

UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE  
Faculté de génie  
Département de génie chimique et de génie biotechnologique

# Combustion à la ferme de cultures énergétiques : influence de leurs propriétés physico-chimiques sur les émissions atmosphériques, prédiction de la composition des gaz et cadre de qualité de la biomasse agricole

Thèse de doctorat  
Spécialité : génie chimique

Sébastien FOURNEL

Jury : Michèle HEITZ (directrice)  
Stéphane GODBOUT (co-directeur)  
Bernard MARCOS (rapporteur)  
Philippe SAVOIE (évaluateur externe)  
Antonio AVALOS RAMIREZ (évaluateur externe)  
Denis BUSSIÈRES (évaluateur externe)



*Au chercheur qui m'a donné une première chance de prouver ma valeur  
Au directeur qui a su sortir le meilleur de moi-même par ses qualités de supporteur  
Au patron qui s'est pleinement dévoué à l'épanouissement de tous ses travailleurs  
Au mentor qui m'a transmis la motivation et la passion qui l'animent avec tant d'ardeur  
À l'homme optimiste et rassembleur qui a joué pour moi un important rôle de leader*



# RÉSUMÉ

Le monde agricole québécois a actuellement la volonté de mettre en place une filière biomasse pour la production de chaleur à la ferme. Toutefois, la législation sur la qualité de l'air du Québec ne permet pas de valoriser aisément des cultures énergétiques à cette fin. Dans la littérature, le manque de facteurs d'émission en lien avec la combustion de biomasses lignocellulosiques limite l'actualisation du règlement, plutôt contraignant dans le moment, pour répondre aux besoins du milieu. Par ailleurs, la variabilité des propriétés physico-chimiques des plantes agricoles rend le dossier encore plus complexe. Le présent projet visait donc à quantifier l'influence des caractéristiques (espèce, composition chimique, date de récolte, forme, etc.) des cultures dédiées ayant le meilleur potentiel de développement au Québec sur les émissions atmosphériques (particules et gaz) lors de la combustion à la ferme. Une revue critique de la littérature a d'abord ciblé, en plus du bois (référence), quatre biomasses agricoles d'intérêt : le saule à croissance rapide, le panic érigé, le miscanthus et l'alpiste roseau. Ces cultures pérennes ont ensuite été acquises de divers producteurs selon la forme du produit (copeaux, granules ou vrac) et sa date de récolte (automne ou printemps). Au total, 12 différentes biomasses ont été brûlées dans une chaudière multi-combustible de 29 kW au Laboratoire sur les énergies en agriculture durable (LEAD) de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). Au cours de 36 essais expérimentaux (3 répétitions), les paramètres d'opération (masse du combustible, températures de la chambre, de l'effluent gazeux et de l'eau de l'échangeur de chaleur, débits des gaz et du fluide caloporteur, etc.) et les concentrations de 11 gaz ( $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{HCl}$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  et  $\text{O}_2$ ) ont été mesurés en continu. Les matières particulaires ont aussi été échantillonnées pour chaque test de combustion à l'aide de la Méthode 5 de l'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA). Au final, aucune des biomasses n'a respecté les valeurs limites de particules décrites par la réglementation environnementale québécoise avec le système de combustion utilisé. Des contraintes technologiques et la vaste gamme de biomasses sélectionnées ont compliqué l'ajustement des conditions optimales d'opération pour chaque combustible. Néanmoins, plusieurs tendances ont été soulevées. Le bois, étant donné ses faibles teneurs en éléments inorganiques, a produit moins de polluants que les plantes à vocation énergétique. Dans leur cas, leurs émissions particulaires et gazeuses ont généralement été proportionnelles à leurs contenus en azote, en soufre, en chlore, en métaux alcalins et en cendres. C'est ce qui explique que le lessivage causé par la fonte des neiges et subi par une culture récoltée au printemps ait entraîné une diminution importante des rejets atmosphériques. De plus, la granulation, qui permet en densifiant et en homogénéisant le produit de mieux contrôler le procédé, a engendré une baisse des composés issus d'une combustion incomplète. L'analyse de l'impact des propriétés physico-chimiques des cultures sur les émissions lors de la combustion a mené à l'établissement d'un cadre potentiel de certification de la qualité de la biomasse agricole. Un modèle de prédiction de la composition des gaz, basé sur la notion d'équilibre thermodynamique et la minimisation de l'énergie libre de Gibbs, a également été développé pour estimer rapidement les rejets de combustion de toute biomasse et ainsi faciliter son classement à l'intérieur du cadre proposé.

**Mots-clés :** combustion, biomasse agricole, propriétés, émissions, gaz, particules, modélisation, certification



# REMERCIEMENTS

J'aimerais d'abord remercier ma directrice de l'Université de Sherbrooke, Michèle Heitz, ainsi que mon co-directeur de l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA), Stéphane Godbout, pour leur appui et leur dévouement. Sans eux, cette belle aventure qu'a été mon doctorat n'aurait pu avoir lieu. Je tiens également à souligner le travail exceptionnel de toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin au projet, soit MM Philippe Savoie, René Morissette et Joey Villeneuve d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) ainsi que MM Joahn Palacios, Jean-Pierre Larouche, Cédric Morin, Christian Gauthier, Michel Côté, Patrick Brassard, Patrick Dubé et Frédéric Pelletier et Mme Lise Potvin de l'IRDA.

Un énorme merci aux organismes qui ont permis la tenue de ce projet de recherche par leur appui financier. Il est ici question d'AAC, du ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) par l'entremise de l'ancien Programme de soutien à l'innovation en agroalimentaire, du Fonds de recherche québécois sur la nature et les technologies (FRQNT) et de Mitacs.

Je tiens également à remercier les membres de ma famille pour leur soutien indéfectible tout au long de ce périlleux et sinueux parcours. Finalement, j'aimerais remettre toute la gratitude qui soit à ma conjointe, Stéphanie, qui a dû faire preuve de beaucoup de patience et de compréhension au cours des dernières années.



# TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ .....	i
REMERCIEMENTS .....	iii
TABLE DES MATIÈRES .....	v
LISTE DES FIGURES .....	ix
LISTE DES TABLEAUX .....	xiii
LEXIQUE .....	xvii
LISTE DES SYMBOLES .....	xix
LISTE DES ACRONYMES .....	xxi
CHAPITRE 1 INTRODUCTION .....	1
1.1 Mise en contexte et problématique .....	1
1.1.1 Consommation énergétique mondiale .....	1
1.1.2 Importance de la combustion de biomasse .....	2
1.1.3 Potentiel et avantages des cultures énergétiques dédiées .....	3
1.1.4 Intérêt de la combustion de cultures énergétiques dédiées sur les fermes du Québec .....	6
1.1.5 Problématique de la combustion de biomasses agricoles .....	7
1.2 Définition du projet de recherche .....	9
1.2.1 Étude des propriétés physico-chimiques de la biomasse agricole .....	9
1.2.2 Besoin d'un cadre de certification de la biomasse agricole .....	10
1.2.3 Prédiction des émissions atmosphériques issues de la combustion de la biomasse agricole .....	10
1.3 Objectifs du projet de recherche .....	12
1.4 Contributions originales .....	12
1.5 Plan du document .....	13
CHAPITRE 2 ÉTAT DE L'ART .....	17
2.1 Valorisation énergétique de la biomasse .....	17
2.1.1 Procédés thermochimiques .....	17
2.1.2 Combustion .....	19
2.2 Systèmes de combustion .....	21
2.2.1 Lits fixes .....	22
2.2.2 Lits fluidisés .....	24
2.2.3 Lits pulvérisés .....	26
2.2.4 Séparateurs de particules .....	26
2.3 Biomasses lignocellulosiques d'origine agricole .....	28
2.3.1 Cultures annuelles .....	29
2.3.2 Résidus de culture .....	30
2.3.3 Cultures pérennes .....	31
2.3.4 Résumé .....	33
2.4 Émissions atmosphériques et combustion de biomasse .....	36
2.4.1 Contaminants issus d'une combustion complète .....	36
2.4.2 Contaminants issus d'une combustion incomplète .....	39
2.4.3 Facteurs d'émissions .....	41
2.4.4 Aspects environnementaux et sociaux .....	41

2.5	Influence des propriétés physico-chimiques de la biomasse sur les émissions atmosphériques lors de la combustion .....	43
2.5.1	Propriétés physiques.....	44
2.5.2	Propriétés chimiques .....	52
2.6	Cadres de certification de la biomasse .....	58
2.7	Prédiction des émissions atmosphériques.....	64
2.7.1	Modèles en régime permanent et dynamique.....	65
2.7.2	Modèles d'équilibre thermodynamique .....	71
2.8	Synthèse.....	76
2.8.1	Choix du type de système de combustion .....	76
2.8.2	Choix des cultures énergétiques dédiées.....	76
2.8.3	Choix des propriétés à étudier.....	79
2.8.4	Choix du type de modèle de prédiction.....	80
CHAPITRE 3 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL.....		81
3.1	Description des installations et du système de combustion.....	81
3.2	Acquisition de données.....	83
3.3	Préparation des biomasses.....	85
3.4	Essais préliminaires .....	86
3.5	Méthodologie des essais expérimentaux .....	91
3.5.1	Remplissage de la trémie et analyse des biomasses.....	91
3.5.2	Démarrage de la chaudière.....	93
3.5.3	Mesure des émissions atmosphériques.....	94
3.5.4	Vidange, pesée et échantillonnage des cendres.....	106
CHAPITRE 4 PARTICULATE CONCENTRATIONS DURING ON-FARM COMBUSTION OF ENERGY CROPS OF DIFFERENT SHAPES AND HARVEST SEASONS .....		109
Avant-propos .....		109
Abstract .....		112
4.1	Introduction .....	112
4.2	Materials and methods.....	115
4.2.1	Biomass fuels .....	115
4.2.2	Combustion setup conditions .....	119
4.2.3	Particulate sampling and analysis equipment.....	121
4.2.4	Statistical analysis .....	124
4.3	Results and discussion .....	124
4.3.1	Biomass properties .....	124
4.3.2	Particulate concentrations .....	126
4.4	Conclusions .....	131
Acknowledgments.....		132
CHAPITRE 5 INFLUENCE OF BIOMASS PROPERTIES ON TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF MULTI-FUEL BOILER DURING ON-FARM COMBUSTION OF ENERGY CROPS .....		133
Avant-propos .....		133
Abstract .....		136
5.1	Introduction .....	136
5.2	Materials and methods.....	139
5.2.1	Biomass fuels .....	139

5.2.2	Combustion setup and conditions.....	143
5.2.3	Measurement and analysis of gas and particulate emissions.....	145
5.2.4	Data analysis.....	146
5.3	Results and discussion.....	146
5.3.1	Biomass properties.....	146
5.3.2	Boiler operation parameters.....	148
5.3.3	Gas and particulate emissions.....	155
5.3.4	Fuel indexes.....	162
5.4	Conclusions.....	164
	Acknowledgments.....	165
CHAPITRE 6 CADRE POTENTIEL DE CERTIFICATION DE LA BIOMASSE		
AGRICOLE AU QUÉBEC.....		167
6.1	Forme du combustible.....	167
6.2	Teneur en eau et pouvoir calorifique inférieur.....	169
6.3	Teneurs en éléments inorganiques.....	170
6.4	Taux de cendres et température de déformation.....	173
6.5	Synthèse.....	174
CHAPITRE 7 PREDICTING GASEOUS EMISSIONS FROM SMALL-SCALE		
COMBUSTION OF AGRICULTURAL BIOMASS FUELS.....		177
	Avant-propos.....	177
	Abstract.....	179
7.1	Introduction.....	179
7.2	Methods: model development.....	181
7.2.1	Conversion processes, input data and assumptions.....	181
7.2.2	Minimization of Gibbs free energy.....	183
7.2.3	Thermodynamic properties.....	184
7.2.4	Energy balance.....	186
7.2.5	Equilibrium solver.....	188
7.3	Results and discussion.....	189
7.3.1	Model validation: prediction of syngas composition from wood gasification.....	189
7.3.2	Model simulation: prediction of gaseous emissions from agricultural biomass combustion.....	192
7.4	Conclusion.....	196
	Acknowledgments.....	196
CHAPITRE 8 CONCLUSION.....		199
8.1	Sommaire.....	199
8.2	Contributions.....	200
8.3	Travaux futurs.....	202
LISTE DES RÉFÉRENCES.....		205
ANNEXE A – MONTAGE DES IMPACTEURS.....		225
ANNEXE B – DÉMONTAGE ET LAVAGE DE LA LIGNE DE PRÉLÈVEMENT.....		227
ANNEXE C – PROCÉDURES DE VIDANGE DES CENDRES.....		229
ANNEXE D – COÛT DES DIFFÉRENTES BIOMASSES.....		231



# LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1.1</b>	Voies possibles de conversion énergétique de la biomasse (adaptée de Kaltschmitt et Weber [22]) .....	2
<b>Figure 1.2</b>	Plage des émissions de GES (g CO <sub>2</sub> -éq. MJ <sup>-1</sup> ) émanant des principales chaînes de bioénergie par rapport aux systèmes actuels et certains plus perfectionnés de production d'énergie issue de combustibles fossiles (tirée de GIEC [10]).....	4
<b>Figure 1.3</b>	Parts respectives des sources de biomasse pour la production d'énergie (tirée de GIEC [10]) .....	5
<b>Figure 2.1</b>	Utilisations possibles des produits de pyrolyse (tirée d'IEPF [3]) .....	18
<b>Figure 2.2</b>	Schéma des différentes phases de la combustion de biomasse (adaptée de Boman [4]) .....	19
<b>Figure 2.3</b>	Profil du taux de dévolatilisation (%m min <sup>-1</sup> ) en fonction de la température (°C) de quatre espèces de bois : sapin (○), bouleau (□), hêtre blanc (●) et acacia (■) (adaptée de van Loo et Koppejan [14]).....	20
<b>Figure 2.4</b>	Gammes de puissance des différentes technologies de combustion (adaptée de Preto [76]).....	21
<b>Figure 2.5</b>	Combustion du bois en une étape (gauche) et en deux étapes (droite) (adaptée de Nussbaumer [77]).....	23
<b>Figure 2.6</b>	Classification des technologies de combustion à lit fixe : contre-courant (gauche), co-courant (centre) et latérale (droite) (tirée de van Loo et Koppejan [14]).....	23
<b>Figure 2.7</b>	Principales technologies de combustion industrielles : (de gauche à droite) lits fixe, fluidisé bouillonnant, fluidisé circulant et pulvérisé (adaptée de van Loo et Koppejan [14]).....	25
<b>Figure 2.8</b>	Émissions (mg Nm <sup>-3</sup> à 11 %vol d'O <sub>2</sub> ) de NO <sub>x</sub> -combustible en fonction de la température (°C) et du type de biomasse et comparaison avec la formation de NO <sub>x</sub> -thermique et de NO <sub>x</sub> -prompt (adaptée de van Loo et Koppejan [14]) .....	37
<b>Figure 2.9</b>	Volume de gaz produit (m <sup>3</sup> GJ <sup>-1</sup> à 8 %vol d'O <sub>2</sub> ) lors de la combustion du bois en fonction de la teneur en eau (%m) (adaptée de Beauchemin et Tampier [108]).....	49
<b>Figure 2.10</b>	Concentration de particules (mg m <sup>-3</sup> ) en fonction de la teneur en eau (%m, base humide) du combustible (adaptée de Johansson <i>et al.</i> [165]).....	50
<b>Figure 2.11</b>	Concentrations de NO <sub>x</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> à 10 %vol d'O <sub>2</sub> ) en fonction de la teneur en azote (%m, base sèche) de différents combustibles (adaptée d'AILE [144]).....	53
<b>Figure 2.12</b>	Concentrations de SO <sub>2</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> à 10 %vol d'O <sub>2</sub> ) en fonction de la teneur en soufre (mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup> ) de différents combustibles (adaptée d'AILE [144]) .....	53
<b>Figure 2.13</b>	Concentrations de HCl (mg Nm <sup>-3</sup> à 10 %vol d'O <sub>2</sub> ) en fonction de la teneur en chlore (mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup> ) de différents combustibles (adaptée d'AILE [144]) .....	54
<b>Figure 2.14</b>	Corrélation entre la concentration en NO <sub>x</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> à 13 %vol d'O <sub>2</sub> ) dans les gaz de combustion et la teneur en N (%m, base sèche) dans différentes biomasses : bois (◆), taillis sur courtes rotations (◆), bois de démolition (◆), noyaux de fruits (◆), pailles (◆), céréales (◇) et cultures herbacées (◆) (adaptée de Sommersacher <i>et al.</i> [169]).....	59
<b>Figure 2.15</b>	Concentrations de SO <sub>x</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> à 13 %vol d'O <sub>2</sub> ) en fonction du ratio molaire (K + Na)/[∅(2S + Cl)] dans différentes biomasses : résidus de décantation et de	

	pressage du colza (●), résidus d'amidonnerie (◆), résidus de maïs (◆), cannes de Provence (■), granules de cultures herbacées (▲), pailles (□), mélange de bois de démolition et d'écorce (■), bois de démolition (Δ), écorce (▲) et copeaux de bois (●) (adaptée de Sommersacher <i>et al.</i> [169]) ..... 60
<b>Figure 2.16</b>	Concentrations de HCl (mg Nm <sup>-3</sup> à 13 %vol d'O <sub>2</sub> ) en fonction du ratio molaire (K + Na)/[φ(2S + Cl)] dans différentes biomasses : résidus de décantation et de pressage du colza (●), résidus d'amidonnerie (◆), résidus de maïs (◆), cannes de Provence (■), granules de cultures herbacées (▲), pailles (□), mélange de bois de démolition et d'écorce (■), bois de démolition (Δ), écorce (▲) et copeaux de bois (●) (adaptée de Sommersacher <i>et al.</i> [169]) ..... 60
<b>Figure 2.17</b>	Dépendance entre les ratios molaires 2S/Cl dans les aérosols émis et dans les différentes biomasses : bois mou (◆), bois de démolition (■), granules de cultures herbacées (◆), écorce (■), résidus de maïs (▲), pailles (◆), résidus d'amidonnerie (●) et résidus de décantation et de pressage du colza (●) (adaptée de Sommersacher <i>et al.</i> [169])..... 61
<b>Figure 2.18</b>	Température de déformation des cendres (°C) en fonction du ratio molaire (Si + P + K)/(Ca + Mg) de différentes biomasses : granules de bois (◆), bois mou (◇), bois dur (◆), écorce (◆), bois de démolition (◆), miscanthus (■), peuplier hybride (◆), boues d'épuration (▲), bois torréfié (◆), pailles (■), résidus de maïs (■) et granules de cultures herbacées (□) (adaptée de Sommersacher <i>et al.</i> [169]) ..... 61
<b>Figure 2.19</b>	Corrélation entre la concentration de P <sub>1</sub> (mg Nm <sup>-3</sup> à 13 %vol d'O <sub>2</sub> ) dans les gaz de combustion et la teneur totale (mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup> ) en K, Na, Zn et Pb dans différentes biomasses : bois mou (■), bois dur (■), écorce (■), bois de démolition (■), pailles (■), résidus de maïs (●), peuplier hybride (▲) et granules de cultures herbacées (○) (adaptée de Sommersacher <i>et al.</i> [169]) .... 62
<b>Figure 2.20</b>	Sommaire des équations employées pour la combustion de biomasse à lit fixe (adaptée de Yang <i>et al.</i> [155]) ..... 67
<b>Figure 2.21</b>	Exemple de structure d'un modèle (adaptée de Paces et Kocek [189]) ..... 68
<b>Figure 2.22</b>	Carte des unités thermiques maïs (UTM) du CRAAQ : zone 1 (rouge), > 2600 UTM ; zone 2 (vert), 2200 à 2600 UTM ; zone 3 (violet), < 2200 UTM (tirée de Desmeules [88])..... 78
<b>Figure 3.1</b>	Vue de dessus du Laboratoire sur les énergies en agriculture durable ..... 81
<b>Figure 3.2</b>	Illustration des composantes de la salle de combustion ..... 82
<b>Figure 3.3</b>	Trémie d'alimentation du Bio-Burner ..... 83
<b>Figure 3.4</b>	Composantes internes du Bio-Burner ..... 84
<b>Figure 3.5</b>	Déchetage des pailles de miscanthus à l'aide d'une fourragère ..... 87
<b>Figure 3.6</b>	Granulométrie avant (gauche) et après (droite) le déchetage du miscanthus 87
<b>Figure 3.7</b>	Échantillonnage de la biomasse ..... 91
<b>Figure 3.8</b>	Arrangement des points d'échantillonnage sur la cheminée ..... 97
<b>Figure 3.9</b>	Sondes d'échantillonnage des gaz ..... 98
<b>Figure 3.10</b>	Porte d'échantillonnage des particules ..... 98
<b>Figure 3.11</b>	Opacimètre et débitmètre ..... 99
<b>Figure 3.12</b>	Exemple de ligne de prélèvement [264] ..... 100
<b>Figure 3.13</b>	Sonde, buse et tube de Pitot de la ligne de prélèvement ..... 100
<b>Figure 3.14</b>	Filtre, porte-filtre et impacteurs de la ligne de prélèvement ..... 100
<b>Figure 3.15</b>	Équipement d'échantillonnage XC-563 et pompe à diaphragme ..... 101

---

<b>Figure 3.16</b>	Chariot de prélèvement de la sonde aux impacteurs.....	101
<b>Figure 3.17</b>	Système d'analyse par spectroscopie FTIR .....	103
<b>Figure 3.18</b>	Équipements de mesure et d'analyse des gaz .....	105
<b>Figure 3.19</b>	Pesée des cendres .....	107
<b>Figure 3.20</b>	Échantillonnage des cendres .....	107
<b>Figure 4.1</b>	Schematic view of the boiler component parts and main sampling instruments... .....	120
<b>Figure 5.1</b>	Total ash production ( $\text{g kg}^{-1}$ , dry basis) for each biomass fuel (see Table 5.1 for the list of abbreviations) and proportion found in the ash tray under the combustion chamber, heat exchanger and cyclone .....	153
<b>Figure 5.2</b>	Thermal efficiency ( $\eta$ ) of the boiler as a function of the ash content of biomass (see Table 5.1 for the list of abbreviations) .....	155
<b>Figure 5.3</b>	$\text{NO}_x$ emission and conversion rate of fuel N to $\text{NO}_x$ as a function of the N content of biomass (see Table 5.1 for the list of abbreviations) .....	158
<b>Figure 5.4</b>	$\text{SO}_2$ emission as a function of the S content of biomass (see Table 5.1 for the list of abbreviations) .....	159
<b>Figure 6.1</b>	Corrélation entre l'émission de HCl et la teneur en chlore des biomasses du tableau 3.2 .....	171
<b>Figure 6.2</b>	Mâchefer produit durant l'un des essais de combustion de l'alpiste roseau ....	173
<b>Figure 7.1</b>	The calculation procedure.....	188
<b>Figure 7.2</b>	Comparison of measured and predicted carbon monoxide (CO), carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), nitrogen oxides ( $\text{NO}_x$ ), sulfur dioxide ( $\text{SO}_2$ ) and hydrogen chloride (HCl) emissions from combustion of (a) fall-harvested short-rotation willow, (b) fall-harvested reed canarygrass, (c) fall-harvested switchgrass, (d) spring-harvested switchgrass, (e) fall-harvested miscanthus and (f) spring-harvested miscanthus.....	195



# LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1.1</b>	Consommation énergétique mondiale (EJ) en 2010 (adapté de Williams <i>et al.</i> [6]).....	1
<b>Tableau 1.2</b>	Valeurs limites d'émission de particules ( $\text{mg Nm}^{-3}$ de gaz sec à 7 %vol d'O <sub>2</sub> ) pour les appareils de combustion de bois et de cultures lignocellulosiques (adapté de MDDELCC [52]).....	9
<b>Tableau 1.3</b>	Exemple de classification de la biomasse (adapté de Hustad <i>et al.</i> [66]).....	11
<b>Tableau 2.1</b>	Rendements typiques (%m, base sèche) en biocharbon (solide), en huile pyrolytique (liquide) et en gaz pour différents modes de pyrolyse du bois (adapté de Bridgwater [70]).....	18
<b>Tableau 2.2</b>	Caractéristiques des différentes technologies de séparation de particules (adapté de van Loo et Koppejan [14] et Nussbaumer [77]).....	27
<b>Tableau 2.3</b>	Composition chimique des parties du maïs (adapté de Ghysel <i>et al.</i> [81]).....	30
<b>Tableau 2.4</b>	Composition chimique de biomasses lignocellulosiques.....	30
<b>Tableau 2.5</b>	Comparaison des cultures annuelles utilisées à des fins de combustion.....	34
<b>Tableau 2.6</b>	Comparaison des résidus de culture utilisés à des fins de combustion.....	34
<b>Tableau 2.7</b>	Comparaison des plantes pérennes utilisées à des fins de combustion.....	35
<b>Tableau 2.8</b>	Rejets atmosphériques issus de la combustion du bois.....	42
<b>Tableau 2.9</b>	Rejets atmosphériques issus de la combustion de cultures annuelles.....	43
<b>Tableau 2.10</b>	Rejets atmosphériques issus de la combustion de cultures pérennes.....	44
<b>Tableau 2.11</b>	Contaminants issus de la combustion de biomasse et leurs impacts sur l'environnement et la santé (adapté de van Loo et Koppejan [14]).....	45
<b>Tableau 2.12</b>	Concentrations ( $\text{mg Nm}^{-3}$ à 10 %vol d'O <sub>2</sub> ) de monoxyde de carbone (CO) et de particules totales (PT) lors de la combustion du miscanthus sous deux différentes formes (adapté de AILE [144]).....	46
<b>Tableau 2.13</b>	Masse volumique et densité d'énergie de différentes formes de bois (adapté de Obernberger [60]).....	47
<b>Tableau 2.14</b>	Masse volumique et densité d'énergie de différentes formes de biomasses herbacées (adapté de Prochnow <i>et al.</i> [160]).....	47
<b>Tableau 2.15</b>	Pouvoir calorifique inférieur (PCI) du bois ( $19 \text{ MJ kg}_{\text{MS}}^{-1}$ ) en fonction de la teneur en eau (TEE) et quantité nécessaire de biomasse pour générer 500 kW (P <sub>500</sub> ).....	49
<b>Tableau 2.16</b>	Concentrations de monoxyde de carbone (CO), de particules totales (PT) et d'oxygène (O <sub>2</sub> ) normalisées à 10 %vol d'O <sub>2</sub> lors de la combustion du chêne à différentes teneurs en eau (TEE) (adapté de Bignal <i>et al.</i> [113]).....	50
<b>Tableau 2.17</b>	Éléments problématiques lors de la combustion de biomasse : valeurs limites et problèmes encourus si dépassées (adapté de Obernberger [60]).....	54
<b>Tableau 2.18</b>	Effet de la date de récolte sur la composition chimique des biomasses agricoles.....	56
<b>Tableau 2.19</b>	Standards nationaux de qualité pour les granules de biomasse (adapté de Bioenergy Net [183]).....	58
<b>Tableau 2.20</b>	Propriétés physico-chimiques et valeurs associées servant au calcul de l'indice de qualité de Cherney et Verma [184].....	62
<b>Tableau 2.21</b>	Certification EN (adapté de Melin [182]).....	63
<b>Tableau 2.22</b>	Certification Pellet Fuels Institute (PFI) (adapté de Melin [182]).....	63

<b>Tableau 2.23</b>	Certification NF 444 (adapté de FCBA [64]).....	64
<b>Tableau 2.24</b>	Modèles de combustion sur lit fixe .....	69
<b>Tableau 2.25</b>	Modèles de combustion à lits fluidisé et pulvérisé .....	71
<b>Tableau 3.1</b>	Inventaire des biomasses tel que reçues .....	86
<b>Tableau 3.2</b>	Identification des traitements expérimentaux .....	88
<b>Tableau 3.3</b>	Méthodes d'analyse des biomasses .....	92
<b>Tableau 3.4</b>	Principaux réglages de la chaudière en fonction du type de combustible.....	94
<b>Tableau 3.5</b>	Cédule des essais expérimentaux .....	96
<b>Table 4.1</b>	Average physical properties of the 12 tested biomass fuels (wet basis) .....	117
<b>Table 4.2</b>	Average ash and elemental composition of the 12 tested biomass fuels (dry basis).....	118
<b>Table 4.3</b>	Average fuel mass flow ( $m_f$ ), energy load ( $W_e$ ), thermal efficiency ( $\eta$ ), gas temperature ( $T_g$ ), velocity ( $V_g$ ) and flow ( $Q_g$ ) at the sampling point of particulate matter (PM), $O_2$ concentration in the flue gas, excess air ratio ( $\lambda$ ) and PM concentration for the 12 tested biomass fuels <sup>a</sup> .....	123
<b>Table 4.4</b>	Total particulate matter concentrations from small-scale combustion (7–60 kW) as reported in the literature.....	127
<b>Table 5.1</b>	Description of the 12 tested biomass fuels.....	140
<b>Table 5.2</b>	Average physical properties of the 12 tested biomass fuels (wet basis) .....	141
<b>Table 5.3</b>	Average ash and elemental composition of the 12 tested biomass fuels (dry basis).....	142
<b>Table 5.4</b>	Average combustion conditions for the 12 tested biomass fuels: fuel mass flow ( $m_f$ ), energy load ( $W_e$ ), thermal efficiency ( $\eta$ ), gas temperature ( $T_g$ ), velocity ( $V_g$ ) and flow ( $Q_g$ ), $O_2$ concentration in the flue gas and excess air ratio ( $\lambda$ ).....	151
<b>Table 5.5</b>	Average gas and particulate emissions ( $mg MJ^{-1}$ ) from the combustion of the 12 tested biomass fuels.....	152
<b>Table 5.6</b>	Suitability evaluation of biomass fuels according to acceptable characteristics by French certification NF 444 [64], guiding concentrations by Obernberger <i>et al.</i> [71], fuel indexes by Sommersacher <i>et al.</i> [169] and Quality Index by Cherney and Verma [184]. .....	156
<b>Tableau 6.1</b>	Lien entre la somme K + Na + Zn + Pb, les aérosols ( $P_1$ ) et les particules totales (PT) .....	174
<b>Tableau 6.2</b>	Cadre potentiel de certification de la biomasse agricole comme combustible au Québec.....	175
<b>Table 7.1</b>	Enthalpy ( $kJ kmol^{-1}$ ), entropy ( $kJ kmol^{-1} K^{-1}$ ) and Gibbs free energy ( $kJ kmol^{-1}$ ) of formation at reference temperature .....	187
<b>Table 7.2</b>	Input values (biomass properties and gasification parameters) used by the models .....	189
<b>Table 7.3</b>	Prediction of syngas composition (vol%) from wood sawdust gasification by Gibbs free energy minimization.....	190
<b>Table 7.4</b>	Prediction of syngas composition (vol%) from rubber wood gasification by Gibbs free energy minimization.....	191
<b>Table 7.5</b>	Input values (biomass properties and combustion parameters) used by the model.....	193

<b>Table 7.6</b>	Influence of harvest season on fuel sulfur (S), measured and predicted sulfur dioxide (SO <sub>2</sub> ) emissions .....	196
------------------	--	-----



# LEXIQUE

<b>Terme technique</b>	<b>Définition</b>
Cellulose	Polymère de glucose composant une bonne partie de la fibre lignocellulosique.
Hémicellulose	Polymère composé de divers monosaccharides englobant la cellulose.
Labourage	Action de retourner la terre d'un champ avec des instruments aratoires.
Lignine	Polymère complexe responsable de la résistance de la fibre lignocellulosique.
Mâchefer	Résidu solide (scorie) issu de la combustion de matières organiques de composition basique (présence de chaux), légèrement colmatant et chargé en sels (chlorures, sulfates, etc.).
Pâturage	Terrain, notamment prairie, où pâture le bétail.
Photosynthèse	Mécanisme des végétaux ayant pour but de créer de l'énergie (sous forme de glucides) à partir de l'énergie lumineuse provenant du soleil.
Rhizome	Tige souterraine et parfois subaquatique remplie de réserve alimentaire chez certaines plantes vivaces.



# LISTE DES SYMBOLES

Symbole	Définition
$a_1, \dots, a_5$	Coefficients d'équations polynomiales d'enthalpie et d'entropie
$A_j$	Nombre total d'atomes du $j^{\text{e}}$ élément chimique de la réaction
$b_1, b_2$	Coefficients d'équations polynomiales d'enthalpie et d'entropie
$C$	Concentration (ppm ou $\text{mg Nm}^{-3}$ )
$\bar{C}_p$	Chaleur spécifique à pression constante ( $\text{kJ kmol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )
$E_i$	Emission du gaz $i$ ( $\text{mg MJ}^{-1}$ )
$Exp_i$	Valeur expérimentale pour le gaz $i$
$F_v$	Fraction de vapeur d'eau
$G$	Énergie libre de Gibbs totale (kJ)
$\Delta \bar{G}_{f,i}^o$	Énergie libre de Gibbs standard de formation du gaz $i$ ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ )
$h_{fg}$	Enthalpie de vaporisation de l'eau ( $2,44 \text{ MJ kg}^{-1}$ )
$\bar{H}^o$	Enthalpie ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ )
$\bar{H}_f^o$	Enthalpie de formation ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ )
$K$	Constante d'équilibre
$L$	Fonction de Lagrange
$m_f$	Taux de combustion ( $\text{kg h}^{-1}$ )
$M$	Masse molaire ( $\text{kg kmol}^{-1}$ )
$Mod_i$	Valeur prédite par le modèle pour le gaz $i$
$N_d$	Nombre de données
$n_i$	Nombre de moles du gaz $i$
$n_{tot}$	Somme des $n_i$
$P$	Pression (kPa)
$PCI$	Pouvoir calorifique inférieur ( $\text{MJ kg}^{-1}$ )
$PCS$	Pouvoir calorifique supérieur ( $\text{MJ kg}_{\text{MS}}^{-1}$ )
$Q$	Débit ( $\text{m}^3 \text{min}^{-1}$ ou $\text{Nm}^3 \text{min}^{-1}$ )
$r$	Quantité d'air par kmol de biomasse (kmol)
$R$	Constante universelle des gaz ( $8,314 \text{ kJ kmol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )
$RMSE$	Erreur quadratique moyenne
$\bar{S}^o$	Entropie ( $\text{kJ kmol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )
$\bar{S}_f^o$	Entropie de formation ( $\text{kJ kmol}^{-1} \text{K}^{-1}$ )
$T$	Température (K ou °C)
$TEE$	Teneur en eau (%m, base humide)
$v$	Coefficient stœchiométrique
$V$	Vitesse ( $\text{Nm s}^{-1}$ )
$w$	Teneur en eau par kmol de biomasse (kmol)
$W$	Puissance (kW)
$\bar{X}_i$	Fraction molaire du gaz $i$
<u>Lettres grecques</u>	
$\alpha_{ij}$	Nombre d'atomes du $j^{\text{e}}$ élément chimique dans une mole du gaz $i$

---

$\Delta$	Indique une différence
$\eta$	Efficacité thermique de la chaudière (%)
$\lambda$	Ratio d'excès d'air
$\lambda_j$	Multiplicateur de Lagrange
$\mu_i$	potentiel chimique du gaz $i$ (kJ kmol <sup>-1</sup> )
$\rho$	Densité (kg m <sup>-3</sup> )
$\phi$	Facteur associé à la biomasse selon la volatilisation du K et du Na pour le calcul de l'indice d'émission de SO <sub>2</sub> et de HCl

### Exposants

$\bar{\phantom{o}}$	Quantité en unité molaire
o	Valeur de référence

### Indices

$0$	À l'entrée
$a$	Nombre d'atomes d'azote
$b$	Nombre d'atomes de soufre
$c$	Nombre d'atomes de chlore
$d$	Données
$e$	Énergie
$f$	De formation
$g$	Des gaz
$h$	Dans la cheminée
$i$	$i^e$ gaz
$j$	$j^e$ élément chimique
$k$	$k^e$ élément chimique ou gaz
$n$	Normale
$p$	Produit
$r$	Réactant
$x$	Nombre d'atomes de carbone
$y$	Nombre d'atomes d'hydrogène
$z$	Nombre d'atomes d'oxygène

---

# LISTE DES ACRONYMES

Acronyme	Définition
AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
AG/FPR	Granules d'alpiste roseau récolté à l'automne
AgNO <sub>3</sub>	Nitrate d'argent
AILE	Association d'initiatives locales pour l'énergie et l'environnement
Al	Aluminium
As	Arsenic
ASTM	American Society for Testing and Materials
AV	Alpiste roseau récolté à l'automne en vrac
B	Bore
Ba	Baryum
BG	Granules de bois
b.h./wb	Base humide
b.s./db	Base sèche
C	Carbone
C <sub>2</sub> H <sub>2</sub>	Acétylène
C <sub>2</sub> H <sub>4</sub>	Éthylène
C <sub>2</sub> H <sub>6</sub>	Éthane
C <sub>3</sub> H <sub>6</sub>	Propène
C <sub>6</sub> H <sub>6</sub>	Benzène
C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	Naphtalène
C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	Phénanthrène
Ca	Calcium
CaCO <sub>3</sub>	Carbonate de calcium
CaO	Chaux vive
CaSO <sub>4</sub>	Sulfate de calcium
Cd	Cadmium
CEN	Comité européen de normalisation
CFD	Computational fluid dynamics
CH <sub>4</sub>	Méthane
Cl	Chlore
Co	Cobalt
CO	Monoxyde de carbone
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
COV	Composé organique volatil
COVnM	Composé organique volatil non méthanique
Cr	Chrome
CRAAQ	Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec
CRSAD	Centre de recherche en sciences animales de Deschambault
CSA	Association canadienne de normalisation
Cu	Cuivre
D	Dimension
daf	Base sèche et sans cendres
D <sub>m</sub>	Diamètre

---

DSM	Déchets solides municipaux
FCBA	Institut technologique Forêt Cellulose Bois-construction Ameublement
Fe	Fer
FRQNT	Fonds de recherche québécois – Nature et technologies
FTIR	Spectromètre infrarouge à transformée de Fourier
GES/GHG	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat
H	Hydrogène
H <sub>2</sub>	(Di)hydrogène
H <sub>2</sub> O	Eau/vapeur
H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	Peroxyde d'hydrogène
H <sub>2</sub> S	Sulfure d'hydrogène
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HCl	Chlorure d'hydrogène
HCN	Cyanure d'hydrogène
Hg	Mercure
HNO <sub>3</sub>	Acide nitrique
HP	Haute performance
ID	Flux induit
IEPF	Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie
IRDA	Institut de recherche et de développement en agroenvironnement
ISO	Organisation internationale de standardisation
K	Potassium
K <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	Carbonate de potassium
K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Sulfate de potassium
KCl	Chlorure de potassium
KKT	Karush-Kuhn-Tucker
KOH	Hydroxyde de potassium
LEAD	Laboratoire sur les énergies pour une agriculture durable
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques
Mg	Magnésium
MGA/FPM	Granules de miscanthus récolté à l'automne
MGP/SPM	Granules de miscanthus récolté au printemps
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
MS	Matière sèche
MVA/FCM	Miscanthus récolté à l'automne en vrac
MVP/SCM	Miscanthus érigé récolté au printemps en vrac
N	Azote
N <sub>2</sub>	Azote atmosphérique
N <sub>2</sub> O	Protoxyde d'azote
Na	Sodium
NaOH	Hydroxyde de sodium
NH <sub>3</sub>	Ammoniac
(NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	Sulfate d'ammonium

---

---

Ni	Nickel
NO	Monoxyde d'azote
NO <sub>2</sub>	Dioxyde d'azote
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote
O	Oxygène
O <sub>2</sub>	(Di)oxygène
O <sub>3</sub>	Ozone
OC	Carbone organique
P	Phosphore
P <sub>2,5</sub>	Particules d'un diamètre < 2,5 µm
P <sub>10</sub>	Particules d'un diamètre < 10 µm
Pb	Plomb
PCDD	Polychlorodibenzo-p-dioxines
PCDF	Polychlorodibenzo-furanes
PCI/LHV	Pouvoir calorifique inférieur
PCS/HHV	Pouvoir calorifique supérieur
PFI	Pellet Fuels Institute
PGA/FPS	Granules de panic érigé récolté à l'automne
PGP/SPS	Granules de panic érigé récolté au printemps
PM	Matières particulaires
PT	Particules totales
PVA/FCS	Panic érigé récolté à l'automne en vrac
PVP/SCS	Panic érigé récolté au printemps en vrac
QI	Qualité industrielle
QS	Qualité supérieure
RAA	Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère
RMSE	Erreur quadratique moyenne
S	Soufre
SC/FCW	Copeaux de saule à croissance rapide récolté à l'automne
SG/FPW	Granules de saule à croissance rapide récolté à l'automne
Si	Silicium
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre
SO <sub>3</sub>	Trioxyde de soufre
SO <sub>x</sub>	Oxydes de soufre
Sr	Strontium
SRC	Taillis sur courtes rotations
TE	Équivalent toxique
TEE	Teneur en eau
THC	Tétrahydrocannabinol
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UTM	Unité thermique maïs
waf	Base humide et sans cendres
Zn	Zinc
ZrO <sub>2</sub>	Oxyde de zirconium

---



# CHAPITRE 1 INTRODUCTION

## 1.1 Mise en contexte et problématique

### 1.1.1 Consommation énergétique mondiale

Aussitôt que l'être humain a appris à utiliser le feu à différents usages, la combustion de biomasse est devenue le fer de lance du développement des sociétés. La biomasse est demeurée la principale source d'énergie thermique jusqu'à la révolution industrielle, où elle fut alors détrônée par les énergies fossiles (pétrole, charbon et gaz naturel). Néanmoins, une large part des humains sur la planète continue de l'employer comme principale ressource énergétique pour ses activités traditionnelles (e.g. la cuisson des aliments et le chauffage), n'ayant toujours pas accès à l'électricité [1–4]. Actuellement, de 8 à 14 % de la consommation énergétique mondiale proviendrait de l'utilisation de la biomasse [4–11], tel que le démontre le tableau 1.1.

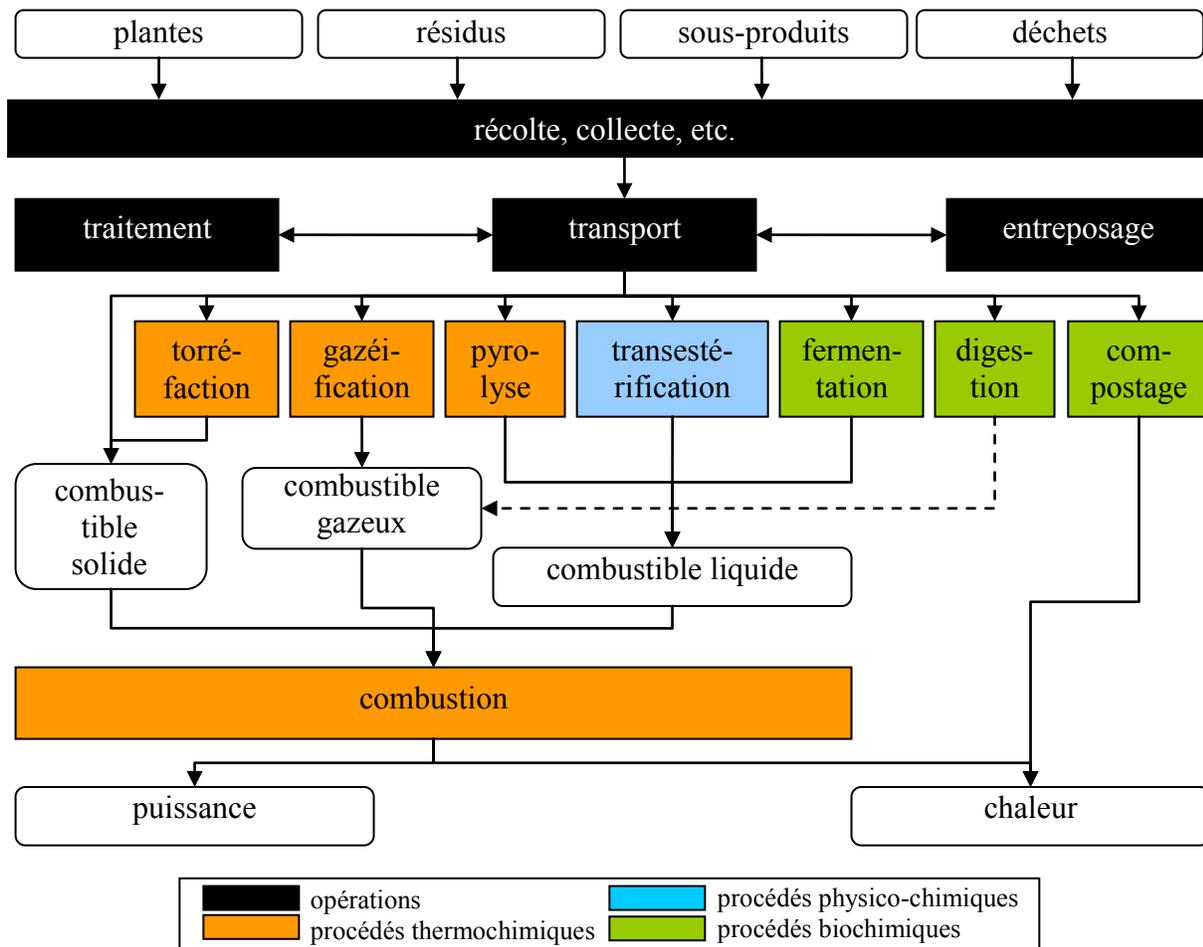
**Tableau 1.1** Consommation énergétique mondiale (EJ) en 2010 (adapté de Williams *et al.* [6])

<b>Combustibles fossiles</b>	<b>437,52</b>
Pétrole	168,73
Charbon	149,05
Gaz naturel	119,74
<b>Énergie nucléaire</b>	<b>26,38</b>
<b>Énergies renouvelables</b>	<b>39,36</b>
Hydroélectricité	32,66
Énergie éolienne, énergie solaire et biomasse commerciale	6,70
Biomasse traditionnelle (moyenne)	62,81
<b>Total pour l'énergie commerciale sans la biomasse traditionnelle</b>	<b>502,42</b>
<b>Total pour toutes les formes d'énergie</b>	<b>565,15</b>

Or, sa contribution énergétique pourrait tripler, voire quintupler, d'ici 2050 [6,12] étant donné l'intérêt grandissant envers les bioénergies à travers le monde [13,14]. Les fluctuations généralement à la hausse du prix du pétrole [15–19] et l'impact de l'utilisation des combustibles fossiles sur l'environnement (réchauffement climatique, pluies acides, smog, etc.) [4,6–8,10] seraient les principales raisons du regain d'attention des pays industrialisés envers la biomasse. Elle est désormais perçue par les gouvernements comme une solution pour réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) et la dépendance des économies aux énergies fossiles [3,11,15,20–23].

### 1.1.2 Importance de la combustion de biomasse

La biomasse, qui inclut toute matière organique telle que les plantes (bois et cultures dédiées), les résidus (forestiers et agricoles), les sous-produits (alimentaires et agricoles) et les déchets urbains solides (bois de démolition et boues résiduaires) [6,7,10,17,24], contient un grand pouvoir énergétique pouvant être valorisé par des procédés spécifiques, soit pour le chauffage des bâtiments, la génération d'électricité ou la production de biocarburants [1,10]. L'ensemble des possibilités de conversion de la biomasse en énergie est présenté à la figure 1.1.



**Figure 1.1** Voies possibles de conversion énergétique de la biomasse (adaptée de Kaltschmitt et Weber [22])

Parmi les différentes alternatives, la combustion demeure la technologie la plus mature et encore aujourd'hui celle la plus utilisée (> 90 %) alors qu'il existe une large variété d'applications [3,13,14,16,20,22]. C'est pourquoi l'apport des combustibles solides sur

l'échiquier énergétique mondial relève d'une grande importance [10], d'autant plus que cette filière est davantage sollicitée en raison de la demande grandissante pour un chauffage « durable » du fait que la biomasse est reconnue comme une ressource renouvelable pouvant diminuer les émissions de GES [25,26].

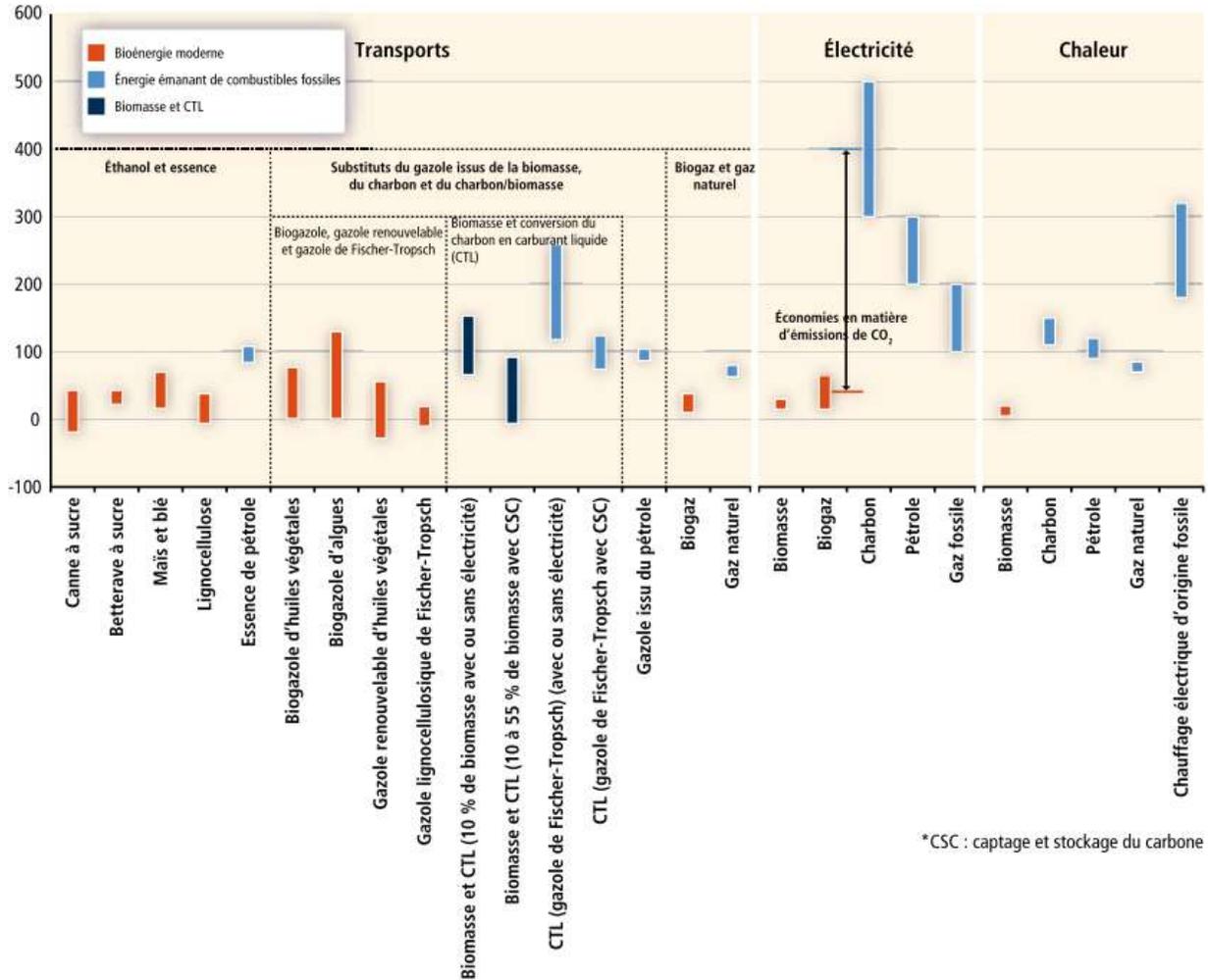
Effectivement, l'hypothèse veut que, pour les biomasses d'origine végétale, le gaz carbonique (CO<sub>2</sub>) émis lors de la combustion soit préalablement absorbé par les plantes au cours de leur croissance par le biais de la photosynthèse, rendant le processus pratiquement « carbone neutre », c'est-à-dire qu'une tonne de biomasse peut représenter jusqu'à une tonne de CO<sub>2</sub> évitée [7,20,27,28]. En fait, l'utilisation de la biomasse pour la production de chaleur est considérée comme renouvelable dans le sens où seulement une courte période de temps (e.g. quelques années) est nécessaire pour remplacer ce qui a été transformé en énergie [11]. Ainsi, même si la biomasse crée une dette de carbone lors de la combustion, elle se rembourse au fur et à mesure que la culture repousse [29]. À long terme, tout bioprocédé offre un gain du point de vue de la lutte aux changements climatiques par rapport au même procédé fonctionnant aux carburants fossiles [30]. Considérant le cycle naturel du carbone, le problème des produits pétroliers est qu'ils introduisent dans l'atmosphère du carbone enfoui dans le sous-sol terrestre depuis des millions d'années [14]. La figure 1.2 donne, somme toute, un aperçu des émissions de GES pendant le cycle de vie de diverses technologies de production d'énergie. L'utilisation de la biomasse pour le secteur du chauffage se démarque avantageusement.

### 1.1.3 Potentiel et avantages des cultures énergétiques dédiées

Traditionnellement, le bois représente la principale source de biomasse pour la production d'énergie à l'échelle du globe. Dans son ensemble, les produits issus de la forêt comptent pour 87 % des ressources utilisées pour la bioénergie (figure 1.3). En revanche, l'agriculture contribue seulement à la hauteur de 10 %. Ces données pourraient cependant être appelées à changer dans un futur rapproché.

Dans l'objectif de diminuer leurs émissions de GES, la plupart des gouvernements se sont dotés de cibles de réduction pour 2020, comme celles de l'Union européenne [29] et du Québec [30] établies à 20 % par rapport aux niveaux de 1990. Évidemment, les plans adoptés par ces états font la promotion des énergies renouvelables en remplacement des combustibles

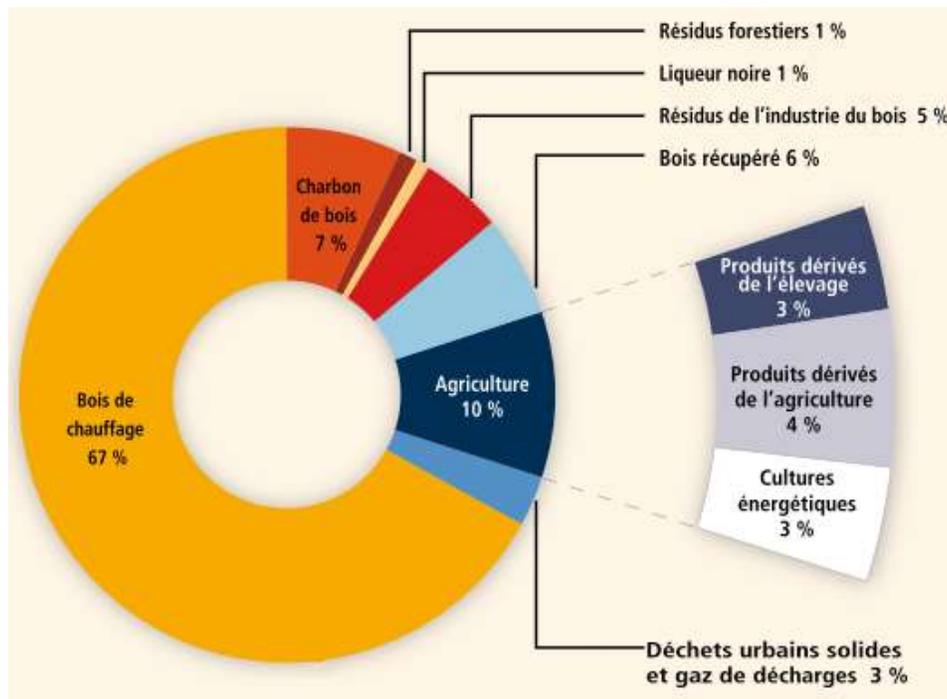
fossiles pour atteindre les buts fixés. Certains pays comme le Danemark ont même des visées fort ambitieuses, alors que leur politique énergétique suggère que 100 % de l'énergie consommée provienne de sources vertes d'ici 2050 [31].



