004).

Oxydes d'azote (NO_x)

Les émissions de NO_x issues de la combustion de biomasses proviennent principalement de l'oxydation complète de l'azote contenu dans le combustible. Néanmoins, bien que les combustibles azotés produisent des concentrations de NO_x significativement plus hautes que les combustibles à faible teneur d'azote, cette relation n'est pas évidente selon la littérature scientifique. Des études ont démontré qu'il pouvait exister des relations avec la concentration d'azote soit directement proportionnelles (Johansson et al., 2004), soit logarithmiques (Van Loo et Koppejan, 2008), soit dépendantes (Leckner et Karlsson,

1993) et que les corrélations étaient parfois fortes, parfois faibles, et même inexistantes (Spliethoff et al., 2000). Par ailleurs, des effets directement proportionnels ont été identifiés entre les émissions de NO_x et la température de combustion (Spliethoff et al., 2000).

Oxyde nitreux (N_2O)

Le N_2O est un gaz produit par l'oxydation de l'azote contenu dans le combustible (Abelha et al., 2003; Van Loo et Koppejan, 2008). Le N_2O est le gaz à effet de serre le plus puissant, mais les niveaux d'émission sont beaucoup plus petits que ceux du CO_2 . Néanmoins, le dégagement de ce gaz lors de la combustion ajoute une contribution importante au réchauffement global de la planète.

Oxydes de soufre (SO_x)

Les SO_x proviennent de l'oxydation du soufre (S) contenu dans les combustibles. Les gaz formés sont principalement le SO_2 (95 %) et le SO_3 (5 %). Cependant, tout le soufre n'est pas converti en SO_x , une quantité non négligeable se trouve dans les cendres, sous forme de sulfates (IEPF, 2005).

Lorsque le SO_2 se dissout dans la vapeur d'eau atmosphérique, il produit des acides et interagit avec les particules et les gaz présents dans l'air pour former des sulfates et d'autres composés nocifs pour les humains et l'environnement (Environnement Canada, 2010).

Chlorure d'hydrogène (HCl)

Une fraction du chlore contenu dans le combustible peut former du HCl. Le HCl est produit par la combustion de biomasses contenant du chlore (Cl). Cet acide cause des impacts négatifs aussi bien à l'environnement qu'à la santé humaine. Selon l'IEPF (2005), le contenu en Cl du bois est très bas, ce qui contribue faiblement à la production de HCl lors de sa combustion. Toutefois, lorsque des biomasses ayant des taux importants de Cl sont incinérées, par exemple de la paille ou de l'herbe, les émissions de HCl deviennent significatives (Van Loo et Koppejan, 2008).

Métaux lourds

La plupart des métaux lourds reliés à la combustion (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se et Zn) sont émis sous forme de composés joints et/ou adsorbés aux particules et aux cendres volantes (EEA, 2009). Certaines métaux lourds sont toxiques et d'autres carcinogènes. Ils sont présents dans tous les types de biomasses, à tout le moins à l'état de trace. Leurs émissions varient en fonction de leur présence et de leur concentration dans le combustible. Au cours des travaux de Ross et al. (2002), les résultats d'analyse de la concentration des métaux dans les briquettes de sciure, les cendres et les cendres

volantes, résultant de la combustion, ont démontré que les éléments présents en plus grandes concentrations étaient le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le plomb (Pb) et le zinc (Zn).

Les éléments les moins volatils tendent à se condenser à la surface des particules dans les gaz d'échappement. Le taux de volatilisation des métaux lourds dépend des caractéristiques de l'équipement de combustion et des caractéristiques chimiques de la biomasse (EEA, 2009). La présence de métaux alcalins (Na, K, etc.) dans les biomasses est très problématique, car ils forment des composés volatils qui ont une température de fusion très basse. Les cendres de la biomasse contiennent une haute teneur en métaux alcalins qui cause l'agglomération et l'encrassement provoquant des problèmes lors de la gazéification et de la combustion (Tissari et al., 2008).

Particules

Les particules produites à partir d'une combustion complète sont des fragments sous forme solide ou liquide en suspension dans l'air. Selon les composés et les processus à l'origine de leur formation, ils sont classés particules primaires ou secondaires. Les premières sont émises à la source des émissions sous forme de cendres (des particules ayant un diamètre supérieur à 1 μm). Les secondes, appelées aérosols, sont le résultat d'une série de réactions chimiques et physiques où interviennent différents gaz précurseurs, tels que les SO_x , les NO_x et le NH_3 qui réagissent entre eux pour former des particules de sulfate, de nitrate et de sel d'ammoniac. Les aérosols ont un diamètre inférieur à 1 μm .

Le diamètre aérodynamique est le paramètre le plus important pour caractériser les particules. Il détermine en grande partie la portée des dommages que celles-ci causent à la santé et à l'environnement. Environnement Canada (2011a) a divisé les particules en trois groupes :

- Les particules totales (PT) : particules atmosphériques d'un diamètre maximal d'environ 100 μm ;
- Les P_{10} : particules atmosphériques d'un diamètre inférieur à 10 μm ;
- Les $\text{P}_{2,5}$: particules atmosphériques d'un diamètre inférieur à 2,5 μm , appelées aussi « particules fines ».

Les particules dont le diamètre est inférieur à 1,0 μm et à 0,1 micromètre, sont respectivement appelées « particules très fines » et « particules ultrafines ».

Puisque la combustion de biomasses est une source importante d'émission de particules et que le matériel particulaire est vu comme l'un des paramètres le plus important à l'égard de la pollution de l'air, l'utilisation à grande échelle de la bioénergie pourrait être freinée. Néanmoins, des technologies de réduction des émissions de particules ont été développées (Nussbaumer et al., 2008a) afin de surmonter cet inconvénient majeur.

3.1.3 Produits issus d'une combustion incomplète

Monoxyde de carbone (CO)

Le CO est le principal sous-produit de la conversion en CO₂ du carbone du combustible. Il est oxydé en CO₂ sous des conditions spécifiques de température et en présence d'O₂ lors d'une combustion complète (EEA, 2009). Le CO est alors considéré comme un bon indicateur de la qualité de la combustion et par conséquent, il est généralement mesuré lors des tests d'efficacité des équipements de combustion.

Le taux de conversion du CO en CO₂ augmente directement avec la température. Toutefois, pour une température donnée, il existe un taux d'apport d'air (air d'excès) optimum qui minimise les rejets de CO. Un excès d'air est ajouté lors du processus de combustion pour que chaque molécule de combustible soit entourée de suffisamment d'O₂. Selon les types d'appareils de combustion, les valeurs optimales d'excès d'air se situent entre 1,3 et 1,8 (IEPF, 2005).

Le niveau d'émission de CO est influencé aussi par les conditions de la combustion (IEPF, 2005). Des émissions significatives peuvent se produire quand la température de combustion est trop basse, quand l'apport d'O₂ est insuffisant ou encore lorsque le temps de résidence est trop court. Les équipements de combustion de faible capacité ont des niveaux d'émission beaucoup plus élevés que les équipements industriels. Tout comme le CO₂, les émissions de CO sont plus faibles lorsque les conditions de combustion de l'équipement sont contrôlées automatiquement.

Méthane (CH₄)

Lors de la combustion de biomasses, le CH₄ est un intermédiaire important dans la conversion des éléments C et H du combustible respectivement en CO₂ et en H₂O (Van Loo et Koppejan, 2008).

Le méthane est généralement mentionné séparément des autres hydrocarbures puisqu'il est un GES. Tout comme le N₂O, les niveaux d'émissions du CH₄ sont très faibles en comparaison du CO₂.

Johansson et al. (2004) ont déterminé les niveaux d'émission de 33 composés organiques volatils (COV) issus de la combustion de pastilles de bois densifiées et de rondins de bois dans sept types de chaudières. Les résultats ont démontré que le méthane représente de 20 à 60 % de la fraction massique totale des COV mesurés. D'après ces mêmes auteurs, les émissions sont dominées par le CH₄. Ceci est probablement dû à son oxydation relativement lente comparativement aux autres hydrocarbures.

Composés organiques volatils non-méthaniques (COVNM)

Les COVNM sont des gaz et des vapeurs différents du CH_4 et contenant aussi du carbone. Le CO_2 , le CO et les chlorofluorocarbures (CFC) sont aussi exclus du groupe de COV. Les COVNM sont tous des intermédiaires dans l'oxydation des combustibles et peuvent faciliter la formation de particules (EEA, 2009).

Les COV sont regroupés en deux grandes familles. La première englobe les COV non polaires du type benzène (C_6H_6), toluène (C_7H_8) ou autres composés cycliques. Ils proviennent généralement de sources reliées au transport comme la combustion de l'essence. La deuxième famille regroupe les COV polaires. Ceux-ci sont des composés qui possèdent un groupement carbonyle comme l'acroléine ($\text{C}_3\text{H}_4\text{O}$) ou le formaldéhyde (CH_2O). Ils peuvent se présenter dans les émissions liées au chauffage au bois (Carter et al., 2004).

Dans l'étude de Johansson et al. (2004), où les émissions de 33 COV issus de la combustion de pastilles de bois densifiées et de rondins de bois dans sept types de chaudières ont été déterminées, les COVNM les plus représentatifs sont l'éthane (C_2H_6), l'éthylène (C_2H_4), le propène (C_3H_6), l'acétylène (C_2H_2) et le C_6H_6 .

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP sont habituellement mentionnés séparément des autres hydrocarbures à cause de leurs effets carcinogènes. Les niveaux d'émission des HAP dépendent des conditions de la combustion, comme la température, le temps de résidence et la disponibilité de l'oxygène (EEA, 2009). Les HAP sont formés à des températures oscillant entre 700 et 900 °C. Des températures plus élevées permettent de les décomposer (Olsson et Kjallstrand, 2004).

Les HAP peuvent être émis sous forme de poussières ou de gaz. Dans l'analyse de 16 HAP issus de plusieurs chaudières à bois, Bignal et al. (2008) ont trouvé que la plupart des HAP (89 %) se présentait sous forme gazeuse, principalement le naphthalène (C_{10}H_8) et le phénanthrène ($\text{C}_{14}\text{H}_{10}$) représentant respectivement 22 et 18 %. Johansson et al. (2004) ont démontré que 70 % des HAP analysés étaient du C_{10}H_8 , du $\text{C}_{14}\text{H}_{10}$, du fluoranthène ($\text{C}_{16}\text{H}_{12}$), du pyrène ($\text{C}_{16}\text{H}_{10}$) et de l'acénaphthylène (C_{12}H_8).

Particules

Les particules formées à partir d'une combustion incomplète peuvent être émises sous forme de suie, de résidus carbonacés ou d'hydrocarbures lourds condensés (goudron). La suie est formée principalement de C et elle est le résultat d'un manque localisé d' O_2 ou de l'extinction partielle de la flamme. Les résidus carbonacés peuvent être entraînés dans le flux de gaz à cause de leur très faible poids. Les hydrocarbures lourds condensés sont, dans certains cas, les principaux constituants des émissions de particules totales dans les équipements de combustion à biomasse de faible puissance (Van Loo et Koppejan, 2008).

Polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et polychlorodibenzo-furanes (PCDF)

Les PCDD et PCDF sont un groupe de dioxines et furanes hautement toxiques (Lavric et al., 2004). Ils sont présents sous forme de traces dans l'atmosphère où leur présence est reliée à la combustion. En raison de leurs propriétés de persistance et de bioaccumulation, ces molécules sont capables de se déplacer sur de très longues distances et ensuite, de se déposer loin des lieux d'émission. Van Loo et Koppejan (2008) affirment que de grandes variations de concentrations de PCDD et de PCDF peuvent être détectées, parfois dans une même installation de combustion de biomasses.

Ammoniac (NH₃)

De petites quantités de NH₃ résultant d'un processus de combustion incomplète peuvent être émises par tous les combustibles solides contenant de l'azote. Cela arrive dans les cas où les températures de combustion sont très basses (EEA, 2009). Indépendamment du type de biomasse brûlée, l'azote volatil de la biomasse forme préférentiellement du NH₃ et sa concentration dépend de la réduction des matières volatiles et de la température de combustion (Werther et Ogada, 1999). Le NH₃ se combine alors dans l'atmosphère avec les sulfates et les nitrates pour former des particules fines (P_{2,5}) secondaires. Ces dernières ont des effets néfastes sur la santé humaine et l'environnement (Environnement Canada, 2011b).

3.1.4 Les cendres

Lors de la combustion, une fraction des composés du combustible formant les cendres est volatilisée et dégagée avec les gaz d'échappement. Les particules qui sont formées par vaporisation et postérieurement par agglutination sont très petites, autour de 5 à 10 nm. Cependant, leur taille augmente durant leur passage dans les gaz d'échappement. Elles forment la partie fine des cendres volantes. Ces dernières sont caractérisées par une taille < 1 µm (Van Loo et Koppejan, 2008).

Les composés non volatils des cendres qui restent dans le charbon de la biomasse brûlée, peuvent fondre et se combiner pour créer des cendres résiduelles avec un vaste éventail de compositions, de formes et de tailles. Une fraction de ces cendres est supportée par les gaz de combustion et forme les grosses cendres volantes. L'autre fraction des cendres reste dans l'appareil de combustion formant ainsi les « cendres de grille » (Van Loo et Koppejan, 2008).

Par ailleurs, les cendres trouvées après la combustion de la biomasse sont composées aussi par des particules minérales issues de la poussière et de l'argile introduites dans la biomasse durant la récolte ou le transport.

Les matériaux ligneux comme le bois et ses sous-produits ont une teneur relativement faible en cendres : autour de 0,5 et 1,4 %, ou jusqu'à 2,5 % dans le cas du bois avec écorce. Néanmoins, les biomasses agricoles ont des teneurs en cendres beaucoup plus importantes : entre 2 et 12 %. Dans un contexte technique et environnemental, il est préférable d'utiliser pour la combustion, des combustibles avec des teneurs faibles en cendres afin de réduire leur manipulation et la formation de particules, de cendres volantes, de poussières et de mâchefers.

En plus, en accord avec Demirbas (2005), un des principaux problèmes de l'utilisation des biomasses est relié à l'encrassement et la corrosion des appareils de combustion causés par l'alcalinité des cendres. En effet, les cendres ont des concentrations considérables de potassium (K), de sodium (Na) et de Cl qui réduisent la température de fusion et augmentent ainsi le dépôt des cendres, l'encrassement et la corrosion (Jones et al., 2007).

3.2 Le cas particulier de la biomasse agricole

Bien qu'il y ait un engouement pour l'utilisation de la biomasse agricole comme combustible, il y a peu d'articles scientifiques décrivant les émissions issues de leur combustion. La grande diversité des biomasses ainsi que l'influence de l'unité de combustion où elles sont brûlées rendent difficiles les études. De plus, en l'absence de standardisation des unités des paramètres, cette grande disparité rend ardue leur comparaison. En effet, la masse du composé mesuré est présentée en relation avec divers paramètres, soit sur la base de l'énergie dégagée, de la quantité de biomasses utilisée, de l'apport du volume d'air dans l'équipement ou encore simplement en unités de concentration (ppm ou %).

Selon la littérature, les principaux gaz mesurés sont le CO₂, CO, O₂, NO_x, SO₂, et HCl ainsi que les particules. Les principales biomasses étudiées sont le bois, la paille, les céréales tels que le blé et les cultures dédiées comprenant le miscanthus, le panic érigé et l'alpiste roseau (tableau 4 et tableau à l'annexe 8).

Les résultats du recensement de la littérature effectuée par Godbout et al. (2010) (tableau 4) montrent qu'il y a beaucoup plus d'information sur les émissions issues de la combustion du bois que celles issues de la combustion de la biomasse agricole.

Toutefois, de façon générale, les émissions sont exprimées en g/kg. Pour le CO₂, ces émissions varient de 29 à 50 g/kg pour le bois et de 4,9 à 20 g/kg pour les autres biomasses. Pour les émissions de CO du bois, elles varient entre 0,4 et 4,16 g/kg. Les émissions de NO_x, de SO₂ et de HCl issues de la combustion du bois sont inférieures à 1, 4 et 0,02 g/kg, respectivement. La combustion de biomasses agricoles engendre des émissions de SO_x atteignent une valeur de 67 g/kg. Les autres gaz ne peuvent pas être comparés étant donné le manque d'information ou l'incompatibilité des unités.

Tableau 4. Résumé des émissions mesurées à partir de la combustion de différentes biomasses dans la littérature scientifique

Composé	Unités	Biomasse																		
		Bois*			Paille de blé			Blé			Panic			Miscanthus			Alpiste Roseau			
		min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	
CO ₂	%	0,6	20	6; 11; 25; 41		4,9	6					10	40		8	40		20	41	
	ppm	96	6002	35																
	mg/m ³	2400	110000	15				6100	120000	15										
	g/kg	29,3	49,8	9; 27																
CO	ppm	23	1400	11; 27																
	g/m ³	0,094	27	6; 15; 31		4,7	6	0,22	3,1	15		0,15	40		0,06					
	g/kg	0,4	4,16	33																
	mg/MJ	30	16400	25																
Particules (PT)	mg/m ³	20,7	950	35; 20							58	117	39, 40		27	40	8	28	41	
	mg/MJ	12	2200	25																
NO _x	NO _x	g/kg	0,63	1,1	33															
		mg/m ³											368	40		363	40			
		mg/MJ	28	180	25															
	NO	ppm	22	359	11; 35															
		mg/m ³	0,1	270	6															
	NO ₂	g/kg	0,6	0,82	9; 27															
mg/m ³					0,3	9	6													
SO ₂	g/kg	0,05	3,55	9; 33; 41													41,9	67,2	41	
	mg/Nm ³				0,06	200	6					91	40		53	40				
HCl	g/kg	0,005	0,02	33																
	mg/m ³				0,3	24	6					18	40		59	40				

* Plusieurs catégories sont évaluées dont la sciure, les copeaux, l'écorce, les granules, les bûches et les déchets; Réf. : les références sont détaillées à l'annexe 8.

3.3 Mesure des effluents gazeux issus de la combustion

3.3.1 Mesure des concentrations de gaz

Les principes de détection des émissions les plus utilisés sont la spectrométrie infrarouge (FTIR), la spectrométrie par ultraviolet, la gravimétrie, la détection à ionisation de flamme (FID) et le paramagnétisme. Selon Guilié (2011), les appareils d'analyse peuvent être classés en trois catégories.

1) La mesure volumétrique par absorption du gaz

Ce principe utilise la capacité qu'ont certaines solutions à absorber certains gaz. L'instrument le plus connu est l'analyseur Orsat. Un échantillon de fumée prélevé à la cheminée est enfermé avec une solution absorbante pour un certain gaz. Lorsque ce composé gazeux est absorbé par la solution, le volume des fumées est réduit et le liquide monte alors dans le flacon. Le rapport du volume de fumées avant et après absorption donne la concentration du composé gazeux ciblé.

2) Les appareils électrochimiques portatifs

La cellule électrochimique à O_2 est un exemple de ce type d'appareils. Le gaz à analyser est diffusé à travers la membrane du détecteur. En arrivant sur la cathode, l' O_2 est réduit. Ceci provoque, en parallèle, une réaction d'oxydation sur l'anode. Le flux d'électrons de l'anode au détecteur cathodique est directement proportionnel à la quantité d' O_2 dans la phase gazeuse.

Le Pellistor pour la mesure de C_xH_y est un autre exemple. Une cellule contenant un catalyseur (filament de platine) reçoit le gaz à analyser qui s'oxyde en présence du catalyseur. L'élévation de température mesurée par la variation de résistance du filament est proportionnelle à la chaleur de combustion des gaz combustibles présents dans l'échantillon donc à la quantité de C_xH_y . Ces cellules sont peu précises en général et sont très sensibles aux variations de température.

3) Les appareils fixes de mesure en continu

Ces appareils utilisent différentes propriétés des gaz. Par exemple, la mesure infrarouge convient spécialement au gaz contenant du carbone (CO_2 et CO), car ceux-ci ont la propriété de très bien absorber cette longueur d'onde. Pour quantifier les gaz, la différence d'absorption d'un rayonnement infrarouge entre un gaz de référence et l'échantillon de fumée prélevé en continu est mesurée.

La chimiluminescence des gaz est mise à profit pour les analyseurs de NO. Lorsque le NO réagit avec l’ozone (O₃), la réaction produit de la lumière dont l’intensité est proportionnelle à la concentration en NO de l’échantillon.

La paramagnétivité de l’O₂ est utilisée par l’analyseur à oxygène magnétopneumatique. Dans un champ magnétique non uniforme, l’O₂ est attiré vers la partie la plus forte du champ augmentant la pression dans cette partie. Cette augmentation de pression est proportionnelle à la concentration en O₂.

La mesure par électrolyte solide, dont la plus connue est la sonde λ pour l’O₂. Elle fonctionne comme une pile à combustible. Un électrolyte solide constitué de zirconium fritté est en contact d’un côté avec les fumées à mesurer et de l’autre avec l’air ambiant.

La technique du FTIR est la technique la plus utilisée, selon la littérature scientifique, en analyse des émissions issues de la combustion de la biomasse (Baxter et al., 1998; Dahl et Obernberger, 2004; Kauffman, 1997).

Le tableau 5 liste les méthodes de référence d’Environnement Canada pour l’analyse de différents composés émis par des sources stationnaires. Le cahier 4 du guide d’échantillonnage à des fins d’analyse environnementales (MDDEP, 2009) présente les méthodes à suivre pour la détermination des émissions de chaque paramètre. Il y est recommandé de mesurer, plusieurs des composés, selon les normes d’Environnement Canada.

Tableau 5. Méthodes de référence d’Environnement Canada pour sources stationnaires

Composés	Méthodes	Techniques
CO	EPS 1/RM/4	Échantillonnage en sac Tedlar suivi par une analyse par NDIR
CO ₂ , O ₂ et N ₂	EPS 1/RM/8 – Méthode C	Un analyseur d’Orsat, un chromatographe en phase gazeuse ou des analyseurs en continu étalonnés
NOx	EPS 1-AP-77-3	Échantillon instantané suivi par une analyse chimique colorimétrique humide
SO ₂	EPS 1-AP-74-3	Absorption dans H ₂ O ₂ suivie de titration
HCl	EPS 1/RM/1	Absorption par d’impacteur suivi d’une analyse IC
Particules	EPS 1/RM/8	Échantillonnage isocinétique suivi d’une détermination gravimétrique
PCDDs et PCDFs	EPS 1/RM3	Analyse de haute résolution de GC/MS
Opacité	EPS 1-AP-75-2	Transmissiomètre

La norme canadienne CAN/CSA B415.1 stipule également que le pourcentage de CO et de CO₂ dans les gaz de combustion doit être mesuré à l'aide d'un analyseur infrarouge en continu ou l'équivalent.

Lors des séances d'échantillonnage, les normes précisent d'analyser à différents taux de combustion les émissions des appareils de combustion. D'un côté, la norme CAN/CSA B415.1 indique de mesurer les émissions au cours d'un essai dans quatre catégories de taux de combustion en fonction du pourcentage du taux maximal de combustion : <35 %, entre 35 et 53 %, entre 53 et 76 % et à 100 %. D'un autre côté, la norme E2779-10 de l'ASTM pour la détermination des émissions de particules de poêles à granules, énonce qu'un prélèvement doit s'effectuer dans chacun des trois segments de taux de combustion suivants : au maximum achevable (durant 60 min), à la moyenne (< 50% du maximum, durant 120 min) et au minimum achevable (durant 180 min).

Il y a deux types d'analyse : *in situ* ou extractive. Dans le premier cas, le dosage des concentrations de gaz est effectué directement dans la cheminée. Dans le second cas, le dosage est effectué à partir d'un échantillon de gaz prélevé dans la cheminée. Lorsque le gaz ciblé est mesuré sans qu'il soit retiré de la cheminée (*in situ*), les méthodes optiques telles que l'infrarouge sont des exemples d'approches utilisées. L'avantage de la technique *in situ* est que les instruments sont relativement simples. L'inconvénient demeure que les mesures ne sont prises qu'à un seul point, ou dans le cas du laser, sur une seule ligne, rendant donc difficile la mesure d'un échantillon de façon représentative (InfoMil, 2006).

Lors de toutes les étapes de mesure, la concentration des gaz ciblés ainsi que les différents paramètres comme la température, la pression, la teneur en O₂, l'humidité et le débit des gaz d'évacuation doivent être mesurés simultanément.

Enfin, l'opacité des émissions grises ou noires des cheminées ou des sources peut être mesurée à l'aide de l'échelle Micro-Ringelmann (MDDEP, 2009). Cette méthode consiste à comparer visuellement l'intensité de l'opacité des gaz de la source à celle d'une échelle de mesure de référence.

3.3.2 Mesure des particules

La méthode de base pour mesurer les concentrations de particules dans les gaz de combustion est l'échantillonnage gravimétrique avec des filtres de quartz ou de fibres de verre. Cette méthode donne la concentration totale, i.e. la masse en fonction d'un temps >15 min (Nussbaumer et al., 2008b).

Par contre, quand il est nécessaire de mesurer les émissions des particules en temps réel, le TEOM (*Tapered element oscillating micro-balance*) est un instrument très performant capable de doser en continu le passage des poussières et de fournir *in situ* les résultats (Patashnick et al., 2002).

Plusieurs normes indiquant les méthodes d'analyse des rejets des sources fixes telles que les chaudières proposent en même temps des techniques de mesure des émissions des particules. Il s'agit, entre autres, de la Méthode E d'Environnement Canada, de la norme B415.1 de l'Association canadienne de normalisation (CSA), des méthodes 5G et 5H de l'EPA-US (Agence de protection environnementale des États-Unis) et de la norme 2515 de l'ASTM (Association américaine pour essais et matériaux).

En premier lieu, la « Méthode E », comprise dans les méthodes de référence en vue des essais aux sources (SPE 1/RM/8), est proposée par Environnement Canada (2011 b) afin de mesurer la concentration massique ainsi que le débit-masse des émissions ou des rejets de particules dans les courants gazeux confinés provenant de sources fixes.

Pour le prélèvement des particules, cette norme adopte la technique d'échantillonnage isocinétique. Un échantillonnage est isocinétique lorsque la vitesse linéaire du gaz entrant dans la buse de prélèvement est égale à celle du courant gazeux non perturbé au point d'échantillonnage. La ligne de prélèvement des particules est constituée d'une buse, d'une sonde, d'un cyclone et d'un filtre en fibre de verre. Tous ces éléments sont maintenus à une température permettant de prévenir le colmatage du filtre dû à la condensation (généralement de 120 ± 14 °C). La masse des particules est déterminée par gravimétrie après séchage. La détermination simultanée de la teneur en humidité, de la vitesse, de la température et de la masse molaire du courant gazeux permet de calculer la concentration et le débit-masse des émissions ou des rejets de particules.

En deuxième lieu, la CSA suggère que l'appareillage servant à mesurer les émissions de particules se compose d'un système de conditionnement des échantillons et d'un système servant à les recueillir (CSA, 2010). Le système de conditionnement des échantillons, illustré à la figure 1, consiste principalement en une hotte aspirante, un tunnel de dilution et un thermocouple. Le tunnel doit recueillir 100 % des gaz produits par l'appareil et permettre la dilution de leur débit.

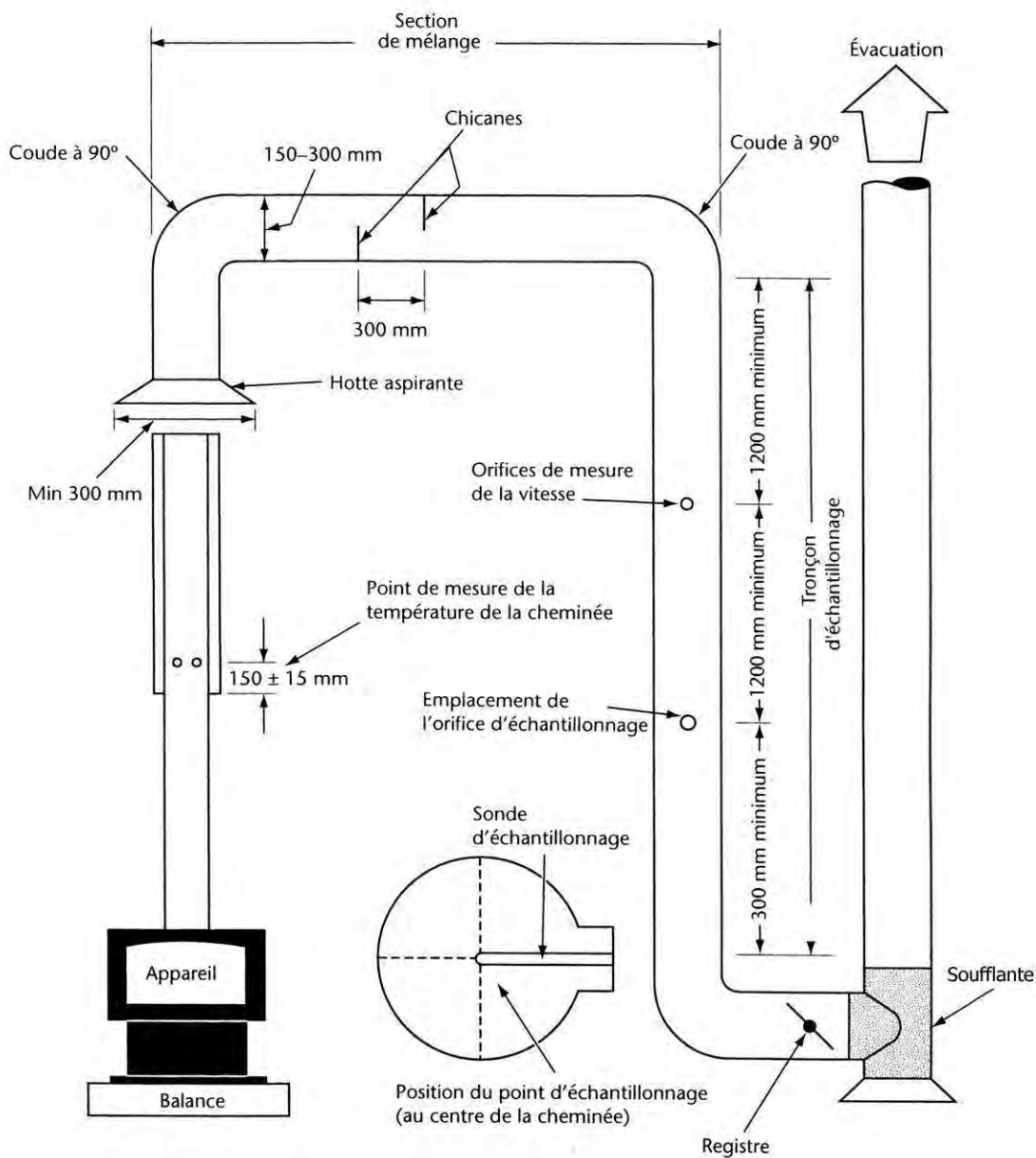


Figure 1. Système de tunnel de dilution pour le conditionnement des gaz de combustion et le prélèvement de particules (tirée de la Norme CAN/CSA-B415.1 (CSA, 2010))

Le système servant à recueillir les échantillons de particules est formé de deux trains d'échantillonnage pourvus de filtres permettant la collection des particules. Le prélèvement des particules doit se faire de façon isocinétique impliquant que le débit de prélèvement doit être maintenu à une valeur constante au débit dans le tunnel de dilution. Tous les détails des instruments et des opérations sont décrits dans la norme (CAN/CSA-B415.1, 2010).

En troisième lieu, l'EPA-US propose deux méthodes d'échantillonnage pour la mesure des particules produites par les chaudières à bois : la méthode 5H (US-EPA, 2000a) et la méthode 5G (US-EPA, 2000 b). Ces méthodes sont inscrites dans la partie 60 du titre 40 du code des règlements fédéraux des États-Unis (40 CFR - 60). D'une part, la méthode 5H propose la collecte des particules grâce à un filtre chauffé, un filtre de secours et une série de séparateurs à impact immergés sous de l'eau glacée. Le débit de prélèvement doit aussi être isocinétique, mais par rapport à la vitesse d'écoulement des gaz dans la cheminée. La masse des particules collectées est ensuite déterminée par gravimétrie.

D'autre part, la méthode 5G est basée sur l'approche du tunnel de dilution qui, comme mentionnée auparavant, permet l'échantillonnage de particules dans un filtre à partir d'une colonne de gaz dilué. D'ailleurs, la méthode présentée par l'ASTM (2009) pour la détermination des particules (ASTM E 2515) propose aussi l'utilisation de la technique du tunnel de dilution.

Selon Zhang (2002), les principales limites des techniques actuelles pour la détermination des émissions de particules provenant de sources de combustion sont que ces techniques sont coûteuses, complexes, que trop souvent elles ne fournissent pas en temps réel les réponses et que parfois, les résultats provenant de différentes études sont difficiles à comparer.

3.3.3 Mesure des débits

Comme pour la mesure des particules, plusieurs normes portant sur la détermination des émissions et l'efficacité de sources fixes suggèrent la méthode à suivre pour la mesure du débit des gaz de combustion. Par exemple, la méthode B, dans la méthode de référence SPE 1/RM/8 d'Environnement Canada (2011 b), propose de déterminer la vitesse moyenne des gaz à partir de la densité des gaz et des valeurs de pression dynamique au moyen d'un tube de Pitot de type S (Stausscheibe ou inversé). Éventuellement, un tube de Pitot ordinaire peut être employé s'il existe peu de risques de colmatage des ouvertures des prises de pression par les particules ou par l'humidité.

La méthode 1A de la US-EPA (2011) recommande d'éviter, dans des cheminées de diamètre inférieur à 30 cm (12 po), l'utilisation de tubes de Pitot attachés à une sonde de prélèvement équipés d'une buse et d'un thermocouple. Effectivement, ce tube bloque une partie importante de la section transversale du conduit entraînant des mesures inexacts.

En cas d'utilisation d'un tunnel de dilution pour la mesure des particules, la vitesse d'écoulement dans le tunnel doit être mesurée, selon la norme CAN/CSA-B415.1, à

l'aide d'un tube de Pitot et d'un manomètre à tube incliné (ou un autre lecteur de pression différentielle) avec une exactitude de $\pm 5 \%$.

Pour la prise de mesure dans les conduits, il est important de choisir une partie droite ainsi que de respecter une certaine distance en aval et en amont avec toute source de perturbation des gaz (p. ex. une courbe, un dispositif de dilatation ou de contraction, une flamme visible, un raccord ou une sortie de cheminée). Environnement Canada propose de sélectionner une distance égale à au moins huit fois le diamètre de la cheminée ou du conduit, en aval, et à au moins deux fois ce diamètre en amont.

Par ailleurs, il est possible d'utiliser des plaques à orifice (appelées aussi des iris) pour déterminer le débit d'un conduit (autre qu'une cheminée) lorsque la vitesse du fluide est assez importante. Cette technique, basée sur l'équation de Bernoulli, utilise une plaque plate avec un orifice circulaire installée dans le conduit. Le débit est calculé à partir de la différence de pression créée par l'obstruction au flux dans le conduit. Cette différence de pression est mesurée à l'aide de capteurs de pression installés en amont et en aval de la plaque.

3.4 Les bilans

3.4.1 Bilan massique

L'équation 3.2 représente le bilan massique durant le processus de combustion. Pour chaque composé i , la quantité massique contenue dans le combustible et dans l'air de combustion représente l'entrée massique ($m_{i_biomasse}$ et m_{i_air} respectivement), tandis que les sommes massiques du même composant i retrouvées dans l'ensemble des gaz de combustion et les cendres représentent la masse équivalente à la sortie (Énergie, Mines et Ressources Canada. 1989).

$$m_{i_biomasse} + m_{i_air} = m_{i_cendres} + m_{i_gaz} \quad \text{Éq. 3.2}$$

Les études portant sur la combustion de la biomasse agricole utilisent différentes analyses dont la caractérisation des émissions gazeuses et de particules provenant de plusieurs systèmes de conversion thermochimique de la biomasse. Toutefois, dans la plupart des cas, le bilan massique des éléments de ces processus est mal documenté. Le bilan massique, en plus de permettre de mieux connaître la répartition finale des substances dans les rejets gazeux et solides, permet aussi de mettre en perspective l'exactitude des méthodes de mesure.

3.4.2 Bilan énergétique

Bilan thermique d'une chaudière

Le principe de la chaudière repose sur un échange thermique à l'aide d'un fluide caloporteur qui circule à l'intérieur de la fournaise, absorbe la chaleur et sort pour réchauffer l'endroit désiré par transfert de chaleur. Le fluide caloporteur utilisé est généralement l'eau ou l'air dans le cas des poêles. Dans le cas des caloporteurs liquides, il est possible d'ajouter des substances chimiques afin de mieux conserver la chaleur et rendre plus efficace l'échange thermique.

Le principe du bilan de chaleur, tel qu'illustré à la figure 2, est une façon de comptabiliser l'énergie utile (E_{fluide}) et les pertes énergétiques d'un appareil de combustion ($E_{purge} + Pertes$) à partir du pouvoir calorifique du combustible ($E_{combustible}$). D'après le principe de conservation de l'énergie, le bilan d'une chaudière s'exprime selon l'équation suivante :

$$E_{combustible} = E_{fluide} + E_{purge} + Pertes \quad \text{Éq. 3.3}$$

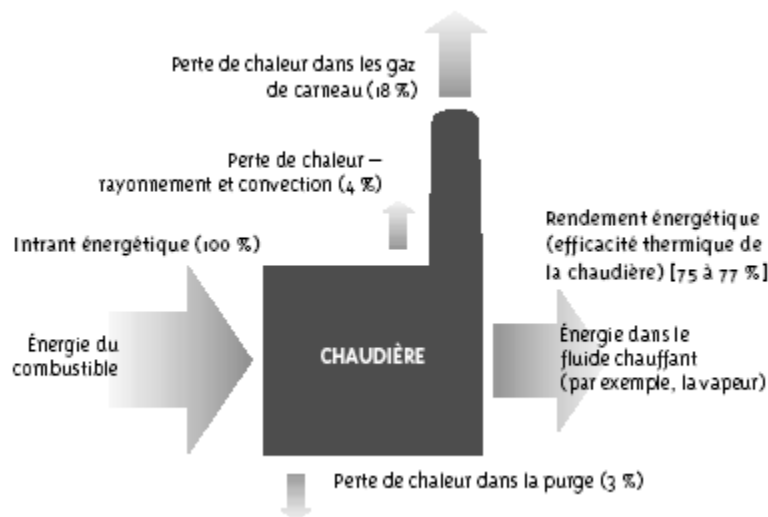


Figure 2. Schéma d'une chaudière (tirée de Ressources naturelles Canada, 2011)

L'énergie transportée par le fluide caloporteur (E_{fluide}) est calculée à l'aide de la différence de température à l'entrée et à la sortie de la chaudière ainsi que de la différence de débit du fluide. Les détails de son calcul et de ses différentes pertes sont décrits dans la section correspondante de la méthodologie.

Plusieurs catégories de pertes d'énergie sont rencontrées dans un processus de combustion et celles-ci doivent être minimisées au maximum. En effet, les pertes d'énergie réduisent la quantité de chaleur disponible et, en conséquence, une plus grande quantité de combustible est nécessaire pour produire une même quantité d'énergie.

Dans un appareil de combustion, la plupart de l'énergie perdue est reliée aux gaz de carneau (18 %) (Ressources Naturelles Canada, 2011). Cette perte est causée soit par la combustion incomplète du combustible, soit par les pertes liées à la température des gaz de combustion dans la cheminée (Énergie, Mines et Ressources Canada, 1989).

Manifestement, si une partie du combustible n'est pas complètement oxydée durant la combustion, cela produira une perte d'énergie en raison de l'inutilisation des fragments de combustible imbrûlés. La présence de CO dans les gaz de combustion est un indice d'une combustion incomplète. En effet, le C du combustible est partialement oxydé tel que calculé par l'équation 3.4. Le CO est un gaz combustible ; s'il pouvait être brûlé pour former du dioxyde de carbone, plus de chaleur serait libérée.



D'autre part, l'humidité du combustible est une des causes les plus importantes liées aux pertes par la chaleur des gaz de combustion sortant de la chaudière. En effet, l'humidité absorbe de l'énergie sous forme de chaleur sensible.

L'excès d'air lors de la combustion produit des pertes énergétiques. En effet, l'air excédentaire, qui n'est pas utilisé dans la combustion, est dégagé à une température élevée. L'énergie requise pour chauffer cet air à partir de la température ambiante jusqu'à la température des gaz de combustion n'est pas utilisable et se perd.

Les réactions de combustion entraînent la formation d'eau (équation 3.1) provoquée par la combustion de l'hydrogène. Cette vapeur d'eau contient de la chaleur latente dans une quantité proportionnelle à la différence de température entre 100 °C et la température des gaz de la cheminée. D'autre part, l'humidité dans le combustible absorbe de l'énergie sous forme de chaleur sensible jusqu'à 100 °C. Ensuite, l'énergie est absorbée sous forme de chaleur latente jusqu'au point où l'eau devient de la vapeur et où, encore une fois, l'énergie est absorbée sous forme de chaleur sensible. À moins que cette chaleur soit récupérée, l'ensemble de la chaleur sensible et latente est perdu.

Le potentiel énergétique des combustibles est souvent exprimé en termes de pouvoir calorifique inférieur (PCI, en anglais, *lower heating value, LHV*). Celui-ci représente la quantité de chaleur pouvant être produite par le combustible moins la

chaleur non récupérée de la vapeur d'eau. À l'opposé, lorsque la chaleur de la vapeur d'eau est censée être récupérée, le potentiel énergétique est exprimé sous la forme de pouvoir calorifique supérieur (PCS, en anglais, *higher heating value, HHV*). Le tableau 6 liste le PCS et PCI de quelques biomasses ayant un potentiel énergétique intéressant.

Tableau 6. Pouvoir calorifique supérieur et inférieur du bois et de quelques biomasses agricoles

Biomasses	Pouvoir calorifique supérieur (PCS) (MJ/kg, base sèche)	Pouvoir calorifique inférieur (PCI) (MJ/kg, base sèche)	Réf.*
Granules de bois	19,8	16,4	1
Paille de blé (d'hiver)	18,7	14,5	1
Granules de paille de blé	18,5	17,2	2
Panic érigé	18,0	16,8	2
Miscanthus	19,1	17,9	2
Fumier de volaille	17,1	15,8	2
Fumier de porc	13,8	12,8	2
Saule	18,6	17,2	2
Peuplier	20,7	19,3	2

*Références : 1. Van Loo et Koppejan (2008). 2. ECN (2011)

Les purges de nettoyage, dans le cas d'une chaudière, permettent de maintenir une concentration de sels totaux inférieure au seuil de saturation pour éviter la cristallisation des sels sur les parois de la chaudière. Les 3 % des pertes de chaleur sont liées à cette étape. Enfin, les pertes de chaleur par radiation et par convection de la chambre de combustion pourraient atteindre 4 % des pertes totales (Énergie, Mines et Ressources Canada, 1989).

Une des techniques utilisées pour la détermination du bilan massique est la chambre calorimétrique. Une chambre calorimétrique (figure 3) est une chambre bien isolée dans laquelle l'appareil de combustion est installé. Un courant d'air circulant au travers de la chambre permet l'évacuation de l'air chauffé. La détermination des propriétés de l'air (le débit d'air, la température et l'humidité relative) à l'entrée et à la sortie de la chambre permet de calculer la chaleur produite par l'appareil de combustion, tout en tenant compte des pertes produites par l'installation de la chambre, des pertes par les gaz de combustion et des pertes provenant des imbrûlés. La technique de la chambre calorimétrique a été utilisée auparavant par Michel (1999).



Figure 3. Exemple d'une chambre calorimétrique (tirée de NunnaUuni Oy, 2011)

L'établissement du bilan thermique de la combustion de la biomasse permet, dans un premier temps, de valider le pouvoir calorifique mesuré en laboratoire par la bombe calorimétrique en le comparant avec la chaleur produite par la combustion directe de la biomasse. Dans un deuxième temps, il permet de savoir où se retrouve la chaleur issue de la combustion, soit perdue par les gaz de combustion, soit utilisée efficacement pour réchauffer une pièce. L'efficacité thermique de l'appareil de combustion est calculée en faisant le rapport entre la chaleur dégagée facilement utilisable et le pouvoir calorifique inférieur déterminé en laboratoire. La méthode de la chambre calorimétrique est une façon simple d'établir le bilan thermique de la combustion de la biomasse dans un poêle aux granules.

4. Comparaison des émissions gazeuses et particulaires provenant de la combustion de la biomasse agricole

4.1 Sélection des biomasses

Lors de la première rencontre de tous les intervenants du projet, un comité, composé d'une douzaine de personnes, a été constitué afin d'identifier les biomasses susceptibles d'être étudiées par ce projet.

À la suite de cette première rencontre de projet, une brève revue de littérature a été réalisée dans le but de dresser la liste des biomasses disponibles qui pourraient être utilisées pour le projet et d'identifier les avantages, les inconvénients, les contraintes et les questions associés à chacune des biomasses proposées. Le tableau 7 a été établi à l'aide de la revue de littérature. Il a servi comme aide mémoire lors de la rencontre du comité consultatif afin d'alimenter la discussion entourant le choix des biomasses.

Le comité a suggéré que toutes les biomasses soient granulées. La disponibilité des biomasses et la possibilité de les granuler à faibles coûts ont été les principaux critères de décision. Après quelques discussions, les biomasses sélectionnées furent : le bois, le saule à croissance rapide, le panic érigé et la fraction solide de lisier de porc bioséché (FSLP).

Afin d'évaluer les biomasses sous une forme uniforme et de réduire ainsi l'influence de celles-ci sur les paramètres de combustion évalués, les produits sélectionnés ont été densifiés et mis en granules (figure 4). Le bois, qui servira comme produit témoin lors des tests, est un produit commercial (essences : épinette noire et pin gris) pour l'usage en tant que combustible dans les poêles résidentiels à granules. Le tableau 8 décrit les caractéristiques des granules de chaque biomasse.

La densification des biomasses agricoles a été réalisée sans ajout d'eau ni de vapeur, à l'exception de la FSLP. Les granules présentent des dimensions inégales à cause des difficultés survenues lors de la densification causées par les structures différentes des fibres.

La masse volumique obtenue pour les granules de panic érigé est très faible, voire même inférieure aux valeurs présentées dans la littérature (0,55-0,7 g/ml), ce qui pourrait affecter la qualité de la combustion.

Contrairement au panic érigé, les granules de FSLP sont très denses (0,7 g/ml) et comparables aux granules de bois (0,69 g/ml). Cette situation pourrait faire en sorte que les granules brûlent moins bien. Le solide de lisier de porc a été séché selon une technique spécifique de bioséchage, développée par l'IRDA, qui utilise la technologie SHOC™ (Système d'Hygiénisation par Oxydation Contrôlée). Cette

technique permet d'abaisser le taux d'humidité du lisier, tout en limitant la consommation d'énergie pour ce séchage (Léveillé et al., 2010). La teneur en cendres de la FSLP est la plus importante (8,8 %), soit 16 fois plus que le bois. Le saule et le panic érigé ont des teneurs importantes en cendres de 5 et 7 fois respectivement la teneur du bois, mais ce qui est beaucoup moins que la FSLP.

Tableau 7. Liste des biomasses potentiellement utilisables dans le projet : avantages, inconvénients, contraintes et questions associées à chacune d'elles

Types de biomasse	Questions, remarques, avantages et inconvénients
Biomasses agricoles	
<i>Cultures traditionnelles</i>	
Blé	Peut être brûlé sous forme de plante entière, de grains seulement ou de paille.
Chanvre	
Maïs	Concentrations en N, P, K, Cl et S plus élevées que dans la biomasse forestière.
Orge	
Riz	
Seigle	
Tournesol	Est-ce que le séchage est nécessaire ?
Triticale	
<i>Cultures énergétiques</i>	
<i>ligneuses</i>	
Saule à croissance rapide	Récolte à l'automne ou au printemps ?
Peuplier hybride	
<i>Plantes énergétiques herbacées</i>	
Panic érigé	Un préséchage est nécessaire si la biomasse a plus de 30 % de teneur en eau.
Alpiste roseau	
Miscanthus	Est-ce qu'on peut s'approvisionner facilement ?
<i>Résidus de meunerie</i>	
Maïs	Quel est le « potentiel durable » (aspects environnementaux, économiques et sociaux)?
Soya	
Avoine	Pour certaines biomasses, il est nécessaire de modifier la fournaise : revêtement intérieur, température de combustion, débit d'air, mode de récupération des cendres.
Blé	
<i>Fumiers</i>	
Volaille	
Bovin	
Porc (fraction solide)	
Biomasses forestières	
Bûche naturelle	Avec ou sans écorce.
Copeaux	
<i>Résidus transformés</i>	
Granules	La densité des granules et des bûches de bois influence le pouvoir calorifique.
Bûches de bois	
densifiées	



a. Granules de bois



b. Granules de fraction solide de lisier de porc bioséchée (FSLP)



c. Granules de panic érigé



d. Granules de saule

Figure 4. Biomasses sélectionnées

Les biomasses agricoles végétales ont des teneurs en C et en N comparable au bois (entre 43,5 et 45,1 % et entre 0,58 et 0,62 % en azote, respectivement), tandis que la FSLP possède une teneur en C inférieure (40,5 %) et une teneur en N 20 fois plus importante que le bois.

Le ratio de Cl : S dans le combustible est un indicateur du potentiel de corrosion sur les appareils de combustion et dans les conduits d'évacuation des gaz d'échappement. Selon Dahl et Obernberger (2004), un ratio Cl : S supérieur à 1 indique une augmentation potentielle de la corrosion. À la suite de l'analyse chimique des biomasses sélectionnées, toutes les biomasses présentent un ratio Cl : S inférieur à 1. Cependant, la FSLP a le potentiel de corrosion le plus grand (0,37), presque trois fois celle du panic érigé et du bois (0,15 et 0,125, respectivement). Enfin, le saule présente un ratio très faible (0,02). D'autre part, Obernberger (2006) affirme que la corrosion induite par le Cl et les émissions de HCl sont considérées problématiques lorsque leur concentration dans le combustible est plus grande que 0,1 % sur une base humide (b.h). En l'occurrence, seule la FSLP surpasse un tel niveau de concentration, soit 0,3 % (b.h.).

Tableau 8. Caractérisation physique et chimique des granules de biomasses sélectionnées

Paramètres	Unités	Bois	FSLP	Panic	Saule
Propriétés physiques					
Diamètre	cm	0,65	0,88	0,55	0,68
Densité	g/ml	0,69	0,71	0,51	0,58
% matière sèche	% (b.h)	93,8	90,5	87,6	88,8
% teneur en humidité	% (b.h)	6,17	9,51	12,39	11,24
% teneur en humidité	% (b.s)	6,57	10,52	14,14	12,66
% cendres (750 °C)	% (b.s)	0,54	8,80	3,65	2,76
% cendres (1100 °C)	% (b.s)	0,38	9,57	4,30	4,00
% volatils (1100 °C)	% (b.h)	99,64	91,20	96,01	96,30
Pouvoir calorifique supérieur	MJ/kg	17,9	15,6	18,7	18
Matière organique	%	94,0	83,9	89,4	89,8
Propriétés chimiques					
C	% (b.h)	47,1	40,5	43,5	45,1
N	% (b.h)	0,108	2,26	0,624	0,584
Cl	% (b.h)	0,001	0,305	0,013	0,003
Na₂O	% (b.h)	0,010	0,343	0,033	0,034
MgO	% (b.h)	0,028	0,698	0,153	0,159
Al₂O₃	% (b.h)	0,014	0,180	0,168	0,153
SiO₂	% (b.h)	0,041	0,986	2,405	0,716
P₂O₅	% (b.h)	0,006	1,464	0,157	0,215
SO₃	% (b.h)	0,008	0,834	0,089	0,145
K₂O	% (b.h)	0,047	1,321	0,229	0,588
CaO	% (b.h)	0,153	1,945	0,624	1,367
TiO₂	% (b.h)	< 0,001	0,009	0,009	0,005
Fe₂O₃	% (b.h)	0,005	0,521	0,062	0,053
V₂O₅	% (b.h)	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001
CrO₃	% (b.h)	< 0,001	0,003	0,001	0,001
MnO	% (b.h)	0,015	0,025	0,010	0,013
CoO	% (b.h)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
NiO	% (b.h)	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001
CuO	% (b.h)	< 0,001	0,022	0,001	0,001
ZnO	% (b.h)	0,001	0,039	0,004	0,027
SrO	% (b.h)	< 0,001	0,004	0,002	0,004
ZrO₂	% (b.h)	< 0,001	0,001	< 0,001	0,001
Nb₂O₅	% (b.h)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
BaO	% (b.h)	0,001	0,001	0,002	0,004
PbO	% (b.h)	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Bilan massique	%	99,97	99,60	99,96	99,79

% M.S. : Teneur en matière sèche; % T.H : Teneur en humidité;

Les biomasses agricoles évaluées présentent des teneurs en S beaucoup plus importantes que le bois, spécialement la FSLP (> 100 fois). Cette teneur est si importante qu'elle aura pour effet d'augmenter les émissions de SO_x et la corrosion des pièces de l'appareil de combustion.

4.2 Montage expérimental et équipements

Dans le cadre de ce projet, un laboratoire a été aménagé à la ferme expérimentale de l'IRDA à Deschambault où l'ensemble du montage expérimental a été installé (figure 5). Le montage est composé de trois parties : (1) l'appareil de combustion, (2) l'équipement de mesure des émissions de gaz et de particules, et (3) la chambre isolée pour la réalisation du bilan énergétique des biomasses.



a. Poêle et chambre calorimétrique

b. Équipements d'analyse des émissions liées à la cheminée

Figure 5: Vue avant (a) et arrière (b) du montage expérimental

L'appareil de combustion utilisé pour les tests de combustion est le modèle Enviro Omega fabriqué par Sherwood Industries Ltd. de Colombie-Britannique (figures 5 et 6). Il est conçu pour brûler principalement des granules, mais aussi du maïs, du blé, de l'orge et des granules d'écorce. La puissance nominale de l'appareil est de 17,58 kW (60 000 BTU) et son efficacité est estimée à 80% (Enviro, 2008).

La Figure 6 illustre le principe de fonctionnement de l'appareil utilisé. Un réservoir est rempli avec des granules. Une vis sans fin achemine les granules qui tombent sous l'effet de la gravité directement dans le foyer de la chambre de combustion. La vitesse de rotation de la vis est réglable en sélectionnant la puissance désirée. L'arrivée d'air du poêle se fait par l'arrière et alimente la chambre de combustion (air primaire et secondaire). Un ventilateur vient aspirer les fumées de combustion pour les évacuer vers la cheminée, tandis qu'un second ventilateur puise de l'air à l'extérieur pour l'amener en contact avec la chambre de combustion chaude afin de la projeter en avant du poêle.

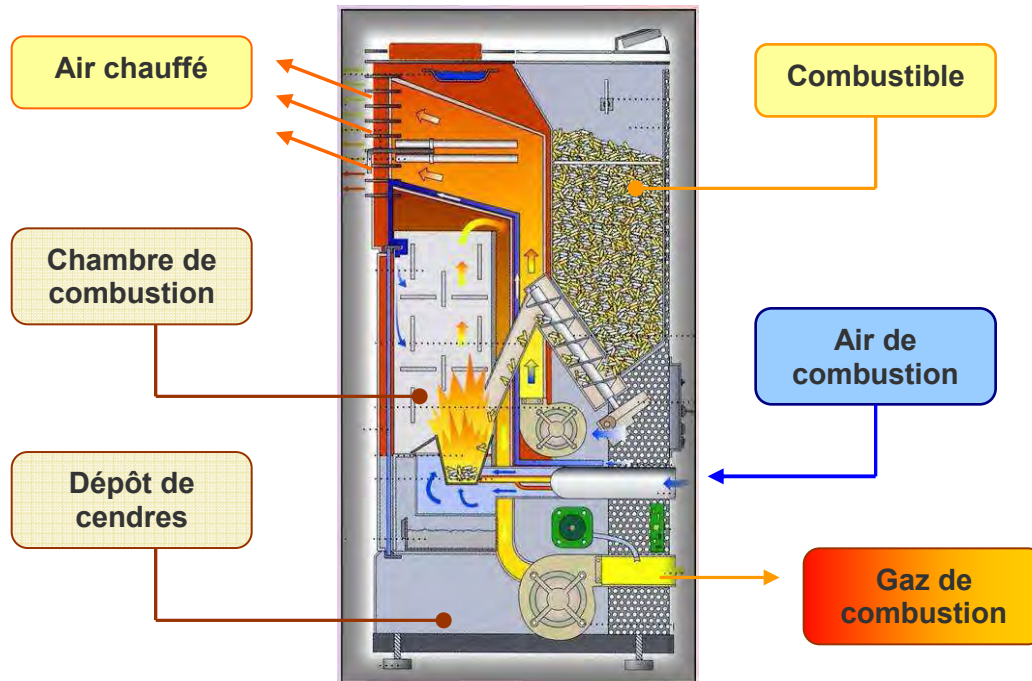


Figure 6. Poêle utilisé pour les tests de combustion en laboratoire (Enviro Omega de 17kW)

Ce poêle est pourvu d'un panneau de contrôle avec cinq niveaux d'ajustement de puissance. De plus, le débit de l'entrée d'air peut être modifié manuellement à l'aide d'une tige sur le côté du poêle. L'appareil de combustion a été monté sur une balance (Adam, GFK 1320a; précision : 600 kg +/- 45 g) afin de mesurer le taux de combustion de chaque expérience.

Pour l'analyse des émissions issues de la combustion, le choix s'est arrêté sur le FTIR puisqu'il semble faire l'unanimité dans la communauté scientifique. Il a été installé en amont de la chambre de combustion, près de la cheminée d'échappement. Ceci a permis l'analyse simultanée de différents gaz tels que le CO, CO₂, CH₄, SO₂, H₂O, HCl, NO₂, N₂O et NH₃.

Lors des tests de combustion, un échantillon de gaz était prélevé en continu à un débit fixé à environ 1 LPM. Toutes les cinq minutes, une valve placée sur la ligne de prélèvement s'ouvrait durant 30 secondes pour permettre à l'échantillon de gaz d'être aspiré dans la cellule de l'instrument maintenue sous vide. L'échantillon était ensuite immobilisé durant 2,5 minutes pour permettre au logiciel de contrôle de l'instrument de faire l'acquisition des spectres et de calculer les concentrations des gaz aux 18 secondes. Ensuite, la cellule était remise en ligne avec la pompe à vide jusqu'à l'aspiration du prochain échantillon.

Un analyseur d'O₂, qui fonctionne à l'oxyde de zirconium, et un analyseur optique d'opacité ont été également installés. L'échantillon prélevé pour l'analyse d'O₂ était aspiré à un débit fixé à environ 1 LPM à travers un volume de gel de silice pour abaisser sa teneur en humidité pour être ensuite injecté dans la cellule à l'oxyde de zirconium sensible à l'oxygène de l'analyseur. Les concentrations ont été enregistrées directement aux bornes de l'instrument avec un système d'acquisition de données.

Le site d'échantillonnage était positionné à une distance de plus de huit fois le diamètre en aval et à plus de deux fois le diamètre en amont des turbulences visibles dans le conduit vertical de 10 cm (4 po) destiné à l'évacuation des gaz du poêle. À cet endroit, un orifice a été pratiqué dans le conduit afin de permettre l'installation des sondes de prélèvement des échantillons destinés aux analyses de gaz.

Approximativement 5 cm plus bas, deux tuyaux ont été fixés perpendiculairement à la cheminée sur des orifices pratiqués dans le conduit. La source et le détecteur de l'opacimètre étaient installés à chaque extrémité des tuyaux pour obtenir une distance de 61 cm, l'un en face de l'autre (figure 7). La source et le détecteur de l'opacimètre étaient purgés en permanence avec environ 0,4 LPM d'air sec. Les valeurs d'opacité ont été enregistrées directement aux bornes de l'opacimètre avec un système d'acquisition de données. Le zéro d'opacité a été ajusté deux fois durant la série d'essais.

Les particules étaient échantillonnées à l'aide de filtres en fibre de verre placés dans des porte-filtres installés à l'entrée des sondes de prélèvement des gaz. Les évaluations semi-quantitatives des concentrations de particules ont été réalisées en pesant les filtres avant et après les essais de combustion. Les débits de prélèvement ont été mesurés à la pointe de la sonde avant et après chaque essai. Deux filtres ont été utilisés pour chaque essai de combustion soit un pour chacune des sondes de prélèvement des gaz.

Afin de déterminer le bilan énergétique, le principe de la chambre calorimétrique a été adopté : le générateur de chaleur est installé dans une aire isolée au travers de laquelle circule de l'air froid afin d'évacuer l'air chauffé par l'appareil de combustion. Le changement des caractéristiques de l'air entrant et sortant (température, humidité relative et débit) permet de déterminer la chaleur produite par la fournaise, tout en tenant compte des pertes par convection au travers du

cabanon et par les gaz de combustion ainsi que des pertes produites par le combustible imbrûlé.



Figure 7. Sondes d'échantillonnage de gaz et opacimètre installés sur la cheminée

Dans le cadre de ce projet et pour respecter le principe de chambre calorimétrique, l'appareil de combustion a été installé dans une chambre calorimétrique de 1,80 m x 1,50 m x 1,90 m qui est faite de tôle et qui a été isolée avec de la mousse de polyuréthane giclée d'environ 50 mm d'épaisseur pour ainsi minimiser les pertes de chaleur (figure 8). Deux ventilateurs réglables manuellement et procurant des débits entre 175 et 535 L/s ont été installés dans les conduits de ventilation : le premier en amont et le second en aval de la chambre. Cela permet de maintenir une pression neutre entre l'intérieur et l'extérieur de la chambre et de ne pas nuire au bon fonctionnement du poêle. Le débit des ventilateurs a été modifié manuellement afin d'atteindre une différence de pression égale à zéro vérifiée par un capteur de pression installé dans la chambre. Une attention spéciale a été portée lors des tests pour conserver une température stable à l'intérieur de la chambre.

La figure 9 illustre le schéma du montage et les points de mesure de la température, de l'humidité et du débit. En effet, des thermocouples (de type T) et des senseurs d'humidité ont été installés dans les tuyaux à l'entrée et à la sortie de l'air, sur les surfaces intérieures et extérieures des murs et du toit de la chambre, ainsi qu'à l'entrée de l'air de combustion et à l'intérieur de la cheminée. D'ailleurs, un thermocouple de type K a été utilisé pour la mesure de la température des gaz à l'intérieur de la cheminée. Les senseurs à l'intérieur de la chambre ont été recouverts de bandes adhésives en aluminium afin de les protéger des effets de la radiation produite par la chambre de combustion du poêle.



Figure 8: Montage du poêle et de la chambre calorimétrique

Des plaques à orifice (iris) permettaient de déterminer en temps réel le débit de la fumée sortant de la chambre de combustion, de l'air à l'entrée du poêle et de l'air chauffé sortant de la chambre calorimétrique. Cette différence de pression est mesurée à l'aval et à l'amont de l'iris et est convertie en débit à l'aide des courbes de calibration propres à chaque instrument. Les données de pression ainsi que les données de température et d'humidité étaient enregistrées toutes les 10 minutes à l'aide d'une station d'acquisition de données (de type CR-10).

Afin de contrôler les conditions d'évacuation des gaz à la sortie de la cheminée verticale, celle-ci a été reliée à une cheminée horizontale à une hauteur d'environ 4 m dont les plans détaillés sont à l'annexe 1. Un ventilateur a été installé à une extrémité de la cheminée horizontale afin de contrôler le débit de l'air évacuant les gaz de combustion.

Le débit des gaz de combustion a été déterminé indirectement. C'est de la différence entre le débit du mélange de fumée et d'air de dilution à la sortie (mesuré par l'iris 1) et le débit de l'air de dilution à l'entrée (mesuré par l'iris 2) dans la cheminée horizontale, que résulte le débit des gaz de combustion. L'iris 1 et l'iris 2 ont été spécialement conçus et calibrés sur place.

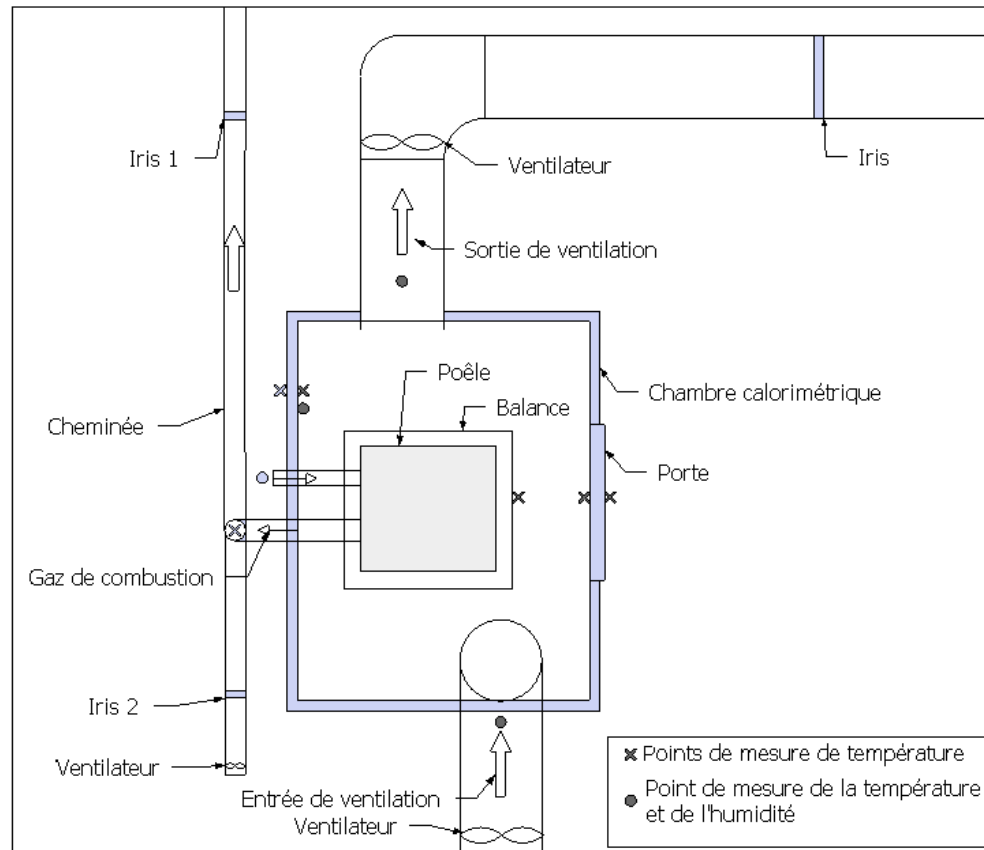


Figure 9. Schéma du montage expérimental (vue de dessus)

4.3 Méthode et dispositif expérimental

Les tests de combustion ont été réalisés à trois puissances de l'appareil de combustion selon la norme ASTM E2779-10 (puissance maximale, moyenne et minimale). De plus, avant de réaliser les tests de combustion, des essais préliminaires ont été effectués dans le but de déterminer, pour chaque combustible et chaque puissance, le réglage optimal de l'entrée d'air pour assurer une combustion efficace dont le niveau de CO moyen était le plus faible. En effet, le CO est généralement utilisé comme un bon indicateur de la qualité de la combustion en fonction de l'entrée d'air. La description complète de la méthode suivie et les résultats obtenus sont présentés à l'annexe 9.