**Figure 1.2** Plage des émissions de GES (g CO<sub>2</sub>-eq. MJ<sup>-1</sup>) émanant des principales chaînes de bioénergie par rapport aux systèmes actuels et certains plus perfectionnés de production d'énergie issue de combustibles fossiles (tirée de GIEC [10])

Partant de l'hypothèse que cette dernière stratégie soit entérinée à l'échelle internationale, ce seraient près de 450 EJ (tableau 1.1) qu'il faudrait substituer. Dans un tel scénario, la biomasse tiendrait certainement un rôle prépondérant. D'après les études recensées par le Groupe intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), la limite supérieure du potentiel technique de production de biomasse pour l'énergie atteindrait 500 EJ en 2050 [10]. Comme l'ensemble des résidus et des déchets organiques émanant de la foresterie, de l'agroalimentaire

et des autres industries est estimé à 180 EJ, l'agriculture servirait vraisemblablement à combler la demande. Une estimation pessimiste de la production de cultures énergétiques, comprenant essentiellement les plantes ligneuses (saule à croissance rapide, peuplier hybride, etc.) et herbacées (panic érigé, miscanthus, alpiste roseau, etc.) pluriannuelles [2,24,33], sur d'éventuels excédents de terres agricoles ou de pâturages de bonne qualité et des terres peu arrosées, marginales ou dégradées est évaluée à 190 EJ. Finalement, jusqu'à 140 EJ pourraient provenir de l'amélioration des techniques agricoles en gestion des cultures et en régie d'élevage.



**Figure 1.3** Parts respectives des sources de biomasse pour la production d'énergie (tirée de GIEC [10])

Avec l'accroissement prévu de la production de bioénergie pour répondre aux objectifs de réduction des GES, les projections du GIEC [10] supposent ainsi que les plantes dédiées cultivées sur des terres non exploitées à l'heure actuelle pourraient représenter, en 2050, près de 40 % de l'énergie disponible, en comparaison des maigres 3 % d'aujourd'hui (figure 1.3). Cette augmentation considérable pourrait aider à réduire la pression qui s'exerce sur les terres arables de premier ordre puisque :

- Il existe des limites à l'extraction des résidus en agriculture pour prévenir la dégradation des sols par la perte de matière organique [10] ;
- La production de biocombustibles ou de biocarburants entre en compétition directe avec la production alimentaire, autant à vocation humaine qu'animale [6,7,17].

La culture de matières premières lignocellulosiques sur des sols excédentaires, marginaux, dégradés ou abandonnés offre aussi la possibilité d'accroître la teneur en carbone des sols, de réduire l'érosion causée par le vent et l'eau et de maintenir une grande biodiversité [10].

#### **1.1.4 Intérêt de la combustion de cultures énergétiques dédiées sur les fermes du Québec**

Particulièrement confronté aux enjeux des changements climatiques et de la hausse continue des prix du pétrole, le secteur agricole se doit de développer des systèmes de production peu polluants et économes en énergie [34]. Comme 82 % de sa consommation énergétique est attribuable à l'utilisation des carburants fossiles [34], l'agriculture québécoise lorgne du côté de la production de plantes dédiées afin de diversifier ses sources d'approvisionnement en énergie, de réduire son empreinte environnementale et d'assurer la viabilité des fermes. Cet intérêt n'est d'ailleurs pas étranger aux conclusions de plusieurs études [10,34,36,37] qui confirment que les cultures énergétiques représentent une filière fort prometteuse pour les producteurs agricoles. En fait, les agriculteurs auraient la possibilité d'utiliser à la ferme les biomasses lignocellulosiques cultivées afin de remplacer le propane, le gaz naturel ou le mazout pour leurs besoins en chauffage [26,38]. Les fermes québécoises dépenseraient d'ailleurs annuellement environ 80 millions de dollars en combustibles fossiles pour la production de chaleur [39]. Le chauffage peut même représenter jusqu'à 90 % de la facture énergétique des serres, des élevages de volaille ou des entreprises porcines [40]. À la lumière des résultats de deux études technico-économiques [36,41], les granules de biomasse, par exemple, se révéleraient comme une alternative rentable lors de la conversion d'un système de chauffage au mazout.

Cette approche d'autoproduction ou de microproduction d'énergie renouvelable sur place gagne de plus en plus en intérêt de la part d'entreprises, y compris des fermes agricoles qui voient dans les cultures dédiées une nouvelle source de revenus [25]. D'ailleurs, le Groupe de travail sur le milieu rural comme producteur d'énergie, dans le cadre de la Politique nationale

de la ruralité 2007–2014, soulignait que la filière liée à la combustion directe de la biomasse offre une incroyable opportunité pour le milieu rural [38].

L'implantation de systèmes de combustion à la biomasse agricole représenterait de surcroît des retombées économiques importantes pour les régions [42]. Comme les terres dites marginales se concentrent principalement en Abitibi et dans le Bas-St-Laurent, l'exploitation de ces sols pour une filière énergétique à la biomasse pourrait effectivement revitaliser et redynamiser ces régions à la recherche de nouveaux vecteurs de croissance économique [43]. Selon les estimations les plus optimistes, 300 000 ha de terres en friche sans vocation alimentaire pourraient être mis en production au Québec. Si cultivées en totalité, cela représente jusqu'à 6 Mt de biomasse sèche équivalant à 30 000 GWh d'énergie [38,44–46]. Réalistement, le groupe DDM et ÉcoRessources [47] évaluent à 167 000 ha le nombre de terres marginales au Québec. Pour l'horizon 2012–2020, seulement une partie d'entre elles seraient utilisées, si bien que le potentiel technique moyen des cultures énergétiques à court terme est de 0,19 Mt ou 800 GWh.

La production à la ferme de plantes dédiées offre aussi des avantages pratiques au champ qui ont une incidence directe sur le plan économique des agriculteurs : une croissance rapide, un haut rendement en biomasse (8 à 20 t MS ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>), une valeur calorifique élevée (15 à 20 MJ kg<sup>-1</sup>), de faibles besoins en fertilisants et en herbicides, aucun labourage et un ensemencement aux 10 à 20 ans. Ce type de culture permettrait donc, tel que mentionné précédemment, de valoriser certaines terres moins productives pour les céréales ou le maïs-grain compte tenu des exigences minimales en termes d'intrants des biomasses lignocellulosiques [21,46–50].

### **1.1.5 Problématique de la combustion de biomasses agricoles**

Malgré l'effervescence entourant la combustion de cultures énergétiques et les différents programmes d'action mis en place pour la recherche et le développement de technologies pour la transformation de la biomasse, les appareils de conversion thermochimique développés pour brûler des biocombustibles différents du bois n'ont pas atteint le même degré d'avancement [14]. En somme, l'implantation d'équipements de combustion à la biomasse agricole est freinée par cinq inconvénients techniques majeurs [14,26,51] :

1. Production plus importante de cendres en raison de leur présence plus élevée dans la plante ;
2. Agglomération des cendres et encrassement des surfaces internes du système de combustion étant donné le taux accru de métaux alcalins dans la biomasse ;
3. Corrosion des parois de l'unité de combustion causée par le soufre et le chlore contenus dans le combustible ;
4. Émission plus élevée de composés gazeux et de particules fines pouvant présenter un risque pour la santé humaine et accroître la pollution atmosphérique ;
5. Faible rendement thermique.

En plus des problèmes techniques qu'elles occasionnent, les cendres, mais surtout la façon d'en disposer, et les émissions atmosphériques (particules et gaz) produites lors de la combustion de biomasses lignocellulosiques sont soumises à des règles très strictes en matière de législation considérant les effets potentiels pour la santé et l'environnement. Jusqu'à tout récemment, il était d'ailleurs interdit pour une question de qualité de l'air de brûler d'autres biomasses que le bois dans des chaudières à chambre de combustion unique sans l'emploi d'un incinérateur [26]. L'absence au Québec de connaissances scientifiques sur les types et concentrations de polluants issus de la combustion de cultures d'origine agricole expliquait cette fermeture [36]. Ce manque de données est une problématique aussi soulevée à l'échelle mondiale [8].

En juin 2011, le gouvernement du Québec, par le biais du Règlement sur l'assainissement de l'atmosphère (RAA; RLRQ chapitre Q-2, r. 4.1), a toutefois fait preuve d'ouverture en autorisant la combustion de biocombustibles solides différents du bois sous réserve des règles qui leur sont attribuées [52]. L'utilisation de cultures énergétiques n'est en fait possible que dans des unités de combustion > 3 MW, à moins qu'elles ne soient granulées. Les systèmes de combustion à la biomasse agricole sont aussi soumis à des normes plus sévères que le bois en matière d'émission de particules (tableau 1.2) et de composés organiques volatils (COV; 100 kg j<sup>-1</sup>) ainsi qu'à des valeurs maximales d'opacité (20 %). Les plantes ne doivent finalement pas dépasser 0,15 %m en halogènes totaux.

En outre, il est interdit d'utiliser un appareil de combustion s'il est susceptible d'en résulter une augmentation de la concentration dans l'atmosphère d'un ou plusieurs contaminants (e.g.

CO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> et HCl) au-delà des valeurs limites prescrites par le RAA. Les concentrations sont cependant mesurées à l'aide de modèles de dispersion atmosphérique.

**Tableau 1.2** Valeurs limites d'émission de particules (mg Nm<sup>-3</sup> de gaz sec à 7 %vol d'O<sub>2</sub>) pour les appareils de combustion de bois et de cultures lignocellulosiques (adapté de MDDELCC [52])

Puissance (MW)	Bois		Cultures lignocellulosiques	
	Appareil existant	Nouvel appareil	Appareil existant	Nouvel appareil
< 3	600	150	100	70
3–10	340	150	100	70
≥ 10	100	70	100	70

Malgré toutes ces mesures restrictives, le gouvernement du Québec souhaite favoriser l'émergence de projets locaux de combustion de biomasses agricoles. Seulement, avant de donner le feu vert complet à l'utilisation de cultures lignocellulosiques dans des systèmes de combustion < 3 MW, il est en attente de résultats scientifiques pertinents sur le plan environnemental lui permettant d'établir le cadre réglementaire approprié [36].

Par conséquent, le domaine de la combustion à la ferme de plantes énergétiques a fait l'objet d'études à l'Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). De 2009 à 2011, le groupe d'ingénierie agricole a effectué un survol des normes en place ailleurs dans le monde, établi un protocole simplifié de mesure des émissions et caractérisé les composants atmosphériques provenant de la combustion de quelques biomasses agricoles [36,53]. Bien que les données rapportées par Godbout *et al.* [36] permettent de statuer que la combustion à petite échelle de certaines cultures dédiées n'émet statistiquement pas plus de polluants que celle du bois, les auteurs recommandent d'étudier l'influence des propriétés de la biomasse sur les émissions afin d'obtenir une meilleure représentation des résultats.

## 1.2 Définition du projet de recherche

### 1.2.1 Étude des propriétés physico-chimiques de la biomasse agricole

ÉcoRessources [49], Monti *et al.* [54] et Vassilev *et al.* [55] mentionnent qu'améliorer les connaissances de base sur les caractéristiques de la biomasse est un enjeu fondamental pour une utilisation durable comme combustible. À l'heure actuelle, l'absence d'un cadre de la

qualité des cultures lignocellulosiques en Amérique du Nord ne permet pas un développement soutenu de la filière pour la combustion. L'incertitude et le manque de garantie à l'égard de la valeur énergétique du produit, de ses propriétés et des émissions probables ont un impact négatif sur la confiance du consommateur [38,50,56].

Cette crainte est tout à fait justifiée étant donné l'hétérogénéité existante dans la composition chimique des biomasses, comprenant notamment les teneurs en carbone (C), en hydrogène (H), en oxygène (O), en azote (N), en soufre (S), en chlore (Cl) et en cendres, et de ses caractéristiques physiques (forme, densité, teneur en eau, etc.) [50,56]. Ces paramètres seraient aussi soumis à l'influence de divers facteurs à savoir l'espèce, le type de conditionnement et la date de récolte de la plante [55,57]. Une variation des propriétés physico-chimiques du combustible est reconnue pour entraîner des différences notables dans la composition des émissions produites lors de la combustion [58–63].

### **1.2.2 Besoin d'un cadre de certification de la biomasse agricole**

L'étude de l'impact des éléments énumérés au paragraphe précédent sur les rejets atmosphériques dans des unités < 3 MW permettrait au gouvernement de connaître les conditions dans lesquelles les cultures énergétiques respectent les niveaux d'émission fixés. Monti *et al.* [54] critiquent justement le manque de rapports d'expertise décrivant les seuils recommandés pour certaines propriétés afin d'assurer de faibles émissions et de limiter les problèmes d'opération des chaudières. D'ailleurs, cela ouvrirait la voie à la mise sur pied d'un cadre de certification de la biomasse agricole, à l'instar des démarches entreprises par plusieurs pays européens [14,53]. Les marques françaises NF 444 [64] et Flamme verte [65] ainsi que la classification norvégienne du tableau 1.3 en sont des exemples. Kaltschmitt et Weber [22] affirment que la normalisation des caractéristiques des combustibles est un préalable pour atteindre une croissance de marché significative.

### **1.2.3 Prédiction des émissions atmosphériques issues de la combustion de la biomasse agricole**

Comme il existe une panoplie de biomasses, le recours à un outil qui permette une estimation rapide de leurs émissions atmosphériques lors de la combustion en fonction de leurs propriétés physico-chimiques serait avantageux, surtout dans l'optique de faciliter leur classement à

l'intérieur des catégories déterminées par le cadre de certification. Cette approche correspond au désir général de la communauté scientifique d'être capable de prédire le comportement de la biomasse lors de la combustion [2,66,67].

**Tableau 1.3** Exemple de classification de la biomasse (adapté de Hustad *et al.* [66])

<b>Propriété</b>	<b>Classe</b>	<b>Explication</b>	<b>Valeur</b>
Température de déformation (°C)	A	Température élevée	> 1150
	B	Température moyenne	950–1150
	C	Basse température	≤ 950
Contenu en azote (%m, base sèche et exempté de cendres)	1	Similaire au bois	< 0,3
	2	Similaire aux pailles	0,3–1,0
	3	Riche en azote	≥ 1,0
Contenu en chlore (%m, base sèche et exempté de cendres)	1	Similaire au bois	< 0,15
	2	Similaire aux pailles	0,15–0,60
	3	Riche en chlore	≥ 0,60

Un survol de la littérature récente permet toutefois de constater qu'il n'existe pas de modèles simples pour la prédiction des contaminants issus de la combustion de biomasses agricoles. La majorité des outils de simulation traite de l'optimisation des conditions d'opération à l'intérieur des équipements de combustion fonctionnant au charbon ou au bois. Ils modélisent généralement différents paramètres dans le temps et en plusieurs dimensions spatiales. Cela s'avère donc d'une complexité non souhaitable dans le cas du présent projet.

Un modèle de prédiction des émissions atmosphériques basé essentiellement sur les caractéristiques physico-chimiques de la biomasse et les paramètres de combustion à l'entrée, tout en considérant la chaudière comme un simple volume de contrôle, pourrait possiblement indiquer la tendance de formation de certains polluants [6]. Bien que le type d'appareil de combustion (aspects opérationnels et techniques) influence la composition de l'effluent gazeux [4,14,37,49,56], l'existence d'une vaste gamme de systèmes et la multitude de réactions thermochimiques impliquées rendent très difficile l'intégration de ce facteur dans un programme numérique simplifié. Le modèle renseignerait globalement les producteurs agricoles sur la possibilité ou non pour un type de culture d'agir à titre de combustible.

### 1.3 Objectifs du projet de recherche

L'objectif premier du projet de recherche est de déterminer l'influence des propriétés physico-chimiques des cultures énergétiques sur les émissions atmosphériques lors de la combustion à la ferme et de développer un modèle de prédiction des principaux composés émis dans le but de servir à l'établissement d'un cadre de certification de la biomasse agricole. Pour ce faire, différents objectifs spécifiques ont été établis :

1. Définir les cultures énergétiques dédiées les plus prometteuses au Québec en vue de la production de chaleur à la ferme ;
2. Déterminer les facteurs ayant une influence importante sur les émissions atmosphériques lors de la combustion ;
3. Développer un modèle de prédiction de la composition de l'effluent gazeux prenant en considération les paramètres ciblés à l'objectif précédent ;
4. Mesurer en laboratoire les émissions de matières particulaires et de gaz issues de la combustion de biomasses agricoles aux caractéristiques variées ;
5. Établir des liens significatifs entre les propriétés physico-chimiques des biomasses lignocellulosiques et les rejets atmosphériques ;
6. Valider le modèle élaboré en fonction des résultats des essais expérimentaux ;
7. Jeter les bases pour la formulation d'un cadre de certification québécois de la qualité de la biomasse agricole comme combustible.

### 1.4 Contributions originales

À l'échelle internationale, le rendement et les caractéristiques chimiques des cultures lignocellulosiques en fonction du génotype, de la maturité de la plante, du sol, de la fertilisation et de la géographie ont grandement été étudiés, notamment dans le but d'évaluer le potentiel de certaines espèces pour des applications industrielles. Dans le cas de la combustion, le bois et les résidus forestiers demeurent les combustibles de prédilection alors que la recherche se concentre particulièrement sur leur utilisation. La combustion de biomasses agricoles a certes fait l'objet d'études, mais majoritairement dans des unités à grande échelle (centrales de cogénération). L'information pour des systèmes de faible puissance demeure somme toute assez rare, spécialement en ce qui concerne les émissions atmosphériques.

Bien que les propriétés des cultures lignocellulosiques soient connues, leurs possibles impacts sur l'environnement lors de la combustion sont moins bien documentés. C'est pourquoi les essais en laboratoire décrits dans cette thèse serviront par exemple à quantifier l'influence de la forme sous laquelle la biomasse est brûlée et des teneurs en N, en S, en Cl et en cendres sur les matières particulaires et gaz générés. Les facteurs d'émission établis pourront ensuite être comparés aux normes environnementales en place au Québec. L'utilisation d'un même dispositif expérimental facilitera aussi les comparaisons sur le plan technique (efficacité de la chaudière, production de mâchefers, etc.) des différents biocombustibles testés.

Les données recueillies au cours des essais expérimentaux permettront par ailleurs de dégager des pistes concernant les caractéristiques que devraient posséder un combustible agricole de qualité supérieure. Comme il n'existe actuellement pas en Amérique du Nord un cadre réglementaire assurant la qualité de la biomasse agricole, la thèse introduira une classification potentielle pouvant éventuellement être mise en application au Québec. Elle énumèrera les valeurs limites pour certaines propriétés physico-chimiques clefs telles que les teneurs en eau, en N, en S, en Cl et en cendres et la température de déformation des cendres.

Compte tenu du coût important relié aux tests de combustion et le nombre vertigineux de biomasses existantes, le présent travail présentera également le développement d'un outil numérique unique pour évaluer rondement les possibles rejets atmosphériques de divers produits biosourcés. Basé sur des principes reconnus, le modèle prédira les principales émissions issues de la combustion en fonction des propriétés physico-chimiques des cultures énergétiques étudiées. Au final, les résultats de la modélisation serviront aussi d'indicateurs pour l'établissement du standard de qualité et pour jauger si les biomasses risquent de respecter ou non la législation environnementale.

## 1.5 Plan du document

La thèse est composée des chapitres suivants :

- **Chapitre 2 – État de l'art :** Une revue de la littérature des divers domaines en lien avec les émissions atmosphériques issues de la combustion à la ferme de biomasses agricoles a été réalisée. Elle décrit d'abord les technologies de conversion thermo-chimique existantes, en appuyant notamment sur l'intérêt que représente la

combustion. Il s'ensuit un survol des appareils de combustion et des biomasses lignocellulosiques pouvant se retrouver sur le marché, lequel sert au choix de l'équipement et des cultures énergétiques utilisés lors des essais expérimentaux. Les polluants atmosphériques et les propriétés physico-chimiques des biomasses agricoles sont ensuite présentées dans le but de cerner en profondeur la relation entre les deux. Une revue des standards de qualité de la biomasse donne ensuite un aperçu des valeurs limites pour maintes caractéristiques. La dernière partie porte finalement sur la revue des modèles de combustion, qui permet ultimement de sélectionner le type approprié.

- **Chapitre 3 – Protocole expérimental :** Une description détaillée du protocole expérimental suivi lors des essais en laboratoire des chapitres 4 et 5 est donnée. Elle expose le lieu de travail, les équipements utilisés et les étapes de réalisation des tests quotidiens.
- **Chapitre 4 – Particulate concentrations during on-farm combustion of energy crops of different shapes and harvest seasons :** Cet article scientifique publié dans la revue *Atmospheric Environment* dévoile les concentrations de particules mesurées lors des essais de combustion décrits au chapitre 3. L'influence des propriétés physico-chimiques des cultures dédiées évaluées sur la production de matières particulaires est analysée. Une comparaison avec les normes du RAA (tableau 1.2) est aussi effectuée.
- **Chapitre 5 – Influence of biomass properties on technical and environmental performance of a multi-fuel boiler during on-farm combustion of energy crops :** Ce deuxième article scientifique publié dans la revue *Applied Energy* porte principalement sur les résultats d'émission de gaz obtenus lors des tests en laboratoire avec les différentes biomasses considérées. Le lien entre les caractéristiques physico-chimiques des biomasses et les composés produits est largement mis de l'avant, notamment par le calcul d'indices de qualité de la biomasse provenant de la littérature. Les performances techniques de la chaudière sont également relatées.
- **Chapitre 6 – Cadre potentiel de certification de la biomasse agricole pour le Québec :** Les données enregistrées au cours des deux chapitres précédents mènent à l'établissement des premiers jalons d'un cadre réglementaire de la qualité de la

biomasse agricole au Québec. La démarche et l'analyse effectuées pour en arriver aux classes et aux valeurs limites identifiées sont définies.

- **Chapitre 7 – Predicting gaseous emissions from small-scale combustion of agricultural biomass fuels** : Ce troisième article scientifique publié dans la revue *Bioresource Technology* traite du développement du modèle de prédiction des émissions gazeuses issues de la combustion de biomasses agricoles, de sa validation à l'aide de données issues de la littérature et des résultats de la simulation obtenus à partir des mesures prises en laboratoire.
- **Chapitre 8 – Conclusion** : Les conclusions de chaque chapitre sont résumées, les contributions originales sont exposées et les recommandations en vue de travaux futurs sont énoncées.



# CHAPITRE 2 ÉTAT DE L'ART

## 2.1 Valorisation énergétique de la biomasse

### 2.1.1 Procédés thermochimiques

La biomasse peut être convertie en énergie utile (chaleur, carburant, électricité, etc.) par trois gammes de procédés : biochimiques, physico-chimiques et thermochimiques (figure 1.1). Les premiers consistent généralement en une dégradation de la biomasse par des enzymes et/ou des micro-organismes. La conversion physico-chimique combine une opération mécanique (e.g. pressage) et l'utilisation d'un catalyseur chimique pour extraire de la matière première les molécules d'intérêt. Les technologies thermochimiques utilisent plutôt la chaleur comme principal moyen de transformation des produits biosourcés en énergie. Si les procédés biochimiques et physico-chimiques sont considérés comme de nouvelles approches en développement, les méthodes de conversion thermochimique sont par contre vues comme des technologies matures pouvant être améliorées [7,14,22,68]. Elles comprennent la pyrolyse, la gazéification, la liquéfaction et la combustion. Les trois premières voies sont brièvement exposées au cours des paragraphes suivants alors que la combustion est présentée de façon plus détaillée à la section 2.1.2.

La pyrolyse correspond à une dégradation thermique de la biomasse en absence d'agents oxydants à des températures de 200 à 500 °C. Sous ces conditions, la matière se décompose en trois produits : un résidu solide appelé biocharbon, une partie liquide condensable nommée huile pyrolytique et un mélange gazeux formé principalement de CO<sub>2</sub>, de monoxyde de carbone (CO), d'hydrogène (H<sub>2</sub>) et de méthane (CH<sub>4</sub>) [3,9,14,68–70]. Les quantités et les propriétés de chacune des fractions pyrolytiques dépendent de la composition de la biomasse, de la température, de la pression et du temps de réaction [14,68,69]. En fait, les paramètres du procédé peuvent être ajustés pour favoriser l'une ou l'autre des entités (tableau 2.1). Chaque portion pyrolytique peut être valorisée plus ou moins directement à des fins énergétiques ou alors utilisée dans la fabrication de produits à valeur ajoutée (figure 2.1).

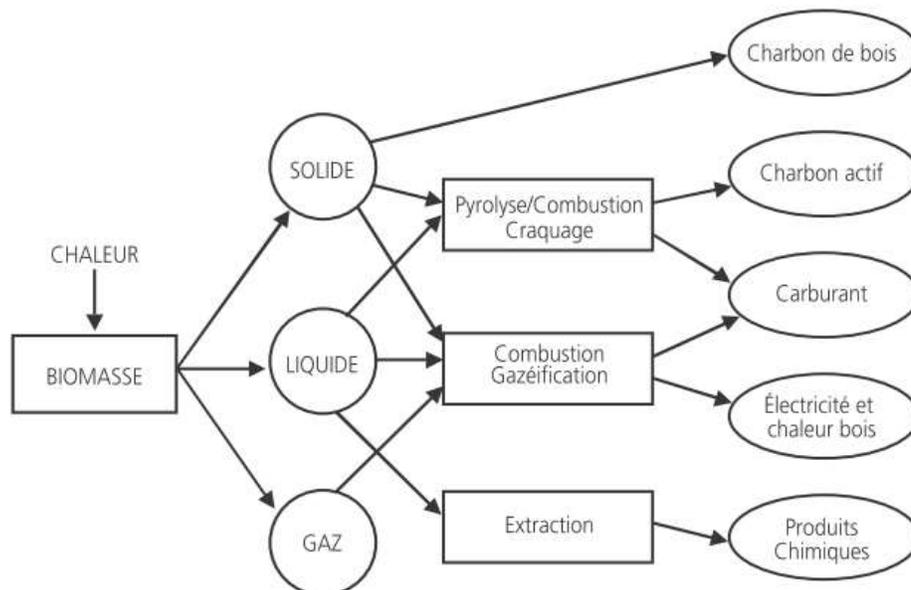
La gazéification consiste en une oxydation partielle de la biomasse s'effectuant dans un milieu pauvre en oxygène (O<sub>2</sub>) à des températures de 800 à 1100 °C. Ce procédé permet ainsi de maximiser la production d'un gaz de synthèse formé essentiellement de CO, de H<sub>2</sub>, de CO<sub>2</sub> et

de  $\text{CH}_4$  [3,9,14,15,68–70]. De l'azote atmosphérique ( $\text{N}_2$ ) est aussi présent dans le mélange gazeux si l'air est utilisé comme agent oxydant. La valeur calorifique du produit est également différente si l'air (4 à 7  $\text{MJ m}^{-3}$ ), l' $\text{O}_2$  (10 à 12  $\text{MJ m}^{-3}$ ) ou la vapeur d'eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ; 15 à 20  $\text{MJ m}^{-3}$ ) est employé comme oxydant. Le syngaz issu de cette conversion thermochimique peut ensuite être converti en méthanol ou brûlé pour la production d'eau chaude, de vapeur ou d'électricité [15,69,70].

**Tableau 2.1** Rendements typiques (%m, base sèche) en biocharbon (solide), en huile pyrolytique (liquide) et en gaz pour différents modes de pyrolyse du bois (adapté de Bridgwater [70])

Conditions de pyrolyse	Solide	Liquide	Gaz
Basse température et très long temps de séjour	35	30	35
Température élevée et long temps de séjour	10	5	85
Température modérée et court temps de séjour	12	75	13

La liquéfaction, qui se produit à basse température (250 à 350 °C) et à haute pression (100 à 200 bar), vise à obtenir un rendement élevé en biohuile. Le procédé se produit habituellement en présence d'un catalyseur [14,69].

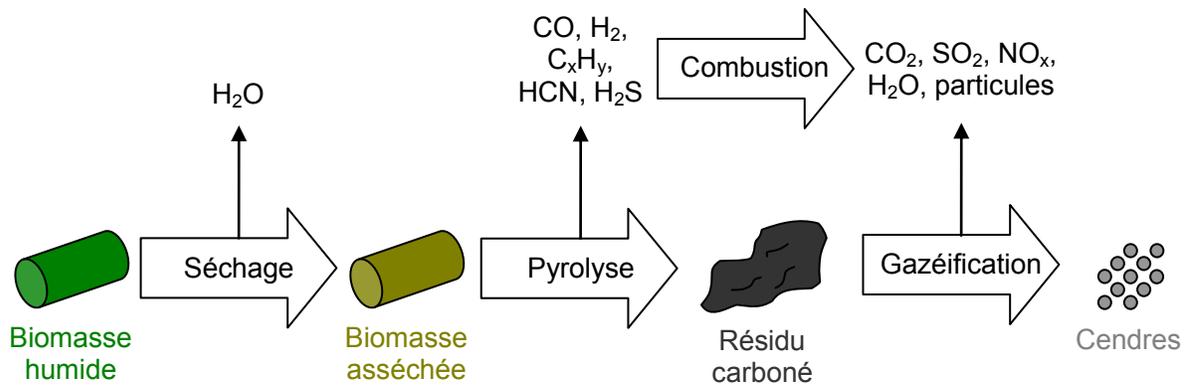


**Figure 2.1** Utilisations possibles des produits de pyrolyse (tirée d'IEPF [3])

### 2.1.2 Combustion

La combustion est une succession de réactions chimiques dont le bilan est une oxydation complète de la biomasse et un dégagement de chaleur. Ce procédé thermochimique demeure le plus ancien et le plus fréquemment utilisé pour convertir la biomasse en chaleur et en électricité [3,14,68,69]. Son comportement dépend essentiellement des propriétés physico-chimiques du combustible et des conditions à l'intérieur de l'équipement de combustion (e.g. température et pression).

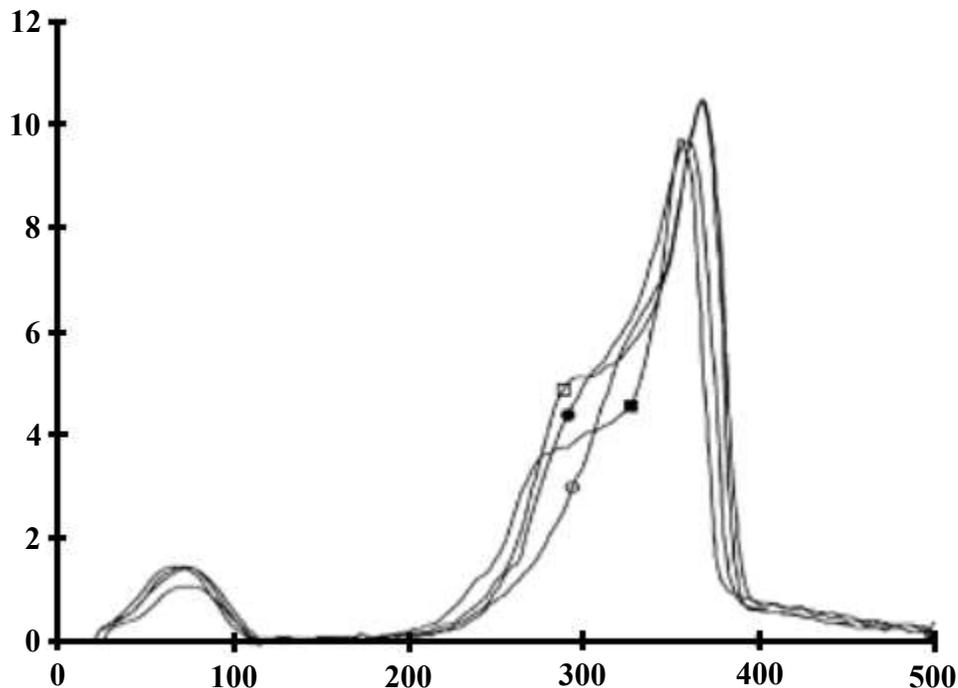
La combustion se déroule en excès d'air, ce qui signifie que la concentration d'O<sub>2</sub> disponible est largement supérieure à la concentration réellement nécessaire pour oxyder tout le carbone de la biomasse (besoins stœchiométriques) [3,71]. Cette caractéristique distingue d'ailleurs la combustion de la pyrolyse et de la gazéification, même si ces dernières constituent pourtant les premières étapes du procédé de combustion [3]. Globalement, la combustion comprend quatre phases distinctes, schématisées à la figure 2.2 : séchage, pyrolyse, gazéification et combustion [3,14,71,72].



**Figure 2.2** Schéma des différentes phases de la combustion de biomasse (adaptée de Boman [4])

Le séchage correspond à la vaporisation de l'humidité comprise dans la biomasse de la température ambiante à environ 200 °C [3,14,72]. C'est la chaleur provenant des gaz de combustion et du rayonnement des parois du foyer qui permet d'éliminer l'eau [3]. L'évaporation de cette quantité d'eau demande une consommation d'énergie qui affecte la température et la stabilité du procédé [6,14,73].

Une fois séchée, la biomasse est pyrolysée. Cette phase se produit à l'intérieur des particules de combustible entraînant une perte des matières volatiles de l'ordre de 80 à 85 %m (figure 2.3; entre 200 et 500 °C). Le flux gazeux qui s'échappe du centre du produit vers l'extérieur empêche tout contact avec l'air [3,6,73]. Entre 200 et 400 °C, les pertes de masse sont essentiellement le résultat de la dégradation successive de l'hémicellulose (225 à 325 °C) et de la cellulose (325 à 375 °C). Au-delà de 400 °C, le taux de dévolatilisation diminue rapidement même si la décomposition de la lignine se poursuit jusqu'à environ 500 °C. L'altération des composants de la biomasse mène principalement à la formation d'hydrocarbures lourds condensés (goudron) et d'un résidu solide carboné [3,14]. Certains gaz (CO, CO<sub>2</sub>, COV, H<sub>2</sub>O et H<sub>2</sub>) sont aussi émis durant la phase pyrolytique [6]. La composition des produits est fonction de la température, de la pression, du taux de combustion, du temps de la réaction et de la taille des particules [3,6,14]. Généralement, le chauffage rapide de petits agrégats de biomasse conduit à une grande proportion de produits gazeux, tandis que le chauffage de fragments de plus grande dimension favorise la formation de biocharbon en raison de plus faibles taux et températures de combustion [3].

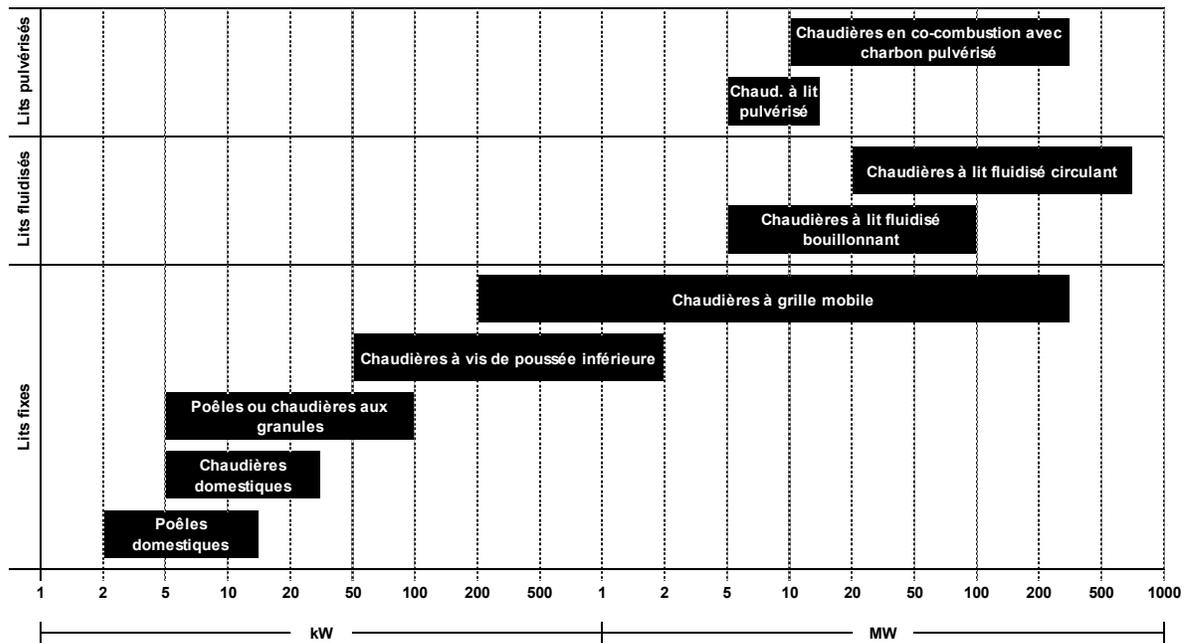


**Figure 2.3** Profil du taux de dévolatilisation (%m min<sup>-1</sup>) en fonction de la température (°C) de quatre espèces de bois : sapin (○), bouleau (□), hêtre blanc (●) et acacia (■) (adaptée de van Loo et Koppejan [14])

Les phases de gazéification et de combustion correspondent respectivement à l'oxydation du carbone résiduel et des gaz pyrolytiques [3,14]. Ces étapes sont à l'origine de la formation des espèces polluantes formées d'azote et d'éléments inorganiques [6].

## 2.2 Systèmes de combustion

La combustion de matières forestières a été employée comme source de chaleur depuis des milliers d'années. Durant cette période, les techniques pour brûler du bois ou d'autres biomasses ont grandement évolué passant des traditionnels feux de camp pour la cuisson des aliments aux chaudières sophistiquées qui génèrent puissance et chaleur [2,14]. La pression de développer des équipements pouvant brûler efficacement plusieurs produits sous diverses formes a amené les manufacturiers à innover en matière de design, si bien qu'aujourd'hui ils offrent une vaste gamme d'appareils de combustion allant de quelques kW à plusieurs dizaines de MW (figure 2.4). Actuellement, les technologies se classent en trois groupes : les lits fixes, fluidisés ou pulvérisés [74–76].



**Figure 2.4** Gammes de puissance des différentes technologies de combustion (adaptée de Preto [76])

### 2.2.1 Lits fixes

Les systèmes de combustion à lit fixe comprennent d'abord les poêles et chaudières domestiques, puis les chaudières industrielles à grille ou alimentées par le bas. Les premiers appareils génèrent au maximum 100 kW, alors que les chaudières à grille mobile peuvent produire jusqu'à 200 MW d'énergie (figure 2.4).

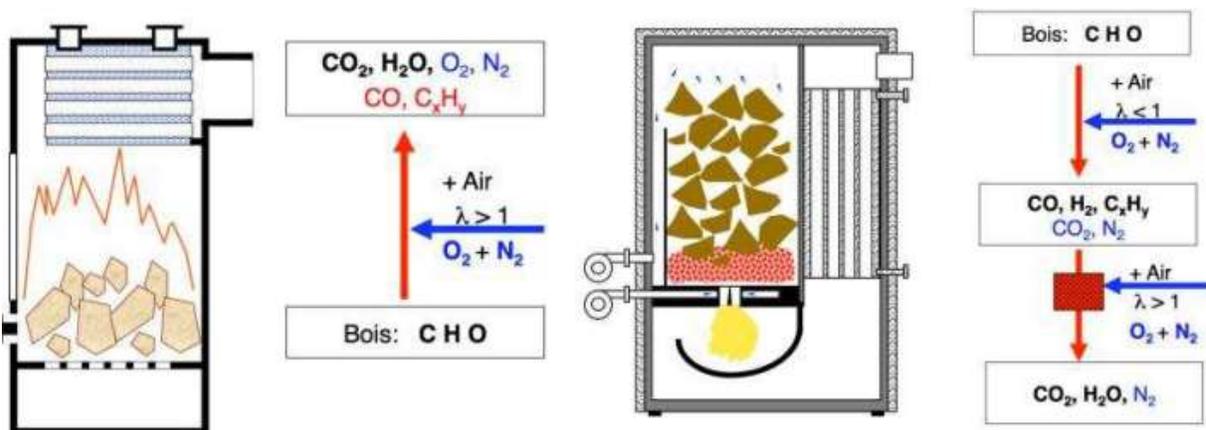
Les poêles domestiques comptent les poêles à bois et les foyers de maison. Ces équipements sont utilisés pour chauffer par rayonnement ou convection l'air de la pièce où ils sont installés. Leur apport d'air s'effectue par une circulation naturelle, à l'opposé des unités de combustion industrielles qui sont munies d'un système à air forcé comprenant conduits et ventilateurs. Les poêles domestiques ont une capacité maximale de 25 kW et fonctionnent généralement en lots avec des bûches de bois introduites à la main. Certains modèles sont toutefois conçus pour brûler des granules de bois ou de biomasses agricoles alimentées automatiquement [14,24,59,74].

Les chaudières domestiques, qui génèrent des puissances entre 5 et 50 kW, opèrent de la même façon que les précédents poêles, excepté qu'elles sont jumelées à des réservoirs d'eau. L'échange de chaleur permet ainsi aux bâtiments qui en sont équipés de jouir d'une source d'eau chaude. Les chaudières domestiques peuvent aussi être munies d'un ventilateur pour assurer un apport d'air suffisant [14,74].

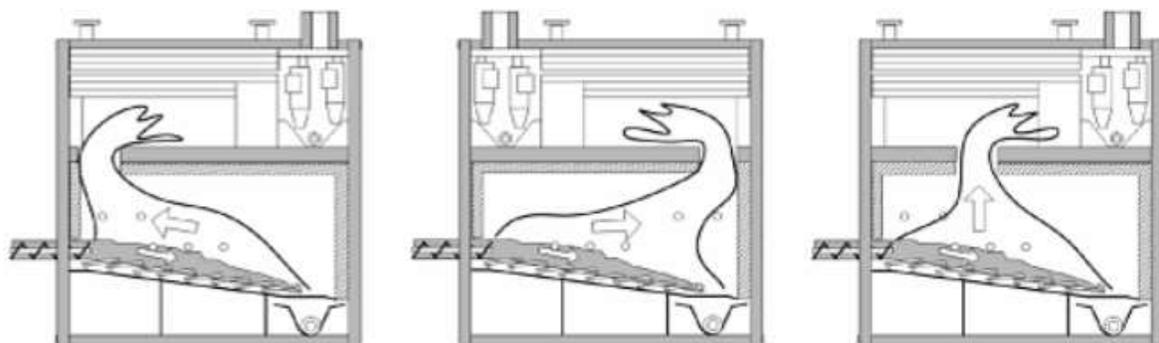
Les chaudières à grille (fixe, amovible, rotative ou vibrante) et les chaudières à vis de poussée inférieure sont davantage adaptées pour les secteurs commercial et industriel (> 100 kW) étant équipées de systèmes automatiques d'alimentation, de contrôle et d'opération [3,14,19,77]. Leur fonctionnement consiste à faire passer l'air primaire au travers du lit de biomasse dans lequel se produisent les trois premières étapes du procédé de combustion présentées à la figure 2.2. Une fois la matière gazéifiée, les gaz générés sont ensuite brûlés après l'injection de l'air secondaire dans une zone en retrait du lit, parfois appelée chambre de post-combustion [3,14,77].

La principale amélioration d'une combustion en deux étapes au lieu d'une seule (poêles et chaudières domestiques) est l'obtention d'un excès d'air optimal (figure 2.5). Dans la première zone, la combustion s'effectue en défaut d'air de façon à éviter le refroidissement de la

flamme et à limiter la formation de polluants ; tandis qu'un excès d'air est priorisé dans la seconde zone afin de favoriser l'oxydation des gaz pyrolytiques [77,78]. En fait, la chambre de post-combustion est configurée de sorte à créer un effet d'entonnoir où l'effluent gazeux arrive à grande vitesse à l'endroit où l'air secondaire est injecté [14]. Cela permet d'améliorer le mélange entre l'air comburant et les gaz combustibles pour parfaire la combustion et réduire l'émission d'imbrûlés [77]. Au total, trois configurations de combustion en deux étapes sont disponibles sur le marché. Le choix dépend des propriétés de la biomasse utilisée (figure 2.6).



**Figure 2.5** Combustion du bois en une étape (gauche) et en deux étapes (droite) (adaptée de Nussbaumer [77])



**Figure 2.6** Classification des technologies de combustion à lit fixe : contre-courant (gauche), co-courant (centre) et latérale (droite) (tirée de van Loo et Koppejan [14])

La combustion à contre-courant est souhaitable dans le cas de biomasses humides, alors que les gaz à haute température passent au-dessus du combustible frais et humide, l'asséchant ainsi par convection. Cette technologie est souvent couplée à l'installation de surfaces isolantes et réfractaires dans le foyer pour y accumuler la chaleur et agir de tampon contre les effets de

l'humidité. Le mode en co-courant s'applique plutôt aux combustibles secs. Ce type de système permet d'accroître le temps de résidence des gaz émis et conséquemment de réduire les émissions gazeuses. La combustion latérale est une combinaison des deux autres unités. Elle est surtout utilisée pour des chaudières industrielles de grande puissance possédant une chambre de post-combustion verticale [14,19].

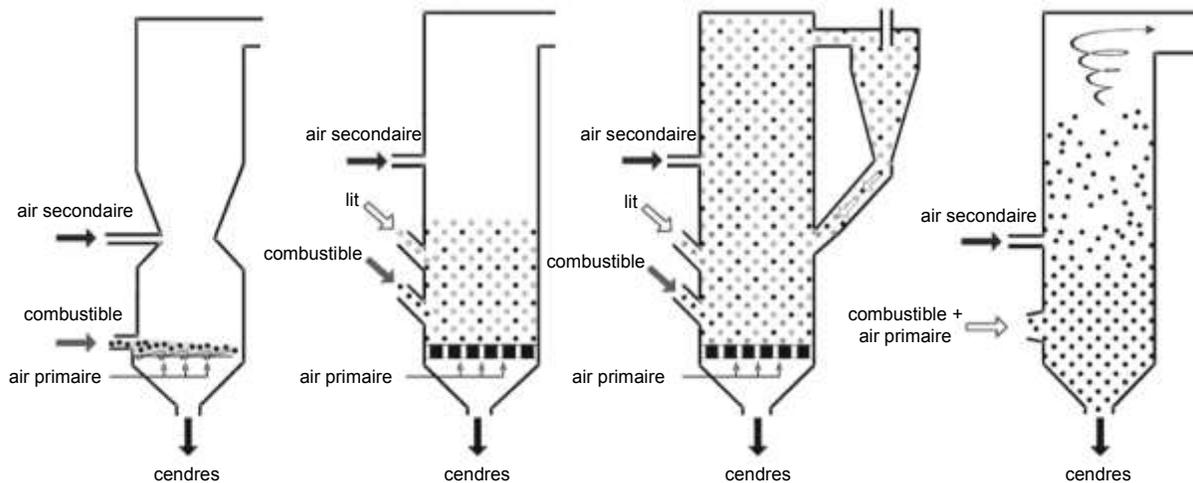
La grille des chaudières industrielles, qu'elle soit fixe, amovible, rotative ou vibrante, est conçue pour assurer un transport régulier et une bonne répartition du combustible dans le foyer et ainsi optimiser l'apport d'O<sub>2</sub> sur l'ensemble du lit de biomasse. Une distribution non homogène du matériel engendre de grandes quantités d'imbrûlés, de cendres volantes et de mâchefers, en plus d'augmenter le besoin en air pour atteindre une combustion complète. Les chaudières à grille sont bien adaptées pour brûler des biomasses avec des teneurs élevées en eau et en cendres ainsi que des particules aux dimensions variables et parfois grossières. Toutefois, certaines configurations de grille (vibrante ou rotative) seraient plus appropriées dans le cas des cultures agricoles pour limiter la formation de mâchefers. Enfin, ce type de chaudières fonctionne à de très bas taux d'excès d'air (entre 1,5 et 2) et permet d'atteindre de bas niveaux d'émissions particulaires et d'oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>) [3,14,19].

Les chaudières à alimentation par le bas représentent une technologie bon marché pour de petites et moyennes installations. L'alimentation, tel que son nom l'indique, se fait au moyen d'une vis qui amène le combustible par le dessous du foyer. Ce type d'appareil est adapté pour des biocombustibles à faible taux de cendres et d'une granulométrie < 50 mm. Les fournaies à vis de poussée inférieure proposent un meilleur contrôle d'arrivée du combustible que les chaudières à grille [3,14,19].

### **2.2.2 Lits fluidisés**

Outre les applications de combustion à lit fixe, les chaudières industrielles comprennent aussi les lits fluidisés [3,14,19,71,72,74]. Dans un tel équipement, la biomasse est brûlée en suspension dans un mélange de gaz et de particules solides, habituellement du sable ou de la dolomite. Dépendamment de la vitesse de fluidisation, il s'agit d'une combustion en lit fluidisé bouillonnant (1 à 2 m s<sup>-1</sup>) ou circulant (5 à 10 m s<sup>-1</sup>). Les principes de base de ces deux

modèles de chaudières sont présentés à la figure 2.7, aux côtés des chaudières à lits fixe (section 2.2.1) et pulvérisé (section 2.2.3).



**Figure 2.7** Principales technologies de combustion industrielles : (de gauche à droite) lits fixe, fluidisé bouillonnant, fluidisé circulant et pulvérisé (adaptée de van Loo et Koppejan [14])

L'air primaire, admis par le bas du réacteur, fluidise le mélange de biomasse et de sable/dolomite, créant ainsi une masse bouillonnante de particules. L'intense transfert de chaleur et la turbulence permettent une combustion complète avec un faible taux d'excès d'air (entre 1,1 et 1,4). La température de combustion est normalement maintenue entre 650 et 900 °C pour éviter la formation de mâchefers dans le lit. Les biomasses agricoles, dont la température de fusion des cendres est peu élevée, ne sont pas utilisées dans de tels systèmes, à moins d'être mélangées à des essences de bois [3,14,19].

Les unités de combustion à lit fluidisé sont surtout adaptées pour les projets de centrales thermiques (> 30 MW). Pour des installations de moindre envergure, les chaudières à lits fixes sont plus performantes. En effet, les foyers à lit fluidisé génèrent de grandes quantités de poussières dans les gaz de combustion, nécessitant d'équiper ce type d'appareil de systèmes efficaces de dépoussiérage des fumées et de nettoyage de l'échangeur. Enfin, des quantités non négligeables de particules de lit sont perdues dans les cendres et au travers des poussières, ce qui rend essentiel l'ajout régulier de matériel pour reconstituer le lit. Les coûts d'opération peuvent donc être considérables [3,14,19].

### 2.2.3 Lits pulvérisés

La combustion en lit pulvérisé consiste à injecter séparément et perpendiculairement le combustible et l'air dans une chambre cylindrique pour établir un flux rotatif supporté par la recirculation des gaz. Cette technologie ne fonctionne cependant qu'avec une biomasse dont la granulométrie et la teneur en eau (TEE) sont respectivement  $< 20$  mm et  $< 20$  %m. En raison d'une température élevée de combustion, le réacteur est usuellement refroidi à l'eau [14,19].

### 2.2.4 Séparateurs de particules

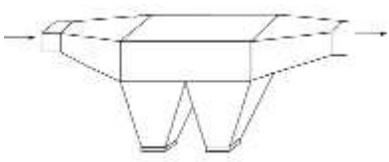
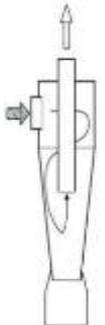
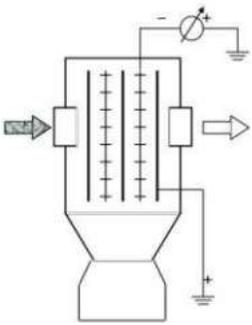
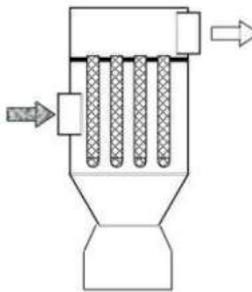
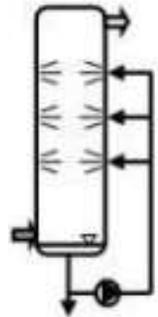
Même si les systèmes de combustion modernes sont généralement efficaces pour limiter l'émission de polluants, la présence entre autres de potassium (K) et de calcium (Ca) dans les cendres des biomasses produit des particules telles que le chlorure de potassium (KCl), le sulfate de potassium ( $K_2SO_4$ ), le carbonate de calcium ( $CaCO_3$ ) et la chaux vive (CaO). Les appareils de combustion sont alors couplés, à la sortie de la cheminée, à des séparateurs de poussières pour réduire ces émissions à base de sels alcalins qui peuvent s'avérer nocives pour la santé [77]. Les différents équipements de séparation sont illustrés au tableau 2.2.

Les chambres de sédimentation reposent sur le principe de gravité pour faire précipiter les matières particulaires. Elles sont peu coûteuses étant donné leur simplicité de fabrication et d'entretien, mais leurs principaux désavantages demeurent leur faible efficacité ( $< 50$  %) et leur volume imposant.

Le principe de séparation des cyclones ou multi-cyclones combine la gravité aux forces centrifuges. De cette façon, les cendres volantes entrant dans le cyclone sont rapidement projetées sur les parois, pour ensuite glisser jusqu'au fond dans un contenant. Ce type d'équipement est compact, facile à fabriquer et à nettoyer et supporte des concentrations importantes de poussières. Néanmoins, son efficacité à abattre les particules fines est relativement faible.

Les séparateurs électrostatiques contiennent des fils chargés négativement et des plateaux chargés positivement. En circulant entre les fils, les matières particulaires contenues dans les gaz sont ionisées. Lorsqu'elles passent ensuite entre les plateaux, elles sont fortement attirées.

**Tableau 2.2** Caractéristiques des différentes technologies de séparation de particules (adapté de van Loo et Koppejan [14] et Nussbaumer [77])

	<b>Chambres de sédimentation</b>	<b>Cyclones</b>	<b>Séparateurs électrostatiques</b>	<b>Filtres à manches</b>	<b>Laveurs humides</b>
<b>Principe</b>	gravité	forces centrifuges	charges électriques	adsorption	adsorption
<b>Particules (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	> 50	> 5	> 1	> 1	> 1
<b>Efficacité (%)</b>	< 50	85–95	95–99,99	> 99	< 80
<b>Vitesse (<math>\text{m s}^{-1}</math>)</b>	1–3	15–25	0,5–2	-	-
<b>Perte de charge (Pa)</b>	< 20	60–150	15–30	-	-
<b>Température (<math>^{\circ}\text{C}</math>)</b>	< 1300	< 1300	< 480	< 250	-
<b>Pression (bar)</b>	< 100	< 100	< 20	-	-
<b>Séparation</b>	primaire	primaire ou secondaire	secondaire	secondaire	secondaire
<b>Schéma</b>					

Périodiquement, une vibration est envoyée dans les plateaux pour que les poussières s'y décollent et tombent dans un réservoir. L'efficacité des précipitateurs électrostatiques peut atteindre plus de 99 % d'efficacité. Ces appareils sont par contre dispendieux et volumineux.

Les filtres à manches captent les particules à l'aide de tissus fibreux à travers lesquels les gaz doivent passer. Tout comme les séparateurs électrostatiques, ils sont libérés de leurs poussières grâce à l'envoi de vibrations ou d'air comprimé. Les filtres à manches sont très efficaces (> 99 %) pour collecter les particules fines, mais ne fonctionnent qu'à basse température (< 250 °C) compte tenu des possibilités d'embrasement. Pour éviter la présence d'imbrûlés pouvant créer une étincelle sur les filtres, un cyclone est souvent utilisé en amont. Une autre possibilité est d'employer des filtres en fibre de verre ou en céramique. Les températures peuvent ainsi atteindre de 600 à 800 °C.

Dans un laveur humide, les particules sont interceptées lorsque mises en contact avec de fines gouttelettes d'eau ordinairement vaporisées. L'eau chargée est ensuite récupérée au fond de l'équipement. Ce procédé permet également d'absorber certains gaz comme le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>), le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) et le chlorure d'hydrogène (HCl). Cependant, cette technologie requiert un traitement de l'eau contaminée.

### **2.3 Biomasses lignocellulosiques d'origine agricole**

Les cultures énergétiques d'origine agricole se divisent en trois grands groupes : les espèces annuelles (ensemencées chaque année), les résidus de culture et les plantes pérennes (produisent de la biomasse pendant plusieurs années suivant leur implantation). Les biomasses lignocellulosiques pouvant potentiellement être utilisées à des fins de combustion au Québec sont décrites dans les sections 2.3.1 à 2.3.3. Elles comprennent :

1. les plantes annuelles telles que le blé, l'orge, le triticale (hybride du blé et du seigle), le maïs, le sorgho sucré et chanvre oléagineux ;
2. les résidus de culture tels que les pailles de céréales et de lin, les cannes de tournesol et les fanes de topinambour ;
3. les cultures pérennes telles que le panic érigé, l'alpiste roseau, le miscanthus, le saule à croissance rapide, le peuplier hybride, le dactyle, la fétuque élevée, la luzerne et le phragmite.

### 2.3.1 Cultures annuelles

Le blé, l'orge et le triticale sont principalement cultivés pour la production de céréales (vocation alimentaire), nuisant ainsi à l'utilisation de la plante entière comme source énergétique. En revanche, la combinaison des grains et de la paille augmente la valeur calorifique et diminue la teneur en cendres du produit récolté. Leur rendement respectif en biomasse à 10 cm du sol atteint de 8 à 15, de 5 à 10 et de 8 à 16 tonnes de matière sèche par hectare (t MS ha<sup>-1</sup>). Étant donné la très grande variété de cultivars, le blé et l'orge peuvent s'adapter à différentes régions climatiques [79]. Néanmoins, le triticale amène davantage de souplesse que les deux autres céréales, alors que sa résistance à la verse, aux maladies, à l'excédent d'eau et au froid est bien meilleure [48,79]. La culture de blé, d'orge ou de triticale destinée entièrement à la production de biocombustibles solides vise à maximiser le rendement en biomasse et non la qualité du grain. La récolte de la plante entière est réalisée à maturité complète du grain pour améliorer la conservation et la combustion du produit [79].

Le maïs, espèce annuelle abondamment cultivée au Québec pour l'alimentation animale, est une autre option pour la production de chaleur. Les grains, les épis, les tiges et les résidus peuvent être brûlés, mais ils possèdent tous des caractéristiques différentes [79–82], tel que l'indique le tableau 2.3. Les différentes parties de la plante offrent des pouvoirs calorifiques entre 16 et 19 MJ kg<sup>-1</sup> [80–82]. Le maïs est par ailleurs une culture très exigeante en azote qui nécessite un climat assez chaud (> 2300 unités thermiques maïs (UTM)) et un sol bien drainé. Le rendement en résidus du maïs varie justement en fonction des UTM, soit de 7,21 t MS ha<sup>-1</sup> pour 2500 UTM à 8,75 t MS ha<sup>-1</sup> pour 3100 UTM [83]. Sa régie de culture est tout de même bien connue et maîtrisée. Les débouchés énergétiques du maïs sont toutefois beaucoup plus portés vers la production d'éthanol [48].

Le sorgho sucré, bien qu'utilisé principalement pour la filière éthanol étant donné sa teneur élevée en sucres, peut aussi servir comme combustible [48,79]. Son pouvoir calorifique atteint 17,9 MJ kg<sup>-1</sup>. Ses teneurs élevées en N (0,97 %m), en Cl (0,31 %m) et en cendres (7,1 %m) en font toutefois un produit de second ordre pour la production de chaleur (tableau 2.4). Les caractéristiques du sorgho ressemblent beaucoup au maïs en termes de besoins [48,79]. Il est récolté sous forme de paille après dessiccation au sol [79].

Le chanvre agricole, dont la teneur en tétrahydrocannabinol (THC) est inférieure à 0,3 %m, peut être cultivé sous autorisation. Ce type de culture apprécie les sols bien pourvus en eau et en éléments fertilisants assimilables. Son rendement pailleux et sa valeur calorifique sont respectivement de 6 à 8 t MS ha<sup>-1</sup> et de 17,6 MJ kg<sup>-1</sup>. Cependant, ses teneurs en azote (0,99 %m) et en cendres (6,9 %m) n'en font pas une plante intéressante pour la combustion [79].

**Tableau 2.3** Composition chimique des parties du maïs (adapté de Ghysel *et al.* [81])

Partie du maïs	C	H	O	N	S	Cl	Cendres
	(%m, b.s.)						
Plante entière	46,9	5,5	42,8	0,56	0,04	0,25	4,0
Tige	47,1	6,0	44,4	0,74	n.d.	0,05	1,7
Épi	44,6	5,4	39,6	0,41	0,05	1,48	8,5

Notes : b.s., base sèche; n.d., valeur non déterminée.

**Tableau 2.4** Composition chimique de biomasses lignocellulosiques

Biomasse	C	H	N	S	Cl	Cendres	Référence
	(%m, b.s.)						
Alpiste roseau	46,0	5,50	0,88	0,09	0,09	5,6	[84]
Avoine	n.d.	n.d.	n.d.	0,16	0,06	2,4	[85]
Blé (paille)	46,5	5,31	1,05	0,09	0,35	5,9	[79]
Bois	49,7	6,15	0,36	0,08	0,04	n.d.	[80]
Chanvre agricole	44,8	5,17	0,99	0,07	0,16	6,9	[79]
Fétuque élevée	45,5	5,53	1,07	0,16	0,21	n.d.	[80]
Lin (paille)	47,8	5,38	0,67	0,14	0,32	4,1	[79]
Luzerne	44,6	4,98	2,34	0,23	0,46	10,9	[79]
Maïs (paille)	47,1	5,97	0,74	n.d.	0,05	1,7	[80,81]
Miscanthus	48,5	5,42	0,56	0,05	0,21	n.d.	[80]
Panic érigé	41,8	5,03	0,81	0,08	0,23	n.d.	[80]
Peuplier hybride	48,5	5,85	0,47	0,01	n.d.	2,7	[7]
Phragmite	39,2	n.d.	0,63	0,12	0,12	12,8	[86]
Saule à croissance rapide	49,4	6,31	0,46	0,01	0,21	3,4	[88]
Sorgho sucré	45,8	5,30	0,97	0,06	0,31	7,1	[79]
Tournesol (paille)	44,6	5,10	1,10	0,11	0,72	11,2	[79]
Triticale	42,0	6,60	n.d.	0,19	n.d.	4,9	[63]

Notes : b.s., base sèche; n.d., valeur non déterminée.

### 2.3.2 Résidus de culture

La paille de céréales (blé, orge ou triticale), à l'inverse de la plante entière, possède des débouchés industriels importants. La production de pailles atteint de 4 à 9 t MS ha<sup>-1</sup> selon la

culture. Bien que leur valeur calorifique tourne aux alentours de  $18,8 \text{ MJ kg}^{-1}$ , le principal inconvénient de ce type de résidus demeure leurs coûts élevés de collecte, de manutention et de stockage, essentiellement liés à la faible densité des balles. Comme combustible, la paille de céréales offre d'autres désavantages : produit hétérogène, relativement humide et de densité énergétique faible [79]. Elle contient aussi d'importantes quantités de N, de Cl et de cendres (tableau 2.4).

La paille de lin, de son côté, est très prisée par l'industrie des pâtes et papiers. Néanmoins, elle offre une avenue pour la combustion avec une valeur calorifique élevée ( $18,9 \text{ MJ kg}^{-1}$ ). Le rendement en paille est de  $0,5$  à  $3,5 \text{ t MS ha}^{-1}$  dépendamment de la catégorie de lin (hivernal ou printanier) [79]. Les teneurs en N, en Cl et en cendres sont en revanche élevées (tableau 2.4), ce qui a pour conséquence d'accroître le dégagement de gaz nocifs lors de la combustion.

Les cannes de tournesol, normalement enfouies, peuvent être utilisées pour la combustion. La portion de paille récoltable est de  $3 \text{ t MS ha}^{-1}$ . Cependant, les cannes de tournesol sont une matière très hygroscopique qui se réhumidifie facilement en cas de pluie. Ainsi, le séchage peut devenir obligatoire. Leur taux de cendres (tableau 2.4) ne favorise toutefois pas leur potentiel comme combustible [79] malgré une valeur calorifique acceptable ( $16 \text{ MJ kg}^{-1}$ ).

Le topinambour est principalement cultivé pour la richesse en sucres de ses tubercules pour l'alimentation animale. C'est une plante rustique pouvant se satisfaire de terres médiocres. Les fanes, dont le rendement est de  $4$  à  $8 \text{ t MS ha}^{-1}$ , peuvent être utilisées pour la combustion malgré un faible pouvoir calorifique ( $12,6 \text{ MJ kg}^{-1}$ ) [48,79].

### 2.3.3 Cultures pérennes

Le panic érigé fait présentement l'objet de plusieurs recherches au Québec, en plus d'être cultivé sur une superficie de  $1200$  à  $1500 \text{ ha}$  [87]. Cette graminée vivace, qui atteint jusqu'à  $2 \text{ m}$  de hauteur, demeure productive pendant  $10$  à  $20$  ans avec un rendement de  $4,5$  à  $13,0 \text{ t MS ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  (aucune récolte la première année). Le panic érigé se cultive sur tous les types de sol comme il résiste à la sécheresse et aux excès d'eau, mais l'implantation est plus difficile sur des sols argileux. Ses performances sont également meilleures sur des sols au  $\text{pH} > 6$  et dans des régions où les UTM surpassent  $2300$ . Cette espèce végétale nécessite de plus un bon contrôle des mauvaises herbes lors de la première année (implantation lente). Elle requiert peu

de nutriments, mais répond bien à une fertilisation azotée. Pour le marché des biocombustibles, l'application de potasse doit être limitée puisque le potassium nuit à la qualité de la combustion. Autrement, cette culture sert de litière, de bande riveraine ou de matière première pour l'industrie des pâtes et papiers ou de l'éthanol cellulosique [21,48,87–92].

L'alpiste roseau, cultivé surtout en Estrie (80 ha), est une plante pérenne très résistante à la sécheresse, aux inondations et au froid (< 2300 UTM). Il est donc bien adapté à toutes les régions du Québec. Cette graminée vivace est facile à planter même si elle demande, à l'instar du panic érigé, un contrôle accru des mauvaises herbes lors de la première année. Un sol avec un pH entre 5,5 et 7,0 lui convient. L'alpiste roseau réagit bien à une fertilisation azotée et ses besoins en phosphore (P) et en potasse sont faibles dans un sol moyennement riche. Il demeure productif pendant plus de 10 ans avec un rendement de 5 à 10 t MS ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>. Lors de l'année d'implantation, cette culture ne produit pas de tige, ce qui fait en sorte que la première récolte est surtout destinée au marché des fourrages [21,48,79,88,91–92]. Le taux de cendres de l'alpiste roseau (tableau 2.4) peut s'avérer problématique en combustion.

Le miscanthus est une autre graminée largement étudiée en Europe (Allemagne, Danemark, Grande-Bretagne et Suisse) ayant plusieurs attraits pour la combustion, l'industrie des pâtes et papiers, les biomatériaux et l'industrie chimique. Pourtant, seuls quelques hectares sont cultivés au Québec (principalement dans le Bas-St-Laurent). Si le rendement potentiel en biomasse serait de 10 à 25 t MS ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>, les essais récents dans la province suggèrent plutôt une production de 1 à 4 t MS ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup> pour la deuxième année de culture. Bien que le miscanthus offre une productivité s'échelonnant sur 15 à 25 ans et est peu exigeant en termes d'intrants et de type de sol, il comporte plusieurs inconvénients : un coût d'implantation élevé (rhizomes), une sensibilité au froid (surtout la première année), l'utilisation de machineries adaptées lors de l'ensemencement et un contrôle accru des mauvaises herbes au démarrage. Cette plante pérenne détiendrait tout de même un excellent pouvoir calorifique (19,1 MJ kg<sup>-1</sup>) [21,48,79,88,91–94].

Le saule à croissance rapide est une culture utilisée comme biocombustible, biofiltre (rôle épurateur) ou fibre (pâtes et papiers). C'est une plante ligneuse cultivée sur 250 ha québécois qui offre un haut potentiel de rendement (7 à 23 t MS ha<sup>-1</sup> an<sup>-1</sup>) sur plusieurs années (15 à 25

ans). Cependant, la récolte ne survient qu'aux 2 à 4 ans (revenu ponctuel). Le coût d'implantation est aussi très élevé en raison de l'achat de boutures et de machineries spécialisées et du désherbage suivant les semis. Néanmoins, le saule a l'avantage de pousser en terrain même contaminé et sur des sols au pH variable (5,5 à 7,5). Cet arbre sur courtes rotations représente un bon choix à des fins de combustion alors que ses émissions se rapprochent de celles du bois [21,48,79,88–92,95]. Le peuplier hybride est une autre culture à croissance rapide qui possède sensiblement les mêmes particularités que le saule [79,88].

Le dactyle et la fétuque élevée sont deux graminées cultivées notamment pour la production fourragère, mais leur utilisation comme biocombustible est aussi possible. Leurs rendements varient de 5 à 10 t MS ha<sup>-1</sup>. Les informations disponibles et les tests expérimentaux déjà réalisés laissent croire que leur combustion est difficile [79].

Le phragmite est une plante semblable à l'alpiste roseau, mais n'est pas cultivée sur des terres agricoles. Les roselières de phragmite poussent généralement en milieux humides et marécageux. Les rendements sur des populations sauvages ont atteint de 4 à 20 t MS ha<sup>-1</sup> [79]. Son pouvoir calorifique est néanmoins excessivement faible (< 14 MJ kg<sup>-1</sup>) [79,86].

La luzerne est une légumineuse riche en protéines et cultivée en production fourragère. Elle possède une grande capacité d'adaptation, mais affectionne les sols neutres et la présence accrue de lumière. Le rendement en biomasse atteint de 10 à 12 t MS ha<sup>-1</sup>. La luzerne, comme toutes les légumineuses, ne nécessite pas de fertilisation azotée grâce à la fixation symbiotique du N<sub>2</sub>. Même si son pouvoir calorifique est relativement bon du point de vue de la combustion (18 MJ kg<sup>-1</sup>), sa teneur en cendres de 10,9 %m (tableau 2.4) limite son utilisation à cette fin [79].

### 2.3.4 Résumé

Les tableaux 2.5 à 2.7 comparent les biomasses des sections 2.3.1 à 2.3.3 en ce qui a trait à leur rendement, à leur pouvoir calorifique, à leurs émissions potentielles, à leur taux de cendres, à leur acceptabilité sociale, à leurs besoins en semis, en intrants, en récolte et en stockage, à leurs contraintes d'implantation, à leurs autres débouchés outre la combustion et à leur disponibilité. L'analyse des données permet de coter chacune d'elles sur son potentiel. Le choix des biomasses du projet (section 2.8.2) s'est basé sur cette analyse.

**Tableau 2.5** Comparaison des cultures annuelles utilisées à des fins de combustion

	<b>Blé</b>	<b>Orge</b>	<b>Sorgho</b>	<b>Triticale</b>
Rendement (t MS ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	8–15	5–10	d.m.	8–16
Pouvoir calorifique (MJ kg <sup>-1</sup> )	15,0	15,0	16,8	18,5
Émissions potentielles	CO, SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , HCl	CO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , HCl	CO, NO <sub>x</sub> , HCl	CO, SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , HCl
Taux de cendres	2,8	2,8	7,1	2,8
Acceptabilité sociale	–	–	–	–
Besoins en intrants	+	+	+	+
Semis et récolte	+++	+++	-	+++
Stockage	++	++	++	++
Contraintes d'implantation	++	++	-	+++
Autres débouchés	alimentation humaine	alimentation animale	éthanol	alimentation animale
Disponibilité	–	–	+	–
Potentiel	faible	faible	faible	faible

Notes : +++, très bon; ++, bon; +, passable; -, mauvais.

**Tableau 2.6** Comparaison des résidus de culture utilisés à des fins de combustion

	<b>Cannes de tournesol</b>	<b>Fanes de topinam- bour</b>	<b>Pailles</b>		
			<b>Céréales</b>	<b>Lin</b>	<b>Maïs</b>
Rendement (t MS ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	3	4–8	4–6	0,5–3,5	7,2–8,8
Pouvoir calorifique (MJ kg <sup>-1</sup> )	16,4	12,6	16,5	17,9	16,7
Émissions potentielles	CO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	d.m.	CO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	CO, SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub>	CO, NO <sub>x</sub>
Taux de cendres	11,2	d.m.	5,9	4,1	1,7
Acceptabilité sociale	+++	+++	+++	+++	+++
Semis et récolte	++	++	+++	+++	–
Stockage	+++	+++	+++	+++	+++
Autres débouchés	engrais	engrais	litière, biomatériau	pâtes à papier	éthanol
Disponibilité	–	–	+++	+	+++
Potentiel	faible	faible	moyen	faible	faible

Notes : +++, très bon; ++, bon; +, passable; -, mauvais; d.m., donnée manquante.

**Tableau 2.7** Comparaison des plantes pérennes utilisées à des fins de combustion

	<b>Alpiste roseau</b>	<b>Dactyle</b>	<b>Fétuque élevée</b>	<b>Luzerne</b>	<b>Miscan- thus</b>	<b>Panic érigé</b>	<b>Peuplier hybride</b>	<b>Phrag- mite</b>	<b>Saule à crois- sance rapide</b>
Rendement (t MS ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup> )	8–10	5–6	6–7	10–12	15–20	8–12	8–16	10	12
Pouvoir calorifique (MJ kg <sup>-1</sup> )	17,6	17,2	16,6	16,8	17,5	17,6	d.m.	10,5	19,1
Émissions potentielles	CO, NO <sub>x</sub> , dioxines, HCl	d.m.	CO, SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , dioxines, HCl	CO, SO <sub>x</sub> , NO <sub>x</sub> , dioxines, HCl	CO, NO <sub>x</sub>	NO <sub>x</sub> , SO <sub>x</sub> , HCl	d.m.	d.m.	CO, CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, NO <sub>x</sub>
Taux de cendres	5,6	d.m.	d.m.	10,9	2,8	3,7	d.m.	d.m.	3,4
Acceptabilité sociale	++	+++	+++	+++	+++	++	+	+++	+
Besoins en intrants	+++	++	++	+++	++	+++	++	+++	++
Semis et récolte	+++	+++	+++	+++	+	+++	–	–	–
Stockage	–	+++	+++	++	++	–	–	–	–
Contraintes d'implantation	+++	++	+++	++	+	++	+	+++	++
Autres débouchés	fouillage, biofiltre	fouillage	fouillage	fouillage	bio- matériau, chimie verte, éthanol	fouillage, bande riveraine	bio- matériau, brise-vent		bio- matériau, biofiltre
Disponibilité	++	+	+	++	+	++	–	++	+++
Potentiel	élevé	faible	faible	faible	moyen	élevé	moyen	faible	élevé

Notes : +++, très bon; ++, bon; +, passable; -, mauvais; d.m., donnée manquante.

## 2.4 Émissions atmosphériques et combustion de biomasse

### 2.4.1 Contaminants issus d'une combustion complète

#### Dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>)

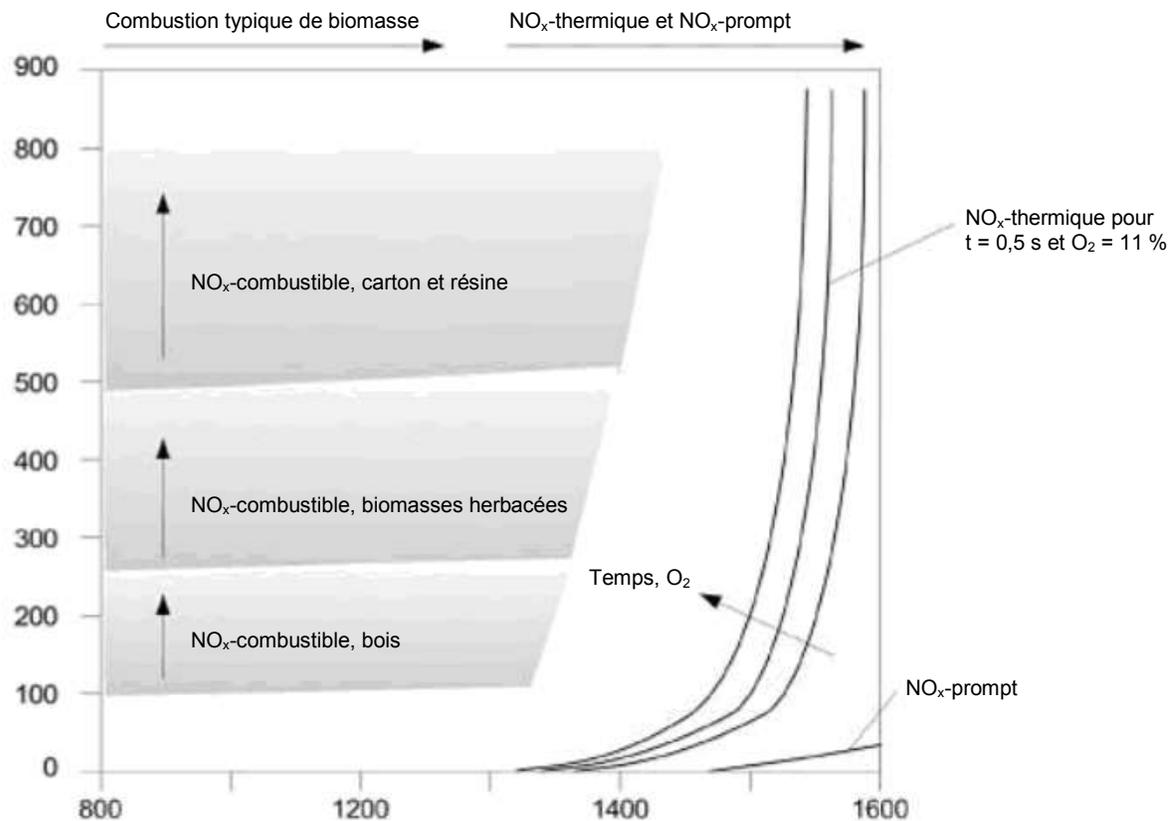
Le CO<sub>2</sub>, un GES, est l'un des principaux gaz dégagés lors de la combustion de tous les types de biomasses en raison de leur important contenu en carbone. Celui-ci réagit ainsi avec l'O<sub>2</sub> de l'air pour former du CO<sub>2</sub> [7,9,14,71]. Bien que la combustion de biomasse en émette de grandes quantités, elle est reconnue comme une source d'énergie neutre à l'égard de l'impact sur le réchauffement climatique (section 1.1.2).

#### Oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>)

Les émissions de NO<sub>x</sub> issues de la combustion de biomasse proviennent de l'oxydation complète de l'azote contenu dans la culture énergétique. La majorité des NO<sub>x</sub> produits se retrouve sous forme de monoxyde d'azote (NO), qui se convertit en NO<sub>2</sub> une fois dans l'atmosphère. Le dégagement de NO<sub>x</sub> survient selon trois mécanismes reliés respectivement au combustible, à la température et à la concentration d'hydrocarbures [3,8,14,71,78,96–99].

Le premier mécanisme, appelé NO<sub>x</sub>-combustible, correspond à la conversion de l'azote de la biomasse en NO (> 90 %) et en NO<sub>2</sub> (< 10 %) par une série de réactions élémentaires faisant intervenir le NH<sub>3</sub> et le cyanure d'hydrogène (HCN) en tant que produits intermédiaires. Le mécanisme NO<sub>x</sub>-combustible dépend du contenu en azote, de l'apport d'air et de la température de combustion. Le second procédé, nommé NO<sub>x</sub>-thermique, fait intervenir le N<sub>2</sub> de l'air avec l'O<sub>2</sub> pour former du NO à des températures supérieures à 1300 °C. La quantité de NO s'accroît avec l'augmentation de la température, de la concentration en O<sub>2</sub> et du temps de résidence des gaz. Le troisième phénomène, désigné comme NO<sub>x</sub>-prompt, provient de la réaction du N<sub>2</sub> de l'air avec des hydrocarbures, formant ainsi du HCN puis du NO.

Les deux derniers mécanismes produisent une faible portion (< 30 %) des NO<sub>x</sub> totaux [3,6]. Ils seraient toutefois négligeables lorsque les températures de combustion sont < 1300 °C (figure 2.8), ce qui est normalement le cas pour la majorité des unités de combustion de faible puissance [99]. D'une manière pratique, les émissions de NO<sub>x</sub> deviennent plus importantes à mesure que l'azote contenu dans la biomasse, la température de combustion et le taux d'excès d'air augmentent [3,14].



**Figure 2.8** Émissions ( $\text{mg Nm}^{-3}$  à 11 %vol d' $\text{O}_2$ ) de  $\text{NO}_x$ -combustible en fonction de la température ( $^\circ\text{C}$ ) et du type de biomasse et comparaison avec la formation de  $\text{NO}_x$ -thermique et de  $\text{NO}_x$ -prompt (adaptée de van Loo et Koppejan [14])

### Protoxyde d'azote ( $\text{N}_2\text{O}$ )

À l'instar des  $\text{NO}_x$ , le  $\text{N}_2\text{O}$ , un autre GES, est un gaz produit lors de l'oxydation de l'azote présent dans le combustible [14,100,101]. Le HCN est reconnu comme un composant intermédiaire [102]. Bien que les niveaux d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  soient beaucoup plus faibles que ceux du  $\text{CO}_2$  lors de la combustion de biomasse, leur impact sur le réchauffement global est aussi important, considérant le potentiel de réchauffement climatique sur 100 ans du  $\text{N}_2\text{O}$  qui est 310 fois supérieur à celui du  $\text{CO}_2$  [103].

### Oxydes de soufre ( $\text{SO}_x$ )

Les  $\text{SO}_x$  sont le résultat de l'oxydation du soufre compris dans le combustible. Les gaz formés sont principalement le  $\text{SO}_2$  et le trioxyde de soufre ( $\text{SO}_3$ ) présents dans des proportions respectives de 95 et 5 %. Cependant, tout le soufre de la biomasse n'est pas converti en  $\text{SO}_x$ . Effectivement, une quantité appréciable se retrouve dans les cendres, alors qu'une portion

mineure est dégagée sous forme de sulfates ou de sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ ) [3,14,60,71,97,101,102,104]. Une étude sur la combustion de pailles effectuée au Danemark a permis de constater que 57 à 65 % du soufre se trouvait dans les gaz de combustion [14]. À l'opposé, Obernberger [60] stipule que 40 à 90 % du soufre serait inclus dans les cendres.

### **Chlorure d'hydrogène (HCl)**

Une fraction du chlore contenu dans le combustible est convertie en HCl lors de la combustion. Les émissions de HCl peuvent devenir importantes dans la mesure où la biomasse possède une teneur élevée en chlore. Malgré tout, la majeure partie de cet élément se retrouve sous forme de chlorures dans les cendres en réagissant avec le potassium ou le sodium (Na). Le chlore est aussi à l'origine d'éléments traces comme les PCCD/F [3,6,14,71,97,102,104–106]. Obernberger [60] stipule que 40 à 85 % du chlore est retenu dans les cendres. L'impact majeur de sa présence dans la biomasse demeure ses effets corrosifs sur les parois de l'appareil de combustion [9,54,101].

### **Métaux lourds**

La majorité des métaux lourds reliés à la combustion, dont les plus importants sont le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le mercure (Hg), sont émis comme des composants adjoints et/ou adsorbés aux cendres volantes. En effet, les éléments les moins volatils tendent à se condenser à la surface des particules présentes dans les gaz. Le taux de volatilisation des métaux lourds dépend des caractéristiques de l'équipement de combustion et des propriétés chimiques de la biomasse. Bien que certains soient toxiques ou carcinogènes, leur présence dans les émissions demeure à l'état de traces. Des métaux lourds peuvent aussi être retrouvés dans les cendres de foyer [3,6,14,100,101,107].

### **Matières particulaires**

Les particules sont classées en trois grandes catégories, déterminées en grande partie par la portée de leurs dommages sur la santé et l'environnement [108,109] :

1. PT – particules atmosphériques totales d'un diamètre  $< 100 \mu m$  ;
2.  $P_{10}$  – particules atmosphériques d'un diamètre  $< 10 \mu m$  ;
3.  $P_{2,5}$  – particules atmosphériques d'un diamètre  $< 2,5 \mu m$  ou particules fines.

Néanmoins, les matières particulaires produites au cours d'une combustion complète sont regroupées en deux classes : les particules en suspension (diamètre  $> 1 \mu\text{m}$ ) et les aérosols ( $P_1$ ; diamètre  $< 1 \mu\text{m}$ ). Dans les deux cas, les cendres sont à l'origine de leur formation.

Au cours de la phase de gazéification du résidu carboné (figure 2.2), les cendres, qui sont formées des éléments inorganiques de la biomasse, sont soumises à diverses réactions chimiques et physiques. La fraction volatile des cendres se convertit en  $P_1$ , ce qui inclut des composés tels que le KCl, le  $\text{K}_2\text{SO}_4$ , le carbonate de potassium ( $\text{K}_2\text{CO}_3$ ) et l'hydroxyde de potassium (KOH), et la portion non volatile demeure à la surface ou à l'intérieur du résidu carboné. Cette seconde partie des cendres, selon la densité et la taille des particules restantes, la technologie de combustion, les conditions d'opération et la vitesse de l'air, est plutôt susceptible d'être entraînée dans les gaz de combustion pour former les particules en suspension. Compte tenu de leur caractère volatil et de leur très basse température de fusion, les aérosols peuvent condenser et se coller à la surface des tubes de l'échangeur, entraînant des problèmes de corrosion et d'encrassement [6,14,85,110].

## 2.4.2 Contaminants issus d'une combustion incomplète

### **Monoxyde de carbone (CO)**

Le CO est le principal sous-produit de la conversion du carbone du combustible en  $\text{CO}_2$ . Le carbone est oxydé en  $\text{CO}_2$  sous des conditions spécifiques de température et d' $\text{O}_2$  lors d'une combustion complète [3,14,61,100]. Les émissions de CO se produisent donc lorsque la température de combustion est trop faible, quand l'apport d' $\text{O}_2$  est insuffisant ou encore lorsque le temps de séjour est trop court [3,6,37,99,101,108,111]. Pour une température donnée, il existe un taux d'apport d'air qui minimise les rejets de CO. Selon les installations de combustion, les valeurs optimales se situent entre 1,3 et 1,8 [3]. Le CO est alors considéré comme un bon indicateur de la qualité du procédé et, par conséquent, il est généralement mesuré lors des tests d'efficacité des équipements de combustion [3,14,102].

### **Hydrocarbures ( $\text{CH}_4$ , COVnM et HAP)**

Dans le cadre de la combustion de biomasse, le  $\text{CH}_4$ , les COVnM et les HAP représentent des intermédiaires importants dans la conversion du carbone et de l'hydrogène du combustible en

CO<sub>2</sub> et en H<sub>2</sub>O, respectivement. À l'instar du CO, ils sont le résultat de trop basses températures de combustion, de temps de séjour trop courts et d'un manque d'O<sub>2</sub> [3,14,100].

Le CH<sub>4</sub> est généralement mentionné séparément des autres hydrocarbures puisqu'il fait partie des GES [3,14]. Le CH<sub>4</sub> forme de 20 à 60 % de la fraction massique totale des COV [111]. Tout comme pour le N<sub>2</sub>O, les émissions de CH<sub>4</sub> sont très faibles en comparaison de celles du CO<sub>2</sub>. [14]. Toutefois, considérant le potentiel de réchauffement climatique sur 100 ans du CH<sub>4</sub> par rapport au CO<sub>2</sub> (21 contre 1), son impact environnemental peut tout de même s'avérer significatif [103].

Les COVnM sont des gaz et des vapeurs qui comprennent tous les hydrocarbures à l'exception du CH<sub>4</sub> et des HAP [100]. Les COVnM les plus représentatifs sont l'éthane (C<sub>2</sub>H<sub>6</sub>), l'éthylène (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>), le propène (C<sub>3</sub>H<sub>6</sub>), l'acétylène (C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>) et le benzène (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) [111,112].

Les HAP sont usuellement mentionnés séparément des autres hydrocarbures à cause de leurs effets cancérigènes [3,14]. Les HAP peuvent être émis en phase gazeuse ou particulaire. Durant l'analyse de 16 HAP issus de plusieurs chaudières à bois, Bignal *et al.* [113] ont découvert que la plupart des HAP (89 %) se présentait sous forme gazeuse, dont le naphthalène (C<sub>10</sub>H<sub>8</sub>) et le phénanthrène (C<sub>14</sub>H<sub>10</sub>).

### **Matières particulaires**

Les particules formées durant une combustion incomplète se trouvent sous forme de suie, de résidus carbonés ou d'hydrocarbures lourds condensés. La suie est formée principalement de carbone et résulte d'un manque local d'O<sub>2</sub> ou de l'extinction locale de la flamme. Les hydrocarbures lourds condensés sont, dans certains cas, les principaux contributeurs en termes de PT dans les équipements de combustion à biomasse de faible puissance [3,14].

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

Les PCDD/F incarnent un groupe de composés hautement toxiques. Néanmoins, ils ne sont présents qu'à l'état de traces dans l'atmosphère. La présence de carbone, d'oxygène et de chlore est essentielle à leur formation [14,60,101,114–116]. Hunsinger *et al.* [115] rapportent par ailleurs que de fortes concentrations de CO, la présence de suie liée à une combustion

incomplète, des conditions instables (e.g. variation de la température) et un poêle encrassé mènent à l'émission de PCDD/F. Ils existent sous forme gazeuse ou particulaire [102,116].

### **Ammoniac (NH<sub>3</sub>)**

De faibles quantités de NH<sub>3</sub> peuvent être émises de tous les combustibles solides composés d'azote lors d'une combustion incomplète. Cela survient dans des cas où les températures de combustion sont très basses [14,59,100] et l'air est insuffisant [117].

### **2.4.3 Facteurs d'émissions**

Les valeurs d'émissions atmosphériques pour la combustion du bois sont relativement bien documentées (tableau 2.8). En revanche, les mêmes facteurs pour la combustion de biomasses lignocellulosiques annuelles (tableau 2.9) ou pérennes (tableau 2.10) sont peu nombreux pour une même plante. Il devient donc difficile d'effectuer des comparaisons pour différents gaz et diverses cultures énergétiques. De plus, les émissions ne sont pas toutes données sur la même unité de mesure. Le manque d'informations sur la méthodologie empêche plus souvent qu'autrement de convertir les résultats à l'unité désirée.

### **2.4.4 Aspects environnementaux et sociaux**

L'émission de polluants dans l'air au cours de la combustion de biomasse affecte significativement les processus atmosphériques. Les effets possibles comprennent les pluies acides, le smog, le dérèglement microphysique des nuages et le réchauffement climatique lié à l'absorption de la radiation solaire [4,6,20,7,118]. Certains contaminants entraînent aussi des risques pour la santé humaine [2,119,120]. C'est le cas de la majorité des composés formés par une combustion incomplète (CO, COV et particules) et des NO<sub>x</sub> qui peuvent causer des maux de tête, des nausées, des étourdissements, de la toux, des irritations du système respiratoire et des maladies cardiorespiratoires. D'autres comme les PCDD/F et les HAP s'avèrent cancérigènes [80,121]. Le tableau 2.11 énumère les effets possibles sur l'environnement et la santé de chacun des rejets atmosphériques décrits aux sections 2.4.1 et 2.4.2.

**Tableau 2.8** Rejets atmosphériques issus de la combustion du bois

Contaminant	Unité	Minimum	Maximum	Référence
CO	ppm, 10 %vol d'O <sub>2</sub>	22	4744	[113,122–124]
	mg m <sup>-3</sup>	60	10200	[125,126]
	mg Nm <sup>-3</sup>	200	31000	[114]
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>	7	751	[63,127,128]
	mg MJ <sup>-1</sup>	21	16400	[85,107,111,129–135]
CO <sub>2</sub>	%vol	0,5	14,8	[111,114,122]
	mg m <sup>-3</sup>	2400	110000	[125]
	g kg <sup>-1</sup>	1039	1242	[130]
CH <sub>4</sub>	mg m <sup>-3</sup>	2,7	470	[125]
	mg kg <sup>-1</sup>	5	4120	[130,136]
	mg MJ <sup>-1</sup>	0,1	4800	[111,132]
COVnM	mg MJ <sup>-1</sup>	0,95	2000	[111]
HAP	µg m <sup>-3</sup>	1,4	1631,7	[113]
	mg g OC <sup>-1</sup>	0,008	3,893	[137]
	mg MJ <sup>-1</sup>	0,06	12,2	[107,111]
HCl	mg MJ <sup>-1</sup>	0,1	3,2	[85,130,132]
NO <sub>x</sub>	ppm, 10 %vol d'O <sub>2</sub>	50	200	[123,124]
	mg Nm <sup>-3</sup> , 10 %vol d'O <sub>2</sub>	50	200	[63,128,138]
	mg MJ <sup>-1</sup>	21,89	180	[85,111,131–135]
NO	ppm, 10 %vol d'O <sub>2</sub>	22	357	[113,122]
	mg Nm <sup>-3</sup>	0,1	140	[114]
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>	29	82	[127]
NO <sub>2</sub>	ppm, 10 %vol d'O <sub>2</sub>	0	20	[113]
	mg Nm <sup>-3</sup>	0,4	2,8	[114]
	g kg <sup>-1</sup>	0,3	0,82	[107,129,130]
NH <sub>3</sub>	g kg <sup>-1</sup>	3	57	[130]
PT	mg Nm <sup>-3</sup> , 10 %vol d'O <sub>2</sub>	14	1311	[99,113,128,130,139]
	mg MJ <sup>-1</sup>	12	2200	[110,140]
P <sub>10</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>	6,3	52,0	[63]
	mg MJ <sup>-1</sup>	11,21	21,34	[85,131,134]
P <sub>2,5</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 10 %vol d'O <sub>2</sub>	50	125	[123]
	g kg <sup>-1</sup>	0,005	9,3	[131,133,134,137,141]
P <sub>1</sub>	g kg <sup>-1</sup>	0,21	0,38	[85,131]
	mg MJ <sup>-1</sup>	58	168	[135]
PCDD/F	ng TE m <sup>-3</sup>	0,019	0,214	[126]
	mg g OC <sup>-1</sup>	0,069	9,117	[137]
	ng g <sup>-1</sup>	1	10	[142]
	pg MJ <sup>-1</sup>	5,86	4523	[122]
SO <sub>x</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 10 %vol d'O <sub>2</sub>	0	3,55	[99]
SO <sub>2</sub>	ppm, 10 %vol d'O <sub>2</sub>	0	1	[113]
	mg Nm <sup>-3</sup> , 10 %vol d'O <sub>2</sub>	0	25	[127,128,138]
	mg MJ <sup>-1</sup>	0,15	24,07	[85,107,130,133,134]

**Tableau 2.9** Rejets atmosphériques issus de la combustion de cultures annuelles

Contaminant	Unité	Avoine	Blé	Maïs	Triticale
CO	mg m <sup>-3</sup>		220–3100 <sup>b</sup>		
	mg m <sup>-3</sup> , 11 %vol d'O <sub>2</sub>		128 <sup>c</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		56–279 <sup>def</sup>	36–1045 <sup>kl</sup>	55–1020 <sup>en</sup>
	g kg <sup>-1</sup>	1,6–6,8 <sup>a</sup>	58–141 <sup>gh</sup>	5,2–115 <sup>ghm</sup>	
CO <sub>2</sub>	%vol		2,8–6,4 <sup>i</sup>		
	g kg <sup>-1</sup>		1378–1560 <sup>gh</sup>	1260–2327 <sup>gh</sup>	
CH <sub>4</sub>	mg m <sup>-3</sup>		5,5–750 <sup>b</sup>		
	g kg <sup>-1</sup>	0,01–0,03 <sup>a</sup>			
HAP	µg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		101 <sup>e</sup>		41 <sup>e</sup>
HCl	mg Nm <sup>-3</sup>		24 <sup>i</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		59 <sup>e</sup>		37 <sup>e</sup>
NO <sub>x</sub>	g kg <sup>-1</sup>	0,31–0,42 <sup>a</sup>		1,10 <sup>m</sup>	
	mg m <sup>-3</sup> , 11 %vol d'O <sub>2</sub>		342 <sup>c</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		312–331 <sup>f</sup>	321–571 <sup>km</sup>	345–466 <sup>n</sup>
NO	g kg <sup>-1</sup>	3,27–4,95 <sup>a</sup>	1,12–2,28 <sup>gh</sup>	1,28–3,60 <sup>ghm</sup>	
	mg Nm <sup>-3</sup>		270 <sup>i</sup>		
NO <sub>2</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 11 %vol d'O <sub>2</sub>		0,79–1,93 <sup>gi</sup>	0,85–3,25 <sup>gh</sup>	
	g kg <sup>-1</sup>		40 <sup>i</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 11 %vol d'O <sub>2</sub>			8–219 <sup>k</sup>	
PT	g kg <sup>-1</sup>		0,32–0,35 <sup>gj</sup>	0,34–0,43 <sup>gh</sup>	
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		69–281 <sup>defj</sup>		159–359 <sup>e</sup>
P <sub>10</sub>	g kg <sup>-1</sup>			0,88 <sup>m</sup>	
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>				184–237 <sup>n</sup>
P <sub>2,5</sub>	g kg <sup>-1</sup>			0,80 <sup>m</sup>	
	g kg <sup>-1</sup>			0,80 <sup>m</sup>	
P <sub>1</sub>	g kg <sup>-1</sup>			0,77 <sup>m</sup>	
	g kg <sup>-1</sup>				
PCDD/F	ng Nm <sup>-3</sup>		44 <sup>i</sup>		
	pg TE m <sup>-3</sup>		656 <sup>e</sup>		52 <sup>e</sup>
SO <sub>2</sub>	mg Nm <sup>-3</sup>		190 <sup>i</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		34,3–40,5 <sup>f</sup>	63–140 <sup>km</sup>	
	g kg <sup>-1</sup>	1,59–2,26 <sup>a</sup>	0,04 <sup>g</sup>	0,04–0,61 <sup>gm</sup>	

a. Tissari *et al.* [85]; b. Olsson [125]; c. Hutla *et al.* [143]; d. AILE [144]; e. Launhardt et Thoma [145]; f. Carroll et Finnan [128]; g. Cao *et al.* [146]; h. Zhang *et al.* [147]; i. Hedman *et al.* [114]; j. Verma *et al.* [99]; k. Dell'Antonia *et al.* [4]; l. Carvalho *et al.* [148]; m. Krugly *et al.* [131]; n. Schmidl *et al.* [63].

## 2.5 Influence des propriétés physico-chimiques de la biomasse sur les émissions atmosphériques lors de la combustion

D'une biomasse à l'autre, la TEE (0 à 60 %m), la température de fusion des cendres (700 à 1700 °C) et la forme (brute, broyée, granulée, etc.) peuvent varier considérablement, illustrant en partie l'hétérogénéité subsistant entre les propriétés physico-chimiques de différents

biocombustibles. Leur influence est importante alors qu'elles affectent la chaîne entière de valorisation de la biomasse (approvisionnement, stockage, combustion, etc.) [2,14,19,50,71]. Il devient donc primordial de porter attention aux caractéristiques physiques de la biomasse (forme, taille, densité, porosité, teneurs en eau, en matières volatiles, en cendres et en carbone fixe et valeur calorifique), à sa composition chimique (analyse élémentaire) et aux paramètres (prétraitements, espèce et date de récolte) qui peuvent avoir un impact sur les rejets atmosphériques.

**Tableau 2.10** Rejets atmosphériques issus de la combustion de cultures pérennes

Contaminant	Unité	Alpiste roseau	Miscanthus	Panic érigé	Saule à croissance rapide
CO	mg m <sup>-3</sup> , 11 %vol d'O <sub>2</sub>	1018 <sup>a</sup>	839 <sup>a</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>	0–399 <sup>b</sup>	5–489 <sup>cde</sup>	28–500 <sup>chi</sup>	30–36 <sup>e</sup>
	mg MJ <sup>-1</sup>		0–415 <sup>fg</sup>	202–790 <sup>jk</sup>	339–989 <sup>l</sup>
CO <sub>2</sub>	kg kg <sup>-1</sup>			1,14 <sup>j</sup>	1,08 <sup>j</sup>
CH <sub>4</sub>	mg kg <sup>-1</sup>			21 <sup>j</sup>	241 <sup>j</sup>
HCl	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 %vol d'O <sub>2</sub>		0,4 <sup>c</sup>	18 <sup>h</sup>	
	mg kg <sup>-1</sup>			8,4 <sup>j</sup>	1,0 <sup>j</sup>
NH <sub>3</sub>	mg kg <sup>-1</sup>			2 <sup>j</sup>	4 <sup>j</sup>
N <sub>2</sub> O	mg kg <sup>-1</sup>			3 <sup>j</sup>	15 <sup>j</sup>
NO <sub>x</sub>	mg m <sup>-3</sup> , 11 %vol d'O <sub>2</sub>	338 <sup>a</sup>	258 <sup>a</sup>		
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 % vol d'O <sub>2</sub>	62–76 <sup>b</sup>	183–287 <sup>cde</sup>	305–368 <sup>hi</sup>	272–309 <sup>e</sup>
	mg MJ <sup>-1</sup>		190 <sup>fg</sup>	47,97–50,47 <sup>k</sup>	103 <sup>l</sup>
NO <sub>2</sub>	mg kg <sup>-1</sup>			437 <sup>j</sup>	164 <sup>j</sup>
PT	mg m <sup>-3</sup>			39 <sup>j</sup>	63 <sup>j</sup>
	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 % vol d'O <sub>2</sub>		100–126 <sup>e</sup>		40–51 <sup>e</sup>
P <sub>10</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 % vol d'O <sub>2</sub>	10,1–20,7 <sup>b</sup>	12,5–35,8 <sup>cd</sup>	3,6–58 <sup>ch</sup>	
P <sub>2,5</sub>	mg MJ <sup>-1</sup>			21,3–30,3 <sup>k</sup>	
P <sub>1</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 % vol d'O <sub>2</sub>			50 <sup>h</sup>	
	mg MJ <sup>-1</sup>				126 <sup>l</sup>
SO <sub>x</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 10 % vol d'O <sub>2</sub>	42,0–75,9 <sup>b</sup>			
SO <sub>2</sub>	mg Nm <sup>-3</sup> , 13 % vol d'O <sub>2</sub>		15,2–19,3 <sup>ce</sup>	0–91 <sup>hi</sup>	11,4–13,7 <sup>e</sup>
	mg MJ <sup>-1</sup>		26–50 <sup>fg</sup>	0,81–75,4 <sup>jk</sup>	14,2–27,7 <sup>j</sup>

a. Hutla *et al.* [143]; b. Verma *et al.* [99]; c. AILE [144]; d. Schmidl *et al.* [63]; e. Carroll et Finnan [128]; f. Collura *et al.* [18]; g. Carvalho *et al.* [148]; h. Dahl et Obernberger [149]; i. Roy *et al.* [138]; j. Brassard *et al.* [130]; k. Chandrasekaran *et al.* [133]; l. Sippula *et al.* [135].

### 2.5.1 Propriétés physiques

Les propriétés physiques n'influencent pas directement la composition des émissions atmosphériques. Elles affectent plutôt le comportement de la combustion qui, dépendamment

des conditions, amène une combustion complète ou incomplète. À la lumière de la section 2.4, il y a d'énormes différences en termes de contaminants entre les deux cas. Un changement de l'aspect physique du combustible peut par conséquent avoir un impact d'envergure sur la quantité et la qualité des produits émis.

**Tableau 2.11** Contaminants issus de la combustion de biomasse et leurs impacts sur l'environnement et la santé (adapté de van Loo et Koppejan [14])

<b>Composé</b>	<b>Impacts sur l'environnement</b>	<b>Impacts sur la santé humaine</b>
CO, CO <sub>2</sub>	Effet de serre direct et indirect par la formation d'ozone	Réduction de la prise d'oxygène, suffocation, asphyxie
CH <sub>4</sub> , COVnM	Effet de serre direct et indirect par la formation d'ozone	Effet négatif sur le système respiratoire
HAP	Formation de smog	Effets cancérigènes
HCl	Précipitations acides, formation de smog, corrosion, dommages à la végétation	Effet négatif sur le système respiratoire (toxique)
Métaux lourds		Accumulation dans la chaîne alimentaire, effets toxiques et cancérigènes
N <sub>2</sub> O	Effet de serre direct	Effet indirect par l'épuisement de l'ozone dans la stratosphère
NH <sub>3</sub>	Précipitations acides, formation de smog, corrosion, dommages à la végétation	Effet négatif sur le système respiratoire
NO <sub>x</sub>	Effet de serre indirect par la formation d'ozone, effet de serre inverse par la formation d'aérosols, précipitations acides, formation de smog, corrosion, dommages à la végétation	Effet négatif sur le système respiratoire (NO <sub>2</sub> est toxique)
Particules	Effet de serre inverse par la formation d'aérosols	Effet négatif sur le système respiratoire et effets cancérigènes
PCDD/F		Accumulation dans la chaîne alimentaire, très toxique, dommages au foie et au système nerveux central, réduction de la défense immunitaire
SO <sub>x</sub>	Effet de serre inverse par la formation d'aérosols, précipitations acides, formation de smog, corrosion, dommages à la végétation	Effet négatif sur le système respiratoire, effet asthmatique

### Forme et taille du combustible

Dépendamment du procédé de transformation utilisé, la biomasse se retrouve sous forme grossière ou densifiée. Le premier cas mène généralement à un produit final non homogène où les particules de combustible varient de quelques millimètres à plus de 50 cm [14]. Avec des biomasses à constitution hétérogène, il devient ainsi difficile d'obtenir une combustion complète. Dans de telles conditions, il se présente toujours un dégagement de gaz issus d'une combustion incomplète.

C'est pourquoi les techniques de densification utilisées dans le but d'obtenir un produit plus homogène peuvent avoir un impact important sur les rejets atmosphériques. Jenkins *et al.* [2] et Werther *et al.* [8] expliquent que la granulation permet de maintenir un bon contrôle du procédé de combustion, ce qui aurait pour effet de limiter les émissions nocives. D'ailleurs, Ryu *et al.* [150] ont noté que la diminution du diamètre de cubes de pin de 35 à 5 mm réduit la formation de CO<sub>2</sub>. De leur côté, l'Association d'initiatives locales pour l'énergie et l'environnement (AILE) [144] a obtenu des différences notables en ce qui concerne la combustion du miscanthus en granules ou en vrac (tableau 2.12).

**Tableau 2.12** Concentrations (mg Nm<sup>-3</sup> à 10 %vol d'O<sub>2</sub>) de monoxyde de carbone (CO) et de particules totales (PT) lors de la combustion du miscanthus sous deux différentes formes  
(adapté de AILE [144])

Contaminant	Granules	Vrac
CO	22	644
PT	18	80

De façon globale, la diminution de la taille du combustible améliorerait l'efficacité de la combustion [7,19,151–154]. Yang *et al.* [155] expliquent qu'un produit de petite dimension facilite l'évaporation de l'humidité et l'absorption de la radiation. Saptoadi [156] ajoute que l'augmentation de la surface spécifique en raison de la densification permet à l'O<sub>2</sub> de l'air de se lier davantage et plus rapidement au carbone du combustible, favorisant ainsi les conditions menant à une combustion complète. Pour cette raison, une granule de bois brûle sensiblement plus rapidement qu'un copeau de bois [157]. En effet, Ryu *et al.* [150] et van Kuijk [158] rapportent qu'une augmentation du diamètre des particules entraîne une diminution du taux de dégradation de la biomasse.

### Masse volumique, densité d'énergie et porosité

Les méthodes de compression ont pour avantage de densifier la biomasse, de concentrer l'énergie disponible dans un plus petit volume et d'augmenter la résistance du combustible [150,159–161]. Du coup, elles améliorent la masse volumique, la densité d'énergie et le volume spécifique du bois (tableau 2.13) et des cultures herbacées (tableau 2.14).

**Tableau 2.13** Masse volumique et densité d'énergie de différentes formes de bois (adapté de Obernberger [60])

	Masse volumique (kg m <sup>-3</sup> , b.h.)	Densité d'énergie (GJ m <sup>-3</sup> )
Bran de scie	120	1,94
Écorces	160	2,62
Copeaux de bois mou	175	2,83
Copeaux de bois dur	225	3,63
Granules de bois	540	9,92

Notes : b.h., base humide.

Cependant, même si augmenter la masse volumique permet de contenir plus d'énergie dans un même volume, un produit trop dense contenant peu de pores gêne le transfert de matière, réduisant ainsi le taux de combustion [152,156]. Un combustible doit ainsi être le plus petit possible, tout en possédant une bonne porosité. Par conséquent, la masse volumique, la densité d'énergie et la porosité agissent, à l'instar de la forme et de la taille du combustible, sur l'efficacité du procédé de combustion [2,8,147].

**Tableau 2.14** Masse volumique et densité d'énergie de différentes formes de biomasses herbacées (adapté de Prochnow *et al.* [160])

	Masse volumique (kg m <sup>-3</sup> , b.s.)	Densité d'énergie (GJ m <sup>-3</sup> )
Biomasses brutes	20–70	0,34–0,85
Larges balles rondes	80–150	1,36–2,55
Larges balles carrées	140–170	2,38–2,89
Balles compactes	200–300	3,40–5,10
Briquettes et granules	350–500	5,10–10,20

Notes : b.s., base sèche.

### Analyse immédiate

L'analyse immédiate est une procédure standardisée qui quantifie certaines caractéristiques clefs de la biomasse pouvant avoir un sérieux impact sur le comportement de la combustion. Ces propriétés sont les teneurs en eau, en matières volatiles, en cendres et en carbone fixe [152].

#### Teneur en eau

Une TEE élevée pour un combustible est généralement à éviter. En plus d'accroître la masse de la biomasse et, par le fait même son coût, elle en complexifie la manipulation, l'entreposage et le transport [104]. Une haute TEE influence également de façon négative la dynamique du procédé de combustion [2,14,104,147]. Étant donné que l'eau doit absorber une partie de l'énergie pour s'évaporer, cela réduit la valeur calorifique du combustible et la température de combustion [152]. Celle-ci diminuerait d'ailleurs de 100 °C lorsque la TEE d'une biomasse passe de 10 à 30 %m [158]. Une augmentation de la TEE accroît ainsi le besoin en énergie totale pour amener le combustible à la température de combustion [152].