Les essais expérimentaux finaux avaient comme objectifs l'analyse complète des émissions gazeuses et particulaires ainsi que l'évaluation du bilan thermique. Les particules et les émissions gazeuses étaient échantillonnées et analysées pour chaque biomasse pendant 1 heure avec le taux d'entrée d'air optimal de chaque puissance déterminée lors des essais préliminaires. Pour chaque heure d'analyse, un total de dix échantillons de gaz étaient extraits de la cheminée et analysés par le FTIR.

Les essais ont été répartis selon un plan entièrement aléatoire comportant trois répétitions. Une journée était consacrée à la combustion d'une biomasse sous les trois puissances. À chaque changement de puissance, une période de stabilisation de 50 minutes était respectée avant l'échantillonnage.

De plus, chaque séance de combustion était précédée d'un protocole de nettoyage de la cheminée et de collecte des cendres. Les cendres de grilles ainsi que les cendres volantes ont été récoltées lors du nettoyage afin de calculer les pourcentages de cendres résiduelles. Le nettoyage permettait d'éviter dans une certaine mesure, le mélange de cendres et de particules de deux biomasses différentes au moment de l'échantillonnage.

Des échantillons de biomasses ont aussi été collectés à chaque séance afin de déterminer la teneur en humidité du combustible au moment de la combustion.

Pour l'analyse statistique, un modèle linéaire mixte normal a été ajusté aux émissions des gaz avec la procédure MIXED de SAS (Littell et al., 2006). Afin de comparer les moyennes des émissions, des tests de comparaison (contrastes) ont été réalisés à l'aide de SAS avec l'énoncé ESTIMATE.

4.4 Méthode de calcul des émissions

Les émissions

Les émissions des gaz de combustion ont été calculées à partir de leur concentration, du débit d'air dans l'appareil de combustion et du taux de combustion de la biomasse avec l'équation 4.1 proposée par Environnement Canada (2009). Les émissions d'un élément gazeux sont exprimées en g/kg de combustible brûlé.

$$\dot{Emissions} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{\frac{ppm_i}{1\,000\,000} \times \rho_{air} \times Q_{gaz,TPN} \times \frac{MM_i}{MM_{air}} \times 60 \frac{\text{min}}{h} \times \frac{1000g}{kg}}{T.C.} \quad \text{Éq. 4.1}$$

Où : ppm = concentration du composant i dans les gaz (ppm);
 ρ_{air} = densité de l'air (estimée à 1,29 kg/m³);
 $Q_{gaz,TPN}$ = débit des gaz corrigé à une température et une pression normale (m³/min);
 MM_i = masse molaire du composé i (g/mol);
 MM_{air} = masse molaire de l'air (estimée à 29,95 g/mol);
 $T.C.$ = taux de combustion (kg_{biomasse}/h).

Un exemple de calcul pour les émissions de CO₂ du bois à la puissance maximale est présenté à l'annexe 2.

Le débit des gaz ($Q_{gaz,TPN}$)

Comme mentionné précédemment, le débit des gaz de combustion (Q_{gaz}) a été déterminé par la différence entre les débits des cheminées horizontales calculés à l'aide des iris 1 et 2 ($Q_{gaz} = Q_{che1} - Q_{che2}$). Cependant, les iris mesurant les débits des cheminées ont été utilisés dans des conditions différentes de celles de l'étalonnage (température de l'air à l'étalonnage ; $T_{cal.} = 15$ °C). L'équation 4.2 a donc été utilisée pour déterminer le débit réel dans les conditions expérimentales (à température réelle, $T_{réel}$; Cloutier et Lazure, 2003).

$$Q_{réel} = Q_{mesuré} \cdot \sqrt{\frac{T_{réelle} + 273}{273 + T_{cal.}}} \quad \text{Éq. 4.2}$$

Pour ce faire, la procédure suivante a été observée. Le débit réel à la cheminée de l'iris 2 ($Q_{réel,che2}$) était trouvé facilement avec la température mesurée à l'aide d'un thermocouple de type T (T_{che2}). Par contre, la température réelle de la cheminée 1 a été estimée, car aucun thermocouple n'y avait été installé. Le raisonnement suivant a permis cette estimation. Étant donné que les gaz passant par la cheminée 1 sont formés par un mélange de gaz de combustion provenant de la cheminée verticale et d'air de dilution provenant de la cheminée 2, la température réelle ($T_{réelle}$) des gaz à la cheminée 1 (T_{che1}) a donc été estimée à l'aide de ces deux températures (T_{gaz} et T_{che2} respectivement) et des débits correspondants (à la température de calibration; Q_{gaz} et Q_{che2}), selon l'équation suivante :

$$T_{che1} = \frac{T_{gaz} \times Q_{gaz}}{Q_{che1}} + \frac{T_{che2} \times Q_{che2}}{Q_{che1}} \quad \text{Éq. 4.3}$$

Les débits réels ($Q_{réel}$) ont été corrigés sur base sèche (Q_{TPN}) à une température et une pression normale (273,15 K et 1 atm). L'équation 4.4, proposée par Environnement Canada (2009) a été utilisé à ce propos. La température réelle ($T_{réelle}$; en °C) correspond à la température calculée à l'équation 4.3. La pression réelle ($P_{réelle}$) a été estimée à 101,325 kPa. Enfin, la fraction de vapeur d'eau (FV_{H2O}) provient de la valeur obtenue du FTIR exprimée en %.

$$Q_{TPN} = Q_{réel} \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{réelle})} \times \frac{P_{réelle}}{1atm} \times (100 - FV_{H2O}) \quad \text{Éq. 4.4}$$

Puisque les débits à l'iris 1 et à l'iris 2 sont connus, le débit des gaz de combustion à la sortie du poêle pouvait donc être obtenu ($Q_{gaz,TPN}$) (équation 4.5).

$$Q_{gaz,TPN} = Q_{che1,TPN} - Q_{che2,TPN} \quad \text{Éq. 4.5}$$

Le taux de combustion (T.C.)

Le taux de combustion, tel que défini par la norme CSA B415.1-10 (2010), est le poids de la charge de combustible, divisé par la durée du cycle de combustion (exprimé en kg/h).

4.5 Méthode de calcul du bilan énergétique

Un bilan de chaleur basé sur les débits et les températures a été fait pour chaque journée d'expérimentation. Pour effectuer le bilan de chaleur de la chambre calorimétrique, la chaleur totale libérée (Q_{totale}) était calculée à partir de la sommation de (1) la chaleur expulsée de la chambre calorimétrique par la ventilation ($q_{ventilation}$), (2) la différence de température mesurée sur les surfaces isolées de la chambre ($q_{isolation}$), et (3) la chaleur transportée par les gaz de combustion dans la cheminée ($q_{cheminée}$). Enfin, la chaleur totale est comparée avec le pouvoir calorifique inférieur estimé en laboratoire (PCI_e ; équation 4.6)

$$Q_{totale} = PCI_e = q_{ventilation} + q_{isolation} + q_{cheminée} \quad \text{Éq. 4.6}$$

Le PCI_e a été estimé à partir du PCS , lequel a été préalablement mesuré en laboratoire à l'aide la méthode de la bombe calorimétrique. Le PCI_e est égal au PCS duquel l'énergie latente de vaporisation de l'eau dans les gaz est soustraite. Cette dernière est liée à la teneur en H du combustible qui est estimée à 6,22 % pour la cellulose qui compose en grande partie la biomasse. Le PCI_e est alors calculé à l'aide de l'équation 4.7 (ASTM E 711-87, 2004) où h est la teneur en hydrogène de la biomasse (en %). Une analyse précise de la teneur en H du combustible permettrait de minimiser les erreurs relatives au calcul du PCI_e . Le PCI_e peut aussi être obtenu en soustrayant directement l'énergie latente de vaporisation estimée à 1,41 MJ/kg pour la cellulose, les résultats étant sensiblement les mêmes.

$$PCI_e = PCS - 23,96 (h \times 9) \quad \text{Éq. 4.7}$$

L'équation 4.8 résume les pertes de chaleur de la chambre calorimétrique ($q_{isolation}$) correspondent à l'addition des pertes de chaleur de chaque surface de la chambre calorimétrique (q_{toits} , q_{murs} et q_{porte}). La perte de chaleur, pour chacune des surfaces de la chambre, est déterminée à partir de la multiplication des coefficients de

transmission thermique (U ; en W/m^2K), de l'aire de surface correspondante (A ; exprimée en m^2) (tableau 9) et de la différence de température entre la paroi intérieure et la paroi extérieure ($t_{in}-t_{ex}$; en K). Les coefficients de transmission thermique (U) sont déterminés à partir du coefficient d'échange thermique de chacune des surfaces intérieures et extérieures de la chambre (h_{int} et h_{ext} respectivement) et de la résistance thermique du matériau isolant (R) au moyen de l'équation 4.9. D'après De Ladurantaye et Khelifi (2007), les pertes de chaleur par le plancher dans la partie centrale d'un bâtiment sont peu importantes. Dans le présent cas, les pertes par le plancher ont été considérées négligeables en considérant le béton et le sol agissent comme isolants. Les calculs sont détaillés à l'annexe 4. De même, les équations utilisées pour calculer la chaleur évacuée par le système de ventilation de la chambre calorimétrique (q_v) ainsi que les pertes de chaleur par les gaz de combustion (q_{gaz}) sont présentées également à l'annexe 4.

$$q_{isolation} = q_{porte} + q_{murs} + q_{toit} \quad \text{Éq. 4.8}$$

$$\frac{1}{U} = \frac{1}{h_{int}} + R_{isolant} + \frac{1}{h_{ext}} \quad \text{Éq. 4.9}$$

Tableau 9. Dimensions de la chambre calorimétrique

Surface de la chambre	Aire
Toit	2,9 m ²
Murs latéraux	2,89 m ²
Mur arrière	2,63 m ²
Mur avant	1,14 m ²
Porte	1,49 m ²

4.6 Méthode de calcul du bilan massique

La méthode de calcul du bilan massique est présentée à l'équation 4.10. Dans le procédé de combustion, les teneurs d'un composant i dans le combustible et dans l'air de combustion ($m_{i_biomasse}$ et m_{i_air}) représentent l'entrée massique et, dans le cas du combustible solide, les teneurs en i dans les cendres et les particules ($m_{i_cendres}$ et $m_{i_particules}$) ainsi que dans le gaz de combustion (m_{i_gaz}) représentent la masse équivalente à la sortie.

$$m_{i_biomasse} + m_{i_air} = m_{i_cendres} + m_{i_particules} + m_{i_gaz} \quad \text{Éq. 4.10}$$

Le bilan a été calculé en fonction de la quantité de biomasse brûlée. C'est ainsi que les valeurs équivalentes à l'entrée et à la sortie du bilan sont exprimées en g/kg_{biomasse} .

La quantité massique d'un élément i dans la biomasse ($m_{i_biomasse}$) a été déterminée à partir de l'analyse de composition chimique réalisée au laboratoire pour chaque biomasse. Cette même procédure a été retenue pour déterminer les masses équivalentes dans les cendres ($m_{i_cendres}$).

L'apport massique de l'air (m_{i_air}) a été calculé à partir de l'équation 4.11. Celle-ci est équivalente à l'équation 4.1 pour la détermination des émissions des gaz, mais en prenant en compte la concentration de l'élément i dans l'air (ppm_{i_air}) plutôt que dans les gaz. Il est à noter que l'apport d'azote de l'air d'alimentation de la combustion n'a pas été pris en compte car il a été supposé que la quantité de N_2 de l'air reste la même dans les gaz de combustion puisque les faibles températures sont insuffisantes pour induire l'oxydation du N_2 . Ainsi, seulement l'apport du carbone a été pris en compte.

$$m_{i_air} = \frac{Q_{TPN_air}}{T.C} \times ppm_{i_air} \times \rho_{air,0C} \times \frac{MM_i}{MM_{air}} \times 0,06 \quad \text{Éq. 4.11}$$

Où : m_{i_air} = apport massique de l'élément i de la part de l'air (g/kg_{biomasse});
 Q_{TPN_air} = débit de l'air d'alimentation transformé à une température et une pression normale au moyen de l'équation 4.4 (m^3/min);
 ppm_{i_air} = concentration de l'élément i dans l'air (ppmv);
 MM_i et MM_{air} = masse molaire de l'élément i et de l'air (g/mol);
 $0,06$ = facteur de transformation d'unités (basé sur l'équation 4.1).

La composition des cendres volantes (particules) résultantes de la combustion de chaque biomasse évaluée a été analysée au laboratoire. Par la suite, l'équation 4.12 a été utilisée pour déterminer la masse sortant reliée à un élément i dans les particules ($m_{i_particules}$).

$$m_{i_particules} = E_{particules} \times Q_{réel} \times [i]_{particules} \times \frac{1}{T.C.} \quad \text{Éq. 4.12}$$

Où : $m_{i_particules}$ = masse de l'élément i dans les particules (g/kg_{biomasse});
 $E_{particules}$ = émission de particules (g/m^3);
 $Q_{réel}$ = débit réel des gaz (déterminé à partir de l'équation 4.2; m^3/h);
 $[i]_{particules}$ = concentration de l'élément i dans les particules ($g/g_{\text{particules}}$);
 $T.C.$ = taux de combustion ($kg_{\text{biomasse}}/\text{h}$)

La masse de l'élément i dans les gaz de combustion a été calculée pour chaque gaz j à l'aide de l'équation 4.13.

$$m_{i_gaz} = \sum m_{i_gaz-j} \quad \text{où} \quad m_{i_gaz-j} = E_{gaz-j} \times \frac{MM_i}{MM_{gaz-j}} \quad \text{Éq. 4.13}$$

Où : m_{i_gaz} = masse de l'élément i dans les gaz de combustion (g/kg_{biomasse});
 m_{i_gaz-j} = masse de l'élément i dans le gaz j (g/kg_{biomasse});
 E_{gaz-j} = émission du gaz j (g/kg_{biomasse})
 MM_i et MM_{gaz-j} = masse molaire de l'élément i et du gaz j

Enfin, la vérification du bilan d'un élément i (η_{rec-i} ; en %) peut être calculée comme suit :

$$\eta_{rec-i} = \frac{m_{i_cendres} + m_{i_gaz}}{m_{i_biomasse} + m_{i_air}} \quad \text{Éq. 4.14}$$

4.7 Résultats et discussion

4.7.1 Paramètres expérimentaux

Afin d'évaluer les biomasses sous des conditions optimales de combustion, des essais préliminaires ont permis de déterminer le débit d'entrée d'air idéal, pour chaque biomasse et chaque puissance évaluée. La description complète de la méthode suivie et les résultats obtenus sont présentés à l'annexe 9. Le tableau 10 présente les résultats moyens concernant les aspects opérationnels généraux des tests de combustion.

Il est possible d'observer que la teneur en humidité, mesurée à chaque séance de combustion, est sensiblement moins importante dans le bois que dans les biomasses agricoles. En effet, la teneur en humidité des biomasses agricoles est au moins deux fois plus importante que celle du bois, ce qui pourrait affecter considérablement l'efficacité de la combustion.

La puissance de combustion disponible représente la chaleur potentielle produite par les biomasses. En effet, la chaleur utilisable dépend de la conception de l'appareil et de son efficacité qui affectent directement la conversion de l'énergie contenue dans la biomasse.

Tableau 10. Résultats opérationnels pertinents des tests de combustion

	Bois			FSLP			Panic érigé			Saule		
T.H. (% b.s.)	6,6			10,5			14,1			12,7		
Puissance	<i>max.</i>	<i>moy.</i>	<i>min.</i>	<i>max.</i>	<i>moy.</i>	<i>min.</i>	<i>max.</i>	<i>moy.</i>	<i>min.</i>	<i>max.</i>	<i>moy.</i>	<i>min.</i>
T.C. (kg/h)	3,25	1,83	1,2	3,08	1,86	1,05	2,62	1,53	0,98	2,98	1,99	1,22
Puissance disp. (kW)	16,7	9,4	6,2	13,7	8,3	4,7	14,3	8,2	5,2	15,3	10,3	4,8
Q_{air_poêle} (m ³ /min)	0,23	0,2	0,21	0,23	0,22	0,19	0,26	0,22	0,23	0,22	0,22	0,18
T^o_{air_entrée} (°C)	17	18	18	15	17	17	17	18	18	16	17	17
Q_{gaz, TPN} (m ³ /min)	0,63	0,53	0,60	0,74	0,72	0,68	0,80	0,60	0,67	0,70	0,67	0,52
T^o_{gaz} (°C)	173	126	107	159	125	93	145	99	80	156	135	94
%O₂ (%)	14,7	16,2	18,4	15,8	16,6	18,7	16,6	17,7	19,3	16,0	17,2	18,2
Excès d'air (%)	2,4	3,5	7,4	3,1	3,9	8,3	3,9	5,5	12	3,2	4,6	6,7
T.H._{gaz} (%)	6,2	4,7	3,3	5,3	4,5	3,2	4,7	3,6	2,5	5,5	4,0	3,1
T^o_{chambre cal.} (°C)	27	21	18	23	20	17	23	20	16	27	24	19

T.H. : Teneur en humidité de la biomasse; T.C. : Taux de combustion; Q_{air_poêle} : Débit d'entrée de l'air; T^o_{air_poêle} : Température de l'air entrant au poêle; Q_{gaz,TPN} : Débit des gaz sortant du poêle à température et pression normales; T^o_{gaz} : Température des gaz de combustion au niveau de la cheminée verticale; %O₂ : Teneur en oxygène des gaz de combustion; T.H._{gaz} : Teneur en humidité des gaz de combustion; T^o_{chambre cal.} : Température de l'air sortant de la chambre de combustion.

Le débit de gaz présenté au tableau 10 correspond au débit mesuré et corrigé par la différence de température afin de tenir compte de la teneur en humidité. Les différences sont très faibles, même pour les trois taux de combustion.

La température des gaz de combustion mesurée dans la cheminée conserve une relation directe avec la puissance évaluée. En général, les températures ont varié entre 80 et 173 °C. Les températures atteintes aux puissances maximales (145 et 173 °C) pour des puissances entre 14 et 17 kW sont comparables à celles obtenues par Verma et al. (2009a) pour des tests similaires de combustion de la biomasse avec des puissances variant entre 29 et 44 kW (164 à 190 °C).

Les concentrations en O₂, directement mesurées dans la cheminée du poêle, ont varié entre 15 et 19 %. Les concentrations ont maintenu une relation inverse à la puissance : plus le taux d'O₂ était faible (15-17 %), plus la puissance importante et vice-versa. Cela pourrait être causé par l'excès d'entrée d'air plus important durant les périodes de combustion à faible puissance (18-19 %).

La température de la chambre calorimétrique présentée au tableau 10 est celle de l'air chaud évacué. En effet, cette température représente une moyenne des différentes températures dans la chambre, étant donné que le chauffage n'y est pas homogène. Il existe une variation de température dans la chambre qui dépend de la hauteur et de l'emplacement de la sonde de mesure de la température.

4.7.2 Caractérisation des émissions

Un tableau résumé de l'ensemble des émissions de gaz est présenté à l'annexe 3. Les résultats des émissions sont illustrés pour chaque gaz. Cela permet de visualiser les effets de la biomasse et ceux de la puissance ainsi que l'interaction entre ces deux paramètres. Les puissances, maximale, moyenne et minimale, sont référencées dans les tableaux comme les puissances 5, 3 et 2 respectivement. Les valeurs présentées dans les tableaux de chacun des gaz sont les moyennes des émissions (en $\text{g}/\text{kg}_{\text{biomasse}}$) de trois répétitions. Lors de la première journée d'essais, un problème technique est survenu pendant combustion du bois, ce qui a causé l'annulation de cette première expérimentation. Conséquemment, seulement deux répétitions ont été réalisées avec le bois durant la totalité des essais au laboratoire, alors qu'il a été possible d'effectuer trois répétitions pour chacune des trois autres biomasses.

Monoxyde de carbone (CO)

Le CO est formé lorsque la quantité d'air fournie pour la combustion est trop faible, alors qu'il n'y a pas suffisamment d'oxygène pour former du CO_2 avec tout le carbone contenu dans le combustible. De faibles concentrations de CO ont été détectées dans les gaz de combustion durant les tests effectués à des puissances moyenne et minimale (entre 97 et 454 ppmv), tandis que les concentrations ont été considérablement plus fortes à la puissance maximale (entre 141 et 1 973 ppmv). Cependant, étant donné que des concentrations d' O_2 ont aussi été détectées dans la fumée (tableau 10), démontrant ainsi un excès d'air fourni, la production de CO pourrait être reliée à trois causes : une turbulence de mélange inefficace de l'air avec le combustible, une faible température de combustion ou encore, un temps de résidence trop court des gaz dans la chambre de combustion. Aucune différence significative n'a été trouvée dans les émissions moyennes globales entre le bois et les biomasses agricoles. Toutefois, une différence significative est survenue parmi les biomasses agricoles. En effet, il en ressort du test statistique que les émissions de CO de la combustion du panic érigé sont significativement plus faibles que celles du saule. Ces résultats sont présentés au tableau 11.

Tableau 11. Résultats des émissions de CO (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Bois	15,70 a	2,59 a	10,24 a	9,51 ab
FSLP	16,54 a	8,22 b	20,78 a	15,18 ab
Panic	3,10 a	2,18 a	8,48 a	4,59 a
Saule	29,72 a	11,10 c	12,57 a	17,80 b

Niveau de signification $\alpha = 0,05$. Pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes.

Dioxyde de carbone (CO₂)

Comme mentionné dans la revue de littérature, le CO₂ est la substance la plus dégagée par la combustion de la biomasse lorsque le carbone contenu dans le combustible réagit avec l'oxygène de l'air (tableau 12). Les teneurs en carbone des biomasses sont comparables (entre 41 et 47 %) tel que présenté auparavant au tableau 8. Or, même si la FSLP contient moins de carbone que les autres biomasses, les niveaux d'émission en CO₂ dégagés lors de la combustion ne sont pas différents de ceux du bois. Cela permet de démontrer le potentiel de la FSLP en tant que combustible.

Tableau 12. Résultats des émissions de CO₂ (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Bois	1 125 a	1 039 a	1 242 a	1 135 a
FSLP	1 133 a	1 159 a	1 223 a	1 171 a
Panic	1 256 a	1 026 a	1 145 a	1 142 a
Saule	1 099 a	1 079 a	1 059 a	1 079 a

Pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes (Niveau de signification $\alpha = 0,05$).

De plus, bien que les émissions de CO du saule aient été les plus élevées et significativement différentes de celles du panic érigé (tableau 11), pour les émissions de CO₂, il n'existe pas de différence significative. Enfin, il est possible d'observer que l'appareil de combustion a eu un comportement similaire pour toutes les biomasses en matière d'émissions de CO₂.

Oxydes d'azote (NO_x)

Les résultats des émissions de NO₂ et de N₂O sont regroupés au tableau 13. Bien que le bois ait dégagé des émissions de NO_x plus faibles que les biomasses

agricoles, celles-ci ne sont pas significativement différentes, à l'exception du panic érigé. En effet, le panic érigé a émis les quantités les plus importantes de NO₂. Plusieurs études ont également obtenu des différences importantes au niveau des émissions de NO_x entre les combustibles herbacés et le bois (Verma et al. 2011 b; Nussbaumer, 1998, cités par Van Loo et Koppejan, 2008; Dahl et Obernberger, 2004; Kauffman 1997).

Tableau 13. Résultats des émissions de NO₂ et de N₂O (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Émissions de NO₂				
Bois	0,031 a	0,034 a	0,074 a	0,046 a
FSLP	0,053 a	0,125 a	0,643 ab	0,274 ab
Panic	0,085 a	0,357 a	0,868 b	0,437 b
Saule	0,052 a	0,174 a	0,266 a	0,164 ab
Émissions de N₂O				
Bois	0,000 a	0,000 a	0,000 a	0,000 a
FSLP	0,026 a	0,013 a	0,028 a	0,023 a
Panic	0,002 a	0,004 a	0,002 a	0,003 a
Saule	0,017 a	0,013 a	0,015 a	0,015 a

Pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes (Niveau de signification $\alpha = 0,05$).

Bien que la FSLP ait une teneur en azote 20 fois plus grande que celle du bois, l'analyse statistique a démontré que leurs émissions ne sont pas significativement différentes. Par contre, les émissions de NO₂ du panic érigé ont été significativement plus élevées que celles du bois, même si le panic ne possède qu'une teneur en azote six fois plus élevée que le bois. Dans ce cas, il n'y a pas eu de relation directe entre la teneur en azote du combustible et les émissions de NO_x. En accord avec Godbout et al. (2010), la teneur en azote et la production d'émissions azotées n'apas toujours le même type de relation. D'ailleurs, les émissions de NO_x dépendent aussi du ratio d'excès d'air et de la température de combustion. Lors des essais de combustion de différentes biomasses réalisés par Verma et al. (2011a), les produits herbacés ont aussi émis des quantités plus importantes de NO_x même si leur concentration en N n'était pas la plus élevée. Verma et al. (2011 b) expliquent qu'il faut prendre aussi en compte les cendres sur la formation et la réduction de NO₂ et de N₂O lors de la combustion de la biomasse agricole, car il a déjà été démontré auparavant que les cendres sont des catalyseurs pour la production d'émissions azotées (Werther et al., 2000).

Les quantités de N₂O émises (<0,028, <0,004 et <0,017 g_{N2O}/kg_{biomasse} pour la FSLP, le panic érigé et le saule, respectivement) sont beaucoup plus faibles que celles de NO₂. Par ailleurs, aucune différence significative n'a été trouvée parmi les biomasses en termes d'émissions de N₂O.

De plus, il est possible d'observer des émissions moins variables et moins importantes à mesure que la puissance de l'appareil augmente dans le cas du NO₂. Ce phénomène pourrait être causé par des excès d'air trop élevés aux puissances les plus faibles.

Afin d'approfondir l'analyse des émissions de NO_x, il serait important d'ajouter l'analyse des émissions de l'oxyde nitrique (NO) dans les travaux futurs. En effet, une grande partie (environ 95 %) des NO_x se trouvant dans les gaz de combustion est constituée de NO (Fowler, 2003). Pour ce qui est des niveaux d'oxydation supérieurs ou inférieurs de l'azote (NO₃, N₂O₄ et N₂O), ils peuvent être négligés dans la plupart des cas (NanoSense, non daté).

Oxydes de soufre (SO_x)

Des différences significatives ont été enregistrées à l'égard des émissions de SO₂ (tableau 14). En effet, alors que le bois et le saule ont émis en moyenne moins de 0,377 g SO₂/kg_{biomasse}, la FSLP et le panic érigé ont émis 4,151 et 1,135 g SO₂/kg_{biomasse}, respectivement. Les mêmes différences se sont répétées à chaque puissance de combustion. Il est à noter également que les émissions ont eu tendance à augmenter à mesure que la puissance diminuait.

Une relation directe est survenue entre les émissions de SO₂ et la teneur initiale en S pour le bois et la FSLP : les émissions de SO_x ont été les plus faibles lors de la combustion du bois (0,348 g/kg_{biomasse}) lequel a la teneur en S la plus faible (0,01 % b.h.), en comparaison à la FSLP ayant la teneur en S et les émissions de SO₂ les plus importantes (0,83 % b.h. et 4,151 g/kg_{biomasse}). Par contre, bien que les teneurs en S du panic érigé et du saule soient similaires (0,09 et 0,15 % b.h., respectivement), leurs émissions sont différentes et inversement proportionnelles. L'analyse du bilan massique a permis de constater que la majorité du S contenu dans saule se retrouve dans ses cendres (résultats présentés à la section 4.7.4).

Tableau 14. Résultats des émissions de SO₂ (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Bois	0,328 a	0,264 a	0,451 a	0,348 a
FSLP	4,222 c	4,005 c	4,226 c	4,151 c
Panic	1,093 b	0,900 b	1,413 b	1,135 b
Saule	0,517 a	0,265 a	0,347 a	0,377 a

Niveau de signification $\alpha = 0,05$; pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes.

Chlorure d'hydrogène (HCl)

Même si aucune différence significative n'a pu être détectée (tableau 15), le saule semble être la biomasse ayant dégagé les émissions de HCl les moins importantes (0,001 g/kg_{biomasse}) et le panic, les plus importantes (0,0084 g/kg_{biomasse}). D'après Kauffmann (1997), il se dégage des concentrations importantes de HCl lors de la combustion de biomasses herbacées dans des fournaies entre 50 et 450 kW en comparaison avec la combustion du bois. Par ailleurs, Obernberger et al. (2006) souligne que différentes recherches ont obtenu une concentration de 40 à 80 % du Cl total dégagé intégré dans les cendres dans le cas de la combustion du bois et, de 80 à 85 %, dans le cas de la paille et des céréales. Par conséquent, il est très probable que le chlore contenu dans la biomasse soit retenu dans les cendres. Cette hypothèse sera prise en compte dans l'analyse du bilan massique à la section 4.7.4.

Il est aussi possible de noter que, tout comme les émissions de gaz analysées précédemment, la combustion de biomasses à une faible puissance émet des émissions plus importantes et plus variables qu'à une puissance supérieure.

Tableau 15. Résultats des émissions de HCl (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Bois	0,006 a	0,006 a	0,009 a	0,007 a
FSLP	0,004 a	0,006 a	0,011 a	0,007 a
Panic	0,006 a	0,006 a	0,013 a	0,008 a
Saule	0,001 a	0,001 a	0,001 a	0,001 a

Niveau de signification $\alpha = 0,05$; pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes.

Méthane (CH₄)

L'analyse statistique des émissions de CH₄ est présentée au tableau 16. Celles-ci ont varié en moyenne entre 0,021 et 0,241 g/kg_{biomasse}. En général, les émissions produites par la combustion des biomasses agricoles sont comparables à celles du bois aux puissances les plus faibles (2 et 3). À la puissance 5, il y eut une différence significative entre le panic érigé et les autres biomasses (Pr < 0,05). Bien que les émissions du saule à la puissance 5 semblent plus importantes que pour les autres biomasses, une seule valeur fait augmenter la moyenne. C'est pour cette raison qu'il n'existe aucune différence significative entre le saule, le bois et le panic érigé. En moyenne, la combustion du panic a émis significativement moins de méthane que pour le bois et le saule.

Tableau 16. Résultats des émissions de CH₄ (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Bois	0,146 b	0,005 a	0,134 a	0,095 b
FSLP	0,053 b	0,002 a	0,085 a	0,046 ab
Panic	0,003 a	0,002 a	0,058 a	0,021 a
Saule	0,680 b	0,008 a	0,035 a	0,241 b

Niveau de signification $\alpha = 0,05$; pour une même puissance, les biomasses auxquelles des lettres différentes ont été attribuées sont significativement différentes.

Ammoniac (NH₃)

À l'instar des émissions de CH₄, celles de NH₃ surviennent lorsque la température de combustion est très faible. Effectivement, si un appareil de faible capacité (p. ex. 17 kW) fonctionnant à de faibles températures est utilisé, de très faibles quantités de NH₃ seront mesurées à la combustion des biomasses (entre 0,002 et 0,027 g/kg_{biomasse} en moyenne ; tableau 17). Même si de fortes concentrations de NH₃ ont été produites durant une des répétitions de la combustion de granules de bois, il n'y a pas de différences statistiquement significatives.

Selon Weissinger (2004), le NH₃ est formé à partir de l'azote contenu dans le combustible et demeure un précurseur de la génération des NO_x. Étant donné les fortes émissions de NO₂ et les faibles émissions de NH₃ mesurées lors des tests de combustion, il est donc possible de conclure que la plupart du NH₃ a été converti en NO₂. À l'inverse, Dahl et Obernberger (2004) ont obtenu des concentrations plus fortes en NH₃ qu'en NO₂ lors d'essais de combustion de biomasses dans un appareil de 150 kW. Par ailleurs, Weissinger (2004) affirme que sous certaines conditions, le NH₃ peut être réduit en N₂ afin d'éviter son oxydation par la formation de NO_x.

Tableau 17. Résultats des émissions de NH₃ (g/kg_{biomasse})

Puissance	5	3	2	Moyenne
Bois	0,003 a	0,022 a	0,057 a	0,027 a
FSLP	0,003 a	0,003 a	0,002 a	0,002 a
Panic	0,002 a	0,002 a	0,001 a	0,002 a
Saule	0,002 a	0,007 a	0,002 a	0,004 a

Niveau de signification $\alpha = 0,05$; pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes.

Particules

L'analyse statistique démontre que le type de biomasse a un effet significatif sur l'émission de particules (tableau 18). L'analyse des contrastes effectuée sur la moyenne a permis de constater que les émissions de particules issues de la combustion de la FSLP sont significativement plus élevées que celles de la combustion du bois et des deux autres biomasses agricoles. La teneur en cendres plus élevée (8,8 % b.s.) de la FSLP est certainement l'élément qui a influencé considérablement la formation de particules.

Tableau 18. Comparaison des émissions de particules (mg/m³)

	jour 1	jour 2	moyenne
Bois		37	37 a
FSLP	145	137	141 b
Panic	31	46	39 a
Saule	67	58	63 a

Niveau de signification $\alpha = 0,05$; pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes.

Malgré le fait que le panic érigé et le saule ont chacun une teneur en cendres relativement plus élevée que le bois (3,65 % et 2,76 % b.s., respectivement), leurs émissions de particules ont été jugées similaires à celles de ce dernier. Néanmoins, les émissions produites par le saule présentent une tendance à être significativement plus importantes que celles du bois. Si le saule a une teneur en cendres plus basse que le panic érigé, c'est en partie en raison de l'importante concentration de K dans les granules de saule (0,23 % b.h.) comparée aux granules de bois (0,05 % b.h.). Des paramètres tels que la technique, la saison de récolte et le conditionnement de la biomasse influencent la teneur en K dans les biomasses (Xiong et al., 2008; Burvall, 1997; Hadders et Olsson, 1996). Des études visant à approfondir les connaissances de la relation entre les propriétés de la biomasse, les caractéristiques de production et leur influence sur les émissions atmosphériques permettraient de contrôler les composés non souhaitables produits par la combustion.

Selon Van Loo et Koppejan (2008) les principaux composés qui forment les cendres, et par conséquent les particules, sont le Si, le Ca, le Mg, le K, le Na et le P. Selon le tableau 8, la somme de ces éléments est la plus élevée pour la FSLP alors que leur addition atteint 6,9 % (b.h.). Leur teneur atteint respectivement 3,5 % et 3,1 % (b.h.) dans le cas du panic érigé et du saule. Cependant, pour le bois, la somme demeure très faible à 0,3 % (b.h.). C'est pour cette raison que les combustibles avec une teneur importante en cendres, tels que les biomasses agricoles, requièrent un contrôle majeur des émissions de particules.

Il existe plusieurs mécanismes impliqués dans la formation des cendres et des particules. Par exemple, en plus des propriétés du combustible, les conditions de la combustion sont aussi concernées par la production de particules et de cendres (Van Loo et Koppejan, 2008). Des appareils de combustion spécialement conçus pour la combustion de biomasses agricoles devraient être préférés afin de développer pleinement le potentiel énergétique de ces biomasses.

Opacité

Bien que les valeurs d'opacité soient souvent égales à zéro lors des séances, il a été possible de percevoir l'effet des activités de combustion sur les tracés des données. Selon Niessen (2004), l'opacité des fumées est usuellement associée aux aérosols organiques (comme les graisses) et aux fines particules de suie.

L'opacité a été mesurée à l'aide d'un opacimètre optique. Les tests statistiques réalisés à l'aide de SAS démontrent qu'il n'y a aucune différence significative entre les biomasses. Cependant, la puissance a eu un effet significatif ($P_r < 0,05$). La tendance observée est que l'opacité augmente avec la puissance. Le tableau 19 illustre clairement la différence d'opacité entre les puissances.

Tableau 19. Résultats de l'opacité (%) des gaz de combustion

Puissance	2	3	5	Moyenne
Bois	0,72 a	1,00 a	9,23 a	3,65
FSLP	3,01 a	2,56 a	3,38 a	2,98
Panic	5,60 a	6,05 a	7,46 a	6,37
Saule	0,00 a	0,63 a	4,94 a	1,86

Niveau de signification $\alpha = 0,05$; pour une même puissance, les moyennes d'émissions des biomasses ayant des lettres différentes sont significativement différentes.

Selon la section IV du Règlement sur la qualité de l'atmosphère du Québec, la concentration des composés dégagés dans l'atmosphère par une source fixe ne doit pas excéder 20 % d'opacité. Le tableau 19 permet d'observer que les tests réalisés ont respecté la norme. Effectivement, aucun des résultats moyens n'a dépassé la limite de 20 % et ce, pour chacune des puissances évaluées. Les mesures présentant les taux les plus hauts en opacité sont survenus lors de l'allumage du poêle. En effet, l'opacité a atteint, dans la plupart des cas, des valeurs entre 10 et 15 %; seulement la FSLP a présenté à deux reprises une valeur dépassant le 20 % à l'allumage.

4.7.3 Analyse des cendres

L'appareil de combustion utilisé permettait d'échantillonner séparément les cendres de grille et les cendres volantes. Toutes deux ont été analysées au laboratoire pour déterminer leur composition. Le tableau 20 énumère leurs propriétés.

Comme attendu, la production totale de cendres récoltées est cohérente avec la teneur en cendres obtenue en laboratoire pour chaque biomasse. De cette quantité totale, seulement 1,0 à 2,8 % correspondent aux cendres volantes et le restant, aux cendres de grille. Les cendres les plus denses ont été celles de la FSLP. Cela est possiblement le résultat de la portion moins importante de composés volatils qui constituent cette biomasse (91,2 %; tableau 8). Les concentrations des éléments sont habituellement exprimées en oxydes, dans leurs états les plus élevés d'oxydation.

Une grande partie des cendres est composée de matières fertilisantes, qui sont généralement présentes autant dans les cendres volantes que dans les cendres de grille. L'oxyde de calcium (CaO), le principal constituant de la chaux vive, est aussi présent en grande quantité dans les cendres (16,2-30,2 %). Le phosphore (P_2O_5 ; 1,8-16,4 % dont la majorité dans les cendres volantes), le potassium (K_2O ; 2,6-11 % dont la majorité dans les cendres de grille) et le magnésium (MgO; 3,6-6,9 %) dans certains cas (les cendres du bois et les cendres volantes de la FSLP et du saule) sont aussi des constituants importants des cendres.

Les métaux lourds se trouvent en faible quantité autant dans les cendres volantes que dans les cendres de grille. Le zinc (Zn), un métal lourd hautement volatil, est toujours présent en plus grande quantité dans les cendres volantes que dans les cendres de grille. Il se transforme en phase gazeuse pendant la combustion et s'accumule à la surface des particules de cendres volantes (Van Loo et Koppejan, 2008). La quantité de métaux lourds dans les cendres de la combustion des quatre biomasses est similaire.

À la lumière des analyses, il semble que la biomasse ne fut pas complètement brûlée. En effet, une quantité importante de C est toujours présente dans les cendres (entre 2,6 et 41,7 %). Cette inefficacité, en plus de produire une perte énergétique, augmente le risque d'émission de dioxines et de furanes dans l'atmosphère, lesquelles sont adsorbées sur les particules de carbone non brûlées (PNUE, 2005).

Pour les autres composés chimiques, peu de différences sont remarquables entre la composition des cendres volantes et des cendres de grille. L'élément dominant de la composition des cendres est la silice (SiO_2 ; 6,7-55,2 %). Les cendres de panic érigé ont une teneur très importante en silice (41,9 et 55,2 % respectivement pour les cendres volantes et les cendres de grille). Ces résultats sont cohérents avec la littérature (Oberberger, 1997, cité par Van Loo et Koppejan, 2008). Cela favorise son utilisation en tant que constituant du ciment (Palacios et al. 2011).

Tableau 20. Propriétés des cendres récupérées suite à la combustion des biomasses

Paramètres	Bois		FSLP		Panic		Saule	
Cendres récupérées	0,9 %		10,2 %		4,1 %		4,1 %	
Types de cendres	Vol.	Grille	Vol.	Grille	Vol.	Grille	Vol.	Grille
Cendres / Cendres totales	2,8	97,2	1,0	99,0	2,5	97,5	2,0	98,0
Densité apparente (g/ml)	-	0,26	-	0,52	-	0,24	-	0,38
Densité réelle (g/ml)	-	0,71	-	0,95	-	0,74	-	0,92
Volatiles (%)	30,6	51,7	26,3	12,4	18,7	3,7	25,3	23,9
Fertilisants (% b.s.)								
N	0,6	0,3	0,9	0,3	0,4	0,1	0,5	0,3
Na₂O	1,9	1,1	2,9	3,8	1,4	1,0	1,5	1,0
MgO	5,8	3,7	6,9	8,0	3,8	3,7	5,1	3,6
P₂O₅	9,5	1,8	12,8	16,4	4,6	3,8	7,7	5,1
K₂O	2,6	5,0	5,1	11,0	4,1	5,2	4,1	11,0
CaO	24,8	19,7	20,4	22,0	16,5	16,2	29,3	30,2
Métaux lourds (% b.s.)								
Ti	0,078	0,042	0,072	0,066	0,138	0,156	0,084	0,078
V	0,003	0,000	0,003	0,003	0,000	0,003	0,003	0,000
Cr	0,047	0,172	0,031	0,031	0,026	0,156	0,031	0,036
Co	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ni	0,024	0,079	0,016	0,024	0,008	0,385	0,016	0,016
Cu	0,048	0,032	0,064	0,168	0,024	0,016	0,048	0,016
Zn	1,004	0,137	0,779	0,217	0,361	0,056	0,627	0,193
Sr	0,059	0,051	0,051	0,042	0,042	0,034	0,076	0,076
Zr	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,007	0,015
Nb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Ba	0,09	0,134	0,054	0,018	0,063	0,045	0,09	0,09
Pb	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Autres (% b.s.)								
C	14	41,7	11,5	8,2	9,6	2,6	10,7	13,1
Cl	3,4	0,1	3,5	1,2	1,3	0,1	1,4	0,1
Al₂O₃	2,3	1,5	2,0	2,0	3,8	4,5	2,6	3,1
SiO₂	11,4	6,7	13,0	10,8	41,9	55,2	16,4	17,2
SO₃	4,4	1,4	3,9	6,1	1,5	0,3	3,2	1,7
Fe₂O₃	3,7	4,2	4,3	5,7	2,0	4,2	2,4	1,7
MnO	0,65	1,79	0,46	0,29	0,40	0,25	0,46	0,30

Vol. : Cendres volantes

4.7.4 Bilan massique

Le bilan a été effectué pour quatre éléments majeurs (C, N, Cl et S) et quatre éléments mineurs (K, Ca, Si et P) composant la biomasse. Ce calcul a été réalisé afin d'évaluer leurs proportion dans les gaz, dans les cendres et dans les particules volantes par rapport à leur proportion dans un kilogramme de biomasse. Les tableaux des résultats du bilan pour chacun des huit éléments sont joints à l'annexe 5.

L'exemple du C est présenté à la figure 10. Les nombres dans les encadrés jaunes représentent la teneur initiale en C de chacune des biomasses. L'efficacité de récupération du C (η_{rec-C}) a variée entre 68 et 83 %. La masse manquante de C est possiblement reliée à l'inexactitude de la mesure du débit dans la cheminée. Toutefois, le bilan carbone a démontré un processus de réaction normale. En fait, la presque totalité du C de chaque biomasse a été mesurée en émissions de CO₂. La quantité de C restant dans les cendres n'équivaut que du 0,2 à 2 % du C initialement présent dans la biomasse. Les valeurs du tableau A 5.1 permettent de voir de façon assez claire ces différences.

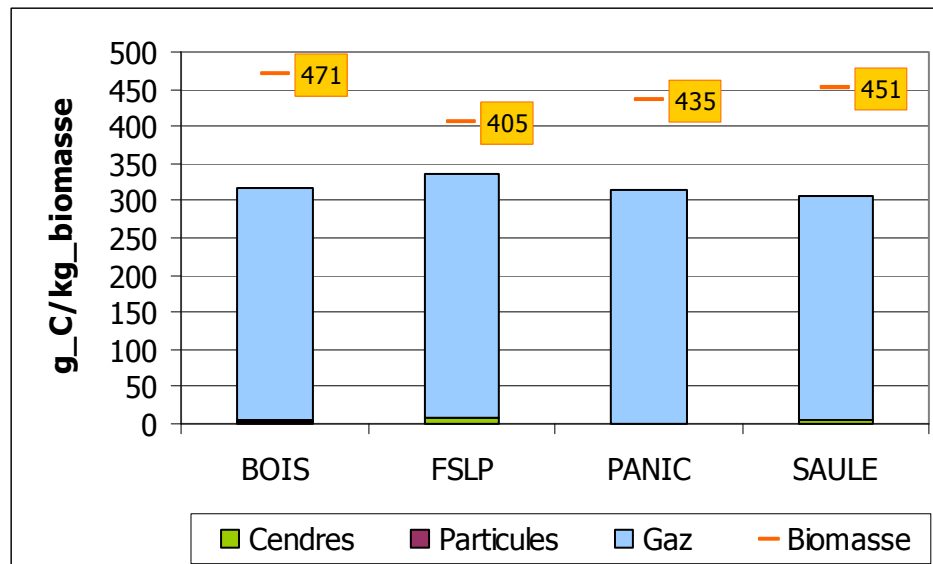


Figure 10. Bilan massique du carbone

Il importe également de noter que parmi les biomasses, les cendres de la FSLP ont présenté les teneurs les plus grandes en C récupéré (2,1 %), résultant principalement des quantités significatives des cendres produites (10,2 %). Cela peut être le résultat de la densité et de la taille des granules (les granules de la FSLP avaient un diamètre plus grand que les autres biomasses), ce qui a empêché la combustion complète des granules avant de tomber dans le réservoir de cendres. Ainsi, il apparaît que les

caractéristiques physiques influencent la qualité de la combustion. Ce fait doit être pris en considération au cours des études futures.

Puisque les concentrations de N_2 n'ont pas été mesurées, il a été supposé à des fins de bilan, que le N_2 de l'air d'alimentation ne réagit pas à la combustion et se trouve dans les fumées sous la même forme. L'efficacité de récupération de l'azote (η_{rec-N}) fut fort différente pour toutes les biomasses, atteignant 59, 15, 71 et 39 % pour le bois, la FSLP, le panic érigé et le saule, respectivement. D'ailleurs, il a été possible de retrouver seulement le 15 % de l'azote contenu dans la FSLP, pourtant, leur teneur est plus importante que les autres biomasses (2,26 %) (figure 11).

Selon Fowler (2003), règle générale, le NO correspond à plus de 95 % des NO_x compris dans les gaz de combustion. Puisque la concentration de NO n'a pas été mesurée, elle a été obtenue à partir de cette hypothèse. Cela résulte, d'une part, entre 13 % et 68 % de l'entrée massique en azote des biomasses agricoles, et d'autre part à 52 % dans le cas du bois (tableau A 5.2). Il est recommandé de réaliser des mesures de NO dans le cadre de futurs projets de recherche liés à la combustion afin d'évaluer plus précisément le bilan de l'azote.

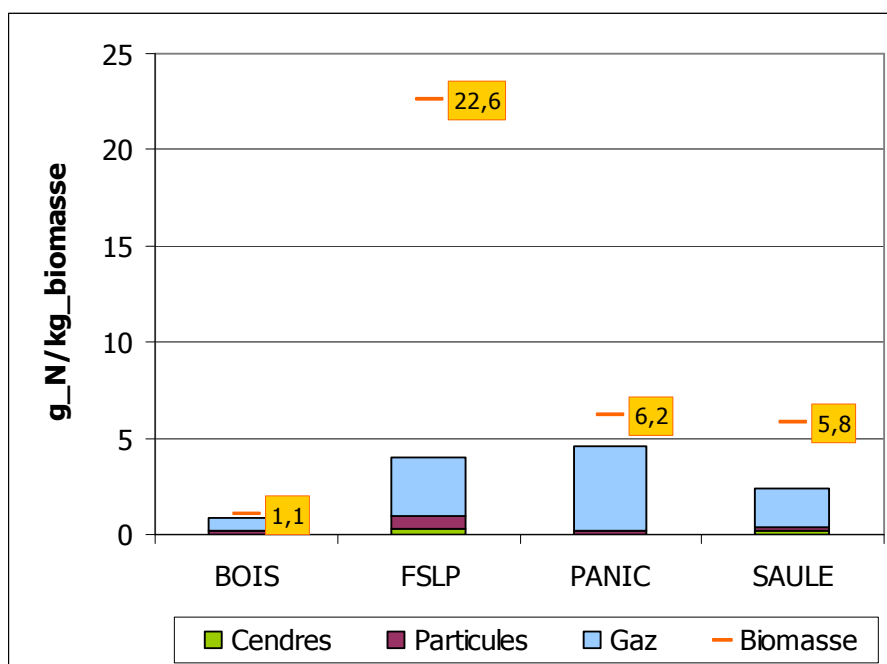


Figure 11. Bilan massique de l'azote

Très peu de chlore a été retrouvé dans la fumée sous forme de HCl (entre 0,001 et 0,008 g/kg_{biomasse}). Dans le cas de la FSLP, où sa teneur en Cl est la plus importante parmi les biomasses (3,05 g/kg_{biomasse}), une grande partie du Cl a été retenue dans les cendres de grille (39,5 %), tandis que seulement le 4,7 % ont été retrouvés dans les particules. Quant au panic érigé, des quantités comparables de Cl furent

retrouvées dans les deux types de cendres (17,3 % et 14,1 %, respectivement pour les cendres de grille et cendres volantes, respectivement). À la lumière de ces résultats, il pourrait être supposé que, tel que proposé par Duong et al. (2009), le Cl est émis sous une autre forme, soit en chlorure alcalins (KCl), soit en chlorure de sodium (NaCl). Selon Baxter et al. (1998), le Cl contenu dans la biomasse est libéré au début du processus de combustion et une grande partie est combinée avec les éléments alcalins disponibles pour former des vapeurs de chlorure alcalin. Enfin, pour le saule, des quantités comparables furent retrouvées dans les deux types de cendres, mais dans des quantités plus importantes (70 % et 76 %).

La quantité de Cl déterminée dans les cendres du bois et du saule a été plus grande que la quantité de Cl initial dans les biomasses. Or, la méthode utilisée pour mesurer le Cl dans le bois et le saule ainsi que dans leurs cendres (extraction à l'eau avec dosage par titrimétrie au nitrate d'argent, AgNO_3) n'a pas permis d'obtenir des mesures assez précises pour les faibles quantités de Cl présentes dans ces biomasses. Ceci étant, ces résultats ne devraient pas être pris en considération puisqu'ils s'avèrent être erronés.

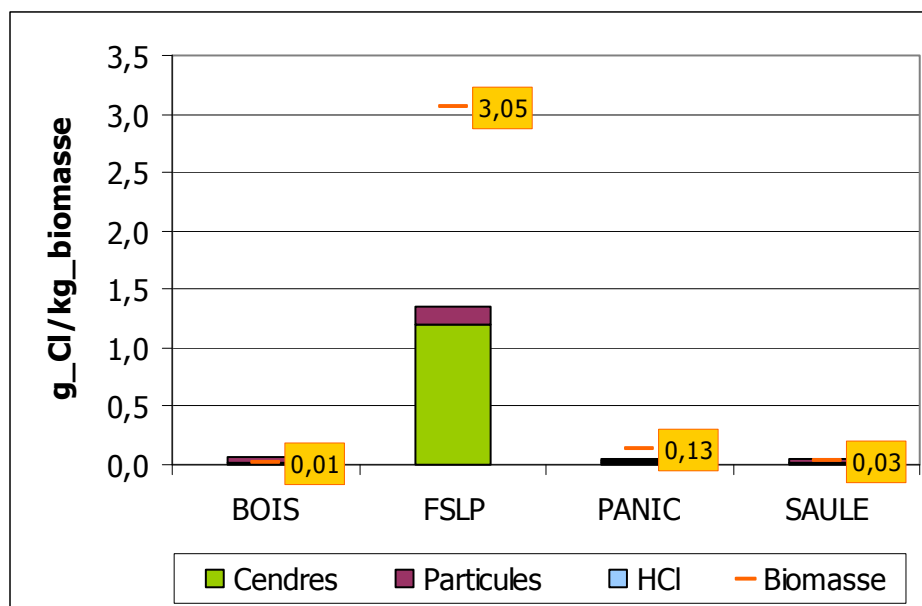


Figure 12. Bilan massique du chlore

Même si le bilan du soufre était différent pour chaque biomasse, il est possible de noter que les émissions gazeuses contiennent des quantités importantes de S par rapport à leur teneur dans la biomasse. Les cendres de panic érigé contiennent de faibles quantités de S, contrairement aux cendres de la FSLP. De plus, comme dans l'analyse du bilan du chlore, le bois a une trop faible teneur en S pour permettre l'utilisation de ces valeurs. Le résumé du bilan de ces quatre derniers éléments (C, N, Cl et S) est illustré à la figure 14 et leurs valeurs sont présentées au tableau A.5.4 dans l'annexe 5.

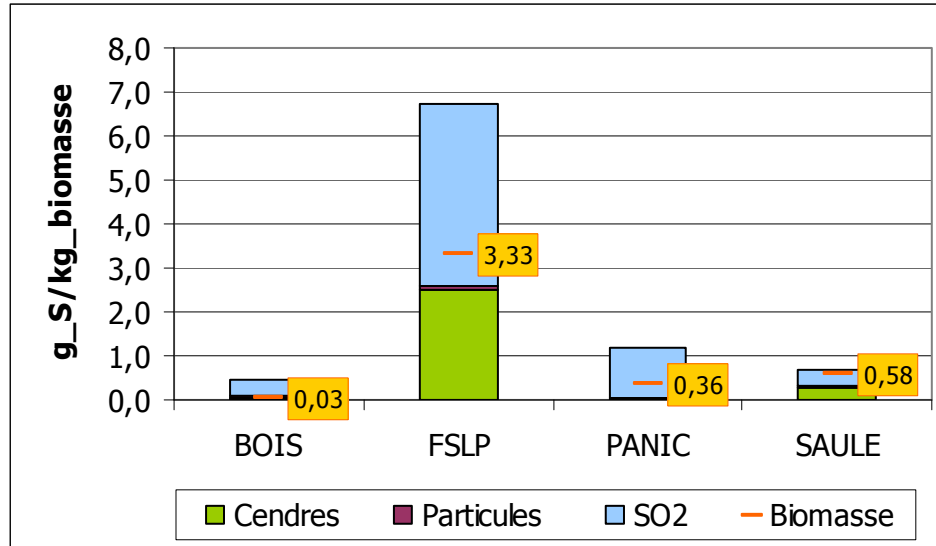
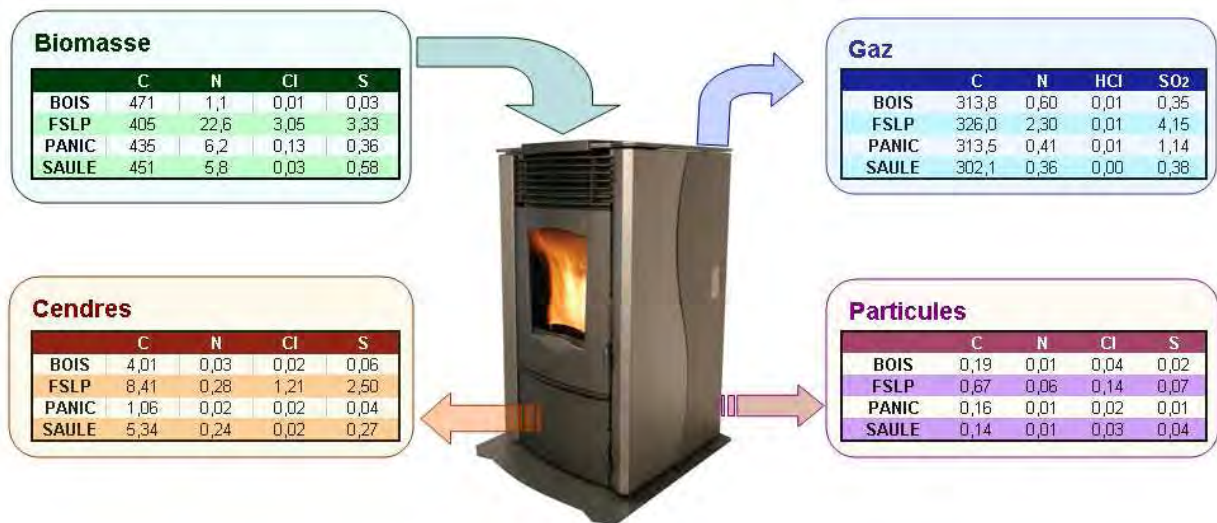


Figure 13. Bilan massique du soufre



*Valeurs en g/kg_{biomasse}

Figure 14. Résumé du bilan massique pour le C, le N, le Cl et le S

D'autre part, le bilan massique des éléments mineurs (K, Ca, Si et P) ont des résultats similaires (figures 15 à 18). Pour toutes les biomasses, ces éléments ont été retrouvés principalement dans les cendres de grille. La fermeture du bilan massique (η_{rec-i}) était, dans la plupart des cas, très près d'atteindre 100 %, à l'exception du bilan de P pour le bois. Dans cette dernière biomasse, la teneur en P est très faible

(0,01 g/kg_{biomasse}), ce qui rend difficile la fermeture du bilan d'une façon précise. Le résumé de ces quatre derniers éléments est illustré à la figure 19.

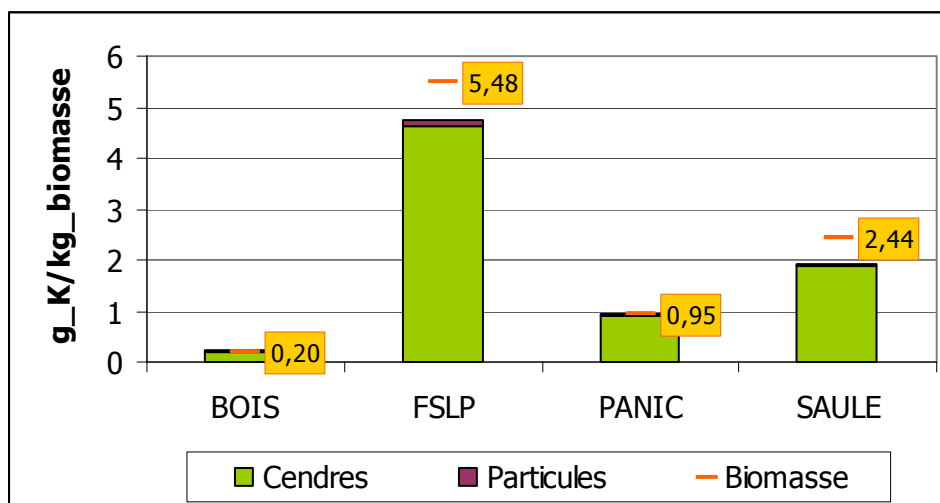


Figure 15. Bilan massique du potassium

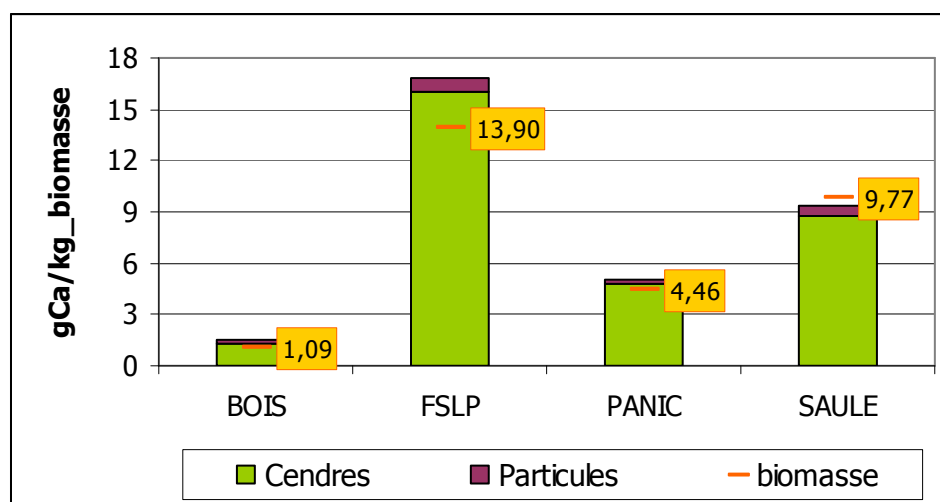


Figure 16. Bilan massique du calcium

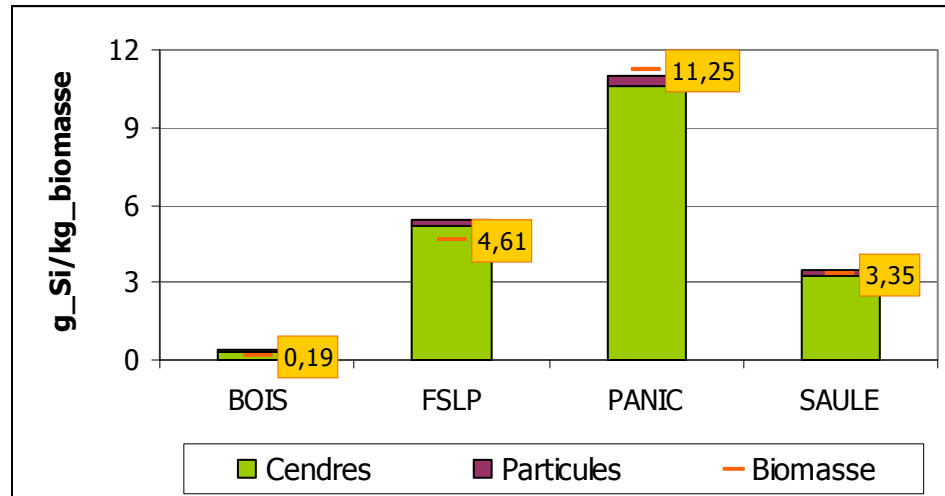


Figure 17. Bilan massique de la silice

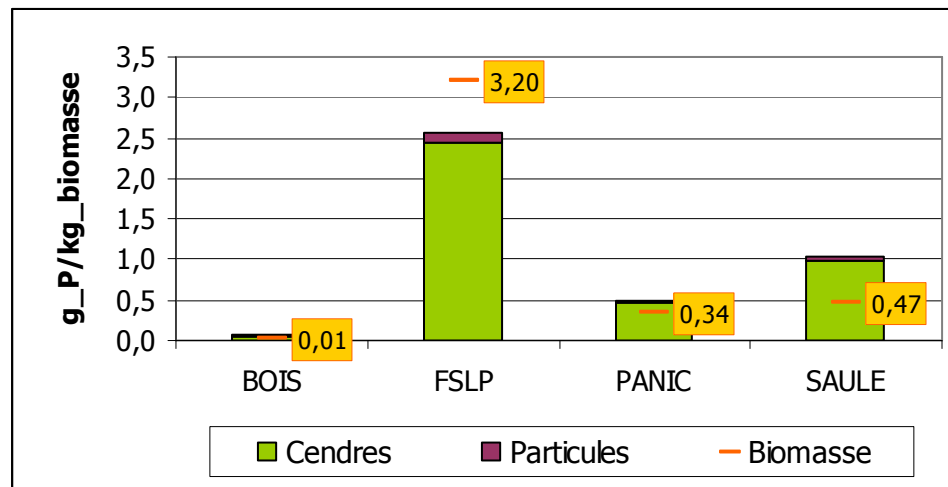
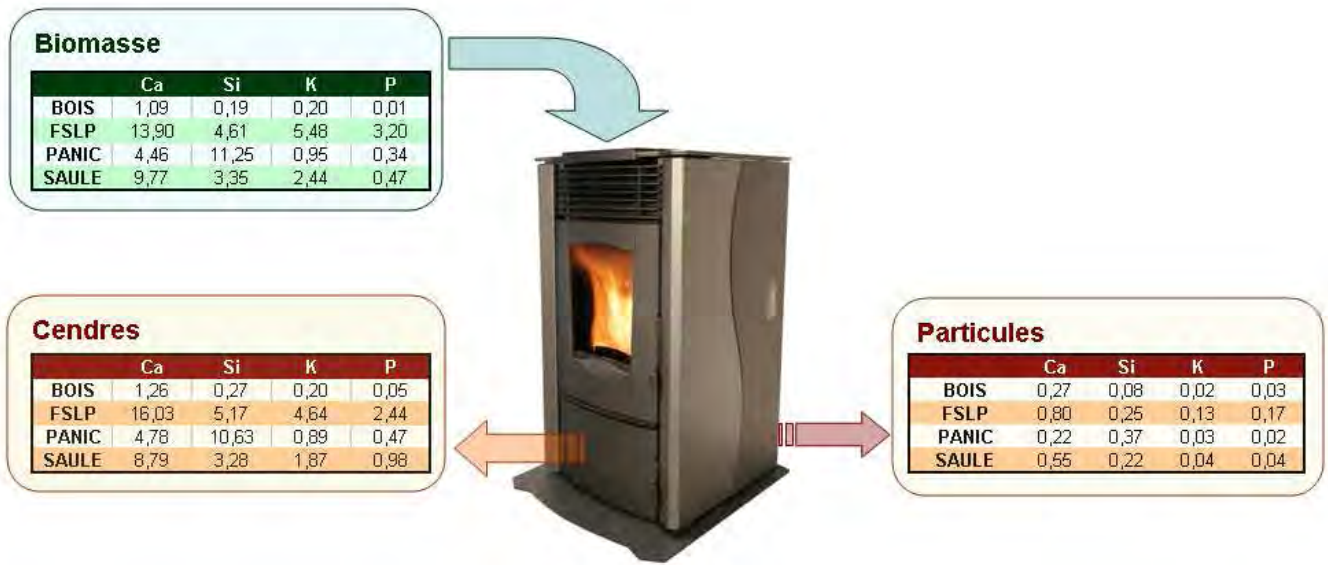


Figure 18. Bilan massique du phosphore

En somme, le bilan massique a permis essentiellement d'obtenir un aperçu de la distribution des principaux éléments formant la biomasse dans les résidus solides et gazeux. Toutefois, dans cette étude, la fermeture de quelques bilans de masse n'a pu être atteinte. Il est supposé que les principaux facteurs empêchant la fermeture du bilan massique ont été la très faible concentration de certains éléments (particulièrement le S, le Cl et le P) et les faibles vitesses des gaz de combustion dans la cheminée de l'appareil de combustion. Ces facteurs pourraient avoir causé des inexactitudes dans les concentrations et les débits mesurés. Ces facteurs doivent être pris en compte dans les travaux futurs afin d'obtenir des mesures plus précises pouvant être utilisées. D'ailleurs, il est aussi recommandé de tenir compte des composés complémentaires tels que le NO, le N₂ et les chlorures alcalins.