À ce propos, le tableau 2.15 permet de constater une baisse importante de l'énergie produite plus la TEE est élevée. Il devient donc nécessaire d'avoir recours à une plus grande quantité de biomasse pour fournir la même énergie. Les valeurs du tableau 2.15 sont calculées à partir de l'équation 2.1 [2,14] :

$$PCI = PCS \frac{(100 - TEE)}{100} - h_{fg} \left[ \frac{TEE}{100} + \frac{X_H}{100} \left( \frac{M_{H_2O}}{2M_H} \right) \frac{(100 - TEE)}{100} \right] \quad (2.1)$$

où :

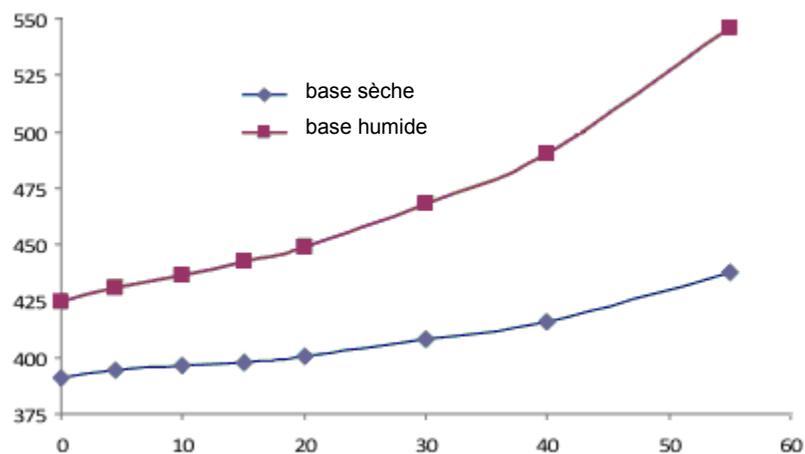
- $PCI$  = pouvoir calorifique inférieur ( $\text{MJ kg}^{-1}$ , base humide) ;
- $PCS$  = pouvoir calorifique supérieur ( $\text{MJ kg}^{-1}$ , base sèche) ;
- $h_{fg}$  = enthalpie de vaporisation de l'eau ( $2,444 \text{ MJ kg}^{-1}$ ) ;
- $X_H$  = teneur en hydrogène de la biomasse (%m, base sèche) ;
- $M_{H_2O}$  = masse molaire de l'eau ( $18,02 \text{ kg kmol}^{-1}$ ) ;
- $M_H$  = masse molaire de l'hydrogène ( $1,01 \text{ kg kmol}^{-1}$ ) ;
- $TEE$  = teneur en eau (%m, base humide).

L'effet refroidissant de la vapeur d'eau provoque aussi une augmentation du volume des gaz de combustion et du nombre d'imbrûlés [104]. D'après Beauchemin et Tampier [108], la combustion de bois à 10 %m de TEE produit, sur une base humide, environ 430 m<sup>3</sup> de gaz GJ<sup>-1</sup>, tandis que ce volume atteint 530 m<sup>3</sup> GJ<sup>-1</sup> lorsque la biomasse possède une humidité de 50 %m (figure 2.9). Ce résultat s'explique possiblement par la baisse de température causée par l'évaporation d'une plus grande portion d'eau qui favorise l'émission de contaminants issus d'une combustion incomplète comme le CO, les hydrocarbures et les suies [8,14,19,152,162–164].

**Tableau 2.15** Pouvoir calorifique inférieur (PCI) du bois (19 MJ kg<sub>MS</sub><sup>-1</sup>) en fonction de la teneur en eau (TEE) et quantité nécessaire de biomasse pour générer 500 kW (P<sub>500</sub>)

TEE (%m, b.h.)	PCI (MJ kg <sup>-1</sup> , b.h.)	P <sub>500</sub> (kg h <sup>-1</sup> , b.h.)
5	16,64	108,2
15	14,63	123,0
25	12,62	142,6
35	10,61	169,6
50	7,60	236,8

Notes : b.h., base humide.



**Figure 2.9** Volume de gaz produit (m<sup>3</sup> GJ<sup>-1</sup> à 8 %vol d'O<sub>2</sub>) lors de la combustion du bois en fonction de la teneur en eau (%m) (adaptée de Beauchemin et Tampier [108])

Cette conclusion peut notamment être tirée des travaux de Bignal *et al.* [113] qui ont effectué des essais de combustion à puissance nominale et réduite pour diverses espèces de bois ayant



### *Teneur en matière volatiles*

Les matières volatiles correspondent aux éléments organiques de la biomasse (C, H et O) qui, lorsque chauffés à 900 °C durant 7 min, se vaporisent en un mélange d'hydrocarbures [152]. La biomasse contient généralement de 70 à 86 % de matières volatiles. Plus cette teneur est élevée, meilleur est le taux de combustion durant la phase pyrolytique [14]. Au contraire, un faible contenu en matières volatiles peut mener à une combustion incomplète, engendrant du fait même le relâchement de fumées et de gaz nocifs [152].

### *Teneur en cendres*

Les cendres sont la partie non combustible de la biomasse [14]. Elles sont formées des minéraux compris dans la structure carbonée des produits biosourcés [152]. La teneur en cendres varie de 0,5 à plus de 10 %m pour certaines matières. Les cendres sont responsables des problèmes d'encrassement et ont tendance à accroître le taux de corrosion des systèmes de combustion. Un contenu élevé en cendres mène également à une quantité plus importante de particules émises [14].

### *Teneur en carbone fixe*

Le carbone fixe d'un combustible est le pourcentage de carbone disponible pour la combustion du résidu carboné. Il donne une indication de la proportion restante de charbon après la phase pyrolytique. La teneur en carbone fixe est déterminée par soustraction en enlevant de 100 % les teneurs en eau, en matières volatiles et en cendres [152].

## **Pouvoir calorifique**

Le pouvoir calorifique se définit comme l'énergie dégagée par la combustion d'une substance avec de l'oxygène. Il est qualifié de supérieur ou d'inférieur dépendamment de la forme sous laquelle se retrouve l'eau dans les produits. Lorsque la chaleur libérée par la condensation de la vapeur d'eau dans les produits est prise en compte, il est question de pouvoir calorifique supérieur (PCS). Autrement, si l'eau se retrouve en phase gazeuse, il s'agit de pouvoir calorifique inférieur (PCI) [3,152,164,166]. Le PCI est donc un meilleur indicateur de la chaleur réelle dégagée lors de la combustion de biomasse.

La valeur calorifique serait intimement liée à la quantité d'oxygène requise pour obtenir une combustion complète. Pour chaque gramme d'oxygène brûlé, 14 022 J d'énergie sont relâchés.

Conséquemment, les combustibles contenant davantage de carbone oxydé (groupement C=O) ont un faible PCS, alors que ceux formés principalement d'hydrocarbures (groupement C-H) possèdent un PCS plus élevé [71,152].

Étant donné la corrélation possible entre la composition chimique et le pouvoir calorifique des biomasses, des efforts ont été portés sur l'établissement de formules empiriques liant les deux propriétés. L'équation 2.2 décrit celle établie par Gaur et Reed [167] :

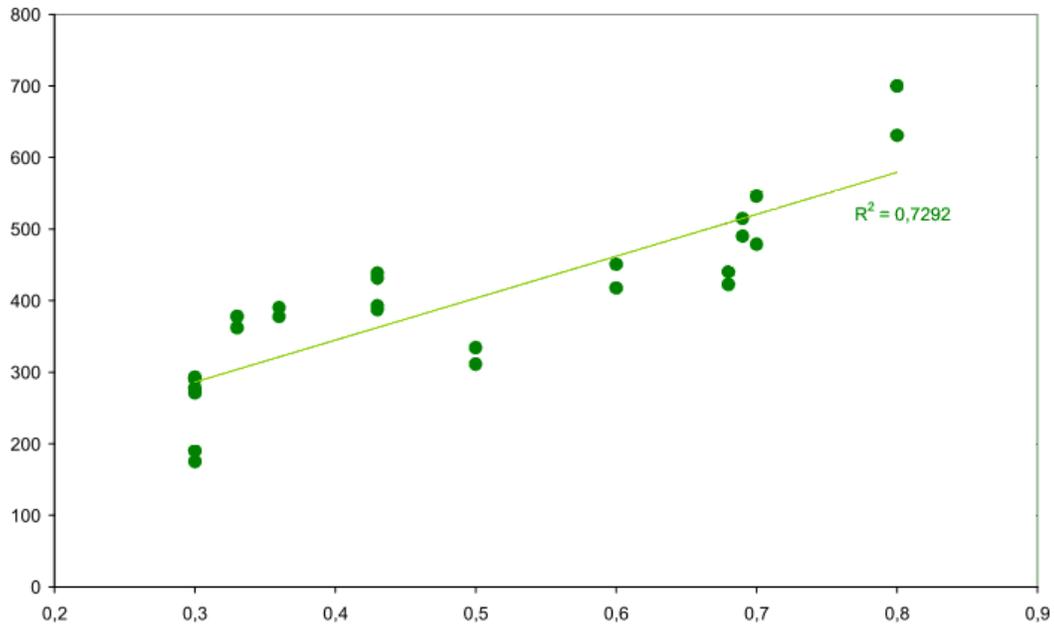
$$PCS = 0,3491 \times X_C + 1,1783 \times X_H + 0,1005 \times X_S - 0,1034 \times X_O - 0,0151 \times X_N - 0,0211 \times X_{cendres}, \quad (2.2)$$

où le PCS est exprimé en fonction des  $X_j$  qui représentent les contenus (%m, base sèche) en C, en H, en S, en O, en N et en cendres.

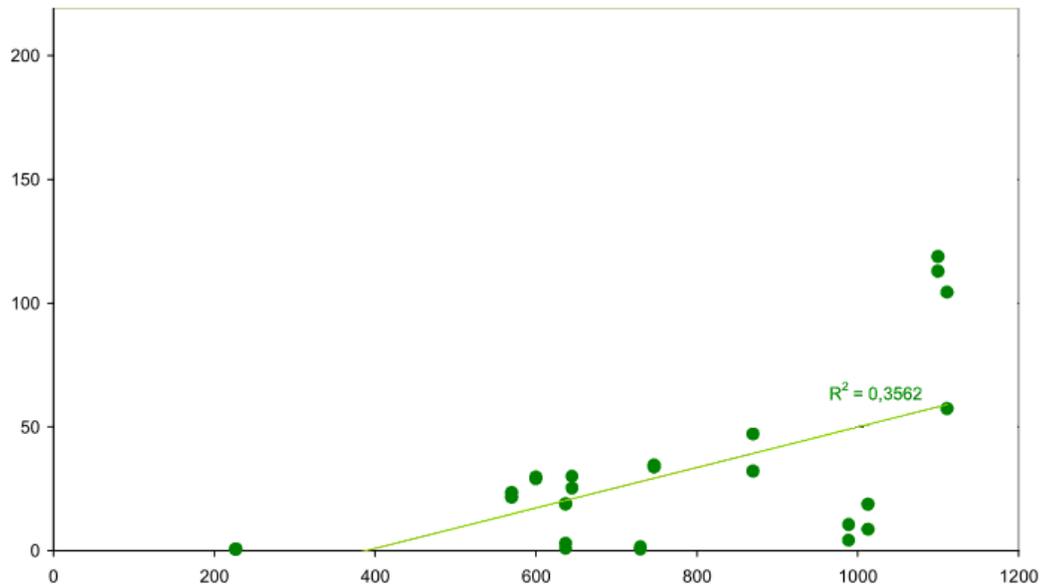
### 2.5.2 Propriétés chimiques

Les caractéristiques chimiques d'une biomasse sont données par l'analyse élémentaire qui fournit notamment les teneurs en C, en H, en O, en N, en S et en Cl sans tenir compte de la manière dont les éléments sont combinés entre eux [3,152]. Ces propriétés ont une influence directe sur le comportement de la combustion [54], particulièrement les émissions atmosphériques. En effet, des liens étroits existeraient entre la concentration de certains gaz et le contenu des cultures énergétiques.

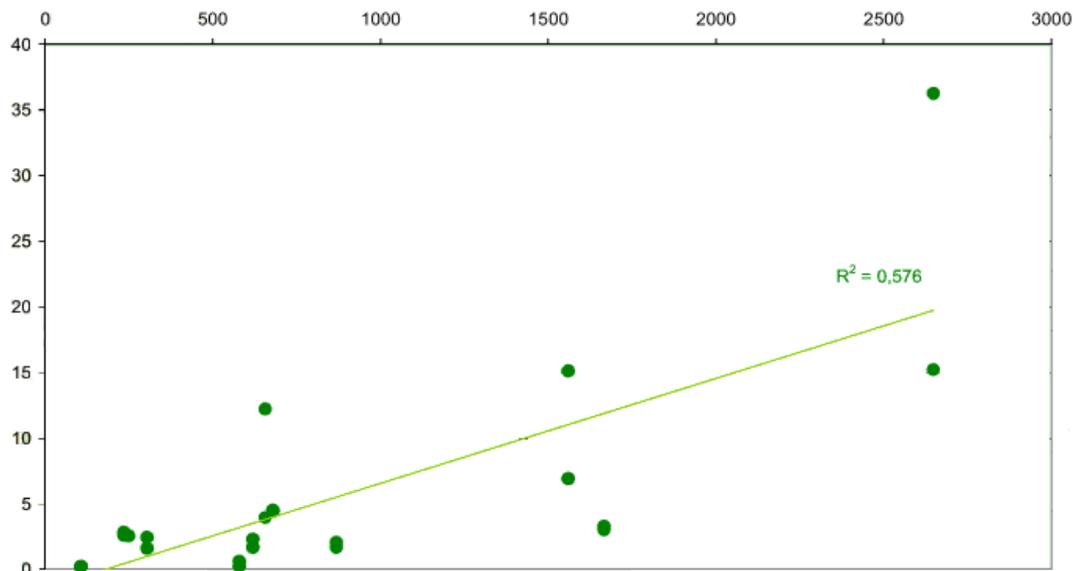
Plusieurs études ont noté une dépendance entre la formation des NO<sub>x</sub> et la teneur en N du combustible [60,110,144,168,169]. D'autres avancent que la corrélation est inexistante [170]. Néanmoins, la tendance porte à croire qu'une augmentation de la quantité d'azote dans la biomasse accroîtrait les rejets de NO<sub>x</sub> [3,9,37,144,171], tel que l'indique la figure 2.11. La même propension semble s'appliquer au S et au Cl alors qu'une concentration plus élevée dans la plante génèrerait respectivement plus de SO<sub>2</sub> (figure 2.12) et de HCl (figure 2.13). Le tableau 2.17 résume les éléments qui peuvent causer problème lors de la combustion de biomasse et indique l'échelle de valeurs entre lesquelles ils ne sont pas sensés être problématiques, autant dans le combustible que dans les cendres.



**Figure 2.11** Concentrations de NO<sub>x</sub> (mg Nm<sup>-3</sup> à 10 %vol d'O<sub>2</sub>) en fonction de la teneur en azote (%m, base sèche) de différents combustibles (adaptée d'AILE [144])



**Figure 2.12** Concentrations de SO<sub>2</sub> (mg Nm<sup>-3</sup> à 10 %vol d'O<sub>2</sub>) en fonction de la teneur en soufre (mg kg<sub>MS</sub><sup>-1</sup>) de différents combustibles (adaptée d'AILE [144])



**Figure 2.13** Concentrations de HCl ( $\text{mg Nm}^{-3}$  à 10 %vol d' $\text{O}_2$ ) en fonction de la teneur en chlore ( $\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$ ) de différents combustibles (adaptée d'AILE [144])

**Tableau 2.17** Éléments problématiques lors de la combustion de biomasse : valeurs limites et problèmes encourus si surpassées (adapté de Obernberger [60])

Élément chimique	Concentration limite dans le combustible (%m, b.s.)	Concentration limite dans les cendres (%m, b.s.)	Problème
N	< 0,6		$\text{NO}_x$
Cl	< 0,1		HCl, PCCD/F, corrosion
S	< 0,1		$\text{SO}_x$ , corrosion
Ca		15–35	mâchefers
Mg		> 2,5	mâchefers
K		< 7,0	dépôts, corrosion, mâchefers
Na		< 0,6	dépôts, corrosion, mâchefers

Notes : b.s., base sèche.

### Influence de l'espèce de la biomasse

Le tableau 2.4 présentait la composition chimique de diverses cultures lignocellulosiques pouvant être considérées pour la combustion. Il est pertinent de remarquer les différences entre les biomasses ligneuses et herbacées. Ces dernières possèdent généralement des teneurs plus élevées en N, en S, en Cl et en cendres. Cette réalité a pour incidence que les plantes herbacées devraient produire davantage de  $\text{NO}_x$ , de  $\text{SO}_2$  et de HCl lors de la combustion en se

basant sur les valeurs des figures 2.11 à 2.13. Selon le tableau 2.17, elles sont aussi davantage assujetties aux problèmes de corrosion et de dépôt des cendres [8,9,13,37,74,97].

### **Influence de la date de récolte de la biomasse**

Bien que l'espèce joue un rôle important dans la composition chimique des biomasses, la date à laquelle elles sont récoltées le serait tout autant. En fait, plusieurs chercheurs se sont intéressés à l'analyse élémentaire des cultures agricoles récoltées à divers mois de l'année (tableau 2.18). À la lumière des résultats obtenus par Ogden *et al.* [172], une fauche survenant à l'automne permettrait d'augmenter les teneurs en C et en O et diminuerait les teneurs en N et en K du panic érigé par rapport à une fauche estivale. La maturation de la plante serait à l'origine de ces différences.

Des pertes encore plus significatives ont été notées lorsque la récolte est retardée de l'automne au printemps. Cette pratique aurait pour conséquence d'accroître le taux de C (entre 2 et 9 %m), en plus de diminuer les contenus en N, en S, en Cl, en K, en P et en cendres de la biomasse lorsqu'elle passe l'hiver sous la neige. Le tableau 2.18 permet de constater que la récolte de l'alpiste roseau, du miscanthus et du panic érigé une fois l'hiver passé entraîne des baisses de 20 à 85 %m de ces éléments chimiques. Ces réductions seraient le résultat de la migration de certains nutriments vers les racines et de la perte des feuilles, qui contiennent davantage de minéraux que la tige, durant la période hivernale [21,54,150,179,180]. Retarder la récolte contribuerait donc significativement à améliorer la qualité du combustible [54]. Néanmoins, une récolte printanière engendre une perte de rendements qui varie entre 15 et 40 %m selon les études [54,174–176,179,181].

Une étude approfondie des résultats du tableau 2.18 permet de constater qu'une récolte de la biomasse au printemps permet d'atteindre des niveaux d'azote et de chlore proches de ceux du bois (tableau 2.4). Ainsi, cette pratique agricole aurait pour effet de diminuer les émissions de plusieurs contaminants en se basant sur ce qui a été présenté précédemment.

**Tableau 2.18** Effet de la date de récolte sur la composition chimique des biomasses agricoles

Biomasse	Pays	Récolte	Cendres C H O N S Cl K P								Référence
			(%m, base sèche)								
Alpiste roseau	Angleterre	déc./janv.				0,76			0,35	0,60	[173]
		janv./févr.				0,70			0,20	0,40	
	Chine	sept.	12,60	41,3	6,7	1,25		1,20	1,35	1,25	[88]
		avril	9,81	43,8	6,1	0,74	0,01	0,25	0,27	0,60	
	Estonie	juil.	5,10	46,2		1,45	0,21	0,39			[174]
		avril	2,30	48,3		0,67	0,12	0,01			
	Suède	août	5,78			1,18		0,36	1,12	0,17	[175]
		avril/mai	4,54			0,93		0,08	0,25	0,11	
	Suède	juil./oct.	6,40	46,0	5,7	1,33	0,17	0,56	1,23	0,17	[84]
		mars/mai	5,60	46,0	5,5	0,88	0,09	0,09	0,27	0,11	
Miscanthus	Allemagne	nov.	3,40			0,44		0,15	0,95		[176]
		janv.	2,30			0,36		0,07	0,61		
	Angleterre	nov.	4,27			0,38		0,46	0,72		[176]
		janv.	3,05			0,31		0,24	0,49		
	Belgique	oct.		47,5	6,1	42,9	0,36	0,04	0,11	0,51	[79]
		mars		48,4	6,2	43,7	0,30	0,02	0,05	0,16	
	Danemark	oct.	3,61			0,64		0,51	0,11		[176]
		févr.	1,66			0,46		0,09	0,28		
	Portugal	oct.	4,87			0,57		0,48	0,80		[176]
		janv.	3,52			0,36		0,19	0,34		
Suède	oct.	3,87			0,50		0,44	0,95		[176]	
	févr.	1,94			0,39		0,12	0,29			

**Tableau 2.18 (suite)** Effet de la date de récolte sur la composition chimique des biomasses agricoles

Biomasse	Pays	Récolte	Cendres C H O N S Cl K P									Référence
			(%m, base sèche)									
Panic érigé	Angleterre	sept./nov.					1,10		0,32	0,61	1,15	[177]
		mars				0,80		0,10	0,25	0,72		
	Belgique	oct.		46,6	5,8	41,5	0,52	0,08	0,10	0,33		[79]
		mars		45,7	5,9	42,0	0,43	0,06	0,02	0,07		
	Chine	sept.	7,70	43,5	6,1		0,35		0,83	0,30	0,35	[88]
		avril	3,48	46,9	6,0		0,24	0,01	0,21	0,21	0,20	
	IN, États-Unis	juil.	6,17	46,8	5,7	40,4	0,70	0,23				[172]
nov.		3,92	47,4	5,7	42,4	0,35	0,21					
IA, États-Unis	oct.	5,90	48,5	5,1	39,8	0,56	0,09				[178]	
	janv.	3,80	47,0	5,6	43,0	0,51	0,20					
PA, États-Unis	oct./nov.	3,35				0,43	0,06	0,06	0,34		[181]	
	avril/mai	2,40				0,41	0,05	0,02	0,07			
Sauf à croissance rapide	Chine	sept.	7,80	45,2	6,2		0,50		1,20	0,40	0,70	[88]
		avril	3,37	49,4	6,3		0,46	0,01	0,21	0,19	0,05	
Sorgho sucré	Belgique	sept.		45,0	5,9	42,6	0,80	0,09	0,15		0,14	[79]
		févr.		45,2	5,9	39,9	0,53	0,10	0,06		0,38	

## 2.6 Cadres de certification de la biomasse

Il existe à travers le monde un large éventail de classifications nationales (e.g. Allemagne, Australie, Autriche, Danemark, États-Unis, Finlande, Italie, Japon, Norvège, Pays-Bas, Royaume-Uni et Suède), de normes de qualité et de standards d'analyse (e.g. ASTM, CEN et ISO) de la biomasse. Toutefois, les cadres en application normalisent exclusivement les granules étant donné leur popularité. En effet, l'Union européenne prévoit qu'environ 120 millions de tonnes de granules seront utilisées d'ici 2020 [182]. Par ailleurs, les balises en place s'appliquent davantage au bois, comme il est à peu près certain que les biomasses agricoles ne respecteront pas les valeurs du tableau 2.19.

**Tableau 2.19** Standards nationaux de qualité pour les granules de biomasse (adapté de Bioenergy Net [183])

Propriété	Unité	Allemagne (DIN 51731)	Autriche (ÖNORM M1735)	Italie (CTI)	Suède (SS187120)
Diamètre ( $D_m$ )	mm	4–10	4–10	6	
Longueur	mm	$\leq 50$	$\leq 5D_m$	$D_m-4D_m$	$\leq 4D_m$
Masse volumique	$\text{kg m}^{-3}$			620–720	$\geq 600$
PCI	$\text{MJ kg}^{-1}$	17,5–19,5	$\geq 18$	$\geq 16,9$	$\geq 16,9$
Teneur en eau	%m, b.h.	$\leq 12$	$\leq 10$	$\leq 10$	$\leq 10$
Particules fines <sup>a</sup>	%m, b.h.		$\leq 1$	$\leq 1$	
Cendres	%m, b.s.	$\leq 1,5$	$\leq 0,5$	$\leq 0,7$	$\leq 0,7$
Cl	%m, b.s.	$\leq 0,03$	$\leq 0,02$	$\leq 0,03$	$\leq 0,03$
S	%m, b.s.	$\leq 0,08$	$\leq 0,04$	$\leq 0,05$	$\leq 0,08$
N	%m, b.s.	$\leq 0,3$	$\leq 0,3$	$\leq 0,3$	
Cu	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 5$			
Cr	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 8$			
As	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 0,8$			
Cd	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 0,5$			
Hg	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 0,05$			
Pb	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 10$			
Zn	$\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$	$\leq 100$			
Additifs	%m		$\leq 2$		

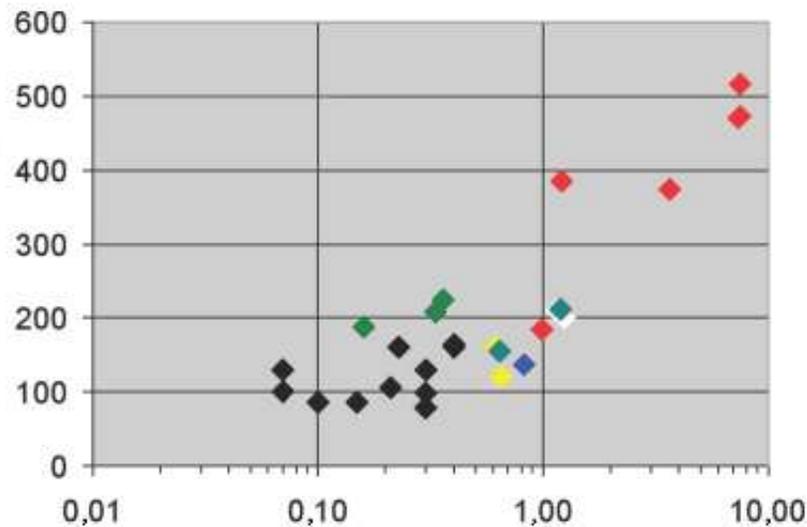
Notes : b.h., base humide; b.s., base sèche; PCI, pouvoir calorifique inférieur.

<sup>a</sup> < 3,15 mm après production à la sortie de l'usine.

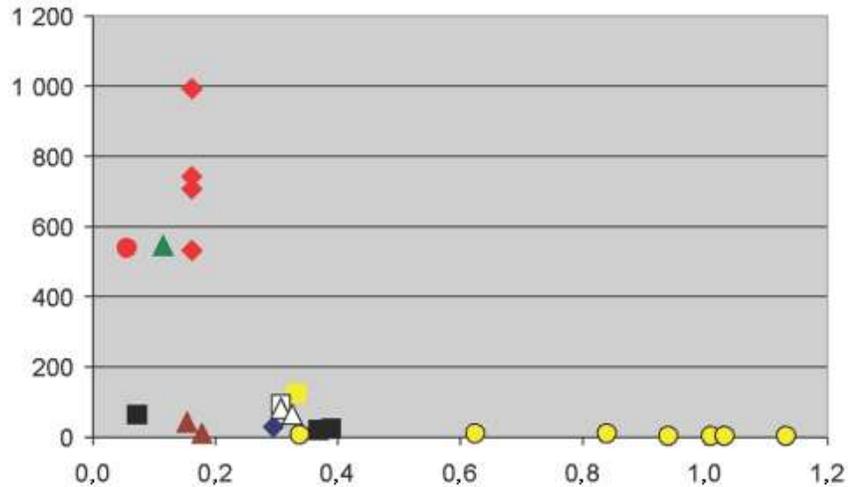
Avec l'émergence des restrictions sur les émissions à la cheminée, de l'intérêt pour des combustibles de moins bonne qualité mais moins dispendieux (e.g. produits agricoles) et des diverses technologies de conversion de la biomasse en énergie, la mise sur pied d'un cadre de

certification à plus grande échelle a suscité un certain engouement afin de promouvoir une utilisation responsable à l'égard de la qualité de l'air et de la santé de la population [182]. D'ailleurs, les plus récentes normes semblent concorder avec les classes du tableau 1.3, les préconisations du tableau 2.17 ainsi que les indices établis par Sommersacher *et al.* [169] et Cherney et Verma [184].

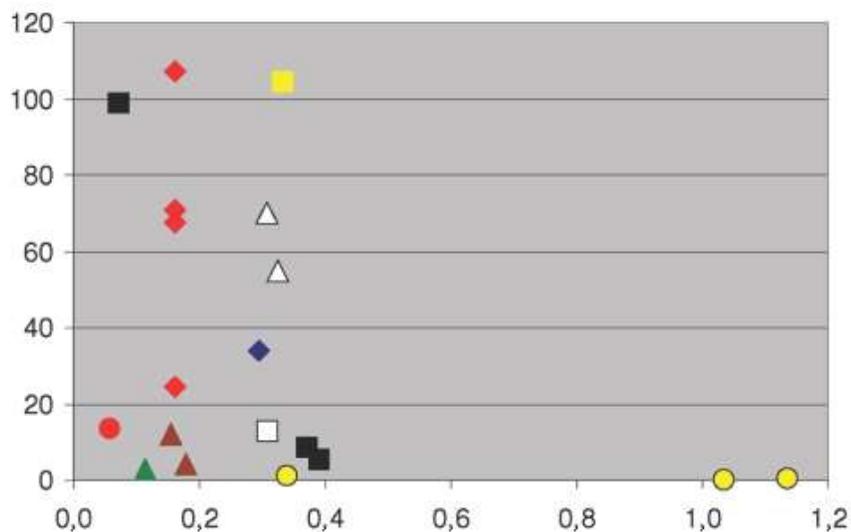
Sommersacher *et al.* [169] ont notamment classé différentes biomasses selon leur potentiel (faible, moyen ou élevé) à développer certains problèmes lors de la combustion sur grille (0,5 à 110 MW) à partir d'indices de concentration : N,  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$ ,  $2S/Cl$ ,  $(Si + P + K)/(Ca + Mg)$  et  $K + Na + Zn + Pb$ . Ceux-ci seraient respectivement de bons indicateurs des émissions de  $NO_x$  (figure 2.14), de  $SO_2$  (figure 2.15) et de HCl (figure 2.16), de la corrosion à haute température (figure 2.17), de la température de fusion des cendres (figure 2.18) et des émissions d'aérosols (figure 2.19).



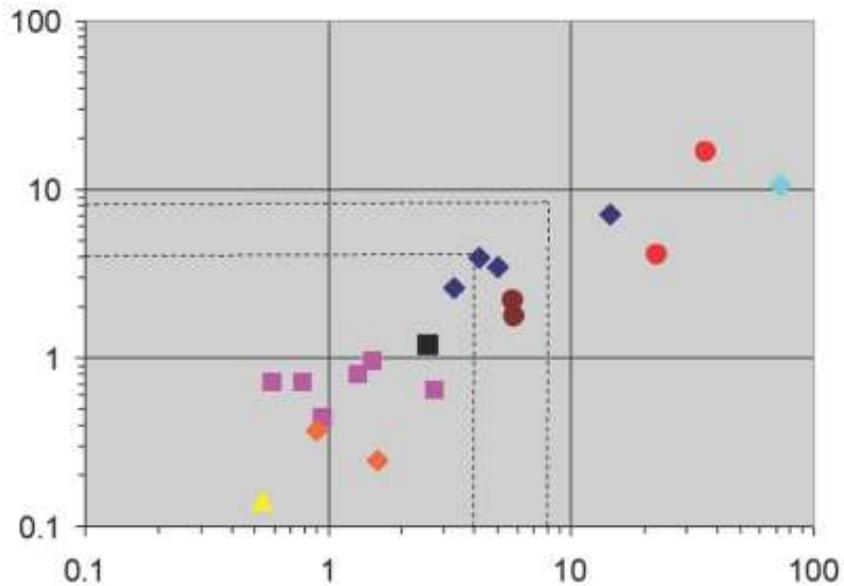
**Figure 2.14** Corrélation entre la concentration en  $NO_x$  ( $mg\ Nm^{-3}$  à 13 %vol d' $O_2$ ) dans les gaz de combustion et la teneur en N (%m, base sèche) dans différentes biomasses : bois (◆), taillis sur courtes rotations (◆), bois de démolition (◆), noyaux de fruits (◆), pailles (◆), céréales (◆) et cultures herbacées (◆) (adaptée de Sommersacher *et al.* [169])



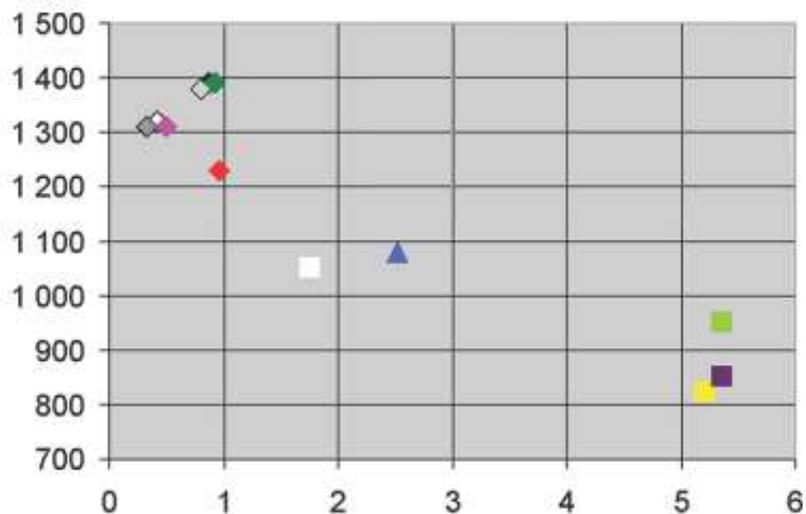
**Figure 2.15** Concentrations de SO<sub>x</sub> (mg Nm<sup>-3</sup> à 13 %vol d'O<sub>2</sub>) en fonction du ratio molaire (K + Na)/[φ(2S + Cl)] dans différentes biomasses : résidus de décantation et de pressage du colza (●), résidus d'amidonnerie (◆), résidus de maïs (◆), cannes de Provence (■), granules de cultures herbacées (▲), pailles (□), mélange de bois de démolition et d'écorce (■), bois de démolition (Δ), écorce (▲) et copeaux de bois (●) (adaptée de Sommersacher *et al.* [169])



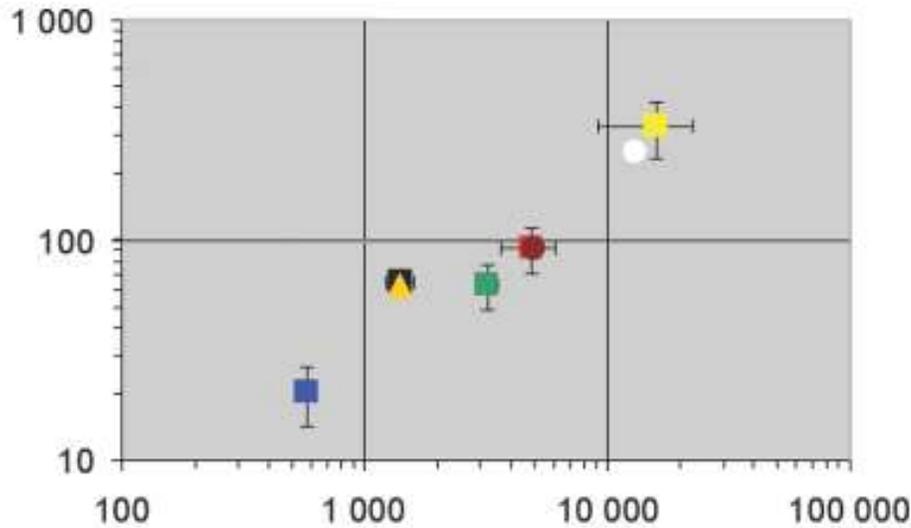
**Figure 2.16** Concentrations de HCl (mg Nm<sup>-3</sup> à 13 %vol d'O<sub>2</sub>) en fonction du ratio molaire (K + Na)/[φ(2S + Cl)] dans différentes biomasses : résidus de décantation et de pressage du colza (●), résidus d'amidonnerie (◆), résidus de maïs (◆), cannes de Provence (■), granules de cultures herbacées (▲), pailles (□), mélange de bois de démolition et d'écorce (■), bois de démolition (Δ), écorce (▲) et copeaux de bois (●) (adaptée de Sommersacher *et al.* [169])



**Figure 2.17** Dépendance entre les ratios molaires 2S/Cl dans les aérosols émis et dans les différentes biomasses : bois mou (◆), bois de démolition (■), granules de cultures herbacées (◆), écorce (■), résidus de maïs (▲), pailles (◆), résidus d'amidonnerie (●) et résidus de décantation et de pressage du colza (●) (adaptée de Sommersacher *et al.* [169])



**Figure 2.18** Température de déformation des cendres (°C) en fonction du ratio molaire  $(Si + P + K)/(Ca + Mg)$  de différentes biomasses : granules de bois (◆), bois mou (◇), bois dur (◇), écorce (◇), bois de démolition (◆), miscanthus (■), peuplier hybride (◆), boues d'épuration (▲), bois torréfié (◆), pailles (■), résidus de maïs (■) et granules de cultures herbacées (□) (adaptée de Sommersacher *et al.* [169])



**Figure 2.19** Corrélation entre la concentration de  $P_1$  ( $\text{mg Nm}^{-3}$  à 13 %vol d' $\text{O}_2$ ) dans les gaz de combustion et la teneur totale ( $\text{mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$ ) en K, Na, Zn et Pb dans différentes biomasses : bois mou (■), bois dur (■), écorce (■), bois de démolition (■), pailles (■), résidus de maïs (●), peuplier hybride (▲) et granules de cultures herbacées (○) (adaptée de Sommersacher *et al.* [169])

Cherney et Verma [184] ont plutôt proposé un indice global de qualité basé sur 11 propriétés physico-chimiques (tableau 2.20). Pour chaque paramètre, une plage de valeurs acceptable et un critère de rejet ont été définis à partir de résultats empiriques. Un facteur, proportionnel à la gamme de valeurs possible, est attribué à chacune des propriétés d'une biomasse donnée. La somme de tous les facteurs égale l'indice global de qualité.

**Tableau 2.20** Propriétés physico-chimiques et valeurs associées servant au calcul de l'indice de qualité de Cherney et Verma [184]

Rang	Propriété	Unité	Optimum	Min/Max	Limite
1	Cl	$\text{g kg}^{-1}$	0,05	0,4	2,0
2	K	$\text{g kg}^{-1}$	1,0	4,0	20,0
3	N	$\text{g kg}^{-1}$	2,5	15,0	20,0
4	Durabilité des granules	$\text{g kg}^{-1}$	990	950	900
5	Particules fines	$\text{g kg}^{-1}$	5,0	25,0	40,0
6	Si	$\text{g kg}^{-1}$	10	30	50
7	S	$\text{g kg}^{-1}$	0,4	3,0	4,0
8	Cendres	$\text{g kg}^{-1}$	20	80	100
9	Humidité	$\text{g kg}^{-1}$	70	120	130
10	Valeur calorifique	$\text{MJ kg}^{-1}$	19,8	17,5	16,3
11	Masse volumique	$\text{kg m}^{-3}$	705	545	529

Enfin, les trois plus récents cadres de certification intégrant les combustibles d'origine agricole (Union européenne, États-Unis et France) sont présentés aux tableaux 2.21 à 2.23. Il est important de noter que la marque CANplus établie en septembre 2013 reprend la classification européenne pour le bois [185].

**Tableau 2.21** Certification EN (adapté de Melin [182])

Propriété	Unité	ENplus-A1	ENplus-A2	EN-B
Diamètre	mm	6–8 ± 1	6–8 ± 1	6–8 ± 1
Longueur	mm	3,15–40	3,15–40	3,15–40
Densité apparente	kg m <sup>-3</sup>	≥ 600	≥ 600	≥ 600
PCI	MJ kg <sup>-1</sup>	≥ 16,5	≥ 16,3	≥ 16,0
Teneur en eau	%m, b.h.	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Particules fines <sup>a</sup>	%m, b.h.	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Durabilité mécanique	%m, b.h.	≥ 97,5	≥ 97,5	≥ 96,5
Cendres	%m, b.s.	≤ 0,7	≤ 1,5	≤ 3,0
Déformation des cendres	°C	≥ 1200	≥ 1100	≥ 1100
Cl	%m, b.s.	≤ 0,02	≤ 0,03	≤ 0,03
S	%m, b.s.	≤ 0,05	≤ 0,05	≤ 0,05
N	%m, b.s.	≤ 0,3	≤ 0,5	≤ 1,0
Cu	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Cr	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10
As	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Cd	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Hg	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,1
Pb	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Ni	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Zn	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 100	≤ 100	≤ 100

Notes : b.h., base humide; b.s., base sèche; PCI, pouvoir calorifique inférieur.

<sup>a</sup> < 3,15 mm après production à la sortie de l'usine.

**Tableau 2.22** Certification Pellet Fuels Institute (PFI) (adapté de Melin [182])

Propriété	Unité	PFI Premium	PFI Standard	PFI Utility
Diamètre	po	0,23–0,285	0,23–0,285	0,23–0,285
Longueur	% > 1,5 po	≤ 1,0	≤ 1,0	≤ 1,0
Teneur en eau	%m, b.h.	≤ 8,0	≤ 10,0	≤ 10,0
Masse volumique	lb pi <sup>-3</sup>	40,0–46,0	38,0–46,0	38,0–46,0
Durabilité mécanique	%m, b.h.	≥ 96,6	≥ 96,6	≥ 96,6
Cendres	%m, b.s.	≤ 1,0	≤ 2,0	≤ 6,0
Cl	ppm	≤ 300	≤ 300	≤ 300

Notes : b.h., base humide; b.s., base sèche.

**Tableau 2.23** Certification NF 444 (adapté de FCBA [64])

Propriété	Unité	Bois			Agro	
		HP	QS	QI	HP	QI
Diamètre	mm	6 ± 1	6–8 ± 1	6–16	6–8 ± 1	6–16 ± 1
Longueur	mm	3,15–40	3,15–40	3,15–40	3,15–40	3,15–40
Teneur en eau	%m, b.h.	≤ 10	≤ 10	≤ 15	≤ 11	≤ 15
PCI	MJ kg <sup>-1</sup>	≥ 16,5	≥ 16,5	≥ 15,4	≥ 15,8	≥ 14,9
Densité apparente	kg m <sup>-3</sup>	≥ 600	≥ 600	≥ 650	≥ 650	≥ 650
Durabilité mécanique	%m, b.h.	≥ 97,5	≥ 97,5	≥ 95	≥ 95	≥ 92
Particules fines <sup>a</sup>	%m, b.h.	≤ 1	≤ 1	≤ 3	≤ 2	≤ 3
Cendres	%m, b.s.	≤ 0,7	≤ 1,5	≤ 3	≤ 5	≤ 7
Déformation des cendres	°C	n.d.	n.d.	n.d.	≥ 1000	≥ 800
Cl	%m, b.s.	≤ 0,02	≤ 0,02	≤ 0,05	≤ 0,2	≤ 0,3
N	%m, b.s.	≤ 0,3	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 1,5	≤ 2
S	%m, b.s.	≤ 0,03	≤ 0,03	≤ 0,08	≤ 0,2	≤ 0,2
As	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 1	≤ 1	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Cu	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 40	≤ 40
Cr	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Cd	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Hg	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,1
Ni	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 15	≤ 15
Pb	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Zn	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 100	≤ 100	≤ 100	≤ 60	≤ 60

Notes : b.h., base humide; b.s., base sèche; HP, haute performance; n.d., non définie; PCI, pouvoir calorifique inférieur; QI, qualité industrielle; QS, qualité supérieure.

<sup>a</sup> < 3,15 mm après production à la sortie de l'usine.

## 2.7 Prédiction des émissions atmosphériques

La section 2.5 a démontré l'influence des caractéristiques physico-chimiques des biomasses sur leurs possibles émissions lorsque brûlées. Bien que les tests de combustion soient un moyen efficace pour quantifier les rejets atmosphériques, la vaste gamme de produits biosourcés et d'équipements [62] rend la tâche ardue pour arriver à jeter les bases d'un cadre de certification. L'établissement d'un modèle simplifié de prédiction pourrait permettre d'évaluer rapidement les rejets polluants une fois les données physiques et les compositions chimiques des biomasses connues.

Ranzi *et al.* [186] expliquent que, pour des conditions d'opération données, la modélisation par l'intermédiaire de bilans de masse et d'énergie jumelée aux équations thermodynamiques appropriées pourrait prédire la température et la composition des gaz. L'estimation des émissions atmosphériques issues de la combustion de biomasses agricoles passe donc

nécessairement par la modélisation mathématique. Majoritairement utilisés dans le cadre d'installations à grande échelle, les outils de simulation existants peuvent être plus ou moins complexes dépendamment du degré de précision voulu [186]. Il en existe plusieurs types [15,187] :

- Modèles en régime permanent ;
- Modèles en régime dynamique ;
- Modèles d'équilibre thermodynamique.

### 2.7.1 Modèles en régime permanent et dynamique

#### Définition

Un modèle est considéré en régime permanent pour un certain volume s'il a été établi que :

1. La surface de contrôle ne change pas ou ne se déplace pas ;
2. Les débits massiques ainsi que les propriétés de chaque intrant et extrant demeurent constants ;
3. Les taux d'échange de chaleur et de travail entre le volume de contrôle et ses frontières restent inchangés ;
4. Malgré les possibles différences de conditions d'un point à l'autre du volume de contrôle, elles demeurent constantes à chaque position.

La majorité des équipements industriels opèrent en continu et sont très près du régime permanent. Parfois, des fluctuations dans le temps peuvent survenir, mais les conditions d'opération demeurent généralement stables [72,158].

Un modèle opère en régime dynamique s'il intègre le temps comme variable. Cela est possible lorsque le procédé implique des variations de la température et de la pression du milieu ainsi que de la concentration ou de la vitesse des gaz. Les modèles dynamiques sont ainsi requis pour des opérations en lots ou pour établir des stratégies de contrôle pour des procédures d'allumage ou d'extinction [72,158].

Les deux types de modèle peuvent être en une, deux ou trois dimensions (D), tout dépendant du nombre de variables spatiales à considérer. Les modèles 1D considèrent que les conditions à l'intérieur de l'unité de combustion varient dans une seule direction. Ils sont donc en mesure de déterminer le gradient de certains paramètres sur cet axe et d'utiliser de multiples réactions

hétérogènes (gaz/solide) et une description détaillée des produits en phase gazeuse pour les équations de transfert de masse. Les modèles 2D peuvent s'avérer nécessaires si les variations dans une seconde dimension ne peuvent être négligées. Les modèles multidimensionnels sont capables de résoudre, non seulement les débits massiques de la réaction, mais aussi les gradients de température à l'intérieur même des particules de combustible. Les modèles 3D sont finalement employés si une représentation précise de la réalité devient indispensable. Par exemple, des équipements à géométrie asymétrique requièrent généralement leur utilisation [72,158].

### Fonctionnement

La modélisation du procédé de combustion à l'intérieur d'une chaudière permet d'atteindre plusieurs objectifs : optimiser le design de l'appareil, prédire ses performances, comprendre la formation des polluants, analyser les processus de transition entre les phases (figure 2.2) et examiner des stratégies de contrôle efficaces [72,188]. Globalement, la modélisation de la combustion de biomasse nécessite la réalisation des cinq tâches suivantes [6] :

1. Prédiction des débits et de la composition de l'effluent gazeux ;
2. Détermination de la dynamique des particules et des transferts de chaleur et de masse entre les différentes phases ;
3. Modélisation de la phase pyrolytique et de la combustion des gaz produits ;
4. Modélisation de la gazéification du résidu carboné ;
5. Modélisation des contaminants atmosphériques.

Au travers de ces étapes, le modèle doit également considérer des équations de conservation qui suivent l'évolution des produits, des réactifs et des taux de transfert de chaleur pour chacune des phases thermochimiques [6,24,101,158]. Ces équations dites gouvernantes incluent les bilans de matière, d'énergie et de quantité de mouvement. La figure 2.20 offre un exemple des relations impliquées. Un suivi des résultats pour chaque phase entraîne une structure complexe du modèle, tel que l'illustre la figure 2.21. C'est pour cette raison que les outils de simulation ont surtout été mis en application pour des installations industrielles où les moyens peuvent être disponibles pour surpasser la complexité de l'établissement et de la résolution d'une modélisation mathématique d'une telle envergure. À l'heure actuelle, les

modèles de combustion de biomasse existants portent principalement sur les chaudières à lit fixe, fluidisé ou pulvérisé.

Évolution du volume du lit	$\frac{dV}{V_0 dt} = \frac{R_2}{\rho_{2,0} v_{2,0}} \left[ \frac{(\phi_B - \phi_A) - (1 - \phi_A)(1 - F_2) v_{2,0}}{(1 - \phi_B)(1 - \phi_A)} \right] + \frac{R_1}{\rho_{1,0} v_{1,0}} \left[ \frac{(\phi_C - \phi_B) - (1 - \phi_B)(1 - F_1) v_{1,0}}{(1 - \phi_C)(1 - \phi_B)} \right] + \frac{R_4}{\rho_{4,0} v_{4,0}} \left[ \frac{(\phi_D - \phi_C)}{(1 - \phi_D)(1 - \phi_C)} \right]$
Évaporation	$R_2 = A_p h_s (C_{w,s} - C_{w,g}) \text{ when } T_s < 100 \text{ }^\circ\text{C}$ $R_2 = \frac{A_p [h_s (T_s - T_g) + \lambda_s (\rho_{s,0}^* - \rho_{s,0}^*)]}{H_{evp}} \text{ when } T_s = 100 \text{ }^\circ\text{C}$
Dévolatilisation	$R_3 (1 - \phi) \rho_s k_v (v_\infty - v) \quad k_v = A_v \exp\left(-\frac{E_v}{RT_g}\right)$ $C_m H_n + \frac{n}{2} O_2 \rightarrow m CO + \frac{n}{2} H_2 \quad R_{C_m H_n} = 59.8 T_g^{0.3} \exp(-12200/T_g)$ $C_{C_m H_n}^{0.5} C_{O_2}$
Équations de phases	Combustion des matières volatiles $CO + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow CO_2 \quad R_{CO} = 1.3 \times 10^{11} \exp(-62700/T_g) C_{CO}^{0.5} C_{O_2}^{0.5}$ $H_2 + \frac{1}{2} O_2 \rightarrow H_2O \quad R_{H_2} = 3.9 \times 10^{17} \exp(-20500/T_g) C_{H_2}^{0.85} C_{O_2}^{1.42}$ $R_{mix} = C_{mix} \rho_g \left[ 150 \frac{D_g (1 - \phi)^{2.5}}{d_p^2 \phi} + 1.75 \frac{V_g (1 - \phi)^{1.5}}{d_p \phi} \right] \min \left[ \frac{C_{mix}}{X_{fuel}}, \frac{C_{O_2}}{X_{O_2}} \right] \quad R = \min[R_{kinetic}, R_{mix}]$ Gazéification du résidu carboné $C(s) + \alpha O_2 \rightarrow 2(1 - \alpha)CO + (2\alpha - 1)CO_2 \quad \frac{CO}{CO_2} = 2500 \exp\left(-\frac{6120}{T}\right)$ $R_4 = A_p C_{O_2} \left( \frac{1}{k_s} + \frac{1}{k_g} \right) \quad k_r = A_r \exp\left(-\frac{E_r}{RT_g}\right)$
Continuité	$\frac{\partial(\rho_s \phi)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_s V_g \phi)}{\partial x} = S_{sg}$
Quantité de mouvement	$\frac{\partial(\rho_s V_g \phi)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_s V_g V_g \phi)}{\partial x} = -\frac{\partial p_g}{\partial x} + F(V_g) \quad F(V_g) =$
Phase gazeuse – équation de conservation	$\begin{cases} -\frac{\infty}{K} V_g & \text{if } Re < 10 \\ -\frac{\infty}{K} V_g - \rho_g C V_g V_g & \text{if } Re \geq 10 \end{cases}$ Composés $\frac{\partial(\rho_g Y_{i,g} \phi)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_g V_g Y_{i,g} \phi)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( D_{ig} \frac{\partial(\rho_g Y_{i,g} \phi)}{\partial x} \right) + S_{Y_{i,g}}$ Énergie $D_{ig} = E^0 + 0.5 d_p V_g$ $\frac{\partial(\rho_g H_{g,g} \phi)}{\partial t} + \frac{\partial(\rho_g V_g H_{g,g} \phi)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \lambda_g \frac{\partial T_g}{\partial x} \right) + Q_h$ $\lambda_g = \lambda^0 + 0.5 d_p V_g \rho_g C_{pg}$
Phase solide – équation de conservation	Continuité $\frac{\partial((1 - \phi)\rho_s)}{\partial t} + \frac{\partial((1 - \phi)\rho_s V_s)}{\partial x} = -S_{sg}$ Composés $V_s = \frac{dV}{dt}$ $\frac{\partial((1 - \phi)\rho_s Y_{i,s})}{\partial t} + \frac{\partial((1 - \phi)\rho_s V_s Y_{i,s})}{\partial x} = -S_{Y_{i,s}}$ Énergie $\frac{\partial((1 - \phi)\rho_s H_s)}{\partial t} + \frac{\partial((1 - \phi)\rho_s V_s H_s)}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \lambda_s \frac{\partial T_s}{\partial x} \right) + \frac{\partial h_s}{\partial x} Q_{sh}$
Transfert de chaleur	$\frac{dT_s}{dt} = -(k_a + k_s)T_s^* + \frac{1}{2} k_a E_b + \frac{1}{2} k_s (T_s^* + T_s) \quad -\frac{dT_g}{dt} = -(k_a + k_s)T_s^* + \frac{1}{2} k_a E_b + \frac{1}{2} k_s (T_s^* + T_s)$ $k_a = 0 \quad k_s = -\frac{1}{2} \ln(\phi)$

**Figure 2.20** Sommaire des équations employées pour la combustion de biomasse à lit fixe (adaptée de Yang *et al.* [155])

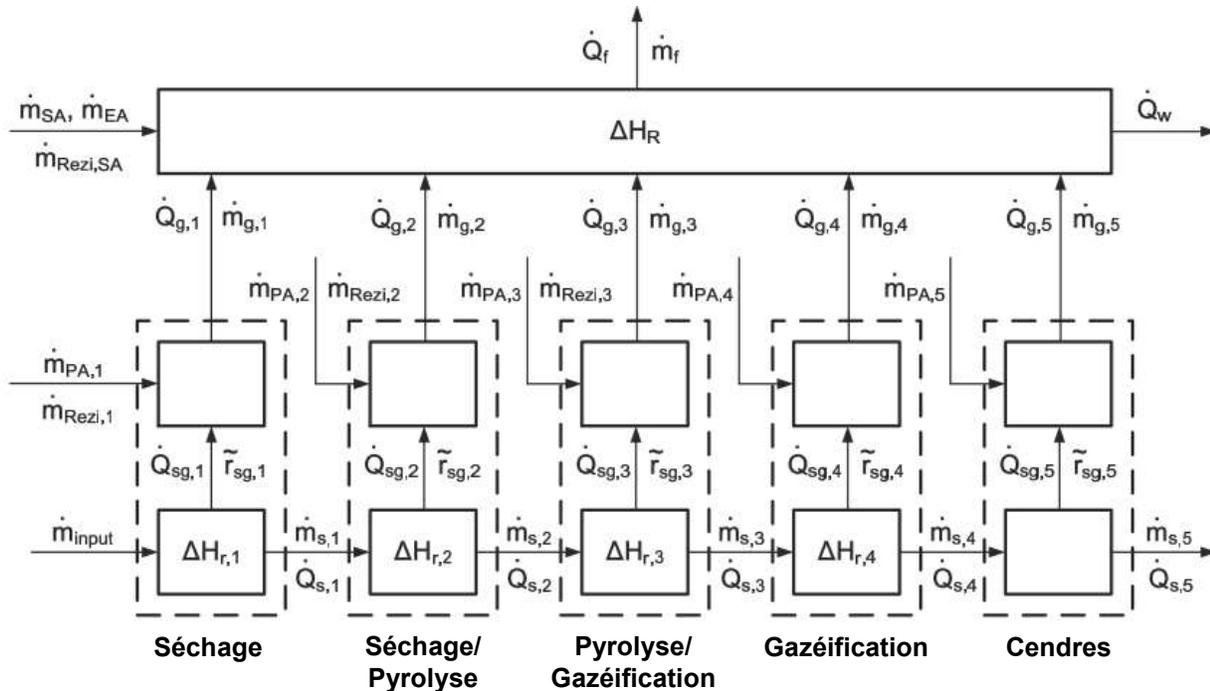


Figure 2.21 Exemple de structure d'un modèle (adaptée de Paces et Kocek [189])

### Modèles existants pour la combustion à lit fixe

Il existe à ce jour plusieurs modèles de combustion à lit fixe (tableau 2.24), lesquels peuvent être classés en deux principales catégories. La première comprend les modèles qui traitent le lit comme un milieu continu et poreux où coexistent les phases solide et gazeuse. Parmi ces modèles, certains focalisent particulièrement sur les phénomènes de la phase solide pour simuler la combustion d'un lit immobile et d'autres combinent à ces réactions celles se produisant à l'intérieur de la phase gazeuse pour simuler la combustion sur grille mobile. La seconde grande catégorie inclut les modèles qui considèrent le lit tel un ensemble de particules uniques dans lesquelles agissent des gradients intraparticulaires [188,190,191].

Les modèles qui portent essentiellement sur la phase solide décrivent, en régime quasi-permanent et en 1D, la propagation du front d'ignition en fonction de l'écoulement à contre-courant de l'air au travers de la biomasse. Ils utilisent habituellement des simplifications dans la formulation des équations de transport et des méthodes de résolution [195–197,207,221].

**Tableau 2.24** Modèles de combustion sur lit fixe

Référence	Grille	Biomasse	Modèle	Régime	Type <sup>a</sup>
Asthana [192]	Fixe	DSM	2D	Permanent	2
Bruch <i>et al.</i> [193]	Fixe	Bois	1D	Dynamique	5
Collazo <i>et al.</i> [194]	Fixe	Bois	3D	Dynamique	4,5
Fatehi et Kaviani [195,196]	Fixe	Bois	1D	Permanent	1
Gort et Brouwers [197]	Fixe	Bois	1D	Permanent	1
Haseli <i>et al.</i> [67]	Mobile	Bois	1D	Dynamique	5
Johansson <i>et al.</i> [190,198]	Fixe	Bois	1D+2D	Dynamique	2,5
Jöller <i>et al.</i> [199,200]	Fixe	Bois	1D	Dynamique	5
Kær [201]	Vibrante	Paille	1D	Dynamique	2
Kær [202]	Fixe	Paille	2D	Permanent	3
Klason et Bai [203]	Fixe	Bois	1D	Permanent	3
Lu <i>et al.</i> [204]	Inconnue	Peuplier	1D	Dynamique	5
Peters [205]	Fixe	Bois	1D	Dynamique	5
Peters et Smula-Ostaszewska [206]	Fixe	Panic érigé	1D	Dynamique	5
Saastamoinen <i>et al.</i> [207]	Fixe	Bois	1D	Permanent	1
Scharler et Obernberger [208]	Mobile	Bois	3D	Dynamique	3
Shin et Choi [209]	Fixe	Bois	1D	Permanent	2
Ströhle <i>et al.</i> [210]	Fixe	Bois	2D	Permanent	4
Thunman et Leckner [211,212]	Fixe	Bois	1D	Dynamique	2,5
van der Lans <i>et al.</i> [213]	Mobile	Blé	2D	Permanent	2
Wurzenberger <i>et al.</i> [214]	Mobile	Bois	1D+1D	Dynamique	2,5
Yang <i>et al.</i> [215,216]	Fixe	Bois+DSM	1D	Dynamique	2
Yang <i>et al.</i> [155,191]	Mobile	Bois+DSM	1D	Dynamique	2
Yang <i>et al.</i> [217]	Mobile	Bois	1D	Dynamique	5
Yang <i>et al.</i> [218]	Vibrante	Blé	2D	Dynamique	4
Yang <i>et al.</i> [219]	Mobile	Bois	2D	Dynamique	5
Yu <i>et al.</i> [220]	Fixe	Paille	3D	Dynamique	3
Zhou <i>et al.</i> [221]	Fixe	DSM	1D	Permanent	1
Zhou <i>et al.</i> [222]	Fixe	Paille	1D	Dynamique	2

Notes : DSM, déchets solides municipaux.

<sup>a</sup> Type de modèle : 1. lit continu : résolution de la phase solide (propagation du front d'ignition); 2. lit continu : résolution de la phase solide couplée des réactions de la phase gazeuse; 3. lit continu : résolution de la phase gazeuse (outil CFD) en considérant les réactions de la phase solide comme conditions aux frontières; 4. lit continu : résolution simultanée de la phase gazeuse (outil CFD) et de la phase solide; 5. gradients intraparticulaires.

D'autres modèles qui s'appuient sur le principe du milieu poreux et continu considèrent, en plus de la diffusion de la flamme dans le combustible, l'évolution de la phase gazeuse. Ainsi, ils consistent en la modélisation simultanée des étapes de dégradation de la biomasse (évaporation de l'humidité, dévolatilisation, oxydation du charbon, combustion des gaz pyrolytiques et refroidissement des cendres), des bilans de masse de certains gaz (e.g. CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, O<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O) et des températures des phases solide et gazeuse. La résolution des

différents modèles de ce type [192,201,209,213,215,216,222,223] s'effectuent au moyen de diverses hypothèses et équations reliées au transfert de masse, à la conservation de l'enthalpie des phases et à la cinétique chimique des gaz.

Les travaux de Yang *et al.* [215,216] permettent notamment de simuler les effets de la TEE, de la distribution du débit d'air et du taux de perte de matières volatiles sur le procédé de combustion. Ces mêmes auteurs [191] ont aussi mis en évidence l'importance de modéliser le mélange des particules causé par le mouvement de la grille amovible. Ils ont ainsi proposé l'intégration d'un sous-modèle de diffusion au programme précédemment établi [215,216]. Le modèle complet a ensuite été utilisé pour simuler les effets de la taille du combustible, de sa densité et de son PCI [155] ainsi que pour étudier la conversion stœchiométrique de la biomasse [224].

Certains autres modèles de combustion sur grille mobile caractérisent d'abord les réactions de la phase gazeuse à l'aide d'outils CFD (*computational fluid dynamics*) en approximant les flux de matière et d'énergie de la phase solide par des conditions aux frontières obtenues empiriquement ou par modélisation [202,203,208,220]. La combinaison d'un modèle CFD pour la phase gazeuse et d'un modèle de lit fixe pour la phase solide a également été testée par Ströhle *et al.* [210] et Yang *et al.* [218]. Ces modèles servent souvent à optimiser la géométrie de la chambre de combustion, à analyser l'effet des conditions d'opération ou à prédire la formation de contaminants.

Les modèles basés sur un lit composé de particules uniques sont bien documentés [67,193,199,200,204–206,219]. Chaque particule possède ses propres caractéristiques physico-chimiques et les stades de combustion sont encore définis au moyen d'équations de conservation de masse et d'énergie. Au fil du temps, les particules se transforment en des phases solide et gazeuse. Les équations de transfert de masse et de chaleur font à nouveau le pont entre les réactions des deux phases. Plusieurs variantes de modèles de particules ont été développées pour tenir compte de la nature hétérogène des particules d'un lit de combustible [190,194,198,211,212,214,217].

### Modèles existants pour la combustion à lit fluidisé ou pulvérisé

Les modèles de combustion de la biomasse à lit fluidisé ou pulvérisé (tableau 2.25) sont moins nombreux que ceux établis pour la combustion en lit fixe. Plusieurs des modèles présentés tentent de prédire les émissions de certains rejets atmosphériques (CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NO, NH<sub>3</sub>, O<sub>2</sub> et H<sub>2</sub>O), en plus de simuler les conditions d'opération (distribution des particules, vitesse des gaz, températures des phases, etc.).

**Tableau 2.25** Modèles de combustion à lits fluidisé et pulvérisé

Référence	Système	Biomasse	Modèle	Régime	Prédiction
Desroches-Ducarne <i>et al.</i> [225]	Lit fluidisé circulant	DSM	n.d.	n.d.	CO, N <sub>2</sub> O, NO, SO <sub>2</sub> , HCl
Gungor [226,227]	Lit fluidisé circulant	Variée	2D	Dynamique	CO, NO <sub>x</sub>
Khan <i>et al.</i> [228,229]	Lit fluidisé bouillonnant	Bois	1D	Permanent	CO, CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , NO, NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O, H <sub>2</sub>
Liu et Gibbs [230]	Lit fluidisé circulant	Bois	1D	Dynamique	N <sub>2</sub> O, NO
Ma <i>et al.</i> [231]	Lit pulvérisé	Bois	3D	Dynamique	NO <sub>x</sub>
Okasha [232]	Lit fluidisé bouillonnant	Paille	1D	Permanent	CO, CO <sub>2</sub> , CH <sub>x</sub> , O <sub>2</sub> , H <sub>2</sub> O
Scala et Salatino [233]	Lit fluidisé bouillonnant	Bois	1D	Permanent	n.d.

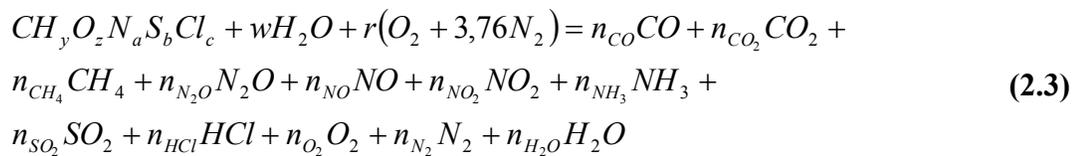
Notes : DSM, déchets solides municipaux; n.d., informations non disponibles.

### 2.7.2 Modèles d'équilibre thermodynamique

La section 2.7.1 a mis en lumière les modèles mathématiques existants en régime permanent et dynamique liés à la combustion de biomasse. Un bref survol des tableaux 2.24 et 2.25 permet de constater que les modèles actuellement disponibles sont complexes et nécessitent une analyse en 1D, 2D ou 3D. Qui plus est, la plupart des modèles pour la combustion à lit fixe, par exemple, ne prédisent guère facilement les émissions atmosphériques. Une autre approche, plus simple et en 0D, pourrait être envisageable pour atteindre ce but.

Les modèles 0D établissent les relations entre les variables à l'entrée et celles à la sortie d'un volume de contrôle sans se préoccuper des phénomènes survenant à l'intérieur de celui-ci. Ainsi, l'étude des températures, des vitesses ou des profils de concentrations dans une chaudière est impossible. Comme les modèles 0D ne considèrent pas tous les détails du procédé de combustion, ils requièrent de supposer des conditions chimiques et thermodynamiques à l'équilibre pour les variables sortantes. Cela peut parfois constituer de fausses simplifications. Les modèles 0D offrent donc des performances limitées, mais peuvent tout de même donner un aperçu satisfaisant [72].

Ranzi *et al.* [186] révèlent que, connaissant les caractéristiques de la biomasse et la température d'équilibre, les modèles thermodynamiques peuvent prédire la composition des émissions. La connaissance des réactions thermodynamiques se produisant durant la combustion n'est toutefois pas suffisante pour déterminer les composants qui se trouvent dans l'effluent gazeux. En fixant la liste des constituants présents, il devient possible d'établir les proportions de chaque contaminant considérant qu'il se situe dans un mélange en équilibre chimique. Cette condition est atteinte lorsqu'à pression et température constantes, le bilan de la concentration des gaz tend vers zéro [24]. Dans certains cas, l'hypothèse d'équilibre peut être employée pour résoudre les coefficients stœchiométriques de la réaction globale de combustion de biomasse [2,7,14,164,234] :



où  $y$ ,  $z$ ,  $a$ ,  $b$  et  $c$  sont respectivement le nombre d'atomes d'hydrogène, d'oxygène, d'azote, de soufre et de chlore par atome de carbone dans le combustible,  $w$  et  $r$  représentent respectivement la teneur en eau et la quantité d'air par kmol de biomasse (kmol) et  $n_i$  est le nombre de moles du gaz  $i$ .

Les modèles d'équilibre sont largement utilisés en ingénierie pour analyser des systèmes thermochimiques. Ils permettent d'effectuer des études préliminaires avant d'entamer les tests expérimentaux [15]. Ces modèles 0D, lorsqu'appliqués à des procédés de pyrolyse et de gazéification, sont capables d'estimer le rendement théorique et la composition à l'équilibre

des produits [235,236]. De Souza-Santos [72] et Jarungthammachote et Dutta [237,238] démontrent toutefois qu'il est possible de les employer pour la combustion. D'autres types de modèles thermodynamiques existent, sauf que Gautam [187] affirme que les modèles d'équilibre demeurent la voie la plus simple. La résolution d'un problème d'équilibre thermodynamique pour un système fermé dont les conditions initiales sont connues à pression et température constantes passe par la minimisation de l'énergie de Gibbs ( $G$ ;  $\text{kJ kmol}^{-1}$ ) [238–240] :

$$G = \sum_{i=\text{gaz}} n_i \Delta \bar{G}_{f,i}^{\circ} + \sum_{i=\text{gaz}} n_i RT \ln \left( \frac{n_i}{n_{\text{tot}}} \right) \quad (2.4)$$

où  $\Delta \bar{G}_{f,i}^{\circ}$  est l'énergie standard de formation de Gibbs du gaz  $i$  ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ ),  $R$  est la constante de gaz universelle ( $8,31446 \text{ kJ kmol}^{-1} \text{ K}^{-1}$ ),  $T$  est la température d'équilibre (K) et  $n_{\text{tot}}$  est le nombre de moles au total ou la somme des  $n_i$ . L'utilisation de cette approche implique plusieurs hypothèses [187] :

- Le procédé dure assez longtemps pour que l'équilibre thermodynamique soit atteint ;
- Les éléments de la biomasse sont entièrement convertis sous forme gazeuse ;
- Les cendres contenues dans le combustible sont inertes ;
- Tous les gaz produits se comportent tels des gaz parfaits ;
- Les produits pris en compte dans l'équation 2.3 sont les principaux contaminants ;
- Le processus ne considère aucune source thermique extérieure et aucune perte de chaleur.

La résolution d'un système d'équilibre thermodynamique par la minimisation de l'énergie de Gibbs se résume globalement en un problème d'optimisation d'équations non linéaires soumises à certaines contraintes d'égalité (bilan des éléments) et d'inégalité (nombre de moles non négatif) afin de localiser un minimum local strict [239–241]. La minimisation de  $G$  pour calculer les  $n_i$  de l'équation 2.3 peut reposer sur trois méthodes différentes : les contraintes stœchiométriques, les multiplicateurs de Lagrange ou les constantes d'équilibre [24,237,238,242].

La première approche consiste à minimiser  $G$  en fonction de la conservation des éléments d'après la stœchiométrie [24]. Ainsi, l'équation 2.4 est soumise à la contrainte suivante qui permet de maintenir constant le nombre d'atomes C, H, O, N, S et Cl :

$$\sum_{i=\text{gaz}} \alpha_{ij} n_i = A_j \quad j = 1, 2, 3, \dots \quad (2.5)$$

où  $\alpha_{ij}$  est le nombre d'atomes du  $j^{\text{e}}$  élément chimique dans une mole du gaz  $i$  et  $A_j$  est défini comme le nombre total d'atomes du  $j^{\text{e}}$  élément chimique à l'intérieur de la réaction chimique.

La seconde méthode, plus sophistiquée, se sert de la fonction de Lagrange ( $L$ ) pour minimiser  $G$  [24]. Les multiplicateurs de Lagrange ( $\lambda_j$ ) sont ainsi utilisés sur les contraintes de bilans des éléments (équation 2.4). Les termes associés sont alors soustraits de  $G$  tel que

$$L = G - \sum_{j=1}^k \lambda_j \left( \sum \alpha_{ij} n_i - A_j \right) \quad (2.6)$$

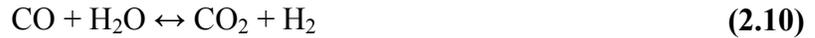
Les dérivées partielles de l'équation 2.6 sont ensuite mises égales à zéro dans le but de trouver le point extrême tel que

$$\left( \frac{\partial L}{\partial n_i} \right) = 0 \quad (2.7)$$

Les équations formées résultent en une matrice de  $i$  rangées qui sont ensuite résolues simultanément d'après les contraintes établies à l'équation 2.5. Les solutions  $n_i$  doivent, par ailleurs, être un nombre réel, c'est-à-dire que  $0 \leq n_i \leq n_{tot}$ . Le groupe d'équations formé à partir de l'équation 2.7 est alors solutionné à l'aide d'une méthode itérative comme celle de Newton-Raphson [238] et des conditions de Karush-Kuhn-Tucker (KKT) sur les contraintes d'égalité et d'inégalité pour assurer la convergence du problème vers un minimum absolu [239,241].

La dernière approche est basée sur la recherche des constantes d'équilibre des réactions chimiques impliquées lors du processus de combustion. Il devient donc essentiel de définir préalablement les réactions spécifiques utilisées par le modèle, les plus importantes étant [24] :





Par conséquent, pour une réaction dans un système ayant atteint l'équilibre chimique à une pression de 101,3 kPa et dont les gaz sont supposés comme parfaits, la constante d'équilibre ( $K$ ) est définie par

$$K = \prod_i (\bar{X}_i)^{v_i} \left( \frac{P_i}{P^\circ} \right)^{\sum_i v_i} \quad (2.16)$$

où  $\bar{X}_i$  est la fraction molaire du gaz  $i$  dans le mélange de gaz parfaits,  $v_i$  est le coefficient stœchiométrique du gaz  $i$  (valeur positive pour les produits et valeur négative pour les réactants) et  $P$  est la pression du gaz  $i$  ou la pression standard ( $^\circ$ ). Les constantes d'équilibre sont alors énoncées pour chaque réaction et résolues en fonction de

$$\ln K = -\frac{\Delta G_T^\circ}{RT} \quad (2.17)$$

où  $\Delta G_T^\circ$  est la fonction de Gibbs standard de la réaction. En combinant la somme des équations établies par les équations 2.5, 2.16 et 2.17, les  $n_i$  peuvent être résolus par une méthode itérative [24,72].

Plusieurs auteurs ont développé des modèles d'équilibre thermodynamique basés sur les constantes d'équilibre [72,187,236,237,243] et les multiplicateurs de Lagrange [235,238,244–250] en vue d'une application industrielle. Néanmoins, comme la première approche nécessite de connaître toutes les réactions impliquées dans le processus de combustion et que la seconde exige des connaissances mathématiques accrues (multiplicateurs de Lagrange et méthode de

Newton-Raphson), la méthode des contraintes stœchiométriques demeure la plus simple à appliquer.

## **2.8 Synthèse**

### **2.8.1 Choix du type de système de combustion**

La revue des procédés de conversion thermochimique a permis de constater l'ampleur que prend la combustion en tant que technologie sur l'échiquier des bioénergies. Si bien qu'actuellement, il existe une vaste gamme d'équipements pouvant être employés, dépendamment du type d'utilisation qui en sera faite (puissance nécessaire, biomasse brûlée, etc.). Dans le cadre du projet, comme il s'agit de brûler des biomasses agricoles dans l'optique de chauffer des bâtiments de ferme dont les besoins en énergie sont relativement faibles, une chaudière à grille mobile aurait certainement été, à la lumière de la section 2.2, la plus adaptée. En ce sens, l'unité autrichienne Agrofir de 40 kW de la compagnie Hargassner avait été ciblée avec les partenaires mais, pour des raisons légales et commerciales, l'achat n'a pu être conclu. L'option de rechange a été d'acquérir une chaudière américaine reconnue pour être en mesure de brûler différents types de combustible : le Bio-Burner de 29 kW (modèle BB-100, LEI Products, Madisonville, KY, États-Unis). Il s'agit d'un système domestique à simple chambre de combustion muni d'un cyclone pour limiter l'émission de matières particulaires. Il serait tout de même hautement efficace malgré l'absence de grille amovible et d'une seconde chambre de combustion. Plus de détails sur l'appareil sont fournis au chapitre 3.

### **2.8.2 Choix des cultures énergétiques dédiées**

Plusieurs biomasses lignocellulosiques pouvant être cultivées au Québec ont été pressenties (section 2.3). Parmi elles, les plantes pérennes sont peut-être celles qui offrent le plus de potentiel comme combustible pour les producteurs agricoles lorsque comparées aux cultures annuelles et aux résidus.

Les plantes annuelles (tableau 2.5) telles que le blé, l'orge, le triticale, le maïs et le sorgho sucré ont de faibles possibilités de développement étant donné leur double vocation : énergétique et alimentaire. Pour cette raison, la disponibilité de la plante entière pour la combustion semble inexistante. Par ailleurs, le maïs et le sorgho sucré seraient davantage des options pour la production d'éthanol de première génération.

Du côté des résidus de culture (tableau 2.6), les cannes de tournesol, les fanes de topinambour et la paille de lin sont très peu disponibles au Québec. Que ce soit pour leur taux de cendres élevé (canes), leur faible pouvoir calorifique (fanés) ou leur faible rendement (lin), ce sont des biomasses peu envisageables pour la combustion. À l'inverse, les pailles de céréales ou de maïs sont produites en grandes quantités au Québec. Elles s'avèreraient de bonnes options comme combustible compte tenu de leurs valeurs calorifiques moyennes d'environ 16,5 MJ kg<sup>-1</sup>. Toutefois, la paille de céréales contiendrait près de 6 %m de cendres sur une base massique et les résidus de maïs, s'ils ne sont pas enfouis, offrent un débouché plus probable vers la production d'éthanol cellulosique. De plus, la reprise au champ des résidus de récolte apporte des coûts supplémentaires.

Les plantes vivaces (tableau 2.7) ont l'avantage de pouvoir produire plusieurs récoltes avant d'être réimplantées et de nécessiter très peu d'intrants (eau, fertilisants et pesticides) comparativement aux cultures annuelles. Parmi les plantes pérennes, le dactyle, la fétuque élevée et la luzerne sont des cultures principalement destinées à la consommation animale en tant que fourrages. Même si elles possèdent une valeur calorifique intéressante et que leur récolte ne nécessite pas d'équipements spécialisés, leur quantité de cendres > 10 %m pose problème en vue d'une utilisation comme combustible.

Le peuplier hybride et le saule à croissance rapide sont des arbres vivaces lignocellulosiques. Ils offrent d'excellents rendements de plus de 30 t MS ha<sup>-1</sup> aux 3 ans, en plus de posséder un excellent pouvoir calorifique et un taux de cendres relativement bas par rapport à d'autres biomasses. Également, ce sont des cultures qui peuvent croître sous différentes zones climatiques (zones 1, 2 et 3; figure 2.22) et ainsi être cultivées sur des terres marginales [88]. Leur plus grand inconvénient reste l'obligation d'utiliser une machinerie spécialisée pour l'implantation et la récolte (coûts élevés), mais ces cultures nécessitent peu d'attention lors de leur croissance mis à part un certain contrôle des mauvaises herbes lors de la première année [47,88] et une fertilisation suivant la récolte [95]. Les marchés pour ces arbres sur courtes rotations sont nombreux : le chauffage institutionnel, commercial ou agricole, les procédés industriels, les agro-matériaux, les filtres végétaux, etc. [79,95]. Le saule semble avoir une longueur d'avance sur le peuplier alors que 200 ha sont déjà cultivés au Québec [95].

L'alpiste roseau, le miscanthus, le panic érigé et le phragmite sont des graminées pérennes pouvant être utilisées à des fins de combustion. Par contre, seul le phragmite, en raison de son très faible pouvoir calorifique ( $10,5 \text{ MJ kg}^{-1}$ ) et de sa maigre représentation sur des terres agricoles, ne semble pas avoir un grand potentiel pour la production de chaleur [79]. Les trois autres plantes, d'entrée plus documentées dans la littérature, ont également déjà fait l'objet d'essais et d'études sur le territoire québécois [21,92].



**Figure 2.22** Carte des unités thermiques maïs (UTM) du CRAAQ : zone 1 (rouge),  $> 2600$  UTM ; zone 2 (vert), 2200 à 2600 UTM ; zone 3 (violet),  $< 2200$  UTM (tirée de Desmeules [88])

L'alpiste roseau, le miscanthus et le panic érigé possèdent un pouvoir calorifique similaire ( $17,6 \text{ MJ kg}^{-1}$ ), mais des taux de cendres (5,6, 2,8 et 3,7 %m, respectivement) et des rendements moyens (9, 17 et  $10 \text{ t MS ha}^{-1}$ , respectivement) différents. Bien que ces caractéristiques favorisent le miscanthus, il a été peu évalué au Québec comme il s'agit d'une plante à climat chaud [92]. Toutefois, Groleau [93] indique que l'activité photosynthétique du miscanthus fonctionnerait jusqu'à  $5 \text{ }^\circ\text{C}$ , pouvant ainsi être cultivé jusqu'au  $48^{\text{e}}$  parallèle (environ Rivière-du-Loup; figure 2.22). Des essais survenus dans le Bas-St-Laurent n'ont rencontré aucun inconvénient durant le premier hiver [94], même si la plante est reconnue pour être sensible au froid en début de vie [47,79,88]. À l'instar du miscanthus, le panic érigé préfère les régions à plus de 2300 UTM (zones 1 et 2; figure 2.22), alors que l'alpiste roseau tolère les régions plus froides (zones 1, 2 et 3; figure 2.22) [18,88].

Le miscanthus contrairement aux deux autres cultures nécessite une machinerie spécialisée pour l'ensemencement, ce qui en augmente le coût d'approvisionnement [21,92,93]. L'implantation de l'alpiste et du panic est, par contre, relativement lent et difficile, sollicitant un bon désherbage pour éviter la concurrence [21,90]. Ces biomasses herbacées contiennent également des teneurs importantes en azote, augmentant les risques de rejets azotés dans l'environnement. Du côté du miscanthus, ce sont les émissions chlorées qui risquent de poser problème étant donné un contenu plus élevé en chlore dans cette plante.

Enfin, les cultures énergétiques dédiées avec le plus grand potentiel de croissance au Québec sont l'alpiste roseau, le miscanthus, le panic érigé et le saule à croissance rapide selon la présente analyse et les résultats de Desmeules [88]. Brodeur *et al.* [21] et Lease *et al.* [92] ont aussi davantage porté leur attention sur ces plantes étant donné les quelques essais dont elles ont déjà fait l'objet. Au niveau international, les travaux d'Eder [251], de Lewandowski et Heinz [179] et de McLaughlin *et al.* [252] permettent de constater que les cultures énergétiques les plus prometteuses pour la production de combustibles solides en climat tempéré pour de petites installations seraient aussi ces quatre plantes. En résumé, elles :

- Possèdent les meilleurs pouvoirs calorifiques après le bois ;
- Offrent les plus petits taux de cendres après le bois ;
- Contiennent des quantités moyennes d'azote, de soufre et de chlore ;
- Se cultivent sur des terres peu ou non valorisées (friches, bandes riveraines, etc.) ;
- Permettent plusieurs récoltes sans avoir à être réimplantées ;
- Réduisent l'érosion comme elles sont pérennes ;
- Démontrent une possibilité d'intégrer plusieurs marchés outre la combustion.

### 2.8.3 Choix des propriétés à étudier

D'après la revue des propriétés physico-chimiques des biomasses (section 2.5), il apparaît clair qu'elles possèdent une influence sur la qualité des rejets atmosphériques. Effectivement, un contenu élevé en certains éléments chimiques, des particules grossières de combustible et une date de récolte hâtive sont des facteurs qui peuvent affecter négativement l'efficacité de la combustion et provoquer des émissions plus importantes de contaminants dans l'atmosphère. L'effet de ces paramètres et la quantification de leur influence font d'ailleurs l'objet des chapitres 4 et 5.

### 2.8.4 Choix du type de modèle de prédiction

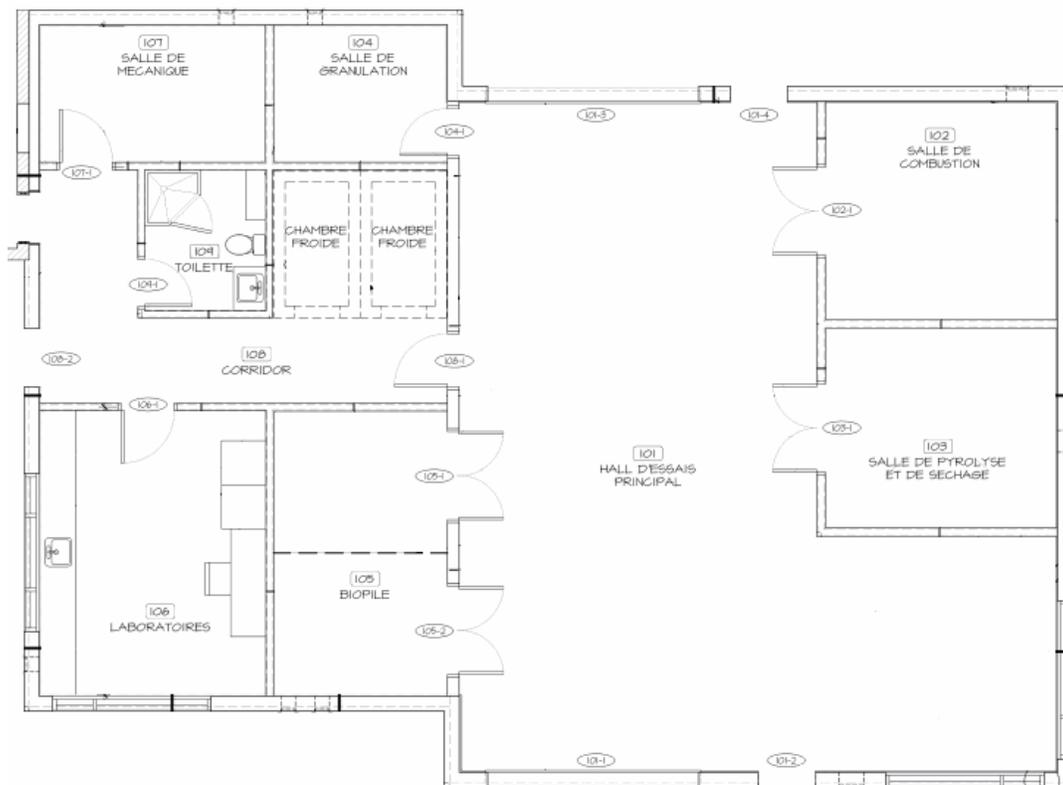
Globalement, l'établissement et la résolution des modèles de la section 2.7.1 sont complexes, d'autant plus que la reproduction de leur programmation mathématique est utopique. En effet, pour la très grande majorité des publications, les auteurs prennent pour acquis que les lecteurs sont assez expérimentés pour comprendre le raisonnement et la démarche générale sans avoir à développer davantage sur les équations de base impliquées [72]. Par ailleurs, ce type de modèle est plus ou moins requis étant donné que l'objectif n'est pas par exemple d'optimiser le design des appareils de combustion. De plus, la résolution des modèles multidimensionnels requiert généralement des équipements informatiques performants [62].

Par conséquent, le modèle de prédiction des émissions sera basé sur la minimisation de l'énergie libre de Gibbs, dont la méthode de résolution a été exposée au cours de la section 2.7.2. Cette approche, bien que très théorique, reste simple (aucun calcul de phase et 0D) et l'outil développé pourra être utilisé facilement par des utilisateurs peu expérimentés dans ce domaine.

# CHAPITRE 3 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

## 3.1 Description des installations et du système de combustion

Les essais de combustion ont eu lieu sur le site du Centre de recherche en sciences animales de Deschambault (CRSAD) dans le Laboratoire sur les énergies en agriculture durable (LEAD) appartenant à l'IRDA avec la chaudière de 29 kW, propriété d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC). Le Bio-Burner a été installé dans la salle de combustion (figure 3.1). Les autres salles servent principalement aux installations des équipements de pyrolyse, de granulation et de séchage. Une autre salle a servi temporairement à entreposer les biomasses durant les tests expérimentaux. Le LEAD compte également sur un espace de travail, un laboratoire et une salle d'eau.



**Figure 3.1** Vue de dessus du Laboratoire sur les énergies en agriculture durable

La salle de combustion possède une surface de  $15,1 \text{ m}^2$  (4 m x 3,775 m). Elle comprend principalement la chaudière, l'hydro-accumulateur, la réserve à biomasse et la passerelle permettant d'atteindre le dessus de la réserve et les instruments d'échantillonnage fixés en

hauteur sur la cheminée. Une vue d'ensemble de la disposition des équipements dans la salle est présentée à la figure 3.2.



**Figure 3.2** Illustration des composants de la salle de combustion

Le système de combustion Bio-Burner a été conçu pour brûler une vaste gamme de produits dans l'optique que son propriétaire puisse utiliser n'importe quelle biomasse disponible localement. Ainsi, le BB-100 accepte le bois, le maïs, les grains, la paille, les cultures herbacées et les déchets agricoles, en autant que le taux d'humidité du combustible ne dépasse pas 40 %m et que la taille des particules soit inférieure à 75 mm x 25 mm x 12,5 mm. Les propriétés optimales pour la biomasse sont une TEE d'environ 25 %m et des dimensions de 25 mm x 25 mm x 12,5 mm.

L'alimentation en combustible, qui s'effectue à partir d'une trémie adjacente dont la capacité est de 1,5 m<sup>3</sup> (figure 3.3), et l'entrée d'air sont automatiques et régulées électroniquement. L'ordinateur interne du Bio-Burner contrôle aussi plusieurs autres facteurs comme les températures de la chambre de combustion et des gaz d'échappement. L'appareil est muni de

trois compartiments permettant la collection des cendres du foyer, de l'échangeur de chaleur et du cyclone (figure 3.4).

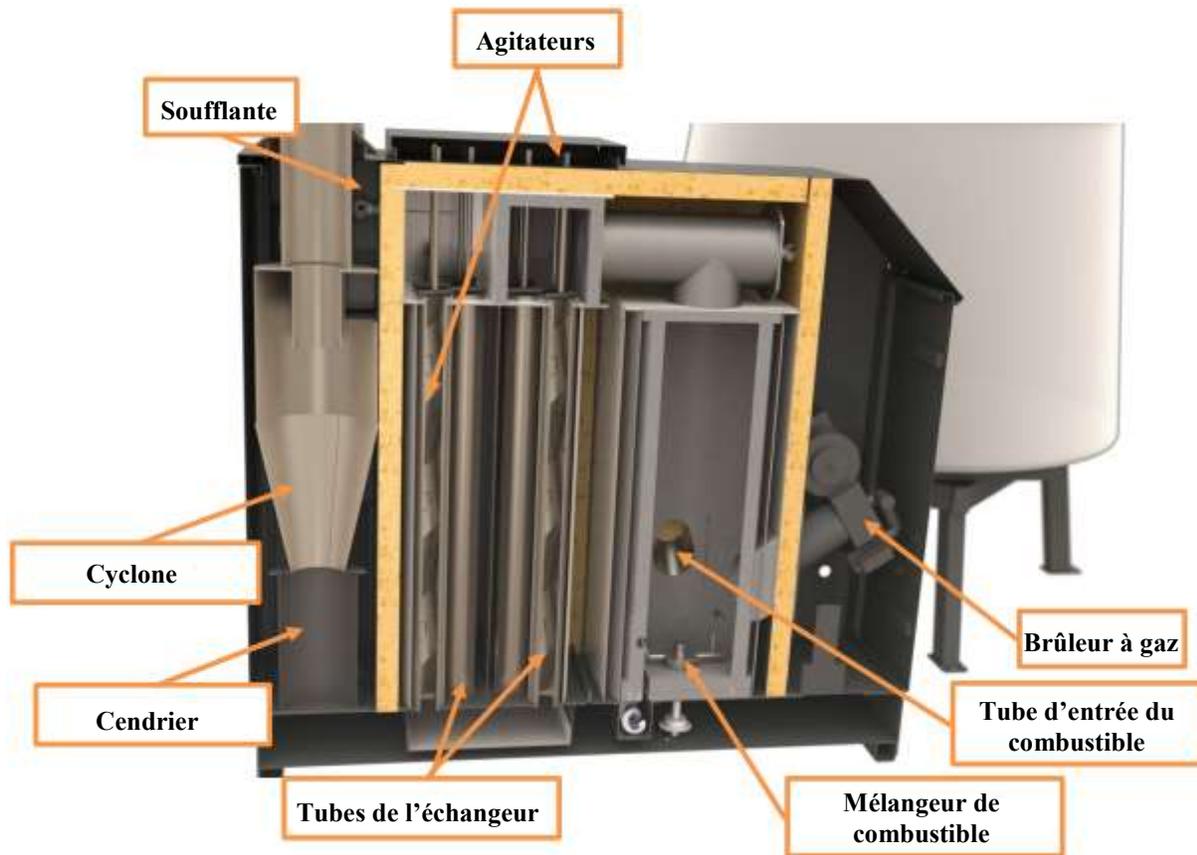


**Figure 3.3** Trémie d'alimentation du Bio-Burner

Le BB-100 comprend un échangeur de chaleur (figure 3.4) où l'eau qui y circule peut servir au chauffage du LEAD par le biais d'un système de plancher chauffant. S'il n'y a pas de demande en eau chaude, la chaleur du liquide caloporteur est évacuée à l'extérieur par un échangeur à plaques. Une autre configuration (non utilisée dans le cadre de ce projet) permet à l'eau de transiter par un hydro-accumulateur de 1,5 m<sup>3</sup> (fabrication sur mesure, Transfab Énergie, St-Nicolas, QC, Canada) qui possède des grilles de diffusion en haut et en bas afin de créer une stratification des températures du fluide.

## 3.2 Acquisition de données

Pendant les essais de combustion, outre les données climatiques (température et humidité relative de l'air et vitesse et direction des vents) provenant de la station météorologique de Deschambault, dont les valeurs horaires et quotidiennes sont recensées par Environnement Canada [253], plusieurs paramètres ont été mesurés par divers équipements et les résultats ont été mis en mémoire par deux systèmes d'acquisition (CR10X, Campbell Scientific, Edmonton, AB, Canada). Ces données comprenaient :



**Figure 3.4** Composantes internes du Bio-Burner

- La température (thermomètre) et l'humidité relative (hygromètre) de l'air ambiant dans la salle de combustion ;
- Les températures de la chambre de combustion, de l'effluent gazeux à l'entrée de la cheminée et de l'eau circulant à l'intérieur des tubes de l'échangeur de chaleur enregistrées par l'ordinateur interne du BB-100 ;
- La température dans le conduit d'évacuation des fumées fournie par un thermocouple de type T installé aux côtés de la sonde d'échantillonnage des gaz ;
- La pression atmosphérique dans le laboratoire mesurée par une jauge de pression PX305 (Omega, Laval, QC, Canada) ;
- Le débit (débitmètre T-MINOL-130, Minol USA, Addison, TX, États-Unis) et la température de l'eau à l'entrée et à la sortie de l'échangeur de chaleur (thermocouples de type T) ;

- La masse de biomasse affichée en continu par des cellules de charge (RL 1800, Rice Lake Weighing Systems, Rice Lake, WI, États-Unis) installées sous les pieds de la trémie qui transmettent le signal à un indicateur digital (IQ 355, Rice Lake Weighing Systems, Rice Lake, WI, États-Unis) ;
- La concentration de particules mesurée selon la Méthode 5 établie par l'*United States Environmental Protection Agency* (USEPA) [254], modifiée pour les faibles débits et une conduite de diamètre < 300 mm, qui nécessite une ligne de prélèvement pourvue d'un appareil d'échantillonnage (XC-563 Digital Meter Console, Apex Instruments, Fuquay-Varina, NC, États-Unis) ;
- La concentration des gaz de combustion (CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl et H<sub>2</sub>O) analysée à l'aide d'un spectromètre infrarouge à transformée de Fourier (FTIR; modèle FTLA2000, ABB, Québec, QC, Canada) ;
- L'O<sub>2</sub> mesuré en continu grâce à une sonde à l'oxyde de zirconium (Thermox CEM/O<sub>2</sub>, AMETEK Process Instruments, Newark, DE, États-Unis) insérée dans la cheminée ;
- L'opacité des gaz de combustion évaluée par un analyseur optique (EMS750, Environmental Monitor Service, Yalesville, CT, États-Unis) ;
- Le débit des gaz dans la cheminée mesuré à l'aide d'un tube de Pitot de type S installé sur le train d'échantillonnage des particules et d'un débitmètre (Model GF90, Fluid Components Intel., San Marcos, CA, États-Unis) fixé sur la cheminée.

### 3.3 Préparation des biomasses

Le projet comprenait cinq biomasses : le bois (référence), le saule à croissance rapide, le panic érigé, l'alpiste roseau et le miscanthus. Les quatre dernières, sélectionnées pour leur fort potentiel comme combustible par rapport à d'autres matières agricoles (section 2.8.2), ont majoritairement été achetées en 2012 de partenaires et de producteurs. Elles ont ensuite été acheminées à Deschambault et entreposées en sac dans le local prévu à cet effet à l'intérieur du LEAD ou dans des bâtiments adjacents. Dans le cas des granules de bois (mélange d'épinette noire et de pin gris) et de saule, les volumes restants de précédents travaux à l'IRDA ont été récupérés. L'inventaire initial des biomasses est présenté au tableau 3.1.

**Tableau 3.1** Inventaire des biomasses tel que reçues

<b>Biomasse</b>	<b>Forme</b>	<b>Récolte</b>	<b>Partenaire ou producteur</b>
Bois	Granules	Inconnue	Granules LG (St-Félicien, QC)
Saule à croissance rapide	Granules	Automne	Biopterre (La Pocatière, QC)
Saule à croissance rapide	Copeaux	Automne	Agro Énergie (St-Roch-de-l'Achigan, QC)
Panic érigé	Vrac	Automne	Daniel Clément (Cookshire-Eaton, QC)
Panic érigé	Vrac	Printemps	Daniel Clément (Cookshire-Eaton, QC)
Miscanthus	Vrac	Automne	Agrocime (St-Éloi, QC)
Miscanthus	Vrac	Printemps	Agrocime (St-Éloi, QC)
Alpiste roseau	Granules	Automne	CLD Granit (Lac-Mégantic, QC)
Alpiste roseau	Vrac	Automne	CLD Granit (Lac-Mégantic, QC)

Conséquemment à l'objectif du projet, il est possible de constater au tableau 3.1 que les cultures énergétiques se retrouvent sous différentes formes et ont été récoltées à divers moments de l'année. Or, le panic érigé et le miscanthus n'apparaissent pas sous forme densifiée. La moitié des quantités de ces deux biomasses devait donc être granulée. Bien que le LEAD possédait certains équipements permettant le séchage (Modèle FX14-2, Shel Lab, Cornelius, OR, États-Unis), le broyage (Wiley Mill Model 3, Thomas Scientific, Swedesboro, NJ, États-Unis) et la granulation (type SGMV4, Temple Spur) de biomasses, il a été impossible de produire des granules d'assez bonne qualité. La première portion du panic érigé et du miscanthus a donc été acheminée chez Granulart (Neuville, QC, Canada) pour granulation. Quant aux produits en vrac, pour espérer une alimentation adéquate de la chaudière à partir de la vis de la trémie, une granulométrie égale ou inférieure à celle suggérée par le manufacturier (25 mm x 25 mm x 12,5 mm) a été envisagée. Comme le panic érigé et le miscanthus sont arrivés au LEAD en balles rondes, il a été nécessaire de se servir d'équipements agricoles conventionnels (fourragère FP-230, New Holland) appartenant au CRSAD pour procéder au déchiquetage de la seconde moitié, tel que le démontre la figure 3.5. Finalement, la granulométrie des biomasses s'approchait de la recommandation du manufacturier (figure 3.6). À la suite des conditionnements, le projet comptait au total 13 différents combustibles (tableau 3.2).

### 3.4 Essais préliminaires

Avant d'entamer les véritables essais de combustion, des tests préliminaires ont eu lieu avec la majorité des biomasses du tableau 3.2 pour, d'abord, apprivoiser le fonctionnement de la chaudière et, enfin, fixer les meilleures conditions d'opération pour chaque produit. Les

réglages de la chaudière se sont effectués en vue d'obtenir une combustion la plus efficace possible qui minimise les gaz issus d'une combustion incomplète. Les paramètres optimaux tel que programmés sur le Bio-Burner sont décrits pour chaque combustible à la section 3.5.2.



**Figure 3.5** Déchiquetage des pailles de miscanthus à l'aide d'une fourragère



**Figure 3.6** Granulométrie avant (gauche) et après (droite) le déchiquetage du miscanthus

**Tableau 3.2** Identification des traitements expérimentaux

#	Biomasse	Forme	Récolte	Abréviation	Photographie
1	Bois	Granules	Inconnue	BG	
2	Saule à croissance rapide	Granules	Automne	SG	
3	Saule à croissance rapide	Copeaux	Automne	SC	
4	Panic érigé	Granules	Automne	PGA	
5	Panic érigé	Vrac	Automne	PVA	
6	Panic érigé	Granules	Printemps	PGP	
7	Panic érigé	Vrac	Printemps	PVP	

8	Miscanthus	Granules	Automne	MGA	
9	Miscanthus	Vrac	Automne	MVA	
10	Miscanthus	Granules	Printemps	MGP	
11	Miscanthus	Vrac	Printemps	MVP	
12	Alpiste roseau	Granules	Automne	AG	
13	Alpiste roseau	Vrac	Automne	AV	Aucune

Par ailleurs, plusieurs observations ont été réalisées durant les pré-tests. Voici donc certaines remarques :

- L'alpiste roseau en vrac semblait avoir, lors de l'entreposage, légèrement fermenté dans le sac en raison de l'apparition d'une certaine couche grisâtre sur le dessus du produit. Il était possible de penser qu'une flore bactérienne s'était développée. La manipulation de cette matière a rejeté d'importantes quantités de poussières dans l'air. Une exposition prolongée a notamment engendré des problèmes respiratoires et des nausées chez les ouvriers. De plus, la fermentation a occasionné la formation

d'agglomérats de biomasse causant des problèmes lors de l'alimentation par la vis. Il a été impossible d'alimenter en continu la chaudière et de maintenir le feu. La biomasse #13 du tableau 3.2 fut donc retirée du protocole.

- Les biomasses agricoles, en raison de leur contenu élevé en cendres, ont de fortes chances d'engendrer la formation de mâchefers si la température de combustion surpasse celle de fusion des cendres. C'est pourquoi la température de combustion dans le cas des cultures énergétiques doit être maintenue aux alentours de 675 °C selon le manufacturier. Il s'agissait ainsi, surtout dans le cas de granules, de ne pas surcharger de biomasse la chambre de combustion lors de l'allumage pour ne pas que la température monte en flèche. C'est aussi pourquoi le brûleur au gaz était programmé pour arrêter de fonctionner aux alentours de 625 °C.
- Il était également important de s'assurer d'un bon ajustement du décendreur sous le foyer. Si le nombre de cycles par heure n'était pas adéquat, la température de combustion baissait rapidement et les émissions de CO augmentaient à mesure qu'il y avait accumulation de cendres dans la chambre de combustion.
- Pour les granules, le mode d'alimentation intermittent était requis. Toutefois, le temps d'arrêt optimal pouvait varier en fonction du temps de stabilisation de la chaudière et de la température de l'eau de l'échangeur. Il fallait donc être vigilant pour ajuster les paramètres au besoin.
- Le couvercle de la trémie devait en tout temps être en place. Lorsqu'il était soulevé, les conditions de combustion changeaient drastiquement étant donné que la chaudière fonctionne en pression négative (la soufflante tire l'air ambiant vers l'intérieur de la chaudière).
- Avant l'allumage, il était important de toujours vérifier le niveau de propane du brûleur au gaz. Un manque au milieu d'un essai n'étant pas souhaitable, deux bonbonnes de propane étaient ainsi disponibles en tout temps.

### 3.5 Méthodologie des essais expérimentaux

#### 3.5.1 Remplissage de la trémie et analyse des biomasses

Pour chaque jour d'expérimentation, la trémie était remplie. Considérant une puissance de 29 kW, un pouvoir calorifique moyen de  $15 \text{ MJ kg}^{-1}$ , une durée d'environ 5 h et une efficacité de 80 %, un test complet de combustion nécessitait environ 30 kg de biomasse. Cependant, pour assurer un bon fonctionnement et une alimentation continue, une quantité supplémentaire de combustible devait être versée dans la trémie de sorte que les vis et le fond de la trémie soient remplis en tout temps. Comme le volume occupé par un produit en vrac et en granules est différent, il fallait ajouter 5 kg de biomasse lorsque la chaudière opérait avec un matériel grossier et 45 kg avec un matériel densifié.

Un échantillon de biomasse était aussi récupéré chaque matin avant le début des tests dans un contenant en plastique (figure 3.7). Ce dernier était ramené chaque soir au Laboratoire d'analyses agroenvironnementales de l'IRDA à Québec. Les premières analyses effectuées sur l'échantillon, généralement le jour suivant, étaient la densité (à sec non tapé dans un pot en plastique de 0,5 L) et la granulométrie (tamis de 200 µm avec trous carrés de 2, 4, 6 et 8 mm brassés à la main). Ensuite, la biomasse était séchée à 105 °C [255], puis passée au broyeur mécanique jusqu'à ce que l'entièreté du matériel soit inférieure à 80 mesh (177µm) [256]. Ces procédures étaient réalisées en accord avec les normes établies par l'*American Society for Testing and Materials* (ASTM). Les analyses chimiques étaient enfin réalisées au cours des jours subséquents. Un résumé des méthodes utilisées est présenté au tableau 3.3.



**Figure 3.7** Échantillonnage de la biomasse

**Tableau 3.3** Méthodes d'analyse des biomasses

Propriété	Technique	Méthode	Norme
Densité	À sec non tapé		
Granulométrie	Tamis		
Matière sèche	À 105 °C		E1756-08 [255]
C, H	Combustion sèche, CO <sub>2</sub> infrarouge	IRDA-341	E777-08 [257]
N	Combustion sèche, N <sub>2</sub> conductivité	IRDA-341	E778-08 [258]
S, P, K, Na, Ca, Mg, Al, B, Cu, Fe, Mn, Zn, Mo, Ni, Cd, Cr, Co, Pb, Ba, Sr	Digestion HNO <sub>3</sub> , peroxyde et HCl (95 °C)	IRDA-320	EPA 3050 [259]
Si	Digestion NaOH 50 % (95 °C)	IRDA-321	Heckman et Wolf [260]
Cl	Dosage par titrimétrie AgNO <sub>3</sub>	IRDA AS-308	Wallinga <i>et al.</i> [261]
Cendres	À 575 ± 25 °C		E1755-01 [262]
PCS	Bombe calorimétrique		E711-87 [263]

Les compositions en carbone, en hydrogène et en azote étaient déterminées par combustion sèche (Leco TruSpec, St. Joseph, MI, États-Unis). Les contenus en soufre, en phosphore, en potassium, en sodium, en calcium, en magnésium (Mg), en aluminium (Al), en bore (B), en cuivre, en fer (Fe), en manganèse (Mn), en zinc (Zn), en molybdène (Mo), en nickel (Ni), en cadmium, en chrome (Cr), en cobalt (Co), en plomb, en baryum (Ba) et en strontium (Sr) étaient déterminés par spectrométrie d'émission optique au plasma d'argon après digestion de l'échantillon à chaud (95 °C) dans un milieu d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>), de peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) et de HCl. Cette méthode est suggérée par l'USEPA [259]. La teneur en silicium (Si) était obtenue par digestion à l'hydroxyde de sodium (NaOH) à 50 % de concentration à 95 °C selon la procédure du *Northeast Coordinating Committee on Soil Testing* [260]. Pour déterminer la composition de l'échantillon en chlore soluble à l'eau, la méthode consistait à déterminer les ions chlorures extraits à l'eau et au HNO<sub>3</sub> avec dosage par titrimétrie au nitrate d'argent (AgNO<sub>3</sub>) avec un titre automatique Mettler-Toledo

(Mississauga, ON, Canada) muni d'une électrode spécifique aux ions  $\text{Cl}^-$  [261]. La méthode E711-87 [263] de la bombe calorimétrique (échantillon en poudre avec un additif comme de l'huile minérale) servait à évaluer le PCS des biomasses. La méthode E1755-01 [262] était employée pour déterminer la teneur en cendres à  $575 \pm 25$  °C.

Les propriétés physico-chimiques finales de chaque combustible étaient déterminées en effectuant la moyenne de tous les échantillons reçus pour une même biomasse. En tout, 36 échantillons ont été prélevés, c'est-à-dire trois répétitions pour chacun des 12 premiers produits du tableau 3.2.

### 3.5.2 Démarrage de la chaudière

Avant de démarrer la chaudière, les équipements de mesure, les pompes du circuit d'eau, les programmes informatiques et les acqui-seurs de données étaient mis en marche. Il était ensuite possible d'effectuer les réglages de la chaudière en fonction du combustible. Il fallait notamment :

- Programmer la température de l'eau de l'échangeur de chaleur qui force l'arrêt ou le redémarrage de la chaudière ;
- Ajuster le débit d'air de combustion entre 0 et 100 % de la vitesse maximale du ventilateur ;
- Sélectionner le mode d'alimentation du combustible (constant ou intermittent) ;
- Ajuster la vitesse d'alimentation entre 0 et 100 % de la vitesse maximale de la vis ;
- Établir la température à laquelle le système de vis commence à alimenter la chaudière en combustible ;
- Fixer la température de combustion entre 650 et 875 °C ;
- Définir le nombre de cycles par heure du décendreur ;
- Programmer la gamme des valeurs que peut prendre la chaudière pour s'ajuster automatiquement aux conditions imposées.

Le tableau 3.4 présente les principaux réglages de la chaudière pour différents types de combustible. La valeur des paramètres pouvait varier légèrement selon les conditions d'opération au moment des tests.

**Tableau 3.4** Principaux réglages de la chaudière en fonction du type de combustible

Paramètre d'opération	Biomasse <sup>a</sup>				
	BG	SC	SG/PGA/ PGP/MGA/ MGP	AG	PVA/PVP/ MVA/MVP
Vitesse de la soufflante (%)	50	70	50	60	60
Mode d'alimentation intermittent :	Oui	Oui	Oui	Oui	Non
Alimentation en marche (s)	4	3	4	4	n.d.
Alimentation à l'arrêt (s)	22	3	22	22	n.d.
Vitesse de la vis d'alimentation (%)	30	90	30	30	100
Température de combustion (°C)	760	675	675	675	675
Nombre de cycles de décendrage (h <sup>-1</sup> )	0,5	10	12	15	12

<sup>a</sup> Voir le tableau 3.2 pour la liste des abréviations.