*Valeurs en g/kg_{biomasse}

Figure 19. Résumé du bilan massique pour le Ca, le Si, le K et le P

4.7.5 Bilan énergétique

Le tableau 21 présente les résultats du bilan énergétique. La chaleur totale (Q_{totale}) est le résultat de l'addition de la chaleur évacuée par le système de ventilation (q_v), des pertes de chaleur par la chambre calorimétrique, correspondant à l'addition des pertes par le plafond ($q_{plafond}$), les murs (q_{murs}) et la porte (q_{porte}), ainsi que des pertes de chaleur par les gaz de combustion (q_{gaz}). Le résultat a été converti en MJ/kg_{biomasse} à l'aide de l'équation 4.15. La moyenne des trois journées d'expérimentation a été effectuée pour chaque puissance et pour chacune des biomasses. Finalement, la moyenne de ces trois puissances équivaut à la valeur utilisée pour vérifier l'équation de bilan (éq. 3.3).

$$Q_{totale} (MJ / kg) = \frac{Q_{totale} (W) / 10^6}{T.C. / 3600} \quad \text{Éq. 4.15}$$

Où :

Q_{totale} = chaleur totale dégagé lors de la combustion de la biomasse (MJ/kg ou W)

$T.C.$ = taux de combustion (kg_{biomasse}/h)

Le tableau 21 permet de constater que seulement 1 % de la chaleur a été perdue par l'isolation de la chambre calorimétrique ($q_{isolation}$), ce qui tend à prouver son efficacité. Alors que 16 % de la chaleur a été perdue par les gaz de combustion

(q_{gaz}), le reste de la chaleur (83 %) a été évacué par le système de ventilation (q_v). D'après le ministère d'Énergie, Mines et Ressources du Canada (1989), l'importance des pertes varie selon la conception et l'exploitation de l'installation.

Tableau 21. Résultats du bilan énergétique

Biomasses	P	T.C.	q_v	$q_{plafond}$	q_{murs}	q_{porte}	$q_{isol.}$	q_{gaz}	Q_{totale}	Q_{totale}
		kg/h	W	W	W	W	W	W	W	MJ/kg
Bois	max.	3,25	10607	64,8	64,3	101,3	230,5	1652,4	12490	13,9
	moy.	1,83	7232	35,9	13,6	53,4	103	913,9	8249	16,3
	min.	1,2	4229	28,8	4,2	35,2	68,23	849,9	5147	15,4
Moyenne		2,09	7356	43,2	27,4	63,3	133,9	1139	8629	15,2
FSLP	max.	3,08	8066	18,8	53,6	81,6	154,1	1780,2	10000	11,7
	moy.	1,86	6023	11,0	29,0	52,6	92,7	1314,6	7431	14,4
	min.	1,05	3535	4,3	11,2	31,0	46,5	839,2	4421	15,4
Moyenne		2,00	5875	11,4	31,3	55,1	97,7	1311	7284	13,8
Panic érigé	max.	2,62	7605	15,9	33,2	75,0	124,1	1731,0	9460	13,1
	moy.	1,53	5157	9,0	19,0	47,9	75,8	789,8	6023	14,2
	min.	0,98	3246	0,4	-4,8	23,3	18,9	678,2	3943	14,6
Moyenne		1,71	5336	8,4	15,8	48,7	72,9	1066	6475	14,0
Saule	max.	2,98	8617	24,3	77,8	103,0	205,1	1306,8	10129	12,2
	moy.	1,99	6112	16,7	49,4	67,7	133,9	1293,7	7539	13,7
	min.	1,22	4102	8,5	24,1	45,4	77,9	622,6	4802	13,2
Moyenne		2,06	6277	16,5	50,4	72,0	139,0	1074	7490	13,4

P : Puissance; T.C. : Taux de combustion; q_v : Chaleur évacuée par le système de ventilation; $q_{plafond}$: Pertes de chaleur par le plafond, q_{murs} : Pertes de chaleur par les murs; q_{porte} : Pertes de chaleur par la porte, q_{gaz} : Pertes de chaleur par les gaz de combustion; Q_{totale} : Chaleur totale résultant de l'addition des pertes de chaleur.

Les valeurs du PCS mesurées au laboratoire en utilisant la méthode de la norme ASTM E 711-87 (2004) sont présentées au tableau 22. Le PCI_c correspond au pouvoir calorifique inférieur estimé à l'aide de l'équation 4.7. La chaleur efficace ($Q_{efficace}$), au tableau 22, représente la chaleur facilement utilisable pour chauffer une pièce. Il s'agit, dans ce cas, de la chaleur évacuée par la ventilation et de celle perdue par l'isolation de la chambre calorimétrique. La chaleur perdue par les gaz de combustion est considérée comme étant une perte non récupérable.

Tableau 22. Résumé des résultats du bilan thermique

Biomasses	PCS	PCI _e	Q _{totale}	Q _{efficace}	Bilan thermique	Écart	Efficacité
	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg	%	%	%
Bois	17,9	16,6	15,2	13,1	92	8	79
FSLP	15,6	14,3	13,8	11,3	97	3	79
Panic érigé	18,7	17,4	14,0	11,7	80	20	67
Saule	18,0	16,7	13,4	11,4	80	20	69

Le PCI_e est alors comparé avec la chaleur totale dégagée par la combustion (Q_{totale}) pour établir le bilan thermique, qui est obtenu à partir de la division de la chaleur totale dégagée expérimentalement (Q_{totale}) par le PCI_e. Idéalement, le bilan serait égal à 100 %, c'est-à-dire que toute l'énergie contenue dans le combustible serait dégagée et mesurée lors des essais expérimentaux. Cependant, ce n'est pas le cas et les résultats sont différents d'une biomasse à l'autre. En effet, le bilan thermique de la combustion de la FSLP et du bois est de 97 et 92 %, respectivement, tandis que celui de la combustion du panic érigé et du saule est de 80 %. 20 % de l'énergie contenue dans ces dernières biomasses n'a pas été transformée en chaleur ou comptabilisée. En fait, une faible proportion de cette chaleur est perdue en raison d'une combustion incomplète et du carbone imbrûlé (Van Loo et Koppejan, 2008). La différence demeure inexplicée mais pourrait être reliée à la manipulation ou à la teneur en eau dans la biomasse qui est non considérée dans le bilan actuel.

L'efficacité de la combustion est calculée selon l'équation 4.16. Les résultats sont présentés au tableau 22. Il semble que les efficacités de combustion du bois et de la FSLP (79 %) correspondent à l'efficacité du poêle évaluée par le fabricant à environ 80 %. L'efficacité de combustion du panic érigé et du saule est relativement faible, se chiffrant à 67 et 69 %, respectivement. Cette faible efficacité est en partie causée par une combustion incomplète et par le taux d'humidité du combustible. Effectivement, le bois et la FSLP, ayant moins d'humidité (6,6 % et 10,5 % b.s, respectivement) ont rencontré une plus grande efficacité que le panic et le saule (teneur en humidité de 14,1 et 12,7 % b.s, respectivement).

$$\eta_{combustion} = Q_{efficace} / PCI \quad \text{Éq. 4.16}$$

Selon les résultats obtenus, le montage est adéquat pour réaliser un bilan thermique. En effet, le bilan total de 92 et 97% pour le bois et la FSLP est excellent. Cependant, les bilans du panic érigé et du saule sont légèrement moins satisfaisants avec un résultat de 80%. Quelques améliorations du montage expérimental pourraient permettre de minimiser les erreurs. D'abord, la détermination des pertes par la cheminée ne n'est pas tout à fait exacte, car la mesure des débits est approximative. Le tube de pitot en S, proposé dans la norme CSA-B415.1-10, pourrait être utilisé pour une mesure plus précise des débits. Pour la mesure des températures, plusieurs thermocouples pourraient être installés dans le tuyau de

ventilation pour déterminer une moyenne. L'analyse complète des propriétés chimiques des granules, incluant le teneur en H, permettrait de minimiser l'erreur relative au calcul du PCI_e . Enfin, les granules des différentes biomasses pourraient être plus homogènes, c'est-à-dire avec une densité, un diamètre et une teneur en humidité semblables.

Avec les résultats obtenus, il est possible d'affirmer que d'un point de vue énergétique, il est viable de remplacer le bois par d'autres biomasses. Selon l'analyse en laboratoire, le panic érigé et le saule ont un potentiel énergétique semblable ou supérieur au bois. Seule la FSLP a un PCI_e plus faible que les autres types de biomasse. Toutefois, selon les résultats expérimentaux, le bois demeure la biomasse qui procure le plus de chaleur avec $13,1 \text{ MJ/kg}_{\text{biomasse}}$, comparativement aux trois autres biomasses qui fournissent entre $11,3$ et $11,7 \text{ MJ/kg}_{\text{biomasse}}$.

4.8 Discussion générale

Selon les résultats obtenus de cette première étape de l'étude, il est possible d'affirmer que les biomasses ont été évaluées au laboratoire sous des conditions normales de combustion. Pour ce faire, le débit de l'air d'alimentation a été réglé pour chaque biomasse afin de permettre de les évaluer sous des conditions optimales de combustion. Aucune différence significative d'émissions de CO_2 et de CO n'a été détectée entre le bois et les biomasses agricoles. Comme il a déjà été indiqué, ces paramètres indiquent la qualité de la combustion.

Selon la revue de littérature réalisée par Godbout et al. (2010), les éléments N, Cl et S ont un haut potentiel de production d'émissions de composés non souhaitables dans l'atmosphère tels que les NO_x , les SO_x et le HCl. La combustion de la biomasse agricole entraîne aussi un risque potentiel d'émissions de particules. Au cours de cette étude, la caractérisation des émissions gazeuses effectuée lors de la combustion du panic érigé, du saule et de la FSLP a permis de faire une comparaison entre ces biomasses agricoles et le bois (seule biomasse permise comme combustible dans des poêles de moins de 3MW dans le cadre du RAA) et de tirer certains constats. Pour les conditions de combustion de la présente expérimentation, ces constats sont :

- La combustion du panic érigé émet des quantités de NO_2 ($0,437 \text{ g/kg}_{\text{biomasse}}$) significativement supérieures à celles du bois (environ dix fois plus en moyenne) ;
- Les émissions de N_2O issues de la combustion des biomasses agricoles évaluées sont très faibles et ne sont pas significativement plus importantes que celles du bois ;

- Les émissions de SO₂ émises par la combustion de la FSLP et du panic érigé sont significativement plus importantes que pour le bois et le saule (en moyenne le panic et la FSLP rejettent 1,135 et 4,151 g/kg_{biomasse}) ;
- Aucune différence en matière d'émissions de HCl n'a été détectée entre la combustion des biomasses agricoles et celle du bois. Une grande partie du chlore contenu dans les biomasses se retrouve dans les cendres après la combustion, sauf pour ce qui est du panic érigé. Pour ce cas-ci, il serait possiblement émis sous forme de chlorures alcalins, des composés très corrosifs ;
- Les émissions de CH₄ ont été significativement moins élevées lors de la combustion du panic érigé que lors de la combustion du bois ;
- Les émissions de NH₃ calculées furent très faibles et aucune différence significative n'a été trouvée ;
- La combustion de la FSLP a produit des émissions de particules significativement plus importantes que pour les trois autres biomasses ;
- Dans la plupart des cas, l'ajustement de l'appareil de combustion à une puissance moyenne ou maximale a entraîné des émissions plus stables et moins variables qu'à la puissance minimale. De plus, les essais de combustion effectués sous ces régimes de puissance produisent des émissions moins importantes qu'à faible puissance, notamment dans le cas des émissions de NO₂ et de HCl.

Les bilans massique et énergétique ont permis de faire ressortir le potentiel énergétique des biomasses et de cibler les principaux aspects à améliorer pour réduire les problématiques liées à leur utilisation. Ces aspects comprennent, entre autres, la qualité de la biomasse, l'efficacité des appareils de combustion et les techniques et méthodes d'analyse, particulièrement la mesure du débit des gaz et la détermination de gaz complémentaires tels que le NO et les chlorures alcalins.

Par ailleurs, dans quelques cas, la quantité de certains éléments est si faible qu'il devient parfois difficile d'obtenir des valeurs exactes en raison de la sensibilité insuffisante des techniques de mesure. Ainsi, les résultats doivent être interprétés avec réserve. Toutefois, ceux présentés dans cette étude devraient permettre de répondre à plusieurs questionnements que se posent les intervenants en production d'énergie à partir de la biomasse agricole.

5. Essais de combustion à l'échelle commerciale

5.1 Introduction

Pour cette étape du projet, le système de caractérisation des effluents gazeux de l'IRDA a été installé dans les locaux de deux compagnies de fabrication d'appareils de combustion : Sequoia Industries à Saint-Denis-de-Brompton et Combustion Expert Inc. à Trois-Rivières. L'objectif était de caractériser les émissions atmosphériques issues de systèmes de combustion de biomasse à grande échelle. Ces essais ont donc permis d'établir la différence entre les émissions provenant de chaudières de petite et de grande capacité.

Les paramètres mesurés par le système de caractérisation incluent le suivi en continu de l'opacité des fumées, la détermination des concentrations de plusieurs gaz (O_2 , CH_4 , CO , CO_2 , NH_3 , N_2O , NO_2 , SO_2 , HCl et H_2O), le calcul des débits de l'effluent gazeux et la détermination des émissions de particules.

5.2 Appareils de combustion utilisés

À ce stade, deux systèmes de combustion de biomasse ont été utilisés. À titre indicatif, ces systèmes sont nommés dans le présent rapport comme des équipements de moyenne et de grande capacité.

L'appareil de moyenne capacité (figure 20), manufacturé par Séquoia Industries, avait une capacité nominale de 293 kW et a été conçu pour être alimenté avec du bois en bûche de 1,2 m de longueur. Ce système de combustion comprend une chambre de combustion surmontée d'une chaudière destinée à chauffer un fluide caloporteur utilisé pour le chauffage de bâtiments. La conception permet une alimentation en air spécifique. Les gaz sont évacués à l'atmosphère par une petite cheminée de 20,3 cm (8 po) de diamètre fixée sur le dessus de la chambre de combustion. Le combustible est alimenté manuellement par une porte placée sur le devant de la chambre de combustion.



Figure 20. Système de combustion (à gauche) de moyenne capacité (293 kW) et laboratoire d'analyse des gaz où est installé le système de caractérisation des effluents gazeux de l'IRDA (roulotte à droite)

Le deuxième appareil utilisé, manufacturé par Combustion Expert Inc. (série ST), avait une capacité nominale de 1 MW. Ce système de combustion est constitué d'un système d'alimentation continu de la biomasse, d'une chambre de combustion et d'une bouilloire destinée à produire de l'eau chaude ou de la vapeur pour le chauffage (figure 21). Des sources d'entrée d'air alimentent à plusieurs endroits le système de combustion. Les gaz sont évacués de la bouilloire et acheminés dans un dépoussiéreur multi-cyclone par un ventilateur de tirage qui refoule les gaz traités dans une cheminée installée à l'extérieur du bâtiment.



Figure 21. Schéma du système de combustion de grande capacité évalué (1MW) (source : Combustion Expert inc., non daté)

5.3 Déroulement des essais

5.3.1 Choix des biomasses

Considérant les résultats des tests en laboratoire préalablement effectués, il s'avère que le saule soit la biomasse présentant le plus d'avantages lorsque comparé aux autres biomasses. En effet, il présente de bons résultats en regard des émissions de SO_2 et NO_2 , de la production de cendres et de l'opacité des fumées. C'est ainsi que les émissions issues de la combustion du saule sont comparées à celles de la combustion du bois.

5.3.2 Méthode et dispositif expérimental

Les appareils de combustion ont d'abord été préchauffés à l'aide de granules de bois franc. L'appareil de moyenne capacité a été préchauffé environ pendant sept heures et 30 minutes, tandis que l'appareil de grande capacité l'a été durant 2 heures et 45 minutes. À l'issue de la période de préchauffage du premier appareil, un prélèvement des gaz de combustion a été effectué à des fins d'analyse de caractérisation. Dans le cas du second appareil, les prélèvements de gaz et les analyses ont été réalisés tout au long de la période de préchauffage et durant une heure additionnelle, laquelle a été prise en compte pour le calcul des émissions.

Une fois cette première étape complétée, les granules de bois ont été remplacées par la biomasse choisie préalablement, c'est-à-dire le saule. Dans le cas du premier appareil, une quantité prédéterminée (15,2 kg) de granules de saule a été directement déposée dans la chambre de combustion de l'appareil, quantité qui a brûlé pendant une heure. Quant au deuxième appareil, un mécanisme d'alimentation de vis sans fin permettait l'apport des granules vers la chambre de combustion de façon continue. Le taux de combustion a été estimé à 125 kg/h. L'alimentation continue en saule a duré environ quatre heures. À cette étape de l'expérimentation, des prélèvements du gaz de combustion ainsi que les analyses correspondantes ont été effectués en continu et ce, dans le cas des deux appareils.

5.3.3 Déroulement des essais avec le système de combustion de moyenne capacité (293 kW)

L'appareil a été installé sous un abri sur les terrains de l'usine de Sequoia Industries. Un adaptateur installé sur la petite cheminée de la fournaise permettait de fixer des sections de cheminée isolées par l'extérieur, de 1,2 m de long et de 20 cm de diamètre intérieur. Sur cet adaptateur, deux séries verticales de quatre sections reliées par deux sections horizontales étaient installées pour évacuer les gaz à l'atmosphère à environ 13 m du sol (figure 20).

Pour l'essai de caractérisation, des orifices ont été pratiqués dans la première section de cheminée qui a été réinstallée sur un adaptateur légèrement modifié obligeant l'installation d'un conduit coulissant pour relier la section d'échantillonnage à l'autre partie de la cheminée.

Sur la section d'échantillonnage, deux orifices ont été percés face-à-face à environ 1 mètre de la base de la section pour permettre l'installation des brides de fixation des deux éléments de l'opacimètre. Un orifice à environ 0,91 m de la base de la section a été utilisé pour mesurer la vitesse des gaz et un autre orifice à environ 0,30 m de la base de la section a été utilisé pour les sondes de prélèvement des gaz.

L'opacité des fumées a été mesurée avec un opacimètre (modèle EMS750, Environmental Monitor Service). Autant la source que le détecteur ont été purgés en permanence à l'aide d'un flux de 0,5 LPM d'azote zéro. Les valeurs d'opacité ont été enregistrées directement aux bornes de l'opacimètre avec un système d'acquisition de données. Ces travaux ont démontré que cet équipement était sensible à l'alignement. En effet, un mauvais alignement peut entraîner des signaux négatifs aux bornes de l'appareil.

Les échantillons pour l'analyse de l'oxygène et des autres gaz ont été prélevés par la même porte d'échantillonnage avec des sondes munies de filtres en acier inoxydable aggloméré de 15 μm de porosité.

L'échantillon pour mesurer l'oxygène a été aspiré dans un tube en téflon à un débit fixé à environ 1 LPM à travers une bouteille pour retenir les gouttelettes d'eau, puis à travers un analyseur (modèle LC CEM O2, Ametek/Thermox) muni d'une cellule à l'oxyde de zirconium. Les concentrations ont été enregistrées directement aux bornes de l'instrument avec un système d'acquisition de données.

L'échantillon pour l'analyse des autres gaz a été aspiré à un débit initial d'environ 5 LPM avec une pompe à diaphragme dans un tube en téflon chauffé puis refoulé par un tube en acier inoxydable chauffé dans une cellule (modèle 4Runner, CIC Photonics) installée sur un spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (modèle FTLA2000, ABB Bomen). L'acquisition et la quantification des spectres sont assurées par le logiciel IRGAS 100 (CIC Photonics).

Les débits des effluents gazeux ont été mesurés, sans faire de profil de vitesse, avec des tubes de Pitot en S équipés de manomètres électroniques (modèle Omega PX291) de 0 à 50 mm de H₂O et munis d'un thermocouple de type T. Les deux tubes de Pitot ont été installés sur un même diamètre à environ 102 mm l'un de l'autre et chacun à environ 50,8 mm des parois opposées de la cheminée.

Il ne fut pas possible de mesurer les émissions de particules en raison de plusieurs facteurs dont l'utilisation d'une méthode non normalisée, de travail à l'extérieur et du site d'échantillonnage peu orthodoxe.

5.3.4 Déroulement des essais avec le système de combustion de grande capacité (1 MW)

Lors de l'installation des équipements, certaines contraintes telles que l'absence de structures permettant de déposer les équipements et surtout d'attacher les sondes de prélèvement et l'installation inadéquate de points de prélèvement ont provoqué des ajustements dans la portée des travaux de caractérisation effectués. Ainsi les profils de vitesse n'ont pas été établis. En effet, au premier point, l'accès à la cheminée pour la prise d'échantillonnage était orienté vers le plafond du bâtiment et, au troisième point, le dégagement en face de l'accès pour l'échantillonnage ne permettait pas l'utilisation adéquate d'un tube de Pitot. De plus, en raison de l'absence de points d'attache adéquats, les sondes de prélèvement ainsi que les tubes de mesure continue de la vitesse des gaz n'ont pas été installés dans des positions optimales.

L'opacité des fumées a été mesurée avec un opacimètre (modèle EMS750, Environmental Monitor Service). Autant la source que le détecteur ont été purgés en permanence à l'aide d'un flux de 0,5 LPM d'azote zéro. Les valeurs d'opacité ont été enregistrées directement aux bornes de l'opacimètre avec un système

d'acquisition de données. Lors de l'installation, les brides de fixation ont été forcées légèrement pour permettre l'alignement adéquat du faisceau optique.

Les échantillons pour l'analyse de l'oxygène et des autres gaz ont été prélevés par la même porte d'échantillonnage dans le conduit de sortie de la bouilloire avec des sondes munies de filtres en acier inoxydable aggloméré de 15 μm de porosité.

L'échantillon pour mesurer l'oxygène a été aspiré dans un tube en téflon à un débit fixé à environ 1 LPM à travers une bouteille pour retenir les gouttelettes d'eau puis à travers un analyseur (modèle LC CEM O2, Ametek/Thermox) muni d'une cellule à l'oxyde de zirconium. Les concentrations ont été enregistrées directement aux bornes de l'instrument avec un système d'acquisition de données.

L'échantillon pour l'analyse des autres gaz a été aspiré à un débit initial d'environ 5 LPM avec une pompe à diaphragme dans un tube en téflon chauffé puis refoulé par un tube en acier inoxydable chauffé dans une cellule (modèle 4Runner, CIC Photonics) installée sur un spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (modèle FTLA2000, ABB Bomen). L'acquisition et la quantification des spectres sont assurées par le logiciel IRGAS 100 (CIC Photonics).

Les débits des effluents gazeux ont été mesurés en un seul point, sans faire de profil de vitesse, avec des tubes de Pitot en S équipés de manomètres électroniques Omega PX291 de 0 à 50 mm de colonne d'eau et munis d'un thermocouple de type T.

Les échantillons pour l'évaluation semi quantitative des particules ont été prélevés avec un tube en acier inoxydable (0,48 mm de diamètre) recourbé pour faire face au flux gazeux. Les particules ont été piégées sur un filtre en fibre de verre placé dans un porte filtre en aluminium connecté au tube recourbé. Les débits de prélèvement ont été gardés constant durant l'échantillonnage. Ils ont été fixés à 2 LPM à la sortie de la bouilloire et à 1 LPM dans la cheminée puisque la vitesse des gaz était environ deux fois plus élevée à la sortie de la bouilloire que dans la cheminée.

5.4 Résultats

5.4.1 Paramètres opérationnels

Les paramètres opérationnels sont énumérés au tableau 23 pour chaque chaudière et chaque biomasse évaluée. Quant au combustible, le teneur en humidité (T.H) des combustibles ont un ordre de grandeur similaire (entre 4,2 et 8,7 %). En général, les propriétés des échantillons de bois et de saule à cette étape sont très proches de

celles des biomasses utilisées au cours des expériences à l'échelle laboratoire (le tableau de comparaison est présenté à l'annexe 6).

Tableau 23. Résultats opérationnels pertinents des tests de combustion

Capacités	293 kW				1 MW			
	Bois		Saule		Bois		Saule	
T.H. (% b.h.)	4,2		7,7		5,8		8,7	
T.C. (kg/h)	18		15		108		125	
Paramètres	\bar{y}	σ (%)	\bar{y}	σ (%)	\bar{y}	σ (%)	\bar{y}	σ (%)
T^o_{air_entrée} (°C)	21,4	1	21,9	0,5	15,8	20	24,3	2
Q_{gaz, TPN} (m ³ /min)	5,7	11,5	6,0	12,4	15,2	20	16,2	2
T^o_{gaz} (°C)	129,2	14	130,7	17	106,9	8	127,8	2
O₂ (%)	19,0	11,9	20,2	4,6	9,5	26	7,7	9

T.H. : teneur en humidité de la biomasse; T.C. : taux de combustion; \bar{y} : moyenne; σ : écart type relatif (%); T^o_{air_entrée} : température de l'air entrant au poêle; Q_{gaz, TPN} : débit des gaz sortant du poêle à température et pression normales; T^o_{gaz} : température des gaz de combustion au niveau de la cheminée; %O₂ : teneur en oxygène des gaz de combustion.

Les températures de l'air d'alimentation et des gaz de combustion sont du même ordre de grandeur pour les deux appareils (tableau 23). Les débits de gaz sont évidemment beaucoup plus importants pour l'appareil de grande puissance (1 MW). Effectivement, une quantité plus importante d'air comme comburant est nécessaire par rapport à la chaudière de 293 kW. À l'exception du test de combustion du saule avec l'appareil de grande capacité, d'importantes variations ont été perçues. En effet, l'écart type relatif du débit des gaz a varié entre 11,5 et 20 %. Ces écarts sont probablement reliés au mode d'opération des appareils de combustion au moment de l'échantillonnage.

Enfin, la concentration moyenne d'O₂ mesurée dans l'appareil de moyenne capacité est particulièrement élevée (entre 19 et 20 %). En effet, sur le profil de concentration en O₂ (figure 22), il est possible d'apercevoir les deux événements de chargement de la fournaise, représentés par une baisse de la concentration en O₂. Par la suite, la concentration demeure constante à 20 % durant la majeure partie de l'essai. Cela est inhabituel, car généralement la concentration en O₂ diminue lorsque la combustion consomme l'O₂ pour produire les gaz de combustion. La concentration d'O₂ mesurée dans l'appareil de grande capacité a été normale (7,7 et 9,5 % pour le saule et le bois, respectivement).

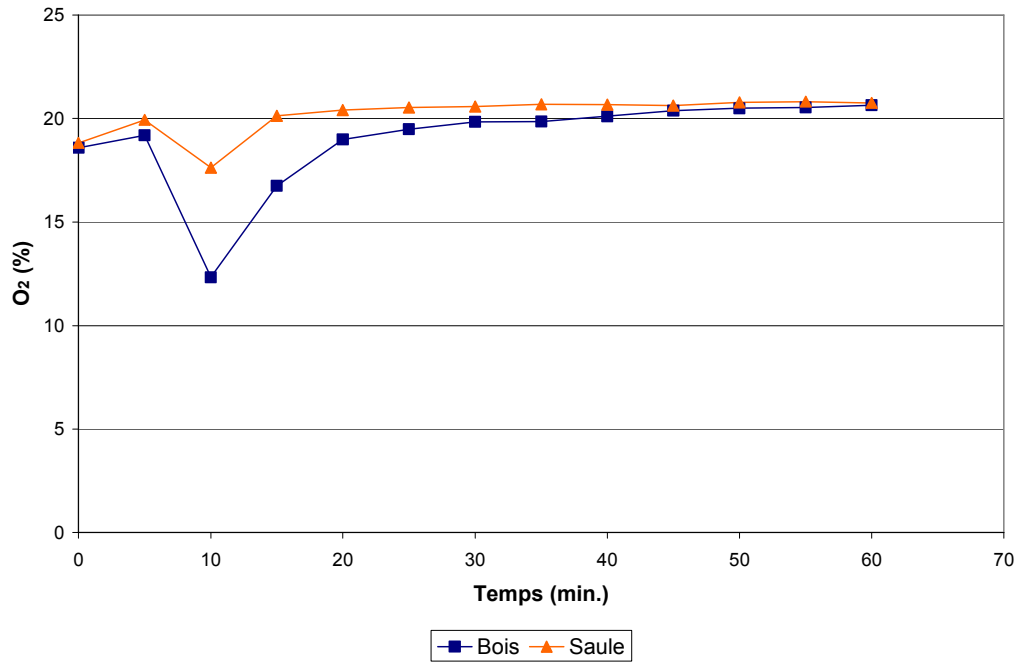


Figure 22. Profil de concentration de l'oxygène

5.4.2 Émissions

Émissions issues de la combustion avec l'appareil commercial de moyenne capacité (293 kW)

Les figures suivantes illustrent les caractéristiques et les émissions gazeuses mesurées durant l'essai de combustion avec l'appareil de moyenne capacité. Le tracé d'opacité des fumées est présenté à la figure 23. Les figures 24 à 28 présentent respectivement le profil d'émissions du CO, du CO₂, du NO₂, du NH₃, du SO₂ et du CH₄. Le tracé du débit moyen des gaz est présenté à la figure 29.

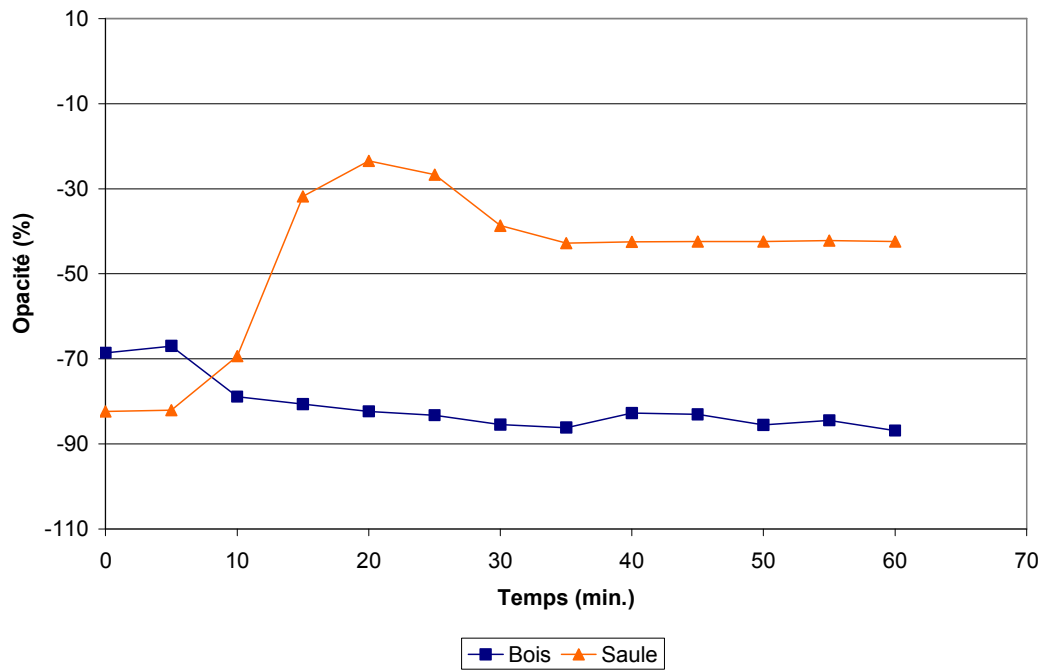


Figure 23. Opacité des fumées durant l'essai de combustion

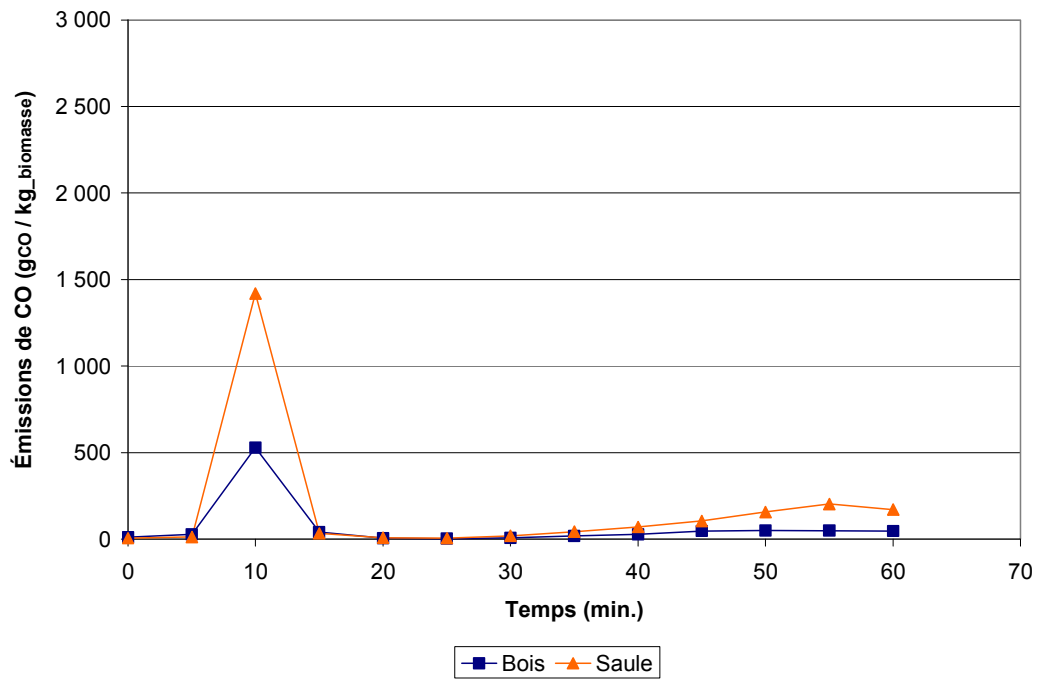


Figure 24. Émissions de CO

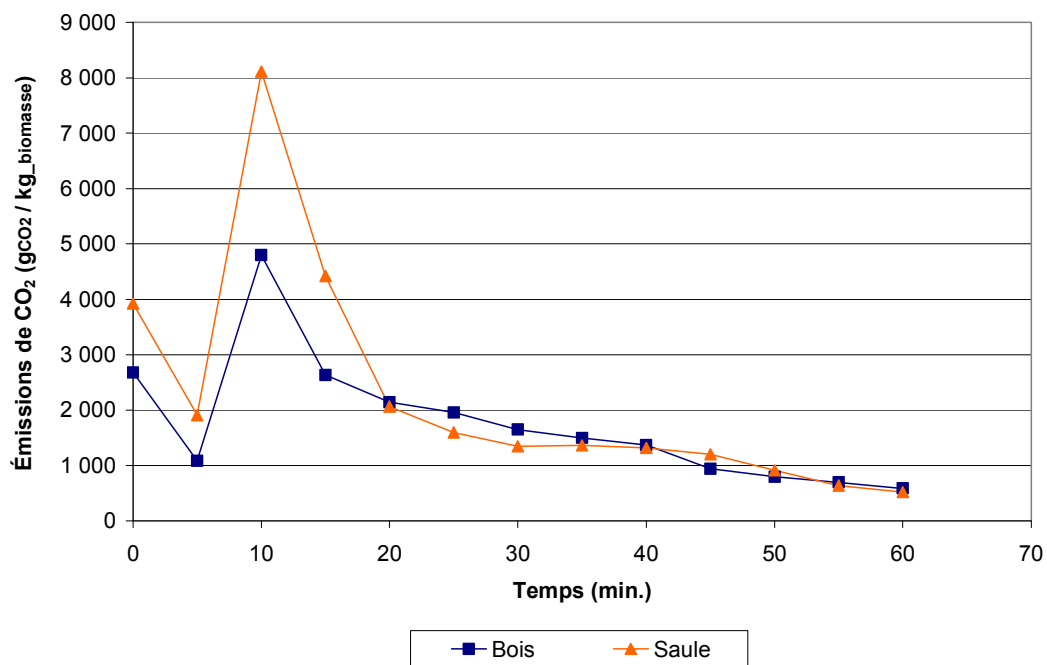


Figure 25. Émissions de CO₂

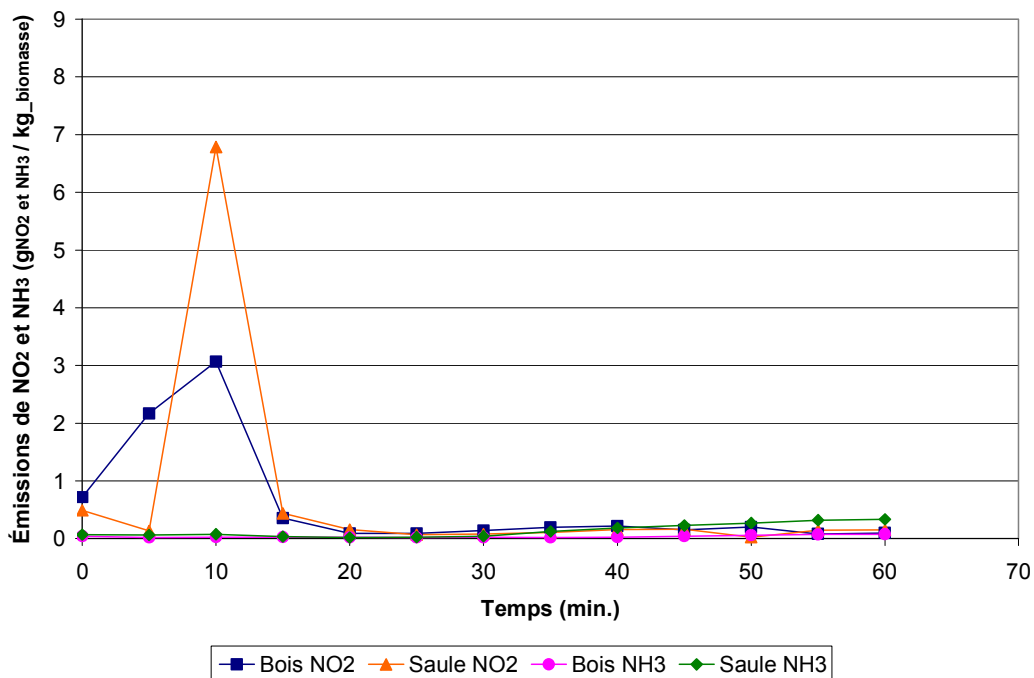


Figure 26. Émissions de NO₂ et de NH₃

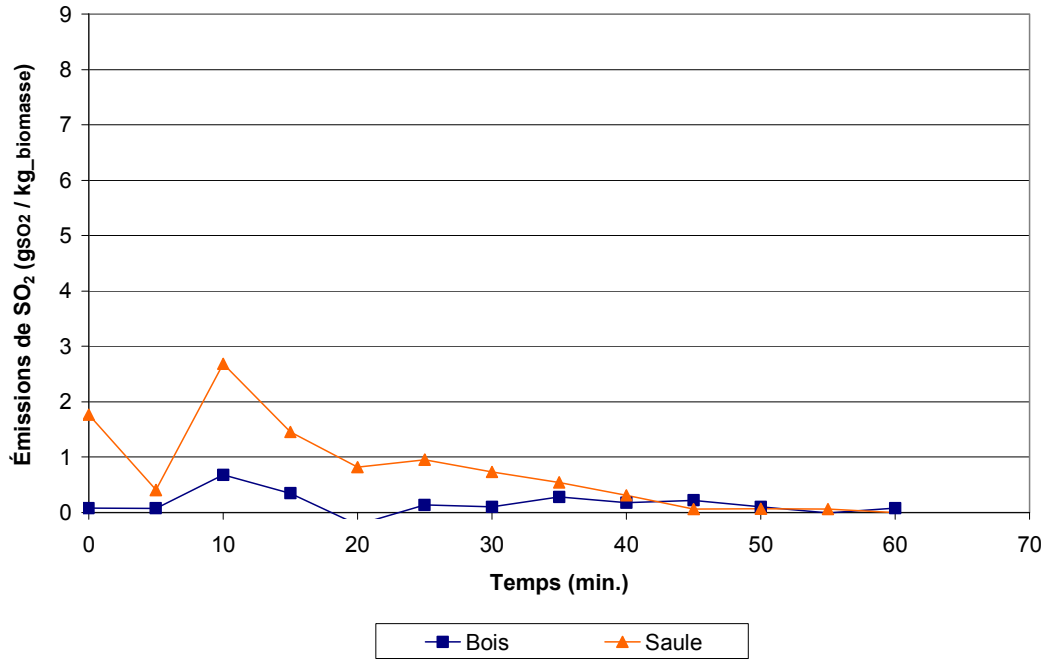


Figure 27. Émissions de SO₂

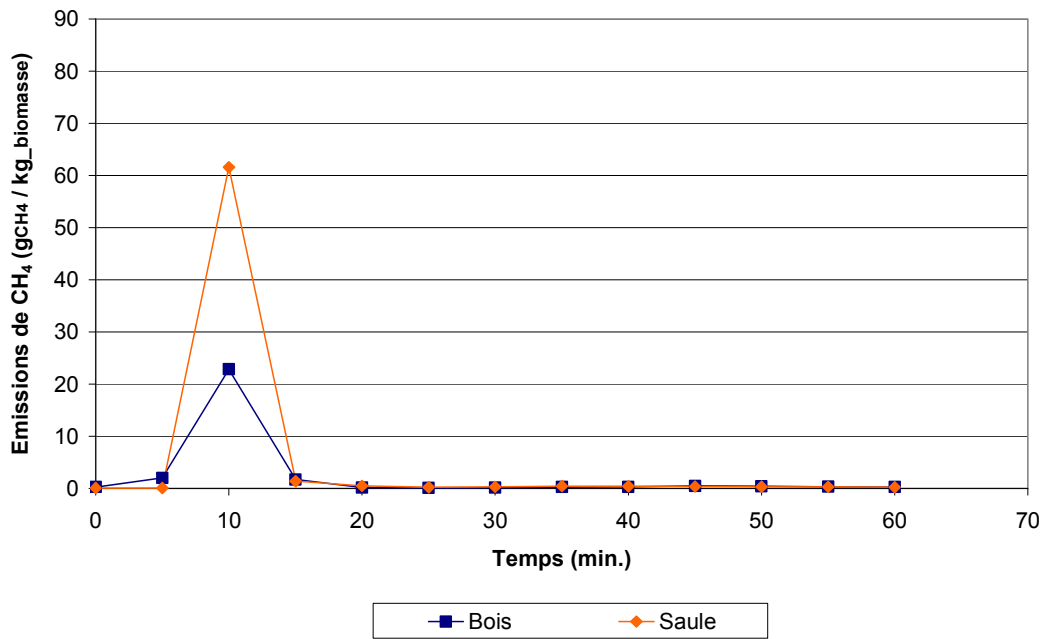


Figure 28. Émissions de CH₄

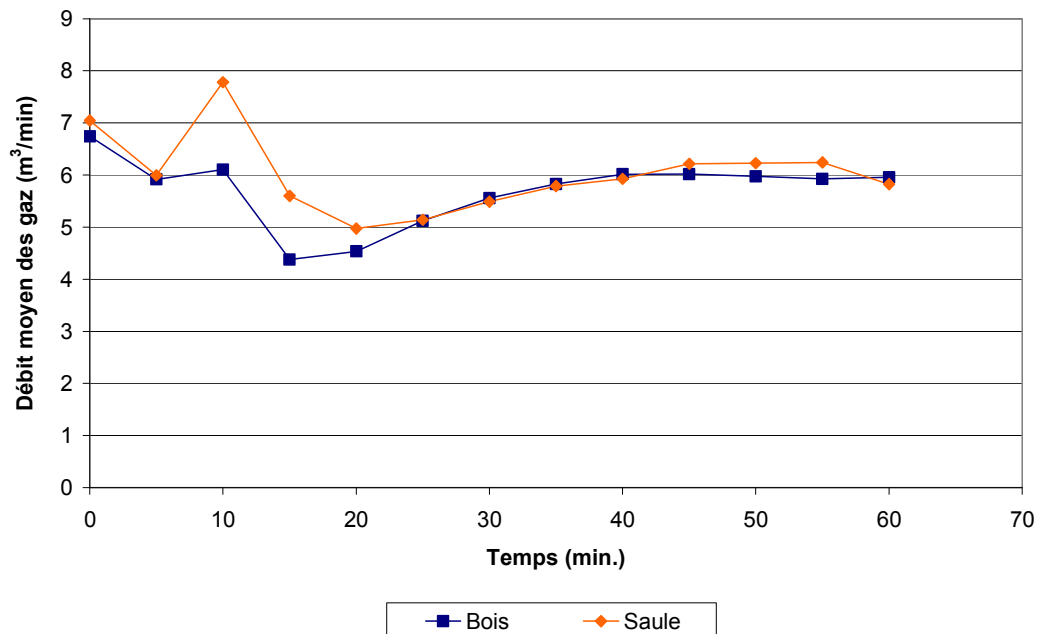


Figure 29. Profil des débits

L'alignement optique de l'opacimètre n'était pas adéquat lors des tests de l'appareil de moyenne capacité. Cependant, le tracé d'opacité permet de détecter des changements dans le signal négatif enregistré par le système d'acquisition de données. Ces changements correspondent grossièrement aux opérations de chargement de la fournaise, mais aucune valeur ne peut en être tirée.

Tous les profils de concentration des gaz présentés permettent de suivre les événements d'opération de la fournaise qui correspondent approximativement aux deux épisodes de variation des concentrations des gaz durant l'essai.

Quant au HCl, aucune quantité significative n'a été retrouvée dans l'effluent gazeux. Ainsi, les chlorures retrouvés dans les combustibles de départ ne semblent pas favoriser la formation de HCl.

Émissions issues de l'appareil commercial de grande capacité

Les figures suivantes illustrent les caractéristiques et les émissions gazeuses mesurées durant l'essai de combustion avec l'appareil de grande capacité. Le tracé d'opacité des fumées et le profil de concentration de l'O₂ sont présentés respectivement aux figures 30 et 31. Les figures 32 et 33 présentent respectivement le profil d'émissions du CO et du CO₂. Les émissions de NO₂, de NH₃, de SO₂ et de CH₄ ont été déclarées comme négligeables. Les tracés des débits des gaz sont présentés à la figure 34.

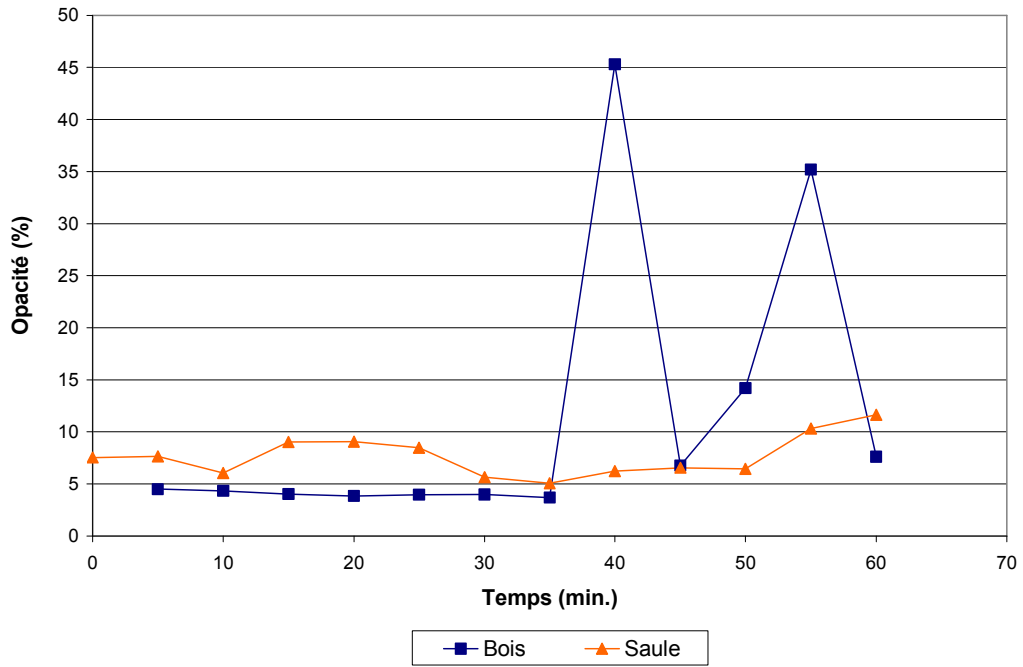


Figure 30. Profil de l'opacité des fumées

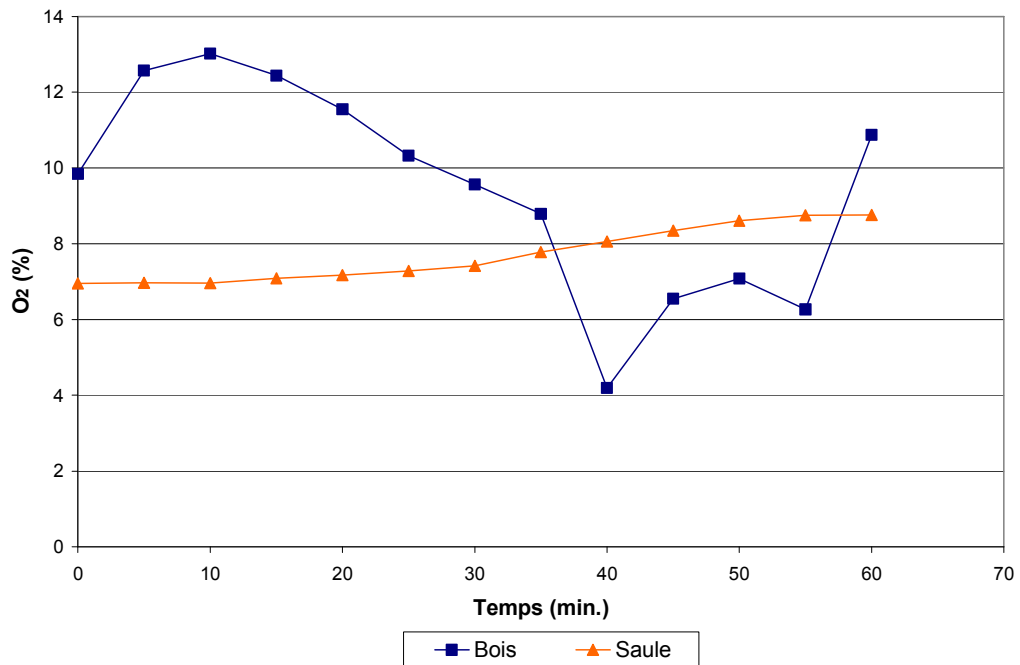


Figure 31. Concentration en oxygène

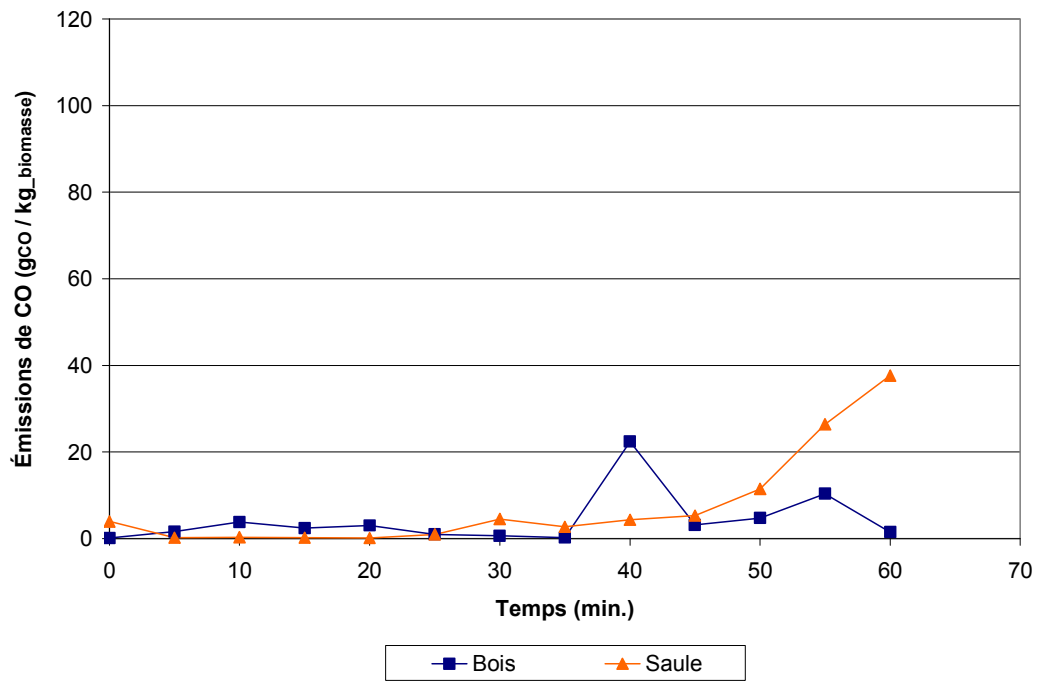


Figure 32. Émissions de CO

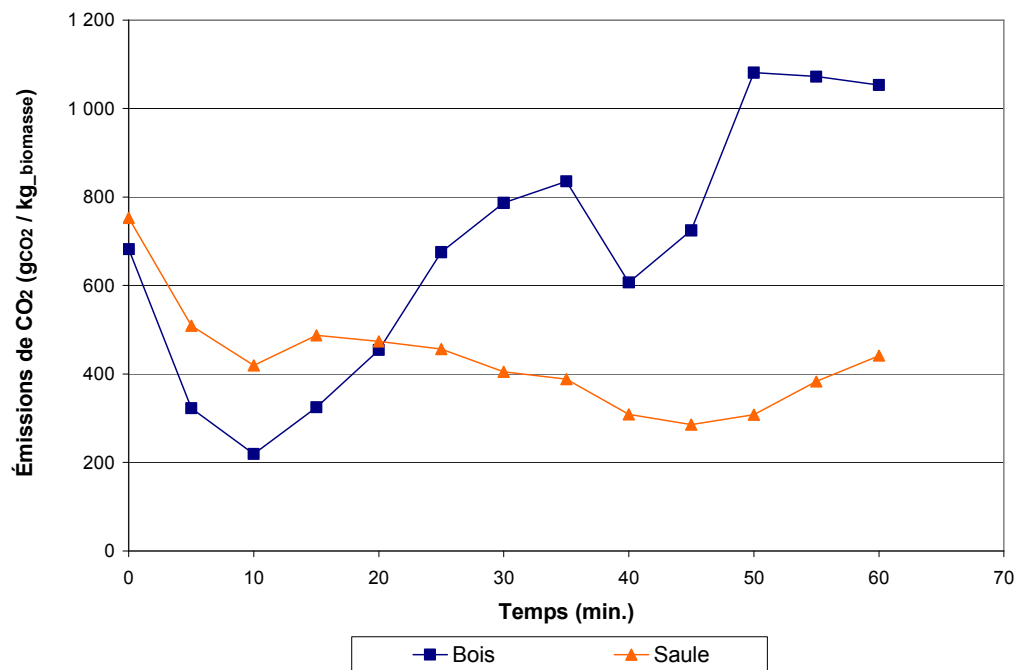


Figure 33. Émissions de CO₂

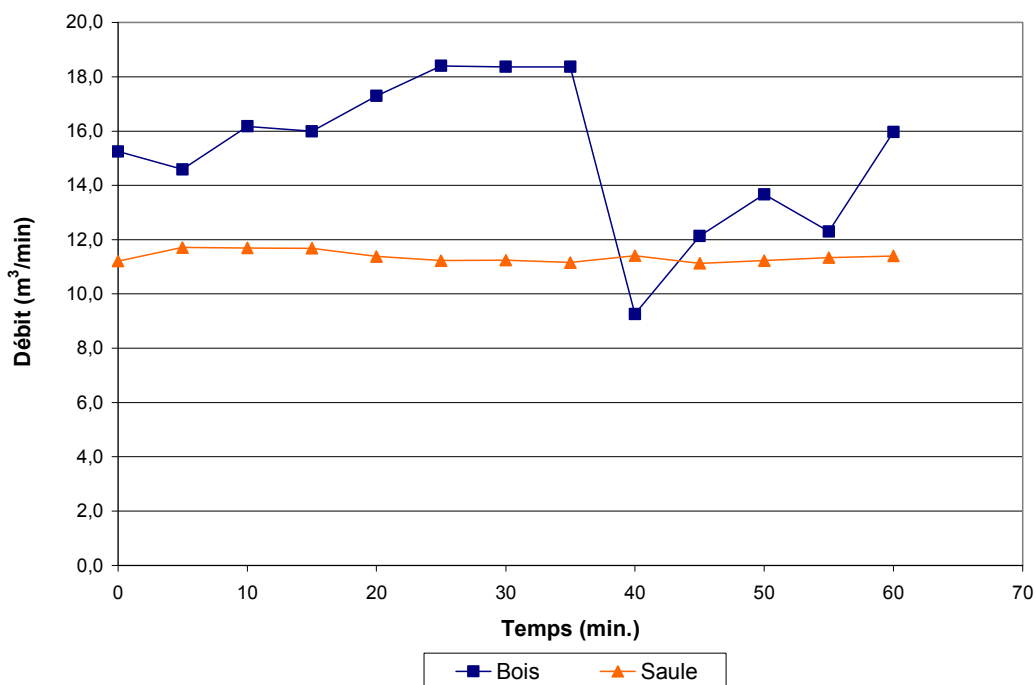


Figure 34. Profil de débits durant l'essai de combustion

Parmi tous les gaz recherchés, aucune quantité significative de N_2O , de NO_2 ou de HCl n'a été retrouvée dans l'effluent gazeux.

Pour le calcul des débits de gaz, le poids molaire humide du gaz a été calculé à 28,53 avec les valeurs moyennes des analyses effectuées durant la période de test considérée. La pression dans la cheminée a été posée égale à la pression atmosphérique, qui a été à son tour posée égale à la pression de référence de 76 cm de mercure dans le calcul des débits aux conditions de référence.

Dans les tracés des débits des gaz, l'écart inférieur à 10 % constaté entre les débits mesurés aux deux points de mesure est habituel. Cependant, puisque l'écart est presque toujours constant, le débit étant souvent plus élevé dans la cheminée qu'à la sortie de la bouilloire, d'autres considérations pourraient être envisagées pour expliquer l'écart. En effet, le positionnement des tubes de Pitot dans l'effluent n'était pas optimal. De plus, la bride d'accouplement du conduit avant le ventilateur n'était pas fixée assez solidement à la sortie du dépoussiéreur, ce qui aurait aussi pu créer des fuites vers la cheminée.

Les résultats d'évaluation semi quantitative des particules dans les effluents gazeux ne sont pas concluants. En effet, les teneurs mesurées ont été de 290 mg/m^3 à la sortie de la bouilloire et de 390 mg/m^3 à la cheminée, ce qui signifie une teneur plus élevée à la sortie du dépoussiéreur multi-cyclone. De plus, les particules recueillies ne sont pas semblables aux deux points de prélèvement. Celles prélevées à la sortie

de la bouilloire sont plus jaunâtres, suggérant des particules de bois imbrûlé, alors que celles prélevés à la cheminée sont plutôt noires (figure 35).

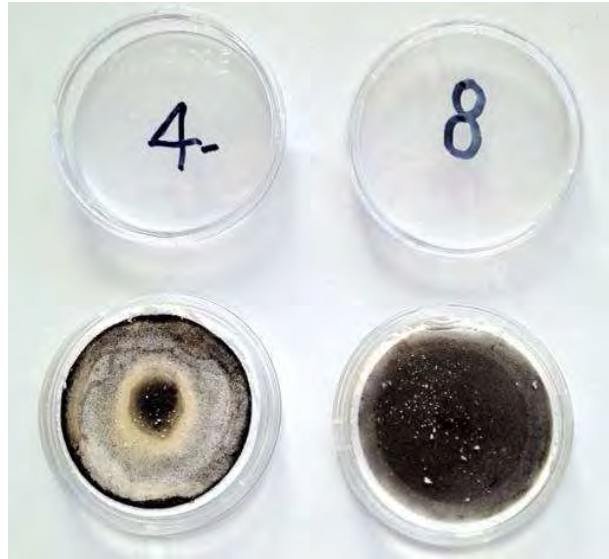


Figure 35 . Filtrés utilisés pour la mesure des particules à la sortie de la bouilloire (à gauche) et à la cheminée, après la sortie du dépoussiéreur (à droite)

5.4.3 Analyse des cendres

Les cendres de grille de la combustion du bois et du saule pour le poêle de moyenne capacité (293 kW) et la fournaise de grande capacité (1 MW) ont été analysées et comparées entre elles (tableau 24). Il faut remarquer que l'azote, l'un des fertilisants majeurs, diminue considérablement dans les cendres avec l'augmentation de la capacité de la fournaise. En effet, pendant la combustion, l'azote s'oxyde en composés gazeux (NO_x et N_2O), qui sont en fait des produits de combustion complète. Comme la fournaise de capacité supérieure entraîne une meilleure combustion, plus d'azote est oxydé et moins il en reste dans les cendres. Pour les autres nutriments, il y a certaines variations dans la composition des cendres sans qu'aucune tendance ne soit apparente. La même conclusion s'applique pour les métaux lourds alors que leur faible quantité dans les cendres rend difficile leur analyse et l'obtention d'une quelconque tendance. Enfin, dans la catégorie des autres composantes, il est possible de remarquer qu'à l'instar de l'azote, les contenus en C et en Cl des cendres de combustion dans une fournaise de plus grande capacité sont moins élevés, car la combustion est plus efficace. Dans le cas des autres composés, aucune relation n'est remarquée selon la capacité de la fournaise.

Tableau 24. Comparaison des cendres de bois et de saule issues des appareils des unités de combustion de moyenne et grand capacité

Capacité (kW)	Bois		Saule	
	293	1 000	293	1 000
Fertilisants (% b.s.)				
N	0,294	0,053	0,091	0,014
CaO	23,72	35,69	18,09	41,73
MgO	3,751	3,797	2,404	4,443
K₂O	6,719	7,042	5,864	12,101
P₂O₅	1,891	4,834	2,185	7,003
Na₂O	0,372	0,241	0,308	0,446
Métaux lourds (% b.s.)				
Cu	0,021	0,037	0,021	0,024
Zn	0,035	0,013	0,071	0,01
Co	0,003	0,013	0,003	0,003
Mo	0,001	0,001	0,001	0,000
Ni	0,015	0,006	0,011	0,002
Cr	0,024	0,006	0,019	0,003
Pb	0,001	0,000	0,001	0,000
Cd	0,000	0,000	0,000	0,000
V
Sr	0,085	0,097	0,055	0,107
Zr
Nb
Ba	0,177	0,102	0,092	0,106
Autres (% b.s.)				
C	31,3	4,55	8,74	1,04
Cl	0,042	0,02	0,023	0,000
SiO₂
Al₂O₃	1,325	2,881	1,124	3,237
Fe₂O₃	2,225	9,750	2,159	1,977
MnO	1,240	0,329	0,577	0,373
SO₃	0,532	1,579	0,688	1,654
B₂O₃	0,085	0,087	0,054	0,061

5.5 Discussion

Le tableau 25 résume les émissions de la combustion du bois et du saule issues des appareils utilisés autant en laboratoire que chez les partenaires. Dans la plupart des cas, les émissions de gaz sont plus élevées dans l'appareil de combustion de 293 kW que dans les autres appareils, particulièrement les émissions de CH₄, de CO, de CO₂ et de NO₂. Cela peut être attribuable au fait que cet appareil n'est pas adapté pour brûler des granules car, il a été conçu initialement pour brûler du bois sous forme de bûche. Le taux d'O₂ élevé dans les gaz de combustion confirme que l'oxygène a été amené en excès dans la chambre de combustion et n'a pas été utilisé efficacement pour oxyder complètement le carbone et l'azote. Toutefois, en excluant les données de cette unité de combustion, il apparaît que les émissions de CO sont plus faibles dans l'appareil de grande capacité comparativement au poêle de faible capacité, ce qui permet de constater une meilleure qualité de combustion.

Tableau 25. Résumé des émissions issues de la combustion du bois et du saule avec des appareils de différentes capacités

Biomasses Capacité de l'appareil	kW	Bois			Saule		
		17 ¹	293 ²	1000 ³	17 ¹	293 ²	1000 ³
Capacité évaluée	kW	17	95	400	17	95	400
T.C.*	kg/h	2,09	18,10	108	2,06	15,20	125
CO	g/kg	9,51	66,77	4,23	17,80	174,04	7,57
CO ₂	g/kg	1 135	1 756	680	1 079	2 256	432
NO ₂	g/kg	0,05	0,58	0,00	0,16	0,68	0,00
N ₂ O	g/kg	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
SO ₂	g/kg	0,35	0,16	0,25	0,38	0,76	0,06
HCl	g/kg	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
CH ₄	g/kg	0,10	2,25	0,37	0,24	5,08	0,19
NH ₃	g/kg	0,03	0,04	0,01	0,00	0,14	0,05
H ₂ O	%	4,7	6,5	5,6	4,2	5,6	2,6
O ₂	%	16,5	19,0	9,5	17,1	20,2	7,7
Opacité	%	3,7	-	11,5	1,7	-	7,7

*T.C. : taux de combustion; ¹ Laboratoire de l'IRDA; ² Chez Sequoia Industries; ³ Chez Combustion Expert inc.

Les émissions de NH₃ et de SO₂ sont faibles et équivalentes pour tous les appareils de combustion. Les émissions de N₂O et de HCl sont souvent nulles dans tous les appareils.

Le tableau 26 regroupe la composition chimique des cendres issues de la combustion du bois et du saule selon la capacité des unités de combustion. Il a été

possible de constater que plus la capacité de l'appareil est grande, moins il reste de C et de N dans les cendres. Le Cl, dont la proportion dans le saule et le bois est très faible, présente aussi le même comportement. Cela permet de conclure que l'efficacité de la combustion est plus grande lorsque l'unité de combustion est d'une capacité supérieure. Toutefois les émissions gazeuses liées à ces éléments ne furent pas plus importantes dans l'appareil de grande puissance. Enfin, la capacité n'a aucun impact apparent sur les autres composés.

Il est à noter que des difficultés importantes ont été rencontrées durant chacun des tests. En laboratoire, les défis étaient principalement la mesure du débit des gaz sortant de la cheminée. En effet, les faibles vitesses et les conditions particulières dans la cheminée (températures élevées et grand flux de particules et poussières) restreignaient les possibilités de réaliser des mesures précises. Quant aux analyses effectuées chez les entreprises commerciales, les principales difficultés furent causées par (1) les grandes quantités de biomasse nécessaires ; (2) les différentes conditions d'opération des appareils de combustion (alimentation continue ou en lots du combustible vers la chambre de combustion) et (3) l'infrastructure disponible sur les lieux d'installation des appareils, laquelle fut inadéquate en limitant la bonne utilisation des instruments de mesure.