Notes : n.d., non défini.

Une fois ces opérations terminées, la valve de la bonbonne de propane était ouverte afin de mettre en fonction la chaudière. Aussitôt que la biomasse s'était enflammée et que le feu était en mesure de se maintenir sans l'aide du brûleur au gaz, la valve de la bonbonne était fermée. La chaudière étant démarrée, il fallait à ce moment laisser le procédé de combustion se stabiliser avant de commencer à enregistrer une quelconque valeur. Le temps nécessaire avant d'atteindre une température de combustion constante pouvait varier entre 1 à 3 h selon le combustible.

### 3.5.3 Mesure des émissions atmosphériques

#### Déroulement des essais expérimentaux

Les 36 jours d'expérimentation ont été réalisés entre novembre 2013 et janvier 2014. Le tableau 3.5 présente les dates, l'identification des essais ainsi que les périodes pendant lesquelles les gaz et les particules ont été prélevés.

#### Mise en place des équipements d'échantillonnage sur la cheminée

L'effluent gazeux produit par le Bio-Burner est évacué sur le dessus de l'appareil par la bride de sortie du cyclone servant à la précipitation des cendres volantes (figure 3.4). Pour diriger les fumées à l'extérieur du bâtiment, une conduite de 4,5 m de long est installée au bout de la bouche d'évacuation jusqu'au travers du toit du bâtiment. Les gaz de combustion sont ainsi émis à l'atmosphère à plus de 6 m du sol. La cheminée est une série de tubes à double paroi en acier de 150 mm de diamètre ( $D_m$ ). Les tubes sont attachés les uns à la suite des autres et sont munis de portes d'échantillonnage permettant d'installer les instruments nécessaires pour

caractériser les émissions (figure 3.8). Ainsi, à partir de la bride d'évacuation du cyclone, deux ouvertures ont été pratiquées dans la cheminée pour y insérer les sondes d'échantillonnage des gaz (figure 3.9). L'une servait à mesurer in situ l'O<sub>2</sub> et l'autre, les gaz de combustion. Par la suite, à 1,6 m (11D<sub>m</sub>) de la seconde sonde, deux orifices à 90° l'un de l'autre ont été percés pour le prélèvement des particules (figure 3.10). À 1,2 m (8D<sub>m</sub>) plus haut, deux autres orifices à 90° l'un de l'autre ont été pratiqués pour l'établissement de profils de vitesse (figure 3.11). À 0,675 m au-dessus (4,5D<sub>m</sub>), la conduite a été perforée à deux extrémités pour y installer l'opacimètre (figure 3.11). Finalement, deux coudes ont été attachés ensemble pour relier la conduite et le bout de la cheminée qui traverse le toit.

### **Méthode de prélèvement des matières particulaires**

Les particules en suspension générées lors de la combustion étaient échantillonnées en s'inspirant de la Méthode 5 proposée par l'USEPA. Selon cette approche, les matières particulaires sont prélevées directement dans le flux gazeux à un débit modulé en temps réel pour que la vitesse de circulation des fumées à l'entrée de la ligne de prélèvement soit la même que la vitesse du gaz qui circule au point de prélèvement (isocinétisme).

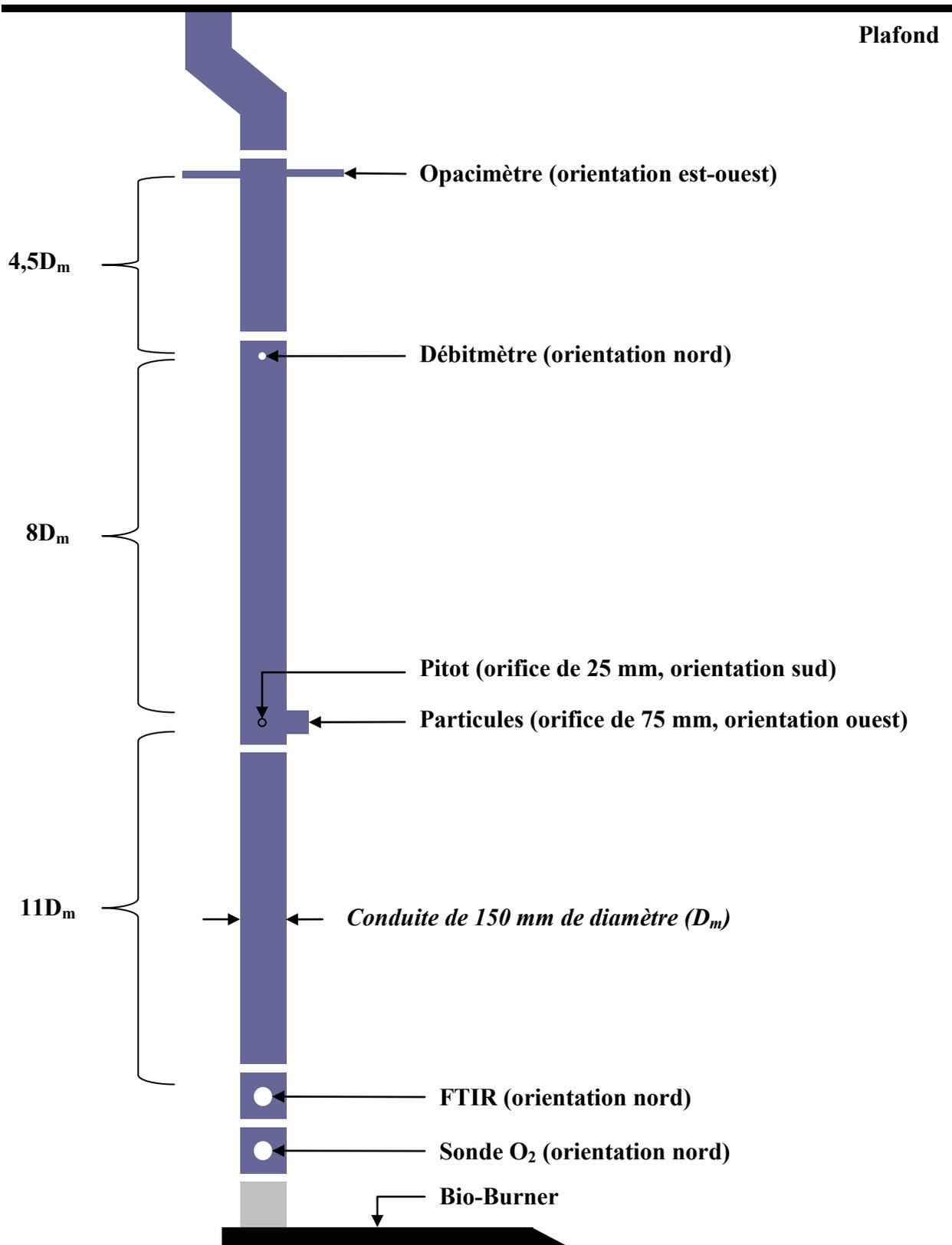
Pour une cheminée de diamètre compris entre 100 et 300 mm, la méthode suggère de mesurer les débits de gaz et d'échantillonner les particules à deux endroits différents pour diminuer l'espace occupé par la sonde de prélèvement étant donné la faible surface interne de la cheminée. De plus, pour un conduit dont les portes d'échantillonnage sont situées à plus de 8D<sub>m</sub> en amont et à plus de 2D<sub>m</sub> en aval des plus proches turbulences visibles dans l'écoulement gazeux, la méthode suggère de prélever l'échantillon sur huit points de prélèvement répartis sur deux traverses de quatre points. Cependant, considérant le très faible débit des gaz, le nombre de répétitions à effectuer, l'aspect comparatif et non législatif des essais de combustion effectués et l'établissement à quelques reprises de profils de vitesse relativement semblables sur deux traverses aux deux sites de mesure dans la cheminée, le prélèvement des particules s'est effectué sur un seul point, soit par la porte d'échantillonnage principale située à 11D<sub>m</sub> et 8D<sub>m</sub> des plus proches turbulences (figure 3.10).

Durant les essais expérimentaux, les données d'échantillonnage ont été relevées aux 10 min et le prélèvement a été effectué assez longtemps pour prélever au moins 1 m<sup>3</sup> de gaz. Ainsi, pratiquement tous les essais se sont déroulés sur une période de 60 ou 70 min.

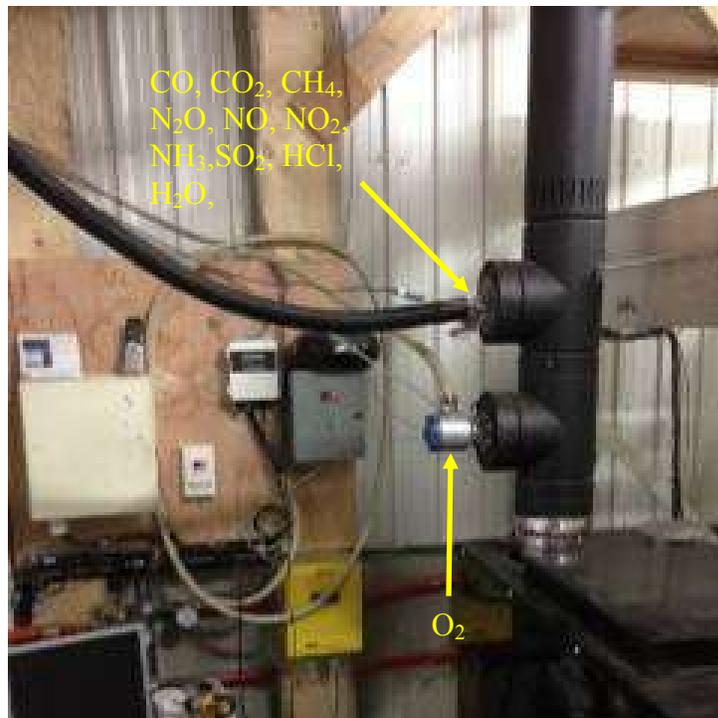
**Tableau 3.5** Cédule des essais expérimentaux

Date	Essai <sup>a</sup>	Prélèvement			
		Gaz		Particules	
		Début	Fin	Début	Fin
2013-11-06	AG-1	10h35	16h05	13h50	15h29
2013-11-07	SG-1	10h40	16h10	13h37	15h07
2013-11-08	SC-1	09h55	15h45	13h58	14h58
2013-11-11	BG-1	10h25	15h45	13h27	14h57
2013-11-12	PGA-1	09h00	11h00	14h20	15h40
2013-11-13	PGP-1	09h10	13h40	11h37	13h07
2013-11-14	PVA-1	08h45	14h50	13h28	14h28
2013-11-15	PVP-1	09h15	15h25	12h08	13h28
2013-11-16	PVP-2	08h25	12h00	10h42	11h30
2013-11-18	MVP-1	11h00	14h50	13h30	14h30
2013-11-19	SG-2	08h55	13h45	12h02	13h22
2013-11-21	MGA-1	08h45	13h55	12h08	13h28
2013-11-22	BG-2	08h50	15h05	12h46	14h46
2013-11-23	MVA-1	07h45	11h51	10h33	11h43
2013-11-25	AG-2	10h25	15h25	14h00	15h10
2013-11-26	PVA-2	08h50	13h05	11h23	12h33
2013-11-27	MGP-1	09h15	14h40	12h50	14h00
2013-11-28	PGP-2	09h15	14h40	13h03	14h13
2013-11-29	SC-2	08h50	14h50	13h11	14h21
2013-12-02	MVP-2	10h45	15h00	13h16	14h16
2013-12-03	MGP-2	09h30	14h15	12h38	13h48
2013-12-04	PGA-2	09h25	16h10	12h01	13h11
2013-12-05	PVP-3	09h20	15h05	11h11	12h21
2013-12-06	PVA-3	09h05	13h15	11h42	12h52
2013-12-07	MVA-2	07h55	11h55	10h26	11h36
2013-12-09	MGA-2	09h25	14h50	12h20	13h20
2013-12-10	MGA-3	10h00	15h50	12h05	13h15
2013-12-12	BG-3	12h20	19h10	15h49	16h59
2013-12-13	PGA-3	09h30	15h05	13h40	14h50
2013-12-16	SG-3	10h20	16h10	13h40	15h00
2014-01-14	MVA-3	09h10	14h40	12h57	14h07
2014-01-15	MGP-3	09h35	17h20	15h35	16h45
2014-01-16	PGP-3	11h05	15h20	13h43	14h53
2014-01-17	MVP-3	09h40	15h00	12h46	13h56
2014-01-20	SC-3	09h50	15h15	13h44	14h44
2014-01-21	AG-3	09h40	15h25	13h55	15h05

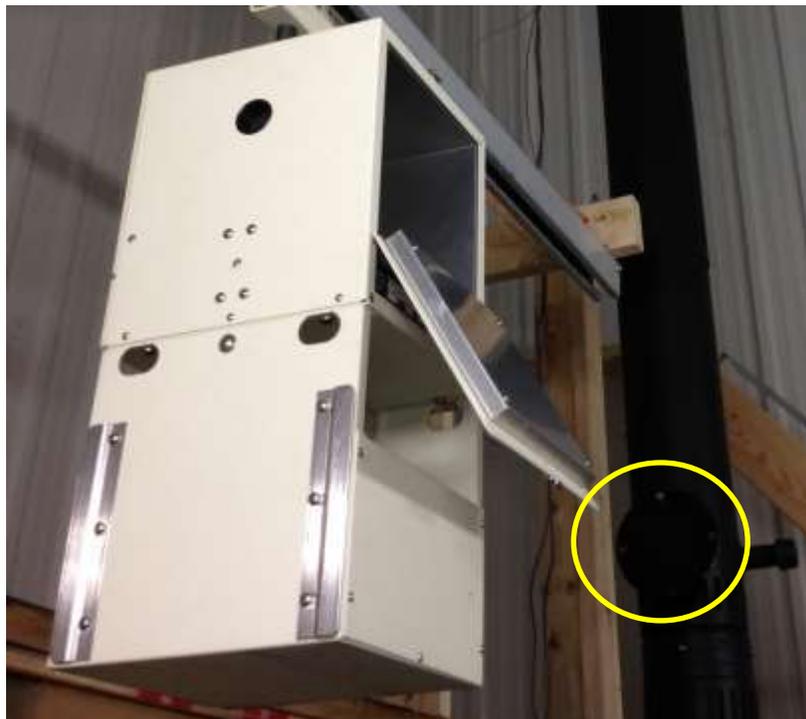
<sup>a</sup> Voir le tableau 3.2 pour la liste des abréviations.



**Figure 3.8** Arrangement des points d'échantillonnage sur la cheminée



**Figure 3.9** Sondes d'échantillonnage des gaz



**Figure 3.10** Porte d'échantillonnage des particules



**Figure 3.11** Opacimètre et débitmètre

La ligne de prélèvement des matières particulaires, similaire au schéma de la figure 3.12, comprenait :

- une buse en acier inoxydable de 12,5 mm de diamètre installée sur une sonde en acier inoxydable de 600 mm de longueur effective (figure 3.13) ;
- un tube de Pitot de type S (figure 3.13) ;
- un filtre Whatman 934-AH (GE Healthcare, Mississauga, ON, Canada) de 75 mm de diamètre en fibre de verre inséré dans un porte-filtre placé dans un caisson à l'intérieur duquel la température était maintenue à environ 120 °C (figure 3.14) ;
- 4 impacteurs installés en série et plongés dans la glace (annexe A) :
  - les deux premiers étaient remplis d'environ 100 mL d'eau distillée ;
  - le troisième était laissé vide ;
  - le quatrième était rempli d'environ 250 g de gel de silice ;
  - un équipement d'échantillonnage XC-563 conforme à la Méthode 5 et calibré par le manufacturier (figure 3.15).

Une vue d'ensemble du chariot de prélèvement de la buse aux impacteurs est présenté à la figure 3.16.

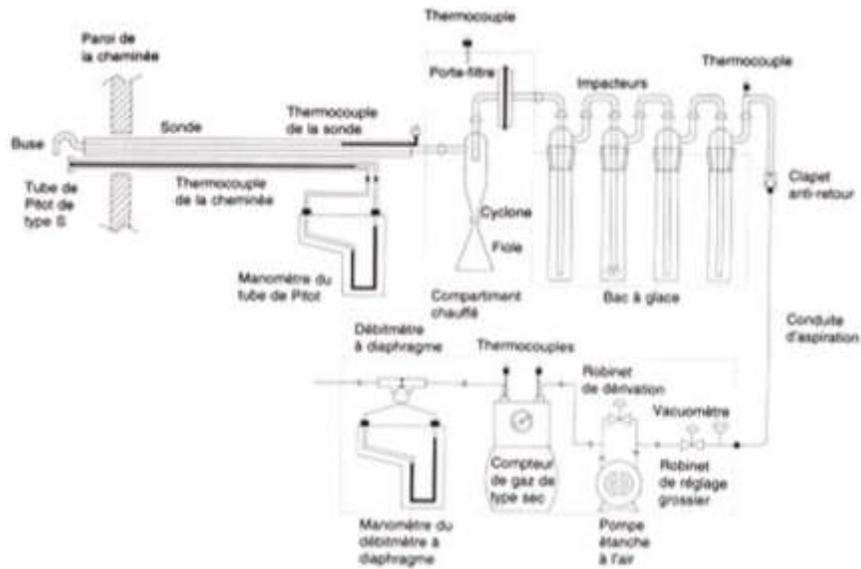


Figure 3.12 Exemple de ligne de prélèvement [264]

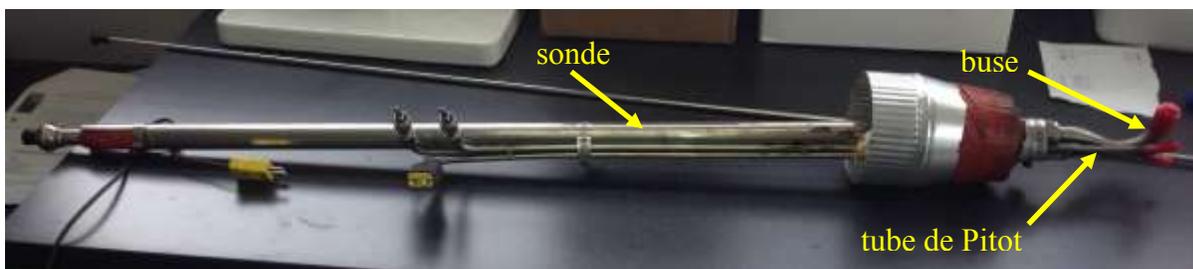


Figure 3.13 Sonde, buse et tube de Pitot de la ligne de prélèvement

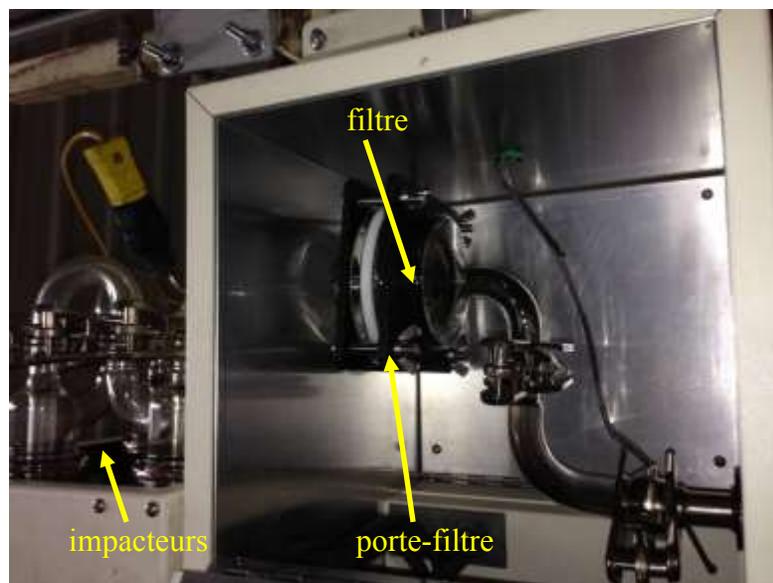


Figure 3.14 Filtre, porte-filtre et impacteurs de la ligne de prélèvement



**Figure 3.15** Équipement d'échantillonnage XC-563 et pompe à diaphragme



**Figure 3.16** Chariot de prélèvement de la sonde aux impacteurs

À la fin de chaque test, les différentes parties du chariot de prélèvement étaient démontées. Tout l'intérieur du matériel se trouvant avant le filtre (porte-filtre, sonde et buse) était lavé à l'acétone et le liquide souillé de particules était récupéré dans un bécher (annexe B). En

laboratoire, un montage permettait à l'acétone de s'évaporer et le résidu solide était pesé. Le filtre, dont la masse de départ était connue, était aussi pesé avec les particules captées. La différence était additionnée à la masse du résidu pour obtenir la masse totale de particules. Connaissant le volume de gaz prélevé sur une base sèche et à température et pression standard, cela permettait d'exprimer le résultat en termes de concentration normalisée ( $\text{mg Nm}^{-3}$ ), laquelle était ensuite corrigée à 7 %vol d' $\text{O}_2$  [51] selon la formule suivante :

$$C_{\text{corrigée}} = C_{\text{mesurée}} \times \frac{20,9 - 7,0}{20,9 - (O_2)_{\text{mesuré}}} \quad (3.1)$$

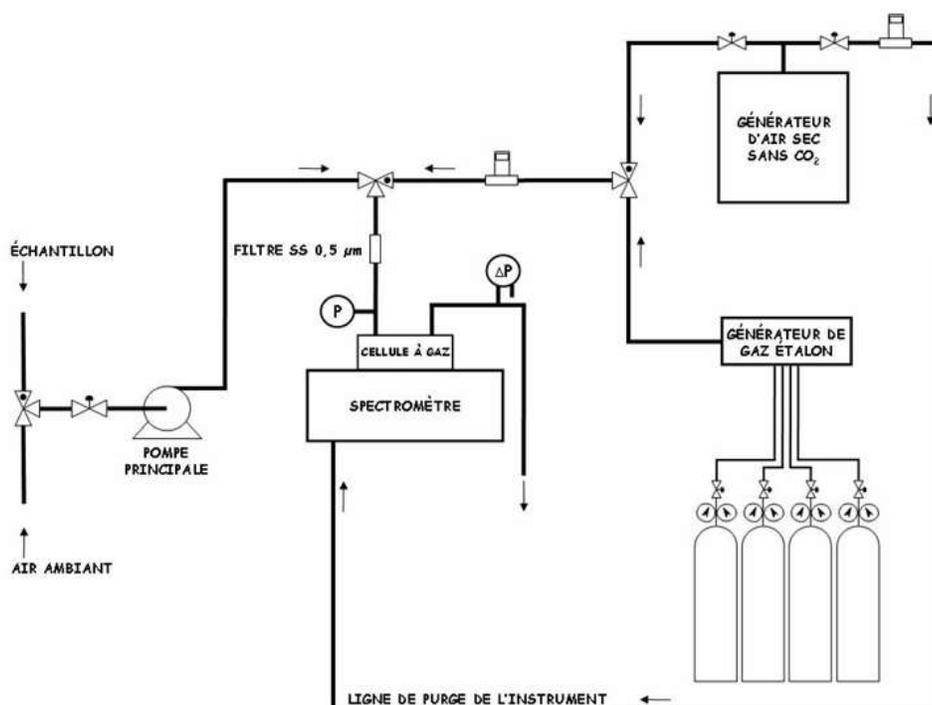
où  $C_{\text{corrigée}}$  et  $C_{\text{mesurée}}$  représentent respectivement les concentrations corrigée à 7 %vol d' $\text{O}_2$  et mesurée à un certain taux d' $\text{O}_2$  (%vol). Les émissions de particules étaient ensuite exprimées en  $\text{mg MJ}^{-1}$  lorsque la concentration était multipliée au débit ( $\text{Nm}^3 \text{h}^{-1}$ ) et divisée par le taux de combustion ( $\text{kg h}^{-1}$ ) et le PCI ( $\text{MJ kg}^{-1}$ ).

### Mesure et analyse des gaz de combustion

L' $\text{O}_2$  a été mesuré avec une sonde COSA ZFK8 (Fuji Electric Instrumentation, Edison, NJ, États-Unis) qui utilise la capacité de l'oxygène à produire une différence de potentiel aux bornes d'un cristal d'oxyde de zirconium ( $\text{ZrO}_2$ ) maintenu à haute température (800 °C). Les autres gaz ( $\text{CO}$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{HCl}$  et  $\text{H}_2\text{O}$ ) étaient prélevés et filtrés avec une sonde en acier inoxydable (6,25 mm) plongée directement dans le flux gazeux. La filtration s'effectuait grâce à un filtre en acier inoxydable aggloméré d'une porosité de 0,5  $\mu\text{m}$ , précédé d'un filtre en fibre de verre Pall Type A/E monté dans un porte-filtre en aluminium et en acier inoxydable. Pour les sept derniers essais, le filtre en fibre de verre a été remplacé par un filtre en acier inoxydable aggloméré d'une porosité de 60  $\mu\text{m}$  précédé d'un tamis filtrant en acier inoxydable d'une porosité de 240  $\mu\text{m}$ .

Après filtration, les gaz étaient acheminés par un tube en téflon (6,25 mm) chauffé à 150 °C jusqu'à une pompe à diaphragme Dia-Vac (Air Dimensions inc., Deerfield Beach, FL, États-Unis) qui refoulait les gaz dans un autre tube en téflon (6,25 mm) chauffé à 150 °C jusque dans la cellule de l'analyseur à un débit  $< 4 \text{ L min}^{-1}$ . L'analyseur était un FTIR équipé d'un détecteur DTGS (Deuterated Triglycine Sulfate). Cet instrument est aussi muni d'une cellule d'analyse des gaz (4Runner, CIC Photonics, Albuquerque, NM, États-Unis) de 4 m de

parcours optique et d'environ 600 mL de volume. La température dans la cellule était maintenue constante par le contrôle du chauffage de la cellule à 180 °C. La ligne d'entrée des gaz dans la cellule était protégée par un filtre en acier inoxydable aggloméré de 0,5 µm de porosité. En tout temps, la base de l'instrument était purgée par 2 L min<sup>-1</sup> d'air sec sans CO<sub>2</sub> produit par un générateur PCDA (PureGas LLC, Broomfield, CO, États-Unis). La cellule, en dehors des périodes d'analyse, était aussi balayée par de l'air sec sans CO<sub>2</sub> à un débit de 4 L min<sup>-1</sup>. La figure 3.17 schématise le système d'analyse des gaz.



**Figure 3.17** Système d'analyse par spectroscopie FTIR

La pression dans la cellule était maintenue légèrement supérieure à la pression atmosphérique à cause du débit de circulation de l'échantillon de gaz. La pression dans la cellule était mesurée avec une jauge de pression absolue Honeywell FPA (0–1500 mm Hg), alors que la pression causée par la vitesse d'écoulement du gaz était mesurée avec une jauge de pression différentielle Modus T 10 (0–10 po d'eau) entre la cellule et la pression atmosphérique. Ainsi, avec la valeur de la pression différentielle, le débit de la pompe de refoulement dans la cellule peut être vérifié et ajusté.

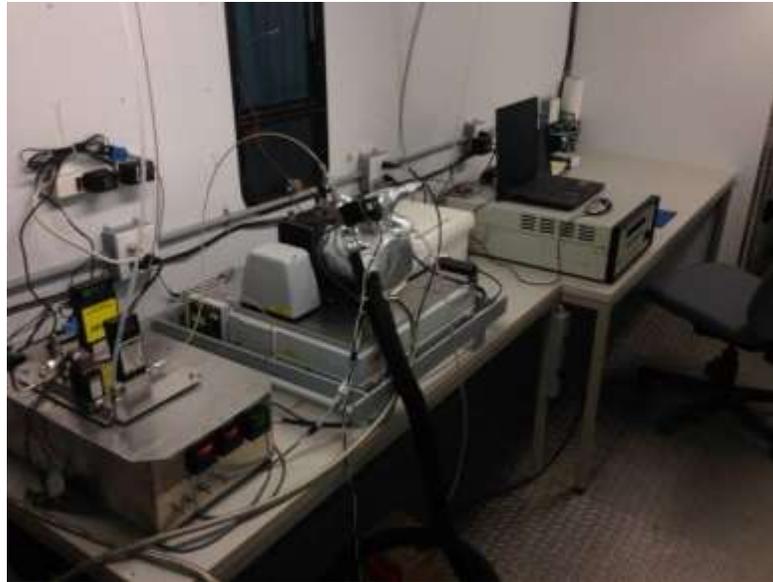
Les spectres des gaz étaient acquis continuellement à une résolution de  $2 \text{ cm}^{-1}$  avec le logiciel IRGAS100 (CIC Photonics, Albuquerque, NM, États-Unis). Ce dernier permettait aussi l'interprétation des spectres et le calcul des résultats d'analyse à toutes les 66 s. La routine de quantification identifiée « WO1470 JPL Rev 131105.icf » était utilisée et les spectres de calibration qui y étaient associés étaient fournis par CIC Photonics. Le spectre de référence qui était soustrait de tous les autres spectres pour la quantification était enregistré au début de chacune des quatre premières semaines d'essais au même moment où la cellule à gaz était balayée avec  $4 \text{ L min}^{-1}$  d'air sec sans  $\text{CO}_2$ . Par la suite, le spectre de référence enregistré au début de la quatrième semaine a été utilisé pour les cinq semaines suivantes.

Des valves solénoïdes à trois voies permettaient de gérer la provenance du gaz alimenté à la cellule entre l'échantillon à analyser, l'air sec sans  $\text{CO}_2$  et un générateur de gaz étalon M700 de Teledyne API (San Diego, CA, États-Unis). La plupart des tubes reliant les équipements ainsi que les valves et les débitmètres étaient en acier inoxydable 316. Des tubes flexibles en PEEK ou en téflon étaient aussi installés entre les cylindres de gaz étalon et le générateur de gaz étalon ainsi qu'entre le générateur d'air sec sans  $\text{CO}_2$  et les valves micrométriques de contrôle de débit.

Un système de contrôle et d'acquisition de données permettait d'enregistrer continuellement la température près de l'instrument, la pression dans la cellule et la pression de vitesse de l'échantillon en circulation. Le même système permettait de démarrer les séquences de préparation des gaz étalon et d'actionner les valves solénoïdes de gestion des échantillons de gaz.

Pour vérifier les réponses de l'instrument, des échantillons de gaz de concentration connue étaient utilisés. Les échantillons étalons étaient de l'air ambiant du bâtiment, de l'air sec sans  $\text{CO}_2$ , de l'azote zéro, un mélange certifié de  $\text{CO}$ , de  $\text{CO}_2$ , de  $\text{CH}_4$ , de  $\text{N}_2\text{O}$ , de  $\text{NO}$  et de  $\text{SO}_2$  dans une balance d'azote et un mélange certifié de  $\text{CO}_2$  à haute concentration dans l'azote. Les échantillons étalons étaient analysés au moins une fois durant la nuit entre les essais.

Les instruments de mesure et d'analyse des gaz (figure 3.18) se trouvaient dans un laboratoire mobile à l'intérieur du LEAD dans le hall (figure 3.1).



**Figure 3.18** Équipements de mesure et d'analyse des gaz

Les émissions de gaz étaient ensuite calculées à partir des concentrations obtenues du FTIR selon l'équation suivante, adaptée de l'Association canadienne de normalisation (CSA) [265] :

$$E_i = \frac{C_i \times \rho_{air} \times Q_g}{m_f \times PCI} \times \frac{M_i}{M_{air}} \quad (3.2)$$

où :

- $E_i$  = émission du gaz  $i$  (mg MJ<sup>-1</sup>) ;
- $C_i$  = moyenne de la concentration du gaz  $i$  durant la même période de prélèvement que celle des particules (ppmv) ;
- $\rho_{air}$  = masse volumique de l'air à température (25 °C) et pression (101,325 kPa) normales (1,184 kg m<sup>-3</sup>) ;
- $Q_g$  = débit des gaz sur base sèche et corrigé à une température et à une pression normales (Nm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>) selon l'équation 3.3 [266] :

$$Q_g = Q_h \times \frac{T_n}{T_h} \times \frac{P_h}{P_n} \times (1 - F_v) \quad (3.3)$$

où :

- $Q_h$  = débit dans la cheminée (m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>) ;
- $T_h$  = température mesurée dans la cheminée (K) ;
- $T_n$  = température normale (298,15 K) ;

- $P_h$  = pression dans la cheminée (kPa) ;
- $P_n$  = pression normale (101,3 kPa) ;
- $F_v$  = fraction de vapeur d'eau dans les gaz donnée par le FTIR.
- $m_f$  = masse de combustible consommée ou taux de combustion ( $\text{kg h}^{-1}$ ) ;
- $M_i$  = masse molaire du gaz  $i$  ( $\text{g mol}^{-1}$ ) ;
- $M_{air}$  = masse molaire de l'air ( $28,97 \text{ g mol}^{-1}$ ).

### Opacité des fumées

Deux tuyaux ont été fixés perpendiculairement à la conduite (figure 3.11) sur des orifices pratiqués dans la cheminée pour y installer la source et le détecteur de l'opacimètre à chaque extrémité à une distance de 610 mm l'un en face de l'autre. La source et le détecteur de l'opacimètre étaient purgés en permanence avec environ  $0,5 \text{ L min}^{-1}$  d'air comprimé. Le zéro d'opacité était ajusté chaque semaine durant la série d'essais.

### Débit des gaz

En plus du tube de Pitot de type S installé sur la ligne de prélèvement de particules pour suivre la vitesse des gaz de combustion au point d'échantillonnage des matières particulaires, un débitmètre a aussi été installé dans la semaine du 25 novembre 2013 pour connaître en continu le débit dans la cheminée et avoir une valeur de comparaison avec le Pitot (figure 3.11).

### 3.5.4 Vidange, pesée et échantillonnage des cendres

Les cendres produites lors d'un test étaient généralement vidangées le lendemain après avoir refroidies toute une nuit. Les procédures de ramassage des cendres provenant du cyclone, de l'échangeur et du foyer sont décrites à l'annexe C. Les cendres recueillies de chacune des sources étaient ensuite pesées individuellement à l'aide d'une balance (Modèle MS32001L, Mettler Toledo, Mississauga, ON, Canada), tel qu'illustré à la figure 3.19, échantillonnées (figure 3.20) et ramenées au Laboratoire d'analyses agroenvironnementales de Québec. L'analyse en laboratoire était effectuée d'après la même méthodologie que celle décrite à la section 3.5.1 pour les biomasses, à l'exception des procédures pour connaître la densité, la granulométrie et le pouvoir calorifique qui n'étaient pas requises dans le cas des cendres.



**Figure 3.19** Pesée des cendres



**Figure 3.20** Échantillonnage des cendres



# **CHAPITRE 4 PARTICULATE CONCENTRATIONS DURING ON-FARM COMBUSTION OF ENERGY CROPS OF DIFFERENT SHAPES AND HARVEST SEASONS**

## **Avant-propos**

### **Auteurs et affiliation :**

S. Fournel : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

J. H. Palacios : professionnel de recherche, IRDA, Québec, QC, Canada.

R. Morissette : ingénieur de recherche, AAC, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec, QC, Canada.

J. Villeneuve : ingénieur de recherche, AAC, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec, QC, Canada.

S. Godbout : chercheur, IRDA, Québec, QC, Canada.

M. Heitz : professeur, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

P. Savoie : chercheur, AAC, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec, QC, Canada.

**Date de publication :** 5 janvier 2015

**Revue :** Atmospheric Environment

**Titre français :** Concentrations de matières particulaires issues de la combustion à la ferme de cultures énergétiques brûlées sous différentes formes et récoltées à différentes saisons

**Contribution au document :** Cet article scientifique contribue à la thèse en relatant les résultats de concentrations de particules obtenus lors des essais de combustion avec les différentes biomasses évaluées. Il met en lumière les difficultés à brûler des cultures énergétiques dans une chaudière multi-combustible nord-américaine et à respecter les niveaux réglementaires établis par le gouvernement du Québec. Les résultats obtenus servent également au développement du cadre de certification de la biomasse agricole proposé au chapitre 6.

**Résumé français :** L'accroissement des coûts énergétiques et des préoccupations environnementales des fermes a motivé les producteurs agricoles à lorgner du côté des biomasses disponibles à la ferme en vue de substituer les combustibles fossiles pour la production de chaleur. Cependant, l'utilisation de biomasses autres que forestières rencontre des défis majeurs en raison de la variabilité de leur composition chimique et de leurs propriétés qui peuvent engendrer des émissions plus importantes de matières particulaires. L'objectif des présents travaux était de mesurer et de comparer les concentrations totales de particules durant la combustion à petite échelle du bois et de quatre cultures énergétiques : le saule à croissance rapide, le panic érigé, le miscanthus et l'alpiste roseau. Dans le but d'étudier l'influence des caractéristiques physico-chimiques, différentes formes de combustible (granules, copeaux et vrac) et périodes de récolte (automne et printemps) ont été évaluées. Dans ce contexte, une chaudière multi-combustible de faible puissance (29 kW) de type non catalytique (la combustion se produit en une chambre unique) a été utilisée. Au total, 12 différentes biomasses ont été testées et brûlées trois fois chacune. Le bois ( $416 \text{ mg Nm}^{-3}$  à 7 %vol d'O<sub>2</sub>) a émis moins de matières particulaires que les quatre autres biomasses (505–1417  $\text{mg Nm}^{-3}$  à 7 %vol d'O<sub>2</sub>). Cependant, compte tenu de la grande variabilité entre les essais, aucune différence significative à  $P > 0,1$  n'a été révélée, à l'exception d'un cas. Les concentrations de particules mesurées étaient élevées en comparaison des normes environnementales en vigueur au Québec ou des valeurs obtenues dans la littérature principalement en raison des particularités technologiques de la chaudière. À l'exception du saule, les produits granulés ont causé une diminution des niveaux de poussières de 22 à 52 %

comparativement aux produits non densifiés. Les biomasses en vrac étant donné leur faible densité n'ont pas permis d'atteindre une combustion complète et ont ainsi généré des composés reliés à une oxydation incomplète du combustible. Les cultures récoltées au printemps ont démontré une réduction des matières particulaires jusqu'à 48 % par rapport aux mêmes plantes récoltées à l'automne. Ce résultat a été causé par une réduction de 20 à 60 % de plusieurs éléments chimiques de la biomasse (S, Cl, K et P), considérés comme les principaux constituants des cendres volantes.

**Référence complète :** Fournel, S., Palacios, J. H., Morissette, R., Villeneuve, J., Godbout, S., Heitz, M. et Savoie, P. (2015). Particulate concentrations from on-farm combustion of energy crops of different shapes and harvest seasons. *Atmospheric Environment*, volume 104, p. 50–58.

**Note :** À la suite des corrections demandées par les membres du jury, le contenu de cet article diffère légèrement de celui qui a été publié. Le format original de l'article a aussi été actualisé dans le but d'uniformiser la présentation de la thèse.

## Abstract

The increasing energy costs and environmental concerns of farms have motivated the growing interest of agricultural producers in using farm-grown biomass as a substitute to fossil fuels for heat production. However, the use of non-woody biomass is facing challenges due to variability regarding chemical composition and fuel properties that may induce problems during combustion such as particulate matter (PM). The aim of this work was to measure and compare total PM concentrations during on-farm combustion of wood and four agricultural crops: short-rotation willow, switchgrass, miscanthus and reed canary grass. In order to study the influence of physicochemical properties, different shapes (pellets, chips and chopped grasses) and harvest seasons (fall and spring) were also evaluated. In this context, a representative small-scale (29 kW), multi-fuel boiler for light commercial use was utilized. The boiler was also non-catalytic so that the burning took place in a single combustion chamber. Overall, 12 different biomass fuels were tested and each product was burned three times. Mean PM concentration of wood ( $416 \text{ mg Nm}^{-3}$  at 7 vol%  $\text{O}_2$ ) was lower than that of the four dedicated energy crops ( $505\text{--}1417 \text{ mg Nm}^{-3}$  at 7 vol%  $\text{O}_2$ ). However, because of the high variability between the experiments, no statistical significance was observed at  $P > 0.1$  level except in one case. The PM amounts were high compared to literature data and Quebec's environmental regulation mainly because of the boiler system used. Except for willow, pelletized products decreased PM levels by 22–52% compared to chopped materials. Bulky biomass of low density was unable to reach steady-state conditions and produced compounds associated with incomplete combustion including PM. Spring-harvested biomass fuels showed a PM reduction up to 48% compared to fall-harvested crops. This was likely due to a 20–60% decrease of several chemical elements in the biomass, namely S, Cl, K and P which are the main constituents of fly ash.

*Keywords:* Agricultural biomass; Energy crops; Combustion; Particulate matter; Physicochemical properties

## 4.1 Introduction

Worldwide, substituting fossil fuels by solar-based renewable resources has become a favorable option to face the increasing concentration of greenhouse gases (GHG) in the

atmosphere and the rising cost of energy [11]. In this context, the agricultural sector in Canada, especially the province of Quebec, is currently looking at producing low-cost on-farm energy from crops grown on underutilized, surplus lands. The use of such biomass is particularly attractive for on-farm combustion systems since it represents a promising technique to provide heat for farm facilities where biomass boilers can replace oil- and gas-fired furnaces [7,21].

Non-food crops for industrial purposes have been studied for more than twenty years in Europe and North America. As a result, short-rotation coppices (SRC), such as willow, and perennial rhizomatous grasses, such as switchgrass, miscanthus and reed canary grass, are now considered as the most promising dedicated energy crops [21,267]. These alternative biomass fuels, besides allowing the reduction of anthropogenic GHG emissions, show other ecological advantages. Their production involves limited soil management and minimal application of nutrient inputs. Purpose-grown energy crops can also serve for the restoration of marginal lands. In addition, the development of a biomass industry may create new employment opportunities in rural areas [268]. Nevertheless, the use of non-woody biomass is facing challenges due to variability regarding fuel properties that may induce combustion-related problems such as ash melting, deposit formation, corrosion and nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>), hydrogen chloride (HCl) and particulate matter (PM) emissions [14]. In Quebec's environmental regulation, the biggest concern is PM since the combustion of lignocellulosic biomass in small-scale units (<3 MW) is allowed but the concentration limit (70 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) is more stringent than for wood combustion (150 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>). Therefore, there is a need for local scientific results to update the legislation [56].

Particulate matter once released in ambient air affects air quality and climate. In fact, PM is consistently associated with adverse health effects since a chronic exposure to fine particles contributes to the risk of developing respiratory and cardiovascular diseases. Particulate emissions also influence the climate by absorbing and scattering sunlight and indirectly through their impact on cloud formation [63,132,269]. Total PM emissions are generally defined in two categories: PM<sub>10</sub> and PM<sub>2.5</sub>. The former represents coarse particles whose aerodynamic diameter is smaller than 10 μm. They are formed of non-volatilized ash and unburned fuel which are entrained into the flue gas. The latter is defined as fine particles

whose aerodynamic diameter is smaller than 2.5  $\mu\text{m}$ . Fine particles produced by small-scale combustion consist mainly of ash, elemental carbon and organic material. Fine ash particles, which are the dominant fraction under complete combustion, are formed after initial volatilization in the hot combustion chamber and subsequent condensation when temperature decreases. These flue ash particles are typically composed of alkali metals. Under incomplete combustion, particles can be found as soot and condensed heavy hydrocarbons (tar). Soot consists of elemental carbon entrained in the flue gas. When biomass is heated, soot decomposes into different organic compounds including tar which can remain in the flue gas due to low combustion temperatures, short residence time and lack of available oxygen. In some cases, tar is the main contributor to total PM emissions in small-scale solid fuel combustion applications [14,59,85,132,269].

The quantity and characteristics of PM produced are then strongly correlated to biomass physicochemical properties, combustion conditions and flue gas cleaning technology. The choice of biomass is crucial as chemical composition (ash, N, S, Cl, K, etc.) significantly differs between woody biomass (low), SRC (medium), herbaceous crops (high) and cereal straws (very high) [14,71]. Likewise, a delayed harvest until spring, i.e. when plants are chopped during fall, left on the ground all winter (where they undergo water leaching while snow melts) and harvested in May, can influence the crop composition by reducing the concentrations of most elements that lead to environmentally harmful emissions during combustion. In addition, physical properties mainly affect the efficiency of the combustion process. For instance, smaller particles increase the total surface area and the pore size of the material; they can also increase biomass consumption rate if a high density is maintained. For these reasons, compressing raw biomass into pellets is relevant. Besides increasing density, pellets improve physical homogeneity, contribute to a more uniform combustion and reduce pollutant emissions [8,154,160]. Finally, small-scale biomass combustion is often an important source of fine particle emissions due to inexistent or inefficient flue gas cleaning system [59,63,269].

Several studies [18,63,85,99,123,128,130,131,133,135,144,148] have recently investigated the influence of fuel physicochemical properties on PM amounts during small-scale combustion (7–60 kW) of different agricultural biomass materials. These works principally assessed the

influence of biomass chemical composition through plant species, although other parameters like harvest period are of importance. Only Chandrasekaran *et al.* [133] measured PM emissions from the combustion of three types of grass pellets from first or second cutting and leached in the field from October to December. Moreover, all aforementioned studies predominantly focused on pelletized fuels, even though densification requires expensive equipment and energy which thus raise the biomass cost [8]. The effect of chopped products on PM emissions compared to pellets has merely been characterized by AILE [144] and Collura *et al.* [18] for miscanthus. Therefore, there is still a lack of knowledge regarding the environmental suitability of most promising energy crops harvested either in fall or in spring to be burned in different shapes in existing small-scale systems. The majority of the abovementioned studies were also carried out in Europe where biomass heating systems are generally more sophisticated than in North America. Fuel characterization with special attention to PM concentrations from a local, simple, cheap and multi-fuel boiler technology is actually needed before on-farm implementation. Such research can provide important information by showing the limitations of the current North American combustion technologies and by identifying key parameters and improvements required to adapt them for a broader spectrum of biomass fuels.

## 4.2 Materials and methods

### 4.2.1 Biomass fuels

Five different biomass fuels were used for this study: (1) a woody biomass (control) composed of black spruce (*Picea mariana*) and jack pine (*Pinus banksiana*); (2) a SRC willow (*Salix* spp.); (3) switchgrass (*Panicum virgatum*); (4) miscanthus (*Miscanthus giganteus*); and (5) reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). Wood was bought from a pellet mill (Granules LG, St-Félicien, QC, Canada), whereas willow was delivered by two companies working in the bioenergy sector: Biopterre (La Pocatière, QC, Canada) and Agro Énergie (St-Roch-de-l'Achigan, QC, Canada). The three herbaceous crops came from agricultural producers: Daniel Clément (Cookshire-Eaton, QC, Canada), Agrocime (St-Éloi, QC, Canada) and CLD Du Granit (Lac-Mégantic, QC, Canada), respectively.

In order to assess the influence of the physical aspect of biomass, one half of each agricultural material was chopped and the other half was pelletized. These operations were mainly done by

the suppliers before the products were shipped at the laboratory. Only switchgrass and miscanthus were delivered in round bales. The first half of these grasses was sent to a pelletizing company (Granulart, Neuville, QC, Canada), whereas the second half was shredded with a forage harvester (New Holland FP230) to approximately obtain 25-mm particles. Two harvest seasons (fall and spring) were also evaluated in the case of switchgrass and miscanthus to correlate changes in chemical composition with PM concentrations. Overall, the project contained 12 different biomass fuels, which were burned three times each (total of 36 experiments).

For each experimental test, one sample (0.5 L) of biomass was collected before the start-up of the boiler. All samples were analyzed at the IRDA laboratory (Quebec City, QC, Canada) to determine the average physical and chemical properties for each biomass (Tables 4.1 and 4.2, respectively). Density and particle size distribution through 300-mm steel sieves (2, 4 and 8 mm openings; W.S. Tyler, St. Catharines, ON, Canada) were first evaluated for each fuel sample. Preparation of biomass for compositional analysis was then carried out according to ASTM E1757-01 method [256]: drying of the whole sample at 105 °C and then milling using a cutting mill to a particle size less than 80 mesh (177 µm). The ash content was determined based on ASTM E1755-01 method [262] at 575 °C. The lower heating value (LHV) was calculated from the higher heating value (HHV) based on the moisture content of each fuel. The latter was determined by the bomb calorimeter method [263]. The C, H and N contents of biomass were evaluated by dry combustion (Leco TruSpec, St. Joseph, MI, USA). The O content was calculated by subtraction. The USEPA method [259] using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) was the analytical technique used for the detection of S and major and minor elements of ash such as P, K, Na Ca and Mg. The Si concentration was obtained by a NaOH digestion [260]. Chlorine extraction with water and HNO<sub>3</sub> and dosage by titration with AgNO<sub>3</sub> were used to determine the Cl content of biomass [261].

**Table 4.1** Average physical properties of the 12 tested biomass fuels (wet basis)

Harvest season	Particle shape	Biomass	Moisture content (wt%)	Lower heating value (MJ kg <sup>-1</sup> )	Bulk density (kg m <sup>-3</sup> )	Particle size distribution			
						<2 mm	2–4 mm	4–8 mm	>8 mm
Unknown	Pellets	Wood	6.3	16.3	612	0.1	0.1	67.5	32.3
Fall	Pellets	Short-rotation willow	9.6	14.3	536	1.0	3.1	87.6	8.3
		Switchgrass <sup>a</sup>	6.1	15.4	552	1.6	1.5	65.3	31.6
		Miscanthus <sup>b</sup>	6.0	15.4	582	1.2	0.9	82.0	15.9
		Reed canary grass	5.9	15.1	667	0.1	0.1	92.7	7.1
	Chopped	Switchgrass <sup>a</sup>	9.9	14.3	50	7.8	26.5	39.9	25.8
		Miscanthus <sup>b</sup>	8.3	13.5	64	7.0	23.7	41.5	27.8
	Chips	Short-rotation willow	6.3	14.6	170	0.5	2.3	13.9	83.3
Spring	Pellets	Switchgrass <sup>c</sup>	6.6	15.0	534	5.1	3.5	66.1	25.3
		Miscanthus <sup>d</sup>	6.0	15.0	490	4.7	2.4	77.9	15.0
	Chopped	Switchgrass <sup>c</sup>	11.2	13.6	57	7.5	30.0	40.4	22.1
		Miscanthus <sup>d</sup>	8.3	14.3	52	6.7	21.0	33.5	38.8

Notes: Biomass fuels with the same superscript mean they came from the same source but were processed two different ways.

**Table 4.2** Average ash and elemental composition of the 12 tested biomass fuels (dry basis)

Harvest season	Particle shape	Biomass	(wt%)					(g kg <sup>-1</sup> )								
			C	H	O	N	Ash	S	Cl	Si	P	K	Na	Ca	Mg	
Unknown	Pellets	Wood	51.3	6.4	41.9	0.13	0.3	0.02	0.03	0.1	0.03	0.51	0.02	1.1	0.16	
Fall	Pellets	Short-rotation willow	49.9	6.0	38.7	0.87	4.4	0.91	0.05	1.0	1.18	5.53	0.03	11.0	1.02	
		Switchgrass <sup>a</sup>	48.1	6.3	40.6	0.86	4.2	0.88	0.72	9.1	1.27	2.74	0.33	6.4	1.46	
		Miscanthus <sup>b</sup>	49.2	6.4	40.8	0.76	2.9	0.75	3.16	6.1	1.37	5.66	0.14	4.6	0.80	
		Reed canary grass	46.8	6.1	39.4	0.96	6.7	1.69	1.27	11.5	2.56	9.06	0.03	4.3	1.60	
	Chopped	Switchgrass <sup>a</sup>	49.1	6.4	42.3	0.51	1.7	0.59	0.13	4.1	0.89	3.12	0.01	2.5	1.35	
		Miscanthus <sup>b</sup>	49.0	6.3	41.8	0.75	2.2	0.63	3.45	4.7	1.02	6.01	0.01	3.5	0.59	
	Chips	Short-rotation willow	49.7	6.3	41.4	0.58	2.1	0.36	0.04	0.1	0.92	2.31	0.02	7.8	0.35	
Spring	Pellets	Switchgrass <sup>c</sup>	48.5	6.3	41.8	0.78	2.7	0.69	0.60	5.8	1.14	2.31	0.31	4.5	1.13	
		Miscanthus <sup>d</sup>	48.4	6.2	41.6	0.68	3.1	0.62	0.65	5.4	0.78	3.05	0.13	3.8	0.91	
	Chopped	Switchgrass <sup>c</sup>	49.4	6.4	42.6	0.52	1.1	0.37	0.07	3.2	0.39	1.41	0.01	2.7	0.68	
		Miscanthus <sup>d</sup>	48.7	6.3	42.7	0.68	1.6	0.59	0.17	5.0	0.63	2.50	0.09	3.1	0.80	

Notes: Biomass fuels with the same superscript mean they came from the same source but were processed two different ways.

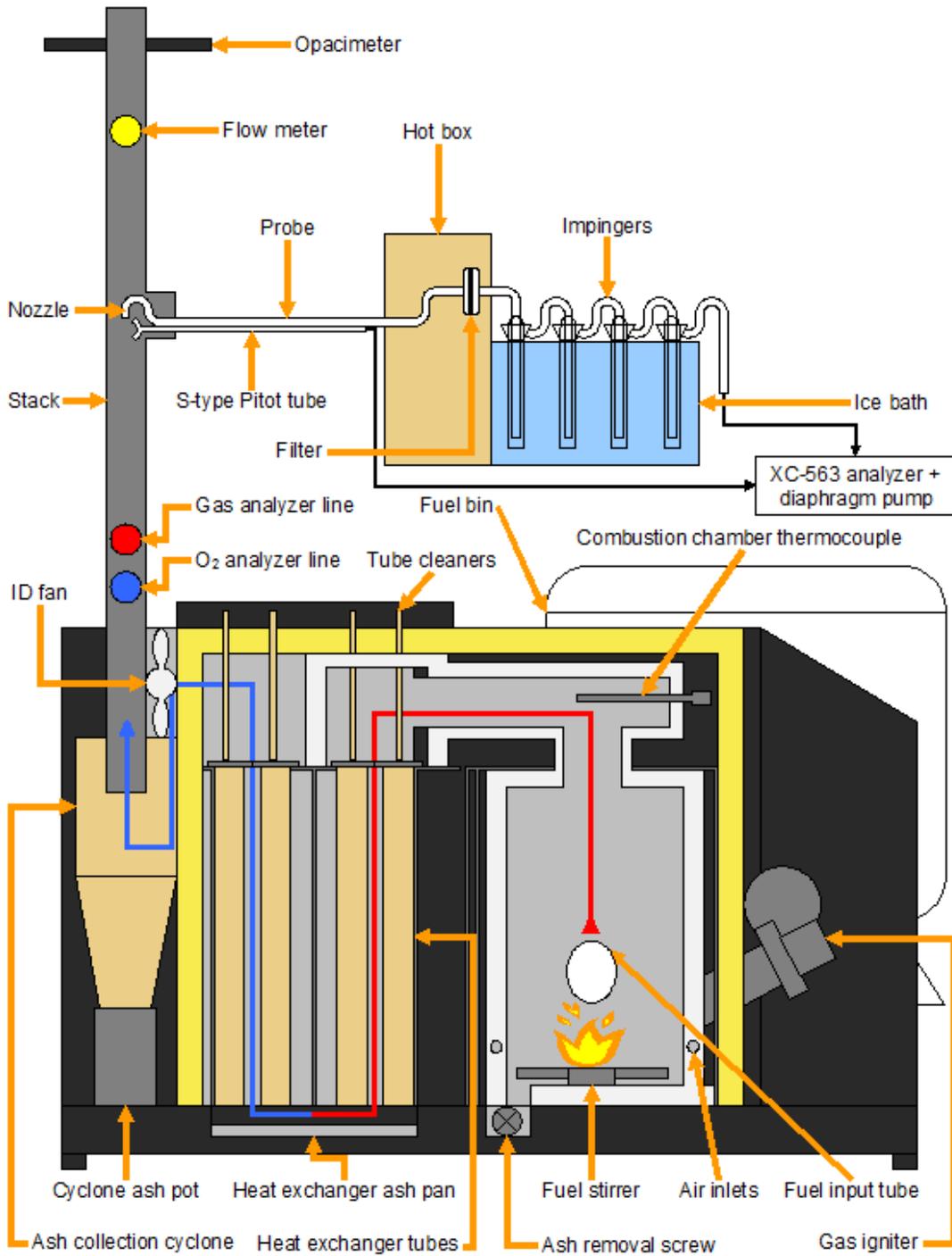
### 4.2.2 Combustion setup conditions

The experimental tests were carried out between November 2013 and January 2014 at a research facility on bioenergy of IRDA (Deschambault, QC, Canada). This facility included a combustion room in which was installed a commercial 29-kW boiler (BB-100, LEI Products, Madisonville, KY, USA). The BB-100 boiler (Figure 4.1) was multi-fuel (wood, corn, crop stover, waste by-products, etc.), hydronic (use of water as the heat-transfer medium), non-catalytic and non-pressurized. The combustion took place in a single burning chamber on a ceramic base plate.

The combustion of biomass was initiated by using a gas (e.g. propane) igniter. After reaching the intended temperature, the supply of fuel and air was initiated. The fuel was continuously supplied to the combustion chamber from a storage tank by an auger screw (overfed boiler system). The mass of biomass burned was determined by four weighing cells (RL 1800, Rice Lake Weighing Systems, Rice Lake, WI, USA) installed under the fuel bin. The mass flow of fuel was calculated for each experiment by dividing the amount of burned fuel by the time of the combustion test. The overfed material which dropped into combustion chamber from the fuel input tube was constantly mixed on the ceramic base plate by a fuel stirrer. This apparatus allowed a slow removal of ash to an ash tray in which an auger screw is installed. Both the supply rate of fuels and the frequency of ash removal were regulated for each tested type of fuels. The air was supplied to the combustion chamber by an induced draft (ID) fan, located at the end of the flue gas stream behind the heat exchanger, which pulled up air from the outside inwards. Air was usually provided to the biomass from the sides by two 25-mm holes in the ceramics via some sheet metal ducting fed by larger holes in the base plate under the combustion chamber, the top through the fuel and igniter tubes and the bottom through the fuel stirrer mechanism. After the combustion chamber, the air flow went vertically down the first set of heat exchanger tubes, then up the next group of pipes and finally through the ID fan which pushed the flue gas into the cyclone system before it was pulled up in the chimney.

The produced heat energy was extracted to the circulating water in a heat exchanger. The temperatures of combustion chamber, heat exchanger water and exhaust gases were recorded by temperature probes. The feed and hot water temperatures were maintained at 60 °C ( $\pm 3$  °C) and 70 °C ( $\pm 3$  °C), respectively. A water flow meter (T-MINOL-130, Minol USA, Addison,

TX, USA) placed at the exit of the heat exchanger measured the quantity of water circulating in the system. The thermal efficiency was calculated as the ratio between the heat transferred to water and the energy supplied from the biomass.



**Figure 4.1** Schematic view of the boiler component parts and main sampling instruments

The distinctive feature of the BB-100 technology was that the combustion process was controlled by the exit temperature of the non-catalytic combustion chamber. Combustion chamber temperatures could be set as low as 600 °C and up to 875 °C. The temperature could be set to best suit the heat load or to help manage difficult fuels that require lower temperatures to limit the formation of slags (e.g. agricultural products). According to the boiler manufacturer, optimal temperatures for wood and agricultural biomass were 760 °C and 675 °C, respectively. The boiler company also suggested setting the air supply to 50% and 70% of the maximum capacity of the ID fan for wood and energy crops, respectively. The fuel supply and ash removal rates were adjusted consequently to reach a stable combustion regime. The optimal combustion conditions were set when the lowest CO concentrations were achieved and the combustion temperature was constant. The optimal conditions were kept stable during the measurements.

About 25 kg of biomass were burned each day during a typical 5-h experiment. Each test included a 1-h period for start-up (gas igniter in function), 2 h to reach steady-state combustion (setting of the optimal conditions) and 2 h for measurements and collecting data. All the results presented in the following sections, except for ash, correspond to the data collected during those last 2 h. The data (fuel bin weight, temperatures, flows, etc.) was acquired every 10 s by a data logger (CR10X, Campbell Scientific, Edmonton, AB, Canada) during the measurement time and average values were calculated for periods of 5 min.

Removable ash pan and pot, respectively under the heat exchanger and the cyclone system, contained a part of the dust entrained in the flue gas. The ash collected from the pan and the pot as well as from the removal screw under the combustion chamber was removed the next day in the morning after ash has cooled during the night. The three sorts of ash, collected for the whole duration of the tests, were then weighed and sampled. They were analyzed in the same manner than biomass fuels in Section 4.2.1, except for calorific value and ash content.

### **4.2.3 Particulate sampling and analysis equipment**

The flue gas was evacuated through a 4.5-m stack composed of double wall stove pipes of 150 mm in diameter. Sampling ports (Figure 4.1) were fixed along the pipes to install samplers and measuring instruments. Two probes at the bottom of the chimney measured O<sub>2</sub>

and other gases. They were coupled with an LC CEM O<sub>2</sub> analyzer (Ametek/Thermox, Pittsburgh, PA, USA) and a Fourier transform infrared spectrometer (FTIR, model FTLA2000, ABB Bomem, Quebec City, QC, Canada). At a distance 1.6 m higher (11D<sub>m</sub>), the PM sampling train was inserted. Two other openings were made 1.2 m higher (8D<sub>m</sub>) for the establishment of velocity profiles in the stack. An opacity meter (EMS750, Environmental Monitor Service, Yalesville, CT, USA) was finally installed 0.675 m (4.5D<sub>m</sub>) above the last disturbance.

Total PM in the flue gas was sampled according to Method 5 proposed by the USEPA [254]. Particles were thereby sampled isokinetically so that linear velocity of the gas entering the sampling nozzle is equal to that of the undisturbed gas stream at the sampling point. For small ducts with a diameter between 100 and 300 mm and when sampling is done at least 8D<sub>m</sub> downstream and 2D<sub>m</sub> upstream from a flow disturbance, the method requires a minimum of eight points distributed on two lines of four sampling points. However, considering the very low airflow in the stack (average of 140 Nm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>; Table 4.3), the number of combustion tests (36), the comparative rather than legal nature of experiments and the establishment of similar velocity profiles for both lines and sampling locations (1.6 and 2.8 m over the gas sampling line), the PM samples were taken on a unique point near the center of the chimney corresponding to the average of the velocity profiles.

The PM sampling line (Figure 4.1) included a stainless steel nozzle (12.5 mm in diameter), a stainless steel probe (600 mm long), an S-type Pitot tube (accuracy ±10%), a 75-mm glass fibre filter (Whatman 934-AH, GE Healthcare, Mississauga, ON, Canada) inserted into a Pyrex filter holder installed in a heated compartment maintained at 120 °C, four impingers connected in series in an ice bath, a metering system (XC-563 Digital Meter Console, Apex Instruments, Fuquay-Varina, NC, USA) and a vacuum pump. The console was equipped with electronic pressure devices at the orifice connected to the outlet of the dry gas meter and inside the stack. The first and second impingers were filled with 0.1 L of distilled water, the third impinger was empty and the fourth was filled with 0.2 kg of silica gel. Four K-type thermocouples were also installed on the sampling line to measure flue gas temperature in the stack, at the probe, at the filter holder and at the outlet of the last impinger.

**Table 4.3** Average fuel mass flow ( $m_f$ ), energy load ( $W_e$ ), thermal efficiency ( $\eta$ ), gas temperature ( $T_g$ ), velocity ( $V_g$ ) and flow ( $Q_g$ ) at the sampling point of particulate matter (PM),  $O_2$  concentration in the flue gas, excess air ratio ( $\lambda$ ) and PM concentration for the 12 tested biomass fuels<sup>a</sup>

Harvest period	Particle shape	Biomass	tested biomass fuels <sup>a</sup>								
			$m_f$ (kg h <sup>-1</sup> , w.b.)	$W_e$ (kW)	$\eta$ (%)	$T_g$ (°C)	$V_g$ (m s <sup>-1</sup> )	$Q_g$ (Nm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	$O_2$ (vol%, d.b.)	$\lambda$	PM <sup>b</sup> (mg Nm <sup>-3</sup> at 7 vol% O <sub>2</sub> )
Unknown	Pellets	Wood	4.36	20.0	73.3	113	2.80	136	17.2	5.1	416 (116)
Fall	Pellets	Short-rotation willow	4.39	17.4	67.6	108	2.70	135	18.1	6.1	984 (347)
		Switchgrass	3.88	16.6	68.3	107	2.75	138	18.0	7.2	961 (325)
		Miscanthus	4.18	17.6	71.4	116	2.80	136	17.8	7.4	805 (279)
		Reed canary grass	4.73	19.3	63.1	113	2.80	137	18.0	6.4	1032 (185)
	Chopped	Switchgrass	4.26	16.8	68.7	124	2.83	136	17.7	6.4	1417 (388)
		Miscanthus	4.64	17.8	71.3	126	2.80	134	17.4	5.8	1354 (377)
	Chips	Short-rotation willow	4.82	19.5	73.9	143	3.60	163	17.3	6.7	650 (209)
Spring	Pellets	Switchgrass	4.21	17.0	74.8	113	2.83	139	17.8	6.8	505 (256)
		Miscanthus	3.86	16.1	72.0	112	2.70	130	17.7	7.0	810 (112)
	Chopped	Switchgrass	4.71	17.3	73.6	121	2.85	138	17.4	5.9	1049 (339)
		Miscanthus	4.27	17.0	74.3	124	3.20	152	17.8	7.2	1043 (490)

Notes: d.b., dry basis; w.b., wet basis.

<sup>a</sup> Quebec's threshold values are 150 and 70 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub> for wood and energy crops, respectively.

<sup>b</sup> Number in parentheses represents the standard deviation.

During tests, instrumentation readings on the metering console were recorded every 10 min. During the 2-h measurements, at least 1 m<sup>3</sup> of flue gas should have passed through the filters. At the end of tests, all the component parts of the sampling train were disconnected. Filters were transferred into Petri dishes for their transport to IRDA laboratory in Quebec City where they were desiccated and then weighed. The interior surfaces of the nozzle, probe and front-half of the filter holder were washed with acetone. The washings were placed into beakers for future analysis at Quebec's laboratory. The opened beakers were placed under a fume hood to evaporate the acetone washings to dryness at room temperature and pressure. The samples were desiccated and weighed. The weight of the four impingers was finally noted.

#### 4.2.4 Statistical analysis

A statistical analysis was done with the SAS MIXED procedure [270]. Multiple comparison tests on averages (contrasts) were done to detect significant differences ( $\alpha = 0.1$ ) between biomass fuels regarding their physicochemical characteristics and their resulting PM concentrations. Due to the number of tests and the high probability to conclude that a supposed effect or relationship exists when in fact it doesn't (type I error), adjustments on  $P$  values were made based on Student's  $t$ -distribution and the Tukey–Kramer test.

### 4.3 Results and discussion

#### 4.3.1 Biomass properties

The analysis of fuel physical properties (Table 4.1) indicated significant differences in moisture content, LHV, bulk density and particle size. Pellets and chips (~6.2 wt%), except for willow pellets, contained less ( $P < 0.01$ ) water in comparison with chopped miscanthus (~8.3 wt%) or switchgrass (~10.6 wt%). Wood pellets had a higher ( $P < 0.0001$ ) LHV than all agricultural materials. Biomass density also differed between gross and densified products. As already mentioned, densification has the advantage to homogenize particle sizes and this fact can be noticed in Table 4.1. Actually, the size of more than 90% of pellets was over 4 mm, whereas particle sizes for chopped fuels were more distributed between the four categories. The harvest season did not influence ( $P > 0.1$ ) any physical property, although spring-harvested pellets seemed containing slightly more fine particles (<4 mm). A lower durability is a possibility.

As shown in Table 4.2, wood (51.3 wt%) contained slightly more ( $P < 0.0001$ ) C than most agricultural products (48.1–49.9 wt%). Only reed obtained a lower C content with less than 47 wt% ( $P < 0.0001$ ). The opposite trend was noticed for N since agricultural crops (0.51–0.96 wt%) registered greater ( $P < 0.0001$ ) amounts of N than wood (0.13 wt%). The shape of fuel caused extremely significant differences ( $P < 0.0001$ ) for N in willow and switchgrass. In fact, willow chips and chopped switchgrass contained 30–40 wt% less N than the densified form. Since willow products were bought from two different producers, cultural operations may have had an impact on N content. In the case of switchgrass, a plausible hypothesis is that on-field shredding with the forage harvester produced a loss of biomass material such as leaves which are known to contain higher nutrient amounts [160]. Similarly, ash content of wood (0.3 wt%) was significantly lower ( $P < 0.0001$ ) than that of agricultural crops (>1.0 wt%). Unlike C and N contents, the quantity of ash in the biomass fuels differed according to their shape and harvest date. On the one hand, pelletized products were composed of 2.7–6.7 wt% of ash. On the other hand, gross materials contained only 1.1–2.2 wt% of ash. This difference ( $P < 0.1$ ) could be the result of soil contamination during harvest and the loss of soil particles, as well as leaves, through on-field shredding. Meanwhile, a spring harvest seemed to reduce considerably the presence of ash in the herbaceous crops. Although not statistically significant ( $P > 0.1$ ), the reductions reached about 37% for switchgrass and 25% for miscanthus. Finally, the statistical analysis did not reveal any difference ( $P > 0.1$ ) regarding H and O contents.

Wood contained smaller ( $P < 0.0001$ ) amounts of S, Si, P, K, Ca and Mg in comparison with dedicated energy fuels. Reed pellets contained the highest ( $P < 0.0001$ ) level of these elements, except for Ca, which was most ( $P < 0.0001$ ) abundant in willow pellets (11.0 g kg<sup>-1</sup>). Chlorine content varied considerably between all biomass fuels. Wood and willow contained negligible quantities of Cl (0.03–0.05 g kg<sup>-1</sup>) while fall-harvested miscanthus had the highest content (>3.00 g kg<sup>-1</sup>). Contamination during on-field shredding may be the reason for such high Cl level in miscanthus. Besides species, the biomass shape and harvest season also had an important impact on the content of all those major elements. Considering the difference between gross and densified materials in the case of ash content, it is not surprising that the latter contained usually more ( $P < 0.1$ ) nutrients. Similarly, spring-

harvested crops contained, in most cases, lower amounts of S, Cl, Si, P, and K compared to fall-harvested products. The average reductions were between 20 and 60 %.

### 4.3.2 Particulate concentrations

Table 4.3 presents the average PM concentrations of tests which satisfied the criteria of Method 5 [254]. None of the biomass fuels fulfill the particle requirements of the Quebec's environmental law. The PM levels obtained were also always generally higher than those reported in the literature for similar products burned in small-scale units (Table 4.4). Only Fernandes and Costa [271] who burned forestry and agricultural products in conditions comparable to those utilized in this study reached similar PM levels (approximately 264–880 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>). The present results can be explained by the boiler technology aspects (single burning chamber without a grate system), which imposed restrictions on combustion temperature and air flow to avoid the formation of slag with agricultural biomass and to favor the heat transfer between flue gas and heat exchanger tubes, and the fuel properties (species, particle shape and harvest season).

#### Influence of boiler technology aspects

The recommended operation constraints had an impact on fuel feeding, excess air and ash management. First, because of the limited combustion temperature, the experiments were performed at a reduced load (50–60% fuel feeding), as shown by the energy inputs in Table 4.3 (16.1–20.0 kW). It can be seen that they varied considerably and proportionally to the mass flow of biomass (3.6–4.5 kg h<sup>-1</sup>) whose variability can be explained by differences in bulk density (Table 4.1). When using agricultural products, a reduction of fuel input power is often needed to allow continuous operation [127]. However, a reduced load is known to affect the combustion quality as it increases the excess air level, decreases the combustion efficiency and yields more compounds from an incomplete combustion [124,127,272,273]. In this perspective, it is normal to note that the thermal efficiencies (79.9–94.1%) and PM levels (approximately 4–140 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) obtained by AILE [144], Carroll and Finnan [128], Carvalho *et al.* [148], Dias *et al.* [273] and Schmidl *et al.* [63] during small-scale combustion of pelletized willow, switchgrass and miscanthus at full load were better than the results presented in Table 4.3.

**Table 4.4** Total particulate matter concentrations from small-scale combustion (7–60 kW) as reported in the literature

Harvest season	Particle shape	Biomass	Load	Original result	Converted result (mg Nm <sup>-3</sup> at 7 vol% O <sub>2</sub> )	Reference		
Unknown	Pellets	Wood	Unknown	25 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	32	AILE [144]		
			Variable	37 mg Nm <sup>-3</sup>	105	Brassard <i>et al.</i> [130]		
			Nominal	28 mg Nm <sup>-3</sup> at 13 vol% O <sub>2</sub>	49	Carroll and Finnan [128]		
			Nominal	400 mg Nm <sup>-3</sup> at 13 vol% O <sub>2</sub>	469	Fernandes and Costa [271]		
			Reduced	150–500 mg Nm <sup>-3</sup> at 13 vol% O <sub>2</sub>	264–880	Fernandes and Costa [271]		
			Reduced	0.33 g kg <sup>-1</sup>	29	Krugly <i>et al.</i> [131]		
			Nominal	30 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	38	Verma <i>et al.</i> [99]		
			Reduced	25 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	32	Verma <i>et al.</i> [99]		
				Short-rotation willow	Nominal	45 mg Nm <sup>-3</sup> at 13 vol% O <sub>2</sub>	79	Carroll and Finnan [128]
				Switchgrass	Unknown	5 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	6	AILE [144]
				Miscanthus	Unknown	18 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	23	AILE [144]
			Nominal		114 mg Nm <sup>-3</sup> at 13 vol% O <sub>2</sub>	201	Carroll and Finnan [128]	
				Reed canary grass	Nominal	29 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	36	Verma <i>et al.</i> [99]
			Reduced		17 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	21	Verma <i>et al.</i> [99]	
	Chopped	Miscanthus	Unknown	88 mg Nm <sup>-3</sup> at 10 vol% O <sub>2</sub>	112	AILE [144]		
Fall	Pellets	Short-rotation willow	Variable	63 mg Nm <sup>-3</sup>	225	Brassard <i>et al.</i> [130]		
			Variable	39 mg Nm <sup>-3</sup>	187	Brassard <i>et al.</i> [130]		
Spring	Pellets	Miscanthus	Nominal	12 mg MJ <sup>-1</sup>	18	Carvalho <i>et al.</i> [148]		
			Nominal	110 g GJ <sup>-1</sup>	165	Collura <i>et al.</i> [18]		

Second, following the manufacturer advices on air entry, the air excess ratio ( $\lambda$ ) calculated from the real and stoichiometric air-to-fuel ratios reached values between 5.1 for wood and 7.4 for fall-harvested pelletized miscanthus (Table 4.3). These excess air levels are linked with high gas velocities (2.70–3.60 m s<sup>-1</sup>) and flows (130–163 Nm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>) and O<sub>2</sub> levels (17.2–18.1 vol%) in the exhaust duct (Table 4.3). The present excess air levels are generally higher than those commonly reported in the literature for other domestic boilers, although comparable excess air levels may also be found. Small-scale solid fuel combustion is typically performed at air-to-fuel ratios between 1.5 and 3.0 at nominal rate [85,148] and between 3.0 and 5.0 at reduced load [85,124] with O<sub>2</sub> levels between 6 and 14 vol% [63,99,127,131]. The works of Dias *et al.* [273], Garcia-Maraver *et al.* [123], González *et al.* [272] and Roy *et al.* [138] also exposed that biomass boilers can operate with higher levels of excess air (5.0–13.0) and O<sub>2</sub> (14–19 vol%) regardless the boiler thermal load.

High excess air levels during biomass combustion contribute to cool down the combustion chamber, which reduced the reaction rates and the residence times, which are not enough to ensure a complete oxidation of the unburned species leading to higher PM amounts [124,127,138]. The cooling of the combustion chamber due to high air excess affected fuel feeding as more biomass was likely required to maintain the combustion temperature at the set point, which reduced the thermal efficiency of the boiler. In an automatic appliance, efficiency should have reached more than 63.1–74.8% (Table 4.3) and be close to 90.0% even at part load operation as Schmidl *et al.* [63], Tissari *et al.* [85] and Verma *et al.* [99] experienced. Nevertheless, similar heating systems burning comparable biomass fuels also obtained efficiencies between 67.0 and 79.0% at reduced and nominal loads [130,138]. The high excess air also influenced the residence time of flue gas in the combustion chamber. By looking through the glass window at the top of the auger and fuel input tube, it seemed turbulence was so high that some biomass particles, especially during combustion of chopped materials, were immediately entrained in the flue gas at their exit of the fuel tube before ever reaching the fire. Actually, significant amounts of unburned biomass particles were found in the ash tray under the heat exchanger tubes and in the cyclone bucket during chopped biomass combustion. In this context, high excess air ratios likely contributed to high PM concentrations.

Third, despite the lower combustion temperature set for agricultural products (675 °C), ash caking and slag was still an issue, especially for biomass fuels associated with high ash production such as reed canary grass. During the phase of process stabilization for each of the three combustion tests with this biomass, the stir motor fuse was blown when the formation of large clinkers blocked the fuel agitator. This caused every time the shutdown of the machine until the sintered ash lump was removed. According to Figure 4.1, ash likely stayed at the bottom of the combustion chamber and was continuously mixed with new fuel until the ash removal screw started. Even though the number of cycles of the screw was adjusted consequently to the ash content of biomass, ash accumulation was still a problem for products with high ash content like reed canary grass. The inefficient management of ash surplus by the BB-100 ash removal system partially explains the better thermal efficiencies with the other fuels (Table 4.3). In fact, the boiler efficiency rapidly declined below 68.0% when it burnt biomass with ash content over 4 wt%. The formation of ash lumps and slag could have caused an uneven flow of combustion air through the fuel bed which could in turn impair the char and gas-phase burnout [127,148]. Because of ash content (Table 4.2), chopped products (72.4%) and spring-harvested crops (73.7%) also ended with better average efficiency compared to pellets (70.8%) and fall-harvested fuels (69.9%). With fuels other than reed, the boiler was able to effectively remove the ash lumps and slag from the combustion chamber, allowing the boiler to operate for the stipulated time period of 5 h.

Globally, sophisticated combustion units as used by AILE [144], Carvalho *et al.* [148], Schmidl *et al.* [63], Tissari *et al.* [85] and Verma *et al.* [99] are usually more adapted to efficiently burn agricultural products with moving grate systems and secondary combustion zones. This kind of equipment achieves constant removal of ash and optimal air excess by reducing primary air coming from under the grate, which limits flame cooling and pollutant production, and by enhancing secondary air at top of fire to favor oxidation of the produced gas. The problem with simpler boilers as used in Garcia-Maraver *et al.* [123] and the present study is the inefficient removal of ash from the bed and the need to increase the air entry in order to reach complete combustion of the fuel. Moreover, the air management of the BB-100 boiler is limited as it worked under negative pressure with an ID fan which pulled up air by wherever it could (side holes, fuel tube, igniter tube or stirrer mechanism). For instance, the majority of air that comes up the incline auger is excess as it is pulled upward immediately

and away from the combustion that is happening near the floor of the machine. When pulling air through the incline auger, there is less suction on the two primary inlets so the balance of the combustion process shifts higher in the chamber with a lot less agitation and concentration of O<sub>2</sub> where it needs to be. Therefore, it created a dilution of the flue gas, shown by a high O<sub>2</sub> concentration in the stack (Table 4.3). Since the manufacturer could not guarantee that the boiler was perfectly sealed, other points of air infiltration might have also affected the behaviour of the combustion process.

### **Influence of fuel properties**

The statistical analysis revealed only one significant ( $P < 0.1$ ) difference between wood pellets and fall-harvested chopped switchgrass because of the low number of replications compared to that of contrasts to proceed. However, some tendencies can be raised. Wood (416 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) produced 1.2 to 3.4 times less PM than all other studied biomass fuels. This result is comparable to relative values reported by AILE [144], Carvalho *et al.* [148], Launhardt and Thoma [145], Schmidl *et al.* [63] and Verma *et al.* [99]. They all observed that PM emissions from the combustion of herbaceous crops were on a similar level or higher (up to 4 times) than that of wood.

Spring-harvested pelletized switchgrass (505 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) and willow chips (650 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) obtained the closest PM levels when compared to wood. Their low ash content amongst pelletized products is certainly one of the reasons which can explain this result. For that matter, the PM concentration from willow pellets (984 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) was 1.5 time higher than willow chips for an ash content twice higher. The other densified biomass materials achieved slightly lower PM amounts (805–1032 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>) than spring-harvested chopped grasses (1043–1049 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>). Fall-harvested chopped grasses finally generated more than 1300 mg Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub>.

These results highlighted the effect of particle shape and harvest season on PM levels in the flue gas. In the first case, pelletized switchgrass and miscanthus decreased PM concentrations by 22–52% (average of 37%) compared to chopped switchgrass and miscanthus. Likewise, AILE [144] measured approximately 23 mg PM Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub> during the combustion of miscanthus pellets, whereas chopped miscanthus produced approximately 112 mg PM Nm<sup>-3</sup> at 7 vol% O<sub>2</sub> (Table 4.4). In fact, the physical properties of gross products (heterogeneous

material and low density) did not allow a constant supply of biomass with the actual feeding system (inclined sheet metal auger screw) into the combustion chamber since the combustion temperature constantly went up and down. Therefore, the bed continuously underwent successive flaming (increase of temperature) and smouldering (decrease of temperature) phases. These conditions likely favored the formation of compounds from an incomplete combustion such as soot and tar. The feeding issue with chopped products was also noted by AILE [144]. In the case of harvest season, spring-harvested products allowed a reduction of PM up to 48% (average of 24%) compared to fall-harvested biomass fuels. This was likely due to a 20–60% decrease of several chemical elements in the biomass, namely S, Cl, P and K which are the main constituents of fly ash [85].

#### 4.4 Conclusions

The tested biomass fuels when burned in a simple, small-scale multi-fuel boiler all failed the current Quebec's regulatory thresholds. The high PM concentrations measured were primarily due to the appliance technology aspects (single combustion chamber without grate system) which did not allow reaching optimal combustion conditions, as indicated by incapacity to work at nominal load, high excess air level and inconstant ash removal. Although operation parameters were sometimes comparable to earlier studies, PM levels were also generally higher than those found in literature. Further adjustment of the air setting for instance should enhance the overall performance of the boiler, but the BB-100 capacity to efficiently burn agricultural products will always be limited. Future local experiments with more advanced combustion systems is needed before energy crops could replace fossil fuels for heating purposes on Quebec's farms.

Nevertheless, on a relative basis, the present study quantified the influence of some fuel properties such as particle shape and harvest season. Overall, better is the fuel homogeneity and lower is the inorganic content of the biomass, lower are the PM concentrations during combustion. Therefore, pellets and spring-harvested crops should be first encouraged in small-scale combustions systems.

## **Acknowledgments**

The authors thank the “Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation du Québec” (MAPAQ) and the “Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies” (FRQNT) for their financial contributions. The authors gratefully acknowledge the Research and Development Institute for the Agri-Environment, Agriculture and Agri-Food Canada and Université de Sherbrooke which provided in-kind contributions for this study. The authors also recognize the technical and professional support provided by IRDA research staff (Jean-Pierre Larouche, Cédric Morin, Lise Potvin, Michel Côté, Christian Gauthier, Patrick Dubé and Patrick Brassard). The statistical expertise and the assistance provided by Michèle Grenier is also acknowledged.

# **CHAPITRE 5 INFLUENCE OF BIOMASS PROPERTIES ON TECHNICAL AND ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF MULTI- FUEL BOILER DURING ON-FARM COMBUSTION OF ENERGY CROPS**

## **Avant-propos**

### **Auteurs et affiliation :**

S. Fournel : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

J. H. Palacios : professionnel de recherche, IRDA, Québec, QC, Canada.

R. Morissette : ingénieur de recherche, AAC, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec, QC, Canada.

J. Villeneuve : ingénieur de recherche, AAC, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec, QC, Canada.

S. Godbout : chercheur, IRDA, Québec, QC, Canada.

M. Heitz : professeur, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

P. Savoie : chercheur, AAC, Centre de recherche et de développement sur les sols et les grandes cultures, Québec, QC, Canada.

**Date de publication :** 9 janvier 2015

**Revue :** Applied Energy

**Titre français :** Influence des propriétés de la biomasse sur les performances technique et environnementale d'une chaudière multi-combustible au cours de la combustion à la ferme de cultures énergétiques

**Contribution au document :** Cet article scientifique contribue à la thèse en relatant principalement les résultats d'émissions de gaz obtenus lors des essais de combustion avec les différentes biomasses évaluées. Il met en lumière le lien existant entre les propriétés physico-chimiques des biomasses et les contaminants émis à l'atmosphère, notamment par l'entremise d'indices de qualité établis au travers de la littérature. Les résultats obtenus servent au développement du cadre de certification de la biomasse du chapitre 6. L'article résume également les performances techniques de la chaudière à brûler des biomasses agricoles.

**Résumé français :** L'acquisition de connaissances additionnelles sur la combustion de biomasses agricoles est devenue nécessaire vu l'intérêt grandissant pour l'utilisation à la ferme de cultures énergétiques. L'incertitude actuelle entourant la qualité du combustible et les émissions qui lui sont reliées lors de sa combustion freine le développement de la filière énergétique à la biomasse agricole. L'objectif du projet était d'évaluer l'influence des propriétés physico-chimiques du combustible sur les émissions gazeuses (CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> et HCl) et particulaires lors de la combustion à la ferme du bois et de quatre cultures dédiées : le saule à croissance rapide, le miscanthus, le panic érigé et l'alpiste roseau. Différentes formes de produit (granules, copeaux et vrac) et périodes de récolte (automne et printemps) ont été étudiées. L'efficacité thermique de la chaudière de 29 kW (63–75 %) a varié selon les taux d'entrée de combustible et d'air et le contenu en cendres. Le bois a émis moins de CO (57–94 %), de NO<sub>x</sub> (64–74 %), de SO<sub>2</sub> (0–93 %) et de matières particulaires (49–82 %) que les quatre biomasses agricoles. Celles-ci produisent davantage d'émissions en raison de leur contenu plus élevé en N, en S et en cendres. Les produits sous forme granulée ont généralement généré moins de CO (27–86 %), de CH<sub>4</sub> (15–98 %) et de particules (28–50 %) que les biomasses sous forme non densifiée. L'atteinte d'une combustion constante avec les combustibles en vrac s'est avérée très difficile étant donné l'hétérogénéité des particules et leur faible densité. Il fut aussi démontré que repousser la récolte de l'automne au printemps réduit les émissions de NO<sub>x</sub> (0–11 %), de SO<sub>2</sub> (11–54 %) et de matières particulaires (0–37 %). Le lessivage lors de la fonte des neiges qui occasionne une réduction

de 20 à 60 % de certains éléments chimiques en est responsable. Les granules de bois, de saule, de panic (automne et printemps) et de miscanthus (printemps seulement) et les copeaux de saule semblent appropriés pour la combustion à petite échelle selon l'évaluation des indices de qualité des biomasses.

**Référence complète :** Fournel, S., Palacios, J. H., Morissette, R., Villeneuve, J., Godbout, S., Heitz, M. et Savoie, P. (2015). Influence of biomass properties on technical and environmental performance of a multi-fuel boiler during on-farm combustion of energy crops. *Applied Energy*, volume 141, p. 247–259.

**Note :** À la suite des corrections demandées par les membres du jury, le contenu de cet article diffère légèrement de celui qui a été publié. Le format original de l'article a aussi été actualisé dans le but d'uniformiser la présentation de la thèse.

## Abstract

More knowledge on combustion of agricultural crops is needed because of increased interest in using farm-grown biomass for energy production purposes. Presently, uncertainty regarding fuel quality and combustion-related emissions hinders the sustainable development of the agricultural biomass industry. The aim of this study was to evaluate the influence of physicochemical properties of biomass on gas, namely CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl, and particulate emissions during on-farm combustion of wood and four dedicated energy crops: short-rotation willow, miscanthus, switchgrass and reed canary grass. Different shapes (pellets, chips and chopped grasses) and harvest seasons (fall and spring) were investigated. The thermal efficiency of the 29-kW boiler (63–75%) varied depending on energy load, excess air and fuel ash content. Wood emitted less CO (57–94%), NO<sub>x</sub> (64–74%), SO<sub>2</sub> (0–93%) and PM (49–82%) during combustion than the four other solid biofuels. Higher emissions from the latter are due to their higher nutrient content. Pelletized products usually generated less CO (27–86%), CH<sub>4</sub> (15–98%) and PM (28–50%) than uncompressed materials. Reaching a constant combustion process with chopped biomass fuels turned out to be very difficult because of their heterogeneous particles and low density. The present work also revealed that delaying harvest from fall to spring reduced NO<sub>x</sub> (0–11%), SO<sub>2</sub> (11–54%) and PM (0–37%) emissions. The 20–60% decrease of several chemical elements in the biomass due to leaching is likely responsible. Wood, willow, fall- and spring-harvested switchgrass and miscanthus pellets and willow chips seemed suitable to be burned in appropriate small-scale combustion units according to fuel indexes evaluation.

*Keywords:* Agricultural biomass; Small-scale combustion; Gas emissions; Particulate matter; Physicochemical properties; Fuel indexes

## 5.1 Introduction

The global increase in energy demand and cost has created a need for considerable research on renewable energy resources. In this context, biomass has gained rising interest since its use can decrease dependency on fossil fuels, as well as their associated environmental problems [7,20]. To intensify the presence of biomass in the energy sector, residues and wastes from agriculture and the food industry, SRC and herbaceous crops can be used [2]. As a result,

agricultural studies throughout Europe and North America have been focusing for the past two decades on introducing non-food crops for potential industrial applications. Fast-growing willow, switchgrass, miscanthus and reed canary grass have been considered as the most promising purpose-grown energy crops [21,267]. Besides contributing to the reduction of anthropogenic CO<sub>2</sub> emissions, these alternative biomass materials show other ecological benefits. They prevent soil erosion and require limited soil management and a low demand for nutrient inputs. Perennial energy crops also allow restoration of degraded, marginal or abandoned lands. In addition, the introduction of new biomass fuels may create job opportunities in rural areas [268]. Because of these potential advantages, the agricultural sector in the province of Quebec, Canada, is currently looking at producing low-cost on-farm energy from the conversion of dedicated crops grown on underutilized, surplus land. The use of raw biomass, with minimal processing, is particularly attractive for on-farm, small-scale combustion systems [21]. Direct combustion of biomass is a promising technique to provide heat for industries, homes and farm facilities where biomass boilers can replace oil- and gas-fired furnaces [7,37].

However, combustion of biomass causes emissions of gas and PM which can seriously affect atmospheric processes and human health [6,14]. If pollutant emissions from wood combustion have been exhaustively investigated [13,60,102,111,113,114,132] and that small-scale wood combustion systems have been well developed to reach a high quality and performance level [148,274], burning non-woody biomass fuels in small-scale heating units is still a challenge in terms of ease of use, energy efficiency and air contaminants [56,148,275]. Compared to wood, agricultural materials usually contain less C and H and have higher contents in ash and inorganic elements such as N, S, Cl, K and Si. Carbon and H impact the HHV. Hydrogen also has an effect on the LHV due to the heat of vaporization of H<sub>2</sub>O [8,14,55,71]. High amounts of N, S and Cl in energy crops increase the emissions of NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl, respectively [14,71]. These gases can cause respiratory problems, acid rain, deposits and corrosion [6,14,71]. Ash contributes to dust emissions and operational problems such as fouling, slagging and corrosion. In small-scale appliances, they may disturb the combustion process, reduce efficiency and lead to unwanted shutdowns and higher levels of compounds from an incomplete combustion including CO and PM [8,71,85,148]. Particles primarily consist of aerosol-forming elements like K and Cl, as well as S. Boiler corrosion and fouling are directly

related to alkali and Cl contents. Chlorine acts as a catalyst, facilitating the movement of iron away from metal surfaces and the deposition of inorganic compounds. Sulfur and Si, in combination with alkali, lead to reactions associated with fouling and slagging in boilers. Silicon and K affect the ash melting behaviour in dedicated energy crops [85,164,276]. Other ash-forming elements such as phosphorus (P), magnesium (Mg), calcium (Ca) and sodium (Na) have less impact on combustion, or have a relatively small range in concentration in biomass fuels [184].

The combustion of biomass is therefore strongly affected by the physicochemical properties. Numerous studies [18,63,85,99,123,124,127,128,130,131,133–135,138,144,148,272,275,277] have investigated their impact on emission levels and/or boiler performances during small-scale combustion (7–60 kW) of different agricultural residues and energy crops. In addition, most of these works [18,63,85,99,124,127,128,130,131,133,134,138,144,272,275,277] compared the combustion behaviour of the selected agricultural fuels with commercially available wood pellets. These scientific articles primarily addressed the influence of chemical composition of biomass by assessing plant species, although other factors like stage of vegetation are very significant [55,160]. In fact, several studies [84,88,160,174–178,180,181] revealed that fuel quality is improved with delayed harvest because of a 20–80% reduction of the concentrations of most elements that lead to environmentally harmful emissions or ash-related problems during combustion (e.g. N, S, Cl, K and Si). The significant differences in chemical composition of different sorts of biomass harvested at different periods are often highlighted, but the corresponding impacts on emissions and ash-related problems stay relatively unknown. Only Chandrasekaran *et al.* [133] measured gas and PM emissions from the combustion of three types of grass pellets from first or second cutting and leached in the field from October to December. Besides chemical composition, fuel quality, emissions and ash-related problems can be influenced by the physical properties including particle size [60,160]. In fact, smaller particles increase the total surface area, the pore size of the material and the fuel consumption rate [19,150,152,154,155]. For these reasons, techniques to compress raw biomass into pellets are relevant [7,8]. Besides increasing density, pellets improve physical homogeneity, contribute to a more uniform combustion process and reduce pollutant emissions [8,85,144,150,154]. In this perspective, all aforementioned studies [18,63,85,99,123,124,127,128,130,131,133–135,138,144,148,272,273,275,277] predominantly

focused on small-scale combustion of agro-pellets. Nevertheless, densification requires expensive equipment and energy which thus raise the fuel cost of agricultural residues and crops [8]. The effect of chopped products on emissions and ash-related problems compared to pellets has merely been characterized by AILE [144] and Collura *et al.* [18] for miscanthus.

Therefore, there is still a lack of knowledge regarding the combustion behaviour of dedicated energy crops and their suitability to be burned in existing small-scale systems. The majority of recent studies [63,123,127,128,131,144,148,277] were carried out in Europe where biomass heating systems are generally more sophisticated than in North America. Fuel characterization with special attention to atmospheric emissions and ash-related problems from a local, simple and cheap boiler technology is actually needed before on-farm implementation. Such research can provide important information by showing the limitations of the current North American combustion technologies and by identifying key parameters and improvements required to adapt them for a broader spectrum of biomass fuels. Since meeting high quality standards is problematic with agricultural biomass fuels in small-scale applications, the objectives of the present work are to evaluate: (1) the influence of physicochemical properties of biomass (species, composition, particle shape and harvest season) on gas and PM emissions and ash-related problems during on-farm combustion of different solid biofuels (wood, short-rotation willow, switchgrass, miscanthus and reed canary grass); (2) the technical performance of a 29-kW multi-fuel boiler when burning these biomass fuels; and (3) the suitability of energy crops to be burned in a technologically-simple boiler according to some fuel indexes developed.

## 5.2 Materials and methods

### 5.2.1 Biomass fuels

Five different biomass fuels were used for this study: (1) wood composed of black spruce (*Picea mariana*) and jack pine (*Pinus banksiana*); (2) short-rotation willow (*Salix* spp.); (3) switchgrass (*Panicum virgatum*); (4) miscanthus (*Miscanthus giganteus*); and (5) reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). Wood was bought from a Canadian pellet mill (Granules LG, St-Félicien, QC, Canada), whereas willow was delivered by two Quebec's companies working in the bioenergy sector: Biopterre (La Pocatière, QC, Canada) and Agro Énergie (St-Roch-de-l'Achigan, QC, Canada). The three herbaceous crops came from Quebec's agricultural

producers: Daniel Clément (Cookshire-Eaton, QC, Canada), Agrocime (St-Éloi, QC, Canada) and CLD Du Granit (Lac-Mégantic, QC, Canada), respectively.

In order to assess the influence of the physical aspect of biomass, one half of each agricultural material was chopped and the other half was pelletized. These operations were mainly done by the suppliers before the products were shipped at the laboratory. Only switchgrass and miscanthus were delivered in round bales. Therefore, the first half of these grasses was sent to a pelletizing company (Granulart, Neuville, QC, Canada), whereas the second half was shredded with a forage harvester (New Holland FP230) to approximately obtain 25-mm particles. Two harvest periods (fall and spring) were also evaluated in the case of switchgrass and miscanthus to correlate changes in chemical composition with emissions and ash-related problems. Spring-harvested crops consist in overwintered biomass fuels: they are chopped in fall as well as fall-harvested crops, pass the winter under the snow and are leached when snow melts. Overall, the project contained 12 different biomass fuels, as described in Table 5.1. The biomass abbreviations presented in Table 5.1 are used throughout the article.

**Table 5.1** Description of the 12 tested biomass fuels

<b>Harvest season</b>	<b>Particle shape</b>	<b>Biomass</b>	<b>Abbreviation</b>	
Unknown	Pellets	Wood	Wood	
Fall	Pellets	Short-rotation willow	FPW	
		Switchgrass	FPS	
		Miscanthus	FPM	
		Reed canary grass	FPR	
	Chopped	Switchgrass	FCS	
		Miscanthus	FCM	
Spring	Chips	Short-rotation willow	FCW	
		Pellets	Switchgrass	SPS
			Miscanthus	SPM
	Chopped	Switchgrass	SCS	
		Miscanthus	SCM	

For each experimental test, one sample (0.5 L) of biomass was collected before the start-up of the boiler. All samples were analyzed at the IRDA laboratory (Quebec City, QC, Canada) to determine the average physical and chemical properties for each biomass (Tables 5.2 and 5.3,

**Table 5.2** Average physical properties of the 12 tested biomass fuels (wet basis)

Particle shape	Biomass (harvest season)	Moisture content (wt%)	Lower heating value (MJ kg <sup>-1</sup> )	Bulk density (kg m <sup>-3</sup> )	Particle size distribution			
					<2 mm	2–4 mm	4–8 mm	>8 mm
					(%)			
Pellets	Wood (unknown)	6.3	16.3	612	0.1	0.1	67.5	32.3
	Short-rotation willow (fall)	9.6	14.3	536	1.0	3.1	87.6	8.3
	Switchgrass (fall)	6.1	15.4	552	1.6	1.5	65.3	31.6
	Switchgrass (spring)	6.6	15.0	534	5.1	3.5	66.1	25.3
	Miscanthus (fall)	6.0	15.4	582	1.2	0.9	82.0	15.9
	Miscanthus (spring)	6.0	15.0	490	4.7	2.4	77.9	15.0
	Reed canary grass (fall)	5.9	15.1	667	0.1	0.1	92.7	7.1
	<i>Average values</i>	6.6	15.2	568	2.0	1.7	77.0	19.4
Chopped	Switchgrass (fall)	9.9	14.3	50	7.8	26.5	39.9	25.8
	Switchgrass (spring)	11.2	13.6	57	7.5	30.0	40.4	22.1
	Miscanthus (fall)	8.3	13.5	64	7.0	23.7	41.5	27.8
	Miscanthus (spring)	8.3	14.3	52	6.7	21.0	33.5	38.8
		<i>Average values</i>	9.4	13.9	56	7.3	25.3	38.8
Chips	Short-rotation willow (fall)	6.3	14.6	170	0.5	2.3	13.9	83.3

**Table 5.3** Average ash and elemental composition of the 12 tested biomass fuels (dry basis)

Harvest season	Particle shape	Biomass	(wt%)					(mg kg <sup>-1</sup> )								
			C	H	O	N	Ash	S	Cl	Si	P	K	Na	Ca	Mg	
Unknown	Pellets	Wood	51.3	6.4	41.9	0.13	0.3	22	29	75	31	506	21	1130	160	
Fall	Pellets	Short-rotation willow	49.9	6.0	38.7	0.87	4.4	909	54	1040	1177	5525	32	11,042	1022	
		Switchgrass	48.1	6.3	40.6	0.86	4.2	884	718	9120	1273	2736	326	6355	1457	
		Miscanthus	49.2	6.4	40.8	0.76	2.9	754	3163	6095	1368	5656	139	4598	803	
		Reed canary grass	46.8	6.1	39.4	0.96	6.7	1687	1269	11,500	2563	9061	25	4266	1597	
	Chopped	Switchgrass	49.1	6.4	42.3	0.51	1.7	592	134	4135	889	3122	12	2530	1352	
		Miscanthus	49.0	6.3	41.8	0.75	2.2	630	3450	4686	1021	6009	14	3462	590	
	Chips	Short-rotation willow	49.7	6.3	41.4	0.58	2.1	357	39	136	923	2308	20	7820	349	
Spring	Pellets	Switchgrass	48.5	6.3	41.8	0.78	2.7	687	599	5752	1139	2310	309	4507	1125	
		Miscanthus	48.4	6.2	41.6	0.68	3.1	616	647	5384	783	3050	126	3819	905	
	Chopped	Switchgrass	49.4	6.4	42.6	0.52	1.1	367	68	3204	393	1411	7	2738	684	
		Miscanthus	48.7	6.3	42.7	0.68	1.6	588	172	4959	629	2504	88	3125	803	

respectively). Bulk density and particle size distribution through 300-mm steel sieves (2, 4 and 8 mm openings; W.S. Tyler, St. Catharines, ON, Canada) were first evaluated for each fuel sample. Preparation of biomass for compositional analysis was then carried out according to ASTM E1757-01 method [256]: drying of the sample at 105 °C and milling of the whole sample in a cutting mill to a particle size less than 80 mesh (177 µm). The ash content was determined based on ASTM E1755-01 method [262] at 575 °C. The LHV was calculated from the HHV based on the moisture and hydrogen content of each fuel. The latter was determined by the bomb calorimeter method [263]. The C, H and N contents of biomass were evaluated by dry combustion (Leco TruSpec, St. Joseph, MI, USA). The O content was calculated by subtracting the C, H, N and ash contents from 100wt%. The United States Environmental Protection Agency (USEPA) method [259] using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES) was the analytical technique used for the detection of minor elements such as S, P, K, Na, Ca and Mg. The Si concentration was obtained by a NaOH digestion, as described by the Northeast Coordinating Committee on Soil Testing [260]. Chlorine extraction with water and HNO<sub>3</sub> and dosage by titration with AgNO<sub>3</sub> were used to determine the Cl content of biomass [261].

### 5.2.2 Combustion setup and conditions

The experimental tests were carried out between November 2013 and January 2014 at a research facility on bioenergy of IRDA (Deschambault, QC, Canada). This facility included a combustion room in which was installed a commercial 29-kW boiler (BB-100, LEI Products, Madisonville, KY, USA). The BB-100 boiler (Figure 4.1) was multi-fuel (wood, corn, crop stover, waste by-products, etc.), hydronic (use of water as the heat-transfer medium), non-catalytic and non-pressurized. It can be attached to any existing heating system. The combustion took place in a single burning chamber on a ceramic base plate.

The combustion of biomass was initiated by using a gas (e.g. propane) igniter. After reaching the intended temperature, the supply of fuel and air was initiated. The fuel was continuously supplied to the combustion chamber from a storage tank by an auger screw (overfed boiler system). The mass of biomass burned was determined by four weighing cells (RL 1800, Rice Lake Weighing Systems, Rice Lake, WI, USA) installed under the fuel bin. The mass flow of fuel was calculated for each experiment by dividing the amount of burned fuel by the time of

the combustion test. The overfed material which dropped into combustion chamber from the fuel input tube was constantly mixed on the ceramic base plate by a fuel stirrer. This apparatus allowed a slow removal of ash to an ash tray in which an auger screw is installed. Both the supply rate of fuels and the frequency of ash removal were regulated for each tested type of fuels. The air was supplied to the combustion chamber by an ID fan, located at the end of the flue gas stream behind the heat exchanger, which pulled up air from the outside inwards. Air was usually provided to the biomass from the sides by two 25-mm holes in the ceramic via some sheet metal ducting fed by larger holes in the base plate under the combustion chamber, the top through the fuel and igniter tubes and the bottom through the fuel stirrer mechanism. All of the above parameters were controlled by a user interface. The produced heat energy was extracted to the circulating water in a heat exchanger. The temperatures of combustion chamber, heat exchanger water and exhaust gases were recorded by temperature probes. The feed and hot water temperatures were maintained at 60 °C ( $\pm 3$  °C) and 70 °C ( $\pm 3$  °C), respectively. A water flow meter (T-MINOL-130, Minol USA, Addison, TX, USA) placed at the exit of the heat exchanger measured the quantity of water circulating in the system. The thermal efficiency was calculated as the ratio between the heat transferred to water and the energy supplied from the biomass. Exhaust gases were directed to an exhaust duct via an ash collection cyclone. The exhaust gas velocity was monitored by a gas mass flow meter (Model GF90, Fluid Components Intl., San Marcos, CA, USA; accuracy  $\pm 1\%$ ), and the flow rate was calculated accordingly.

The feature of the BB-100 technology was that combustion process was controlled by the exit temperature of the non-catalytic combustion chamber. Combustion chamber temperatures could be set as low as 600 °C and up to 875 °C. The temperature could be set to best suit the heat load or to help manage difficult fuels that require lower temperatures to limit the formation of slags (e.g. agricultural products). According to the boiler manufacturer, optimal temperatures for wood and agricultural biomass were 760 °C and 675 °C, respectively. The boiler company also suggested setting the air supply to 50% and 70% of the maximum capacity of the ID fan for wood and energy crops, respectively. The fuel supply and ash removal rates were adjusted consequently to reach a stable combustion regime. The optimal combustion conditions were set when the lowest CO concentrations were achieved and the combustion temperature was constant. Carbon monoxide is particularly known to be a good

indicator of the combustion quality as it is a product from an incomplete combustion [14]. The optimal conditions were kept stable during the measurements.

About 25 kg of biomass were burned each day during a typical 5-h experiment. Each test included a 1-h period for start-up (gas igniter in function), 2 h to reach steady-state combustion (setting of the optimal conditions) and 2 h for measurements and collecting data. All the results presented in following sections correspond to the data collected during those two last hours. The data (fuel bin weight, temperatures, flows, etc.) was acquired every 10 s by a data logger (CR10X, Campbell Scientific, Edmonton, AB, Canada) during the measurement time and average values were calculated for periods of 5 min. Three replications of each of the 12 different biomass fuels were done for a total of 36 experiments. The sequence of tests was randomized.

Removable ash pan and pot, respectively under the heat exchanger and the cyclone system, contained a part of the dust entrained in the flue gas. The ash collected from the pan and the pot as well as from the removal screw under the combustion chamber was removed the next day in the morning after ash has cooled during the night. Before this operation, turbulator rods were always turned with a cordless drill to clean the surfaces of the heat exchanger tubes. The three sorts of ash were then weighed and sampled. They were analyzed in the same manner than biomass fuels in Section 5.2.1, except for calorific value and ash content.

### 5.2.3 Measurement and analysis of gas and particulate emissions

The flue gas was evacuated through a 4.5-m stack composed of double wall stove pipes of 150 mm in diameter. Sampling ports (Figure 4.1) were fixed along the pipes to install samplers and measuring instruments. The first one is a LC CEM O<sub>2</sub> analyzer (Ametek/Thermox, Pittsburgh, PA, USA) with an internal zirconium oxide cell. It was used to continuously monitor the O<sub>2</sub> content of the flue gas. A Fourier transform infrared spectrometer (FTIR, model FTLA2000, ABB Bomem, Quebec City, QC, Canada) was then used to continuously analyze concentrations (in ppmv) of nine gases (CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl) from flue gas samples during the experimental combustion tests. The flue gas samples were drawn with a diaphragm pump into a heated stainless steel tube. The IRGAS 100 software (CIC Photonics, Albuquerque, NM, USA) acquired the spectra and quantified

the gases each minute. Both instruments were connected to a data logger (CR10X, Campbell Scientific, Edmonton, AB, Canada).

At a distance 1.6 m higher than the FTIR, the PM sampling train (Figure 4.1) was inserted. Two other openings were made 1.2 m higher for the establishment of velocity profiles in the stack (where the gas mass flow meter was installed). An opacimeter (EMS750, Environmental Monitor Service, Yalesville, CT, USA) was finally installed 0.675 m above the last disturbance. Total PM in the flue gas was sampled according to Method 5 proposed by the USEPA [254]. Particles were thereby sampled isokinetically so that linear velocity of the gas entering the sampling nozzle is equal to that of the undisturbed gas stream at the sampling point. The PM sampling line (Figure 4.1) included a stainless steel nozzle (12.5 mm in diameter), a stainless steel probe (600 mm long), an S-type Pitot tube (accuracy  $\pm 10\%$ ), a 75-mm glass fibre filter (Whatman 934-AH, GE Healthcare, Mississauga, ON, Canada) inserted into a Pyrex filter holder installed in a heated compartment maintained at 120 °C, four impingers connected in series in an ice bath, a metering system (XC-563 Digital Meter Console, Apex Instruments, Fuquay-Varina, NC, USA) and a vacuum pump. More details on PM sampling method are given in Section 4.2.3. The raw gas and PM concentration values were converted to emission factors in  $\text{mg MJ}^{-1}$  of fuel heat input.

### 5.2.4 Data analysis

A statistical analysis was done with the SAS MIXED procedure [270]. Multiple comparison tests on averages (contrasts) were done to detect significant differences ( $\alpha = 0.1$ ) between biomass fuels regarding their physicochemical characteristics and their resulting combustion emissions. Due to the number of tests and the high probability to conclude that a supposed effect or relationship exists when in fact it does not (type I error), adjustments on  $P$  values were made based on Student's  $t$ -distribution and the Tukey–Kramer test.