Ces difficultés suggèrent que les méthodes d'analyse de gaz pour la combustion de la biomasse sont à revoir afin d'uniformiser les conditions de combustion et pallier aux différentes contraintes. Étant donné la facilité de contrôle de différentes variables ainsi que les faibles quantités de combustible requis dans les tests à l'échelle de laboratoire, il est fortement recommandé dans un premier temps, de réaliser ce type d'analyse

Tableau 26. Comparaison des cendres de bois et de saule selon la capacité de l'unité de combustion

Capacité (kW)	Bois			Saule		
	17,58	293	1000	17,58	293	1000
Type	grille	grille	grille	grille	grille	grille
Fertilisants (% b.s.)						
N	0,3	0,29	0,05	0,3	0,09	0,01
CaO	19,7	23,72	35,69	30,2	18,10	41,73
MgO	3,7	3,75	3,80	3,6	2,40	4,44
K₂O	5,0	6,72	7,04	11	5,86	12,10
P₂O₅	1,8	1,89	4,83	5,1	2,19	7,00
Na₂O	1,1	0,37	0,24	1	0,31	0,45
Métaux lourds (% b.s.)						
Cu	0,03	0,02	0,04	0,02	0,02	0,02
Zn	0,14	0,04	0,01	0,19	0,07	0,01
Co	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00
Mo	.	0,00	0,00	.	0,00	0,00
Ni	0,08	0,02	0,01	0,02	0,01	0,00
Cr	0,17	0,02	0,01	0,04	0,02	0,00
Pb	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cd	.	0,00	0,00	.	0,00	0,00
V	0,00	.	.	0,00	.	.
Sr	0,05	0,09	0,10	0,08	0,06	0,11
Zr	0,01	.	.	0,02	.	.
Nb	0,00	.	.	0,00	.	.
Ba	0,13	0,18	0,10	0,09	0,09	0,11
Autres (% b.s.)						
C	41,7	31,30	4,55	13,1	8,74	1,04
Cl	0,1	0,04	0,02	0,1	0,02	0,00
SiO₂	6,7	.	.	17,2	.	.
Al₂O₃	1,5	1,33	2,88	3,1	1,12	3,24
Fe₂O₃	4,2	2,23	9,75	1,7	2,16	1,98
MnO	1,79	1,24	0,33	0,3	0,58	0,38
SO₃	1,4	0,53	1,58	1,7	0,69	1,65
B₂O₃	.	0,09	0,09	.	0,05	0,06

6. Émissions d'odeurs provenant de la combustion et de l'entreposage de la biomasse

6.1 Mise en contexte et objectifs

Dans le cadre du présent projet de recherche visant la valorisation de biomasses agricoles et l'évaluation des émissions produites par leur combustion, il est apparu que l'utilisation de biomasses agricoles pouvait entraîner des émissions d'odeurs différentes de celles du bois et, par conséquent, pourrait peut-être engendrer une problématique de cohabitation.

Afin que ces biomasses alternatives soient intéressantes aussi bien d'un point de vue énergétique que social, ainsi que pour donner suite à une demande du ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), le présent volet du projet a été mis en place. Il visait à étudier le potentiel des biomasses à créer des inconforts par le biais des odeurs émises durant l'entreposage et lors de la combustion.

Les objectifs de ce volet sont : (1) de développer une méthode reproductible pour la mesure et l'échantillonnage des odeurs des biomasses à l'entreposage, et (2) de quantifier, d'évaluer et de comparer les émissions odorantes provenant de l'entreposage et de la combustion des différentes biomasses agricoles sélectionnées.

6.2 Protocole expérimental

6.2.1 Échantillonnage de l'air provenant de la combustion de la biomasse

La revue de la littérature n'a pas permis de trouver d'étude scientifique portant sur l'analyse ou la comparaison des odeurs produites lors de la combustion de la biomasse. Afin d'évaluer cet aspect, des échantillons de gaz ont été prélevés directement à la cheminée lors des tests de combustion à l'échelle laboratoire (poêle de 17 kW). Cet échantillonnage a été réalisé pour une seule puissance (celle ayant le niveau de CO le plus bas) et pour chaque biomasse. Un échantillon a donc été recueilli pour chaque séance de combustion. Au total, trois répétitions pour chacune des biomasses ont été évaluées selon un dispositif complètement aléatoire.

Les échantillons étaient récoltés à l'aide d'un système de pompage de type poumon à pression négative dans des sacs étanches en Nalophane® à l'aide d'une sonde introduite dans la cheminée du poêle (figure 36). L'échantillonnage s'est effectué

une heure après l'installation d'un régime de combustion, temps nécessaire pour la stabilisation de la réaction dans le poêle. Avant l'échantillonnage, une attention spéciale a été portée au rinçage de la conduite en pompant les gaz pendant une minute afin d'éviter la dilution de l'échantillon. La durée de l'échantillonnage fut aussi d'une minute. Les sacs ont été analysés par la suite dans les 36 heures suivant l'échantillonnage.



Branchement du sac vide dans le poumon



Insertion de la sonde d'échantillonnage



Remplissage du sac



Récupération de l'échantillon

Figure 36. Système d'échantillonnage des gaz pour l'analyse d'odeurs

6.2.2 Échantillonnage de l'air provenant de l'entreposage de la biomasse

Puisqu'il est connu que la circulation des odeurs dans les bâtiments commerciaux utilisés pour l'entreposage est assurée par le système de ventilation (Pelletier et al., 2004), un montage à petite échelle simulant une aire d'entreposage ventilée a été développée (figure 37-a). L'entrepôt de granules simulé consiste en un sac étanche en Nalophane® dans lequel a été introduite une quantité spécifique de biomasse granulée. Le Nalophane®, utilisé souvent dans les analyses d'olfactométrie, est un matériel inodore qui garantit la non-adsorption des odeurs.

Afin de simuler dans le montage la ventilation d'un entrepôt, un débit d'air de 5 LPM a été circulé à travers le sac à l'aide d'une pompe (figure 37-b). Ce taux de changement d'air a été calculé selon le taux recommandé ($0,75 \text{ L/s/m}^2$) par l'ASHRAE (Standard 62-2001) pour les entrepôts réels. Un filtre de carbone a été installé entre la pompe et l'entrepôt de granules pour empêcher les particules fines et les gaz d'atteindre l'air dans le système. Ensuite, l'air sortant du montage a été collecté dans un sac d'échantillonnage pour ensuite être analysé (figure 37-c). Tout comme pour le protocole d'échantillonnage des odeurs issues de la combustion, les sacs collectés à cette étape étaient analysés dans les 36 heures suivant l'échantillonnage. Les sacs d'échantillonnage (25 L) sont étanches et confectionnés au laboratoire de l'IRDA avec des matériaux respectant la norme EN 13725 (CEN, 2003).

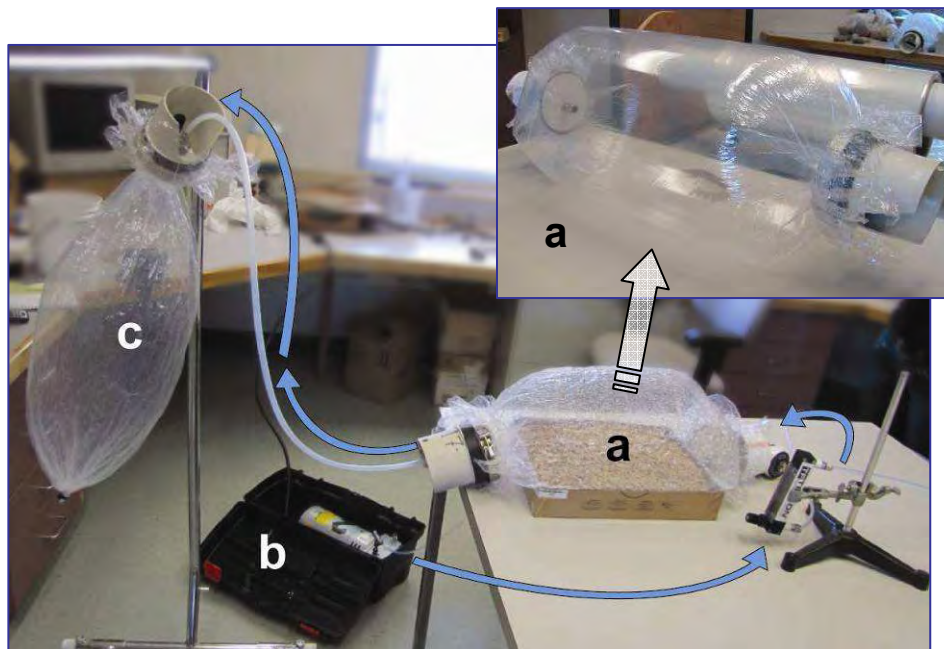


Figure 37. Montage de la simulation d'une aire d'entreposage pour l'analyse d'odeurs

6.3 Mesure de la concentration et du caractère hédonique de l'odeur

L'évaluation de la concentration en odeurs a été réalisée à l'aide d'un olfactomètre à dilution dynamique (modèle Odile, Odotech) conformément à la norme EN 13 725 (CEN, 2003). Ce laboratoire compte six postes de flairage installés dans une remorque fermée de 7,32 m de longueur. Cet appareil permet la dilution au seuil de perception olfactif par choix triangulaire permettant d'évaluer la concentration d'odeur d'un échantillon odorant ainsi que le seuil de perception olfactif d'échantillon gazeux odorant. Pour la sélection et l'entraînement des membres du panel d'évaluateurs, une évaluation du seuil de perception au butanol est assurée.

L'évaluation du caractère hédonique (caractère plaisant ou déplaisant) d'une odeur est déterminée d'une façon qualitative par les panelistes en attribuant une note sur une échelle numérique de -5 (très désagréable) à 5 (très agréable). Cette évaluation peut être réalisée avec l'échantillon pur ou à une dilution connue de façon à déterminer l'évolution de la perception en fonction de la dilution.

6.4 Calcul des émissions d'odeurs

Le calcul des émissions d'odeurs dans le cas de la combustion se fait par la formule :

$$E = (C_{od} * Q) / (PC * T.C.) \quad \text{Éq. 6.1}$$

Où : E = émission d'odeurs (UO_E/MJ);
 C_{od} = concentration d'odeurs (UO_E/m³);
 Q = débit d'air à la cheminée (m³/min);
 PC = pouvoir calorifique de la biomasse (MJ/kg);
 T.C. = taux de combustion (kg/min)

Le calcul de l'émission à l'entreposage se fait comme suit :

$$E = (C_{od} * Q_e) / (PC * Q_t) \quad \text{Éq. 6.2}$$

Où : Q_e = le débit d'air dans l'entrepôt (m³/min) ;
 Q_t = la quantité de granules dans l'entrepôt (kg).

6.5 Résultats

6.5.1 Concentration d'odeur et caractère hédonique lors de la combustion de la biomasse

Le tableau 27 présente les concentrations d'odeurs telles qu'évaluées par olfactométrie et ce, pour les différents types de biomasse. Les moyennes y sont présentées ainsi que les intervalles de confiances à 90%. La valeur la plus faible est obtenue pour le panic érigé avec une moyenne de 956 UO_E/m³, alors que la valeur la plus élevée est obtenue pour la fraction solide de lisier de porc avec une moyenne de 2 024 UO_E/m³. Les valeurs de concentrations d'odeurs pour le saule et le bois sont respectivement de 1 097 et de 1 492 UO_E/m³.

Tableau 27. Concentrations d'odeurs moyennes lors de la combustion de la biomasse

Biomasses	Concentration d'odeurs (UO _E /m ³)			Caractère hédonique
	Moyenne	Borne inférieure	Borne supérieure	
Bois	1 492	588	3 784	-1,05 a
FSLP	2 024	944	4 342	-2,1 a*
Panic érigé	956	443	2 063	-0,83 a
Saule	1 097	514	2 337	-1,17 a

FSLP : fraction solide de lisier de porc; Bornes des intervalles de confiance à 90 %

* Tendence à être significativement différente ($\alpha=0,05$).

Les résultats obtenus quant aux caractères hédoniques se situent dans les valeurs négatives associées à des odeurs désagréables. L'échelle d'évaluation se situe entre -5 et 5, mais aucun panéliste n'a donné une cote inférieure à -4 ou supérieure à 2 pour les échantillons de gaz.

Le test exact de Fisher démontre qu'il n'y a pas d'association entre le caractère hédonique et le type de biomasse. Toutefois, un rapport de cotes (OR) élevé pour le contraste «FSLP vs autres» ($OR = 4,5$) a été relevé significatif que le risque de trouver l'odeur de combustion désagréable plutôt qu'agréable est 4,5 fois plus élevé pour FSLP que pour les autres biomasses. La probabilité observée pour ce contraste est près du seuil de signification ($P = 0,0548$). Les tests des effets fixes n'ont révélé aucun d'effet significatif du type de biomasse sur le log des unités d'odeurs à la combustion. En effet, aucun des contrastes entre les types de biomasse n'a été significatif. Il n'y a donc pas d'association entre le type de biomasse et le caractère hédonique à la combustion, ce qui permet de penser que les panélistes ne sont pas particulièrement dérangés par un type précis de biomasse.

6.5.2 Émission d'odeurs lors de la combustion de la biomasse

Les émissions d'odeurs par la combustion des biomasses sont rapportées dans le tableau 28. Il ressort que les émissions varient de 1 225 UO_E/MJ pour le saule à 2 937 UO_E/MJ pour la fraction solide de lisier de porc (FSLP). Les bornes varient de 78 à 826 et de 982 à 10 447 UO_E/MJ pour les bornes inférieure et supérieure, respectivement.

Tableau 28. Émissions des odeurs provenant de la combustion de la biomasse

Biomasses	Émission d'odeurs (UO _E /MJ)		
	Moyenne	Borne inférieure	Borne supérieure
Bois	1 390 a	295	6 558
FSLP	2 937 a	826	10 447
Panic érigé	1 245 a	349	4 447
Saule	1 225 a	78	982

FSLP : fraction solide de lisier de porc. Bornes des intervalles de confiance à 90 %.

Aucune différence significative n'a été rapportée du côté des émissions d'odeurs par l'étude du contraste entre les différentes biomasses agricoles et le bois. De ce fait, les émissions d'odeurs des différentes biomasses ne diffèrent pas de celles de la combustion du bois, ce qui permettrait leur utilisation comme combustible au même titre que le bois.

Pour l'analyse des logs des émissions d'odeurs à la combustion, il est possible de remarquer que la majorité des biomasses ont des valeurs, à l'échelle logarithmique, entre 5 et 11, à l'exception du saule qui obtient des valeurs entre 0 et 11. Or, pour le test d'association entre le caractère hédonique et le type de biomasse, il s'est avéré que la fraction solide du lisier de porc a donné un rapport de cote un peu élevé par rapport aux autres biomasses sans pour autant être significativement différent.

6.5.3 Concentration d'odeur et caractère hédonique lors de l'entreposage des biomasses

En moyenne, l'évaluation des odeurs des granules a donné 1 209 UO_E/m³ pour le bois, 530 UO_E/m³ pour le panic érigé, 478 UO_E/m³ pour le FSLP et 279 UO_E/m³ pour le saule (tableau 29). Globalement, il n'y a pas d'effets significatifs du type de biomasse sur les concentrations d'odeurs à l'entreposage ($P = 01749$). Cependant, l'étude des contrastes révèle une différence légèrement significative entre les logs

UO_E/m^3 des granules de bois et de saule ($P = 0,0356$). Par contre, aucune différence significative n'a été rapportée entre le bois et la FSLP et le panic érigé).

Tableau 29. Moyennes ajustées au modèle pour les évaluations d'unités d'odeurs et bornes d'un intervalle de confiance à 90 %, par biomasse

Biomasses	Concentration d'odeurs (UO_E/m^3)			Caractère hédonique
	Moyenne	Borne inférieure	Borne supérieure	
Bois	1 209	555	2 631	-0,07 a
FSLP	478	223	1 024	-0,13 a
Panic érigé	531	244	1 156	0,27 a
Saule	279	130	597	0,03 a

FSLP : fraction solide de lisier de porc. Bornes des intervalles de confiance à 90 %.

En ce qui concerne le caractère hédonique des échantillons provenant de l'entreposage, il a été observé que le saule et le panic érigé ont obtenus des cotes variant de -3 à 3 alors que le bois et la FSLP ont obtenus des cotes situées entre -2 et 2. Le test d'association entre le caractère hédonique et le type de biomasse donne une valeur de probabilité ($P = 0,6852$). Il n'y a donc pas d'association significative entre le type de biomasse et le caractère hédonique, ce qui permet de penser que les panélistes ne sont pas particulièrement dérangés par un type précis de biomasse.

6.5.4 Émissions d'odeurs provenant de l'entreposage des biomasses

Les moyennes des émissions des odeurs de granules à l'entreposage sont données dans le tableau 30. Les émissions moyennes varient de 0,026 à 0,085 $UO_E/min MJ$, respectivement pour le saule et le bois. En effet, il ressort que le bois a toujours les émissions d'odeurs les plus importantes.

L'évaluation des contrastes ne détecte aucune différence significative entre les émissions des différentes biomasses à l'entreposage. Toutefois, le contraste entre le bois et le saule s'approche du seuil de signification ($P = 0,0508$). Aucun autre contraste n'est à souligner. L'étude du contraste de la FSLP par rapport aux autres biomasses n'a pas révélé de différences significatives ($P = 0,6870$).

Tableau 30. Moyennes des émissions des odeurs à l'entreposage

Biomasses	Émissions d'odeurs (UO _E /mn/MJ)		
	Moyenne	Borne inférieure	Borne supérieure
Bois	0,085 a	0,039	0,185
FSLP	0,043 a	0,020	0,093
Panic érigé	0,065 a	0,030	0,143
Saule	0,026 a*	0,012	0,057

FSLP : fraction solide de lisier de porc. Bornes des intervalles de confiance à 90 %.

* Tendance à être significativement différente ($\alpha=0,05$).

6.6 Discussion

Cette étape du projet visait à vérifier l'hypothèse selon laquelle les biomasses agricoles, durant l'entreposage et lors de la combustion directe, entraînent des émissions d'odeurs différentes de celles du bois et causent des inconforts odorants. En effet, la biomasse agricole pourrait peut-être engendrer une problématique de cohabitation causée par l'émission d'odeurs non plaisantes et ce, pour plusieurs des étapes de la chaîne de production.

La présente étude a permis d'établir l'inexistence de différences statistiquement significatives entre les odeurs émises par la combustion du bois et la FSLP, le panic érigé et le saule. Toutefois, et ce pour la combustion et pour l'entreposage, selon les résultats obtenus, la fraction solide de lisier de porc a une tendance à créer des émissions d'odeurs ayant une concentration et un caractère hédonique négatif plus importants que les autres biomasses, particulièrement lors de la combustion.

En résumé l'entreposage, la manutention et la transformation par combustion des biomasses agricoles évaluées ne causeraient pas d'ennuis olfactifs plus grands que la combustion du bois. Ainsi, d'un point de vue de la cohabitation, la valorisation de ces biomasses pour la production de l'énergie est envisageable.

7. Avenues pour la valorisation des cendres

La production de cendres provenant des différents processus de transformation thermo-chimiques de la biomasse peut devenir une importante source de pollution si aucun plan de disposition et de valorisation n'est élaboré. Par conséquent, les composants des cendres peuvent être séparés en trois catégories : les éléments fertilisants pour les plantes, les métaux lourds et les autres composés.

Dans un premier temps, les cendres provenant de la combustion de la biomasse sont pour la plupart valorisées sous forme d'engrais dans les champs ou dans les milieux forestiers. En effet, les cendres contiennent une quantité considérable de nutriments pour les plantes tels que le potassium (K) et le phosphore (P), ou comme amendement calcique en mettant en profit leur teneur en calcium (Ca). Cependant, cette application est limitée, car de faibles quantités doivent être ajoutées aux sols pour éviter la pollution par lessivage de certains éléments. Le soufre (S), un élément présent en faible quantité dans les cendres, peut aussi agir en tant que nutriment. C'est pourquoi la fertilisation des terres s'avère une avenue intéressante pour la valorisation des cendres.

Dans un deuxième temps, les métaux lourds, qui à l'inverse des éléments fertilisants, peuvent être une source importante de contaminants si les cendres sont utilisées comme engrais. En effet, certains de ses éléments sont déjà présents en trop grande quantité dans le sol. Quoique, les cendres contiennent quelques métaux lourds classés dans la catégorie des oligo-éléments qui sont essentiels pour la plante en petite quantité, p.ex. le zinc (Zn), le cobalt (Co), le cuivre (Cu) et le molybdène (Mo). Ces derniers ne sont présents qu'en très faible quantité dans les cendres.

Enfin, la catégorie des autres composés comprend entre autres le C et le Cl qui sont considérés ici comme étant des sources de contamination. Selon les normes de plusieurs pays, le contenu en C des cendres ne doit pas excéder 5 % (b.s.) afin qu'elles soient utilisées comme engrais sur les terres agricoles et forestières parce que les HAP, les dioxines et les furanes sont adsorbées sur le carbone non brûlé (Van Loo et Koppejan, 2008). De même, le contenu en Cl doit être faible, car il est associé à la formation de dioxines et de furanes. Le silicium (Si) est neutre d'un point de vue écologique et il peut améliorer la structure du sol. L'aluminium (Al) est aussi neutre d'un point de vue écologique si le pH du sol est plus grand que 3,8. Autrement, il est soluble dans l'eau et peut causer des dommages aux plantes lorsque des ions Al_3^+ sont relâchés (Van Loo et Koppejan, 2008).

De plus, il y aurait des inquiétudes quant au contenu des cendres, particulièrement les cendres volantes, en polluants organiques tels les PCDD, les PCDF et les HAP. Les cendres de grille, ayant été soumises à des températures plus élevées pendant un temps de résidence plus grand, sont moins sujettes à contenir ce type de polluants. Étant donné que les polluants organiques sont des produits de la combustion incomplète, il est d'usage courant de fixer une limite maximale

d'imbrulés dans les cendres volantes avant d'approuver leur utilisation (Van Loo et Koppejan, 2008).

Ainsi, d'autres débouchés pour les cendres doivent être étudiés. Des études portent actuellement sur le mélange des cendres à des déchets tels que des eaux de lavage pour produire un compost utilisable en foresterie et en agriculture. Toujours dans le domaine agronomique, les cendres pourraient servir de molluscicide (produit destiné à la destruction des mollusques, escargots, limaces, etc.) pour les cultures maraîchères.

Lorsqu'il est inapproprié d'utiliser les cendres en tant qu'amendements agronomiques ou forestiers, d'autres options sont possibles. Les cendres, grâce à leur densité et leur propriété pouzzolanique (c.-à-d., l'aptitude à former, par mélange avec de la chaux à la température ordinaire, des composés ayant des propriétés hydrauliques), peuvent être utilisées comme matériau de construction pour les routes (Van Loo et Koppejan, 2008). En effet, l'utilisation des cendres dans les sous-couches de la chaussée peut permettre de compléter la granulométrie d'un matériau pauvre en fraction fine. Les cendres sont également utilisées dans les matériaux de terrassement (Afechkar et Nahhass, 2012).

L'utilisation des cendres provenant de la combustion de la biomasse dans le ciment, matériel de base du béton, peut être une alternative intéressante d'un point de vue environnemental. Les cendres peuvent alors être considérées comme un liant de substitution. L'ajout des cendres dans le béton s'avère être bénéfique en raison de certaines caractéristiques. D'abord, l'effet pouzzolanique des cendres permet la formation de silicate de calcium hydraté qui contribue au renforcement du béton à long terme. De plus, les cendres permettent une meilleure résistance face au cycle de gel-dégel en augmentant la quantité d'air occlus à l'intérieur du béton (Johnson et al., 2010). Des adjuvants entraîneurs d'air sont généralement ajoutés à la préparation. La présence de cendres volantes augmente les besoins en air occlus, car les cendres, composées de particules de carbone, entrent en compétition avec les adjuvants entraîneur d'air, ce qui augmente leur capacité d'action. Cependant, si les cendres contiennent peu de carbone, et si des adjuvants entraîneurs d'air sont en grande quantité, alors les cendres perdent leur effet d'augmentation de l'air occlus.

Présentement, les cendres volantes de la combustion du charbon sont utilisées fréquemment dans la production du ciment. Le Si, l'Al, le Fe et le S sont des composés ciblés par les normes sur les cendres constituant le ciment telles par exemple par la norme Américaine ASTM (C618) et la norme Européenne harmonisée EN 450. Cependant, la norme ASTM (C618) limite l'utilisation des cendres de la biomasse comme constituant du ciment en raison de leur composition chimique particulière. Les cendres volantes qu'il est possible d'utiliser dans le béton, sont celles de la Classe C spécifiée par les deux normes. En fait, seules les cendres volantes de la biomasse forestière peuvent être permises. L'addition de cendres de biomasses agricoles est interdite, car ces dernières ne répondent pas aux normes.

Une étude comparative visant la faisabilité d'utiliser les cendres des différentes biomasses évaluées au cours de la présente étude, dans des matériaux à base de ciment a été réalisée par Palacios et al. (2011). À la suite de la comparaison des cendres avec les paramètres exigés par la norme ASTM, il a été conclu que les cendres volantes ne rencontrent pas les valeurs minimales exigées en termes de teneurs en Si, Al, Fe et S. Quant aux cendres de grille, seules les cendres de panic érigé ont des valeurs acceptables en regard des exigences, ce qui les rend potentiellement utilisables dans les matériaux fabriqués en béton.

En résumé, les cendres des biomasses agricoles peuvent être utilisées en tant que fertilisant agricole et forestier ainsi que pour l'amendement calcique du sol mais, dans tous les cas, en faible quantité. Par ailleurs, elles sont actuellement utilisées pour des applications très spécifiques (p. ex. comme molluscicide pour les cultures maraîchères) demandant aussi de très faibles quantités. Enfin, des grandes quantités pourraient être utilisées dans le domaine de la construction, comme c'est présentement le cas pour les cendres issues de la combustion du charbon. Cependant, les cendres de la biomasse ont un faible potentiel à être utilisées comme ajout dans les ciments en raison de leur composition.

8. Analyse technico-économique

8.1 Contexte

L'une des caractéristiques du système des prix est que la demande pour un bien est fonction du prix d'un bien substitut, en plus d'autres facteurs comme le prix du bien principal, le prix des biens complémentaires et le niveau de revenus (Lipsev et al., 1994). En effet, lorsque le prix d'un bien substitut diminue (augmente), la demande pour le bien principal diminue (augmente) aussi, toute chose étant égale par ailleurs. Par exemple, ce phénomène est observé dans l'agroalimentaire lorsque le prix d'une céréale influence la demande pour une autre céréale, si les deux peuvent être substituées dans la ration alimentaire des animaux d'élevage.

Ce principe de substitution des biens est à la base de l'analyse économique de ce projet. Les biomasses qui ont fait l'objet des essais de combustion peuvent être des substituts entre elles, comme avec d'autres combustibles. L'analyse économique consiste donc à établir une valeur de remplacement à laquelle les différentes biomasses deviennent concurrentielles avec des combustibles plus conventionnels et ce, dans le contexte du chauffage des serres par exemple. Dans les lignes qui suivent, cette valeur de remplacement est nommée plus précisément valeur de remplacement maximale (VRM). Les combustibles de référence auxquels ont été comparées les granules de biomasse sont le mazout léger et les résidus forestiers.

Les lignes suivantes présentent également la méthodologie utilisée ainsi que les paramètres généraux et ceux des quatre scénarios de production qui ont servi aux fins de l'analyse. Par la suite, les résultats de l'analyse sont présentés, en plus de l'analyse de sensibilité. L'analyse se termine par une discussion sur le potentiel de développement du marché des granules de biomasse comme combustible dans les serres. Mais avant de passer aux sections suivantes, il importe de préciser aux lecteurs que cette analyse ne saurait être appliquée à des situations particulières de projet de conversion de système de chauffage des serres. En effet, tout projet de conversion doit reposer d'abord et avant tout sur un audit énergétique réalisé par des professionnels compétents en la matière. L'analyse actuelle se veut davantage une référence générale pour les intervenants intéressés à l'utilisation de la biomasse pour le chauffage des serres.

8.2 Méthodologie et paramètres utilisés

Valeur de remplacement maximale (VRM)

L'analyse économique repose essentiellement sur le calcul de la VRM que le producteur en serre pourrait payer pour des granules de biomasse dans un projet de conversion du système de chauffage. L'équation pour déterminer cette valeur se présente comme suit :

$$VRM = \left(\frac{C_c}{U_g} \right) - C_{ie}$$

Où :

VRM : Valeur de remplacement maximale ;

C_c : Coût de chauffage au combustible conventionnel (mazout léger ou résidus forestiers) ;

U_g : Consommation équivalente totale en granules de biomasse (basée sur le pouvoir calorifique de chaque biomasse) ;

C_{ie} : Coût d'investissement et d'exploitation de conversion au nouveau système de chauffage.

Ce calcul est fait pour tous les scénarios de conversion, lesquels sont présentés au tableau 31.

Tableau 31. Scénarios de conversion de combustible

	granules de bois (BO)
Du mazout léger aux...	granules de panic érigé (PE)
	granules de saule à croissance rapide (SCR)
	granules de fraction solide de lisier de porc (FSLP)
	granules de bois (BO)
Du résidu forestier (copeaux de bois) aux...	granules de panic érigé (PE)
	granules de saule à croissance rapide (SCR)
	granules de fraction solide de lisier de porc (FSLP)

Paramètres spécifiques des scénarios de production en serre

Tel qu'expliqué dans les lignes précédentes, la VRM a été calculée selon chaque scénario de conversion du système de chauffage. À ces scénarios s'ajoutent ceux de la production en serre. Ces scénarios visent à présenter l'analyse selon différentes superficies en production et différents contextes régionaux. Ces facteurs sont

cruciaux dans le calcul de la consommation énergétique totale, exprimée en mégajoules (MJ) sur la base de la consommation de mazout léger (CRAAQ, 2009). De plus, la distribution régionale a un effet, bien que minime, sur le prix du mazout léger (Régie de l'énergie du Québec, 2010).

Les prix du mazout léger utilisés sont la moyenne des prix entre janvier et avril de chacune des années 2009, 2010 et 2011, telle que publiée par la Régie de l'énergie du Québec. Pour ce qui est du prix des résidus forestiers, celui-ci est établi à 100 \$/tonne de matière anhydre (TMA), pour la région de Montréal, et de 75 \$/TMA pour les régions de Québec et de Mont-Joli. Cette différence du prix des résidus forestiers tient compte d'une disponibilité de la matière plus grande en région périphérique et du coût de transport plus élevé pour obtenir des résidus forestiers dans la région de Montréal. Les scénarios de production serricole et leurs principales caractéristiques sont tels que présentés au tableau 32.

Tableau 32. Scénarios de production serricole

Scénarios de production	Superficie totale (m²)	Consommation énergétique totale (MJ)	Prix moyen de détail du mazout léger (\$/l)
Serre individuelle de la région de Montréal (Mi)	2 500	8 006 985	0,81
Serre jumelée de la région de Montréal (MJ)	5 000	14 195 790	0,81
Serre jumelée de la région de Québec (Qj)	3 000	10 132 857	0,84
Serre individuelle de la région de Mont-Joli (MJi)	1 500	6 293 700	0,81

Paramètres généraux

Les paramètres généraux s'appliquent indifféremment à tous les scénarios de conversion et de production et sont de nature technique et financière. Sur le plan technique, la période de chauffage des serres est de quatre mois et demi en considérant la période de la mi-février à la fin juin. Le pouvoir calorifique des combustibles conventionnels utilisé est de 31,08 MJ/l pour le mazout léger et de 12,88 MJ/kg b.s. pour les résidus forestiers (CRAAQ, 2009). Concernant le pouvoir calorifique des granules de biomasse, les résultats de caractérisation obtenus dans le projet sont utilisés (tableau 8).

Au regard des paramètres financiers, il faut en premier lieu évaluer l'investissement nécessaire à la conversion d'un système de chauffage au mazout léger ou aux

résidus forestiers vers un système aux granules de biomasse. Les références consultées mènent à l'utilisation d'un montant d'investissement de 100 \$/m² dans le cas du système de chauffage au mazout léger (Ressources Naturelles Canada, 2000 ; Gobeil, 2010 ; EMISPEC, 2012). À ce montant d'investissement, une somme pouvant aller jusqu'à 50 000 \$ est déduite pour tenir compte de la subvention attribué à la conversion des systèmes de chauffage par le programme Prime-Vert du MAPAQ. Toutefois, cette subvention est prise en compte seulement pour la conversion du système de chauffage au mazout léger vers les granules de biomasse.

Pour la conversion d'un système de chauffage aux résidus forestiers vers un système aux granules de biomasses agricoles, le montant d'investissement utilisé est 25 % du montant de la conversion du mazout léger vers les granules de biomasse, soit 25 \$/m². Aucune subvention n'est considérée pour la conversion du chauffage aux résidus forestiers au chauffage aux granules de biomasse.

La période d'amortissement du système de chauffage aux granules de biomasse est établie à 15 ans et le taux d'autofinancement est de 25 %. Cela veut donc dire que 75 % du montant d'investissement à la conversion doit être emprunté et le taux d'intérêt de moyen terme utilisé est de 4 %³. Concernant la part autofinancée, il faut tenir compte du coût d'opportunité, soit les bénéfices qui sont abandonnés à ne pas épargner ce montant. À cette fin, un taux d'intérêt de 2 % est utilisé⁴. La valeur de revente potentielle du système de chauffage au mazout n'est jamais considérée puisque l'hypothèse retenue est que ce système est maintenu en place comme système auxiliaire.

Les coûts d'exploitation et d'entretien annuels des systèmes de chauffage peuvent varier d'un système à l'autre et une valeur de référence est utilisée en l'absence de données empiriques à ce sujet. Selon les références consultées (Ressources naturelles Canada, 2000), cette valeur est en moyenne de 10 % des coûts d'investissement annuellement, avant subvention, pour la conversion à toutes les biomasses à l'exception des granules de FSLP. En effet, il est estimé que ce type de biomasse nécessiterait davantage d'entretien du système de chauffage et par conséquent, la valeur de référence utilisée est de 15 % des coûts d'investissement, avant subvention.

Tous les détails des paramètres d'analyse et des calculs menant aux résultats sont présentés à l'annexe 7.

³ Taux d'intérêt de base aux entreprises + 1 %, tel que publié par la Banque du Canada.
<http://www.banqueducanada.ca/taux/taux-dinteret/taux-dinteret-au-canada/> (consulté le 17 janvier 2012).

⁴ Taux des certificats de placement garantis 5 ans, tel que publié par la Banque du Canada.
<http://www.banqueducanada.ca/taux/taux-dinteret/taux-dinteret-au-canada/> (consulté le 17 janvier 2012).

8.3 Résultats

Tel que mentionné précédemment, l'analyse économique consiste à établir une VRM à laquelle les différentes biomasses deviennent concurrentielles avec des combustibles plus conventionnels et ce, dans le contexte du chauffage des serres. Cette VRM représente le prix le plus élevé qu'un producteur en serre serait prêt à payer pour les granules des différentes biomasses en tant que substitut aux autres combustibles comme le mazout léger et les résidus forestiers.

Le tableau 33 rapporte les VRM pour les différents scénarios de production en serre et les granules des différentes biomasses. En premier lieu, les VRM sont bien plus élevées dans le cas où la conversion se fait du chauffage au mazout léger à celui aux granules de biomasses. En d'autres mots, il semble que le passage au chauffage aux granules de biomasse a de bien plus grandes chances de réussir sur l'entreprise serricole chauffant jusque-là au mazout léger, même si le coût de la conversion est beaucoup plus élevé. Cela s'explique principalement par le prix relativement élevé du mazout léger et cet élément est discuté de nouveau à la section 8.4 sur l'analyse de sensibilité.

Tableau 33. Valeurs maximales de remplacement payables par le producteur en serre, avec investissement à la conversion.

	Type de granules	Mi (\$/t)	MJ (\$/t)	Qj (\$/t)	Mji (\$/t)
Du mazout léger au ...	BO	266	259	287	290
	PE	238	231	256	259
	SCR	232	225	250	253
	FSLP	211	203	230	236
Du résidu forestier (copeaux de bois) au ...	BO	87	85	87	90
	PE	77	75	78	80
	SCR	75	74	76	79
	FSLP	71	69	72	75

MI : serre individuelle de la région de Montréal; MJ : serre jumelée de la région de Montréal; Qj : serre jumelée de la région de Québec; Mji : serre individuelle de la région de Mont-Joli; BO : bois; PE : panic érigé; SCR : saule à croissance rapide; FSLP : fraction solide de lisier de porc.

Un autre constat peut être tiré à partir des résultats mis en graphique dans les figures 38 et 39. Les graphiques mettent en lumière que quelle que soit la conversion (mazout léger à granules de biomasse ou copeaux de bois à granules de biomasse), les granules de bois se valoriseraient toujours mieux que les autres biomasses tandis que les granules de fraction solide de lisier de porc ferment la marche à chaque occasion. Pour les granules de bois, cela s'explique probablement par un pouvoir calorifique substantiellement plus élevé. Pour les granules de la fraction solide de lisier de porc, rappelons que les coûts d'exploitation et d'entretien du système de chauffage sont estimés à 15 % du coût d'investissement avant subvention plutôt que 10 % pour les autres biomasses. Entre ces deux extrêmes, la VRM des granules de panic érigé et de saule à croissance rapide sont très comparables.

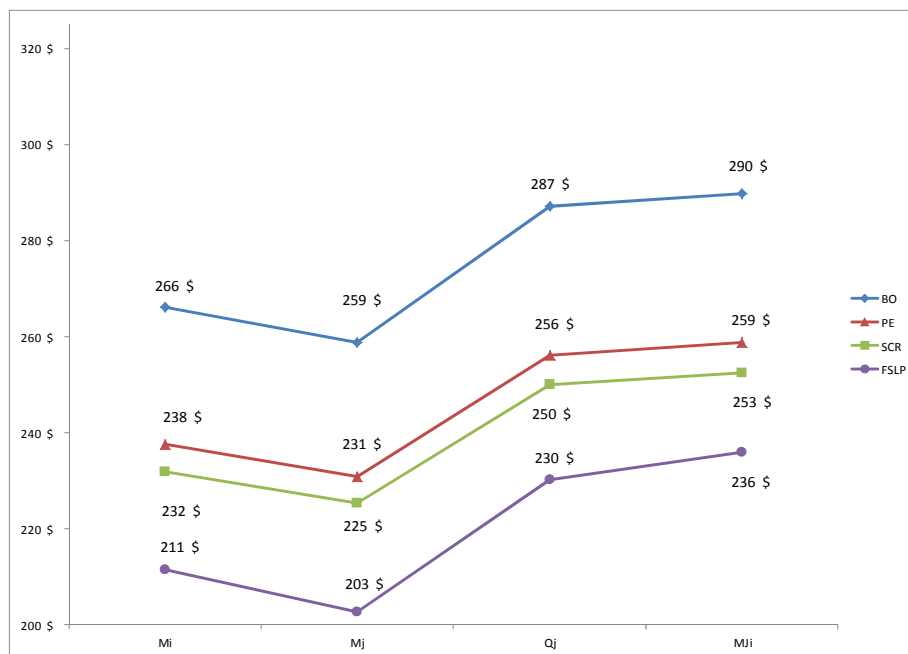


Figure 38. Valeur maximale de remplacement - conversion de chauffage du mazout léger aux granules de biomasse

Au regard des différents scénarios de production en serre, il y a des différences marquées entre la région de Montréal et les autres régions et ce, autant pour la conversion du mazout léger aux granules de biomasse que de celle des résidus forestiers aux granules de biomasse. D'abord, concernant la conversion du mazout léger aux granules de biomasse, les VRM sont plus élevées à Québec et Mont-Joli qu'à Montréal. Ce fait s'explique par un prix du mazout léger moins élevé à Montréal et une consommation énergétique en mégajoule par mètre carré moins élevée également à Montréal.

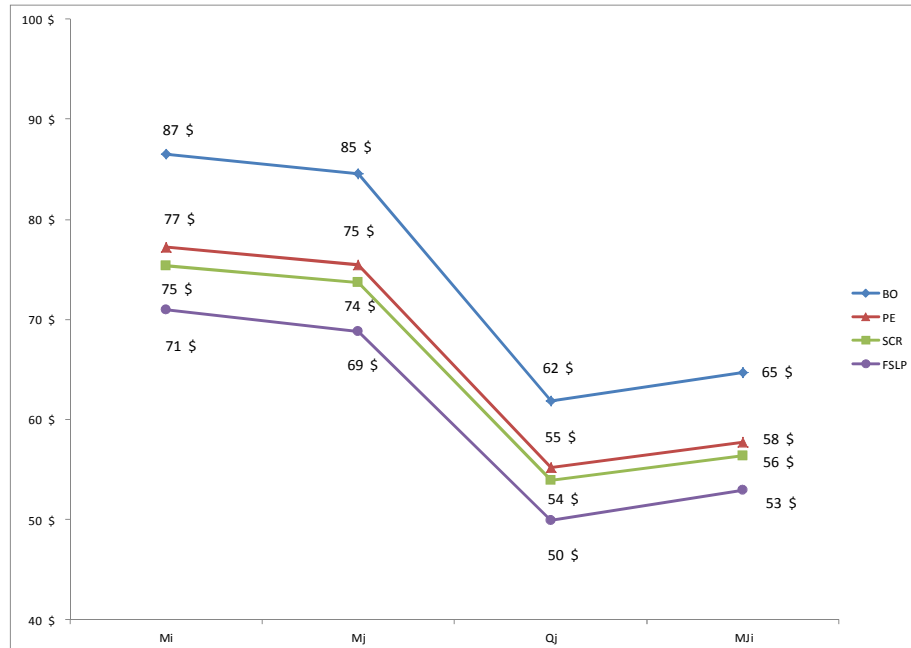


Figure 39. Valeur maximale de remplacement - conversion de chauffage du résidu forestier aux granules de biomasse

Inversement, pour ce qui est de la conversion des résidus forestiers aux granules de biomasse, les VRM sont moins élevées à Québec et Mont-Joli qu'à Montréal. Les prix sont moins élevés pour les résidus forestiers à Québec et Mont-Joli à cause d'une plus grande disponibilité et une plus grande proximité des approvisionnements.

8.4 Analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a été menée sur le scénario de production pour une serre individuelle dans la région de Montréal (Mi) seulement. Trois paramètres ont été modulés pour en vérifier l'effet sur la VRM : le prix du mazout léger, le coût d'investissement à la conversion du mazout léger aux granules de biomasse et enfin, le prix des résidus forestiers. Le tableau 34 donne les détails sur les valeurs utilisées dans l'analyse et pour chaque paramètre.

Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés au tableau 35. En premier lieu, le paramètre pouvant avoir le plus grand impact en termes de variation des VRM est le prix du mazout léger (AS1 et AS2). En effet, si le prix de ce combustible varie entre 0,60 et 1,00 \$/L, l'effet sur la VRM est de plusieurs dizaines de dollars par tonne de granules de biomasse, allant de 145 \$/t d'écart

(151 à 296 \$/t), dans le cas des granules de FSLP , à 151 \$/t d'écart (171 à 322 \$/t), dans le cas des granules de panic érigé.

Tableau 34. Paramètres de l'analyse de sensibilité

Scénarios	Paramètres	Valeurs
AS1	Prix du mazout léger	1,00 \$/L
AS2	Prix du mazout léger	0,60 \$/L
AS3	Coût d'investissement	125 \$/m ²
AS4	Coût d'investissement	150 \$/m ²
AS5	Prix des résidus forestiers	75 \$/TMA
AS6	Prix des résidus forestiers	125 \$/TMA

Tableau 35. Variation des VRM en fonction des scénarios de l'analyse de sensibilité

Types de granule	Valeurs maximales de remplacement					
	AS1 (\$/t)	AS2 (\$/t)	AS3 (\$/t)	AS4 (\$/t)	AS5 (\$/t)	AS6 (\$/t)
Bois	361	192	261	242	57	108
Panic érigé	322	171	233	216	51	97
Saule à croissance rapide	314	167	227	210	50	94
Fraction solide de lisier de porc	296	151	206	185	45	89

Le coût d'investissement n'a pas un aussi grand effet sur les VRM. À nouveau, ce sont les granules de FSLP qui sont soumises aux plus grandes variations avec un écart de 21 \$/t entre les scénarios AS3 et AS4.

Au regard des variations de prix des résidus forestiers (AS5 et AS6), l'effet peut sembler modeste en chiffres absolus mais, il est plutôt important en termes relatifs. Par exemple, dans le cas des granules de panic érigé, la VRM diminue de 34 % (77 à 51 \$/t) quand le prix du résidu forestier passe de 100 à 75 \$/TMA. Quand ce prix passe plutôt à 125 \$/TMA, la VRM augmente plutôt de 26 % (77 à 97 \$/t).

8.5 Discussion

L'analyse économique réalisée permet d'évaluer la faisabilité de la conversion du chauffage des serres des combustibles conventionnels (mazout léger et résidus forestiers) aux granules de biomasse. La méthode privilégiée a été de calculer, pour

chaque conversion de chauffage et chaque scénario de production serricole, une valeur de remplacement maximale (VRM). La VRM est le prix maximum qu'un producteur serricole pourrait payer pour des granules de biomasse après la conversion du système de chauffage et ce, sans perte financière.

Dans le cas de la conversion du chauffage aux résidus forestiers vers les granules de biomasse, les résultats montrent que les granules ne devraient jamais être payées au-delà de 100 \$/t pour que la conversion demeure bénéfique pour le producteur en serre. En fait, selon les paramètres de production et de chauffage utilisés, les VRM varient de 69 à 90 \$/t. Ces valeurs offrent peu de perspective de développement du marché des granules de biomasse comme combustible alternatif puisqu'elles se situent bien en-deçà du coût de production, tel que rapporté dans une étude publiée par le Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ, 2008). En effet, les coûts de production varient de 117 à 149 \$/t pour les granules de panic érigé et de 132 à 170 \$/t pour les granules de saule. Même avec un prix des résidus forestiers de 125 \$/TMA, les granules de biomasse ne peuvent pas concurrencer ce combustible.

Il en est autrement pour les serriculteurs qui envisagent de passer du système de chauffage au mazout léger à un système aux granules de biomasse. Dans ce cas, les VRM varient de 203 \$/t, pour le chauffage aux granules de FSLP de serres jumelées dans la région de Montréal, à 290 \$/t pour le chauffage aux granules de bois d'une serre individuelle dans la région de Mont-Joli. Ces VRM vont bien au-delà de ce que les intervenants conviennent comme valeur de remplacement maximale. En effet, des échanges avec certains de ces intervenants rapportent que les VRM devraient se situer entre 180 et 200 \$/t pour que le serriculteur y trouve son compte. Tous les intervenants s'entendent cependant pour dire que ces valeurs doivent être considérées avec beaucoup de prudence et que les projets de conversion doivent être évalués au cas par cas.

Il n'en demeure pas moins que l'étude du CRAAQ citée précédemment rapporte quant à elle des prix de vente de 160 \$/t pour les granules de panic érigé et de 165 \$/t pour les granules de bois. Or, ces prix étaient mis en relief avec un coût du mazout léger de 0,62 \$/l alors que dans la présente analyse, le prix utilisé pour cette matière est plutôt de 0,81 \$/l, soit la moyenne des prix de janvier à avril pour les années 2009 à 2011. Pour le scénario de production de la serre individuelle dans la région de Montréal consommant 257 625 litres de mazout annuellement, cette différence de prix représente près de 50 000 \$. Rapporté sur la base des 700 tonnes de granules de saule à croissance rapide qui serait nécessaire à la substitution du mazout léger, par exemple, cette différence se chiffre à pratiquement 70 \$/t. Cet écart converge avec l'analyse de sensibilité réalisée, alors que le scénario AS2 considérant un prix de mazout léger de 0,60/l mène à des VRM moindres d'environ 80 \$/t. Les résultats obtenus dans la présente analyse semblent donc cohérents avec l'avis des intervenants du milieu et les références publiées sur le sujet, en considérant le prix du mazout léger des dernières années.

Les résultats et l'analyse de sensibilité laissent donc croire que le prix du mazout constitue le facteur principal pour justifier la conversion du système de chauffage en production serricole. Or, le prix des résidus forestiers compte aussi pour beaucoup, car il serait justifié, dans le cadre d'analyse actuel, de favoriser la conversion du chauffage au mazout léger vers les résidus forestiers plutôt que vers les granules de biomasse.

Cependant, l'utilisation des résidus forestiers tels que les copeaux de bois en remplacement du mazout léger présente des inconvénients notables qui n'ont pas été soulignés jusqu'à présent. Ce combustible se caractérise en effet par un bien plus grande hétérogénéité (en forme, taille et type) et nécessite alors un suivi plus strict du serriculteur ou de son personnel. En effet, la stabilité du chauffage et le contrôle des fluctuations de température dans les serres est un facteur prépondérant dans cette production. L'utilisation de granules de biomasse évite de devoir gérer ces contraintes. De plus, dans le contexte d'un projet de conversion du système de chauffage au mazout léger, le coût d'investissement pour le chauffage aux résidus forestiers pourrait être plus important que pour le chauffage aux granules. En effet, le pouvoir calorifique bien moindre des résidus forestiers (12,88 MJ/kg b.s.) pourrait obliger de prévoir des espaces d'entreposage plus grands. Enfin, les résidus forestiers ont une teneur d'humidité plus importante (entre 30 et 50 %, Goyette, 2008) que les granules de biomasse (entre 6,57 et 14,14 %). En conséquence, les résidus forestiers pourraient causer des problèmes d'érosion si les équipements ne sont pas conçus pour des combustibles fortement humides.

La conversion vers un système de chauffage aux granules de biomasse peut donc représenter un potentiel intéressant, mais les conditions pour y arriver sont bien précises et relativement contraignantes. Premièrement, il faut avoir un certain niveau de certitude sur le prix du mazout léger, à savoir d'anticiper que ce prix restera élevé pendant de nombreuses années encore. Les prix des produits énergétiques comptant parmi les plus volatiles sur les marchés, il est difficile d'avoir cette assurance. Par ailleurs, il faut signaler aussi que le serriculteur qui envisage le chauffage aux granules de biomasse puisse avoir un bon niveau de confiance quant à la fiabilité de l'approvisionnement et ce, dans une perspective de temps assez prolongée (5 à 10 ans). Il aurait alors donc tout avantage à obtenir un contrat d'approvisionnement en granules de biomasse avant de se lancer sérieusement vers cette alternative. Finalement, une hausse éventuelle des résidus forestiers aideraient aussi à stimuler le développement du marché des granules de biomasse comme combustible. Il en est de même si le coût des granules de biomasse devait diminuer significativement à la suite des avancées technologiques.

Cela dit, chaque projet de conversion est particulier et doit être considéré comme tel. Aucune analyse financière d'un cas particulier ne pourra être fondée si un audit énergétique n'a pas été réalisé au préalable par un professionnel compétent en la matière. L'analyse économique actuelle se veut donc plutôt un outil de référence sur l'utilisation de la biomasse pour le chauffage des serres.

9. Sommaire et conclusions

Au Québec, le gouvernement provincial souhaite favoriser, valoriser et encadrer adéquatement l'émergence de projets de combustion de la biomasse agricole dans des chaudières à biomasse. Cependant, les autorités ont des inquiétudes reliées aux possibles impacts environnementaux, particulièrement ceux causés par les rejets atmosphériques. Dans cet ordre d'idée, avant de donner le feu vert au niveau réglementaire pour permettre l'utilisation de la biomasse agricole dans des appareils de combustion de moins de 3 MW, le gouvernement est en attente de résultats scientifiques pertinents d'ordre environnemental lui permettant de mettre en place une réglementation adéquate.

Le présent projet visait donc à caractériser les émissions gazeuses et particulaires issues de la combustion de biomasses agricoles et de bois dans une fournaise à la ferme. Le projet se divisait en six grands volets.

- État des connaissances

La combustion de la biomasse est un processus complexe et les émissions ne sont pas seulement influencées par les propriétés chimiques du combustible, mais aussi par les propriétés physiques du combustible (sa teneur en eau, sa densité, sa taille, etc.), le type d'appareil de combustion (incluant les aspects opérationnels et techniques) et les techniques de contrôle des émissions.

Parmi les différentes émissions dégagées durant la combustion de la biomasse agricole, les NO_x , le N_2O , le SO_2 , le HCl ainsi que les particules volantes sont les principaux composés ayant un risque potentiel pour l'environnement et la santé. Étant donné le risque pour la santé, de nombreuses études sont consacrées à l'analyse des émissions des PCDD/F (polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzo-furanes) produits aussi par la combustion de la biomasse. Lors des essais de combustion, les concentrations de CO_2 , de CO et d' O_2 sont mesurées dans les différentes études consultées en tant qu'indicateurs de la qualité de la combustion. Toutefois, dans la littérature scientifique, il y a beaucoup plus d'information sur les émissions issues de la combustion du bois que sur celles de la combustion de la biomasse agricole.

Selon la littérature scientifique, la technique du FTIR est la plus utilisée pour l'analyse des émissions gazeuses issues de la combustion de la biomasse. Différents paramètres comme la température, la pression, la teneur en oxygène, la teneur en humidité et le débit des gaz d'évacuation doivent être mesurés simultanément avec la concentration des gaz. Les émissions de particules sont ensuite déterminées à partir d'un échantillonnage isocinétique suivi d'une détermination gravimétrique.

- **Comparaison des émissions issues de la combustion de trois biomasses agricoles et de bois dans une unité de 17 kW**

Ce volet avait pour objectif l'analyse complète des émissions gazeuses et particulaires ainsi que l'évaluation des bilans thermique et massique de la biomasse agricole et du bois. Au total, trois types de biomasses agricoles ont été évalués, soit la fraction solide du lisier de porc bio-séchée, le panic érigé et le saule à croissance rapide. Ces biomasses ont été sélectionnées grâce à leur potentiel énergétique et à leur disponibilité au Québec. Des granules de bois ont été utilisées à titre de biomasse de référence (témoin). De plus, dans le but d'évaluer les biomasses sélectionnées sous une forme uniforme afin de réduire l'influence de celle-ci sur les paramètres de combustion évalués, les biomasses sélectionnées ont été densifiées et mises en granules. Un poêle aux granules de 17 kW de capacité a été utilisé en tant qu'appareil de combustion.

Les pouvoirs calorifiques des trois biomasses agricoles sont respectivement de 15,6 MJ/kg, de 18,7 MJ/kg et de 18 MJ/kg pour la FSLP, le panic érigé et le saule. Le bilan thermique a mis en lumière de très bonnes efficacités de récupération de la chaleur entre 67 et 79 %.

Dans cette partie du projet, les principaux gaz identifiés au volet précédant ont fait l'objet d'analyses. Le tableau 36 résume la caractérisation des émissions moyennes obtenues lors des essais de combustion des différentes biomasses.

Tableau 36. Résumé des émissions moyennes obtenues lors des essais de combustion

Paramètre	Unités	Bois	FSLP	Panic érigé	Saule
CO	g/kg _{biomasse}	9,51 ab	15,18 ab	4,59 a	17,80 b
CO ₂	g/kg _{biomasse}	1 135 a	1 171 a	1 142 a	1 079 a
NO ₂	g/kg _{biomasse}	0,046 a	0,274 ab	0,437 b	0,164 ab
N ₂ O	g/kg _{biomasse}	0,000 a	0,023 a	0,003 a	0,015 a
SO ₂	g/kg _{biomasse}	0,348 a	4,151 c	1,135 b	0,377 a
HCl	g/kg _{biomasse}	0,007 a	0,007 a	0,008 a	0,001 a
CH ₄	g/kg _{biomasse}	0,095 b	0,046 ab	0,021 a	0,241 b
NH ₃	g/kg _{biomasse}	0,027 a	0,002 a	0,002 a	0,004 a
Particules	mg/m ³	37 a	141 b	39 a	63 a
Cendres	%	0,9	10,2	4,1	4,1
Opacité	%	3,6	3,0	6,4	1,9

La différence entre les valeurs n'est pas significative lorsque la même lettre est attribuée pour un même paramètre (Niveau de signification $\alpha = 0,05$).

En général, le CO est considéré comme un indicateur de la qualité de la combustion. L'absence de différence significative entre les émissions de CO

issues de la combustion du bois et des biomasses agricoles démontre que la qualité de la combustion était similaire pour les quatre biomasses. Ainsi, la comparaison des émissions des autres composés mesurés en est grandement facilitée.

Les résultats obtenus démontrent qu'il y a une différence entre le bois et les biomasses agricoles, particulièrement pour les émissions de NO₂ et de SO₂. En effet, la combustion du panic érigé a émis statistiquement plus de NO₂ que le bois (environ dix fois de plus). La combustion des autres biomasses agricoles a produit des émissions de NO₂ numériquement plus importantes que le bois, mais ces différences n'étaient pas significatives. L'analyse statistique a aussi détecté des différences significatives en ce qui a trait aux émissions de SO₂, particulièrement pour la FSLP et le panic érigé. Elles ont atteint jusqu'à 4,151 et 1,135 g/kg_{biomasse} respectivement, alors que celles du bois n'ont pas dépassé 0,348 g/kg_{biomasse}. Dans la littérature scientifique, les émissions de SO_x issues de la combustion de biomasses agricoles atteignent des valeurs allant jusqu'à 67 g/kg_{biomasse}, mettant encore plus en évidence les différences entre le bois et les autres biomasses.

Bien que la littérature scientifique suggère d'importantes émissions de particules issues de la combustion de la biomasse agricole, aucune différence significative n'a été rencontrée durant cette étude, à l'exception de la combustion de la FSLP. Cette dernière a produit des émissions de particules de l'ordre de 141 mg/m³. Étant donné que la valeur limite d'émissions de particules pour les appareils de combustion est de 150 mg/m³ (RAA, 2011), toutes les biomasses évaluées répondraient à la norme sous les conditions de combustion évaluées ici. Enfin, il faut noter que la méthode utilisée pour déterminer les émissions de particules est une évaluation semi-quantitative. Les particules, n'ayant pas été échantillonnées de façon isocinétique, il faut donc faire attention lors de la comparaison de ces valeurs aux normes en vigueur. Malgré tout, une attention particulière devrait être portée à la production de particules lorsqu'il est question de la combustion de déjections animales.

La littérature soulève l'importance de la présence de chlore dans les biomasses agricoles. La présente étude ne rencontre toutefois pas cette problématique alors qu'aucune différence significative ne fut mesurée entre les émissions de HCl provenant de la combustion des différentes biomasses. Toujours selon la littérature, une partie importante du chlore contenu dans la biomasse serait retenue dans les cendres, ce qui pourrait provoquer la corrosion précoce des appareils de combustion. Quoique non corroboré scientifiquement, ce phénomène de corrosion prématuré a pu être observé dans l'appareil de combustion utilisé pour le projet. La présence du chlore sous la forme de chlorures alcalins (KCl) pourrait en être l'origine. Puisque des paramètres tels que la technique et la saison de récolte ou le conditionnement de la biomasse, influencent la teneur en K contenu dans la

biomasse, des études portant sur la réduction de la teneur en K devraient être prises en compte pour le futur.

Les émissions de CH₄ ont varié en moyenne entre 0,021 et 0,241 g/kg_{biomasse}. L'émission la plus faible (0,021 g/kg_{biomasse}), attribuable à la combustion du panic érigé, est statistiquement différente des émissions de la combustion du bois. L'analyse statistique n'a par ailleurs pas détectée de différences significatives pour les émissions de NH₃ peu importe le type de biomasse brûlé, émissions ayant varié entre 0,002 et 0,027 g/kg_{biomasse}. Finalement, l'opacité a varié entre 1,9 et 6,4 %, ce qui est largement sous la limite de 20% exigée par le RAA.

- **Essais de combustion dans des unités de puissances nominales de 293 kW et 1000 kW**

D'une part, ce volet visait à comparer les émissions d'appareils de puissance nominale de 293 et 1000 kW avec celles obtenues dans le volet précédent. Aucun lien entre la capacité des appareils et la qualité de la combustion n'a pu être établi. D'autre part, cette étude cherchait à valider une méthodologie de mesure pour des unités en milieu commercial. Or, les essais réalisés ont démontré qu'une méthodologie standardisée devrait être implantée dans le cadre de futurs projets afin d'uniformiser les conditions de combustion et ainsi être en mesure de réaliser des comparaisons entre les différents appareils.

- **Émissions odorantes provenant de la combustion et de l'entreposage de la biomasse agricole et du bois**

Ce volet fut ajouté à la suite d'une demande des évaluateurs et visait à étudier le potentiel des biomasses à générer des émissions odorantes désagréables lors de l'entreposage et de la combustion directe.

Les résultats ont démontré qu'à l'entreposage, le caractère hédonique de l'odeur pour toutes les granules de biomasses agricoles était plus agréable que les granules de bois. L'analyse des odeurs émises lors de la combustion suggérait que l'odeur dégagée par la FSLP était la moins agréable des biomasses. Toutefois, aucune différence significative n'a été constatée.

- **La valorisation des cendres**

Bien qu'il existe actuellement des débouchés potentiels pour valoriser les cendres issues de la combustion de la biomasse, les quantités pouvant être utilisées sont très faibles. Par exemple, les cendres peuvent servir en tant que

fertilisant agricole, mais l'utilisation de grandes quantités augmenterait le risque de pollution causé par le lessivage de certains éléments.

Puisque les cendres issues de la combustion du charbon sont utilisées pour la confection du béton, une étude théorique a été réalisée afin d'analyser ce type d'utilisation pour les cendres issues de la combustion de la biomasse agricole. Les résultats démontrent que les propriétés chimiques des cendres de la biomasse agricole sont différentes de celles du charbon et ne répondent pas aux exigences demandées des normes sur le béton.

- **L'analyse technico-économique**

Ce volet vérifiait l'intérêt, d'un point de vue économique, de l'utilisation de la biomasse agricole pour le chauffage des serres. L'analyse économique réalisée a permis d'évaluer la faisabilité de convertir le système de chauffage des serres des combustibles conventionnels (mazout léger et résidus forestiers) aux granules de biomasse.

Dans le cas de la conversion du chauffage aux résidus forestiers vers les granules de biomasse, les résultats montrent que les granules ne devraient jamais être payées au-delà de 100 \$/t pour que la conversion demeure rentable pour le producteur en serre. Cette valeur offre peu de perspective de développement du marché des granules de biomasse comme combustible alternatif puisqu'elle se situe bien en deçà du coût de production.

Il en est autrement pour les serriculteurs qui envisagent de passer du système de chauffage au mazout léger à un système aux granules de biomasse. Dans ce cas, les valeurs de remplacement maximales vont bien au-delà de ce que les intervenants conviennent comme valeur maximale de remplacement (203 à 290 \$/t). Cependant, ces valeurs doivent être considérées avec beaucoup de prudence et les projets de conversion doivent être évalués individuellement.

Par ailleurs, les résultats économiques et l'analyse de sensibilité permettent d'inférer que le prix du mazout constitue le facteur principal pour justifier la conversion du système de chauffage en production serricole. Cependant, étant donné l'état favorable du marché forestier actuellement, la conversion du chauffage au mazout léger irait plutôt vers les résidus forestiers que vers les granules de biomasse

- **Conclusions générales et recommandations**

Le présent projet visait à caractériser les émissions gazeuses et particulaires issues de la combustion de biomasses agricoles et de bois dans une fournaise à la ferme. Les grandes conclusions pouvant être tirées de l'étude sont :

- Il y a très peu d'information dans la littérature scientifique sur les émissions issues de la combustion de biomasses agricoles, et cela est d'autant plus vrai pour les émissions issues de la combustion de biomasses d'origine animale (p. ex. déjections animales séchées).
- Les essais avec des combustibles granulés dans une unité de 17 kW ont démontré que la combustion de biomasses agricoles émettait plus de NO₂ que le bois, mais que seules les émissions du panic érigé sont significativement différentes. De plus, la combustion de la FSLP et du panic érigé entraîne des émissions significativement plus importantes de SO₂ que la combustion du bois et du saule. Les résultats ont également démontré que la combustion de la FSLP émettait significativement plus de particules que tous les autres combustibles à l'essai. Il a aussi été constaté que les trois biomasses agricoles produisaient des quantités plus importantes de cendres que le bois.
- Les essais à l'échelle commerciale ont démontré qu'il n'y a pas de relation entre la puissance et la qualité de la combustion. Cette campagne de mesure met en évidence qu'il est plus difficile de faire des mesures valables et précises en milieu commercial qu'en laboratoire. Entre autres, la difficulté de mesurer adéquatement le débit hypothèque sérieusement le calcul des émissions.
- Selon les résultats obtenus dans la présente étude, l'entreposage, la manutention et la transformation par combustion des biomasses agricoles ne causeraient pas d'ennuis olfactifs plus grands que la combustion du bois. Conséquemment, du point de vue de la cohabitation, la valorisation de ces biomasses pour la production d'énergie est envisageable.
- Compte tenu du pourcentage important de cendres dans la biomasse, des débouchés doivent être étudiés afin de disposer de ce matériel de façon durable.
- L'analyse technico-économique basée sur le chauffage d'une serre a démontré que la conversion vers un système de chauffage aux granules de biomasse peut représenter un potentiel intéressant, mais dans des conditions bien précises et relativement contraignantes (p. ex. la volatilité du prix des produits énergétiques et l'assurance de l'approvisionnement à long terme entre autres).

Les conclusions générales vérifient positivement le postulat affirmant que la production d'énergie à partir de la combustion de résidus agricoles peu valorisés ou de cultures non destinées à l'alimentation humaines et produites sur des terres marginales constitue une avenue possible et potentiellement intéressante d'un point de vue agroenvironnemental.

Finalement, suivant l'ensemble de la présente étude, il apparaît opportun de formuler certaines recommandations. Par conséquent, les auteurs du rapport recommandent :

- de promouvoir la recherche dans le secteur de la combustion de la biomasse agricole afin d'enrichir les données existantes sur les émissions;
- d'étudier l'impact du type de la biomasse et du conditionnement de cette dernière sur les émissions;
- d'approfondir l'analyse des émissions de NO_x en mesurant dans de futurs travaux, les émissions d'oxyde nitrique (NO), car une grande partie des NO_x (autour de 95 %) présents dans les gaz de combustion est constituée de NO;
- d'étudier exhaustivement les effets de la présence du chlore dans la biomasse agricole sur les émissions ainsi que sur la corrosion des équipements;
- d'approfondir les connaissances portant sur les méthodes de réduction de la teneur en potassium des biomasses agricoles d'un point de vue agronomique;
- de développer une approche robuste et fiable pour mesurer les concentrations et les débits afin d'être en mesure de calculer les émissions pour des unités de combustion de différentes puissances;
- de développer un processus de certification de la biomasse afin d'assurer une uniformité du combustible, de réduire les émissions et de faciliter le développement d'unités de combustion performantes;
- de développer une méthode pour évaluer les risques et les processus de corrosion reliés aux caractéristiques particulières des biomasses agricoles;
- d'explorer la possibilité de développer des additifs pouvant être ajoutés aux granules de combustible afin de réduire les impacts négatifs reliés aux caractéristiques particulières des biomasses agricoles (p. ex : réduction de l'impact de la présence du Cl ou du K);
- de réaliser une étude exhaustive sur les avenues possibles pour l'utilisation des cendres, entre autres à titre de matériau de construction pour les routes.

Références

- Abelha, P., Gulyurtlu, I., Boavida, D., Seabra Barros, J., Cabrita, I., Leahy J., Kelleher, B. et Leahy, M. (2003) Combustion of poultry litter in a fluidised bed combustor. *Fuel*, volume 82, p. 687-692.
- Afechkar, M. et M. Nahhass. 2012. Valorisation des cendres volantes dans le domaine routier (Terrassement et couches de chaussées) [En ligne] [http://www.mtpnet.gov.ma/NR/rdonlyres/17F48F9002BB4DA2B42A2213394AF72B/892/405Utilisationdes cendresvolantesdansledomainerouti.pdf](http://www.mtpnet.gov.ma/NR/rdonlyres/17F48F9002BB4DA2B42A2213394AF72B/892/405Utilisationdes%20cendresvolantesdansledomainerouti.pdf). Page consultée le 7 mars 2012.
- ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating, and Air-Conditioning Engineers, Inc.). 1997. ASHRAE Handbook-Fundamentals. Atlanta: American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers, Inc.
- ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating, and Air-Conditioning Engineers, Inc.). 2001. Standard 62-2001, Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 2004. E711-87 - Standard test method for gross calorific value of refused-derived fuel by the bomb calorimeter, 8p.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 2009. E2515-09. Standard Test Method for Determination of Particulate Matter Emissions Collected by a Dilution Tunnel, 15p.
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 2010. E2779-10. Standard Test Method for Determining Particulate Matter Emissions from Pellet Heaters.
- Baxter, L.L., Miles, T.R., T.R. Miles Jr., Jenkins, B.M., Milne, T., Dayton D., Bryers., R.W. et Oden, L.L. 1998. The behavior of inorganic material in biomass-fired power boilers: field and laboratory experiences. *Fuel Processing Technology* 54 : 47-78
- Bignal, K.L., Langridge, S., Zhou, J.L. (2008) Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions. *Atmospheric Environment*, volume 42, p. 8863-8871.
- Burvall, J. 1997. Influence of harvest time and soil type on fuel quality in reed canary grass (*Phalaris Arundinacea* l.). *Biomass and Bioenergy* Vol. 12, No. 3, pp. 149-154
- Carter, A-M., Germain, A., Rousseau, J., Bisson, M. et Gagnon, C. (2004) Campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois. Rapport d'étude : 1999 à 2002. Dans Ville de Montréal, *Environnement – Documents*. [http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/enviro_fr/media/documents/chauffage bois1999_2002.pdf](http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/enviro_fr/media/documents/chauffage_bois1999_2002.pdf), page consultée le 22 novembre 2011.
- CEN (European Committee for Standardization), 2003. EN 13725, Air quality - Determination of Odour Concentration by Dynamic Olfactometry. p. 71.
- Cloutier Y. et L. Lazure. 2003. Mémento sur l'utilisation des pompes et des débitmètres. Rapport R-352, Montréal, IRSST, 2003, 50 pages.

- Combustion Expert. Information non datée. Modele ST album photos. (en ligne) <http://www.combustionexpert.com/pdf/diapoST.pdf> page consultée le 22 mars 2012.
- Commission des Communautés Européennes. 2005. Communication de la Commission - Plan d'action dans le domaine de la biomasse. (en ligne) <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2005:0628:FIN:FR:HTML> page consultée le 14 mars 2012.
- CRAAQ (Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec), 2008. La production de biocombustibles solides à partir de biomasse résiduelle ou de cultures énergétiques. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec. Publication n° EVC 032. 16 pages.
- CRAAQ (Centre de références en agriculture et agroalimentaire du Québec). Juillet 2009. Chauffage des serres, Consommation mensuelle de combustible – AGDEX 717/290. CRAAQ. 15 p.
- CSA (Société Canadienne de Normalisation), 2010. Norme B415.1-10, Essais de rendement des appareils de chauffage à combustibles solides.
- Dahl, J. et I. Obernberger, 2004. Evaluation of the Combustion Characteristics of Four Perennial Energy Crops (*Arundo Donax*, *Cynara Cardunculus*, *Miscanthus x Giganteus* and *Panicum Virgatum*). 2nd World Conference on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection, 10-14 May 2004, Rome, Italy.
- De Ladurantaye, Y. et M. Khelifi. 2007. Systèmes environnementaux: notes de cours. Université Laval.
- Demirbas, A. 2005. Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. *Progress in Energy and Combustion Science* 31: 171–192.
- Demirbas, A. 2009. Biofuels: securing the planet's future energy needs. Chapter 6: Thermochemical conversion process. Springer. 336 pages.
- DOE (U.S. Department of Energy), 2011. The Biomass Multi-Year Program Plan. www1.eere.energy.gov/biomass/pdfs/mypp_april_2011.pdf
- Duong, D. N.B., D. A. Tillman, F. Wheeler et N.J. Clinton. 2009. Chlorine Issues with Biomass Cofiring in Pulverized Coal Boilers: Sources, Reactions, and Consequences – A Literature Review. (en ligne) page consultée le 19 mars 2012. http://www.fwc.com/publications/tech_papers/files/TP_PC_09_01.pdf
- ECN (Energy rResearch Centre of the Netherlands). 2011. PHYLLIS - the composition of biomass and waste. <http://www.ecn.nl/phyllis/> (page consultée en juillet 2011).
- Eder, G., W. Haslinger et L. Carvalho. 2008. Development of test methods for non-wood small-scale combustion plants. WP1. Final report. [En ligne] www.sp.se/sv/index/services/ventilation/Documents/Development%20of%20test%20methods%20for%20non%20wood%20small-scale%20combustion%20plants.pdf
- EEA. 2009. EMEP/EEA air pollutant emissions inventory guidebook – 2009. Dans European Environment Agency, *Publications about Europe's environment published*

- by EEA. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>, page consultée le 22 novembre 2011.
- EMISPEC, 2012. *Étude de cas - Serre pour culture de tomates*. (en ligne) <http://emispec.ca/medias/etude-de-cas-chiptec-p20-gasifier-pour-serre-de-tomates.pdf> consulté le 17 janvier 2012.
- Énergie, Mines et Ressources Canada. 1989. Energy Management Series for Industry, Commerce and Institutions; Serie 5 : Combustion. Catalogue No. M 99-6/5E. ISBN 0-668-14157-1
- Enviro, 2008. The Enviro Omega. Brochure. <http://www.enviro.com/images/manuals-brochures/brochures/Omega%20Brochure%20June%202008%20low%20res.pdf> page consultée le 24 janvier 2012.
- Environnement Canada. 2009. Exemples d'émissions : concentrations des gaz à la cheminée. (En ligne) www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=30D8D456-1 Page consultée le 3 novembre 2011.
- Environnement Canada. 2010. Oxydes de soufre (SO_x). Dans Environnement Canada, *Air – Polluants – Principaux contaminants atmosphériques et polluants connexes*. <http://www.ec.gc.ca/Air/default.asp?lang=Fr&n=BBB2123F-1>, page consultée le 22 novembre 2011.
- Environnement Canada. 2011a. Particules; dans Environnement Canada, *Air – Polluants – Principaux contaminants atmosphériques et polluants connexes*. <http://www.ec.gc.ca/Air/default.asp?lang=Fr&n=2C68B45C-1>, page consultée le 22 novembre 2011.
- Environnement Canada. 2011b. Méthode de référence en vue d'essais aux sources : mesure des rejets de particules de sources fixes. <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=CBA5BD1D-1>. page consultée le 1 mars 2012.
- Fowler S., 2003. Principles and Basics of Flue Gas Analysis - madur for our environment and our customers' money. <http://www.habmigern2003.info/PDF/SCHULUN.pdf> page consultée le 17 février 2012.
- Gobeil, J. 2010. *Autosuffisance énergétique en matière de chauffage au bois dans la production en serre*. Conférence présentée lors de la Journée information en serriculture. CIDES et Club Savoir-Serre. St-Hyacinthe, 21 octobre 2010.
- Godbout, S., J.H. Palacios, F. Pelletier et J-P. Larouche, 2010. Combustion de la biomasse agricole : caractérisation des effluents gazeux et particuliers, revue de normes et élaboration d'un protocole de mesure. Rapport final.
- Godbout, S., F. Pelletier, J.H. Palacios, D. Zegan, J. Villeneuve, R. Morrissette et P. Savoie, 2011. Bioenergy Production from Agricultural Biomasses: A Canadian Perspective. Conférence présentée dans le cadre du 33^{ème} symposium de la Section IV du CIGR : Bioenergy and other Renewable Energy Technologies ans Systems (BRETS 2011). Juin 23-25, 2011. Bucarest, Roumanie.

- Goyette, J. 2008. Établissement d'une chaufferie centrale à la biomasse forestière : Lignes directrices dans un contexte québécois. Symposium Q-Web – Valorisation de la Biomasse Forestière et des Résidus de Transformation, Gatineau, 22 avril 2008.
- Guilié, C. 2011. Combustions réelles, combustibles complexes - Cours de combustion 2^{ème} partie. Notes de cours. Institut Universitaire de Technologie. Page consulté le 10 mars 2011. http://intranet.iut-longwy.uhp-nancy.fr/cours_en_ligne/GUILIE-Christian/Cours%20de%20combustion%202eme%20partie.pdf
- Hadders, G. et R. Olsson. 1997. Harvest of grass for combustion in late summer and in spring. *Biomass and Bioenergy* Vol. 12, No. 3, pp. 171-175,
- Heber, A.J., D.S. Bundy, T.T. Lim, J. Ni, B.L. Haymore, C.A. Diehl, R.K. Duggirala. 1998. Odor emission rates from swine finishing buildings. *Proceedings of Animal Production and Environment. International Conference on Odor, Water Quality, Nutrient Management and Socioeconomic Issues*, Des Moines, Iowa, juillet 19-22.
- IEPF (Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie), 2005. Guide biomasse énergie. 2e Édition. 392 pages.
- InfoMil. 2006. L40 Manual for Measurement of Air Emissions. La Haye, Pays-Bas. [En ligne] <http://www.infomil.nl/uk/subjects/air/emission/> Page consulté le 10 mars 2011.
- IRef (Intégration des Énergies renouvelables à la ferme). 2008. Déchets Agricoles. <http://www.ferme-energie.ca/IReF/index.php?page=agricultural-residues> page consultée en janvier 2012.
- Johansson, L., Leckner, S.B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin C. et Potter, A. 2004. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment*, volume 38, p. 4183-4195.
- Johnson A, Catalan L.J.J et Kinrade SD. 2010. Characterization and evaluation of fly ash from co-combustion of lignite and wood pellets for use as cement admixture. *Fuel* 89: 3042-3050.
- Jones, J.M., Darvell, L.I., Bridgeman, T.G., Pourkashanian, M., Williams, A., 2007, An investigation of the thermal and catalytic behaviour of potassium in biomass combustion, *Proceedings of the Combustion Institute* 31 (2007) 1955–1963
- Kaltschmitt, M. et Weber, M., 2006. Markets for solid biofuels within the EU-15. *Biomass and Bioenergy* 30 : 897–907
- Kaufmann, H. 1997. Chlorine-Compounds In Emissions And Residues From The Combustion Of Herbaceous Biomass. A dissertation submitted to the Swiss Federal Institute of Technology for the degree of doctor of technical sciences. Zurich, Suisse.
- Lavric, E.D., A. Konnov, et J. De Ruyck. 2004. Dioxin levels in wood combustion - A review. *Biomass and Bioenergy*, volume 26, p. 115-145.
- Leckner, B. et M. Karlsson. 1993. Gaseous emissions from circulating fluidised bed combustion of wood. *Biomass and Bioenergy*, volume 4, n°5, p. 379-389.
- Léveillé F, Zegan D, Carrier R. 2010. Production de solide bioénergétique à partir de la technologie SHOC^{MD}. Fiche technique publiée par l'IRDA

- Lipse, R.G., P.N. Courant et D.D. Purvis.1994. *Microeconomics, Eighth Canadian Edition*. Harper Collins College Publishers. 514 pp.
- Littell, R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W., and Wolfinger, R.D., S. Oliver. 2006. SAS[®] for Mixed Models, Second Edition. Cary, NC : SAS Institute Inc., 2006.
- MAMROT (Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire). 2011. L'énergie renouvelable : source naturelle de succès pour le développement rural. (en ligne) www.mamrot.gouv.ca page consulté en janvier 2012.
- MDDEP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec). 2009. Guide d'échantillonnage à des fins d'analyses environnementales : Cahier 4 – Échantillonnage des émissions atmosphériques en provenance de sources fixes, Québec. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Édition courante, http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/documents/publications/guides_ech.htm
- Mesly, N. 2010. « Énergie: Québec et Ottawa doivent miser sur la production d'électrons verts ». (en ligne) <http://www.lacoop.coop/cooperateur/articles/2010/09/p42.asp> consulté le 14 juin 2011.
- Michel, J-B. 1999. Wood Energy in Switzerland. IFRF Magazine. page consultée le 8 mars 2012, <http://www.magazine.ifrf.net/9903biomass1/neuchatel/index.html>
- Michigan Energy Program. 2002. Energy Crops and Their Potential Development in Michigan. http://www.michigan.gov/documents/CIS_EO_Energy_crop_paper_A-E-9_87916_7.pdf, page consulté en mai 2011.
- Mol, G. and Ogink, NWM., 2003. The effects of three pig-housing systems on odor emission. Proceedings of the Conference on Air Pollution from Agricultural Operations III, 1-8. Research Triangle Park, North Carolina. October 12-15.
- NanoSense, non-daté. Dossier : L'analyse de combustion sur une chaudière. <http://www.nano-sense.com/articles/analyseCombustion/calculs.htm> page consultée le 17 février 2011.
- Niessen, W. R. 2004. Handbook of Environmental Engineering, Volume 7: Biosolids Engineering and Management. Edité par : L. K. Wang, N. K. Shamas and Y. T. Hung . The Humana Press, Totowa, NJ
- NunnaUuni Oy. 2011. Testing the heat storage capacity. Page consultée le 1^{er} Nov. 2011. <http://www.nunnauni.com/francais/aito/lampoviihtyvyys/varaavuudentestaus.html>
- Nussbaumer, T., Burkhard, E. et Albrecht, R. 2008a. Biomass combustion in Europe. Overview on technologies and regulations. Dans New York State Energy Research & Development Authority, *Report 08-03 – Biomass Combustion in Europe*. http://nyserda.ny.gov/~media/Files/Publications/Research/Environmental/EMEP/Report%2008-03%20-%20Biomass%20Combustion%20in%20Europe-complete-after%20corrections.ashx?sc_database=web, page consultée le 22 novembre 2011.
- Nussbaumer, T., Czasch, C., Klippel, N., Johansson, L. et Tullin, C. 2008b. Particulate Emissions from Biomass Combustion in IEA Countries : Survey on Measurements and Emission Factors. On behalf of International Energy Agency (IEA) Bioenergy

- Task 32 Swiss Federal Office of Energy (SFOE), Zürich, January 2008. ISBN 3-908705-18-5
- Obernberger, I., Brunner, T. et Bärnthaler, G. 2006. Chemical properties of solid biofuels—significance and impact. *Biomass and Bioenergy* 30 : 973–982
- Olsson, M. et Kjallstrand, J. 2004. Emissions from burning of softwood pellets. *Biomass and Bioenergy*, volume 27, p. 607-611.
- Palacios, J.H., M. Verma, S. Godbout, F. Pelletier, P. Brassard, J-P. Larouche, D. Bussi eres et O. Solomatnikova. 2011. Value-addition of residual ashes from different biomass origins in cement based materials : a comparative study. 7th International Symposium on Cement Based Materials for a Sustainable Agriculture (CSBE/SCGAB), Quebec City, Canada, September 18-21st 2011.
- Patashnick, H., Meyer, M. et Rogers, B. 2002. Tapered element oscillating microbalance technology. Proceedings of the North American/Ninth U.S. Mine Ventilation Symposium, p. 625-631, Kingston, Ontario, Canada, 8-12 June 2002.
- Pelletier, F., Godbout, S., Marquis, A., Savard, L-O, Larouche, J-P, Lemay, SP, and Joncas, R., 2004. Greenhouse gas and odour emissions from liquid swine manure storage and manure treatment facilities in Quebec. ASAE/CSAE Annual International Meeting, Ottawa, Ontario, Canada.
- PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement). 2005. Outil sp ecialis e (Toolkit) pour l'identification et la quantification des rejets de dioxines et des furannes. 2^{ème} édition. http://www.pops.int/documents/guidance/toolkit/fr/Toolkit_2005Fr.pdf page consultée le 27 février 2012
- RAA (Règlement sur l'assainissement de l'Atmosphère), 2011. Décret 501-2011. Gazette Officielle du Québec. Gouvernement du Québec.
- Régie de l'énergie du Québec, 2010. Prix mensuels du mazout léger par région administrative. (en ligne) http://www.regie-energie.qc.ca/energie/petrole_tarifs.php page consult e le 13 décembre 2011.
- Ressources naturelles Canada. 2000. *Les petites installations de chauffage à la biomasse : Guide de l'acheteur*. Gouvernement du Canada. 54 pp.
- Ressources naturelles Canada. 2011. Amélioration de l'efficacité énergétique des systèmes de chauffage. (En ligne) Page consultée le 24 juillet 2011. http://oee.nrcan.gc.ca/Publications/infosource/Pub/peeic/systemeschauffage_chapitre5.cfm?attr=4,
- Ross, A.B., Jones, J.M., Chaiklangmuang, S., Pourkashanian, A., Williams, A., Kubica, K., Andersson, J.T., Kerst, M., Danihelka, P. et Bartle, K.D. 2002. Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace. *Fuel*, volume 81, p. 571-582.
- Spliethoff, H., Scheurer, W. et Hein, K.R.G. (2000) Effect of co-combustion of sewage sludge and biomass on emissions and heavy metals behaviour. *Process Safety and Environmental Protection*, volume 78, n o 1, p. 33-39.

- Tissari, J., Sippula, O., Kouki, J., Vuorio, K. et Jokiniemi, J. (2008) Fine particle and gas emissions from the combustion of agricultural fuels fired in a 20 kW burner. *Energy and Fuels*, volume 22, p. 2033-2042.
- TSI incorporated. 2004. An overview of measurements, methods and calculations used in combustion analysis, *Combustion analysis basics*, 27 pages.
- US-EPA (Agence de Protection Environnemental des États-Unis). 2000a. Method 5H: Determination of particulate matter emissions from wood heaters (stack location).
- US-EPA (Agence de Protection Environnemental des États-Unis). 2000b. Method 5G Determination of Particulate Matter Emissions from Wood Heaters (Dilution Tunnel Sampling Location)
- US-EPA (Agence de Protection Environnemental des États-Unis). 2011. Method 1A - Sample and Velocity Traverses for Stationary Sources with Small Stacks or Ducts.
- Van Loo, S. et J. Koppejan, 2008. The handbook of biomass combustion and co-firing. Editor: S. Van Loo and Jaap Koppenjan. Sterling, VA. USA. ISBN : 978-1-84407-249-1.
- Verdoes, N. and Ogink, NWM., 1997. Odour emission from pig houses with low ammonia emission. *Ammonia and Odour Control from Animal Facilities 1*, 317-325. Vinkeloord, the Netherlands. October 6-10.
- Verma, V.K., Bram, S., Gauthier, G. et De Ruyck, J. 2011a. Evaluation of the performance of a multi-fuel domestic boiler with respect to the existing European standard and quality labels: Part-1.
- Verma, V., Bram, S., Gauthier, G. et De Ruyck, J. 2011b. Performance of a domestic pellet boiler as a function of operational loads: Part-2. *biomass & bioenergy* 35: 272-279
- Villeneuve, J., J. H. Palacios, P. Savoie, S. Godbout, 2012. A Critical Review of Emission Standards and Regulations Regarding Biomass Combustion in Small Scale Units (< 3 MW). *Bioresource Technology* 111 : 1-11.
- Villeneuve, J., 2009. Normes de combustion de la biomasse au Québec, au Canada, aux États-Unis et en Europe. *Revue de littérature. Agriculture et Agroalimentaire Canada*.
- Weissinger, A., Fleckl, T. et Obernberger, I. 2004. In situ FT-IR spectroscopic investigations of species from biomass fuels in a laboratory-scale combustor: the release of nitrogenous species. *Combustion and Flame* 137 : 403–417
- Werther, J et. Ogada, T. (1999) Sewage sludge combustion. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 25, p. 55-116.
- Werther J, Saenger M, Hartge EU, Ogada T, Siagi Z. 2000. Combustion of agricultural residues. *Progr Energy Combust Sci*;26:1e27.
- Xiong, S., Q-G. Zhang, D-Y. Zhang et R. Olsson. 2008. Influence of harvest time on fuel characteristics of five potential energy crops in northern China. *Bioresource Technology* 99 : 479–485
- Zhang, J. et Morawska, L. 2002. Combustion sources of particles: 2. Emission factors and measurement methods. *Chemosphere* 49 (2002) 1059–1074

Annexe 2. Exemple de calcul des émissions

Émission de CO₂ issue de la combustion du bois à la puissance maximale à partir des vitesses mesurées à la cheminée.

Débit gazeux volumétrique moyen des cheminées 1 et 2 (en m³/min.)

$$Q = V \times A = V \times (\pi \times r_{\text{cheminée}}^2)$$

$$Q_{\text{che1}} = \frac{471,9 + 419,3}{2} \times (\pi \times 0,25^2) = 87,5 \text{ CFM} \times \frac{0,0283168 \text{ m}^3}{1 \text{ CFM}} = 2,48 \text{ m}^3 / \text{min}$$

$$Q_{\text{che2}} = \frac{278,3 + 251,1}{2} \times (\pi \times 0,25^2) = 52,0 \text{ CFM} \times \frac{0,0283168 \text{ m}^3}{1 \text{ CFM}} = 1,47 \text{ m}^3 / \text{min}$$

Débits en conditions réelles expérimentales (en m³/min.)

$$Q_{\text{réel}} = Q_{\text{mesuré}} \cdot \sqrt{\frac{T_{\text{réel}} + 273}{273 + T_{\text{cal.}}}}$$

$$Q_{\text{che1,réel}} = 2,48 \times \sqrt{\frac{(95,5 + 273)}{(273 + 15)}} = 2,80 \text{ m}^3 / \text{min}$$

$$Q_{\text{che2,réel}} = 1,47 \times \sqrt{\frac{(10,6 + 273)}{(273 + 15)}} = 1,45 \text{ m}^3 / \text{min}$$

Débits sur base sèche à température et pression normale (en m³/min.)

$$Q_{\text{TPN}} = Q_{\text{réel}} \times \frac{273,15}{(273,15 + T_{\text{réelle}})} \times \frac{P_{\text{réelle}}}{1 \text{ atm}} \times (1 - FV_{\text{H}_2\text{O}})$$

$$Q_{\text{che1,sec,TPN}} = 2,80 \times \frac{273,15}{(273,15 + 95,5)} \times \left(\frac{1}{1}\right) \times (1 - 0,0428) = 1,99 \text{ m}^3 / \text{min}$$

$$Q_{\text{che2,sec,TPN}} = 1,45 \times \frac{273,15}{(273,15 + 10,6)} \times \left(\frac{1}{1}\right) \times (1 - 0,0072) = 1,39 \text{ m}^3 / \text{min}$$

$$Q_{\text{gaz,TPN}} = 1,99 - 1,39 = 0,60 \text{ m}^3 / \text{min}$$

Calcul des émissions

$$\dot{Emissions} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{\frac{ppm}{1\,000\,000} \times \rho_{air} \times Q_{gaz,TPN} \times \frac{MM_i}{MM_{air}} \times 60 \times 1000}{T.C.}$$

$$\dot{Emissions} \left(\frac{g}{kg} \right) = \frac{\frac{78861}{1\,000\,000} \times 1,29 \times 0,60 \times \frac{44,01_i}{29,95} \times 60 \times 1000}{3,25} = 1652 g_{CO_2} / kg_{biomasse}$$

Annexe 3. Tableau résumé des émissions moyennes des gaz de combustion au niveau du laboratoire

B	P	TE	Cendres	T.C.	CO	CO ₂	N ₂ O	NO ₂	SO ₂	HCl	CH ₄	NH ₃	H ₂ O	O ₂	Opacité	Particules			
		% (BS)	%	kg/h	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	%	%	%	mg/m ³			
Bois																			
				max.	3,25	15,699	1 125	0,000	0,031	0,328	0,006	0,146	0,003	6,2	14,73	9,23			
				moy.	1,83	2,587	1 039	0,000	0,034	0,264	0,006	0,005	0,022	4,7	16,24	1,00			
				min.	1,20	10,245	1 242	0,000	0,074	0,451	0,009	0,134	0,057	3,3	18,42	0,72			
				<i>Moyenne</i>	6,27	0,95	2,09	9,51	1 135	0,000	0,046	0,348	0,007	0,095	0,027	4,7	16,46	3,65	36,8
FSLP																			
				max.	3,08	16,537	1 133	0,026	0,053	4,222	0,004	0,053	0,003	5,3	15,80	3,38			
				moy.	1,86	8,223	1 159	0,013	0,125	4,005	0,006	0,002	0,003	4,5	16,64	1,71			
				min.	1,05	20,781	1 223	0,028	0,643	4,226	0,011	0,085	0,002	3,2	18,66	1,00			
				<i>Moyenne</i>	10,52	10,20	2,00	15,18	1 171	0,023	0,274	4,151	0,007	0,046	0,002	4,4	17,03	2,03	140,8
Panic																			
				max.	2,62	3,104	1 256	0,002	0,085	1,093	0,006	0,003	0,002	4,7	16,62	7,46			
				moy.	1,53	2,184	1 026	0,004	0,357	0,9	0,006	0,002	0,002	3,6	17,67	2,02			
				min.	0,98	8,484	1 145	0,002	0,868	1,413	0,014	0,058	0,001	2,5	19,29	1,87			
				<i>Moyenne</i>	14,14	4,12	1,71	4,59	1 142	0,003	0,437	1,135	0,008	0,021	0,002	3,6	17,86	3,78	38,7
Saule																			
				max.	2,98	29,717	1 099	0,017	0,052	0,517	0,001	0,68	0,002	5,5	15,96	4,94			
				moy.	1,99	11,101	1 079	0,013	0,174	0,265	0,001	0,008	0,007	4,0	17,19	0,21			
				min.	1,22	12,575	1 059	0,015	0,266	0,347	0,001	0,035	0,002	3,1	18,19	0,00			
				<i>Moyenne</i>	12,66	4,08	2,06	17,798	1 079	0,015	0,164	0,377	0,001	0,241	0,004	4,2	17,11	1,72	62,6

B : Biomasse; P : Puissance; TE : Teneur en eau; BS : Base sèche; T.C. : Taux de combustion; g/kg : grammes par kilogramme de biomasse.

Annexe 4. Calcul des pertes de chaleur

A4.1 Perte de chaleur par le toit de la chambre calorimétrique

$$q_{\text{toit}} = U A (t_{\text{int}} - t_{\text{ext}})$$

Film d'air intérieur

Coefficient de surface : $h_{\text{toit,int.}} = 5,17 \text{ W/m}^2\text{-K}$

Pour une émittance de la surface ($\varepsilon = 0,20$) et une aire de surface horizontale et la direction de la chaleur vers le haut.

Toit (conduction)

$k_{\text{isolant}} = 0,026 \text{ W/m}\cdot\text{K}$ (pour le polyurethane foam) (ASHRAE Fundamentals)

$\Delta x_{\text{isolant}} = 0,05334 \text{ m}$

$k_{\text{tôle}}$ et $\Delta x_{\text{tôle}}$: négligeables

$R = 1/k = 1/0,026 = 38,46 \text{ K}\cdot\text{m/W}$ et pour 53 mm d'épaisseur :

$R_{\text{isolant}} = 38,46 \times 0,05334 = 2,05 \text{ K}\cdot\text{m}^2/\text{W}$

Film d'air extérieur

Coefficient de surface : $h_{\text{toit,ext.}} = 9,26 \text{ W/m}^2\text{-K}$

Pour une émittance de la surface ($\varepsilon = 0,90$) et une aire de surface horizontale et la direction de la chaleur vers le haut.

$$\frac{1}{U} = \frac{1}{h_{\text{int}}} + R_{\text{isolant}} + \frac{1}{h_{\text{ext}}} = \frac{1}{5,17} + 2,05 + \frac{1}{9,26} = 2,35$$

$U = 0,425 \text{ W/m}^2\text{-K}$

$$q_{\text{toit}} = U A \Delta t = 0,425 \times (1,45 \times 2) \times (t_{\text{int}} - t_{\text{ext}}) = 1,23(t_{\text{int}} - t_{\text{ext}})$$

A4.2 Perte de chaleur par les murs

$$q_{murs} = U A (t_{int} - t_{ext})$$

Film d'air intérieur (convection)

$$\text{Coefficient de surface : } h_{mur,int.} = 4,2 \text{ W/m}^2\text{-K}$$

Pour une émittance de la surface ($\varepsilon = 0,20$) avec une orientation de la surface verticale et la direction de la chaleur horizontale.

Murs (conduction)

$$k_{isolant} = 0,026 \text{ W/m}\cdot\text{K (polyurethane foam) (ASHRAE Fundamentals)}$$

$$\Delta x_{isolant} = 0,05334 \text{ m}$$

$k_{tôle}$ et $\Delta x_{tôle}$: négligeables

$$R = 1/k = 1/0,026 = 38,46 \text{ K}\cdot\text{m/W et pour 53 mm d'épaisseur :}$$

$$R_{isolant} = 38,46 \times 0,05334 = 2,05 \text{ K}\cdot\text{m}^2\text{/W}$$

Film d'air extérieur (convection)

$$\text{Coefficient de surface : } h_{murs,ext.} = 8,29 \text{ W/m}^2\text{-K}$$

Pour une émittance de la surface ($\varepsilon = 0,90$) avec une orientation de la surface horizontale et la direction de la chaleur horizontale.

$$\frac{1}{U} = \frac{1}{h_{int}} + R_{isolant} + \frac{1}{h_{ext}} = \frac{1}{4,2} + 2,05 + \frac{1}{8,29} = 2,41$$

$$U = 0,415 \text{ W/m}^2\text{-K}$$

$$q_{murs} = U A \Delta t = 0,415 \times (2,89 \times 2 + 2,63 + 1,14) \times (t_{int} - t_{ext}) = 3,96(t_{int} - t_{ext})$$

A4.3 Perte de chaleur par la porte

$$q_{porte} = U A (t_{int} - t_{ext})$$

Film d'air intérieur (convection)

Coefficient de surface : $h_{mur,int.} = 4,2 \text{ W/m}^2\text{-K}$

Pour une émittance de la surface ($\varepsilon = 0,20$) avec une orientation de la surface verticale et la direction de la chaleur horizontale.

Murs (conduction)

$k_{porte} = 0,12 \text{ W/m}\cdot\text{K}$ (plywood douglas fir) (ASHRAE Fundamentals)

$\Delta x_{porte} = 0,038 \text{ m}$

$k_{tôle}$ et $\Delta x_{tôle}$: négligeables

$R = l/k = 1/0,12 = 8,33 \text{ K}\cdot\text{m/W}$ et pour 38 mm d'épaisseur :

$R_{isolant} = 8,33 \times 0,038 = 0,317 \text{ K}\cdot\text{m}^2/\text{W}$

Film d'air extérieur (convection)

Coefficient de surface : $h_{porte,ext.} = 8,29 \text{ W/m}^2\text{-K}$

Pour une émittance de la surface ($\varepsilon = 0,90$) (tableau A4.2) avec une orientation de la surface horizontale et la direction de la chaleur horizontale.

$$\frac{1}{U} = \frac{1}{h_{int}} + R_{porte} + \frac{1}{h_{ext}} = \frac{1}{4,2} + 0,317 + \frac{1}{8,29} = 0,676$$

$$U = 1,48 \text{ W/m}^2\text{-K}$$

$$q_{porte} = UA\Delta t = 1,48 \times 1,49 \times (t_{int} - t_{ext}) = 2,20(t_{int} - t_{ext})$$

Équations utilisées pour calculer la chaleur évacuée par le système de ventilation de la chambre calorimétrique (q_v) et les pertes de chaleur par les gaz de combustion (q_{gaz}).

$$q_{v,gaz} = m_a C_p \Delta T \quad \text{Éq. 4.10}$$

$$\text{où } \Delta T = T_{in} - T_{out} \quad \text{Éq. 4.11}$$

$$C_p = 1 + 1,88H \quad \text{Éq. 4.12}$$

$$H = \frac{0,6219P_v}{P_{atm} - P_v} \quad \text{Éq. 4.13}$$

$$P_v = P_s \cdot HR \quad \text{Éq. 4.14}$$

$$P_s = R \times e^{\frac{A+BT+CT^2+DT^3+ET^4}{FT-GT^2}} \quad \text{Éq. 4.15}$$

Où :

$$\begin{aligned} R &= 22\,105\,649, & A &= -27\,405,53, & B &= 97,5413, & C &= -0,146244, \\ D &= 0,0001256, & E &= -4,85\,E-08, & F &= 4,34903, & G &= 0,0039381 \end{aligned}$$

$$m_a = Q_{\text{air}} / (V_{\text{air}} * 1000) \quad \text{Éq. 4.16}$$

$$V_{\text{air}} = \frac{287 \times T}{P_{\text{atm}} - P_v} \quad \text{Éq. 4.17}$$

- Où :
- m_a = débit massique de l'air de ventilation (kg/s)
 - C_p = chaleur massique de l'air (kJ / kg d'air sec. K)
 - T_{in} = température à l'entrée du système (K)
 - T_{out} = température à la sortie du système (K)
 - $q_{v, \text{gaz}}$ = chaleur évacuée par le système de ventilation ou par les gaz de combustion (W)
 - V_{air} = volume spécifique de l'air
 - T = température de l'air (K)
 - H = quantité d'eau dans l'air (kg d'eau / kg d'air sec)
 - P_v = pression de vapeur (Pa)
 - P_s = pression de vapeur saturante (Pa)
 - P_{atm} = pression atmosphérique (Pa)
 - HR = humidité relative (%)

Tableau A 4.1 Émittance moyenne selon le type de matériau (De Ladurantaye et Khelifi, 2007)

#1 Surface	#2 Émittance moyenne	Émittance effective de la cavité	
		#3 Une surface à la valeur de la colonne #2, l'autre à $\epsilon=0,90$	#4 Les deux surfaces à la valeur de la colonne #2
Feuille d'aluminium, brillante	0,05	0,05	0,03
Feuille d'aluminium, condensat à peine visible ($>0,5\text{g/m}^2$)	0,30	0,29	0,18
Feuille d'aluminium, condensat très visible ($>2,0\text{g/m}^2$)	0,70	0,65	0,54
Feuille d'aluminium, matte	0,12	0,12	0,06
Feuille d'aluminium, polie avec un endos en papier	0,20	0,20	0,11
Acier galvanisé, neuf	0,25	0,24	0,15
Peinture d'aluminium	0,50	0,47	0,35
Bois, papier, maçonnerie et peintures non-métalliques	0,90	0,82	0,82
Verre ordinaire	0,84	0,77	0,72

Tableau A 4.2. Émittance de la surface selon l'orientation et la direction de la chaleur (De Ladurantaye et Khelifi, 2007)

		Émittance de la surface, ϵ		
Orientation de la surface	Direction de la chaleur	$\epsilon = 0,90$	$\epsilon = 0,20$	$\epsilon = 0,05$
		$\frac{h_i}{W}$ m ² K	$\frac{h_i}{W}$ m ² K	$\frac{h_i}{W}$ m ² K
Air au repos				
Horizontal	Vers le haut	9,26	5,17	4,32
Pente de 45°	Vers le haut	9,09	5,00	4,15
Vertical	Horizontal	8,29	4,20	3,35
Pente de 45°	Vers le bas	7,50	3,41	2,56
Horizontal	Vers le bas	6,13	2,10	1,25
Air en mouvement		$\frac{h_o}{W}$ m ² K		
Vent de 24 km/h (hiver)	Toutes les directions	34,0		
Vent de 12 km/h (été)	Toutes les directions	22,7		

Annexe 5. Résumé des résultats du bilan massique

Tableau A 5.1 Bilan massique du carbone

Biomasses Unités	Entrée massique			Sortie massique					Total sortie gC/kg _b	η _{rec_C} %
	m _{C_biomasse} gC/kg _b	m _{C_air} gC/kg _b	C Total entrée gC/kg _b	m _{C_cendres} %	m _{C_particules} %	m _{C_CO} %	m _{C_CO2} %	m _{C_CH4} %		
Bois										
		0,01		0,9	0,0	1,4	65	0,0	317,9	67
		0,02		0,9	0,0	0,2	60	0,0	288,7	61
		0,03		0,9	0,1	0,9	72	0,0	347,5	74
<i>Moyenne</i>	471	0,02	471	0,9	0,0	0,9	66	0,0	318,0	68
FSLP										
		0,01		2,1	0,1	1,7	76	0,0	325,1	80
		0,02		2,1	0,2	0,0	0	0,0	9,1	2
		0,03		2,1	0,3	2,2	82	0,0	352,0	87
<i>Moyenne</i>	405	0,02	405	2,1	0,2	1,6	79	0,0	335,1	83
Panic érigé										
		0,02		0,2	0,0	0,3	79	0,0	345,1	79
		0,03		0,2	0,0	0,2	64	0,0	281,8	65
		0,05		0,2	0,1	0,8	72	0,0	317,3	73
<i>Moyenne</i>	435	0,03	435	0,2	0,0	0,5	72	0,0	314,7	72
Saule										
		0,01		1,2	0,0	2,8	66	0,1	318,5	71
		0,02		1,2	0,1	1,1	65	0,0	304,7	68
		0,03		1,2	0,1	1,2	64	0,0	299,9	66
<i>Moyenne</i>	451	0,02	451	1,2	0,0	1,7	65	0,0	307,6	68

gC/kg_b : grammes de carbone par kilogramme de biomasse.

Tableau A 5.2 Bilan massique de l'azote

Biomasses	Entrée massique			Sortie massique							η_{rec_N}
	$m_{N_biomasse}$	m_{N_air}	N Total entrée	$m_{N_cendres}$	$m_{N_particules}$	m_{N_NH3}	m_{N_N2O}	m_{N_NO2}	$m_{N_NO^*}$	Total sortie	
Unités	g _N /kg _b	g _N /kg _b	g _N /kg _b	%	%	%	%	%	%	g _N /kg _b	%
Bois											
				2,9	0,5	0,2	0,0	0,9	37,5	0,45	42
				2,9	0,9	1,7	0,0	1,0	38,3	0,48	45
				2,9	1,4	0,1	0,0	2,1	80,6	0,94	87
<i>Moyenne</i>	1,08	-	1,08	2,9	0,9	2,1	0,0	1,3	52,2	0,64	59
FSLP											
				1,2	0,2	0,0	0,1	0,1	4,4	1,36	6
				1,2	0,2	0,0	0,0	0,2	6,5	1,86	8
				1,2	0,4	0,0	0,1	0,9	27,8	6,87	30
<i>Moyenne</i>	22,6	-	22,6	1,2	0,3	0,0	0,1	0,4	12,9	3,36	15
Panic érigé											
				0,4	0,1	0,0	0,0	0,4	14,6	0,97	16
				0,4	0,1	0,0	0,0	1,7	58,7	3,81	61
				0,4	0,2	0,0	0,0	4,2	130,5	8,45	135
<i>Moyenne</i>	6,24	-	6,24	0,4	0,1	0,0	0,0	2,1	68,0	4,41	71
Saule											
				4,1	0,2	0,0	0,2	0,3	16,5	1,24	21
				4,1	0,2	0,1	0,1	0,9	35,5	2,39	41
				4,1	0,3	0,0	0,2	1,4	49,9	3,26	56
<i>Moyenne</i>	5,84	-	5,84	4,1	0,1	0,1	0,2	0,9	34,0	2,29	39

g_N/kg_b : grammes d'azote par kilogramme de biomasse; *Les concentrations de NO ont été déterminées théoriquement pour chaque essai à partir de l'équation suivante : NO (ppm) = 19 * (NO_x), où, dans ce cas, NO_x = NO₂ et N₂O.

Tableau A 5.3 Bilan massique du chlore

Biomasses	Entrée massique	Sortie massique			$\eta_{\text{rec_Cl}}$	
	$m_{\text{Cl_biomasse}}$ (Cl Total entrée)	$m_{\text{CL_cendres}}$	$m_{\text{CL_particules}}$	$m_{\text{Cl_HCl}}$		Total sortie
Unités	$\text{g}_{\text{Cl}}/\text{kg}_{\text{b}}$	%	%	%	$\text{g}_{\text{Cl}}/\text{kg-b}$	%
Bois						
		127	198	40,8	0,05	365
		127	266	44,5	0,06	437
		127	451	63,4	0,09	642
<i>Moyenne</i>	0,01	127	305	49,6	0,07	481
FSLP						
		39,5	5,5	0,1	1,38	45
		39,5	4,7	0,2	1,36	44
		39,5	4,0	0,4	1,34	44
<i>Moyenne</i>	3,05	39,5	4,7	0,2	1,36	44
Panic érigé						
		17,3	11,1	4,3	0,04	33
		17,3	14,1	4,8	0,05	36
		17,3	22,1	10,5	0,06	50
<i>Moyenne</i>	0,13	17,3	14,1	6,5	0,05	38
Saule						
		70,4	65,3	1,8	0,05	137
		70,4	80,6	3,5	0,05	155
		70,4	94,7	3,0	0,06	168
<i>Moyenne</i>	0,03	70,4	76,2	2,8	0,05	149

$\text{g}_{\text{Cl}}/\text{kg}_{\text{b}}$: grammes de chlore par kilogramme de biomasse.

Tableau A 5.4 Bilan massique du soufre

Biomasses	Entrée massique	Sortie massique			Total sortie	η_{rec_s}
	$m_{S_biomasse}$ (S Total entrée)	$m_{S_cendres}$	$m_{S_particules}$	m_{S_SO2}		
Unités	g _S /kg _b	%	%	%	g _S /kg-b	%
Bois						
	0,03	194	49,7	984	0,4	1228
	0,03	194	68,4	792	0,4	1054
	0,03	194	112,6	1352	0,6	1658
<i>Moyenne</i>	0,03	194	67,1	1043	0,4	1304
FSLP						
	3,33	75	2,4	127	6,8	204
	3,33	75	2,1	120	6,6	197
	3,33	75	1,8	127	6,8	204
<i>Moyenne</i>	3,33	75	2,1	125	6,7	202
Panic érigé						
	0,36	12	2,2	305	1,1	319
	0,36	12	2,9	251	1,0	266
	0,36	12	4,4	395	1,5	411
<i>Moyenne</i>	0,36	12	2,9	317	1,2	332
Saule						
	0,58	47	5,3	90	0,8	142
	0,58	47	6,7	46	0,6	100
	0,58	47	8,2	60	0,7	116
<i>Moyenne</i>	0,58	47	6,1	65	0,7	119

g_S/kg_b : grammes de soufre par kilogramme de biomasse.

Tableau A 5.5 Bilan massique du potassium

Biomasses	Entrée massique	Sortie massique			η_{rec_K}
	$m_{K_biomasse}$ (K Total entrée)	$m_{K_cendres}$	$m_{K_particules}$	Total sortie	
Unités	g_K/kg_b	%	%	$g_K/kg-b$	%
Bois					
	0,20	104	5,0	0,21	109
	0,20	104	7,0	0,22	111
	0,20	104	11,3	0,23	116
<i>Moyenne</i>	0,20	104	7,8	0,22	112
FSLP					
	5,48	85	2,7	4,78	87
	5,48	85	2,3	4,76	87
	5,48	85	2,0	4,75	87
<i>Moyenne</i>	5,48	85	2,3	4,76	87
Panic érigé					
	0,95	94	2,4	0,91	96
	0,95	94	3,0	0,92	97
	0,95	94	4,8	0,94	99
<i>Moyenne</i>	0,95	94	3,4	0,92	97
Saule					
	2,44	76	1,4	1,90	78
	2,44	76	1,8	1,91	78
	2,44	76	2,2	1,92	79
<i>Moyenne</i>	2,44	76	1,8	1,91	78

g_K/kg_b : grammes de potassium par kilogramme de biomasse.

Tableau A 5.6 Bilan massique du calcium

Biomasses	Entrée massique	Sortie massique			η_{rec_Ca}
	$m_{Ca_biomasse}$ (Ca Total entrée)	$m_{Ca_cendres}$	$m_{Ca_particules}$	Total sortie	
Unités	g_{Ca}/kg_b	%	%	$g_{Ca}/kg-b$	%
Bois					
	1,09	115	16	1,43	131
	1,09	115	22	1,50	137
	1,09	115	36	1,65	151
<i>Moyenne</i>	1,09	115	24	1,53	140
FSLP					
	13,90	115	7	16,94	122
	13,90	115	6	16,83	121
	13,90	115	5	16,72	120
<i>Moyenne</i>	13,90	115	6	16,83	121
Panic érigé					
	4,46	107	3	4,93	111
	4,46	107	4	4,98	112
	4,46	107	7	5,09	114
<i>Moyenne</i>	4,46	107	5	5,00	112
Saule					
	9,77	90	4	9,22	94
	9,77	90	6	9,34	96
	9,77	90	7	9,48	97
<i>Moyenne</i>	9,77	90	6	9,35	96

g_{Ca}/kg_b : grammes de calcium par kilogramme de biomasse.

Tableau A 5.7 Bilan massique de la silice

Biomasses	Entrée massique	Sortie massique			η_{rec_Si}
	$m_{Si_biomasse}$ (Si Total entrée)	$m_{Si_cendres}$	$m_{Si_particules}$	Total sortie	
Unités	g_{Si}/kg_b	%	%	$g_{Si}/kg-b$	%
Bois					
	0,19	142	27,1	0,32	169
	0,19	142	37,9	0,35	180
	0,19	142	61,5	0,39	204
<i>Moyenne</i>	0,19	142	42,2	0,35	184
FSLP					
	4,61	112	6,3	5,46	119
	4,61	112	5,5	5,43	118
	4,61	112	4,8	5,39	117
<i>Moyenne</i>	4,61	112	5,5	5,43	118
Panic érigé					
	11,25	95	2,3	10,89	97
	11,25	95	2,9	10,96	97
	11,25	95	4,7	11,16	99
<i>Moyenne</i>	11,25	95	3,3	11,00	98
Saule					
	3,35	98	5,2	3,46	103
	3,35	98	6,6	3,50	105
	3,35	98	8,1	3,56	106
<i>Moyenne</i>	3,35	98	6,6	3,51	105

g_{Si}/kg_b : grammes de silice par kilogramme de biomasse.

Tableau A 5.8 Bilan massique du phosphore

Biomasses	Entrée massique	Sortie massique			η_{rec_P}
	$m_{P_biomasse}$ (P Total entrée)	$m_{P_cendres}$	$m_{P_particules}$	Total sortie	
Unités	g_P/kg_b	%	%	$g_P/kg-b$	%
Bois					
	0,01	330	153	0,07	483
	0,01	330	214	0,08	544
	0,01	330	347	0,10	677
<i>Moyenne</i>	0,01	330	238	0,08	568
FSLP					
	3,20	76	5,9	2,63	82
	3,20	76	5,2	2,60	81
	3,20	76	4,5	2,58	81
<i>Moyenne</i>	3,20	76	5,2	2,60	81
Panic érigé					
	0,34	137	4,0	0,48	141
	0,34	137	5,1	0,49	142
	0,34	137	8,0	0,50	145
<i>Moyenne</i>	0,34	137	5,7	0,49	143
Saule					
	0,47	209	5,9	1,01	215
	0,47	209	7,5	1,02	216
	0,47	209	9,4	1,03	218
<i>Moyenne</i>	0,47	209	7,6	1,02	216

g_P/kg_b : grammes de phosphore par kilogramme de biomasse.

Annexe 6. Composition des biomasses évaluées

Tableau A.6 Comparaison de la composition des biomasses évaluées

Paramètres	Unités	Bois			Saule			FSLP	Panic
		17,58	95	400	17,58	95	400	17,58	17,58
Capacité évaluée	kW								
Diamètre	(cm)	0,65			0,68			0,88	0,55
Densité	(g ml ⁻¹)	0,69			0,58			0,71	0,51
Matière sèche	(% b.h)	93,8	95,8	94,2	90,5	92,3	91,3	90,5	87,6
Teneur en eau	(% b.h)	6,17			9,51			9,51	12,39
Teneur en eau	(% b.s)	6,57			10,52			10,52	14,14
Cendres (750 °C)	(% b.s)	0,54	0,38	0,26	2,76	3,8	3,6	8,80	3,65
Cendres (1100 °C)	(% b.s)	0,38	.	.	4,00	.	.	9,57	4,30
Volatiles (1100 °C)	(% b.h)	99,64	.	.	96,30	.	.	91,20	96,01
PCS	(MJ/kg)	17,9	14,5	17,6	18	19,7	18,3	15,6	18,7
M.O.	(%)	94,0	.	.	89,8	.	.	83,9	89,4
Propriétés chimiques									
C	(% b.h)	47,1	46,5	46,2	45,1	44,8	44,65	40,5	43,5
N	(% b.h)	0,108	0,147	0,143	0,584	0,665	0,582	2,26	0,624
Cl	(% b.h)	0,001	0,001	0,001	0,0030	0,008	0,007	0,305	0,013
Na₂O	(% b.h)	0,010	0,002	0,003	0,034	0,004	0,006	0,343	0,033
MgO	(% b.h)	0,028	0,018	0,038	0,159	0,143	0,181	0,698	0,153
Al₂O₃	(% b.h)	0,014	0,003	0,004	0,153	0,035	0,027	0,180	0,168
SiO₂	(% b.h)	0,041	.	.	0,716	.	.	0,986	2,405
P₂O₅	(% b.h)	0,006	0,009	0,013	0,215	0,233	0,207	1,464	0,157
SO₃	(% b.h)	0,008	0,022	0,022	0,145	0,197	0,167	0,834	0,089
K₂O	(% b.h)	0,047	0,072	0,182	0,588	0,559	0,997	1,321	0,229
CaO	(% b.h)	0,153	0,092	0,235	1,367	1,279	1,869	1,945	0,624
TiO₂	(% b.h)	<0,001	.	.	0,005	.	.	0,009	0,009
Fe₂O₃	(% b.h)	0,005	0,004	0,028	0,053	0,076	0,045	0,521	0,062
V₂O₅	(% b.h)	<0,001	.	.	<0,001	.	.	0,001	<0,001
CrO₃	(% b.h)	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,003	0,001
MnO	(% b.h)	0,015	0,007	0,016	0,013	0,013	0,020	0,025	0,010
CoO	(% b.h)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,009	<0,001	<0,001	<0,001
NiO	(% b.h)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001
CuO	(% b.h)	<0,001	<0,001	<0,001	0,001	0,004	0,001	0,022	0,001
ZnO	(% b.h)	0,001	0,002	0,003	0,027	0,027	0,045	0,039	0,004
SrO	(% b.h)	<0,001	0,001	0,002	0,004	0,004	0,006	0,004	0,002
ZrO₂	(% b.h)	<0,001	.	.	0,001	.	.	0,001	<0,001
Nb₂O₅	(% b.h)	<0,001	.	.	<0,001	.	.	<0,001	<0,001
BaO	(% b.h)	0,001	0,001	0,002	0,004	0,003	0,006	0,001	0,002
PbO	(% b.h)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Annexe 7. Paramètres pris en compte dans l'analyse technico-économique

		Mi	Mj	Qj	MJi
Consommation					
Superficie (m ²)		2 500	5 000	3 000	1 500
Consommation mensuelle de combustible (l/m ²)		22,9	20,3	24,15	30
Période chauffé (mois)		4,5	4,5	4,5	4,5
Consommation totale en mazout léger (l)		257 625	456 750	326 025	202 500
Pouvoir calorifique du mazout léger (MJ/l)		31,08	31,08	31,08	31,08
Consommation énergétique totale (Mj)		8 006 985	14 195 790	10 132 857	6 293 700
Consommation énergétique totale (Mj/m ²)		3 203	2 839	3 378	4 196
Pouvoir calorifique des résidus forestiers (Mj/TMA)		12 883	12 883	12 883	12 883
Consommation totale en résidus forestiers (TMA)		622	1 102	787	489
Pouvoir calorifique (MJ/t)					
	BO	13 120	13 120	13 120	13 120
	PE	11 710	11 710	11 710	11 710
	SCR	11 430	11 430	11 430	11 430
	FSLP	11 290	11 290	11 290	11 290
Consommation totale (t)					
	BO	610	1 082	772	480
	PE	684	1 212	865	537
	SCR	701	1 242	887	551
	FSLP	709	1 257	898	557
Coût des combustibles					
Coût du mazout léger - moyenne janvier à avril, 2009 à 2011 (\$/l)					
	Coût unitaire, livré en région (\$/l)	0,808 \$	0,808 \$	0,839 \$	0,806 \$
	Coût total	208 144 \$	369 024 \$	273 418 \$	163 175 \$
	Total (\$/Mj)	0,026 \$	0,026 \$	0,027 \$	0,026 \$
Résidus forestiers					
	Coût unitaire, livré en région (\$/TMA)	100 \$	100 \$	75 \$	75 \$
	Coût total	62 151 \$	110 189 \$	58 989 \$	36 639 \$
	Total (\$/Mj)	0,008 \$	0,008 \$	0,006 \$	0,006 \$
Valeur de remplacement payable par le producteur en serre (sans investissement à la conversion)					
Du mazout léger à... (\$/t)					
	BO	341 \$	341 \$	354 \$	340 \$
	PE	304 \$	304 \$	316 \$	304 \$
	SCR	297 \$	297 \$	308 \$	296 \$
	FSLP	293 \$	293 \$	305 \$	293 \$
Du résidu forestier à... (\$/t)					
	BO	102 \$	102 \$	76 \$	76 \$
	PE	91 \$	91 \$	68 \$	68 \$
	SCR	89 \$	89 \$	67 \$	67 \$
	FSLP	88 \$	88 \$	66 \$	66 \$

		Mi	Mj	Qj	Mji
Conversion du mazout léger aux granules de biomasse					
Investissement à la conversion (\$/m ²)		100 \$	100 \$	100 \$	100 \$
Investissement total à la conversion		250 000 \$	500 000 \$	300 000 \$	150 000 \$
Subvention Prime-Vert		50 000 \$	50 000 \$	50 000 \$	45 000 \$
Investissement total net à la conversion		200 000 \$	450 000 \$	250 000 \$	105 000 \$
Amortissement (linéaire 15 ans)		16 667 \$	30 000 \$	16 667 \$	7 000 \$
Autofinancement		25%	25%	25%	25%
Intérêt sur placement moyen-terme		2%	2%	2%	2%
Coût d'opportunité		558 \$	1 255 \$	697 \$	293 \$
Intérêt sur prêt moyen-terme		4%	4%	4%	4%
Coût financier		3 491 \$	7 855 \$	4 364 \$	1 833 \$
Coût d'exploitaiton et entretien	BO	25 000 \$	50 000 \$	30 000 \$	15 000 \$
	PE	25 000 \$	50 000 \$	30 000 \$	15 000 \$
	SCR	25 000 \$	50 000 \$	30 000 \$	15 000 \$
	FSLP	37 500 \$	75 000 \$	45 000 \$	22 500 \$
Coût total d'investissement et d'exploitation	BO	45 716 \$	89 110 \$	51 728 \$	24 126 \$
	PE	45 716 \$	89 110 \$	51 728 \$	24 126 \$
	SCR	45 716 \$	89 110 \$	51 728 \$	24 126 \$
	FSLP	58 216 \$	114 110 \$	66 728 \$	31 626 \$
Coût d'investissement, d'exploitation et d'entretien (\$/t)	BO	75 \$	82 \$	67 \$	50 \$
	PE	67 \$	74 \$	60 \$	45 \$
	SCR	65 \$	72 \$	58 \$	44 \$
	FSLP	82 \$	91 \$	74 \$	57 \$
Conversion du résidu forestier aux granules de biomasse					
Investissement à la conversion (\$/m ²)		20 \$	20 \$	20 \$	20 \$
Investissement total à la conversion		50 000 \$	100 000 \$	60 000 \$	30 000 \$
Subvention Prime-Vert					
Investissement total net à la conversion		50 000 \$	100 000 \$	60 000 \$	30 000 \$
Amortissement (linéaire 15 ans)		3 333 \$	6 667 \$	4 000 \$	2 000 \$
Autofinancement		25%	25%	25%	25%
Intérêt sur placement moyen-terme		2%	2%	2%	2%
Coût d'opportunité		139 \$	279 \$	167 \$	84 \$
Intérêt sur prêt moyen-terme		4%	4%	4%	4%
Coût financier		873 \$	1 746 \$	1 047 \$	524 \$
Coût d'exploitaiton et d'entretien	BO	5 000 \$	10 000 \$	6 000 \$	3 000 \$
	PE	5 000 \$	10 000 \$	6 000 \$	3 000 \$
	SCR	5 000 \$	10 000 \$	6 000 \$	3 000 \$
	FSLP	7 500 \$	15 000 \$	9 000 \$	4 500 \$
Coût total d'investissement, d'exploitation et d'entretien	BO	9 346 \$	18 691 \$	11 215 \$	5 607 \$
	PE	9 346 \$	18 691 \$	11 215 \$	5 607 \$
	SCR	9 346 \$	18 691 \$	11 215 \$	5 607 \$
	FSLP	11 846 \$	23 691 \$	14 215 \$	7 107 \$
Coût total d'investissement, d'exploitation et d'entretien (\$/t)	BO	15 \$	17 \$	15 \$	12 \$
	PE	14 \$	15 \$	13 \$	10 \$
	SCR	13 \$	15 \$	13 \$	10 \$
	FSLP	17 \$	19 \$	16 \$	13 \$
Coût total d'investissement, d'exploitation et d'entretien (\$/Mj)	BO				
	PE				
	SCR				
	FSLP				
Valeur de remplacement payable par le producteur en serre (avec investissement à la conversion)					
Du mazout léger à... (\$/t)	BO	266 \$	259 \$	287 \$	290 \$
	PE	238 \$	231 \$	256 \$	259 \$
	SCR	232 \$	225 \$	250 \$	253 \$
	FSLP	211 \$	203 \$	230 \$	236 \$
Du résidu forestier à... (\$/t)	BO	87 \$	85 \$	62 \$	65 \$
	PE	77 \$	75 \$	55 \$	58 \$
	SCR	75 \$	74 \$	54 \$	56 \$
	FSLP	71 \$	69 \$	50 \$	53 \$

Annexe 8. Tableau des émissions de différentes biomasses relevées lors de la revue de littérature

Tableau A.8.1 Émissions types relevées de la littérature (Partie 1)

Composés	Unités	Biomasses																
		Bois*			Paille de blé			Avoine			Avoine + Tourbe			Graine de colza		Écorce de colza		
		min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	max.	Réf.	max.	Réf.	
CO ₂	%	0,6	20	1; 3; 8; 14														
	ppm	96	6002	12														
	mg/m ³	2400	110000	5														
	g/kg	29,3	49,8	2; 9														
CO	ppm	23	1400	3; 9														
	g/m ³	0,094	27	1; 5; 10														
	g/kg	0,4	4,16	11			1,6	6,8	11	0,51	2,85	11	1,49	11	0,74	11		
	mg/MJ	30	16400	8														
O ₂	%	3	19,1	12; 14														
Particules	PT	mg/m ³	20,7	950	12; 6													
		mg/MJ	12	2200	8													
	P ₁₀	g/kg	0,21	0,4	11			0,4	0,67	11	0,72	0,85	11	0,27	11			
		g/kg	0,21	0,38	11			0,38	0,64	11	0,7	0,83	11	0,26	11			
P _{2,5}	g/kg	0,88	9,3	42; 7; 15														
NO _x	NO _x	g/kg	1,1	0,63	11			3,27	4,95	11	3,08	5,01	11	8,33	11	7,15	11	
		mg/m ³																
		mg/MJ	28	180	8													
	NO	ppm	22	359	3; 12													
		mg/m ³	0,1	270	1													
	NO ₂	g/kg	0,6	0,82	2; 9													
mg/m ³					0,3	9	1											
SO ₂	g/kg	0,05	3,55	2; 11; 14			1,59	2,26	11	1,52	2,55	11	7,27	11	5,08	11		
	mg/Nm ³				0,06	200	1											
HCl	g/kg	0,005	0,02	11			0,31	0,42	11	0,21	0,35	11	0,16	11	0,08	11		
	mg/m ³				0,3	24	1											
PCDD/PCDF	pg/MJ	5,86	4523	3														
	mg/gOC	0,069	9,117	7														

Composés	Unités	Biomasses															
		Bois*			Paille de blé			Avoine			Avoine + Tourbe			Graine de colza		Écorce de colza	
		min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	max.	Réf.	max.	Réf.
	ng/g 2,3,7,8-TE	1	10	4													
	ng TE/m ³	0,019	0,214	10													
	ng/m ³				0,6	200	1										
	ng TE/kg	0,23	2,57	10	35	80,5	13										
HAP	ppm	8,5	36,8	3													
	mg/kg	203	250	2													
	mg/gOC	0,008	3,894	7													
	ug/m ³	1,3	1631,7	5; 12													
	mg/MJ	0,06	64	8													
CH ₄	mg/MJ	<0,55	4800	8													
	mg/m ³	2,7	470	5													
	mg/kg		4120	15													
COVnM	mg/MJ	<0,00	780	8													
	mg/m ³	<0,03	80	5													
	mg/kg		383	15													
HC	g/kg		2,8	9													

*L'information de plusieurs essences de bois est recompilée (sciure, copeaux, écorce, granules, bûches et déchets); **Référence.

***masse du composant par rapport à la masse du combustible.

Tableau A.8.2. Émissions types relevées de la littérature (Partie 2)

Composés	Unités	Biomasses															
		Bois*			Blé			Panic			Miscanthus			Alpiste Roseau			
		min.	max	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	
CO ₂	%	0,6	20	1; 3; 8; 14					10	13		8	13		20	14	
	ppm	96	6002	12													
	mg/m ³	2400	110000	5	6100	120000	5										
	g/kg	29,3	49,8	2; 9													
CO	ppm	23	1400	3; 9													
	g/m ³	0,094	27	1; 5; 10	0,22	3,1	5		0,15	13		0,06					
	g/kg	0,4	4,16	11													
	mg/MJ	30	16400	8													
O ₂	%	3	19,1	12; 14										6,3	11,9	14	
Particules	PT	mg/m ³	20,7	950	12; 6				58	117	39, 13		27	13	8	28	14
		mg/MJ	12	2200	8												
	P ₁₀	g/kg	0,21	0,4	11												
	P ₁	g/kg	0,21	0,38	11												
	P _{2,5}	g/kg	0,88	9,3	16; 7; 15												
NO _x	NO _x	g/kg	1,1	0,63	11												
		mg/m ³								368	13		363	13			
		mg/MJ	28	180	8												
	NO	ppm	22	359	3; 12												
		mg/m ³	0,1	270	1												
	NO ₂	g/kg	0,6	0,82	2; 9												
mg/m ³																	
SO ₂	g/kg	0,05	3,55	2; 11; 14										41,9	67,2	14	
	mg/Nm ³								91	13		53	13				
HCl	g/kg	0,005	0,02	11													
	mg/m ³								18	13		59	13				
PCDD/PCDF	pg/MJ	5,86	4523	3													
	mg/gOC	0,069	9,117	7													
	ng/g 2,3,7,8- TE	1	10	4													

Composés	Unités	Biomasses														
		Bois*			Blé			Panic			Miscanthus			Alpiste Roseau		
		min.	max	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.	min.	max.	Réf.
	ng TE/m ³	0,019	0,214	10												
	ng/m ³															
	ng TE/kg	0,23	2,57	10												
HAP	ppm	8,5	36,8	3												
	mg/kg	203	250	2												
	mg/gOC	0,008	3,894	7												
	ug/m ³	1,3	1631,7	5; 12	200	8000	5									
	mg/MJ	0,06	64	8												
CH ₄	mg/MJ	<0,55	4800	8												
	mg/m ³	2,7	470	5	5,5	750	5									
	mg/kg		4120	15												
COVnM	mg/MJ	<0,00	780	8												
	mg/m ³	<0,03	80	5	<0,03	300	5		0,06							
	mg/kg		383	15												
HC	g/kg		2,8	9												

*L'information de plusieurs essences de bois est recompilée (sciure, copeaux, écorce, granules, bûches et déchets); **Réf. : les références sont détaillées au tableau A.8.3; ***masse du composant par rapport à la masse du combustible.

**Tableau A.8.3. Liste des références prises en compte dans les tableaux antérieurs
« Émissions types relevées dans la littérature »**

No.	Titres	Auteurs	Publications
1	Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers	Hedman, B., M. Naslund, S. Marklund	<i>Environmental Science and Technology</i> . 40. 2006. 4968-4975
2	Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace	Ross, A.B., J.M. Jones, S. Chaiklangmuang, A. Pourkashanian, A. Williams, K. Kubica, J.T. Andersson, M. Kerst, P. Danihelka, K.D. Bartle	<i>Fuel</i> . 81. 2002. 571-582.
3	Emissions of organic compounds from biofuel combustion and influence of different control parameters	Andersson, P., S. Marklund	<i>Chemosphere</i> . 1998. 36: pp. 1429-1443
4	Levels and congener patterns of polychlorinated dibenzo-P-dioxins and dibenzofurans in solid residues from wood fired boilers	Oehme M., M.D. Müller	<i>Chemosphere</i> . 1995. 30. 1527-1539
5	Wheat straw and peat for fuel pellets - organic compounds from combustion	Olsson, M.	<i>Biomass and Bioenergy</i> . 2006. 30: pp. 555 - 564.
6	Aerosol and fly ash formation in fixed bed biomass combustion systems using woody biofuels	Brunner T., M. Joeller, I. Obernberger, F. Frandsen	<i>12th European Conference and Technology Exhibition on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection</i> . Juin 2002, Amsterdam
7	Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Wood Stove Combustion of Prevalent United States Tree Species	Fine, P.M., G.R. Cass, B.R.T. Simoneit	<i>Environmental Engineering Science</i> . 2004. 21: pp. 705-721
8	Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets	Johansson, L.S, B. Leckner, L. Gustavsson, D. Cooper, C. Tullin, A. Potter	<i>Atmospheric Environment</i> . 2004. 38: pp. 4183-4195.
9	Effect of biomass burning on the formation of soot particles and heavy hydrocarbons. An experimental study	Kozinski, J.A., R. Saade	<i>Fuel</i> . 1998. 77: pp. 225-237.
10	Dioxin emissions from wood combustion	Schatowitz, B., G. Brandt, F. Gafner, E. Schlumpf, R. Bühler, P. Hasler, T. Nussbaumer	<i>Chemosphere</i> . 1994. 29: pp. 2005 - 2013.
11	Fine Particle and Gas Emissions from the Combustion of Agricultural Fuels Fired in a 20 kW Burner	Tissari, J., O. Sippula, J. Kouki, K. Vuorio, J. Jokiniemi	<i>Energy and Fuels</i> . 2008. 22: pp. 2033-2042.
12	Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions	Bignal, K.L, S. Langridge, J.L. Zhou	<i>Atmospheric Environment</i> . 2008. 42: pp. 8863-8871.

No.	Titres	Auteurs	Publications
13	Evaluation Of The Combustion Characteristics Of Four Perennial Energy Crops (Arundo Donax, Cynara Cardunculus, Miscanthus X Giganteus And Panicum Virgatum)	Dahl, J. et I. Obernberger	<i>2nd World Conference on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection, 10-14 May 2004, Rome, Italy</i>
14	Performance of a domestic pellet boiler as a function of operational loads: Part-2	V.K. Verma, S. Bram, G. Gauthier, J. De Ruyck	<i>biomass and bioenergy 35. 2011. pp. 272-279</i>
15	Measurement of emissions from air pollution sources. 3. C1-C29 organic compounds from fireplace combustion of wood	Schauer, J.J., M.J Kleeman, G.R Cass, B.R.T. Simoneit,	<i>Environmental Science and Technology. 2001. 35: pp. 1716-1728.</i>
16	Chemical Characterization of Fine particule Emissions from the fireplace combustion of Wood Types Grown in the midwestern and Western United States	Fine, P.M., G.R. Cass, B.R.T Simoneit	<i>Environmental Engineering Science. 2004. 21: pp. 387-409.</i>

Annexe 9. Essais préliminaires

Déroulement des essais

Ces essais ont été les premiers à être réalisés. Cette étape était nécessaire pour passer aux essais expérimentaux. Ces essais préliminaires ont permis d'ajuster les niveaux d'entrée d'air associés aux puissances de combustion afin d'obtenir la meilleure combustion possible (dans le sens de la plus complète). L'élément sur lequel l'étude s'est basée est le rejet de CO. En effet, le CO est généralement utilisé comme un bon indicateur de la qualité de la combustion en fonction de l'excès d'air ; les émissions de CO sont produites par la combustion incomplète de la biomasse. Le réglage optimal de l'entrée d'air assure une combustion efficace où le niveau de CO est le plus faible.

Basé sur les normes CSA B415.1 (CSA, 2010) et ASTM E2779 (2010), chaque essai de combustion a été constitué par trois segments de puissance (ou taux de combustion) du poêle : maximum, moyenne et minimum. Sous ce rapport, trois niveaux d'entrée d'air (1/3, 2/3 et maximal) ont été évalués pour chaque puissance et chaque biomasse.

Étant donné que le poêle permettait de régler manuellement cinq niveaux de taux de combustion (où le niveau 1 correspond à la puissance minimale et le niveau 5 à la puissance maximale), les essais ont été exécutés à la 2^{ème}, 3^{ème} et 5^{ème} puissance. D'ailleurs, la puissance minimale a été fixée à la 2^{ème}, car des problèmes de combustion survenaient à la puissance 1. Cette dernière produisait une flamme trop faible, de sorte que le courant d'air refroidissant la chambre calorimétrique l'éteignait, ce qui conduisait à l'arrêt du poêle.

Une fois la puissance réglée à l'aide du panneau de contrôle, elle demeurait constante automatiquement tout au long de chaque segment de l'épreuve d'une durée de 1 heure. En plus, avant de commencer l'essai et, suite à chaque changement de puissance, l'appareil fonctionnait au taux de combustion voulu jusqu'à stabilisation des paramètres pendant au moins 1 heure.

Résultats

Le tableau A.9 illustre les résultats des tests de combustion préliminaires. Chaque moyenne a été déterminée à partir d'environ 12 données. Les essais ont été répartis selon un plan entièrement aléatoire comportant trois répétitions. Le niveau d'entrée d'air présentant le taux de CO le plus faible de chaque puissance était sélectionné comme paramètre pour être appliqué aux tests de combustion.

Les taux d'O₂ moyen mesurés durant les tests préliminaires ont été de 17, 12, 10 et 13 % respectivement pour le bois, la FSLP, le panic érigé et le saule. Le tableau A.9 permet de voir qu'il n'existe pas une corrélation évidente des concentrations de CO avec la puissance, ni avec l'entrée d'air.

Tableau A.9 Concentrations de CO (ppm) à la cheminée

Puissances	5			3			2		
	max.	2/3	1/3	max.	2/3	1/3	max.	2/3	1/3
Biomasses	Concentrations de CO (ppm)								
Bois	544	490*	1140	134	86	60*	157*	264	170
FSLP	422*	-	477	170*	269	509	336*	415	501
Panic érigé	69	56*	86	100	102	93*	154	140*	189
Saule	577	627	516*	319	284*	341	437	372	315*

* Concentrations de CO les plus faibles pour chaque puissance associée à une entrée d'air; ** L'entrée d'air max. correspond à une ouverture maximale de la trappe; les ouvertures restantes, 2/3 et 1/3, signifie que la trappe est ouverte à 2/3 et à 1/3 de l'ouverture maximale.

La combustion du bois a présenté la plus grande variabilité de concentrations allant de 60 (± 15) jusqu'à 1,140 (± 316) ppm CO. Une variabilité similaire, allant de 23 jusqu'à 1400 ppm CO, a été trouvée par Godbout et al. (2010) dans une revue de différentes études. Toutefois, le bois et le panic érigé ont produit en général des concentrations de CO inférieures aux autres biomasses. Les émissions ont été spécialement faibles lors de la combustion du panic érigé, spécialement à la puissance maximale (56 à 86 ppm CO).

La plus forte concentration de CO mesurée s'est présentée à la combustion du bois à la puissance maximale (5) (1140 ppm CO) au débit d'air le plus faible (1/3); cette concentration étant deux fois plus élevée que dans les deux autres entrées d'air évaluées et 4 à 19 fois plus élevée que dans les autres puissances. En effet, lorsqu'une puissance assez importante est requise, elle exige une quantité d'air aussi importante afin d'arriver à une combustion complète.

Dans certains cas, les émissions de CO sont très comparables pour une même puissance, comme dans le cas du panic érigé, particulièrement à l'évaluation de la puissance 3. Dans ce cas, le même principe de choisir l'entrée d'air avec l'émission la plus faible a été appliqué.

Annexe 10. Activités de diffusion et de transfert

Forum Énergie et Agriculture 2010 (CRAAQ) Drummondville (Québec)

Biomasse agricole : combustion et législation

Conférencier : Stéphane Godbout

Collaborateurs : Joahnn Palacios, Frédéric Pelletier, Jean-Pierre Larouche et Patrick Brassard

Les énergies fossiles ont facilité la mécanisation et permis un développement fulgurant de l'agriculture. Toutefois, cette énergie non-renouvelable entraîne des problèmes environnementaux importants tel le réchauffement de la planète. Pour faire face à cette situation, dans la dernière décennie et de façon plus accentuée à la fin de celle-ci, la production d'énergie de source non fossile s'est développée. La source de cette énergie est principalement issue des biomasses agricoles, telles que les déjections animales, les cultures dédiées ou les résidus de culture. Il existe différentes voies permettant de produire de l'énergie à partir des biomasses agricoles dont les procédés de transformation chimique (ex. : pyrolyse), biologique (ex. : biométhanisation) ou thermique (ex. : combustion directe). Cette dernière, lorsque la situation le permet, présente une avenue intéressante et efficace. Quoique d'un grand intérêt, cette avenue est présentement confrontée à plusieurs problématiques d'origins technique et législative.

La quantité d'énergie extraite de la biomasse lors de la combustion est fortement influencée par les conditions de combustion et la qualité propre du produit. Cette qualité est représentée par des caractéristiques tels la teneur en humidité, la masse volumique, le taux de cendres, la teneur en certains éléments (N, Cl, S, métaux lourds) et la qualité du conditionnement.

La réglementation sur la qualité de l'air actuellement en vigueur au Québec rend parfois impossible la combustion de la biomasse agricole. Les limitations sont principalement basées sur une méconnaissance des émissions issues de la combustion de la biomasse. L'étude de la littérature démontre que la biomasse a de fortes chances de contenir du chlore et de l'azote qui entraîneraient des émissions de HCl et NO_x. Également, dans des conditions de combustion incomplète, il y aurait un risque de formation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), d'ammoniac (NH₃), de polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) de polychlorodibenzo-furanes (PCDF) et de composés organiques volatils (COV) dont le méthane (CH₄). L'IRDA réalise actuellement des études qui devraient permettre de caractériser les émissions issues de la combustion de la biomasse et d'avancer dans le développement de cette transformation verte au Québec.

Annexe 11. Confirmation de l'acceptation de publication des résultats dans la revue « Le Bulletin des Agriculteurs »

----- Original Message -----

From: [Yvon Therien](#)

To: [Lise Potvin](#)

Cc: [Marie-Claude Poulin](#)

Sent: Monday, March 26, 2012 3:29 PM

Subject: Re: Projet d'article

Bonjour Mme Potvin

Oui, je suis intéressé de publier l'article de vulgarisation que vous me proposez. Un article d'un maximum de 1000 mots avec 3 à 4 photos et tableaux.

Serait-ce possible d'avoir le texte d'ici le 8 juillet?

Je ne peux pas vous garantir une date de publication, mais ce sera d'ici décembre 2012.

Merci

Yvon Thérien, agr.
Éditeur / Rédacteur en chef
Le Bulletin des Agriculteurs
1 Place du Commerce
Bureau 320
Île des Soeurs, QC
H3E 1A2
Tél:514 766-9554 poste 222
Site internet: www.lebulletin.com

----- Original Message -----

Le 12-03-21 13:22, « Lise Potvin » <lise.potvin@irda.qc.ca> a écrit :

Bonjour M. Therrien.

Permettez-moi de vous envoyer à nouveau ce message qui est très important pour moi.

Salutations.

Lise



----- Original Message -----

From: Lise Potvin <<mailto:lise.potvin@irda.qc.ca>>

To: Yvon Therien <<mailto:Yvon.Therien@lebulletin.com>>

Sent: Tuesday, March 13, 2012 2:51 PM

Subject: Projet d'article

Bonjour M. Therrien.

Comme promis, je vous fais parvenir le plan de l'article de vulgarisation que je désire écrire au sujet de la biomasse agricole. Cependant, j'attendrai une confirmation de

publication de votre part avant de commencer cette rédaction. Si vous l'acceptez, j'aurai besoin de la date de parution de l'article pour en informer nos partenaires de recherche.

N'hésitez pas à communiquer avec moi. Je suis ouverte à vos commentaires.

Merci et salutations.

[OBJ]

Annexe 12. Fiche technique de diffusion et transfert pour la journée portes ouvertes de l'IRDA en 2010

Réduire les émissions d'odeurs, de gaz à effet de serre, d'ammoniac et de bioaérosols

Bilan énergétique et caractérisation des effluents de combustion de la biomasse agricole

Stéphane Godbout¹, Stéphane P. Lemay¹, Jean-Pierre Larouche¹, Frédéric Pelletier¹, Joahnn Palacios¹, Lota Dabio Tamini¹ et Patrick Dubé¹

Collaborateurs : Denis Buisnières², Philippe Savoie³, Josée Chicoine⁴, Martin Guernon⁵, René Couture⁵, Dan Zegan¹, François Léveillé¹, Mausam Verma¹, Christine Landry¹, Marc-Olivier Gasser¹, Richard Ringuette⁶, Claude Charest⁷, Richard Painchaud⁸ et Armand Perrault⁹

La production d'énergie à partir de biomasse suscite actuellement beaucoup d'intérêt dans le milieu agricole. La mise en place d'une filière de biomasse lignocellulosique à des fins énergétiques permettrait une diversification des revenus et la mise en valeur de certaines terres marginales. Divers produits, résidus de culture et sous-produits agricoles ou agroalimentaires pourraient aussi être utilisés comme combustibles dans des fournaies à biomasse

installées à la ferme. L'énergie ainsi produite permettrait de réduire la consommation de carburants fossiles et les émissions de gaz à effet de serre.

Si la combustion du bois est assez bien documentée et encadrée, le manque d'information sur les émissions issues de la combustion de diverses biomasses agricoles limite les possibilités d'encadrement et de développement de ce domaine.

Dans ce contexte, de concert avec plusieurs partenaires du milieu, l'IRDA a entrepris trois projets de recherche sur la combustion de la biomasse agricole et agroalimentaire.

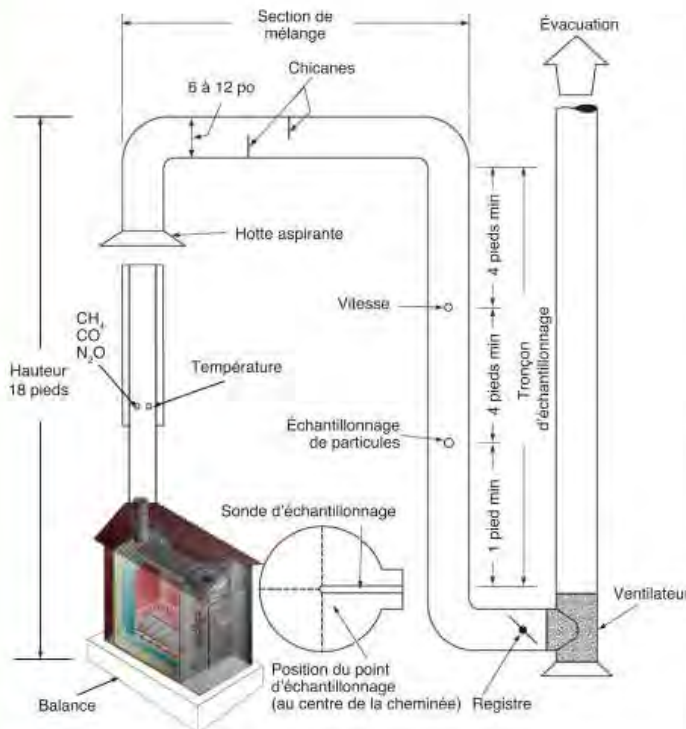
Dans un premier temps, une revue de littérature exhaustive sur les émissions produites lors de la combustion de divers types de biomasses agricoles a été réalisée à l'automne 2009. Différentes normes reliées à la combustion ont été analysées et résumées, en collaboration avec les intervenants de la Direction des politiques de la qualité de l'atmosphère du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Un inventaire des méthodes d'analyse standardisées et reconnues a été réalisé dans la même foulée. Les informations recueillies ont permis d'inventorier et de caractériser les gaz et particules émises lors de la combustion de la biomasse agricole et d'élaborer un protocole de mesure répondant aux exigences du MDDEP.

Essais de combustion à la ferme

Un deuxième projet est en cours afin de quantifier les émissions gazeuses et particulaires produites lors de la combustion à la ferme de diverses biomasses agricoles et agroalimentaires dans une fournaie extérieure.

Au début de 2010, un comité d'experts a identifié des produits et sous-produits agricoles et agroalimentaires susceptibles de fournir un potentiel énergétique intéressant. Les produits ciblés incluaient des cultures à vocation énergétique, mais aussi les fumiers de bovin et de volaille, les solides de lisier de porc, les boues d'abattoirs, etc.

À l'aide d'une grille de décision multicritère (voir encadré), le comité a ensuite sélectionné trois produits qui seront mis à l'étude dans la suite du projet : le saule, le panic érigé et les solides de lisier de porc.



Adapté de : CSA (Association Canadienne de Normalisation) 2010. Essais de rendement des appareils de chauffage à combustibles solides. Norme B415.1-10

Réduire les émissions d'odeurs, de gaz à effet de serre, d'ammoniac et de bipérolsols



À l'été 2010, une fournaise extérieure sera installée au centre de recherche de Deschambault. La fournaise choisie est d'un type utilisé couramment dans le domaine résidentiel pour brûler du bois, des granules de bois ou du maïs. Cette fournaise sera instrumentée pour mesurer l'énergie produite ainsi que les émissions de gaz et de particules.

Des essais préliminaires seront d'abord réalisés avec du bois pour permettre à l'équipe de recherche de se familiariser avec le fonc-

Pour tenir compte des multiples facettes des enjeux énergétiques, environnementaux et sociaux, une grille de décision a éclairé le choix des produits retenus pour les essais de combustion. Cette grille comprenait des critères variés, tels que :

- Le potentiel calorifique;
- La disponibilité du produit et sa provenance;
- L'acceptabilité sociale (ex. : valorisation de terres incultes, effet neutre sur la production alimentaire);
- Les émissions potentielles selon la littérature;
- Le potentiel d'utilisation des cendres;
- Le besoin de conditionnement avant la combustion;
- Les conditions d'entreposage ou de conservation;
- Le potentiel de développement.

tionnement et l'ajustement de la fournaise. Puis, les essais de combustion débuteront à l'automne 2010 sur les trois biomasses sélectionnées par le comité d'experts, ainsi que sur le bois (à titre comparatif). Afin de réduire leur teneur en eau et d'améliorer leur potentiel calorifique, les solides de lisier de porc seront préalablement conditionnés à l'aide du procédé de bioséchage SHOC^{MD}.

À chaque série d'essais, les intrants et les effluents (fumée et cendres) seront échantillonnés et caractérisés. L'émission de particules, l'opacité et plusieurs gaz d'intérêt environnemental susceptibles d'être formés durant la combustion, dont CO₂, CH₄ et N₂O, seront mesurés en continu dans les gaz évacués par la fournaise. Les données recueillies permettront de produire les bilans massiques et énergétiques, ainsi qu'une analyse technico-économique. Le potentiel de récupération de la chaleur et les avenues de valorisation des cendres seront aussi évalués.

Des essais supplémentaires seront réalisés en 2011 avec une fournaise de type commercial de grande capacité, opérant à des températures supérieures et munie d'un dispositif pour réduire les émissions. Le même protocole sera appliqué, mais seule la biomasse la plus prometteuse sera testée.

Certification de la biomasse agricole

Un troisième projet vise à établir les liens entre les caractéristiques de la biomasse (espèces, cultivars, période de récolte, conditionnement et forme) et les émissions produites lors de la combustion. À l'aide de ces relations, il sera possible de mettre en place les premiers jalons d'une certification de la biomasse lignocellulosique à des fins de combustion, qui favorisera un développement durable de cette filière. Ce projet débutera en septembre 2010 pour se terminer en août 2013.

Au printemps 2011, un comité d'experts choisira, à l'aide d'une grille de décision multicritère, cinq espèces de plantes éner-

gétiques qui serviront d'intrants pour les essais. Pour chacune des espèces choisies, le comité définira deux modalités de récolte ou de conditionnement et deux granulométries à tester. Chaque traitement sera répété trois fois pendant deux ans, pour un total d'environ 120 essais de combustion. En fonction de la biomasse et du conditionnement, une partie des essais sera réalisée à l'automne et l'autre au printemps de chaque année.

Les essais de combustion se dérouleront à compter de l'automne 2011 et jusqu'au printemps 2013, dans une fournaise de capacité intérieure à 3 MW installée au centre de recherche de Deschambault. La biomasse sera analysée avant sa combustion dans les laboratoires de l'IRDA. Les paramètres de combustion (ex. : apport d'air, température, etc.) seront ajustés spécifiquement pour chaque produit afin d'obtenir une combustion la plus complète possible. Une fois ces conditions atteintes, les émissions de gaz seront mesurées en continu durant toute la période de combustion. L'énergie produite sera mesurée à l'aide d'un système d'échangeur de chaleur connecté à la fournaise. Les cendres seront pesées et échantillonnées et soumises aux mêmes analyses que les intrants.

Ces données permettront d'établir des bilans massiques et énergétiques pour chaque biomasse à l'étude. Une analyse statistique établira aussi l'effet des différents facteurs sur les concentrations des gaz émis lors de la combustion. Un modèle de régression devrait permettre de relier les émissions à ces différents facteurs afin de suggérer des critères à inclure dans d'éventuelles normes de certification de la biomasse lignocellulosique à des fins de combustion.

Partenaires de réalisation et de financement



Pour en savoir davantage

Stéphane Godbout, Ingénieur, Ph. D.,
et agronome
418 646-1075
stephane.godbout@irda.qc.ca

irda

www.irda.qc.ca

Annexe 13. Activités de transfert scientifique

Article publié dans la revue scientifique « Bioresource Technology »

Bioresource Technology 111 (2012) 1–11

Contents lists available at SciVerse ScienceDirect



Bioresource Technology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biortech



Review

A critical review of emission standards and regulations regarding biomass combustion in small scale units (<3 MW)

Joey Villeneuve^a, Joahnn H. Palacios^b, Philippe Savoie^{a,*}, Stéphane Godbout^b

^a Agriculture and Agri-Food Canada, Soils and Crops Research and Development Centre, 2360 Hochelaga Blvd., Québec, QC, Canada G1V 2J3
^b Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), 2708 rue Einstein, Québec, QC, Canada G1P 3W8

ARTICLE INFO

Article history:
 Received 10 November 2011
 Received in revised form 10 February 2012
 Accepted 14 February 2012
 Available online 21 February 2012

Keywords:
 Emissions
 Biomass
 Combustion
 Particulate matter
 Noxious gases

ABSTRACT

Wood and agricultural crop residues are abundant, renewable and relatively low cost biomasses. Their combustion can replace fossil fuels in several applications. A major concern with biomass combustion is the emission of particulate matter (PM) in the atmosphere. The World Health Organization (WHO) has developed ambient air quality guidelines, notably maximum average annual levels of 20 µg/m³ for PM₁₀ (particulate matter < 10 µm). Combustion standards generally assess total PM at the chimney stack, with variable levels depending on local legislation, industrial activity, population density, etc. (e.g. 100–200 mg/m³ in Massachusetts, 150 mg/m³ in Québec, and 600 mg/m³ in New York). Some areas mandate relatively low PM levels from boilers (50 mg/m³ in Europe, 20 mg/m³ in Germany starting in 2015). The availability of conditioned and relatively dry biomass, along with PM removal technologies (e.g. cyclones, scrubbers, precipitators, and baghouse filters), will become important requirements for future biomass combustion.

Crown Copyright © 2012 Published by Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

While fossil fuel reserves are slowly depleting, the demand for alternative renewable energy sources such as biomass is steadily growing. In European countries, advances in technology and biomass processing have enabled wood chips and biomass pellets to become serious contenders to traditional fossil fuels in small scale heating systems, in terms of ease of use, energy efficiency and air pollutants (Verma et al., 2009). In contrast, the biomass heating industry is far from mature in North America (NA) where natural gas, oil and electricity are the most common sources of heat, which can be seen as a paradox based on the quantities of available biomass fuels. For example, Canada produces 1.3 million metric tonnes of pellets, which exceed domestic demand and allow the export of 70% of its production mainly to Europe (Melin, 2008).

The use of electricity for heating is very specific to the province of Quebec in Canada, where 74% of residential heat and 90% of residential hot water are provided by abundant and low-cost power from hydro-electric dams (Hydro-Québec, 2010). It is also estimated that 45% of the peak winter electricity load is attributed to heating, and this represents one of the key areas where biomass heating can gain market shares. In 2008 in Quebec, 366 million litres of oil and 105 million litres of propane were consumed (Statistics Canada, 2010). Part of these fossil fuels may be

replaced by local biomass at potentially very stable prices. Fig. 1 shows the overall proportion of energy consumption of the province of Quebec based on available energy sources.

The Quebec forest produces on average 40 million m³ of wood per annum where 9–14% consists of residues in the form of slash (1.57 million BDt), roadside residues (0.94 million BDt) or stumps (0.63 million BDt). To gain consumer confidence, quality standards should be developed for all types of biomass fuels. Quality standards already exist for fossil fuels where consumers know the energy content per unit volume purchased. At present, similar standards do not exist in the biomass industry in NA. The lack of standards can have a serious negative impact on fuel quality, combustion related emissions, consumer confidence and the general development of the industry.

Atmospheric pollution can be produced essentially by two sources, the first by natural phenomena (e.g. volcano eruptions, forest fires, etc.) and the second by manmade activities (e.g. energy production, automobiles, biomass combustion, etc.). Regardless of their origin, pollutants can either be classified as primary pollutants (emitted by an identifiable source) or as secondary pollutants (commonly referred to as secondary photochemical pollutants). The chemistry behind these pollutants is driven by the presence of sunlight that creates oxidised products including photochemical oxidants such as ozone (O₃) (Jenkin and Clementshaw, 1999). The World Health Organization (WHO) has set out air quality guidelines that represent the most widely agreed and up-to-date assessment of health effects of air pollution (WHO, 2008). The WHO

* Corresponding author. Tel.: +1 418 657 7985x5166; fax: +1 418 656 3723.
 E-mail address: philippe.savoie@fsaa.ulaval.ca (P. Savoie).

2

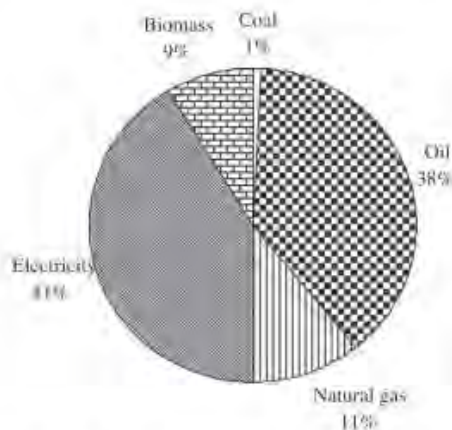
J. Villeneuve et al. / *Bioresour. Technol.* 111 (2012) 1–11

Fig. 1. Relative energy usage based on the different available sources in the province of Quebec, Canada (MRNF, 2011).

recommends maximum levels of several critical air pollutants that can have adverse effects on human health. These recommendations will be discussed and compared to current legislation applicable in Europe and North America. The guidelines developed by the WHO, for ambient air quality, could serve as an international benchmark in order to develop a sustainable biomass industry with respect to human health and general air quality. These recommendations are critical since combustion is globally one of the major sources of carbonaceous material in the atmosphere, significantly raising ambient air particulate matter (PM) mass concentrations in populated regions (Saarikoski et al., 2008).

Total PM emissions are generally defined in two groups, PM_{10} and $PM_{2.5}$. PM_{10} represents inhalable coarse particles, such as those found near roadways and dusty industries; they are smaller than $10\ \mu\text{m}$ in diameter. $PM_{2.5}$ are defined as fine particles, such as those found in smoke and haze; they are $2.5\ \mu\text{m}$ in diameter and smaller. The U.S. Environmental Protection Agency (EPA) recommends considering two exclusive PM sizes by defining the subgroup ($PM_{10-2.5}$) which includes all particles between 2.5 and $10\ \mu\text{m}$. For comparison, fine beach sand is $90\ \mu\text{m}$ in diameter and human hair is $70\ \mu\text{m}$ in diameter. Therefore, PM_{10} are 9 and 7 times smaller and $PM_{2.5}$ are 36 and 28 times smaller than fine sand and hair, respectively. All these PM can be directly emitted from sources such as forest fires, or they can form when gases emitted from power plants, industries and automobiles react in the air. Olsson (2006) states that PM from biomass combustion includes both inorganic material, i.e. ash particles, and organic material, i.e. unburnt solids such as soot, tar and char. Besides operational and environmental inconveniences, PM from combustion present risks to human health, particularly on the respiratory system, and can have carcinogenic effects (Campbell et al., 2005).

Ambient air quality standards establish a list of reference pollutants. In Canada, each province has its specific standards. For example, the province of Quebec assesses ozone (O_3), fine particulate matter ($PM_{2.5}$), sulphur dioxide (SO_2), nitrogen oxides (NO_x), hydrogen sulphide (H_2S) and carbon monoxide (CO) (MDDEP, 2011a) and establishes an air quality index (AQI) with three levels (good, acceptable, poor) on an hourly basis (MDDEP, 2010). It is important to distinguish ambient air quality standards, which measure general air quality in a given area, from stationary emission samplings. A stationary source is defined as a set of concentrated emission points other than motor vehicles, aircraft, ships or locomotives. Industrial stacks and roof vents are examples of

stationary sources (CEAEQ, 2009). The chimney stack sampling is a specific test based on a rigorous measurement protocol to determine if the equipment used to burn biomass meets current local legislation (Environment Canada, 1993). The reference to chimney stack is presented when specific legislation exists regarding these emissions. In other cases where emissions are discussed, these refer to ambient air emission standards. Acceptable combustion PM emissions measured at the chimney stack are in the order of 10^3 – 10^4 higher than ambient air PM meeting WHO guidelines because emissions are diluted in the atmosphere. The acceptable combustion PM levels vary considerably from one country to another. Lenient emission controls can have adverse effects, i.e. specific combustion equipment may respect applicable regulations but may still contribute to a reduction of air quality in highly populated areas. This type of situation can occur in winter during wood heating season combined with specific weather patterns that will cause the pollutants to stay concentrated at ground level (Environment Canada, 2011).

2. Biomass fuel composition and impact on emissions

Elementary biomass composition includes primarily carbon (C), hydrogen (H), nitrogen (N), sulphur (S), chlorine (Cl) and oxygen (O). In a lower proportion, other elements present in biomass are potassium (K), sodium (Na), magnesium (Mg), calcium (Ca), phosphorus (P) and some heavy metals such as arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr), copper (Cu), mercury (Hg), nickel (Ni), lead (Pb) and zinc (Zn).

Flue gas from combustion is related to fuel composition and the amount of air introduced in the combustion cycle. For this reason, woody biomass offers advantages over fossil fuels in terms of emissions since the sulphur and nitrogen contents of wood are low. This leads to low sulphur oxide (SO_x) emissions and, when the temperature is well controlled, this helps reduce oxidation of nitrogen from air leading to low overall nitrogen oxides (NO_x) emissions (McIlveen-Wright et al., 2000).

Chemical composition and physical properties are very different among biomasses, especially between agricultural and woody feedstocks. The ultimate chemical composition of several biomasses is shown in Table 1. In general, agricultural lignocellulosic biomasses have higher N and Cl levels than woody biomasses. Cl in wood is lower than in bark, which is lower than in straw where Cl can be as high as $4900\ \text{mg/kg}$ (Oberberger and Thek, 2003). During biomass combustion, the fuel-bound N produces nitrogen oxide (NO_x) emissions (Johansson et al., 2004; Qian et al., 2011). Meanwhile Cl forms hydrogen chloride (HCl), gaseous chlorine (Cl_2), alkali chlorides and polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) (Van Loo and Koppejan, 2008). Dioxins and furans can be formed in all combustion processes where organic C, O, and Cl are present. PCDD/F formation and emissions from agricultural biomass should be studied further because of their extremely toxic, mutagenic, and suppressive effect on of the human immune system (Lavric et al., 2003).

Each chemical compound that composes a biomass fuel will have an effect during the combustion process: C proportionally affects gross calorific value (GCV); H affects GCV and net calorific value (NCV); O affects GCV and provides part of the O for the combustion reaction; Cl produces HCl emissions, deposit formation and corrosion, lowers the ash melting temperature, and influences the formation of dioxins and furans; N produces nitrogen oxide emissions (NO_x); F (fluorine) produces hydrogen fluoride (HF) and corrosion; K leads to corrosion (heat exchangers, superheaters), lowers ash melting temperature, contributes to aerosol formation and produces ash which can be used for fertilisation (plant nutrient); Na contributes to corrosion (heat exchangers,

Table 1
Ultimate analysis of different types of biomass (mass%, dry basis) (Glyzet et al., 2010), (ECN, 2011) and (BIOBB, 2011).

Biomass	Mass percentage of important elements (% of dry matter)					
	C	H	O	N	S	Cl
Wood ^a	49–52	5.7–6.1	41.8–43.2	0.09–0.4	0.01–0.1	0.01–0.1
Willow ^b	47.7–50.2	5.7–5.9	42.2–46.2	0.1–0.43	0.03–0.04	0.01
Wheat straw	44.3	5.3	42.9	0.57	0.14	0.5
Barley straw ^c	46.8	5.31–5.5	40.1–41.9	0.41–0.76	0.06–0.12	0.41–0.98
Rye straw	47.6	5.9	42.4	0.42	0.09	0.23
Miscanthus ^d	47.9–48.5	5.4–5.5	41–41.8	0.54–0.56	0.05–0.11	0.18–0.21
Panicum ^e	41.2–42.4	5.0	48.7–51.1	0.31–1.34	0.04–0.11	0.01–0.47
Switchgrass	47.8	5.8	35.1	1.17	0.1	—
Grass ^f	45.1–46.3	4.9–5.2	34.8–36.8	2.01–3.37	0.15–0.2	1.09–0.75
Corn stover ^g	44.6–47.1	5.4–6.0	39.6–44.4	0.41–0.74	0.05	0.05–1.48
Sorghum fibers	42.8	—	47.8	0.84	0.1	0.37
Hemp	45.7	6.3	44.1	0.6	0	0.1
Swine manure	35–45.7	4.4–6.8	21.3–47.1	2.79–3.45	0.38	1.19

^a Values include softwood, wood pellets and untreated wood.
^b Values include willow chips and untreated willow.
^c Values include winter spring and summer barley straw.
^d Values include 2 and 3 years old miscanthus.
^e Values include winter and summer panicum.
^f Values include meadow and intensive grass.
^g Values include ear, stem and whole plant.

superheaters), lowers ash melting temperature and leads to aerosol formation; Mg and Ca increase ash melting temperature, and produce ash for fertilisation; P produces ash for fertilisation, and heavy metals lead to high emissions and aerosol formation (Van Loo and Koppejan, 2008).

Ideal combustion can be defined as the complete oxidation of all fuel components. When assuming ideal combustion, the basic elements that compose biomass fuels (C, H, S, N and O) will be found in one of the following forms (CO₂, H₂O, SO₂, N₂ and O₂) in the flue gas. Van Loo and Koppejan (2008) described the combustion process, in a simplified manner, as an overall combustion reaction of elemental fractions of the fuel (Eq. (1)).

$$a \cdot (Y_C Y_H Y_O Y_N Y_S) + n \cdot \left(\frac{1 - Y_{O_2, Air}}{Y_{O_2, Air}} \cdot N_2 + O_2 \right) \quad (1)$$

$$= b \cdot CO_2 + c \cdot H_2O + d \cdot O_2 + e \cdot N_2 + f \cdot CO \quad (2)$$

$$+ g \cdot NO + h \cdot NO_2 + i \cdot C_s H_l + j \cdot SO_2 + m \cdot N_2O \quad (3)$$

where Y_i is the volume fraction of element *i* in the dry fuel, Y_{O₂, Air} is the volume fraction of oxygen in air and coefficients *a*, *n*, *b*, *c*, *d*, *e*, *f*, *g*, *h*, *i*, *j* and *m* can be found partly by applying element balances (C, H, O, N and S) and partly by making assumptions regarding the product composition.

By assuming complete combustion, neglecting dissociation effects at high temperatures and formation of NO_x, Van Loo and Koppejan (2008) proposed to find the mass of the flue gas species directly from the elemental biomass fraction composition and the amount of air introduced in the combustion cycle according to (Eq. (2)).

$$\bar{m}_{CO_2} = X_C \frac{M_{CO_2}}{M_C} (1 - X_{H_2O}), \bar{m}_{H_2O} = X_H \frac{M_{H_2O}}{M_H} (1 - X_{H_2O}) + X_{H_2O} \quad (4)$$

$$\bar{m}_{SO_2} = X_S \frac{M_{SO_2}}{M_S} (1 - X_{H_2O}), \bar{m}_{N_2} = X_{N_2, Air} + X_N (1 - X_{H_2O}) \quad (5)$$

$$\bar{m}_{O_2} = \frac{\bar{m}_{O_2, Air}}{\lambda} (\lambda - 1) \left[\frac{kg_i}{kg_{fuel} waf} \right] \quad (6)$$

where \bar{m}_i is the mass of element *i* compared to the mass of the fuel, X_i is the mass fraction of element *i* in dry ash free fuel (daf), X_{H₂O} is the mass fraction of H₂O in wet ash free fuel (waf), M_i is the molecular mass of element *i* (kg/kmol) and λ is the excess air ratio.

In reality, biomass combustion is more complex and emissions are influenced not only by the chemical composition of the biomass. Emission rate and flue gas composition are also influenced by the physical properties of the fuel (such as moisture content, density, porosity, size and active surface area), the type of combustion equipment (including operational and technical aspects) and the emission reduction measures. In a combustion process, all these variables interact together and produce an extensive variety of emission levels and substances. In a literature review carried out by Godbout et al. (2010), a wide range of gaseous and particulate emissions was observed even when comparable biomasses were used in combustion equipments with similar output capacity (<3 MW). According to Brown (2011) and Haseli et al. (2011), detailed predictive capability for analysis, design, operation and regulation remains a goal for further research and development.

Several substances emitted from the combustion of biomass can act as pollutants, irritants, or carcinogenic compounds (Torres-Duque et al., 2008). Emission components can be grouped in two general categories according to the type of reaction: components from a complete combustion and components from an incomplete combustion. A complete combustion process takes place when all biomass components react with sufficient oxygen from the air. This reaction produces CO₂, NO_x, SO_x (especially in the form of SO and SO₂), HCl, heavy metals and PM.

An incomplete combustion of the fuel results from an overall lack of available O₂, an insufficient mixing of air and fuel in the combustion chamber, a low combustion temperature, or a short residence time. The components emitted to the atmosphere as a consequence of incomplete combustion include CO, volatile organic compounds (VOCs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), PM, PCDD/F, and small amounts of ammonia (NH₃).

In order to reduce atmospheric pollution from incomplete combustion, it is essential to provide excess air in the combustion chamber. In small-scale biomass combustion applications, Van Loo and Koppejan (2008) suggest an excess air ratio well above one (usually above 1.5) to ensure sufficient mixing of inlet air and fuel. Nevertheless, inert nitrogen in the air significantly reduces the combustion temperature. Consequently, an optimal design of air inlets and process control is necessary to obtain adequate mixing at low excess air ratios. Unfortunately, current advanced process control systems are seldom used in small-scale residential type biomass combustion applications (<300 kW)

4

J. Vilimec et al. / *Bioresour. Technology* 111 (2012) 1–11

Table 2
Concentration ranges of principal ash-forming elements and ash content in some biomass fuels ^a.

	Biomass analysis (mg/kg _{DM} max (d.b.))			
	K	Na	Cl	Ash
Woodchips	910–1500	20–110	50–60	8000–14 000
Bark	1500–3600	71–530	100–370	50 000–80 000
Straw	320–21 000	56–4800	1000–7000	40 000–120 000
Cereal (triticale)	6000–8900	19–78	4–5 ^d	40 000–120 000
Ash analysis				
Woodchips	49–63	3–5	8	–
Bark	50–99	5–7	–	–
Straw	100–160	2–10	36 ^b –119 ^c	–
Cereal (triticale)	110–180	2–5	–	–

^a Adapted from Van Loo and Koppejan (2008).

^b Wheat straw (Demirbas, 2005).

^c Winter barley straw (Glysel et al., 2010).

^d Sollars (1961).

because of cost (Van Loo and Koppejan, 2008). Meanwhile, research performed by Kelz et al. (2010) clearly demonstrates that modern automated biomass combustion systems emit fewer particles than uncontrolled natural draught systems that are at a disadvantage.

Many studies have been conducted to measure emissions from biomass combustion in small scale units. Nevertheless, Godbout et al. (2010) concluded that more knowledge on the combustion of agricultural biomasses is highly needed. In fact, a wide proportion of the scientific research in biomass combustion is destined to woody fuels while research in agricultural biomasses is less intensive. Non-woody biomasses tested for direct combustion and emission analysis have included straw (Björn et al., 2006; Spiethoff et al., 2000), cereal seeds (Tissari et al., 2008), corn stover (Morissette et al., 2011), horse manure (Lundgren and Pettersson, 2009) and poultry litter (Abelha et al., 2003).

According to Demirbas (2005), two important problems with biomass combustion are fouling and corrosion caused by the alkaline nature of the ash. As shown in Table 2, biomass such as agricultural straw contains high concentrations of K, Na and Cl. These elements have a direct impact on ash behaviour and corrosion chemistry according to Jones et al. (2007). In fact, K, Na and Cl decrease the melting temperature of ash, thereby increasing ash deposition, fouling and corrosion on the combustor's surface.

Gogebakan et al. (2009) suggested biomass fuel blending to reduce ash deposition and fouling.

An additional issue with biomass is its heterogeneity when compared to a liquid or gaseous fuel. Consequently, relatively high PM emissions are produced, especially in small-scale appliances.

3. Air quality and combustion standards

Air quality is closely linked to human activities that generate particulates in the air. The London smog disaster of December 5–10, 1952, is a classical example which caused the untimely death of 4000–12,000 people and the enactment of the first clean air act in England in 1956 (Slanina and Saundry, 2009). The smog resulted largely from small coal burning boilers and highlighted the importance between air quality and combustion standards. In order to viably replace fossil fuels by biomass, combustion standards must ensure it is used without causing adverse health effects.

3.1. Air quality and combustion standards in Europe

In Europe, the most significant users of biomass (residential and commercial) are located in northern countries, more specifically Scandinavia (Norway, Sweden, Finland and Denmark) and the Baltic states (Estonia, Latvia and Lithuania), according to Pye et al. (2004). In addition, over 25% of European non-industrial consumption of biomass is in France, where 7.95 million tonnes of oil equivalent (Mtoe) are used to heat primary residences (BTG, 2007). The use of biomass as a renewable energy source in Europe has been steadily increasing over the past years. However, small combustion units are considered to be a significant source of pollutants, the most important being particulate matter (PM) which is associated to direct health impacts. Recent investigations have established that wood combustion contributes as much as 20% of carbonaceous aerosols in Paris during winter months (Favez et al., 2009).

The EU has committed to developing renewable energy sources and fuels by establishing binding targets to be met by 2020. The overall percentage of renewable energy in the total European energy consumption pool has been set at 20%. The EU has established sustainability objectives for the development of the biomass industry in order to develop this industry without creating an overall environmental negative impact associated with the use of

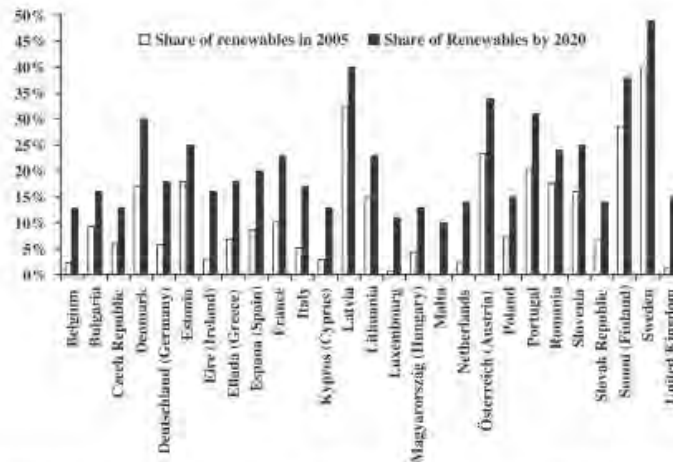


Fig. 2. National overall targets for the share of energy from renewable sources in gross final consumption of energy in 2020 (adapted from EEA, 2009).

Table 3a
PM emission limits for small combustion units in Switzerland <350 kW (adapted from EBS, 2007 and corrected for standard 11% O₂).

Type of installation	European standard	PM limits (mg/m ³)
Log boiler, manual loading	EN 303-5 or EN 12809	63
Densified wood boiler, automatic loading	EN 303-5 or EN 12809	75
Wood pellet boilers, automatic loading	EN 303-5 or EN 12809	50
Space heating with solid fuels	EN 13240	94
Space heating using wood pellet fuels	EN 14785	50
Individual furnace for solid fuels	EN 12815	113
Centralised furnace for solid fuels	EN 12815	150
Chimney insert – open chimney for solid fuels	EN 13229	94

Table 3b
PM emission limits for large combustion plants burning solid fuel as recommended by the European parliament (EC, 2001).

Existing combustion plants	Rated thermal input (MW)	Emission limit (mg/Nm ³)
	>500	50 ^a
	<500	100
New combustion plants	50–100	50
	>100	30

^a A limit value of 100 mg/Nm³ may be applied to plants with a rated thermal input greater than or equal to 500 MW burning solid fuel with a heat content of less than 5 800 kJ/kg (net calorific value), a moisture content greater than 45% by weight, a combined moisture and ash content greater than 60% by weight and a calcium oxide content greater than 10%.

bioenergy (Vis et al., 2008). This has led to specific renewable energy targets that are set per member country and identified in Fig. 2.

In order to meet these binding targets, each member state must establish its own specific plan. Moreover, these targets must be met by respecting established environmental emission standards for biomass combustion that differ for each member state with specific legislation. For example, Table 3a shows particulate matter emission limits in Switzerland for combustion units <350 kW expressed in mg/Nm³. Original data from EBS (2007) were based on 13% O₂. All particulate emission limits have been corrected to a

standard level of 11% O₂ in this example and throughout the article by a multiplier defined as the ratio of flux gas volumes produced at two different O₂ level (Van Loo and Koppejan, 2008).

Different agencies express air volumes in one of three similar equivalent units as follows: 1 m³ R = 1 N m³ = 1 m³ of dry gas, corrected at 11% O₂, 101.3 kPa, 25 °C. Table 3b shows emission limit values for new and existing plants that are <500 MW or ≥500 MW in mg/Nm³ as recommended in Europe. Large scale combustion units are not the subject of the article, but nonetheless, it is interesting to note that legislation is generally more stringent for large units. Most European countries have devolved their internal combustion legislation policies regarding PM emissions to existing standards and European directives. Germany has, on the other hand, gone further and will impose, for installations starting operations in 2015 or later (BMU, 2009), one of the most stringent emission limits among European countries in regard to emissions; they have set the limit to 20 mg/m³ regardless of size or type of biomass fuel (Lahl, 2007).

The basic ambient air quality standards in Europe cover a total of 12 critical pollutants identified in Table 4. The substances that are often linked to biomass combustion are PM_{2.5}, PM₁₀, sulphur dioxide (SO₂), nitrogen oxides (NO_x), carbon monoxide (CO) and to a lesser extent polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). For example, Europe has established 40 µg/m³ as the annual limit of PM₁₀ and 50 µg/m³ as the daily limit that can be exceeded up to a maximum of 35 days a year (Görgen and Lambrecht, 2007). However, many European cities have exceeded the daily limits more than 35 times a year. Consequently cities are imposing restrictions on domestic heating with biomass in order to meet these standards.

3.2. Air quality and combustion standards in United States of America (USA)

The Clean Air Act, which was last amended in 1990, requires the EPA to set National Ambient Air Quality Standards in the USA for pollutants considered harmful to public health and the environment. Two types of national air quality standards have been established. The first type sets limits to protect public health, including sensitive groups such as asthmatics, children, and the elderly. The second type sets limits to protect public welfare, including measures against decreased visibility and damage to animals, crops, vegetation, and buildings (EPA, 2010).

Table 4
European ambient air quality standards (EC, 2011).

Pollutant	Maximum concentration	Averaging period	Allowed number of occurrences exceeding max. conc. each year
Fine particles (PM _{2.5})	25 µg/m ³	1 year	(-)
Sulphur dioxide (SO ₂)	350 µg/m ³	1 h	24
	125 µg/m ³	24 h	3
Nitrogen oxides (NO _x)	200 µg/m ³	1 h	18
	40 µg/m ³	1 year	(-)
PM ₁₀	50 µg/m ³	24 h	35
	40 µg/m ³	1 year	(-)
Lead (Pb)	0.5 µg/m ³	1 year	(-)
Carbon monoxide (CO)	10 mg/m ³	Maximum daily 8 h	(-)
Benzene (C ₆ H ₆)	5 µg/m ³	1 year	(-)
Ozone (O ₃)	120 µg/m ³	Maximum daily 8 h	25 days, averaged over 3 years
Arsenic (As)	6 ng/m ³	1 year	(-)
Cadmium (Cd)	5 ng/m ³	1 year	(-)
Nickel (Ni)	20 ng/m ³	1 year	(-)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH)	1 ng/m ³ (expressed as concentration of benzo(a)pyrene)	1 year	(-)

The EPA Office of Air Quality Planning and Standards (OAQPS) has set national ambient air quality standards for six principal pollutants: carbon monoxide (CO), lead (Pb), nitrogen oxides (NO_x), PM₁₀ and PM_{2.5}, ozone (O₃) and sulphur dioxide (SO₂). Among the listed critical pollutants, biomass combustion has a significant influence on particulate matter in the atmosphere which is the main concern (EFIG, 2002). These emissions depend primarily on biomass composition and particle control devices in place. At the federal level, only indoor wood stoves and industrial boilers larger than 8.8 MW are subject to New Source Performance Standards (NSPS) regulations. Existing regulations do not cover older biomass burning units that can emit large amounts of PM without violating any applicable standard. Regarding outdoor wood boilers, the EPA has a voluntary program and a limited number of states have air pollution control regulations.

As of February 2011, the EPA issued Clean Air Act pollution standards that apply to large and small boilers located at a wide range of industrial facilities and institutions. Boilers covered by these new standards will not be required to comply until after February 2014. (EPA, 2011). The new regulations for total particulate matter are divided into three categories and are based on boiler power output. The acceptable limits are as follows: for <2.9 MW boilers, the owner/operator must perform a tune-up for each unit once every 2 years (no maximum PM level is identified); for units sized between 2.9 MW and 8.8 MW, the total allowable PM is 70 mg/m³ and for units >8.8 MW the total allowable PM is 30 mg/m³. These limits are in line with more stringent regulations that are currently applied in Europe but will only be enforced in 2014. As for state regulations, the Northeast states (USA) have specific emission requirements for industrial, commercial and institutional boilers based on emission threshold. Connecticut allows a potential to emit (PTE) of 15 tons per annum of any air pollutant, and requires implementation of a case-by-case best available control technology (BACT). Maine requires case-by-case BACT determination. Massachusetts allows boilers >293 kW to emit 100–200 mg/m³. New Hampshire allows boilers larger than 586 kW to emit up to 300 mg/m³. New Jersey requires boilers >293 kW to have a case-by-case BACT determination. New York allows boilers larger than 293 kW to emit up to 600 mg/m³. Rhode Island requires boilers larger than 293 kW to provide a case-by-case BACT determination. Vermont regulates boilers larger than

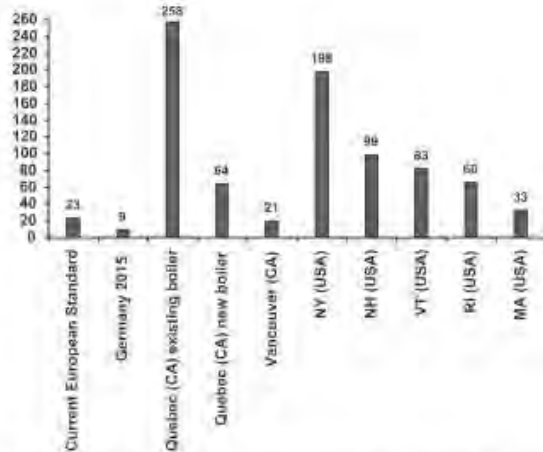


Fig. 3. USA Northern States PM₁₀ emission limits per unit combustion energy (mg/MJ) compared to Canada and Europe (adapted from Handley et al., 2009 and corrected for standard 11% O₂).

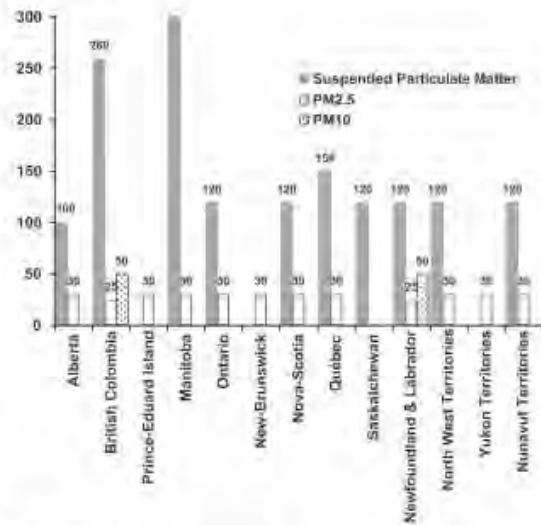


Fig. 4. Existing Canadian Standards for ambient air quality in terms of maximum allowable particulate matter (µg/Nm³).

882 kW by requiring a case-by-case BACT determination; recent guidelines for emissions have set emission levels below 200 mg/m³ (Handley et al., 2009). These regulations will remain applicable until the new EPA Clean Air Act pollution standard comes into force in February 2014.

The voluntary standard method in the USA tends to have a negative impact on manufacturers of high quality equipment that produce low emissions. Stringent emission control technologies increase the cost of the equipment and are less competitive when compared to biomass boilers that have the same capacity but produce higher emissions.

In order to properly compare regulations from the USA, certain assumptions must be considered, when converting emission factors from a unit of energy such as USA pounds per million BTU standards to an emission concentration (e.g. mg/m³ at 11% oxygen (~12% CO₂) dry, and at standard temperature and pressure). In Fig. 3, PM emission limits in Europe and Canada are compared to USA emission limits and expressed in mg/MJ.

3.3. Air quality and combustion standards in Canada

Environmental legislation is a provincial jurisdiction in Canada, and no uniform federal standard for the combustion of biomass exists. A voluntary Canada-wide Standard (CWS, 2000) was adopted for particulate matter (PM) and ozone (only the province of Quebec chose not to participate in this standard). The goal of CWS was to bring within a 10-year period PM_{2.5} levels below 30 µg/m³ over a 24-h averaging time. Related provisions for ozone were below 65 ppb over an 8-h averaging time. The long-term air quality management goal for PM and ozone is to minimize the risks of these pollutants to human health and the environment. The CWS remains non-binding and has no legal consequences if it is not met (Boyd, 2006).

When it comes to measuring and monitoring emissions for biomass combustion equipment that is smaller than 3 MW, a limited series of controls are applicable (mainly PM and opacity). Methods EPS-1/RM/8 detail the procedure to measure PM and opacity (based on the Micro-Ringelmann Chart) (Environment Canada, 1993). In some cases it may be necessary to measure PM₁₀ and PM_{2.5} in a

Table 5
Existing air emission legislation for PM with regards to biomass combustion in Canada, USA and Europe.

Biomass legislation by State, Province, City, or Country	Capacity of boiler	Total PM, mg/m ³ (dry gas corrected at 11% O ₂ , 25 °C, 101.3 kPa)	Boiler (existing)	Boiler (new)
Quebec (Canada)	<3 MW	600		150
Quebec (Canada)	>3 MW and < 10 MW	340		150
Quebec (Canada)	>10 MW	100		70
Quebec (Canada) pulp and paper residue and agriculture biomass	>3 MW	100		70
Vancouver (BC, Canada)	>3 MW	35		
Vancouver (BC, Canada)	<3 MW	50		
EPA (USA, February 2014)	<2.9 MW	Tune up required once every 2 years.		
EPA (USA, February 2014)	>2.9 MW < 8.8 MW	30		
EPA (USA, February 2014)	>8.8 MW	Case-by-case best available control technology (BACT)		
Connecticut (USA)	Unit has the potential to emit (PTE) 15 tons per year of any air pollutant	Case-by-case BACT determination		
Maine (USA)	2.8 MW (aggregated)	100–200 (mg/m ³)		
Massachusetts (USA)	>293 kW	300 (mg/m ³)		
New Hampshire (USA)	>586 kW	Case-by-case BACT determination		
New Jersey (USA)	>293 kW	1800 (mg/m ³)		
New York (USA)	>293 kW	Case-by-case BACT determination Recent determination 200 (mg/m ³)		
Rhode Island (USA)	>293 kW	Case-by-case BACT determination Recent determination 200 (mg/m ³)		
Vermont (USA)	>882 kW	Case-by-case BACT determination Recent determination 200 (mg/m ³)		
Europe	>500 MW	50		50
Europe	<500 MW	100		30
Europe	50–100 MW			30
Europe	>100 MW			20
Germany, 2014 (Europe)	All sizes	20		

gas stream for biomass combustion equipment and this is performed with the same method that is used in the USA (US EPA, CFR 40, Part 60, method 201A). Testing for emission is relatively simple but can remain costly in proportion when comparing to larger boiler sizes.

Among the ten provinces and three territories of Canada, only two provinces, Quebec and British Columbia, have a specific standard for the combustion of biomass. Meanwhile, all provinces and territories have some form of ambient air quality legislation (Fig. 4). The requirements for general air quality indirectly affect the allowable emissions from boilers of the most common air pollutants and their dispersion in the atmosphere.

3.3.1. Combustion standards in the province of British Columbia (BC), Canada

BC has abundant biomass resources. In order to utilize them in a sustainable manner with minimal negative impact to air quality, provincial legislators have established stringent regulations and standards regarding biomass combustion. This has set out clear directions for potential users of the resource as well as for equipment suppliers and manufacturers who must meet these standards. BC established an ambitious plan to achieve electrical energy self sufficiency by 2016. To meet this objective, over 800 MW of biomass electricity capacity has been installed, and several new projects are underway (BC, 2009). The government of BC has enacted legislation and policies that favour renewable energy while protecting public health.

To encourage the development of renewable energy sources, BC has introduced a revenue neutral carbon tax which applies to industries and individuals that burn fossil fuels. Approximately 70% of the total tax is paid by business and industry. All sums gathered are redistributed to taxpayers in the form of personal and business tax cuts. This tax is expected to contribute to BC's ambitious goal of reducing CO₂ emissions by 33% by 2020 (BC, 2011). To encourage the introduction of more advanced biomass combustion technology, the BC government has modified an outdated requirement for low pressure thermal fluid (or steam) plants to have an engineer on staff 24 h per day, seven days per week. The new legislation exempts non-pressurized plants of any size from this staffing requirement if the equipment is in compliance with the BC Safety Authority requirements (Hurd, 2010). This simple legislative change had an immediate impact on small to medium sized biomass boiler plants that could not be capitalized under the previous legislation based on the staffing requirements.

In 2009 the greater Vancouver regional district amended its Agricultural Boilers Emission Regulation Bylaw that allows the combustion of biomass in a sustainable way with minimal impact on human health. The regulation applies to boilers with a capacity of 50 MW or less and engaged solely in agricultural operations within the agricultural land reserve of the greater Vancouver regional district. For new or existing boilers that are greater than 3 MW, PM is limited to 35 mg/m³ and opacity is limited to 10%. For boilers that are less than or equal to 3 MW, PM is limited to 50 mg/m³ and opacity is limited to 10% (Metro Vancouver, 2009). Moreover, if boilers do not comply with regulations, an "Air contaminant emission fee" (Z) is calculated as follows (Eq. (3)):

$$Z = A + B + C + D + E + F \quad (7)$$

where A is the concentration of air contaminant (mg/m³); B is the volume of flue gas per unit of fuel energy input (m³/GJ) for natural gas, propane or biomass, as specified by the district director; C is the facility capacity (GJ/h), as provided by the operator; D is 3504 h per annum; E is 1/10³ (a conversion factor from mg to tonnes); and F is the corresponding fee per unit mass of air contaminants, currently set at \$300/t for particulate matter (Metro Vancouver, 2009).

Table 6European and North American ambient air quality standards compared with WHO recommendations (Boyd, 2006) in ($\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Pollutant	Maximum allowable level ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)			
	WHO	Europe	USA	Canada
Ozone (O_3) (8 h mean)	109	120	160	130
Fine particulate $\text{PM}_{2.5}$ (24 h mean)	25	50	35	30
Fine particulate PM_{10} (24 h mean)	50	50	150	(–)
Sulphur dioxide (SO_2) (24 h mean)	21	126	367	301
Nitrogen oxides (NO_x) (Annual mean)	39	39	100	100
Carbon monoxide (CO) (8 h mean)	10 305	10 305	10 305	14 885
Lead (Pb) (24 h mean)	(–)	0.5	1.5	(–)

3.3.2. Combustion standards in the province of Quebec, Canada

The Quebec climate strategy 2006–2015 has set specific CO_2 reduction objectives and biomass as a replacement for fossil fuels can be a serious contender to achieve these goals (MRNF, 2006). In Quebec, the use of biomass fuels is legislated according to the Regulation respecting the quality of the atmosphere (c. Q-2, r.20) which is part of the Environment Quality Act (MDDEP, 2011a,b). The present standard concerns all activities and equipment that may change air quality and is a general guideline for the entire province of Quebec. However, municipalities are free to adopt more restrictive regulations which can considerably limit the implementation of this renewable energy source.

Present provincial legislation regarding the installation or use of a wood combustion furnace or boiler of a capacity below 3 MW does not require an authorization certificate, normally delivered by the MDDEP. A new standard in Quebec enacted on June 30th 2011 specifies that a new boiler for wood combustion (<3 MW) must now maintain PM levels below $150 \text{ mg}/\text{m}^3$, compared to $600 \text{ mg}/\text{m}^3$ for existing boilers. For boilers with a capacity between 3 and 10 MW, PM levels must not exceed $150 \text{ mg}/\text{m}^3$, compared to $340 \text{ mg}/\text{m}^3$ for existing boilers. For boilers ≥ 10 MW, PM levels must not exceed $70 \text{ mg}/\text{m}^3$, compared to $100 \text{ mg}/\text{m}^3$ for existing boilers (MDDEP, 2011b). Moreover the new standard requires source emission sampling of gases emitted to the atmosphere for all new and existing boilers, with a complete report within a year (before June 30th 2012). Subsequently, gas emission sampling must be performed once every 5 years for boilers <3 MW (every 3 years for furniture manufacturers), once every 3 years for boilers between 3 and 10 MW, and yearly for installations ≥ 10 MW (MDDEP, 2011b).

Furthermore the new legislation allows combustion of all energy crops, not only woody biomasses as was the case previously. Therefore, agricultural biomasses (e.g. switchgrass, miscanthus, corn stover, straws, etc.) may now be burned in a conventional boiler under specific conditions. The boiler, regardless of size, must keep PM emission levels below $100 \text{ mg}/\text{m}^3$ for existing boilers and $70 \text{ mg}/\text{m}^3$ for new boilers. Moreover, the responsibility to demonstrate, with a series of air quality test trials, that the biomass (dedicated crop or agricultural residue) meets the applicable air quality standards lies with the user and must be performed prior to June 30th 2012 for existing and new boilers and once every 3 years afterwards (MDDEP, 2011b).

In terms of manufacturing new solid-fuel-burning appliances, the Canadian Standard Association's standard CSA B415 is applicable to small capacity combustion units, typically less than 150 kW (500,000 BTU/h). It limits PM emissions to $137 \text{ mg}/\text{MJ}$ in Quebec. Manufacturers have to develop new solid-fuel-burning appliances in compliance with this standard which is not retroactive. Older combustion units can emit amounts of particulate matter above this standard.

Municipalities can establish more stringent local regulations as long as they comply with the provincial legislation which is

continuously updated and available on the Québec National Assembly Website. Conflicting situations can arise as municipalities with common borders and significantly different views regarding biomass combustion can establish different emission levels.

4. Emission reduction via process control and technology

4.1. Emission control processes

Some European countries (Austria, Germany, Switzerland and Sweden) have established chemical composition standards for densified biomass fuels adding limitations to the concentration of Cl and K as well as heavy metals such as Cd, Pb, Zn, Cr, Cu, As and Hg (Oberberger and Thek, 2003). Adequate characterization of the biomass, including the basic elements (C, H, S, N and O) allows predicting the type and the quantity of emissions that may be produced during combustion. Prior knowledge of the composition of the fuel can help reduce emissions by applying the proper control and design conditions to the biomass combustion unit. Each chemical compound that composes a biomass fuel will have a specific effect on the way that fuel reacts during its combustion process. Some European standards enacted for pellets and chips also limit moisture and ash content establishing different fuel grades. Meanwhile, there is no Canadian standard to ensure quality of biomass fuel or to link combustor design to a given fuel type. New standards will be helpful to achieve very low emission limits because changes in fuel characteristics can impact emissions (Beauchemin and Tampier, 2008).

In order to limit emissions, proper engineering must be applied to the design of combustion units and their air filtration systems. The following elements can directly influence combustion properties: insulation of the combustion chamber, combustion temperature, adiabatic flame temperature, heat distribution, heat storage, radiation shields, air preheating, excess air ratio, air distribution, air staging, draught, fuel type, fuel load, fuel feeding, fuel distribution, moisture content and regulations (Van Loo and Koppejan, 2008).

4.2. Emission control technologies

To minimize air emissions, control systems may be designed for the specific fuel to be used (Beauchemin and Tampier, 2008). Five main types of air pollution control systems (APC) have been applied to the combustion of wood biomass:

1. Cyclones and/or multi-cyclones (dry or wet), with a removal efficiency of 30–50%, for $1 \mu\text{m}$ particles, and PM concentration at the stack of 230–120 mg/m^3 ;
2. Bag filters or baghouses, with a removal efficiency of 99%, for $1 \mu\text{m}$ particles, and PM concentration at the stack of 7–4 mg/m^3 ;

3. Electrostatic precipitators (ESPs) with a removal efficiency of 98%, for 1 μm particles, and PM concentration at the stack of 7–4 mg/m^3 ; typically dry ESPs are used for wood combustion; wet ESPs or WESP are normally reserved for wood dryers or processes that generate higher VOC emissions, however they may also be used for combustion;
4. Wet scrubbers, with a removal efficiency of 96%, for 1 μm particles, and PM concentration at the stack of 15 mg/m^3 ;
5. Chemical injection to modify combustion properties and reduce emissions; the injection of chemicals during combustion influences reaction time and temperature, which then influences emissions based on initial fuel composition.

A key consideration in minimizing air emissions from biomass combustion is to use adaptable control systems. Indeed, biomass fuels have variable physical properties; even the same biomass can exhibit significant differences from shipment to shipment. Emission control technology costs will increase in the presence of low quality, high moisture, high ash content, and variable size particles.

5. Discussion

The replacement of fossil fuel with solid biomass combustion systems involves additional costs such as fire insurance, meeting air quality standards, ash removal procedures and general security (Papadopoulos, 2001). Moreover, it is important to use the proper biomass fuel with the proper combustion technology and air quality control equipment when installing a new biomass boiler. Recent designs usually have high efficiency and low emissions when used as prescribed by the manufacturer. The unit must meet environmental standards and regulations specific to biomass combustion and these regulations can be of national, provincial or municipal order and are often cumulative. Current legislation from Canada, USA and Europe is summarized in Table 5. Depending on location or country of origin, biomass emission legislation can change significantly. Current legislation reviewed in this paper allows emissions anywhere from 35 to 600 mg/m^3 . As of 2014 new legislated emission limits will vary anywhere from 20 to 600 mg/m^3 for existing boilers and from 20 to 150 mg/m^3 for new boilers.

At present, the most lenient countries regarding emissions from combustion are the USA and Canada, more specifically the state of New York and the province of Quebec that allow levels as high as 600 mg/m^3 . The EPA has established new emission guidelines that will come into effect in February 2014. The new standard will be divided into three categories: (1) a mandatory tune-up every two years for small boilers (≤ 2.9 MW); (2) a maximum emission limit of 70 mg/m^3 for mid-size boilers (≥ 2.9 MW and ≤ 8.8 MW); (3) a maximum emission limit of 30 mg/m^3 for large boilers (≥ 8.8 MW). In 2014 the most lenient country regarding emission will be Canada and more specifically the province of Quebec that will allow emissions up to 600 mg/m^3 for existing installations smaller than 3 MW. New installations in this size range are limited to 150 mg/m^3 since June 30th 2011. In 2015, the most stringent emission limits will be enforced in Germany with a maximum level of 20 mg/m^3 for all boiler sizes. It may be argued that more densely populated areas should have more stringent regulations. At the same time, air is shared among all and knows no borders. It has been demonstrated that fine particle pollution has traveled from China to North America (Cohen et al., 2004). Therefore, air pollution from biomass combustion may have a significant impact on local populations and even on neighbouring countries. Similar regulations across borders will be necessary in the future to limit air pollution from biomass combustion for the benefit of all.

In terms of general air quality guidelines, existing regulations are in place to limit adverse health effects related to combustion

of biomass in populated areas. The combustion of biomass is often linked to emissions of pollutants such as PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, NO_x and SO_2 (based on fuel composition) and CO (based on combustion quality). The WHO has adopted recommendation for such pollutants (Table 6) and binding legislation has been enacted by Europe and the USA. Canada has chosen to establish an air quality standard that follows the WHO recommendations but that is not legally binding like the air quality standards adopted by the USA and Europe, Table 6 compares air quality emissions from various countries with WHO recommendations.

The trend in Europe is to enforce more stringent legislation in terms of emissions produced by biomass combustion. This is in line with its bio-energy development policy that has set a high goal to be reached, i.e. 20% renewable energy by 2020. In order to achieve this goal, biomass for heat and electricity will play a key role in several countries where emission limits have been set to protect human health. The simplest way to control emissions is to use high quality fuel with low ash content, low moisture and constant particle sizes. These characteristics, in many cases, significantly increase the cost of fuel and can make some biomass projects unaffordable. To curv the negative effect of variable fuel quality, high quality boilers must be used with proper combustion chamber designs and adequate air pollution control technology. This enables the use of low quality and low cost fuel without having an adverse effect on human health. Nevertheless, regulations (standards and political actions) regarding fuel quality insurance must be formulated in North America to reassure users and to improve emission control in combustion systems. Consequently, quality standards could be adopted through the entire biomass production chain, from plantation until final consumption. For this, further research concerning the relation between biomass properties and produced emissions is necessary.

6. Conclusion

To develop a sustainable biomass combustion industry, clear standards related to emissions and fuel quality must be established. Stringent emission standards compel manufacturers to produce more efficient boilers with improved energy output. Biomass quality guidelines based on energy, moisture and ash content will ensure fair pricing and increase consumer confidence. Advanced combustion technologies and air pollution control systems already exist. Current incompatibility between certification standards in various jurisdictions hinders the introduction of more advanced technology. Biomass combustion can replace partially fossil fuels for heat and power, but high standards are needed to maintain air quality and address social acceptability.

Acknowledgements

Authors thank their organizations, Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC) and Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), for supporting this research. AAFC acknowledges interministerial support from Natural Resources Canada through the Canadian Biomass Innovation Network and the Clean Energy Fund.

References

- Abelha, P., Gulyurtlu, T., Boavida, D., Seabra Barros, J., Cabrita, L., Leahy, J., Kelleher, B., Leahy, M., 2003. Combustion of poultry litter in a fluidised bed combustor. *Fuel* 82, 687–692.
- Beauchemin, P.A., Tampier, M., 2008. Emissions from Wood-Fired Combustion Equipment, ENVIROCHEM SERVICES INC, Emissions Report.
- BC, 2009. British Columbia Energy plan report on progress. Ministry of energy, mines and petroleum resources. www.energyplan.gov.bc.ca (accessed March 2011).

- BC, 2011. Government of British Columbia. Carbon Tax. What your B.C. Government is doing to combat climate change through Carbon Tax. Available from: <http://www.gov.bc.ca/yourbc/carbon_tax/ct_planet.html?src=planet.ct_planet.html> (accessed March 2011).
- BIOBIB. 2011. A Database for biofuels. Available from: <http://www.wluwien.ac.at/biobib/biobib.html> (accessed February 2011).
- Björn, H., Näslund, N., Marklund, S., 2006. Emission of PCDD/F, PCB and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers. *Environ. Sci. Technol.* 40, 4968–4975.
- BfM, 2009. Novelle der 1. Bundesimmissionschutzverordnung (1. BImSchV) (Federal Pollution Control Regulation, Questions and answers). Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety of Germany.
- Boyd, D.R., 2006. The Air We Breathe: An International Comparison of Air Quality Standards and Guidelines. David Suzuki Foundation, ISBN 0-9737579-8-1.
- Brown, R.C., 2011. Thermochemical Processing of Biomass. Conversion to Fuels, Chemicals and Power. In: R.C. Brown (Ed.), Wiley, UK. ISBN: 9780470721117.
- ITC, 2007. EU Share of biomass in TPES from 2000–2005. ITC Biomass Technology Group BV 2007. available from: <http://www.bioenergy-in-motion.com/index.php?id=3&slid=14> (accessed February 2011).
- Campbell, P., Fehring, G., Halapy, E., Sloan, P., Theis, R., Kreiger, N., 2005. Insight on cancer environmental exposures and cancer. *Environmental Exposures and Cancer*, vol. 4. Toronto, Canadian Cancer Society (Ontario Division).
- CEA/Q, 2009. Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs du Québec. Sampling Guide for Environmental Analysis: Booklet 4 – Sampling of Atmospheric Emissions from Stationary Sources. Québec, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Current Edition, available from: <http://www.ccaeq.com/qa.ca/documents/publications/echantillonnage/emiss_atm_fixes_C4_ang.pdf>.
- Cohen, D.D., Stecker, E., Hawas, O., Gatton, D., 2004. IBA methods for characterisation of fine particulate atmospheric pollution: next term a local, regional and global research problem. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*, 219–220, 145–152.
- CWS, 2000. Canada-wide Standards for Particulate Matter (PM) and Ozone. Canadian Council of Ministers of the Environment. Endorsed by CCME Council of Ministers, June 5–6, 2000, Québec City.
- Demirbas, A., 2005. Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. *Progress in Energy and Combustion Science* 31, 171–192.
- EBS, 2007. Energie-bois Suisse. Répertoire des appareils de chauffage conforme à l'OPair. Feuille d'information. Available from: <http://www.energie-bois.ch/fileadmin/user_resources/qualitaetsiegel_lv_opair/infoblatt_LRV_konf_Feu_def_F.pdf> (accessed April 2011).
- EC, 2001. Directive 2001/80/EC of the European Parliament and of the Council, on the limitation of emissions of certain pollutants into the air from large combustion plants. (OJ L 309, 27.11.2001), p. 1.
- EC, 2011. Air Quality Standards. European Commission – Environment – Air – Air quality. available from: <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm> (accessed April 2011).
- ECN (Energy Research Centre of the Netherlands), 2011. PHYLLIS the composition of biomass and waste. Available from: <http://www.ecn.nl/phyllis/> (accessed February 2011).
- EEA, 2009. DIRECTIVE 2009/28/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC.
- EPG, 2002. Wood Residue Combustion in Boilers, AP-42 Vol. 1 external Combustion Sources.
- Environment Canada, 1993. Reference Methods for Source Testing: Measurement of Releases of Particulate from Stationary Sources. Reference method SPE 1/RM/8. Environmental Science & Technology Centre (ESTC).
- Environment Canada, 2011. Winter Smog, Residential wood heating patterns, weather and local topography affecting air quality. Government of Canada. available from: <http://www.ec.gc.ca/air/default.asp?lang=En&nav=AF4D58F-1> (accessed April 2011).
- EPA, 2010. National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) | Air and Radiation | US EPA. Environmental Protection Agency. available from: <http://www.epa.gov/air/criteria.html> (accessed March 2011).
- EPA, 2011. FACT SHEET. EPA Boiler Standards: Department of Energy and Department of Agriculture Technical Assistance for Boiler Operators and Owners.
- Favez, O., Gachier, H., Sciare, J., Sarda-Estève, R., Martinon, L., 2009. Evidence for a significant contribution of wood burning aerosols to PM_{2.5} during the winter season in Paris, France. *Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement (LSC/IPSU)*. Laboratoire CEA-CNRS-UVSQ, 91191 Gif-sur-Yvette, France. *Atmospheric Environment* 43, 3640–3644.
- Ghysel, F., Godin, B., Flamin, C., Delfosse, P., Delcarte, J., Stilmant, D., 2010. Valorisation énergétique des fourrages: Comparaison de trois filières, enjeux et opportunités. Journées AEPF – Les usages émergents des prairies et des fourrages – 30–31 Mars 2010. Available from: <http://www.glex.net/AGRAQST/doc/FGhysel-valorisationenergetique-fourrages.pdf> (accessed February 2011).
- Godbout, S., Palacios, J.H., Pelletier, F., Larouche, J.-F., 2010. Combustion de la biomasse agricole: caractérisation des effluents gazeux et particulaires, revue de normes et élaboration d'un protocole de mesure. Rapport final. Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA). Québec, Canada.
- Gögebakan, Z., Gögebakan, Y., Selçuk, N., Selçuk, E., 2009. Investigation of ash deposition in a pilot-scale fluidized bed combustor co-firing biomass with lignite. *Bioresour. Technol.* 100, 1033–1036.
- Gürgen, R., Lambrecht, U., 2007. Particulate Matter in Ambient Air. The debate on the PM₁₀ daily limit value. *JEEPL* 4.
- Handley, R., and Associates & Northeast States for Coordinated Air Use Management (NESCAUM), 2009. Biomass boiler & furnace emissions and safety regulations in the northeast states. Evaluation and options for regional consistency. CONEG Policy Research Center, Inc.
- Haseli, Y., van Oijen, J.A., de Gooij, L.P.H., 2011. A detailed one-dimensional model of combustion of a woody biomass particle. *Bioresour. Technol.* 102, 9772–9782.
- Hydro-Québec, 2010. L'hydroélectricité, assise de la sécurité énergétique du Québec. available from: <http://www.hydroquebec.com/developpement/19/hydroelectricite-assise-de-la-securite-energetique-du-quebec> (accessed January 2011).
- Hurd, E., 2010. Approval of Biomass Boilers for British Columbia. British Columbia safety authority. Controlled Document: MAN-4030-00.
- Jenkins, M.E., Clemmishaw, K.C., 1999. Ozone and other secondary photochemical pollutants: chemical processes governing their formation in the planetary boundary layer. *Atmospheric Environment* 34 (2000), 2499–2527.
- Johansson, L., Leckner, S.B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C., Forster, A., 2004. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment* 38, 4183–4195.
- Jones, J.M., Darvell, L.I., Bridgeman, T.G., Pourkashanian, M., Williams, A., 2007. An investigation of the thermal and catalytic behaviour of potassium in biomass combustion. *Proceedings of the Combustion Institute* 31 (2007), 1955–1963.
- Kelz, J., Bunner, T., Obernberger, I., Jalava, P., Hirvonen, M.-R., 2010. PM emissions from old and modern biomass combustion systems and their health effects, to be published in: proceedings of the 18th European Biomass Conference, May 2010, Lyon, France.
- Lahl, U., 2007. Clean Air Management in Germany: Evaluation and Implementation of legal Requirements. available from: <http://www.lmu.de/english/air_pollution_control/downloads/doc/38663.php> (accessed February 2011).
- Lavric, E.D., Konnov, A.A., De Ruycq, J., 2003. Dioxin levels in wood combustion—a review. *Biomass and Bioenergy* 26 (2004), 115–145.
- Lundgren, J., Pettersson, E., 2009. Combustion of horse manure for heat production. *Bioresour. Technol.* 100, 3121–3126.
- McIlveen-Wright, D.R., Williams, B.C., McMullan, J.T., 2000. A re-appraisal of wood-fired combustion. *Northern Ireland Centre for Energy Research and Technology. Bioresour. Technol.* 76 (2001), 183–190.
- MDDEP, 2011a. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Regulation respecting the quality of the atmosphere (c. Q-2, r. 38). *Environment Quality Act*. available from: <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=Q_2/Q2R38_A.htm> (accessed October 2011).
- MDDEP, 2011b. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. RÈGLEMENT SUR L'ASSAINISSEMENT DE L'ATMOSPHÈRE. available from: <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=Q_2/Q2R4_1.htm> (accessed October 2011).
- MDDEP, 2010. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs. Air Quality Index. available from: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/iaq/iaqindex_en.htm> (accessed February 2011).
- Melin, S., 2008. Wood pellets manufacturing in Canada – Briefing note. Wood Pellet Association of Canada.
- Metro Vancouver, 2009. Greater Vancouver Regional District. Agricultural Boilers Emission Regulation Bylaw consolidated (including Bylaw No. 1098, 2008 and Bylaw 1109, 2009).
- Morissette, R., Savoie, P., Villeneuve, J., 2011. Combustion of corn stover bales in a small 146-kW boiler. *Energies* 2011 (4), 1102–1111.
- MNRNF, 2006. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, ISBN: 2-550-46951-8. L'énergie pour construire le Québec de demain, La stratégie énergétique de Québec 2006-2015. available from: <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/energie/strategie/strategie-energetique-2006-2015.pdf> (accessed December 2010).
- MNRNF, 2011. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. Consommation d'énergie par forme. available from: <http://www.mrnf.gouv.qc.ca/energie/statistiques/statistiques-consommation-forme.jsp> (accessed January 2011).
- Obernberger, I., Thek, G., 2003. Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behaviour. *Biomass and Bioenergy* 27 (2004), 653–669.
- Olsson, M., 2006. Residential biomass combustion – emissions of organic compounds to air from wood pellets and other new alternatives. Thesis for the degree of doctor of philosophy. Chalmers University of Technology. Department of Chemical and Biological Engineering, Göteborg, Sweden.
- Papadopoulos, D.P., 2001. Biomass energy surveying and techno-economic assessment of suitable CHP system installations. Electrical Machines Laboratory = Energy Systems Section, Department of Electrical and Computer Engineering, Democritus University of Thrace, 67100 Xanthi, Greece.
- Pye, S., Thistlethwaite, G., Adams, M., Woodfield, M., Goodwin, J., Forster, D., Holland, M., 2004. Costs and environmental effectiveness of options for reducing air pollution from small-scale combustion installations. AEAT/ED48256/Final, Report Issue 2.
- Qian, F.P., Chyang, C.S., Huang, K.S., Tso, J., 2011. Combustion and NO emission of high nitrogen content biomass in a pilot-scale vortexing fluidized bed combustor. *Bioresour. Technol.* 102, 1892–1898.

- Saarikoski, S.K., Sillanpää, M.K., Saarimäki, R.M., Hillamo, R.E., Pennanen, A.S., Solonen, R.O., 2008. Impact of biomass combustion on urban fine particulate matter in Central and Northern Europe. *Water Air Soil Pollutant* 191, 265–277.
- Slanina, S., Saundry P., 2009. Smog. *The Encyclopedia of Earth*, available from: <<http://www.eoearth.org/article/Smog>> (accessed April 2011).
- Sollars, W.F., 1951. Chloride content of cake flours and flour fractions. *Cereal Chemistry* 38, 487–500.
- Spierhoff, H., Scheurer, W., Hein, K.R.G., 2000. Effect of co-combustion of sewage sludge and biomass on emission and heavy metals behaviour. *Trans IChemE* 78, 33–39.
- Statistics Canada, 2010. *Energy Statistics Handbook*, Catalogue No. 57-601-X, ISSN 1496-4600, available from: <<http://www.statcan.gc.ca/pub/57-601-x/57-601-x2010002-eng.pdf>> (accessed December 2010).
- Tissari, J., Sippula, O., Rouki, Voutto, K., Jokinen, J., 2008. Fine particle and gas emission from the combustion of agricultural fuels fired in a 20 kW burner. *Energy and Fuels* 22, 2033–2042.
- Torres-Duque, C., Maldonado, D., Pérez-Padilla, R., Ezzari, M., Viegi, G., 2008. Biomass Fuels and Respiratory Diseases. A Review of the Evidence. *Forum of International Respiratory Societies (FIRS) Task Force on Health Effects of Biomass Exposure*. *Proceedings of the American Thoracic Society* 5, 577–590.
- Van Loo, S., Koppenjan, J., 2008. *The Handbook of Biomass Combustion and Co-firing*, in: S. Van Loo, Jaap Koppenjan (Eds.), Scetling, VA, USA. ISBN: 978-1-84407-249-1.
- Verma, V.K., Bram, S., De Royce, J., 2009. Small scale biomass heating systems: Standards, quality labelling and market driving factors – an EU outlook. *Department of Mechanical Engineering, Faculty Applied Sciences, Biomass and Bioenergy* 33, 1393–1402.
- Vis, M.W., Vos, J., Van den Berg, D., 2008. Sustainability criteria & certification systems for biomass production. BTG biomass technology group BV, Project No. 1385.
- WHO, 2008. *World Health Organization. Air quality and health*, Fact sheet N°313, available from: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/en/index.html>> (accessed February 2011).

Articles scientifiques et présentations lors de congrès

*Bioenergy and other Renewable Energy Technologies and Systems (BRETS).
The 33rd International Symposium of Section IV of CIGR
Bucarest, Roumanie, 23 au 25 juin 2011*

EMISSIONS FROM DIRECT COMBUSTION OF AGRICULTURAL BIOMASS ON FARM

Authors: Stéphane Godbout, Frédéric Pelletier, Joahnn Palacios, Jean-Pierre Larouche and Stéphane P. Lemay

Research and development institute for the agri-environment (IRDA)

Contact author: stephane.godbout@irda.qc.ca (phone: 418-646-1075)

ABSTRACT

Rising energy cost pushes toward the development of new sustainable green energy. In that context, biomass combustion of wood, switch grass or willow could be an interesting way to produce green energy (heat or electricity). Emissions from wood combustion are well documented, but it is not the case for agricultural biomasses. Furthermore, the global impact on the environment of biomass combustion is not well known, mainly the aspect of air pollution. The main objective of this study was to measure and compare emissions from the direct combustion of wood and three different biomasses: dried solid fraction of pig manure, switch grass and willow. Experiments were carried out in a biomass pellet stove producing 60,000 BTU/h. The stove was installed in a calorimetric chamber to measure the efficiency. Gas emissions from the stove (CH₄, CO, CO₂, O₂, SO₂, and H₂O) were measured using a FTIR analyser. Physico-chemical characteristics of the biomass and the ashes were analysed in laboratory. Preliminary combustion tests have been carried out to find the optimal combustion conditions. Tests were done measuring gas concentrations in the chimney while varying the airflow of fresh air in the combustion chamber. The optimal combustion conditions were determined by the lowest CO concentration measured and the corresponding airflow. The CO average concentrations measured from different airflows ranged from 52 to 149 for switch grass, 271 ppm to 631 for willow, from 60 ppm to 544 for wood and from 158 ppm to 726 ppm for dried solid pig manure. At the optimal combustion conditions, wood and switch grass produced less CO than the other tested biomasses. In terms of agricultural biomasses, switch grass produced less CO than dried solid pig manure and willow.

Keywords: Agricultural biomass; direct combustion; gas emissions.

1. INTRODUCTION

Rising energy cost and climate change push toward the development of new sustainable green energy. In that context, biomass combustion could be an interesting way to produce heat or electricity. In fact, biomass is a renewable energy source that can contribute to reduce greenhouse gas emissions and replace fossil fuels. With the abundance of woody

biomass, the Province of Québec (Canada) has been developing a feedstock supply chain for energy production from woody materials. However, the use of agricultural biomasses as potential solid fuels has just been emerging and studied among last years. Besides energetic and environmental advantages, according to Cantrell et al. (2008), the use of agricultural and livestock waste as bioenergy feedstocks for waste-to-bioenergy conversion processes would allow farmers to take advantage of new markets for traditional waste products. Research involving heat production from combustion of agricultural biomasses includes: (1) organic-based waste from agricultural activities such as cereal straws and cereal seeds; (2) energy crops such as switchgrass, *Miscanthus* and willow; and (3) animal manure such as poultry litter and the solid fraction of pig manure.

Gas emissions from combustion are related to fuel composition and properties, combustion equipment, and the amount of air introduced in the combustion cycle. In a combustion process, all these variables interact together and produce an extensive variety of emission levels and compounds. Nevertheless, unlike emissions from wood combustion that are well documented, it is not the case for agricultural biomasses. Godbout et al. (2010) concluded that emissions from the combustion of agricultural biomasses present a lack of knowledge, thus further research is highly needed. In fact, a wide proportion of the scientific research in biomass combustion focuses on woody fuels while research in agricultural biomasses is less intensive.

The gas-phase emissions from biomass burning are dominated by water vapour (H₂O) and carbon dioxide (CO₂) (Burling et al., 2010). Primary pollutants formed during biomass combustion include particulate matter (PM), carbon monoxide (CO), oxides of sulphur (SO_x, mainly SO₂) and nitrogen oxides (NO_x, mainly NO and NO₂). Biomass feedstock with high chlorate concentration (such as straw) leads to the formation of acid gases including HCl, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/PCDF). In addition, these high chlorate concentration feedstocks contribute to accelerate the fouling and the corrosion of the combustion system. Heavy metals in the biomass, i.e. lead, cadmium, selenium, and zinc form aerosols or accumulate on the fly ash particles. Sometimes, the resulting heavy metals concentrations in the ash exceed the hazardous waste thresholds.

The main objective of this study was to measure and compare specific emissions from the direct combustion of wood pellets and three agricultural biomasses. This paper presents the work done to determine the optimal air flow input in the combustion cycle for each biomass and compare the gas emissions of the biomasses at each corresponding optimal air flow CO concentration was used as a combustion efficiency indicator: a low CO concentration ensures better combustion conditions and consequently, less incomplete combustion emissions.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1 Biomasses and stove installation

Four biomasses (table 1) were tested: willow, switchgrass, dried solid fraction of pig manure (SFPM), and commercial wood pellets (mixtures of black spruce and gray pine

pellets), which was used as reference. The experiments were carried out in a 60,000 BTU/h (17.58 kW) output biomass pellet stove. The stove control board allowed five different burning rates. The input air flow was controlled by a damper which restricted the air flow conducted into the combustion chamber. The damper was adjusted to obtain three different flows. In addition, the burner was installed into a calorimetric room to determinate the heat produced from every biomass in relation to their calorific values.

Table 1. Properties of the biomasses

	Willow	Switchgrass	SFPM	Wood
Ash content	3.7%	3.8%	9.1%	0.6%
Calorific value (MJ/kg)	19.6	18.6	15.0	20.5
Humidity (% w.b)	12.7	14.1	10.5	6.6
Bulk density (kg/m ³)	590	509	769	686

2.2 Procedure

Tests were carried out to measure flue gas concentrations for three burn rates at three air flow inputs. Burning rates and combustion methodology were based on E2779–10 ASTM standard (ASTM, 2010). The biomass was burned during two hours at each burning rate for each air intake setting including one hour to get the optimal burning conditions. The biomasses were burned randomly and only one repetition was done for this preliminary experiment. CO concentrations in the flue gas were analysed in order to determinate the ideal input air flow. In fact, CO is an incomplete combustion gas. A lower CO concentration means that the combustion is almost complete indicating that the air intake is well adjusted.

2.3 Combustion gases measurement

Monitored gases included CO, CO₂, CH₄, SO₂, O₂ and H₂O. The Fourier transform infrared spectrometer (FTIR) was used to measure their concentrations in the flue gas (figures 1 and 2). A probe installed into the chimney and connected to the FTIR spectrometer cell allowed gas concentration measurements. The cell was purged every five minutes.

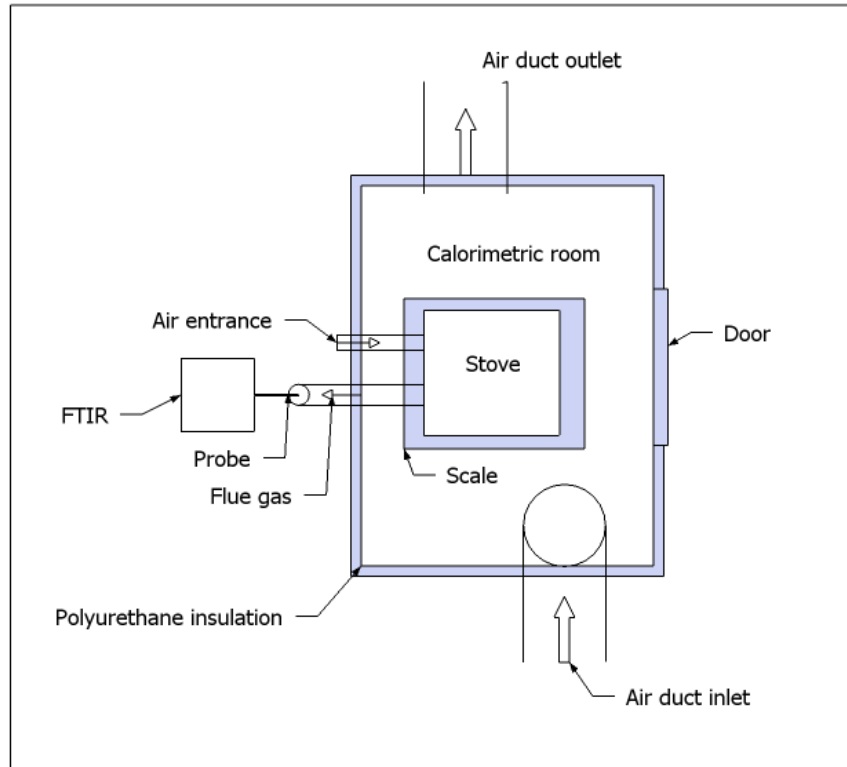


Fig. 1. Diagram of test setup, top view

2.4 Heat balance

The calorimetric room (1.96 m x 1.52 m x 1.91 m) (figure 2) was isolated with polyurethane in order to minimize heat losses. Sampling was conducted when a constant temperature inside the calorimetric room was achieved. A fan continuously forced cold air stream to circulate through the chamber and to evacuate heated air. A second fan was installed at the air intake in order to keep a neutral differential pressure inside and outside the calorimetric room. Additionally, thermocouples were installed on the inside and outside portions of the walls in order to measure conductive heat losses. Measurements were collected every 10 minutes by a data logger.



Fig. 2. Biomass combustion test setup, front view (left) and rear view (right).

2.5 Ashes and burning rate

The pellet stove was installed on a scale (± 0.05 kg precision) which collected weight at regular intervals during the combustion process. Combustion rate was determined by the change of the stove's weight at the beginning and the end of the trial, divided by the length of the burning test. After each test, the bottom ashes in the stove and the fly ashes in the chimney were collected and weighed in order to determine the ash content of the evaluated biomass.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The CO average concentrations measured from the different airflows and combustion rates ranged from $60 (\pm 15)$ ppm to $1,140 (\pm 316)$ ppm for wood, $170 (\pm 46)$ ppm to $509 (\pm 122)$ ppm for dried solid pig manure (SFPM), $56 (\pm 12)$ ppm to $189 (\pm 69)$ ppm for switchgrass, and $284 (\pm 87)$ ppm to $627 (\pm 92)$ ppm for willow. The average combustion rates tested were 1, 1.7, and $3.1 \text{ kg}_{\text{biomass}}/\text{h}$ concerning respectively to minimal, intermediate and maximal output capacity of the appliance. The flue gas flows ranged from 34 to $102 \text{ m}^3/\text{h}$ in function of input air restriction and combustion rate.

The conditions where each biomass got the lowest CO concentrations were selected in order to compare the emissions. The resulting emissions ($\text{g}_{\text{gas}}/\text{kg}_{\text{biomass}}$) are shown in table 2. As expected, most emitted substances were CO_2 and H_2O vapour. Wood produced more greenhouse gases (CH_4 and CO_2) emissions than agricultural biomasses.

Table 2. Gas emissions from combustion of different biomasses

Biomass	CH₄ g/kg	CO g/kg	CO₂ g/kg	SO₂ g/kg	H₂O g/kg	O₂ %
Wood	0.13	7.35	1,152	0.19	1,180	16,8
SFPM	0.06	13.21	649	ND	ND	16,3
Switchgrass	0.09	4.62	958	0.85	1,297	17,7
Willow	0.09	13.07	783	0.45	992	16,4

ND: No data in SO₂ and H₂O emissions from SFPM combustion cells.

Even though wood and switchgrass produced less CO than the other tested agricultural biomasses, the CO emissions measured during this experiment were relatively higher as compared to those published in the literature. In fact, according to the emission data collected from the literature by Godbout et al., (2010), CO emissions from wood range from 0.4 to 4.16 g/kg, and from 0.51 to 6.8 g/kg for other biomasses. In terms of agricultural biomasses, switchgrass produced less CO than dried solid pig manure and willow.

Biomass ash content in residual ash after combustion resulted to 0.63% for wood; 9.11% for SFPM, 3.77% for switchgrass and 3.73% for willow. By far SFPM has the highest ash content value, resulting in higher PM emissions.

Further research will consist of establishing a mass balance from the elemental composition analysis of biomasses to make a relationship between the biomass chemical properties and emissions. In addition, the energy balance from the calorimetric room setup will allow comparison on the energy provided by each biomass. On the other hand, in order to study the critical impacts of agricultural biomass combustion, nitrogen oxide gases and substances formed by the release of Cl, such as HCl and PCDD/F, should be included in further research.

4. CONCLUSION

Combustion tests of wood and three agricultural biomasses were done in order to compare gas emissions. The comparison was made under the optimal combustion conditions for each biomass. The optimal combustion conditions were determined by the lowest CO concentration measured at the corresponding fresh air input. At the optimal combustion conditions, agricultural biomasses produced less GHG emissions (CH₄ and CO₂) than wood. However, before recommending the use of agricultural biomasses for

combustion, more research has to be done to avoid any negative environmental and human health issues due to their specific chemical and physical properties. For example, higher ash content in dried solid fraction of pig manure than wood may lead to the formation and emission of larger quantities of PM. Further research is needed for a better understanding of biomass combustion and atmospheric emissions.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank the *Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec* (MAPAQ) and the Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA) for their financial and in-kind contributions. Authors gratefully appreciate the efforts provided by C. Gauthier, M. Coté, P. Brassard and B. Prost for the construction of the experimental setup and their cooperation in the realisation of this study.

6. REFERENCES

- [1] ASTM. *E2779 – 10, Standard Test Method for Determining Particulate Matter Emissions from Pellet Heaters*. 2010.
- [2] Brown, R. C., *Thermochemical Processing of Biomass. Conversion to Fuels, Chemicals and Power*. Editor: R.C. Brown. John Wiley & Sons, UK. 2011
- [3] Burling, I. R., R. J. Yokelson, D. W. T. Griffith, T. J. Johnson, P. Veres, J. M. Roberts, C. Warneke, S. P. Urbanski, J. Reardon, D. R. Weise, W. M. Hao, and J. de Gouw, *Laboratory measurements of trace gas emissions from biomass burning of fuel types from the southeastern and southwestern United States*, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 11115–11130, 2010.
- [4] Cantrell B. K., T. Ducey, K. S. Ro, P. G. Hunt, *Livestock waste-to-energy generation opportunities*, *Bioresource Technology* 99, 7941-7953, 2008.
- [5] Godbout, S., J.H. Palacios, F. Pelletier and J-P. Larouche. *Combustion de la biomasse agricole : caractérisation des effluents gazeux et particulaires, revue de normes et élaboration d'un protocole de mesure*. Final report. Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA). Québec, Canada, 2010.

*Bioenergy and other Renewable Energy Technologies and Systems (BRETS).
The 33rd International Symposium of Section IV of CIGR
Bucarest, Roumanie, 23 au 25 juin 2011*

BIOENERGY PRODUCTION FROM AGRICULTURAL BIOMASSES: A CANADIAN PERSPECTIVE

Invited speaker (first author): Stephane Godbout¹; Co-authors: Frederic Pelletier¹, Joahn H. Palacios¹, Dan Zegan¹, Joey Villeneuve², René Morrissette² and Philippe Savoie²

¹Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA); ²Agriculture and Agri-Food Canada

Contact: stephane.godbout@irda.qc.ca 418-646-1075

Canada and the United States had much greater energy consumption per capita (450 and 352 GJ/year respectively) than all other G8 countries in 2006 (EIA, 2008). Nearly all of the energy consumed in Canada comes from fossil fuels, namely refined petroleum products (35%), natural gas (29%) and coal (11%). Other energy sources come from nuclear (9%), hydro-electricity (12%) and other renewable sources (4.4%). The province of Quebec is unique in its consumption of hydroelectric power. Primary electric energy's share, essentially hydroelectricity, was 39% in 2003, compared with only 14% for the whole of Canada [Quebec's energy sources: hydro-electricity (39%), oil (38%), natural gas (12%), renewable sources (9%) and coal (1%)]. According to Villeneuve et al. (2011) the biomass heating industry is far from mature in North America which can be seen as a paradox based on the quantities of available biomass fuels. According to the Canadian Centre for Energy Information (2011), Canada already has a large and growing fuel ethanol industry, producing about 175 million litres of ethanol each year, mainly from corn and wheat.

The direct combustion of biomass as thermal process for energy production presents an interesting and effective avenue under certain circumstances. However, there are some concerns about emissions from direct combustion. Both chemical composition and physical properties are very different among biomasses, especially agricultural biomass in relation to woody biomass; hence emitted substances are different and often closely related to biomass origin. Furthermore, biomass combustion process is complex and emissions are not only influenced by the chemical components of the biomass. Godbout et al. (2010) showed the wide ranges of gaseous and particulate emissions from comparable biomasses using combustion equipment with similar output capacity (< 3 MW). Other variables related to the culture and conditioning practices of four biomass fuels in relation to their combustion properties have also recently been studied (Morrissette et al., 2010). Additionally the current air quality regulations in Quebec render the combustion of agricultural biomasses complicated and costly. The regulations oblige users of agriculture biomass to install an incinerator type combustion chamber (MDDEP, 2011). The limitations are mainly based on a lack of information regarding emissions from the combustion of these type of biomasses. In fact, although many studies have been conducted to measure emissions from biomass combustion, a wide proportion of this scientific research is performed on woody biomasses while research in agricultural biomasses is less intensive (Godbout et al., 2010).

Recently, *Innoventé Inc.* signed a contract with a local utility company in Quebec Canada to supply 4.6 MWh_e of electricity power by utilizing municipal sludge and manure from local farms and is building a full scale plant that will be operational in December 2012, (Innoventé, 2011). The first power station for this company will be built near Quebec City. The biomass drying

process uses a new technology to reduce the cost of drying called SHOC™ (drying and sanitization by controlled oxidation). This technology is used to transform organic residues like manures, municipal sewage, food processing wastes, and pulp and paper mill sludge, into an odourless, aseptic material called BEFOR (BioEnergy From Organic Residues). This material can be used as a green renewable energy source by direct combustion. This technology uses up to six times less energy than conventional drying methods, thus greatly limiting adverse environmental impacts.

The impact on air quality is the major issue related to biomass combustion. In order to comply with actual regulations, a framework must be set to define a range of specific parameters and characteristics of biomasses used for combustion. This framework will provide practical tools to develop innovative combustion devices and a more uniform “fuel” resulting in better flue gas control.

Keywords: Agricultural biomass; Bio-energy; Combustion; Emissions; Manure; Agricultural waste management.

1. Introduction

Canada and the United States have much greater energy consumption per capita (348 and 327 GJ/year) than all other G8 countries (170 GJ/yr on average) based on 2003 data. Mainly, energy consumed in Canada comes from fossil fuels, such as refined petroleum products (35%), natural gas (29%) and coal (11%). Remaining energy sources include nuclear (9%), hydro-electricity (12%) and other renewable sources (4.4%).

However, primary energy sources used in Canada varies geographically through out the territory e.g. petroleum and natural gas in the Maritimes, hydroelectricity in Quebec and Manitoba, refined petroleum products in Ontario (however, natural gas and production of steam and electricity by cogeneration is increasing in the industrial sector), natural gas in Alberta, and refined products from petroleum in British Columbia (Ménard, 2005). Bio-energy does not account as the main energy source of any Canadian province, even when the Canada's potential for producing bio-fuels and energy from biomass (crop residues, grasses, sawdust, woodchips, sludge, livestock manure) is huge. According to Champagne (2006) such potential is underutilized. Villeneuve et al. (2011) points out that the biomass heating industry is yet at intermediate state in North America and can be seen as a paradox based on the quantities of available biomass fuels. The biomass inventory carried out by Wood and Layzell (2003) illustrates Canada's major potential to utilize its vast forestry and agricultural resources to provide a sustainable supply of bio-based energy. These authors estimated that the potential for the conversion of carbon from available unused biomass is equivalent to 27% of the total energy that Canada obtains from fossil fuels, from which 14% could be provided from designated crop production including residues, 3% from livestock manure, 70% from forestry and 13% from municipal waste.

Many biomass-to-energy conversion processes are well established and in development in Canada such as direct combustion and pyrolysis. According to Industry Canada (2005) cited by Champagne (2007), bio-fuel production is expected to rise in the near future, particularly in the physical, chemical and thermal conversion of primary and residual

biomass to bio-based energy and industrial products because of the abundance of biomass in Canada. The present paper aims to review such opportunities, more specifically from biomass produced by agricultural activities in Canada. The focus will be on the thermal conversion by direct combustion. Additionally, a critical review of the legal and environmental issues is also discussed. Finally an example of an agriculture waste-to-energy process executed from an innovative approach in the province of Québec is described.

2. Available agricultural biomasses in Canada

In the last few years, Canada has put in place different programs to promote environmental responsibilities and to reduce GHG emissions resulting in a positive growth (30% over 1995 production) of biofuel production over the country. The total biomass produced in Canada by 2001 represented approximately 5142 PJ, in which 60.3% was provided by the forestry, 36.9% by the agricultural activities and 2.8% by livestock manure (Fig.1). However, due to the different uses of biomass, only 43% of total biomass (i.e. 2212 PJ/yr) is available for energy purposes. Thus unused Canadian biomasses both from agricultural and forestry activities represent a huge potential as feedstock to produce renewable energy. However, in 2006, biofuel production from Canadian biomass was estimated to 531.8 PJ in which 96% were provided by solid biomass (raw material for combustion), 2.3% by biogasoline and 1.8% by biogas. This production represents only 24% of the total available energy that Canadian biomasses could supply (FAO, 2007) (Fig. 1). The present situation can be seen as an example of the paradox cited by Villeneuve et al. (2011) about underestimation of the Canadian biomass potential. In addition, Canada presents an undeveloped biomass supply chain. For instance, from the 1.34 millions tonnes of pellets produced from biomass in 2008, only 22% was used in Canada (78% was exported principally to Europe (Bradley, 2010)).

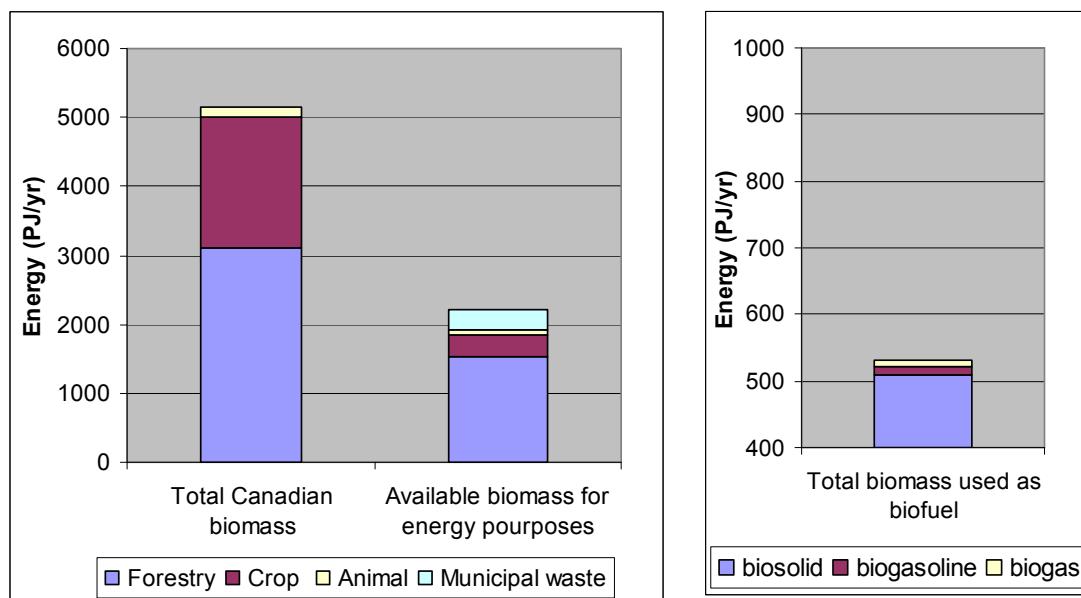


Fig. 1. Total and available energy from Canadian biomass (left) and biofuel produced (right)

Major crops residues in Canada assessed for potential biomass residues as sources for energy generation includes wheat, corn for grain, barley, canola and tame hay. The total sustainable⁵ removal biomass potential from crop residues in Canada has been estimated to 43.9 million tonnes of oven-dried biomass (M ODT/yr) (Wood and Layzell, 2007). However a fraction of these residues must remain in the field to ensure soil fertility, while another fraction is lost during collection or used for animal bedding and mulching reducing availability to 17.8 M ODT/yr, equivalent to a potential of 0.3 EJ (Wood and Layzell, 2007).

Livestock manure production accounted up to approximately 181 Mt by 2006. Major volume of manure come from beef cow (38%), milk cow (12%), calve (12%), heifer (12%) and pig (9%) production (Hoffman, 2008). Livestock manures are generally used directly as soil amendments and opportunities for deriving energy are often overlooked (Champagne, 2007). However the Department of Agriculture and Agri-food Canada recognizes that animal manure management presents disposal problems and contributes about 3.4% of Canada's GHG emissions. Used as an energy source, livestock manure could produce over 3 Gm³/yr of biogas through anaerobic digestion (Wood and Layzell, 2003), which could provide 0.065 EJ/year of energy (calorific value (CV) ranging from 14 to 18 GJ/t), an amount equal to 0.8% of the fossil fuel energy use in Canada in 2001. However, according to Chen et al., (2004) cited by Champagne (2007), due to the specific characteristics of animal manures and their high protein content, utilization for energy production is more complicated than other lignocellulosic biomasses.

Energy crops, perennial grasses and trees grown through traditional agricultural practices are increasingly being produced as renewable feedstock for bio-based products, fibre and energy sources (Tolbert et al., 2002). Energy may be generated through direct combustion or gasification to produce electricity and heat, or by converting to liquid fuels such as ethanol. The most common dedicated energy crops in Canada are willow, hybrid poplar, switchgrass, *miscanthus giganteus* and pearl millet. Canada has over 20 million hectares of available land suitable to produce energy crops. The most attractive benefit of producing energy crops is to give added-value to the low agricultural potential lands. The province of Quebec has approximately 300,000 ha of marginal lands available to produce energy crops. This land could allow an annual production of 3 Mt of biomass, which is the equivalent of more than 9 million barrels of oil (Mesly, 2010). Major benefits of energy crops include increased rural economic development, energy security and environmental benefits. However, there are some barriers that limit the use of energy crops on a large scale such as the high initial establishment cost and the waiting period prior to the first revenue generating harvest. The Michigan Energy Program (2002) points out that there is a chicken and egg syndrome when it comes to growing and utilizing energy crops (i.e. what should come first). Farmers are reluctant to adopt new crops that have uncertain markets as well as uncertain yields and paybacks. They want a reliable demand for crops before they invest their money to establish them. Conversely, users want a guaranteed supply of an energy source before making the capital investments to

⁵ In all crop systems, a portion of the crop residue must be returned to the soil in order to ensure the maintenance of the soil tilth, humic content and fertility (Wood and Layzell, 2003).

build new facilities. Other barriers include the high ash content in biomasses (particularly in switchgrass and sorghum), the relatively high overall costs production (particularly in *miscanthus*, willow and hybrid poplar) (Hewson, 2009), the added expenses associated with harvesting and processing, the lack of funding for research and the lack of energy crop establishment policies and incentives (Michigan Energy program, 2002). Such policy-related issues were identified by the Department of Energy (DOE) as the major non-technical barrier for increased biomass energy development.

3. Current Canadian context of biomass products and transformation processes

Direct combustion is the most common energy production process from solid fuel biomass in Canada. In fact, as regards renewable bioenergy sources, combustion of biomass ranks second to hydropower in Canada's primary energy production. Major biomass feedstock includes woody product, particularly residues from forest activity (sawdust, planer shavings, bark, logging waste from sawmills, and diseased and insect-killed trees). Technology regarding combustion of woody biomass is well developed and commercially available (e.g. pellets stoves and large scale biomass-fed-boilers). Consequently there is significant increase of commercial installations and homes for converting their traditional heating system based in gas or fossil fuel into a biomass heat system. In addition, pelletizing process of wood has grown exponentially in Canada last years. As of 2010, Canada had 33 pellet plants with 2 million tonnes annual production capacity (Wood Pellet Association of Canada, 2011), although about 90 % of the production is exported. Consequently, new palletizing techniques are being developed e.g. biomass torrefaction (biomass roasted to produce a more energy-dense and hydrophobic product). This process is approaching its first commercial demonstration in Canada. Despite that the plantations of switchgrass for combustion purposes starting to be relatively well establishment in Ontario, Quebec, and Manitoba (Canada), the combustion of agricultural biomass is not really popular. This fact is mainly due to technical concerns about biomasses and combustion systems e.g. moisture, fuel composition, emissions (particulate matter and pollutant gases) and fouling in appliances. Thus improvements are needed implanted in each combustion system in order to increase efficiencies, reducing emission levels and to reduce costs. The development of efficient combustion technologies for moderate to high ash fuels is also highly required.

Ethanol production and its usage are encouraged by federal and provincial governments in the last few years in Canada by giving incentives in research, tax incentives and political will. As result, ethanol production increased from less than 200 Ml in 1990 (Olar et al., 2004) to 1,777 Ml in 2010. There are 16 commercial ethanol plants in Canada either operating or under construction in 2010. Their production output ranges from approximately 12.5 Ml/yr to 225 Ml/yr (Doiltech Corporation, 2010). Most of ethanol fuel available in Canada is produced from corn (in eastern Canada) and wheat (in western Canada). However, according to Champagne (2007) the cost and availability of suitable crops are considered major hurdles to the larger commercial development of bioethanol in Canada. Additionally, the environmental benefits of converting corn and grain to ethanol (e.g. lower greenhouse gases) can be compromised by the large amounts of

energy, fossil fuels and fertilizer needed to grow these crops. Thus, in order to overcome the inconvenience, a new biotechnology process for making cellulosic ethanol from the plant fibers (i.e. stalks, corn cobs and straw) is being developed. This method promises the development of the methanol industry on a large commercially viable scale.

Gasification allows converting a relatively heterogeneous feedstock into a consistent synthetic gas (syngas) which can be used as a fuel for power generation or as a feedstock for production of fuels and chemicals. Landfill gas produced by decaying of municipal solid waste is the main source of biogas in Canada (there were over 30 sites in 2006 (Kajat, 2006)). Biomass, manure and/or biosolids are also used as feedstock to produce biogas by an anaerobic digestion process. According to Natural Resources Canada (NRC) (2010), agricultural biogas industry is growing; currently 20 farm digesters are operating across the country. In 2012, the province of Ontario will pass to have 13 to 28 operating farm based digesters. The current trend in Canada is to use waste residues as co-substrates with manure, with less emphasis on co-digesting manure with energy crops.

The Biodiesel market in Canada is at a nascent stage; while there was no commercial-scale biodiesel production facilities in 2004 (Kajat 2006), there were 12 biodiesel plants operating or planned for being under construction in 2010 (Doiltech Corporation, 2010). Including plants under construction, biodiesel production capacity in Canada is 471 Ml/yr. In eastern Canada, the feedstock for biodiesel plants is usually animal fats; alternative feedstock includes used vegetable oil and tallow. In western Canada (Manitoba to Alberta), the usual feedstock for biodiesel is oil derived from canola (Doiltech Corporation, 2010).

Pyrolysis involves the heating of a biomass in the absence of oxygen, producing pyrolysis oil (BioOil) and a biochar by-product. Regarding BioOil production, Canada is seen as a leader in technology and development. However pyrolysis systems are in a minority with regard to commercially available gasification systems; only two companies produce currently pyrolysis oil at a commercial scale in Canada. In addition, three pyrolysis systems are in advanced stage of development (Kajat, 2006). The first one is a patented fast-pyrolysis process that converts forest and agricultural residues into liquid BioOil, and focusing on modular plants of 100, 200 and 500 tonnes per day (tpd). The second one includes the use of core technology (Rapid Thermal Processing or RTP™) to transform carbon-based feedstocks, either woody biomass or petroleum hydrocarbons, to more valuable chemical and fuel products. Lastly, conversion of harvest waste to liquid BioOil in mobile units of 50 tpd BioOil output capacity. In the other hand, NRC is providing technical support to Canadian companies involved in research about biochar production.

Summary The vast quantities of available land, the different biomass sources, the wide range of technologies for energy production, the constant innovation in energy processes and the huge research and development capacity, makes Canada a promising country to lead potentially the development and the establishment of a strong renewable energy system based on agricultural biomasses and energy crops as feedstock. But nowadays many barriers are obstructing the Canadian green potential that even the well established forest industry cannot overcome. These barriers are characterised by: an undeveloped

biomass supply chain; a relatively small or spread biomass sources; the significant reserve and investment in fossil fuels – oil, gas and coal; a lack of capital; the poorly distribution of information between different involved actors (biomass producers, biotechnology producers, energy distributors, energy project financiers and energy end-users); an undeveloped carbon market and evolved policies, and the misinformation on environmental impacts.

4. Biomass combustion: The major biomass energy conversion process in Canada

Emissions and technical problems are related to the direct combustion. The direct combustion of biomass as thermal process for energy conversion presents an interesting and effective avenue under certain circumstances. Although with growing interest, this avenue confronts several technical problems. Regarding chemical composition, agricultural lignocellulosic biomasses have higher Cl ratios than wood (e.g. Cl content is 60 mg/kg in wood, 220 mg/kg in bark and 4900 mg/kg in straw (Oberberger, 2004)). During biomass combustion processes, Cl forms unwanted particles (i.e. HCl, Cl₂ and alkali chlorides) and influences the formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) (Van Loo and Koppejan, 2008). PCDD/F have shown to be extremely toxic, mutagenic, and linked to the suppression of the human immune system (Lavric, 2004). In addition, the alkaline nature of the biomass ash and the Cl content in the biomass fuel decreases the melting temperature of ashes and causes fouling and corrosion in combustion appliances (Demirbas, 2005). Straw is one of the most problematic biomasses regarding this issue. On the other hand, important quantities of ash are rejected from the combustion of biomass and, additionally, the fuel-bound N produces NO and NO₂ emissions (Johansson et al., 2004).

Moreover, both emission rate and composition are also influenced by the physical properties of the fuel (e.g. moisture content, density, porosity, size and active surface area), the type of combustion equipment (including operational and technical aspects) and the emission reduction measures. In a combustion process, all these variables interact together and produce an extensive variety of emission levels and substances (gases and particular matter (PM)) (Godbout et al., 2010).

Because several factors influence the quality of agricultural biomasses that are harvested, different studies aims to develop better agricultural and conditioning practices of biomass in order to get suitable biomass properties for combustion processes (Schroeder et al., 2009; Hadders and Olsson, 1997; and Morissette et al., 2010). For instance, it is important to harvest with low ash and humidity levels. Ash is reduced by harvesting dedicated woody crops (such as willow and hybrid poplar) once all leaves have been lost. Also when harvesting agricultural biomasses with high Cl levels such as straws, corn, switchgrass, etc, it is preferable to cut the crop in the autumn and harvest in the spring after rain and snow have washed away Cl and K residues.

Legislative issues impact directly on biomass combustion development. Environmental legislation is a provincial jurisdiction in Canada where each province is free to establish specific air quality standards, guidelines and emission levels as long as they agree with the Canada-wide Environmental Standards (CWS, 2000), which meet common environmental standards across the country. Moreover, biomass legislative issues can even complicate further where individual municipalities can enact bylaws regulating emissions from this sector. Presently in Canada, there are no clear regulations for the combustion of agricultural biomass. However the amounts of PM, as well as PCDD/F emitted from different processes (e.g. combustion) are limited by the CWS. These standards could indirectly impact the combustion process of biomass since biomass is closely linked to the production of these pollutants. However, the CWS are non-binding on any level of government and have no legal consequences if they are not met, thus they can be described as voluntary guidelines according to Boyd (2006).

The Canadian Standards Association (CSA) has adopted a recommended particulate limit and test protocol (B415.1) (CAN/CSA, 2010) for wood and corn burning devices (heat outputs up to 2 MW). Even if the standard is not yet enforceable as a Canadian national or provincial standard, manufacturers are obliged to develop new solid-fuel-burning appliances in compliance with this standard. On the other hand, this standard has no effect on current air quality legislation in most provinces and territories as stringent as the CSA-B415 standard. This can potentially have a negative impact on emission were certified CSA-B415 combustion unit owners might be inclined to neglect maintenance on their combustion units knowing they will continue to respect current air quality legislation.

Only the provinces of Quebec and British Columbia (BC) have a specific standard for the combustion of biomass. The British Columbia's standard emission regulation applies to boilers with a facility capacity of 50 MW or less and engaged solely in agricultural operations that are located wholly in the agricultural land reserve of the greater Vancouver regional district (Metro Vancouver, 2009). In the province of Quebec, the use of biomass fuels is legislated according to the regulation respecting the quality of the atmosphere (c. Q-2, r.20) (MDDEP, 2011) which is part of the Environment Quality Act. This standard concerns all activities and equipment that may change air quality. However, municipalities are free to adopt more restrictive regulations. Thus, regulation regarding biomass combustion from municipalities can differ significantly from provincial legislation, which can considerably limit the implementation of this renewable energy source. Present provincial legislation concerns regulation about wood combustion furnace or boiler of a capacity less than 3 MW. However, no further details are presented for combustion systems based on biomass other than wood, such as agriculture biomass (dedicated energy crops or agricultural residues). The legislation presents only details for incinerators (regardless of capacity) regulating PM emissions limits. Furthermore, appliances with a combustion capacity lower than 1 t/h must be equipped with a secondary combustion chamber and an external fossil fuel source. No details are presented for combustion appliances. In addition, a current project planning to modify legislation is in process suggesting adding opacity, PM, NO_x, CO, PCDD/F emission limits. However, the current air quality regulations in Quebec make the combustion of

agricultural biomasses impossible in a standard combustion unit. The limitations are mainly based on a misunderstanding of emissions issues and lack of scientific information regarding the combustion reactions and emission levels of various agricultural biomasses. A work frame must be set to define specific parameters and characteristics of biomasses and appliances in order to be compliant with actual emission regulation from combustion processes.

5. Innovative approach – a success story in Quebec

Recently, *Innoventé Inc.* started a project that will develop and demonstrate a technology to transform organic residues into electricity and heat. The first power station of this company will be built near Quebec City. It is a four stage approach. Initially, the organic residues are mixed (stage 1) in order to obtain optimal characteristics for biodrying. This material is then transferred into the biodryer (stage 2). This stage is an innovative biological treatment for a seven day period and the end-product is sanitized (pathogen destruction), partially dried and deodorized biomass. This technology is called SHOC™ (patent pending). The third stage of the process is the final drying using commercial dryer belts and an air flow at low temperature (15 to 50 °C). Finally, the dried biomass is used as biofuel in a cogeneration plant. The cogeneration plant would produce about 5 MW of electricity that would be sold to the surrounding area (population of about 10,000).

The starting point of this “adventure” is the biodryer, the basis of the SHOC™ technology and developed over the past seven years at the Research and Development Institute for the Agri-Environment inc. (IRDA). Initially, the process was used to produce worm and worm-compost in a continuous base process. Such technology had a silo shape using a 21 day retention time. The process can dry the material using up to six times less energy than conventional drying methods. In fact, during the biodrying stage, heat from biological activity is used as energy to dry the material. This energy is produced continuously during a controlled aerobic decomposition using a specific air flow sequence in the biodryer. For each ton of organic waste treated by the SHOC™ technology, 336 kg of water is removed by the biodryer. Its total energy consumption represents about 100 kWh/tonne of evaporated water, while the dryer consumes 500 kWh/tonne of evaporated water.

Today, *Innoventé Inc.* uses this technology in their process to reduce the drying cost and to transform organic residues like manures, municipal sewage, food processing wastes and pulp and paper mill sludge, into an odourless, aseptic material called BEFOR (BioEnergy From Organic Residues). This material can be used as a green renewable energy source by direct combustion. *Innoventé's* strategic vision lies in producing electricity from power stations that it will be built in the regions they will serve. Each region's biomass production varies according to its agricultural, municipal and industrial profile. *Innoventé* will tailor its proposals for each region according to the type of biomass produced. Building and operating these power stations will contribute to the economic vitality and growth of each region, but the most prominent outcome will be the reduction of GHG.

6. Conclusion

Canada accounts with a huge potential to produce agricultural biomass as feedstock for energy production using different processes. However, different barriers (political, technical, economical and environmental) obstruct the establishment and the growth of an agricultural-based energy system. Effective programs should be lead by Canadian government regarding policy initiatives, models for the financing of start-up costs, and the establishment of a carbon credit market, as a solution to promote this industry. The impact on air quality is the major concern around the direct combustion process. To be compliant with actual regulation, a framework must be set to define a range of specific parameters and characteristics of biomasses used for combustion. Such a frame will provide practical tools to develop innovative burning devices and a more uniform “fuel” resulting in a better flue gas control.

References

- Boden, T.A., G. Marland, and R.J. Andres. 2010. Global, Regional, and National Fossil-Fuel CO₂ Emissions. Carbon Dioxide Information Analysis Center, U.S. Department of Energy, Oak Ridge, U.S.A.
- Boyd, D. R., 2006, *The Air We Breathe: An International Comparison of Air Quality Standards and Guidelines*, David Suzuki Foundation, ISBN 0-9737579-8-1.
- Bradley, D. 2010. Canada Report on Bioenergy. (Accessed June 2011)
<http://www.bioenergytrade.org/downloads/canadareportonbioenergy2010sept152010.pdf>
- CAN/CSA, 2010. B415.1-00. Essais de rendement des appareils de chauffage à combustibles solides. Association Canadienne de normalisation.
- Canadian Centre for Energy Information. 2011. Biomass Energy in Canada.
<http://www.centerforenergy.net/AboutEnergy/Biomass/Overview.asp?page=6>, (Accessed May 2011)
- Champagne, P. 2007. Feasibility of producing bio-ethanol from waste residues: A Canadian perspective. *Resources, Conservation and Recycling* 50 : 211–230.
- CWS, 2000, Canada-wide Standards for Particulate Matter (PM) and Ozone, Canadian Council of Ministers of the Environment, Endorsed by CCME Council of Ministers, June 5-6, 2000, Quebec City.
- Demirbas, A. 2005. Potential applications of renewable energy sources, biomass combustion problems in boiler power systems and combustion related environmental issues. *Prog. in Ener. and Comb. Sci.* 31: 171–192.
- Doiltech Corporation. 2010. Total Economic Impact Assessment of Biofuels Plants in Canada.
http://www.greenfuels.org/uploads/documents/01_doyletech_total.pdf, (Accessed May 2011)
- EIA (U.S. Energy Information Administration), 2008. International Energy Annual 2006.
<http://www.eia.gov/emeu/international/energyconsumption.html> (Accessed June 2011).
- FAO. 2007. A review of the current state of bioenergy development in G8 + 5 countries.
http://www.fao.org/NR/ben/abst/ben_071201_en.htm, (Accessed May 2011)
- Godbout, S., J.H. Palacios, F. Pelletier and J-P. Larouche. 2010. Combustion de la biomasse agricole : caractérisation des effluents gazeux et particulaires, revue de normes et élaboration d’un protocole de mesure. Final Report. Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA). Canada.
- Hadders G. and R. Olsson. 1997. Harvest of grass for combustion in late summer and in spring. *Biomass and Bioenergy*. Vol. 12, 3 : 171 -175.
- Helwig, T., R. Jannasch., R. Samson, A. DeMaio and D. Caumartin. 2002. Agricultural Biomass Residue Inventories and Conversion Systems for Energy Production in Eastern Canada. Final Report. Resource Efficient Agricultural Production (REAP) – Canada.
http://agrienvarchive.ca/bioenergy/download/REAP_NRCAN-inventory-final.pdf, (Accessed May 2011)
- Hewson, D. 2009. Report On Energy Crop Options For Ontario Power Generation. The University of Western Ontario Research Park. http://www.bicsarnia.ca/reports/uwo-report-1_layout-1.pdf (Accessed May 2011)

- Hofmann, N. 2008. A geographical profile of livestock manure production in Canada, 2006. Statistics Canada <http://www.statcan.gc.ca/pub/16-002-x/2008004/article/10751-eng.htm>, (Accessed May 2011)
- Innoventé, 2011, Innoventé Inc. appoints Martin Lemay as Chief Financial Officer, <http://www.innoventeusa.com/news/> (Accessed, June 2011)
- Johansson, L., S.B. Leckner, L. Gustavsson, D. Cooper, C. Tullin et A. Potter. 2004. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmos. Env.* 38: 4183-4195.
- Kajat B. 2006. Bioenergy and biofuels: Canadian industry and market opportunities. Clean Technology Group. www.fundygreenpark.com/Links/BioenergyReport.doc (Accessed May 2011)
- Lavric, E., D., Konnov, A and De Ruyck, J., 2004. Dioxin levels in wood combustion—a review. *Biomass and Bioenergy* 26, 115 – 145
- Melin, S., 2008, Wood pellets manufacturing in Canada-- Briefing note. Wood Pellet Association of Canada.
- Ménard, M., 2005. Canada, a Big Energy Consumer: A Regional Perspective. Manufacturing, Construction and Energy Division. <http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/2005023/4054265-eng.htm> (Accessed May 2011).
- Mesli, N. 2010. Énergie : Québec et Ottawa doivent miser sur la production d'«électrons verts». Le coopérateur agricole. September 2010. Québec, Canada. <http://www.lacoop.coop/coopérateur/articles/2010/09/p42.asp>
- Metro Vancouver, 2009, Greater Vancouver Regional District, Agricultural Boilers Emission Regulation Bylaw consolidated (including Bylaw No. 1098, 2008 and bylaw 1109, 2009).
- Michigan Energy Program. 2002. Energy Crops and Their Potential Development in Michigan. (Accessed May 2011) http://www.michigan.gov/documents/CIS_EO_Energy_crop_paper_A-E-9_87916_7.pdf
- MDDEP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs). 2011. Règlement sur la qualité de l'atmosphère (c. Q-2, r. 20), Loi sur la qualité de l'environnement.
- Morissette R., P. Savoie and J. Villeneuve. 2010. Handling Corn Stover Bales for Combustion in Small and Large Furnaces. ASABE 2010 Annual International Meeting – Pittsburgh, Pennsylvania USA
- Natural Resources Canada (NRC), 2010. Update of the Agricultural Biogas Industry in Canada. http://www.iea-biogas.net/_download/publications/country-reports/2010/Canada_Country_Report_11-2010.pdf (Accessed May 2011)
- Obernberger, I. and G. Thek. 2004. Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behaviour. *Biomass and Bioenergy* 27, 653–669.
- Olar M., O. Romain, N. Bergeron, and K. Klein. 2004. Ethanol industry in Canada. CRÉA. <http://www.ascension-publishing.com/BIZ/canadaethanol.pdf> (Accessed May 2011)
- Schroeder W., J. Kort and P. Savoie. 2009. Biomass Harvest from Natural Willow Rings around Prairie Wetlands. *Bioenerg. Res.* 2: 99 – 105.
- Statistics Canada. 2009. Canada, a Big Energy Consumer: A Regional Perspective. (Accessed March 2011) <http://www.statcan.gc.ca/pub/11-621-m/11-621-m2005023-eng.htm>.
- Tolbert, V., R., Todd Jr., D., E., Mann, L., K., Jawdy, C., M., Mays, D., A., Malik, R., Bandaranayake, W., Houston, A., Tyler, D., Pettry, D., E., Changes in soil quality and below-ground carbon storage with conversion of traditional agricultural crop lands to bioenergy crop production. *Env. Poll.* 116, S97–S106.
- Van Loo, S. and J. Koppejan. 2008. The handbook of biomass combustion and co-firing. Édité by Sjaak van Loo and Jaap Koppenjan. Sterling, VA. USA. ISBN : 978-1-84407-249-1.
- Villeneuve, J., J.H. Palacios, J. Savoie and S. Godbout. 2011. A Critical Review of Emission Standards & Regulations Regarding Biomass Combustion In Small Scale Units ($\leq 3\text{MW}$). (In redaction process)
- Wood S. M. and Layzell D. B. 2003. A Canadian Biomass Inventory: Feedstocks for a Bio-based Economy. BIOCAP Canada Foundation, Queen's University, Kingston, Canada. (Accessed May 2011) http://www.agwest.sk.ca/bioproducts/documents/BIOCAP_Biomass_Inventory_000.pdf,



7th International Symposium on Cement Based Materials for a Sustainable Agriculture

(CIGR International Symposium)



Hosted by the Canadian Society for Bioengineering (CSBE/SCGAB)
Québec City, Canada September 18-21st 2011

VALUE-ADDITION OF RESIDUAL ASHES FROM DIFFERENT BIOMASS ORIGINS IN CEMENT BASED MATERIALS: A COMPARATIVE STUDY

J. H. PALACIOS¹, M. VERMA^{1,3}, S. GODBOUT¹, F. PELLETIER¹, P. BRASSARD¹, J.-P. LAROUCHE¹, D. BUSSIÈRES², O. SOLOMATNIKOVA³

¹Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA), 2700 Einstein street, G1P 3W8, Québec (Qc), Canada; e-mail of corresponding author: joahnn.palacios@irda.qc.ca

²Laboratoire de Recherche sur la Qualité de l'Atmosphère (LARQA), UQAC, Chicoutimi (Qc), Canada

³Centre de Recherche Industrielle du Québec (CRIQ), 333 rue Franquet, G1C 4C7, Québec (Qc.), Canada

CSAS11036 – Section 5: Ecological Concrete

ABSTRACT The rising fuel prices and growing concern about global warming associated with greenhouse gases emissions have increased the interest for clean bioenergy production. Conventionally, the use of biomass as an energy source is considered as carbon neutral or low carbon, which has potential of sustainable energy supply in future. However, production of ash from different bioenergy transformation processes can become an important source of pollution if appropriate disposal schemes are not implemented. The utilization of ashes from biomass origins in cement based materials could be an environmentally friendly and valuable approach. Currently, fly ash from coal is used in cement production. However, utilisation of biomass ashes as cement constituents is limited due to ASTM norm C618. In this research, ashes from different biomasses produced by different transformation processes have been compared and discussed. For example, ash obtained from biochar by pyrolysis of swine manure has high percentages of elements such as K, P, Ca, and Mg which are suitable for soil fertility but not useful in cement manufacture. However, application of this ash on agricultural soil is restricted by norms to avoid overloading of nutrients in soil as well as leaching of heavy metals in natural water sources. Similarly, ashes from commercial wood pellets and switchgrass could be suitable for agricultural as well as for construction materials. Properties such as particle-size and bulk density of these ashes can be favourable for using them as substitute for sand and filler materials in construction materials.

Keywords: Ash, biomass, cement, combustion, bioenergy, swine, willow, switchgrass, wood pellet

INTRODUCTION The rising fossil fuel prices and growing concern about global warming associated with greenhouse gas emissions has increased the interest for energy production from renewable sources (e.g. biomass, solar, wind, etc.). Conventionally, the use of biomass as an energy source is considered as carbon neutral or low carbon because the CO₂ emitted during the transformation of material to recover the energy, is absorbed again by the biomass through the photosynthesis process. Though, such consideration is true only if the production of biomass is carried out in a sustainable way.

Ash-forming elements are present in biomass as salts, bound in the carbon structure (inherent ash) as mineral particles from dirt and clay introduced into the biomass fuel during harvesting or transportation (entrained ash) (Van Loo and Koppejan, 2008). During combustion, a fraction of such elements is volatilized and released to the gas phase. Later they form the fine mode of the fly ash characterized by a particle size of < 1 µm. On the other hand, the non-volatile ash compounds remain in the char and results in residual ash particles with a wide range of compositions, shapes and sizes, related to the characteristic of the parent mineral particles. A fraction of the residual ash will be entrained with the flue gas and form the coarse part of fly ash (> 5 µm), while the other fraction will stay on the grate and form bottom ash (Van Loo and Koppejan, 2008).

The increased utilisation of biomass materials for the production of heat and power, especially in large power plants, increase the amount of ashes derived from such production. The review carried out by Reijnders (2005) listed the pollutants and hazardous elements that ash may contain. These include significant quantities of relatively mobile inorganic compounds (e.g. As, Cu, Cd), elements that give rise to significant aqueous leaching (Ba, Br, Ca, Cl, F, Fe, K, Mg, Na, Mn, P and S) and persistent hazardous organic pollutants (POP) such as polycyclic aromatic compounds (PAH), polychlorinated biphenyls (PCB) and chlorinated dioxins and benzofurans. Thus it is necessary to implement appropriate schemes for utilisation of ash disposal.

Nowadays, uses of ashes from different origins include soil stabilisation, mine backfill and agriculture. Benefits and barriers in each case are presented by Smith (2005). Ashes have also emerged as construction or geotechnical materials or have been proposed for such applications. Ashes, principally from the combustion of coal, had been used to replace a portion of cement in the concrete. The ASTM norm C618 covers fly ash for use in concrete where cementitious or pozzolanic action is desired. Using ash in concrete shows distinct quality advantages: improves workability, reduces segregation, bleeding, heat evolution and permeability, inhibits alkali-aggregate reaction, and enhances sulphate resistance (FHWA, 2011). There are additionally economic and ecological benefits.

Currently, most of fly ash used in cement production comes from coal. The quality of these ashes is controlled by standard specifications or classification systems. Usually, the ASTM norm C618 is applied. Additional standards include the AASHTO M 295 and the EN 450. However standard specifications were not specifically prepared for biomass or biomass co-firing ash (Van Loo and Koppejan, 2008). Even the use of biomass ash in concrete is prohibited by the ASTM norm C618 (Wang and Baxter, 2007). According

to Rajamma *et al.* (2009), chemistry and mineralogy of biomass ashes differ from those of coal ashes. Although in some researches where results from the characterisation and analysis of biomass ash or co-firing biomass ash showed a similarity compared to the coal fly ash and to the specifications given by norms (Wang and Baxter, 2007; Wang *et al.*, 2008; Rajamma, *et al.*, 2009 and Esteves, *et al.*, 2011). Thus the exclusion of biomass fly ash in concrete by norms seems inappropriate. Standards in a number of European countries have been drafted to permit the ashes from the co-combustion of coal with biomass to be used in concrete production (Van Loo and Koppejan, 2008).

ASTM norm C618 defines fly ash as the finely divided residue that results from the combustion of ground or powdered coal and that is transported by flue gasses. Two major classes of fly ash are specified in ASTM C618 on the basis of their chemical composition resulting from the type of coal burned: Class F (normally produced from burning anthracite or bituminous coal) and Class C (normally produced from the burning of subbituminous coal and lignite). Class C fly ash usually has cementitious properties in addition to pozzolanic properties due to free lime, whereas Class F is pozzolanic fly ash and shows rarely cementitious properties when mixed with water alone. Table 1 shows the chemical and physical requirements listed in the ASTM C618 specification.

Table 1. ASTM Specification C618-08a. Chemical requirements

Chemical properties	Class	
	F	C
SiO ₂ + Al ₂ O ₃ + Fe ₂ O ₃ , (Σ), min., %	70.0	50.0
SO ₃ , max, %	5.0	5.0
Moisture content, max, %	3.0	3.0
Loss on ignition, max, %	6*	6.0

* The use of Class F pozzolan containing up to 12.0 % loss on ignition may be approved.

This research focuses on the use of ashes from biomass origins in cement based materials as an environmentally friendly and valuable approach. A comparative analysis of ashes from different biomass origins via different thermal transformation processes is discussed.

MATERIAL AND METHOD

Biomasses The ashes used come from four different biomasses: (i) commercial wood (a mix of black spruce and grey pine pellets), (ii) dried solid fraction of pig manure (SFPM), (iii) switchgrass, and (iv) willow. All biomasses, which were previously pelleted, were submitted under direct combustion via a pellet heater.

One additional biomass was evaluated. There is the biochar from the SFPM, when it was submitted into a pyrolysis process. The swine manure, procured from the collection pit of a local swine farm (St-Lambert, Quebec) in the form of 35% dry solids of swine manure, was pre-treated prior to the thermochemical conversion via pyrolysis. For this, the samples were put in an oven maintained at 105°C for a maximum of 72 hours on aluminium trays or until a constant weight. The dried samples were ground in a custom rotary cutter using 2 mm mesh size screen. The particles thus obtained was then

transferred to a closed plastic container until used in the pyrolysis process. The physical and chemical properties of the biomasses are listed in table 2. The SFPM has the most important ash content of all biomasses tested under direct combustion (8.8 and 9.57 % d.b. at 750°C and 1100°C respectively), and the wood has the less important (0.5 and 0.38 % d.b. at 750°C and 1100°C respectively).

Table 2. Physical and chemical properties of the biomasses

		Wood	SFPM	Switchgrass	Willow	Biochar
Physical properties						
Diameter	(mm)	6.5	8.4	5.5	6.8	
Humidity	(% w.b)	6.6	10.5	14.1	12.7	1.97 ^a
Density	(g/cm ³)	1.1	1.26	0.94	1.03	
Bulk density	(kg/m ³)	686	769	509	590	
Ash content (750°C)	(% d.b.)	0.5	8.8	3.7	2.8	15.3 ^a
Ash content (1100°C)	(% d.b.)	0.38	9.57	4.3	4.0	
High heating value	(MJ/kg w.b.)	17.9	15.6	18.7	18	
Chemical properties						
SiO ₂	(% w.b.)	0.041	0.986	2.405	0.716	6.13
Al ₂ O ₃	(% w.b.)	0.014	0.180	0.168	0.153	0.95
Fe ₂ O ₃	(% w.b.)	0.005	0.521	0.062	0.053	2.16
CaO	(% w.b.)	0.153	1.945	0.624	1.367	16.2
Na ₂ O	(% w.b.)	0.010	0.343	0.033	0.034	5.62
MgO	(% w.b.)	0.028	0.698	0.153	0.159	10.0
P ₂ O ₅	(% w.b.)	0.006	1.464	0.157	0.215	20.9
SO ₃ ^b	(% w.b.)	0.008	0.834	0.089	0.145	
K ₂ O	(% w.b.)	0.047	1.321	0.229	0.588	20.9
Cl	(mg/kg)	13.8	3053	129	34.4	
C	(% w.b.)	47.1	40.5	43.5	45.1	36.9 (d.b) ^a
N	(% w.b.)	0.108	2.26	0.624	0.584	3.24 (d.b) ^a
TiO ₂	(% w.b.)	0.000	0.009	0.009	0.005	0.05
V ₂ O ₅	(% w.b.)	0.000	0.001	0.000	0.000	
CrO ₃	(% w.b.)	0.000	0.003	0.001	0.001	0.03
MnO	(% w.b.)	0.015	0.025	0.010	0.013	0.31
CoO	(% w.b.)	0.000	0.000	0.000	0.000	
NiO	(% w.b.)	0.000	0.001	0.000	0.000	
CuO	(% w.b.)	0.000	0.022	0.001	0.001	
ZnO	(% w.b.)	0.001	0.039	0.004	0.027	
SrO	(% w.b.)	0.000	0.004	0.002	0.004	
ZrO ₂	(% w.b.)	0.000	0.001	0.000	0.001	
Nb ₂ O ₅	(% w.b.)	0.000	0.000	0.000	0.000	
BaO	(% w.b.)	0.001	0.001	0.002	0.004	

^a Values corresponding to swine raw manure

Thermal processes

Direct combustion of the pellet biomass The direct combustion experiments were carried out in a 60,000 BTU/h (17.58 kW) output biomass pellet heater (Enviro; model: Omega). The method used is part of a study aiming to evaluate the emissions and the energy

produced when such biomasses are employed for heat production by direct combustion (Godbout *et al.* 2011a; 2011b). In order to test the biomasses under their own optimal combustion conditions, a preliminary experiment were carried out to determinate the ideal input air flow for each biomass (Godbout *et al.*, 2011a). The stove control board allowed five different burning rates (amount of pellets per unit of time), from which, three rates were used in the present experiments: (i) maximal, (ii) intermediate and (iii) minimal burning rate. Each test included the biomass burning at the three rates continuously. The experiments were carried out burning each biomass during 50 min at each burning rate (in steady state) with their own ideal input air flow. Three repetitions were carried out for each. Before each test and at each burning rate change, the biomass burned during 60 and 50 min respectively in order to get stable burning conditions. Moreover, the pellet heater was installed on a scale (± 0.05 kg) which collected the weight at regular intervals during the combustion process. After each test, the ash in the stove (bottom ash) and the ash in the chimney (fly ash) were collected and weighed.

Heating by oven after the biomass pyrolysis The Auger pyrolysis reactor used in this study is an interesting biomass pyrolysis technique which is a continuous type, equipped with computer control to maintain temperature of the pyrolysis zone at required level. The automated reactor control system also provided collection of data for temperature of different zones, pressure and rotational velocity of the Auger reactor. The heating block consisted of a solid copper block with lengthwise rod-type heating elements of about 300 W/inch capacity with 10 inches in length. The biochar collection system used gravity settling of heavier char particles from the pyrolysis vapor, alternatively, for a higher scale process this can be suitably replaced with a cyclone separator. Finally, the pyrolysis vapor was condensed using a cylindrical type condenser of about 12 L volume with a spiral cooling element (-10 to -15°C recirculating fluid) and a 2 L round bottom flask heat quenching system with 250 ml initial liquid volume. A vapor trap was installed before condenser to collect heavier bio-oil fraction and another vapor trap was installed after the condenser to trap the remainder lighter bio-oil fraction, if any. The pyrolysis vapor was extracted from the pyrolysis zone using a vacuum pump at the end of the vapor exit. The inside pressure of around 500 mm Hg during the pyrolysis operation was observed to be effective in evacuating the pyrolysis vapor. The biomass feeding control was calibrated with respect to particle size of the dried swine manure and it was verified at the end of each pyrolysis batch by measuring the remaining biomass. The whole Auger pyrolysis reactor system was cleaned at the end of each batch to minimize cross contamination of samples. The ash obtained from swine manure biomass was resulted from the combustion of the pyrolysis product, biochar. For this, the biochar was put in a crucible and heated in an oven at 550°C for 30 min followed by 950°C for another 30 min.

Characterization of ashes. Elemental composition of ashes were studied by X-ray fluorescence spectrometry (XRF). Chlorine content was measured by titration with silver nitrate (AgNO_3). C and N content was determined using a TruSpec analyser (LECO). The norm ASTM C311-11 was followed in order to determine the loss on ignition (LOI). In order to determine moisture content (MC), the collected ashes samples were dried in a laboratory oven at 105°C. The ashes were not sieved before the analysis. On the other

hand, the mineral analysis of the biochar ash samples was performed at a local mineralogy laboratory (COREM, Quebec City) as per standard procedures.

RESULTS AND DISCUSSION

Characterisation of fly ash from the direct combustion of the raw biomass. The total recovered ashes (fly and bottom ash) were 0.9 %, 10.2 %, 4.1 % and 4.1 % of the burned biomass, for wood, SFPM, switchgrass and willow respectively. Fly ash recovered represented a very small portion of total recovered ashes. In average, fly ashes recovered included 1.0 % and 2.8 % of total recovered ashes. Total biomass fly ash presented visually different colors. In the case of ashes recovered from wood, switchgrass and willow, they are predominantly grey but their tone is markedly different. The wood ashes are darker than those of the willow, and the switchgrass ashes are darker than the other two. The ashes from SFPM had a particularly different color. They presented a light brown color with some white fine particles produced by the metal oxides. Additionally, some particles completely unburned were noticed into the switchgrass ash samples. That could be caused by the fact that the pellets of such biomass were very fragile. Thus, high quantities of dust and fractured material were produced that they were easily and quickly transported by the airflow once arrived into the combustion chamber.

The chemical properties of the sampled biomass fly ashes are listed in Table 3. Results showed that all samples were predominantly made of SiO_2 (11.4–41.9%), CaO (16.5–29.3%) and C (9.6–14%). Generally, the ashes' chemical properties were proportional to those of the initial biomass. For instance, switchgrass showed a significantly high SiO_2 content before and after the combustion. Furthermore, the trace elements with the most important contents (ZnO , MnO and TiO_2) were the same in the biomasses and in the ashes. On the other hand, high Cl content were found in fly ashes (13,806–35,223 mg/kg).

When compared with ASTM chemical requirements, the fly ashes of the evaluated biomasses did not meet all ASTM parameters in order to be classified by such norms. In fact, none of the fly ashes meet the minimal sum of $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$ content and the LOI parameter. The switchgrass fly ashes showed a sum value close to ASTM class C designation, i.e. 47.7 %. In fact, the switchgrass fly ash presented a high and predominantly SiO_2 content (41.9 %). With respect to LOI results, no biomass respected the maximal allowed value to ASTM requirements (6.0 % max.). The switchgrass ashes had the closest value (14.8 %). In the other hand, the SO_3 and the moisture contents of fly ashes of all tested biomasses were into the ASTM limit values. However, because fly ash from our biomasses did not meet all chemical ASTM requirements, they should not be used in concrete materials as replacement of a part of the cement. In fact, such ashes would not have an enough pozzolanic propriety because of the important deficit in Al and Fe content.

Table 3. Chemical requirements of ASTM specification (C618-08a) for fly-ash and properties of the biomass fly ash samples.

		ASTM requirements		Biomass fly ash properties			
		F	C	Wood	SFPM	Switchgrass	Willow
SiO ₂	(% w.b.)			11.4	13.0	41.9	16.4
Al ₂ O ₃	(% w.b.)			2.3	2.0	3.8	2.6
Fe ₂ O ₃	(% w.b.)			3.7	4.3	2.0	2.4
Σ ^a	(% w.b.)	70.0	50.0	17.3	19.3	47.7	21.4
CaO	(% w.b.)			24.8	20.4	16.5	29.3
Na ₂ O	(% w.b.)			1.9	2.9	1.4	1.5
MgO	(% w.b.)			5.8	6.9	3.8	5.1
P ₂ O ₅	(% w.b.)			9.5	12.8	4.6	7.7
SO ₃ ^b	(% w.b.)	5.0	5.0	4.4	3.9	1.5	3.2
K ₂ O	(% w.b.)			2.6	5.1	4.1	4.1
Cl	(mg/kg)			34,314	35,223	13,436	13,806
C	(% w.b.)			14	11.5	9.6	10.7
N	(% w.b.)			0.646	0.883	0.366	0.494
TiO ₂	(% w.b.)			0.13	0.12	0.23	0.14
V ₂ O ₅	(% w.b.)			0.01	0.01	0.00	0.01
CrO ₃	(% w.b.)			0.09	0.06	0.05	0.06
MnO	(% w.b.)			0.65	0.46	0.40	0.46
CoO	(% w.b.)			0.00	0.00	0.00	0.00
NiO	(% w.b.)			0.03	0.02	0.01	0.02
CuO	(% w.b.)			0.06	0.08	0.03	0.06
ZnO	(% w.b.)			1.25	0.97	0.45	0.78
SrO	(% w.b.)			0.07	0.06	0.05	0.09
ZrO ₂	(% w.b.)			0.01	0.01	0.01	0.01
Nb ₂ O ₅	(% w.b.)			0.00	0.00	0.00	0.00
BaO	(% w.b.)			0.10	0.06	0.07	0.10
PbO	(% w.b.)			0.00	0.00	0.00	0.00
MC ^c	(% w.b.)	3.0	3.0	1.6	1.3	0.8	0.8
LOI ^d	(%)	6.0 ^e	6.0	22.6	22.2	14.8	20.3

^a Sum of SiO₂ + Al₂O₃ + Fe₂O₃, (min, %); ^b SO₃ (max, %); ^c Moisture Content (max, %); ^d Loss on Ignition (max, %); ^e The use of Class F pozzolan containing up to 12.0 % loss on ignition may be approved.

Characterisation of bottom ash from the direct combustion of the raw biomass.

Higher quantity of ash was recovered from the bottom of the heater, between 97.2 % and 99% of total ashes recovered. As expected, the wood produced the less (0.9 % w.b. of which 97.2 % were bottom ash) and the SFPM produced the most (10.2% w.b. of which 99 % were bottom ash). The switchgrass and willow produced both 4.1 % w.b. of which 98 % were in bottom ash.

Visually, bottom ashes showed the same color difference as corresponding fly ashes. Equally, CaO, SiO₂ and C were the principal chemical elements constituting bottom ashes for each biomass as fly ashes (table 4). However, the P₂O₅ and K₂O content in SFPM ash were more important than C. In fact, important quantities of such elements were present in the initial biomass. Thus, these elements are hardly decomposed and volatilized during combustion; they remain attached to the solid waste fraction. Additionally, wood ash

presented a significant high carbon content (41.7 %). Based on the organic matter and carbon content ratio (1.2), it can be deduced that C in wood ash is present in a graphitic form.

Table 4. Chemical requirements of ASTM specification (C618-08a) for fly-ash and properties of the biomass bottom ash samples.

	ASTM requirements		Biomass bottom ash properties			
	F	C	Wood	SFPM	Switchgrass	Willow
SiO ₂ (% w.b.)			6.7	10.8	55.2	17.2
Al ₂ O ₃ (% w.b.)			1.5	2.0	4.5	3.1
Fe ₂ O ₃ (% w.b.)			4.2	5.7	4.2	1.7
Σ ^a (% w.b.)	70.0 ^a	50.0 ^a	12.5	18.5	63.9	22.0
CaO (% w.b.)			19.7	22.0	16.2	30.2
Na ₂ O (% w.b.)			1.1	3.8	1.0	1.0
MgO (% w.b.)			3.7	8.0	3.7	3.6
P ₂ O ₅ (% w.b.)			1.8	16.4	3.8	5.1
SO ₃ (% w.b.)	5.0 ^b	5.0 ^b	1.4	6.1	0.3	1.7
K ₂ O (% w.b.)			5.0	11.0	5.2	11.0
Cl (mg/kg)			1,238	11,829	543	594
C (% w.b.)			41.7	8.2	2.6	13.1
N (% w.b.)			0.3	0.3	0.1	0.3
TiO ₂ (% w.b.)			0.07	0.11	0.26	0.13
V ₂ O ₅ (% w.b.)			0.00	0.01	0.01	0.00
CrO ₃ (% w.b.)			0.33	0.06	0.30	0.07
MnO (% w.b.)			1.79	0.29	0.25	0.30
CoO (% w.b.)			0.00	0.00	0.00	0.00
NiO (% w.b.)			0.10	0.03	0.49	0.02
CuO (% w.b.)			0.04	0.21	0.02	0.02
ZnO (% w.b.)			0.17	0.27	0.07	0.24
SrO (% w.b.)			0.06	0.05	0.04	0.09
ZrO ₂ (% w.b.)			0.01	0.01	0.01	0.02
Nb ₂ O ₅ (% w.b.)			0.00	0.00	0.00	0.00
BaO (% w.b.)			0.15	0.02	0.05	0.10
PbO (% w.b.)			0.00	0.00	0.00	0.00
MC ^c (% w.b.)	3.0 ^c	3.0 ^c	1.6	0.3	0.3	0.4
LOI ^d (%)	6.0 ^{d,c}	6.0 ^d	50.1	10.8	3.9	21.6

^a Sum of SiO₂ + Al₂O₃ + Fe₂O₃, (min, %); ^b SO₃ (max, %); ^c Moisture Content (max, %); ^d Loss on Ignition (max, %); ^e The use of Class F pozzolan containing up to 12.0 % loss on ignition may be approved.

With regard to Cl content, SFPM showed a value significantly higher than other biomasses (Pr<0.0001). The wood, willow and switchgrass ashes did not present significant differences among themselves (Pr>0.1) due to the large variability in the data. The cause of such variability was not identified. On the other hand, relative high values were found for MnO (0.3–1.79 %), ZnO (0.07–0.27 %) and TiO₂ (0.07–0.26 %). The same trace elements were reported in fly ash.

Excluding switchgrass, the biomasses bottom ash could not be classified into the ASTM norm because of the high values of LOI (10.8–50.1 %) and also, in the case of the SFPM

ash, with the higher SO_3 content (6.1 %). The switchgrass bottom ash met the requirements for class C designation. Critical properties found in fly ash were different than in bottom ash for switchgrass. In fact, ash had a significantly higher SiO_2 content (55.2%) and a low LOI result (3.9%) that allowed being classified as class C ash. Thus it should be showing pozzolanic behavior in a concrete material. Further studies should be focused in the study of the physical properties of concrete materials when using switchgrass bottom ash.

Characterisation of ash from biomass submitted to a pyrolysis process. The ash composition of minerals in biochar ash is showed in table 5. Results evidently suggest that it might not be a suitable option for integration with concrete constituents as major constituents such as SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 had substantially lower concentrations than required as per ASTM norms for concrete. In principle, the ash obtained from biochar from pyrolysis of animal manure is very different from those of wood and other biomasses. On the other hand, it might be interesting to investigate the maximum concentration of ash from biochar by pyrolysis of animal manure, which can be mixed with concrete without compromising structural properties and environmental safety. As a matter of fact, ash obtained from biochar by pyrolysis of animal manure is recommended for agricultural land and regarded as safe; therefore, it might also be safe for mixing with concrete.

Table 5. Chemical properties of the biochar samples from swine manure pyrolysis (%).

Constituent	
SiO_2	6.13
Al_2O_3	0.95
Fe_2O_3	2.16
CaO	16.2
MgO	10.0
Na_2O	5.62
K_2O	20.9
TiO_2	0.05
MnO	0.31
P_2O_5	20.9
Cr_2O_3	0.03
LOI	11.3
Total	83.25

CONCLUSION

The chemical proprieties of biomass ash were analyzed to determine their potential use as a replacement of a part of the cement in the concrete. The biomasses tested included wood, solid fraction of pig manure, switchgrass and willow. Results led to the following conclusions: 1. There is a close relation between the chemical properties of the initial biomass and both fly and bottom ashes. 2. Biomass fly ash present high Cl content (13,806–35,223 mg/kg). 3. Biomass fly ash has not enough $\text{SiO}_2 + \text{Al}_2\text{O}_3 + \text{Fe}_2\text{O}_3$ content and LOI value to meet ASTM specifications. Thus they are not suitable as cement replacement. 4. Cl content in biomass ash was high and very variable. 5. Switchgrass bottom ash show a potential use in concrete materials. In fact it met ASTM chemical specifications for the class C designation. However, further studies should be focused in

the study of the physical properties of concrete materials when using such ash. 6. Ash from biochar produced from swine manure pyrolysis is not suitable for integration with concrete constituents. Further studies could consider studying the chemical properties of a biomass ash with coal fly ash mix.

REFERENCES

- ASTM, 2008. Standard Specification for Coal Fly Ash and Raw or Calcined Natural Pozzolan for Use in Concrete. ASTM C618-08a.
- Esteves, T.C., R. Rajamma, D. Soares, A.S. Silva, V.M. Ferreira, J.A. Labrincha. 2011. Use of biomass fly ash for mitigation of alkali-silica reaction of cement mortars. *Construction and Building Materials*, doi:10.1016/j.conbuildmat.2011.06.075.
- FHWA (Federal Highway Administration – U.S Department of transportation). 2011. Fly Ash. <http://www.fhwa.dot.gov/infrastructure/materialsgrp/flyash.htm> (Accessed August, 2011).
- Godbout. S., F. Pelletier. J. Palacios. J-P. Larouche and S.P. Lemay. 2011a. Emissions From Direct Combustion of Agricultural Biomass on Farm. 33rd International Symposium of Section IV of CIGR. Bucharest. Romania. 23-25 June 2011.
- Godbout. S., J. Palacios. P. Brassard. D. Bussi eres F. Pelletier and S.P. Lemay. 2011b. Energy production from direct combustion of agricultural biomass on farm. CSBE/SCGAB 2011 Annual Conference. Winnipeg. Canada. 10-13 July 2011.
- Rajamma, R., R. J. Ball, L. A.C. Tarelho, G. C. Allen, J. A. Labrincha, V. M. Ferreira. 2009. Characterisation and use of biomass fly ash in cement-based materials. *Journal of Hazardous Materials*, 172, 049-1060.
- Reijnders, L. 2005. Disposal, uses and treatments of combustion ashes: a review. *Resources, Conservation and Recycling*, 43, 313-336,
- Smith I. 2005. Land uses of coal fly ash – benefits and barriers. ISBN 92-9029-411-6.
- Van Loo, S. and J. Koppejan. 2008. The handbook of biomass combustion and co-firing. Editor: S. Van Loo and Jaap Koppenjan. Sterling, VA. USA. ISBN : 978-1-84407-249-1.
- Wang, S. and L. Baxter. 2007. Comprehensive study of biomass fly ash in concrete: Strength, microscopy, kinetics and durability. *Fuel Processing Technology*. 88, 1165-1170.
- Wang, S., A. Miller, E. Llamazos, F. Fonseca and L. Baxter. 2008. Biomass fly ash in concrete: Mixture proportioning and mechanical properties. *Fuel*, 87, 365-371.

**The Canadian Society for
Bioengineering**

*The Canadian society for engineering in
agricultural, food, environmental, and biological
systems.*



**La Société Canadienne de Génie
Agroalimentaire et de Bioingénierie**

*La société canadienne de génie agroalimentaire,
de la bioingénierie et de l'environnement*

Paper No. CSBE11-414

Energy production from direct combustion of agricultural biomass on farm

S. Godbout¹, J. Palacios¹, P. Brassard³, F. Pelletier¹, S.P. Lemay¹ and D. Bussièrès²

¹ Research and Development Institute for the Agri-Environment, Quebec City, Quebec, Canada, G1P 3W8;

² Department of Basic Sciences, Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), Québec, Canada

³ Department of Soil and Agri-Food Engineering, Université Laval, Québec City, Québec, Canada, G1V 0A6;

**Written for presentation at the
CSBE/SCGAB 2011 Annual Conference
Inn at the Forks, Winnipeg, Manitoba
10-13 July 2011**

ABSTRACT

Rising energy cost pushes toward the development of new sustainable green energy. In that context, biomass combustion of wood, switchgrass or willow could be an interesting way to produce green energy (heat or electricity). Emissions and energy produced from wood combustion are well documented, but it is not the case for other biomass. The main objective of this study is to measure and compare the emissions and energy produced from the direct combustion of wood and three different biomasses (dried solid pig manure, switchgrass and willow). This paper will discuss the energy production aspect. A biomass pellet stove producing between 1.5 and 20 kW, installed in a calorimetric room, is used to burn biomass. The room is isolated and ventilated with fresh air in order to extract heat released by the stove. The room temperature is controlled by varying the fresh air flow. Mass burn rate, air flow rate, and dry-bulb temperature and humidity are measured on a continuous base to carry out a complete heat balance. The biomass calorific value is measured in laboratory for every trial. As result, the agricultural biomasses used had similar heating values than wood without significant differences. Important differences among wood and agricultural biomasses, like the lower heating value and the combustion efficiency, could be avoided by adapting the appliance for these materials. Thus agricultural biomasses showed an important potential as a source of renewable energy production.

Keywords: biomass, combustion, energy balance, heating value.

Nomenclature

C_p = Specific heat, kJ/kg_{dry air}.K

C_r = Combustion rate, kg_{biomass}/h

E = Error, %

F_{air} = Air flow, L/s

H_{air} = Humidity ratio of air, kg_{water}/kg_{air}

H_i = total hydrogen in biomass, %

HHV = Higher heating value, MJ/kg

HR = Relative humidity, %

k = Thermal conductivity, W/m.K

LHV = Lower heating value, MJ/kg

m_a = Mass flow of air, kg/s

P_{atm} = Atmospheric pressure, Pa

P_s = Saturated vapour pressure, Pa

P_v = Vapour pressure of air, Pa

Q_i = Heat calculated at localisation i , W

Q_v = Heat evacuated by the ventilation, W

Q_{room} = Heat lost through the walls, the roof and the door of the calorimetric room, W

Q_{gas} = Heat released in combustion gases, W

Q_{total} = Total amount of heat released during combustion, W

T = Temperature of air, °C

t_{in} = Temperature at the inlet, °C

t_{out} = Temperature at the outlet, °C

V_{air} = Specific volume of air, m³/kg⁻¹_{air}

INTRODUCTION

Rising energy cost and climate change push toward the development of new sustainable green energy. In that context, biomass combustion could be an interesting way to produce heat or electricity. In fact, biomass is a renewable energy source that can contribute to reduce greenhouse gas emissions and replace fossil fuels. With the abundance of woody biomass, the Province of Québec (Canada) has been developing a feedstock supply chain for energy production from woody materials. However, the use of agricultural biomasses as potential solid fuels has just been emerging and studied among last years. Besides energetic and environmental advantages, according to Cantrell et al. (2008), the use of agricultural and livestock waste as bioenergy feedstock for waste-to-bioenergy conversion processes would allow farmers to take advantage of new markets for traditional waste products. Research involving heat production from combustion of agricultural biomasses includes materials such as (1) organic-based waste from agricultural activities e.g. cereal straws and cereal seeds; (2) energy crops

e.g. switchgrass, *Miscanthus* and willow; and (3) animal manure e.g. poultry litter and the solid fraction of pig manure.

The higher heating value (HHV) (or gross calorific value) is defined as the heat released during combustion per mass unit fuel under the constraints that the water formed during combustion remains in liquid phase and that the water and the flue gas have the same temperatures as the temperature of the fuel prior to combustion. Meanwhile the lower heating value (LHV) (or net calorific value) is defined as the heat released during combustion per mass unit of fuel under the assumption that the water in the products remains in a gaseous phase and that the water and flue gas have the same temperature as the fuel prior to combustion (Van Loo and Koppejan, 2008). Table 1 presents the HHV and the LHV of different biomasses fuels.

Table 1. Higher and lower heating values of different agricultural biomasses

Biomass	Higher heating value (HHV) (MJ/kg) (d.b)	Lower heating value (LHV) (MJ/kg) (d.b)	Ref.
Wood pellets	19.8	16.4	1
Wheat straw (winter)	18.7	14.5	1
Pellet wheat straw	18.5	17.2	2
Switchgrass	18.0	16.8	2
Miscanthus	19.1	17.9	2
Poultry manure	17.1	15.8	2
Pig manure	13.8	12.8	2
Willow	18.6	17.2	2
Poplar	20.7	19.3	2

References: 1. Van Loo and Koppejan, 2008. 2. ECN, 2011

There have been many attempts at correlating the heating value with the biomass composition. According to Jenkins et al (1999) the heating value of biomass can be partially correlated with ash concentration, for example. Woods with less than 1% ash typically have heating values near 20 MJ kg⁻¹ (8600 Btu lb⁻¹). Each 1% increase in ash translates roughly into a decrease of 0.2 MJ kg⁻¹, because the ash does not contribute substantially to the overall heat released by combustion.

The main objective of this study is to measure and compare the energy produced from the direct combustion of wood and three different biomasses (dried solid pig manure, switch grass and willow). The specific objective of this part of the study is to carry out a complete energy balance related to the four biomasses combustion.

MATERIAL AND METHOD

The experiments were carried out in a 60,000 BTU/h (17.58 kW) output biomass pellet stove (Enviro Omega). The input air flow was controlled by a slider damper which restricted the air flow conducted into the combustion chamber. In addition, the burner was installed into a calorimetric room (figure 1) in order to determinate the heat produced from every biomass. The calorimetric room (1.96 m x 1.52 m x 1.91 m) was isolated with polyurethane (figure 2) in order to minimize heat losses. Sampling was conducted when a constant temperature inside the calorimetric room was achieved. A fan continuously forced cold air stream to circulate through the chamber and to evacuate heated air. A second fan was installed at the air intake in order to keep a neutral

differential pressure inside and outside the calorimetric room. Additionally, thermocouples were installed on the portions inside and outside of the walls in order to measure conductive heat losses. Measurements were collected every 10 minutes by a data logger.

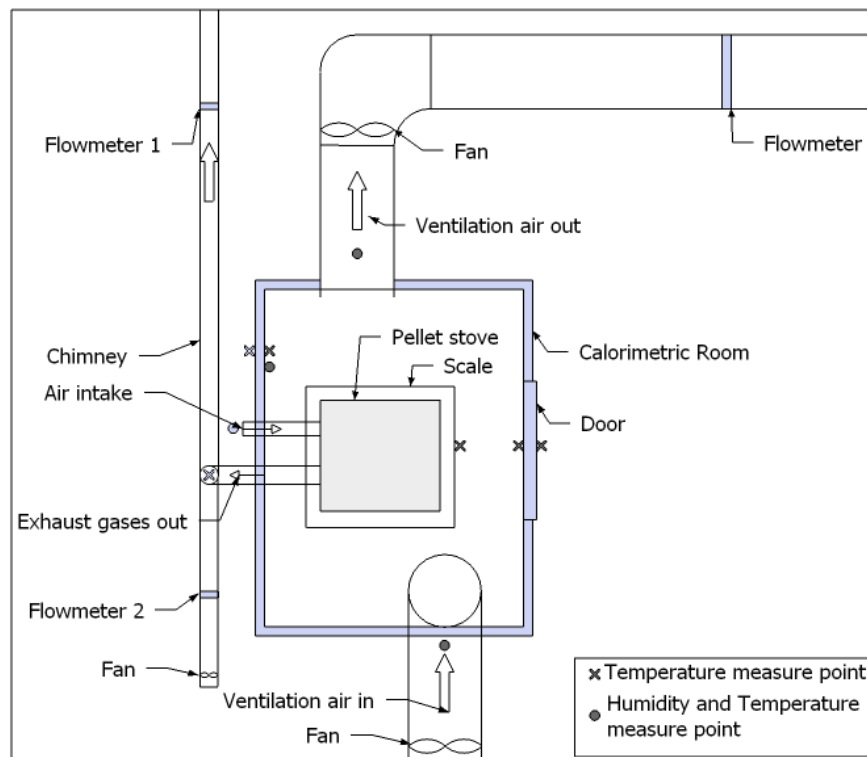


Figure 1: Schema of the experimental setup (top view).

The pellet stove was installed on a scale (± 0.05 kg precision) which collected weight at regular intervals during the combustion process. Combustion rate was determined by the change of the stove's weight at the beginning and the end of the trial, divided by the time period of the burning test. After each test, the bottom ashes in the stove and the fly ashes in the chimney were collected and weighed in order to determine the ash content of the evaluated biomass.

Four biomasses were tested: willow, switchgrass, dried solid fraction of pig manure (SFPM), and commercial wood (a mix of black spruce and gray pine pellets), which was used as reference. All biomasses used had a pellet shape. Properties of biomasses including ash content, higher heating value (HHV), humidity and bulk density were determined. Combustion rate was automatically controlled by the appliance adjusting the heat output level in the control board. There are five heat output levels available, from 1 (minimal rate) to 5 (maximal rate). In order to test the biomasses under the own maximal combustion efficiency, a preliminary experiment were carried out allowing to determinate the ideal input air flow. The slider damper of the pellet stove was adjusted (max., $2/3$ and $1/3$) to obtain three different flows. Each biomass was burned during two hours at each heat output level for each air flow setting (including one hour for the stabilisation of the burning conditions). Biomasses were burned randomly and CO concentrations in the flue gas were analysed (only one repetition was done for this preliminary test). In fact, CO is

produced by the incomplete combustion of the fuel and usually is used as a parameter to indicate the combustion efficiency. The lower is the CO concentration in the flue gas stream; the higher is the combustion efficiency. Final tests were carried out only with the air flow rates showing the lowest CO concentration at the flue gas for each heat output level.

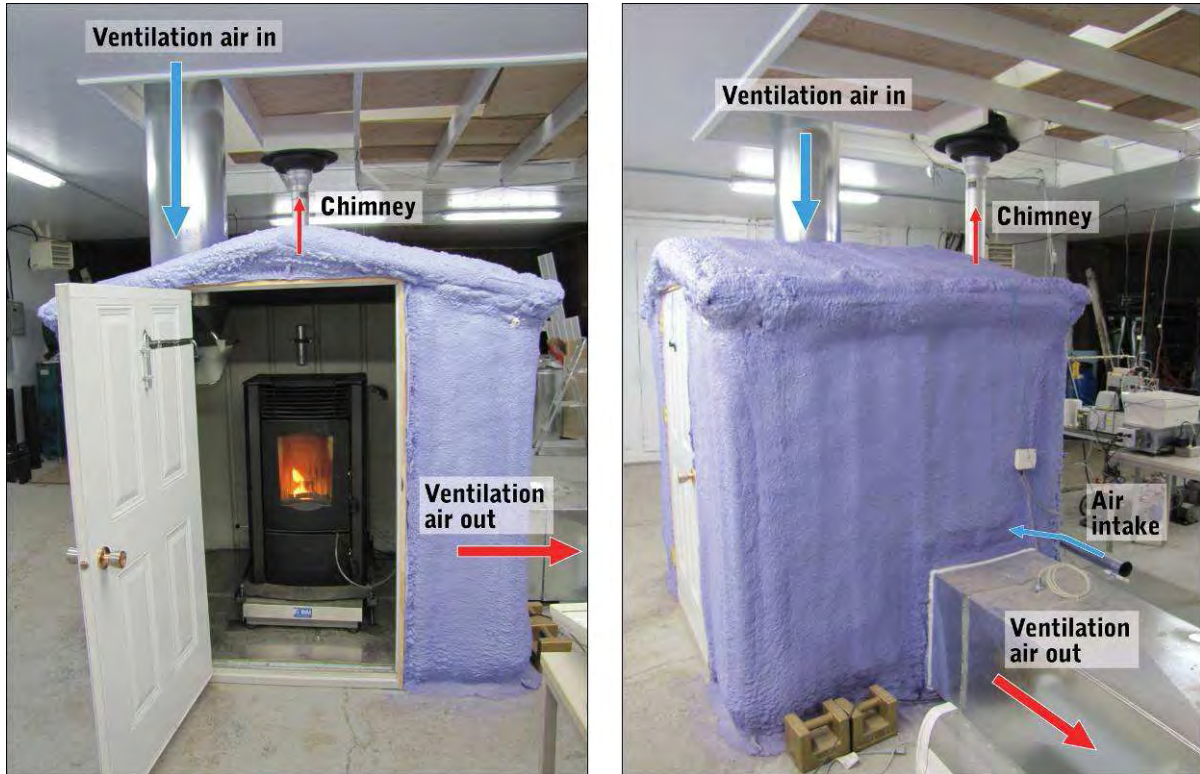


Figure 2. Calorimetric room and experimental setup.

Heat balance was done to determine the heat produced by the stove. To achieve this objective, heat evacuated from the calorimetric room (Q_v) was evaluated from the ventilation flow measured by a flowmeter (figure 1), the temperature at the inlet (t_{in}) and at the outlet (t_{out}) of the room, and the relative humidity at the outlet, as follows:

$$Q_v = m_a C_p \Delta t \quad (1) \quad \Delta t = t_{out} - t_{in} \quad (2) \quad C_p = 1 + 1,88H_{air} \quad (3)$$

$$m_a = F_{air} / (V_{air} * 1000) \quad (4) \quad H_{air} = \frac{0,6219P_v}{P_{atm} - P_v} \quad (5) \quad V_{air} = \frac{287 \times T}{P_{atm} - P_v} \quad (6)$$

$$P_v = P_s \cdot HR \quad (7) \quad \ln(P_s / R) = \frac{A + BT + CT^2 + DT^3 + ET^4}{FT - GT^2} \quad (8)$$

R = 22105649; A = -27405.53; B = 97.5413; C = -0.146244; D = 0.0001256; E = -4.85 E-08;
F = 4.34903; G = 0.0039381.

Heat lost in the flue gas (Q_{gas}) was evaluated from the temperature given by a thermocouple inserted into the chimney and the flow of the flue gas. A horizontal chimney was installed at the end of the vertical chimney (fig 1). Additionally a fan was installed at the entrance of the horizontal chimney, taking a flow of fresh air in the attic, measured by the flowmeter 2. Then, a mixture of fresh air and flue gas was evacuated and the flow was measured with the flowmeter 1 (fig. 1). Knowing these values, the flue gas flow can be calculated. Then, the heat evacuated by the chimney was calculated from equation 1, where t_{out} and t_{in} represents the temperature of the flue gas and the temperature in the laboratory, respectively. Vapour pressure of exhaust gases (P_v) was calculated from the H_2O concentration reading at chimney as follows:

$$P_v = \frac{[H_2O]}{1000000} \cdot 101325 Pa \quad (9)$$

Moreover, heat lost through the walls, the door and the roof of the calorimetric room (Q_{room}) were estimated from the inside and outside temperatures. A thermal conductivity (k) of 0,026 W/m-K for walls and roof insulated with polyurethane foam and a k value of 0,12 W/m-K for the door made of plywood (ASHRAE, 1997) were utilised to calculate heat lost.

The sum of these three heat values (heat evacuated by calorific room ventilation, heat evacuated by flue gas and heat lost through the calorimetric room) gives the total heat produced by the combustion of the pellets and is supposed to equals the lower heating value of the combustible (LHV) (eq. 10). Unit conversion of heat from Watt to MJ/kg is given by equation 11. The combustion efficiency is then found from equation 12.

$$Q_v + Q_{\text{lost}} + Q_{\text{gas}} = \text{LHV} \quad (10) \quad Q \text{ (MJ / kg)} = \frac{Q_{\text{watt}} / 10^6}{Cr / 3600} \quad (11)$$

$$\eta_{\text{combustion}} = (Q_v + Q_{\text{lost}}) / \text{LHV} \quad (12)$$

In order to evaluate the measured lower heating values and the used method, higher heating values (HHV) of each biomass were measured in laboratory. Method used was by the bomb calorimeter (ASTM, 2004). Thus lower heating values were estimated (LHVe) from the HHV laboratory results using eq. 13. Total hydrogen in biomass (H_i) in eq. 13 was assumed as 6.22% based on the quantity of H in the cellulose. This assumed value is correct for the wood pellets and it is very close to real total H in switchgrass and willow, but is not the case for SFPM. In fact, SFPM has higher levels of oleic acid were H content is higher. Thus real LHV will be lower than that estimated. Eq. 14 was used to measure the error (E) of experimental results or the difference between the measured heating values and those calculated.

$$\text{LHVe} = \text{HHV} - 23.96 (H_i \times 9) \quad (13) \quad E = \frac{\text{LHVe} - \text{LHV}}{\text{LHVe}} \times 100 \quad (14)$$

RESULTS

Proprieties of biomasses studied.

Properties of biomasses used were measured in laboratory and results are listed in Table 2. As expected, wood had the lowest ash content among biomasses used (0.5%). In the other hand, ash content of SFPM was significantly higher than other biomasses (8.8%). Ash content of the switchgrass and the willow were less different (2.8 and 3.7% respectively). Literature reports similar values for wood: 0.6% (Samson, 2007); switchgrass: 2—5.2% (Alexander, 2008; van der Berg and de Visser, 2003 and Samson, 2007), and willow (1—5%) (biofuelsb2b, 2007). FAO (1980) documented the ash content of SFPM from 10% to 28%. Calorific value of wood was lower than literature (19—20 MJ/kg). Switchgrass and willow presented a similar calorific value and in accordance with literature (18—18.7 MJ/kg) (table 1). Humidity was lower in wood pellets (6.6%) than other biomasses (10.5—14.1%).

Table 2. Properties of the biomasses

Biomass	Ash content (% d.b.)	Calorific value (HHV) (MJ/kg w.b.)	Humidity (% w.b)	Density (g/cm ³)	Bulk density (kg/m ³)
Wood	0.5%	17.9	6.6	1.1	686
SFPM	8.8%	15.6	10.5	1.26	769
Switchgrass	3.7%	18.7	14.1	0.94	509
Willow	2.8%	18	12.7	1.03	590

Preliminary tests.

Preliminary tests allowed determining airflow inlet to appliance producing the maximal combustion efficiency. The combustion processes were relatively stable with all fuels. Average flue gas oxygen ranged from 13.9% to 18.9%. The combustion was performed at flue gas flows from 0.57 to 1.7 m³/min. Flow varied in function of the input air restriction and the combustion rate (3.01, 1.68 and 0.99 kg/h for the heat output levels 5, 3 and 2). The flue gases temperatures were in average 160, 120 and 82 °C for the heat output levels 5, 3 and 2 respectively.

The resulting CO concentrations are resumed in table 3. No clear correlation was found between CO concentrations and both the heat output level and the air flow. The highest CO concentration (1140 ppm) was measured from wood combustion at the maximal heat output level (5) and the minimal airflow (1/3), which was about 2-fold that of other airflows at level 5, and 4—19-fold that of other heat output levels. In addition, wood combustion presented the highest CO concentration variability ranging from 60 (± 15) to 1,140 ppm (± 316). A similar variability was found by Godbout et al (2010) ranging from 23 to 1400 ppm. Even though, wood and switchgrass produced in general, lower CO concentrations than the other tested biomasses. Emissions were especially low during switchgrass combustion at maximal heat output level (56—86 ppm).

Table 3. CO concentrations (ppm) at the flue gas in preliminary tests

Heat output level	5			3			2			
	Air flow	max.	2/3	1/3	max.	2/3	1/3	max.	2/3	1/3
Biomass	CO concentrations (ppm)									
Wood	544	490*	1140	134	86	60*	157*	264	170	
SFPM	422*	-	477	170*	269	509	336*	415	501	
Switchgrass	69	56*	86	100	102	93	154	140*	189	
Willow	577	627	516*	319	284*	341	437	372	315*	

*Airflow with the lowest CO concentration at each heat output

Experimental tests.

The object of experimental tests was to compare the energy produced from each biomass at the conditions where combustion was most efficient. The airflow adjustment for which each biomass got the lowest CO concentration at each heat output level in preliminary tests was selected as the condition of combustion for experimental tests. Three repetitions were executed for each heat output level.

The combustion parameters of experimental tests resulted similar to preliminary tests. Combustion rates were in average 2.98, 1.80 and 1.11 kg/h for the heat output levels 5, 3 and 2 respectively. Average oxygen concentration in flue gas ranged from 14.7% to 19.3%. The range of the averaged flue gas flows was shorter than preliminary tests: from 0.66 to 0.8 m³/min. The temperatures at the chimney were in average 158, 121 and 93 °C for the heat output levels 5, 3 and 2 respectively. A special attention was ported to the temperature at the calorimetric room in order to maintain it stable during the test period at each heat output level. Nevertheless the temperature differences ranged from 3 to 12 °C.

Heat balance results are listed in table 4. The highest total heat measured was from wood (8 422 W), followed by the SFPM and the willow (7 243 W and 7 237 W). The lowest heat measured was from switchgrass (6 442 W). Although when the total heat is related to the combustion rate, willow presented the lowest quantity of heat released per kg (12.7 MJ/kg). Wood remains as the biomass with the highest quantity of heat released (15 MJ/kg). The switchgrass and the SFPM released the same heat quantity (13.9 and 13.8 MJ/kg respectively). In general, the standard deviation of a same heat output level was under 10% of the averaged result. Nonetheless the SFPM and the willow exceeded the 10% (12.2% and 16.1%) both at heat output level 2. Since heat is measured while the water is in the vapour phase, values in table 4 correspond to the lower heating value (LHV). In general, no significant differences were founded about the lower heating values between wood and the agricultural biomasses.

Calorimetric room installation proved to well isolate the temperature, in fact, only 1% of heat was lost through it (Q_{room}). In the other hand, 16% of heat was released through chimney by the flue gases (Q_{gas}). The remaining heat (83%) was recovered by the ventilation system (Q_v).

The table 6 lists the heating values (higher, lower and estimated lower) of each biomass, and also the difference (as the error) between the LHV measured by combustion in the calorimetric room and that estimated (LHVe) from the HHV measured at laboratory. For wood, the reference biomass, the difference between LHV and LHVe was 8%. As described before, LHVe values resulted from the assumption that total hydrogen in biomass (H_i) is based on the quantity of H in the cellulose (6.22%). Concerning the LHVe in the SFPM, it was the lowest as expected. Also the error was the lowest (3%). Evermore, based on the fact that SFPM has a higher H content due to the higher content of oleic acid than wood, the LHVe in the SFPM could be lower than estimated and thus the error also. The switchgrass and willow had the highest difference, both around 20%.

Table 4. Heat balance results

Biomass	Heat output level	Combustion rate kg/h	Q_v	$Q_{\text{lost-roof}}$	$Q_{\text{lost-walls}}$	$Q_{\text{lost-door}}$	Q_{room}	Q_{gas}	Q_{total}	LHV
			W	W	W	W	W	W	W	W
Wood	5	3.25	10606.9	64.8	64.3	101.3	230.5	1652.4	12490	13.9
	3	1.83	7232.2	35.9	13.6	53.4	103.0	913.9	8249	16.3
	2	1.2	4229.2	28.8	4.2	35.2	68.2	849.9	5147	15.4
Average			7356.08	43.2	27.4	63.3	133.9	1138.7	8629	15.2
SFPM	5	3.08	8065.6	18.8	53.6	81.6	154.1	1780.2	10000	11.7
	3	1.86	6023.4	11.0	29.0	52.6	92.7	1314.6	7431	14.4
	2	1.05	3535.3	4.3	11.2	31.0	46.5	839.2	4421	15.4
Average			5874.78	11.4	31.3	55.1	97.7	1311.3	7284	13.8
Switchgrass	5	2.62	7605.0	15.9	33.2	75.0	124.1	1731.0	9460	13.1
	3	1.53	5157.0	9.0	19.0	47.9	75.8	789.8	6023	14.2
	2	0.98	3245.9	0.4	-4.8	23.3	18.9	678.2	3943	14.6
Average			5335.99	8.4	15.8	48.7	72.9	1066.3	6475	14.0
Willow	5	2.98	8617.0	24.3	77.8	103.0	205.1	1306.8	10129	12.2
	3	1.99	6111.93	16.7	49.4	67.7	133.9	1293.7	7539	13.7
	2	1.33	4101.7	8.5	24.1	45.4	77.9	622.6	4802	13.2
Average			6276.9	16.5	50.4	72.0	139.0	1074.3	7490	13.4

Table 6. Heating values, error and appliance combustion efficiency

Biomass	HHV	LHV	LHVe	Error	Efficiency
	MJ/kg	MJ/kg	MJ/kg	%	%
Wood	17.9	15.2	16.6	8	80
SFPM	15.6	13.8	14.3	3	80
Switchgrass	18.7	14.0	17.4	19	68
Willow	18	13.4	16.7	20	69

In general, no significant relation was found between the measured heating values and any of the biomass properties. Combustion efficiency of the appliance was calculated adding the heat released by the appliance except the heat conducted through the chimney ($Q_v + Q_{\text{room}}$) and dividing by the LHVe (Table 6). According to the pellet burner specifications, 80% is the optimum efficiency that will vary according to fuel type. As result, wood and SFPM reached the optimal efficiency (80%), whereas the combustion of switchgrass and willow was less efficient (68 and 69% respectively). Nevertheless, switchgrass and willow's efficiency can be considered as important as wood in the way

considering these biomasses as source of renewable energy production. Since combustion characteristics depend also on the appliance design, better efficiencies could be obtained by adapting the device especially for these biomasses.

CONCLUSION

The heat balance of agricultural biomasses (dried solid fraction of pig manure (SFPM), switchgrass and willow) were compared to wood. Heat released by direct combustion of each biomass was measured. As expected, wood had the highest heating value measured (15.2 MJ/kg). The agricultural biomasses used for this study had similar heating values (13.8, 14.0 and 13.4 MJ/kg for dried solid fraction of pig manure, switchgrass and willow respectively). No significant differences were founded among wood and the agricultural biomasses. Additionally, the theoretical lower heating value was estimated and compared with the measured values. Wood and SFPM had better approximations (8 and 3% of difference respectively) than switchgrass and willow (19 and 20% respectively). Finally, switchgrass and willow did not obtain the optimum combustion efficiency as the wood and SFPM did. Some improvements to the experimental setup could allow a more accurate heat balance. First, the losses through the chimney are approximate because the flow measurement instruments are more or less accurate. The Pitot tube in S shape proposed by the CSA-B415.1-10 could be used for the calibration of the flow in the chimney. Several thermocouples could also be installed at the exit of the appliance in order to average temperature values. Lastly, an ultimate analysis, including the hydrogen content, for each biomass, would reduce the relative error of the LHV calculation. In conclusion, agricultural biomasses studied showed similar energetic properties than wood. Important differences among wood and agricultural biomasses, like the lower heating value and the combustion efficiency, could be avoided by adapting the appliance for these materials. Thus agricultural biomasses show an important potential as a source of renewable energy production.

Acknowledgements. The authors thank the *Ministère de l'Agriculture des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec* (MAPAQ) and the Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA) for their financial and in-kind contributions. Authors gratefully appreciate the participation of J-P. Larouche, C. Gauthier, M. Coté, and B. Prost in the realisation of this study and the construction of the experimental setup.

REFERENCES

- Alexander, L. 2008. Biomass, Nitrogen, and Ash Content in Stands of Switchgrass and Big Blue Stem in Northwestern Pennsylvania. Allegheny College Center for Environmental and Economic Development Publication.
- ASHRAE (American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers). 1997. Handbook - fundamentals. Principles of heating, ventilating and air conditioning. ISBN-1883413567, 9781883413569
- ASTM (American Society for Testing and Materials). 2004. ASTM E711 – 87, Standard Test Method for Gross Calorific Value of Refuse-Derived Fuel by the Bomb Calorimeter
- van der Berg, D. and P. de Visser. 2003. Switchgrass (*Panicum virgatum L.*) as an alternative energy crop in Europe Initiation of a productivity network. Chapter 7 : Thermal conversion of switchgrass.

- http://www.switchgrass.nl/pdf/Sw_FinalRep_full2.pdf (Accessed July 2011).
- Biofuelsb2b, 2007. Typical calorific values. http://www.biofuelsb2b.com/useful_info.php?page=Typic (Accessed July 2011).
- Cantrell B. K., T. Ducey, K. S. Ro and P. G. Hunt. 2008. *Livestock waste-to-energy generation opportunities*. Bioresource Technology 99, 7941-7953.
- ECN (Energy Research Centre of the Netherlands). 2011. PHYLLIS - the composition of biomass and waste. <http://www.ecn.nl/phyllis/> (Accessed July 2011).
- FAO, 1980. Feed from animal wastes: state o knowledge. ISSN: 0254-6019. <http://www.fao.org/DOCREP/004/X6518E/X6518E00.HTM> (Accessed July 2011).
- Godbout, S., J.H. Palacios, F. Pelletier and J-P. Larouche. 2010. Combustion de la biomasse agricole : caractérisation des effluents gazeux et particulaires, revue de normes et élaboration d'un protocole de mesure. Final Report. Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA). Québec, Canada.
- Jenkins, B.M., L.L. Baxter, T.R. Miles Jr. and T.R. Miles. 1998. Combustion properties of biomass. Fuel Processing Technology 54, 17-46.
- Samson R. 2007. Bioenergy: A Growing Opportunity in Ontario. Presentation to GGR 333 H5S. <http://www.gtmconference.ca/site/downloads/presentations/2A1%20-%20Roger%20Samson.pdf> (Accessed July 2011)
- Van Loo, S. and J. Koppejan. 2008. The handbook of biomass combustion and co-firing. Editor: S. Van Loo and Jaap Koppenjan. Sterling, VA. USA. ISBN : 978-1-84407-249-1.

6e Conférence canadienne sur les biosolides et les résidus

34e Symposium sur les eaux usées.

Québec QC, Canada, 25 au 27 septembre 2011

Comparaison des émissions odorantes provenant de l'entreposage et de la combustion de biomasses agricoles

J. H. Palacios¹, S. Godbout¹, F. Pelletier¹, L. Potvin² et R. F. El Cadhi²

¹Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA).
2700, Rue Einstein. Québec (Québec) Canada G1P 3W8

²Institut Supérieur Agronomique, Chott Mariem (Sousse) Tunisie.
Chott Mariem 4042 (Sousse) Tunisie.

joahnn.palacios@irda.qc.ca

T : 418 644-6866

Abstract

La combustion de biomasse est un volet très prometteur pour la production d'énergies en alternative aux énergies fossiles coûteuses, polluantes et surexploitées. La combustion des biomasses agricole et forestière est une approche très encourageante permettant l'optimisation de leur gestion et leur valorisation dans la production d'énergie renouvelable. Des événements récents démontrent que l'implantation d'une nouvelle alternative, comme par l'industrie porcine ou comme par les éoliennes, peut entraîner des conflits ou des problèmes de cohabitation. Suite à des travaux préliminaires, il est apparu que la combustion de biomasses agricoles pouvait entraîner des émissions d'odeurs différentes de celles du bois et par conséquent, pourrait peut-être engendrer une problématique de cohabitation. Le présent projet visait donc à étudier le potentiel des biomasses à créer des inconforts odorants issues des émissions durant 1) l'entreposage et 2) lors de la combustion directe. Au total, quatre types de biomasses en granules ont été évalués : le saule, le panic érigé, la fraction solide du lisier de porc et le bois. Ce dernier servait également de référence (ou témoin).

Dans un premier temps, un montage à petite échelle simulant une aire d'entreposage et de manutention de granules a été développée. Un débit d'air ($5 \text{ l} \cdot \text{min}^{-1}$), simulant le taux de changement d'air d'un entrepôt réel, était pompé dans un mini-entrepôt dans lequel une quantité connue de granules avait été déposée. L'air à la sortie était échantillonné dans un sac pour être par la suite analysé.

Dans un second temps, des échantillons ont été prélevés à la cheminée d'un poêle à granules de 17 kW à l'aide d'une sonde en suivant le principe du poumon mécanique.

L'analyse des échantillons d'air consistait à évaluer le seuil de perception et le caractère hédonique par olfactométrie dynamique conformément au standard européen NF EN 13 725 (European Committee for Standardization, 2003).

Les résultats des émissions provenant de l'entreposage des biomasses ont démontré que l'odeur de toutes les biomasses agricoles avait un caractère hédonique plus agréable que les granules de bois. Les analyses des odeurs émises par la combustion ont démontré que l'odeur issue de la fraction solide du lisier de porc était la moins agréable tandis que celle de la combustion du panic était la plus agréable.

Selon les résultats obtenus dans la présente étude, l'entreposage, la manutention et la transformation par combustion des biomasses agricoles évaluées ne causeraient pas d'ennuis olfactifs plus grands que la combustion du bois. Ainsi, du point de vue de la cohabitation, la valorisation de ces biomasses pour la production de l'énergie est envisageable.

*International Conference of Agricultural Engineering (CIGR-AgEng 2012)
Valence, Espagne, 8 au 12 juillet, 2012*

COMBUSTION OF AGRICULTURAL BIOMASS: MASS BALANCE OF PRINCIPAL ELEMENTS

Stéphane Godbout^{1*}, Joahnn Palacios¹, Patrick Brassard¹, Jean-Pierre Larouche¹, Frédéric Pelletier¹, Stéphane P. Lemay¹, Denis Bussièrès² and Matthieu Girard¹

¹*Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA), Quebec City, Quebec, G1P 3W8, Canada*

²*Department of Basic Sciences, Université du Québec à Chicoutimi (UQAC), Chicoutimi, G7H 2B1, Canada*

**Corresponding author. E-mail: stephane.godbout@irda.qc.ca*

Abstract

Interest for the use of biomass from agricultural activities and energy crops as biofuels has risen in recent years. Recently, many studies have concentrated efforts to analyse and characterise gaseous and particulate emissions from biomass thermochemical conversion systems. However, element balances from such processes are poorly documented. With mass balances, it is possible to determine the element distribution in solid and gaseous outputs. Thus, action mechanisms against environmental pollution and human health risks could be strategically targeted.

The objective of this study was to carry out a complete mass balance of the principal elements (C, N, S, Cl, Ca, Si, K, and P) included in a direct combustion process of different agricultural biomass fuels: dried solid pig manure (DSPM), switch grass and willow. Experiments were carried out in a 17 kW commercial biomass pellet stove. The chemical characteristics of biomasses, flue gases and ashes were determined.

The carbon balance showed a normal reaction process. In fact, almost all carbon from each biomass was measured as CO₂ emissions. Ashes contained only 0.2 to 2.1% of carbon input by the biomass. On the other hand, 15 to 60% of the nitrogen content of the biomass fuels could be measured in the solid and gaseous outputs. For sulphur, even if the balance was different for each biomass, at least 50% of the sulphur content of the biomass was converted to gaseous form (SO₂). Around 40% of chlorine in the biomasses could be measured. Cl was retained principally in the ash outputs. The mass balances of minor elements (Ca, Si, P and K) showed similar results. Under an absolute mass basis, minor elements were found principally in ashes. The total mass value of each element is discussed in detail in this paper.

The mass balance closure was nearly 100% in most cases. However, in this study, the mass balance closures of N and Cl were not achieved properly. It is suspected that the main factors affecting the mass balance closure were the very low element concentration and the low velocities at the stove's chimney, which might have caused inaccuracies in gas flow rate measurements. These factors should be considered in future works.

Keywords: Agricultural biomass, combustion, mass balance, elements, emissions

NABEC-CSBE/SCGAB 2012
Orilia, ON, Canada, 15 au 18 juillet 2012

Odorant Emissions from the Storage and Combustion of Agricultural Biomasses

J. H. Palacios¹, R. F. El Cadhi², S. Godbout¹, L. Potvin¹, F. Pelletier¹, and M. Belzile¹.

¹Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA).
2700, Rue Einstein. Québec (Québec) Canada G1P 3W8

²Institut Supérieur Agronomique de Chott Mariem (Sousse) Tunisie.
Chott Mariem 4042 (Sousse) Tunisie.

Keywords: agricultural biomass, odour emission, combustion.

Actions against global warming have allowed the development of new fuels from renewable sources such as agricultural biomasses for direct combustion. However, emerging biomasses are susceptible to create social concerns e.g. unpleasant odour emissions producing cohabitation issues.

The present study aims (1) to explore the potential of agricultural biomass to create discomfort and problems related to odour emissions during storage and direct combustion and (2) to develop a method for sampling and measuring odours emissions at these conditions.

Three agricultural biomasses were tested: switchgrass, willow and dried solid fraction of pig manure. Emissions from wood were also measured for comparison purposes. Odours were measured from a small-scale set-up which simulating closed biomass storage. On the other hand, each biomass was burned in a 17kW multi-fuel pellet burner and released gases were sampled at the chimney for odour analysis. All odour samples were analyzed by dynamic olfactometry in accordance with European Standard NF-EN-13725 (2003).

Results showed that, at the storage, the odour emission and the hedonic tone of the agricultural biomass evaluated are not significantly different than wood emissions. Similarly, at the direct combustion tests, even if the odour resulting from the solid fraction of pig manure was the most noticeable and the least pleasant, agricultural biomass are not significantly different than wood.

According to the results obtained in this study, storage, handling and burning of agricultural biomass do not cause olfactory trouble larger than wood practices. Thus, in terms of cohabitation, exploitation of biomass for energy production is feasible.

*Formation donnée dans le cadre de « Indo-Canadian Bilateral Workshop »
New Delhi, Inde, octobre 2011*

Agricultural residues, bioenergy and life cycle analysis

« Indo-Canadian Bilateral Workshop ».

Authors: S. Godbout^{1,2}, F. Pelletier¹ and J. H. Palacios¹

¹Research and Development Institute for the Agri-environment (IRDA)

²Université Laval, Québec, Canada

Major crops residues in Canada have been estimated to 43.9 million tonnes of oven-dried biomass (M ODT/yr). However a fraction of these residues must remain in the field to ensure soil fertility, while another fraction is lost during collection or used for animal bedding and mulching reducing availability to 17.8 M ODT/yr, equivalent to a potential of 0.3 EJ. On the other hand, livestock manure production accounted up to approximately 181 Mt by 2006. Livestock manures are generally used directly as soil amendments and opportunities for deriving energy are often overlooked. Due to the specific characteristics of animal manures and their high protein content, utilization for energy production is more complicated than other biomass types. The most common dedicated energy crops in Canada are willow, hybrid poplar, switchgrass, *miscanthus giganteus* and pearl millet. Canada has over 20 million hectares of available land suitable to produce energy crops. Direct combustion is the most common process in Canada. Major biomass feedstock includes woody product, particularly residues from forest activity. Ethanol and biodiesel production and its usage in Canada are increased from less than 200 Ml in 1990 to 1,777 Ml in 2010. There are 16 commercial ethanol plants in Canada either operating or under construction in 2010. The feedstock for biodiesel plants is usually animal fats; alternative feedstock includes used vegetable oil and tallow. In western Canada (Manitoba, Saskatchewan, and Alberta), the usual feedstock for biodiesel is oil derived from canola. Gasification allows thermochemical conversion of heterogeneous feedstock into a consistent synthetic gas (syngas) which can be used as a fuel for power generation or as a feedstock for production of fuels and chemicals. Biogas; According to Natural Resources Canada (NRC) (2010), currently 20 farm digesters are operating across the country and landfill gas produced by decaying of municipal solid waste is the main source of biogas in Canada. Pyrolysis involves the heating of a biomass in the absence of oxygen to produce pyrolysis oil (bio-oil) and biochar. Regarding bio-oil production, Canada is seen as a leader in technology and development. LCA of agricultural waste; On a typical farm, building emissions represented 10% of the total GHG emissions. Emissions associated with manure storage accounted for 25%. Direct and indirect emissions from the soils accounted for 50% of the total. Emissions associated with the energy consumption represented 15% of the total. The decision of whether or not a technology or a new management method should be applied on a farm should be based on a LCA including impact categories like acidification, eutrophication and terrestrial ecotoxicity.

*NABEC-CSBE/SCGAB 2012
Orilia, ON, Canada, 15 au 18 juillet 2012*

GASEOUS EMISSIONS COMPARISON FROM AGRICULTURAL AND FOREST BIOMASS COMBUSTION

Authors: Brassard P.^{1,3}, J. H. Palacios¹, S. Godbout¹, D. Bussi eres², R. Lagac e³, J.P. Larouche¹ and F. Pelletier¹

¹ Research and Development Institute for the Agri-Environment (IRDA), Quebec City, Quebec, Canada, G1P 3W8;

² Department of Basic Sciences, Université du Québec   Chicoutimi (UQAC), Ville de Saguenay, Quebec, Canada

³ Department of Soil and Agri-Food Engineering, Université Laval, Quebec City, Quebec, Canada

Keywords: Agricultural biomass, combustion, emissions, particulate matter

The interest for biomass as a renewable energy source has risen in the last few years because it is a good substitute for the polluting fossil fuels. However, the combustion of biomass is limited in Quebec province due to regulations. In fact, combustion of agricultural biomass in stoves of less than 3 MW is prohibited due to lack of knowledge on gaseous emissions. Combustion in higher output stoves is accepted but with emission limits more stringent than that for wood.

The objective of this study was to characterize and compare gaseous and particulate matter (PM) emissions from the combustion of wood, switchgrass, willow and dried solid pig manure (DSPM) in a 60 000 BTU/h (17.58 kW) output pellet stove at three different burning rates. Concentrations of CO₂, CO, CH₄, NO₂, NH₃, N₂O, SO₂, HCl, and H₂O were analysed by Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR) and converted into emissions on a dry basis at 11% O₂ reference value. Opacity was evaluated and PM was sampled with filters inserted into the probe.

Results were statistically analysed by the SAS MIXED procedure. SO₂ emissions from DSPG and switchgrass were significantly higher than from the wood and willow. NO₂ emissions from switchgrass were significantly higher than from the wood. In addition, the PM emissions from DSPG were significantly higher than from the three other biomasses. No more other significant differences were detected (P<0.05). Therefore, further studies should be made so that regulations could be adapted to accept combustion of agricultural biomass in stoves of less than 3 MW.