## 5.3 Results and discussion

### 5.3.1 Biomass properties

The analysis of fuel physical properties (Table 5.2) indicated significant differences in moisture content, LHV, bulk density and particle size. Pellets and chips ( $\sim 6.2\text{wt}\%$ ), except for FPW, contained less ( $P < 0.01$ ) water in comparison with chopped miscanthus ( $\sim 8.3\text{wt}\%$ ) or

switchgrass (~10.6wt %). Wood pellets had a higher ( $P < 0.0001$ ) LHV than all agricultural materials. The LHV of the investigated fuels were however similar to those reported by van Loo and Koppejan [14] for the same biofuels (13.7–16.4 MJ kg<sup>-1</sup>). Bulk density of biomass also differed between gross and densified products. Prochnow *et al.* [160] reported similar bulk densities for pellets (350–500 kg m<sup>-3</sup>, dry basis) and chopped grasses (20–70 kg m<sup>-3</sup>, dry basis). As already mentioned, densification has the advantage to homogenize particle sizes and this fact can be noticed in Table 5.2. Actually, the size of the majority (>90%) of pellets was over 4 mm, whereas particle sizes for chopped fuels were more distributed between the four categories. The harvest period did not influence ( $P > 0.1$ ) any physical property, although spring-harvested pellets seemed containing slightly more fine particles (<4 mm). A lower durability is a possibility.

As shown in Table 5.3, wood (51.3 wt%) contained slightly more ( $P < 0.0001$ ) C than most agricultural products (48.1–49.9 wt%). Only FPR obtained a lower C content with less than 47 wt% ( $P < 0.0001$ ). The statistical analysis did not show any effect ( $P > 0.2$ ) of biomass shape and harvest season on C content. The opposite trend was noticed for N since agricultural crops (0.51–0.96 wt%) registered greater ( $P < 0.0001$ ) amounts of N than wood (0.13 wt%). The harvest date did not influence ( $P > 0.4$ ) the N content of biomass, but the shape of fuel caused extremely significant differences ( $P < 0.0001$ ) for willow and switchgrass. In fact, willow chips and chopped switchgrass contained 30–40 wt% less N than the densified form. Since willow products were bought from two different producers, cultural operations such as fertilization may have had an impact on N content. In the case of switchgrass, a plausible hypothesis is that on-field shredding with the forage harvester produced a loss of biomass material such as leaves which are known to contain higher nutrient amounts [160] or soil particles that might have contaminated the fuel during harvest. Similarly, ash content of wood (0.3 wt%) was significantly lower ( $P < 0.0001$ ) than that of agricultural crops (>1.0 wt%), especially in FPR (6.7 wt%). Unlike C and N contents, the quantity of ash in the biomass fuels differed according to their shape and harvest date. On the one hand, pelletized products were composed of 2.7–6.7 wt% of ash. On the other hand, gross materials contained only 1.1–2.2 wt% of ash. Again, this difference ( $P < 0.1$ ) could be the result of soil contamination during harvest and the loss of soil particles, as well as leaves, through on-field shredding. Moreover, higher Si concentration in willow, switchgrass and miscanthus pellets compared to

willow chips and chopped switchgrass and miscanthus suggests soil intrusion. Meanwhile, a spring harvest seemed to reduce considerably the presence of ash in the herbaceous crops. Although not statistically significant ( $P > 0.1$ ), the reductions reached about 37 wt% for switchgrass and 12 wt% for miscanthus. Finally, the statistical analysis did not reveal any difference ( $P > 0.1$ ) regarding H and O contents, no matter the shape or the harvest period of the biomass fuels.

Wood contained smaller ( $P < 0.0001$ ) amounts of S, Si, P, K, Ca and Mg in comparison with dedicated energy fuels. Reed canary grass pellets contained the highest ( $P < 0.0001$ ) level of these elements, except for Ca, which was most ( $P < 0.0001$ ) abundant in FPW (11,042 mg kg<sup>-1</sup>). Chlorine content varied considerably between all biomass fuels. Wood and willow contained negligible quantities of Cl (29–54 mg kg<sup>-1</sup>) while fall-harvested miscanthus had the highest content (>3000 mg kg<sup>-1</sup>). Contamination during on-field shredding may be the reason for such high Cl level in miscanthus. Besides species, the biomass shape and harvest season also had an important impact on the content of all those major elements. Considering the difference between gross and densified materials in the case of ash content, it is not surprising that the latter contained usually more ( $P < 0.1$ ) nutrients. Similarly, spring-harvested crops contained, in most cases, lower amounts of S, Cl, Si, P and K compared to fall-harvested products. The average reductions were between 20 % and 60 %, which are comparable to those reported in the scientific literature (20–80 %) [278].

### 5.3.2 Boiler operation parameters

The boiler technology aspects (single burning chamber without a grate system) imposed restrictions on combustion temperature and air flow to avoid the formation of slag with agricultural biomass fuels and to favor the heat transfer between flue gas and heat exchanger tubes. These recommended operation constraints had an impact on fuel feeding, excess air and ash management.

#### Fuel feeding

Because of the limited combustion temperature, the combustion tests were performed at a reduced load (50–60% fuel feeding), as shown in Table 5.4. Fuel mass flows ranged from 3.86 to 4.82 kg h<sup>-1</sup>, corresponding to a variation of approximately 20%. As a result, the energy

input to the boiler (16.1–20.0 kW) also varied considerably and proportionally to the mass flow of biomass. The variability in both mass and energy flows can be explained by differences in bulk density (Table 5.2). Pelletized and chopped biomass showed bulk densities ranging from 490 to 667 kg m<sup>-3</sup> and from 50 to 64 kg m<sup>-3</sup>, respectively.

When using agricultural products, a reduction of fuel input power is often needed to allow continuous operation [127]. However, a reduced load is known to affect the combustion quality as it increases the excess air level (see next section on excess air), decreases the combustion efficiency and yields more compounds from an incomplete combustion [124,127,272,273]. For instance, Schmidl *et al.* [63], Tissari *et al.* [85] and Verma *et al.* [99] revealed that combustion of agricultural and forestry pellets at nominal load reduced CO emissions up to 90% compared to part load. In this perspective, it is normal to note that the thermal efficiencies (79.9–94.1%) and CO (approximately 5–52 mg MJ<sup>-1</sup>) and PM (approximately 3–110 mg MJ<sup>-1</sup>) levels obtained by [63,128,144,148,273] during small-scale combustion of pelletized willow, switchgrass and miscanthus at full load were better than the results presented in Tables 5.4 and 5.5. Besides performing at a nominal rate, heating systems with a more adapted design to burn agricultural biomass (i.e. a moving grate system coupled with a secondary combustion zone) also contributed undoubtedly to reach those performances. For biomass combustion operations also performed at reduced load, the present CO emissions for switchgrass and reed canary grass pellets were however comparable to that of Chandrasekaran *et al.* [133] (202 mg MJ<sup>-1</sup>), Roy *et al.* [138] (500 mg Nm<sup>-3</sup> at 10 vol% O<sub>2</sub> or approximately 330 mg MJ<sup>-1</sup>) and Verma *et al.* [99] (575 mg Nm<sup>-3</sup> at 10 vol% O<sub>2</sub> or approximately 385 mg MJ<sup>-1</sup>).

### Excess air

Following the manufacturer advices on air entry, the  $\lambda$  calculated from the real and stoichiometric air-to-fuel ratios reached values between 5.1 for wood and 7.4 for FPM (Table 5.4). These excess air levels are linked with high gas velocities (2.70–3.60 m s<sup>-1</sup>) and flows (120–163 Nm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>) and O<sub>2</sub> levels (17.2–18.1 vol%) in the exhaust duct (Table 5.4). Gas velocity is given by the Pitot tube on the PM sampling train instead of the flow meter at the top of the chimney (Figure 4.1) because of inadequate operation of the latter during the first half of experiments. Despite of a poorer accuracy at low velocities, the Pitot values varied accordingly to the air setting for pellets and chopped products (Table 5.4) and corresponded

approximately to the results of the flow meter when it was working properly. The present excess air levels are generally higher than those commonly reported in the literature for other domestic boilers, although comparable excess air levels may also be found. Small-scale solid fuel combustion is typically performed at air-to-fuel ratios between 1.5 and 3.0 at nominal rate [85,148,150] and between 3.0 and 5.0 at reduced load [85,124] with O<sub>2</sub> levels between 6 vol% and 14 vol% [30,32,39,41]. The works of [123,138,272,273] also exposed that biomass boilers can operate with higher levels of excess air (5.0–13.0) and O<sub>2</sub> (14–19 vol%) regardless the boiler thermal load. Sophisticated combustion units are usually more adapted to efficiently burn agricultural products with moving grate systems and secondary combustion zones. This kind of equipment achieves optimal air excess by reducing primary air coming from under the grate, which limits flame cooling and pollutant production, and by enhancing secondary air at top of fire to favor oxidation of the produced gas. The problem with simpler boilers as used in [123] and the present study is the inefficient removal of ash from the bed and the need to increase the air entry in order to reach complete combustion of the fuel.

High excess air levels during biomass combustion contribute to cool down the combustion chamber, which reduced the reaction rates and the residence times, which are not enough to ensure a complete oxidation of the unburned species leading to higher CO emissions [124, 127,138]. The cooling of the combustion chamber due to high air excess affected fuel feeding as more biomass was likely required to maintain the combustion temperature at the set point, which reduced the thermal efficiency of the boiler. In an automatic appliance, efficiency should have reached more than 63.1–74.8% (Table 5.4) and be close to 90.0% even at part load operation as [63,85,99] experienced, unless the combustion type of the boiler is not just suitable for agricultural materials. Nevertheless, similar heating systems burning comparable biomass fuels also obtained efficiencies between 67.0% and 79.0% at reduced and nominal loads [130,138]. The high excess air also influenced the residence time of flue gas in the combustion chamber. By looking through the glass window at the top of the auger and fuel input tube, it seemed turbulence was so high that some biomass particles, especially during combustion of chopped materials, were immediately entrained in the flue gas at their exit of the fuel tube before ever reaching the fire. Actually, significant amounts of unburned biomass particles were found in the ash tray under the heat exchanger tubes and in the cyclone bucket

**Table 5.4** Average combustion conditions for the 12 tested biomass fuels: fuel mass flow ( $m_f$ ), energy load ( $W_e$ ), thermal efficiency ( $\eta$ ), gas temperature ( $T_g$ ), velocity ( $V_g$ ) and flow ( $Q_g$ ), O<sub>2</sub> concentration in the flue gas and excess air ratio ( $\lambda$ )

Harvest season	Particle shape	Biomass	$m_f$	$W_e$	$\eta$	$T_g$	$V_g$	$Q_g$	O <sub>2</sub>	$\lambda$
			(kg h <sup>-1</sup> , w.b.)	(kW)	(%)	(°C)	(m s <sup>-1</sup> )	(Nm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	(vol%, d.b.)	
Unknown	Pellets	Wood	4.36	20.0	73.3	151	2.50	123	17.2	5.1
Fall	Pellets	Short-rotation willow	4.39	17.4	67.6	142	2.70	135	18.1	6.1
		Switchgrass	3.88	16.6	68.3	148	2.93	145	18.0	7.2
		Miscanthus	4.18	17.6	71.4	148	2.97	147	17.8	7.4
		Reed canary grass	4.73	19.3	63.1	143	2.80	137	18.0	6.4
	Chopped	Switchgrass	4.26	16.8	68.7	157	2.83	136	17.7	6.4
		Miscanthus	4.64	17.8	71.3	166	2.80	134	17.4	5.8
	Chips	Short-rotation willow	4.82	19.5	73.9	175	3.60	163	17.3	6.7
Spring	Pellets	Switchgrass	4.21	17.0	74.8	141	2.83	139	17.8	6.8
		Miscanthus	3.86	16.1	72.0	142	2.70	130	17.7	7.0
	Chopped	Switchgrass	4.71	17.3	73.6	154	2.93	140	17.4	5.9
		Miscanthus	4.27	17.0	74.3	162	3.20	152	17.8	7.2

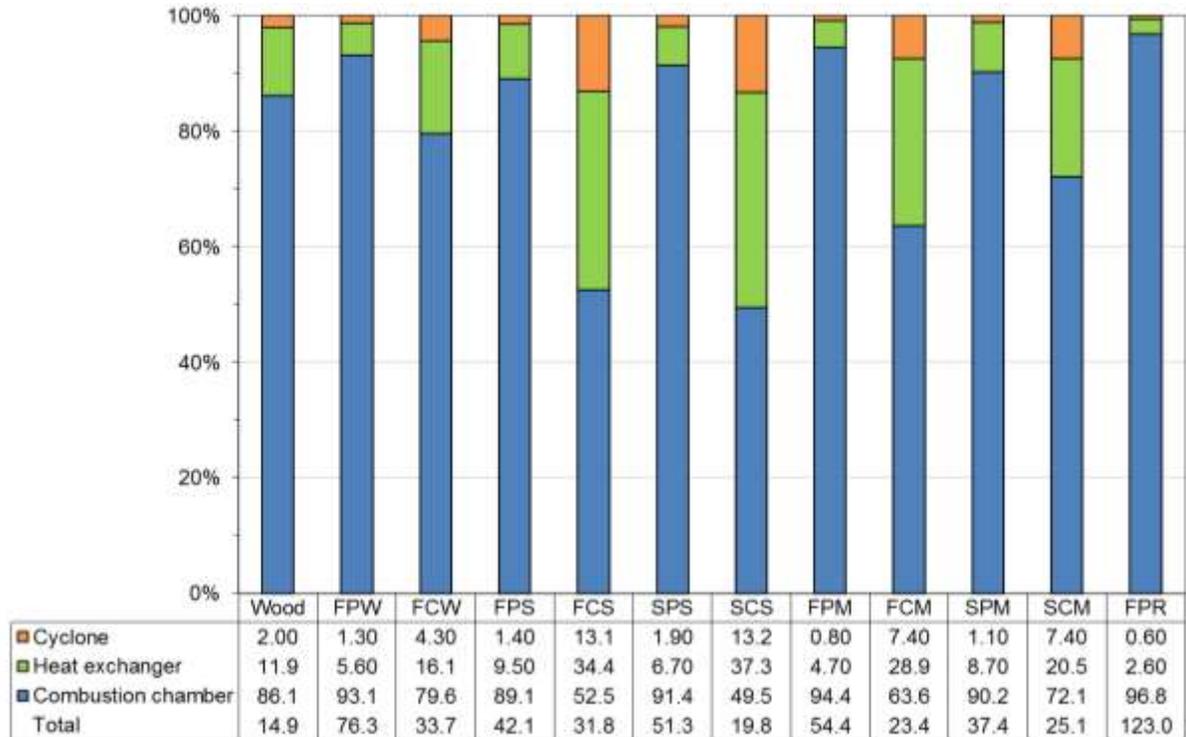
Notes: d.b., dry basis; w.b., wet basis.

**Table 5.5** Average gas and particulate emissions (mg MJ<sup>-1</sup>) from the combustion of the 12 tested biomass fuels

Harvest season	Particle shape	Biomass	CO	CO <sub>2</sub>	CH <sub>4</sub>	N <sub>2</sub> O <sup>a</sup>	NO	NO <sub>2</sub> <sup>a</sup>	NH <sub>3</sub> <sup>a</sup>	SO <sub>2</sub>	HCl	PM
Unknown	Pellets	Wood	132	133,405	0.8	0.00	70	7.2	1.20	9.5	3.6	202
Fall	Pellets	Short-rotation willow	765	147,141	2.9	0.00	237	37.1	1.03	6.7	3.6	442
		Switchgrass	483	151,824	1.0	0.46	284	5.1	1.23	96.6	7.1	469
		Miscanthus	541	154,440	1.6	0.87	275	13.8	1.13	66.3	8.9	418
		Reed canary grass	365	124,177	1.9	0.40	239	1.7	0.41	136.7	10.3	410
	Chopped	Switchgrass	2187	139,143	21.8	0.00	238	0.0	1.80	68.6	6.2	745
		Miscanthus	2002	145,221	12.6	0.14	269	12.4	1.45	82.1	14.2	742
	Chips	Short-rotation willow	1372	153,281	3.4	0.00	243	5.8	1.19	5.1	6.8	390
Spring	Pellets	Switchgrass	307	147,221	0.7	0.02	266	12.1	0.63	80.1	13.1	256
		Miscanthus	848	144,049	1.8	0.28	261	18.8	0.80	42.7	9.8	418
	Chopped	Switchgrass	2234	127,440	38.2	0.00	211	n.d.	3.06	62.0	4.4	516
		Miscanthus	1168	161,314	2.9	0.00	285	14.4	1.68	38.0	7.1	577

<sup>a</sup> Raw concentrations measured were near the detection limit of the measuring instrument.

during chopped biomass combustion. This resulted for the whole duration of the test in higher proportions of ash collected under the heat exchanger and cyclone compared to pellets (Figure 5.1). In this context, high excess air ratios also contributed to higher PM emissions (Table 5.5) in comparison with the literature. Therefore, lower air-to-fuel ratios which can be obtained by reducing the air supply setting suggested by the boiler manufacturer should have allowed reaching better combustion quality as the results from González *et al.* [272] showed.



**Figure 5.1** Total ash production ( $\text{g kg}^{-1}$ , dry basis) for each biomass fuel (see Table 5.1 for the list of abbreviations) and proportion found in the ash tray under the combustion chamber, heat exchanger and cyclone

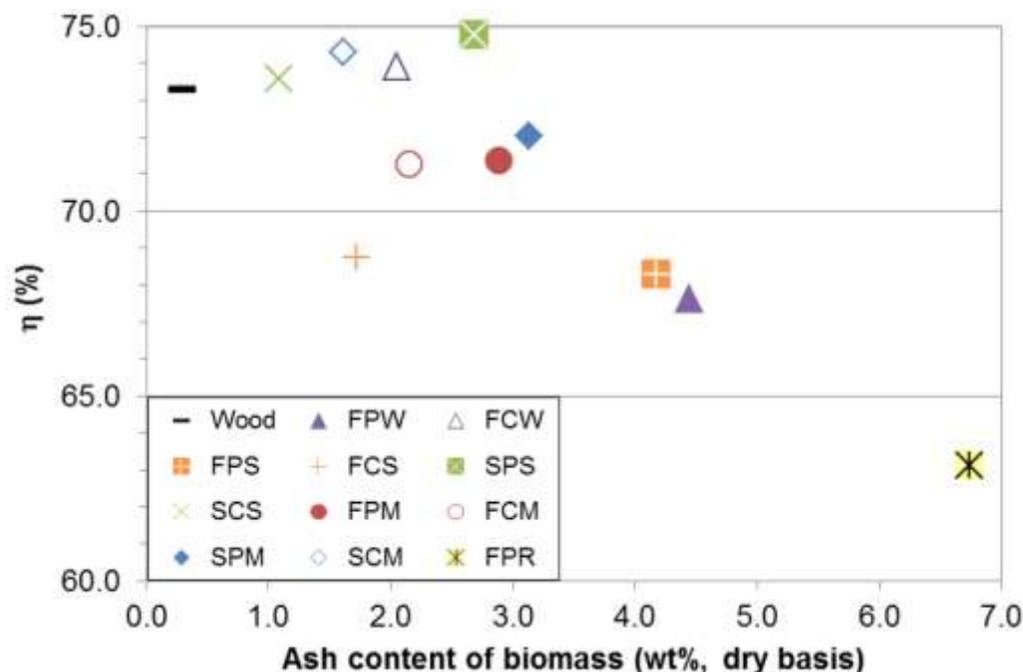
### Ash management

Despite the lower combustion temperature set for agricultural products ( $675\text{ }^{\circ}\text{C}$ ), ash caking and slag was still an issue, especially for biomass fuels associated with high ash production such as reed canary grass. Actually, the amount of ash collected from the combustion chamber ranged from  $12.8\text{ g kg}^{-1}$  for wood to  $119.1\text{ g kg}^{-1}$  for FPR (Figure 5.1). The level of ash generated was related to the ash content of the biomass fuels, although it was a little bit higher.

This is due to the filling of the ash tray with biomass by the fuel stirrer during the start-up of the boiler.

During the phase of combustion process stabilization for each of the three combustion tests with FPR, the stir motor fuse was blown when the formation of large clinkers blocked the fuel agitator. This caused every time the shutdown of the machine until the sintered ash lump was removed. According to Figure 4.1, ash likely stayed at the bottom of the combustion chamber and was continuously mixed with new fuel until the ash removal screw started. Even though the number of cycles of the screw was adjusted consequently to the ash content of biomass, ash accumulation was still a problem for products with high ash content like FPR. The inefficient management of ash surplus by the BB-100 ash removal system, in comparison with more advanced grate technologies, explains the better thermal efficiencies with the other fuels (Table 5.4). In fact, the boiler efficiency rapidly declined when it burnt biomass with ash content over 4 wt%, as showed in Figure 5.2. The formation of ash lumps and slag could have caused an uneven flow of combustion air through the fuel bed which could in turn impair the char and gas-phase burnout [127,148]. Because of ash content (Table 5.3), chopped products (72.4%) and spring-harvested crops (73.7%) also ended with better average efficiency compared to pellets (70.8%) and fall-harvested fuels (69.9%).

With fuels other than FPR, the boiler was able to effectively remove the ash lumps and slag from the combustion chamber, allowing the boiler to operate for the stipulated time period of 5 h. Sommersacher *et al.* [169] developed an indicator for ash-melting propensity based on the knowledge that Ca and Mg increase the ash-melting temperature, while Si in combination with K and P decrease the ash-melting temperature. The molar  $(Si + P + K)/(Ca + Mg)$  can therefore provide information about ash-melting predisposition. The authors demonstrated that the ash-sintering temperature dropped below 1000 °C as soon as the ratio exceeded 4.0. Only FPR presents such a value (4.19; Table 5.6), which could enlighten the slagging problems obtained with this biomass.



**Figure 5.2** Thermal efficiency ( $\eta$ ) of the boiler as a function of the ash content of biomass (see Table 5.1 for the list of abbreviations)

### 5.3.3 Gas and particulate emissions

#### Influence of fuel type

Wood stood out from the agricultural biomass fuels by emitting less ( $P < 0.1$ ) CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and PM (Table 5.5). In the first case, the 57–94% decrease is mainly due to lower ash content and more favorable combustion conditions such as a higher combustion temperature and a lower air excess. The CO emission result for wood (132 mg MJ<sup>-1</sup>) is comparable to other studies [63,85,111,130,132,138] that also measured gas emissions from the combustion of wood pellets in a small-scale unit, although usually more sophisticated. Besides, there was no significant difference ( $P > 0.1$ ) regarding CO levels among agricultural products of same shape and harvest season. Globally, the release of CO for pelletized and chopped willow, switchgrass and miscanthus was either similar or higher than [63,127,133,143,144,149] because of combustion conditions discussed previously, i.e the lower power level, the higher amount of excess air use and the continuous accumulation of ash. Although the CO levels are high and varied broadly, the CO/CO<sub>2</sub> ratio remained below 0.1, which is supposed to indicate efficient combustion conditions [131]. This result is manifested by the high excess air which favored the oxidation of C into CO<sub>2</sub> as experienced by Cardozo *et al.* [127].

**Table 5.6** Suitability evaluation of biomass fuels according to acceptable characteristics by French certification NF 444 [64], guiding concentrations by Obernberger *et al.* [71], fuel indexes by Sommersacher *et al.* [169] and Quality Index by Cherney and Verma [184].

Property	Guiding values <sup>a</sup>	Biomass <sup>b</sup>											
		Wood	FPW	FPS	FPM	FPR	FCS	FCM	FCW	SPS	SPM	SCS	SCM
[64] Bulk density	High quality wood: >600 kg m <sup>-3</sup> (w.b.)												
	High quality agri: >650 kg m <sup>-3</sup> (w.b.)	612	536	552	582	667	n.a	n.a	n.a	534	490	n.a	n.a
	Industrial quality agri: >650 kg m <sup>-3</sup> (w.b.)												
LHV	High quality wood: 16.5 MJ kg <sup>-1</sup> (w.b.)												
	High quality agri: 15.8 MJ kg <sup>-1</sup> (w.b.)	16.3	14.3	15.4	15.4	15.1	n.a	n.a	n.a	15.0	15.0	n.a	n.a
	Industrial quality agri: 14.9 MJ kg <sup>-1</sup> (w.b.)												
Ash	High quality wood: <0.7 wt% (d.b.)												
	High quality agri: <5 wt% (d.b.)	0.3	4.4	4.2	2.9	6.7	n.a	n.a	n.a	2.7	3.1	n.a	n.a
	Industrial quality agri: <7 wt% (d.b.)												
[71] N	<0.60 wt% (d.b.)	0.13	0.87	0.86	0.76	0.96	0.51	0.75	0.58	0.78	0.68	0.52	0.68
S	<0.10 wt% (d.b.)	0.00	0.09	0.09	0.08	0.17	0.06	0.06	0.04	0.07	0.06	0.04	0.06
Cl	<0.10 wt% (d.b.)	0.00	0.01	0.07	0.32	0.13	0.01	0.35	0.00	0.06	0.07	0.01	0.02
K	<7.0 wt% (d.b.)	17.2	12.4	6.5	19.6	13.4	18.1	27.9	11.3	8.6	9.7	12.9	15.5
Na	<0.60 wt% (d.b.)	0.72	0.07	0.78	0.48	0.04	0.07	0.07	0.10	1.15	0.40	0.07	0.54
Ca	>15.0 wt% (d.b.)	38.3	24.9	15.2	15.9	6.3	14.7	16.1	38.1	16.8	12.2	25.1	19.3
Mg	>2.5 wt% (d.b.)	5.4	2.3	3.5	2.8	2.4	7.8	2.7	1.7	4.2	2.9	6.3	5.0
[169] K + Na	Low PM <sub>1</sub> : <1000 mg kg <sup>-1</sup> (d.b.)												
	Medium PM <sub>1</sub> : 1000–10,000 mg kg <sup>-1</sup> (d.b.)	528	5,557	3,062	5,795	9,085	3,134	6,024	2,328	2,620	3,175	1,419	2,591
	High PM <sub>1</sub> : >10,000 mg kg <sup>-1</sup> (d.b.)												
2S/Cl	Low corrosion risk: >8.0 mol mol <sup>-1</sup>												
	Medium corrosion risk: 2.0–8.0 mol mol <sup>-1</sup>	1.7	37.5	2.7	0.5	2.9	9.7	0.4	20.1	2.5	2.1	12.0	7.6
	High corrosion risk: <2.0 mol mol <sup>-1</sup>												
(K + Na)/[(2S + Cl)]	>0.5 mol mol <sup>-1</sup>	1.75	0.50	0.17	0.17	0.25	0.29	0.17	0.52	0.18	0.22	0.22	0.24
(Si + P + K)/(Ca + Mg)	Low slagging risk: <1.0 mol mol <sup>-1</sup>												
	Medium slagging risk: 1.0–3.0 mol mol <sup>-1</sup>	0.5	0.7	2.0	2.7	4.2	2.1	3.2	0.4	1.9	2.2	1.7	2.3
	High slagging risk: >3.0 mol mol <sup>-1</sup>												
[184] Quality Index	Class A (suitable): <6.0												
	Class B (may be suitable): 6.0–12.0	1.6	6.8	7.1	14.4	11.1	n.a	n.a	n.a	6.4	7.0	n.a	n.a
	Class C (unsuitable): >12.0												

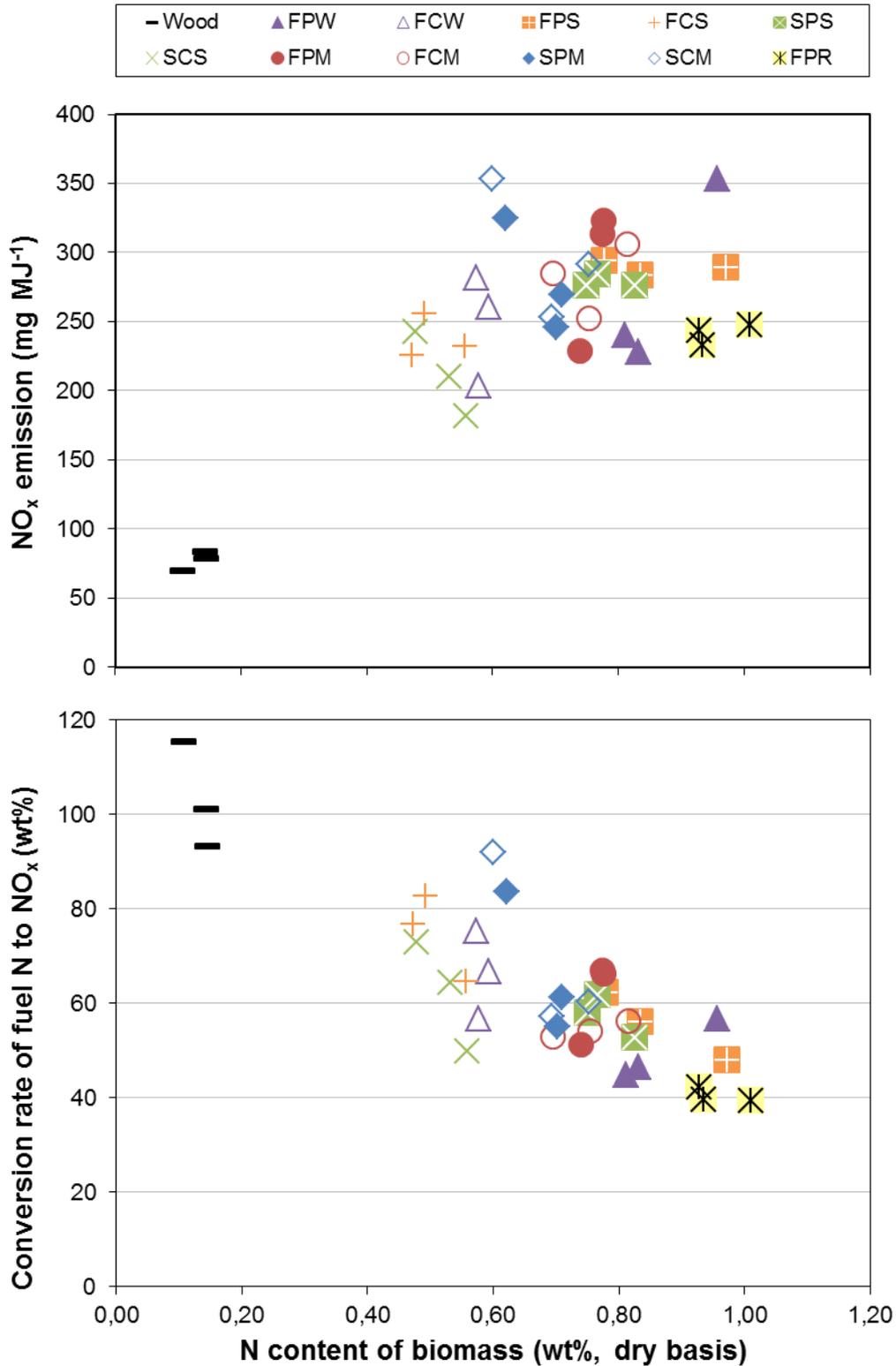
<sup>a</sup> All values correspond to guiding values in fuel but K, Na, Ca and Mg are guiding values in ash.

<sup>b</sup> See Table 5.1 for the list of abbreviations.

Notes: n.a., not applicable for biomass fuels other than pellets.

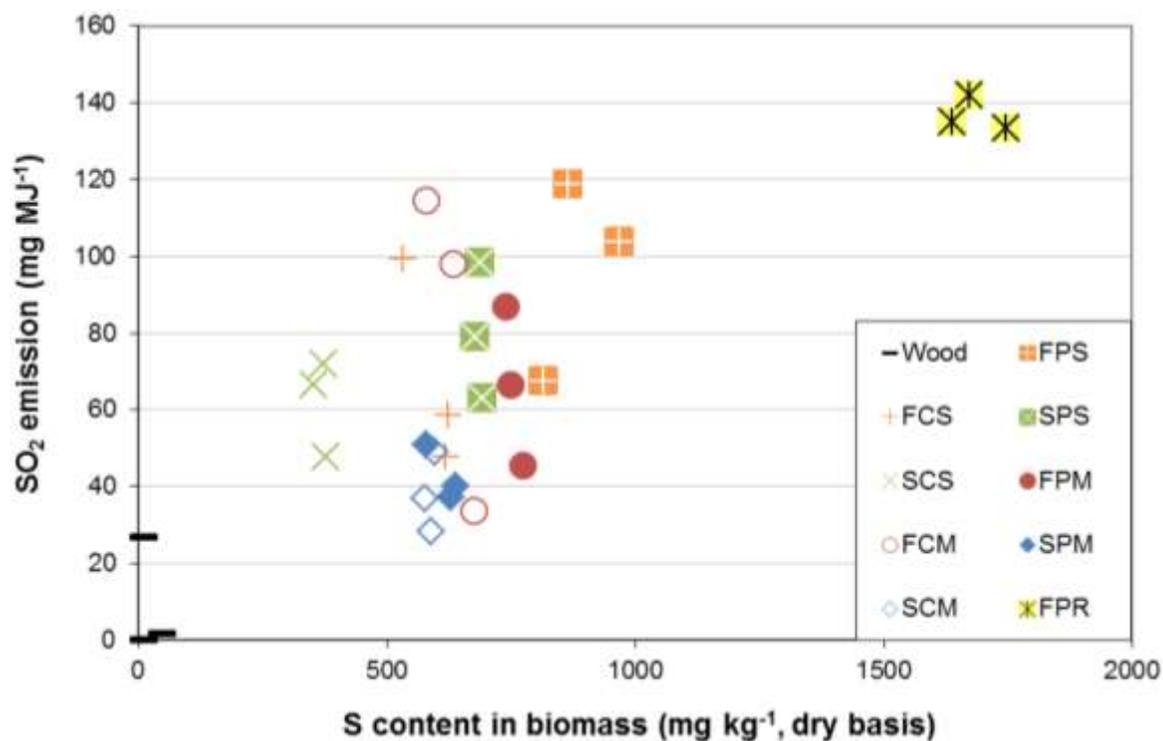
In biomass combustion processes, the dependence between the production of  $\text{NO}_x$  and the N content in the biomass was highlighted several times by researchers [60,111,138,144,148,168]. Nitrogen oxides as the sum of NO and  $\text{NO}_2$  can be formed by three mechanisms defined as thermal, prompt and fuel-bound  $\text{NO}_x$ . The thermal and prompt  $\text{NO}_x$  formation paths are only initiated at temperatures above 1300 °C which are usually not reached in small-scale heating units. Consequently,  $\text{NO}_x$  emissions during biomass combustion mainly result from the oxidation of fuel N [6,8,14,71,97,99]. Figure 5.3 illustrates the possible link between  $\text{NO}_x$  and fuel N. Therefore, the lower  $\text{NO}_x$  emission from wood (64–74%) compared to dedicated energy crops is attributed to its lowest elemental N content (Table 5.3). Additionally, the correlation derived from Figure 5.3 can be applied to roughly estimate  $\text{NO}_x$  emissions formed during the combustion of a certain fuel in boilers similar to the one used. However, more data on other types of material such as waste wood or cereal straw will be required to extend the application of the correlation to any biomass. In the same way, Sommersacher *et al.* [169] proposed a comparable fuel index but for grate-fired combustion units with air-staging technology. Furthermore, the reason for conversion rates higher than 100 wt% for wood is linked to the accuracy of the FTIR which can reach  $\pm 20\%$  for nitrogen compounds when concentrations are low.

Ultimately, the  $\text{NO}_x$  emissions obtained during the present study, ranging from 77  $\text{mg MJ}^{-1}$  for wood to 299  $\text{mg MJ}^{-1}$  for SCM, are comparable to those found in literature for small-scale combustion of similar products at reduced or full loads (approximately 22–264  $\text{mg MJ}^{-1}$ ) [18,63,99,111,114,138,144,149]. No significant difference ( $P > 0.1$ ) was found between the 11 agricultural biomass fuels, although a further section will show a certain influence of harvest period. As reported by van Loo and Koppejan [14] and as observed in Table 5.5, NO and  $\text{NO}_2$  emissions respectively represent about 90% and 10% of  $\text{NO}_x$  released to the atmosphere. Nevertheless,  $\text{NO}_2$  as well as other nitrogen compounds such as  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{NH}_3$  were only produced in small amounts near the detection limit of the FTIR and thus no significant difference ( $P > 0.1$ ) was found. For these gases, the accuracy of the measuring instrument was  $\pm 100\%$ , which explains some values of zero emission in Table 5.5. Nitrous oxide and  $\text{NH}_3$  emissions for biomass combustion at steady-state regime are usually quite low as Brassard *et al.* [130] and Schmidl *et al.* [63] underlined.



**Figure 5.3** NO<sub>x</sub> emission and conversion rate of fuel N to NO<sub>x</sub> as a function of the N content of biomass (see Table 5.1 for the list of abbreviations)

Similarly to  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  emissions are correlated with the S content of the biomass fuels [8,14,71], although other factors are in play. Actually,  $\text{SO}_2$  emissions from the combustion of wood and both willows, which respectively contained  $22 \text{ mg S kg}^{-1}$  and more than  $300 \text{ mg S kg}^{-1}$  (Table 5.3), were comparable reaching  $5.1\text{--}9.5 \text{ mg MJ}^{-1}$ , while release of  $\text{SO}_2$  by herbaceous crops however reached more than  $38.0 \text{ mg MJ}^{-1}$  even if they contained as much S as both willows. This significant difference ( $P < 0.1$ ) between ligneous and herbaceous crops is probably due to the fuel Ca content. Some authors [169,279,280] reported that Ca reacts with  $\text{SO}_2$  to form calcium sulphates ( $\text{CaSO}_4$ ) and thus reduces  $\text{SO}_2$  emissions. This S capture by Ca compounds was possibly predominant during willow combustion since willow pellets and chips had the highest Ca concentrations (Table 5.3). Despite of the weak correlation between  $\text{SO}_2$  levels and S content of willow, it is quite the opposite for grasses (Figure 5.4). In this context, it was not surprisingly that FPR obtained a very high  $\text{SO}_2$  emission factor (Table 5.5) given its S content (Table 5.3). Globally, the present  $\text{SO}_2$  emissions are comparable to the  $\text{SO}_2$  levels found in the literature for similar products burned in small-scale units (approximately  $12\text{--}84 \text{ mg MJ}^{-1}$ ) [99,128,130,144,149,273].



**Figure 5.4**  $\text{SO}_2$  emission as a function of the S content of biomass (see Table 5.1 for the list of abbreviations)

Sommersacher *et al.* [169] also established an index for the prediction of SO<sub>x</sub>. During combustion, S preferably forms alkali (K and Na) sulfates, as well as Ca and Mg sulfates. Sulfur, which is not bound by these elements to the solid phase, forms gaseous emissions such as SO<sub>2</sub>. A molar ratio  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)] > 0.5$  indicates a surplus of released alkaline salts. Therefore, for a value  $> 0.5$  like for wood and willow (Table 5.6), very small SO<sub>2</sub> emissions have to be expected, because most S will be bound in ash. Moreover, investigations made by Obernberger *et al.* [22] showed that 40–90 wt% of the fuel S is integrated in the ash during wood chip or bark combustion. If the value of the index is clearly  $< 0.5$  like for herbaceous crops (Table 5.6), elevated SO<sub>2</sub> emissions are to be anticipated. The factor  $\phi$  in  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$ , given by Sommersacher *et al.* [169] for different biomass fuels, describes the average release rates of K and Na in relation to the average release rates of S and Cl. The application of  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$  can also work for HCl prediction since the production of HCl is due to Cl contained in the biomass [14,71]. However, no clear trend was observed as the statistical analysis did not find any significant difference ( $P > 0.1$ ) regarding HCl emissions. Similarly to S, a great portion of Cl stays in bottom ash or volatilized as fly ash [130]. Obernberger *et al.* [71] asserted that it is the case for 40–85 wt% of the fuel Cl. The measured HCl emissions are similar to other studies' results (0–17 mg MJ<sup>-1</sup>) [144,149].

Wood (202 mg MJ<sup>-1</sup>) emitted 49–82% less PM than all other studied biomass fuels. This result corresponding to a 1.3- to 3.7-fold reduction is comparable to relative values reported by [63,99,144,145,148,149]. They all observed that PM emissions from the combustion of herbaceous crops were up to 4 times than that of wood. In general, with increasing ash content of the biomass, particle emissions also increased considerably [281]. However, no clear correlation was found between PM levels and ash content of the fuels. The emissions from FPR were lower than expected, given the high ash content of reed canary grass. Alkaline salts are key fuel components responsible for the inorganic fraction of dust emissions [71,169]. In fact, the index  $K + Na$  (Table 5.6) is related to the formation of aerosols (particles with a diameter  $< 1 \mu\text{m}$ ) during biomass combustion. The high PM emissions observed during burning of agricultural materials may be connected to their high content of alkalis between 1411 and 9061 mg kg<sup>-1</sup> (Table 5.3), much more than wood (506 mg kg<sup>-1</sup>). The relatively low dust emissions shown by FPR could be explained with the fairly high content of Si (Table

5.3). The volatility of K during FPR combustion was probably significantly reduced by the incorporation into silicate structures [169]. The high amount of sintered ash observed during burning of FPR confirms the retention of K in the ash.

On an absolute basis, PM levels were high in comparison with similar works [63,99,111,128,130,144,148,149] for the same reasons as CO as mentioned previously (low energy load, high excess air and ash accumulation). Other important factors affecting PM emissions are related to the boiler technology used and are highlighted in Section 4.3.2. Garcia-Maraver *et al.* [123] and Fernandes and Costa [271] who burned forestry and agricultural products in conditions comparable to those utilized in this study however reached similar PM levels (approximately 70–450 mg MJ<sup>-1</sup>).

### **Influence of particle shape**

Globally, the physical properties of chopped materials, i.e. heterogeneous particles and low density (Table 5.2), did not allow reaching a constant supply of biomass into the combustion chamber with the actual feeding system (inclined sheet metal auger screw) since the combustion temperature constantly went up and down. Therefore, the bed continuously underwent successive flaming (increase of combustion temperature and decrease of O<sub>2</sub> concentration in the flue gas) and smouldering (decrease of combustion temperature and increase of O<sub>2</sub> concentration in the flue gas) phases. The inconstant mass flow of fuel likely favored the formation of compounds from an incomplete combustion such as CO, soot and tar. In fact, the dedicated energy crops presented consistently lower ( $P < 0.1$ ) CO, CH<sub>4</sub> and PM emissions when pelletized than in a gross shape (Table 5.5).

Pellets (307–848 mg MJ<sup>-1</sup>) reduced CO levels by 27–86% compared to chopped fuels (1168–2234 mg MJ<sup>-1</sup>). This result matches the conclusions of the French project called Green Pellets [144] during which the researchers established that the combustion of miscanthus in a compressed or uncompressed form respectively produced 22 and 644 mg CO Nm<sup>-3</sup> at 10 vol% O<sub>2</sub> (approximately 15 and 429 mg MJ<sup>-1</sup>). Methane emissions from bulky biomass reached up to 38.2 mg MJ<sup>-1</sup>, whereas pelletized biomass produced less than 2.9 mg CH<sub>4</sub> MJ<sup>-1</sup>. Overall, these CH<sub>4</sub> values are much lower than those reported by other works [111,125,130]. Since CH<sub>4</sub> can result from a lack of O<sub>2</sub> [14], the present high excess air ratios (Table 5.4) are probably the reason. The effect of biomass shape on PM amounts differed between ligneous

and herbaceous crops. Willow pellets ( $442 \text{ mg MJ}^{-1}$ ) emitted more PM than willow chips ( $390 \text{ mg MJ}^{-1}$ ) because of their higher ash content (Table 5.3). In the case of grasses, pelletized switchgrass and miscanthus decreased PM emissions by 28–50% (average of 40%) compared to chopped switchgrass and miscanthus. Likewise, AILE [144] measured PM of approximately  $12 \text{ mg MJ}^{-1}$  ( $18 \text{ mg Nm}^{-3}$  at 10 vol%  $\text{O}_2$ ) during the combustion of miscanthus pellets, whereas chopped miscanthus produced approximately  $53 \text{ mg MJ}^{-1}$  ( $80 \text{ mg Nm}^{-3}$  at 10 vol%  $\text{O}_2$ ).

### **Influence of harvest season**

As indicated in Section 5.2.1, spring harvest lessened amounts of N, S, Cl, Si, P and K up to 60 wt% compared to fall harvest (Table 5.3). These reductions resulted in lower  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ , PM (Table 5.5) and slagging problems during combustion of switchgrass and miscanthus. In the first case, spring-harvested crops, which contained 0–11 wt% less N (Table 5.3), decreased  $\text{NO}_x$  levels by the same numbers, accordingly to Figure 5.3. In the same way (Figure 5.4),  $\text{SO}_2$  emissions are reduced by 10–54% with a spring harvest compared to a fall harvest, mainly because of a 7–38 wt% decrease in S content. The effect of harvest season on PM amounts is also important since biomass fuels harvested in spring emitted about 25% less PM due to a decline in ash content (0–37 wt%) and especially in K concentration. As the previous section demonstrated, the 44 wt% average reduction of K obtained by a spring harvest likely contributed to lessen aerosols which are part of PM emissions. This K reduction in biomass combined with decreases in P (11–56 wt%) and Si (0–37 wt%) contents also reduced the slagging tendency of overwintered grasses since it lessened the  $(\text{Si} + \text{P} + \text{K})/(\text{Ca} + \text{Mg})$  ratio by 5–26% (Table 5.6).

### **5.3.4 Fuel indexes**

Through Sections 5.3.2 and 5.3.3, some fuel indexes proposed by Sommersacher *et al.* [169] for the evaluation of relevant combustion properties of biomass fuels were mentioned. The assessment of biomass quality, as completed in Table 5.6, can also be done by comparing the fuel characteristics with the values of the French certification NF 444 [64], the elemental concentrations recommended by Obernberger *et al.* [71] and the index developed by Cherney and Verma [184]. The latter is a value which sums qualitatively different parameters (bulk density, gross calorific value, pellet durability index, fines and moisture, ash, N, S, Cl, K and

Si contents) into one Quality Index for relative evaluation and ranking of pellets for small-scale combustion potential. Parameters were selected and weighted for their relative importance based on available literature. Weighting was accomplished by adjusting the compositional working range for each parameter. Since durability and fines of pellets were not measured during the present study, the minimal acceptable value was supposed for every biomass. Globally, lower is the Quality Index, better is the quality of the fuel.

Wood pellets obtained the lowest Quality Index (1.6). The only criteria for which wood did not fulfill the guiding values were K, Na and 2S/Cl likely because of their very low concentrations in wood. In addition, the high Ca amount reduced the undesirable effects of K and S, as exposed previously. Based on these results from Table 5.6, limited NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, HCl, slag, corrosion and deposits should be experienced during wood combustion, which agrees with results presented in the preceding section.

Pellets of willow, switchgrass (both harvests) and miscanthus (spring harvest) each achieved a satisfactory Quality Index (6.4–7.1) near the limiting value of class A. These fuels may be suitable for on-farm combustion in appropriate appliances. In fact, FPW, FPS, SPS and SPM are subjected to relatively high emissions of NO<sub>x</sub> due their elevated N content, as indicated in Figure 5.3. A primary measure such as air staging which is used in more sophisticated combustion units is technological possibility to enhance the NO<sub>x</sub> performance of the boiler [71]. Given its high Ca content, combustion of willow pellets have low risks to involve slagging or corrosion problems despite considerable amounts of S and K. However, they can lead to high PM emissions. Moreover, FPW was second for the total of particles emitted among pellets. The very low  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$  ratio of FPS, SPS and SPM shows their prevalence to produce high levels of SO<sub>2</sub> and HCl. Table 5.5 validates this statement. Besides, their corrosion risk designated by 2S/Cl is rated as medium. Burning of those fuels should need supplementary measures like automatic heat exchanger cleaning systems or appropriate surface materials to avoid corrosion problems [71].

The last two pelletized products (FPM and FPR) can be considered unsuitable given their greater Quality Index (>11.0). The main reason for FPM is its important Cl content which contributed to 60% of its Quality Index. Therefore, corrosion and HCl emissions can be major

issues during FPM combustion, although the experimental tests did not reveal any particular problems. The case of FPR has been highlighted several times throughout this article. Its high quantity of ash, including high S, Cl and K concentrations, is responsible for most problems associated with this fuel, especially slag formation. Actually, FPR did not fulfill the highest quality standards for each category described in Table 5.6, except for bulk density and Na content.

Since Quality Index was established for pellets only, chopped products were not rated. However, the other fuel indexes allow the assessment of their emission, slagging and corrosion potentials. In this context, willow chips obtained good results with only a high K level, which is compensated by a high Ca concentration. Besides, FCS, SCS and SCM exceeded the guiding values only in few cases, the major being the  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$  ratio. Given their S contents, SO<sub>2</sub> emissions can be high during combustion. Similarly to FPM, the FCM problem is linked to its high Cl content.

## 5.4 Conclusions

The technical and environmental performances of a North American 29-kW boiler fired with different purpose-grown energy crops were evaluated with regard to biomass species, particle shape and harvest season. The following conclusions could be made:

- Due to the simple design of the combustion equipment in comparison with more advanced technologies, which imposed restrictions on temperature and air entry, thermal efficiencies in the range of 63.1–74.8% were obtained. They were the result of high excess air ratios and the impossibility to work at nominal rates. Efficiency was also correlated with the ash content of biomass. Further adjustment of the air setting should enhance the overall performance of the boiler.
- Wood significantly emitted less CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and PM during combustion than short-rotation willow, switchgrass, miscanthus and reed canary grass. For NO<sub>x</sub> and SO<sub>2</sub>, a higher production from dedicated energy crops was obviously due to their higher N and S content. Strong correlations were even established between NO<sub>x</sub> and fuel N and between SO<sub>2</sub> and fuel S.

- Pelletized biomass fuels usually allowed an important reduction of CO, CH<sub>4</sub> and PM compared to chopped products. Reaching a constant combustion process with the latter turned out very difficult because of their heterogeneous particles and low density. Pelletized products should hence be favored in small-scale combustion systems in order to achieve a sustainable development of the combustion of dedicated energy crops until efficient feeding systems and combustion equipment are proven for gross materials.
- The present work also revealed that delaying harvest from fall to spring can have real advantages. In fact, overwintered fuels reduced NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and PM emissions. The reduction of ash and some of its major elements is likely responsible. Positive effects of a spring harvest should be promoted to producers which are interested in a thermal utilization of biomass.
- In order to limit atmospheric pollution (NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and PM) and operational problems (slagging, corrosion and deposits) related to agricultural fuels, the introduction of future biomass quality standards in North America that will fix the maximum allowed value for several fuel properties seems required to assure a sustainable development of small-scale combustion of agricultural biomass. In the meantime, fuel indexes can allow a rapid assessment of the suitability of fuels. Based on guiding values from the literature, wood, FPW, FPS, FCW, SPS and SPM seem suitable to be burned in appropriate combustion units. The possibility to mix these biomass fuels with minerals additives or co-products to enhance their bulk density and LHV and to lessen the undesirable effects of elements such as S, Cl, Si, P, K and Na should be exhaustively studied.

## Acknowledgments

The authors thank the “Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation du Québec” (MAPAQ) and the “Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies” (FRQNT) for their financial contributions. The authors gratefully acknowledge the Research and Development Institute for the Agri-Environment, Agriculture and Agri-Food Canada and Université de Sherbrooke which provided in-kind contributions for this study. The authors

also recognize the technical and professional support provided by IRDA research staff (Jean-Pierre Larouche, Cédric Morin, Lise Potvin, Michel Côté, Christian Gauthier, Patrick Dubé and Patrick Brassard). The statistical expertise and the assistance provided by M. Grenier is also acknowledged.

# CHAPITRE 6 CADRE POTENTIEL DE CERTIFICATION DE LA BIOMASSE AGRICOLE AU QUÉBEC

Les chapitres 4 et 5 ont mis en lumière l'impact des propriétés des cultures énergétiques, telles que la composition chimique et la forme, sur les paramètres d'opération d'une chaudière de faible puissance et les émissions atmosphériques. Les différentes observations effectuées au cours des essais en laboratoire et de l'analyse des résultats permettent de cibler des pistes de réponse quant aux conditions nécessaires à respecter afin de s'assurer de la qualité de la biomasse utilisée. L'exemple de classification du tableau 1.3, les préconisations du tableau 2.17, les indices des figures 2.14 à 2.19 et du tableau 2.20 ainsi que les certifications des tableaux 2.21 à 2.23 servent de points de départ et inspirent ainsi l'établissement des premiers fondements du cadre de qualité de la biomasse agricole comme combustible pour le Québec. Les prochaines sections synthétisent l'information sur les principaux critères dont il devrait tenir compte :

- La forme ;
- La TEE ;
- Le PCI ;
- Les teneurs en N, en S, en Cl, en K, en Ca, en Mg et en certains autres métaux ;
- Le taux de cendres ;
- La température de déformation des cendres.

## 6.1 Forme du combustible

Il est encore difficile d'émettre des recommandations précises sur la forme optimale pour brûler des produits agricoles à petite échelle. Si le saule à croissance rapide non densifié a permis d'obtenir une meilleure efficacité de la chaudière et des rejets polluants moins élevés comparativement à sa forme granulée, c'était généralement le contraire pour les biomasses herbacées. Cette conclusion doit néanmoins être mise en perspective.

D'un côté, les copeaux de saule étaient certes favorisés dans le type d'appareil utilisé étant donné leur taille plus imposante par rapport aux granules qui permettait de réduire l'influence de l'accumulation des cendres au fond du foyer. D'un autre côté, les deux catégories de saule provenaient de fournisseurs distincts, ce qui a certainement contribué à l'obtention de cultures aux taux de cendres significativement différents. Par conséquent, les résultats inverses auraient pu être obtenus avec un autre système de combustion ou un producteur unique.

Dans le cas des combustibles herbacés, les broyats ont seulement légèrement fait mieux que les granules en ce qui a trait au rendement thermique de la chaudière (72,4 % vs. 70,8 %). Cela peut s'expliquer par un débit d'air plus élevé (réglage à 70 % de la vitesse maximale de la soufflante au lieu de 50 %) qui a favorisé le transfert de chaleur aux tubes de l'échangeur. Pour le reste, les granules se sont avérées des produits davantage homogènes qui ont atteint des conditions de combustion relativement constantes et, par le fait même, des émissions de matières particulaires et de gaz largement moins élevées. Les mauvais résultats des biomasses brutes en termes de production de contaminants ont été en partie causés par l'impossibilité d'alimenter convenablement la chaudière avec cette catégorie de matériel (hétérogène et à faible densité). À l'heure actuelle, il semble que les vis sans fin inclinées ne soient pas tout à fait adaptées aux caractéristiques des combustibles en vrac. En ce sens, des vis horizontales ou des convoyeurs à palettes qui permettraient la chute par gravité des biomasses directement dans le foyer de combustion seraient probablement plus appropriés. Ce dernier type d'alimentation est d'ailleurs répandu dans le cas des équipements de combustion industriels.

Si les difficultés techniques liées à l'alimentation de biomasses non densifiées sont mises de côté, il reste que l'hétérogénéité et la faible densité des produits en vrac ont fait en sorte que, visuellement, il était possible lors des essais expérimentaux d'observer des particules de biomasse de petites dimensions être entraînées directement dans les gaz de combustion sans atteindre le cœur du foyer. La turbulence causée par les multiples entrées d'air et le débit d'air trop élevé n'ont évidemment pas aidé à limiter ce phénomène. De plus, lors de l'échantillonnage des cendres sous l'échangeur et le cyclone, une portion non négligeable de broyats imbrûlés et intacts était visible. Il est donc logique de penser qu'une certaine quantité se soit aussi volatilisée jusqu'à la cheminée et ait généré une partie des matières particulaires prélevées.

Compte tenu de l'incertitude actuelle, d'autres études seraient nécessaires avant d'encourager la combustion de biomasses herbacées en vrac dans de petites unités, surtout considérant les quelques autres résultats de la littérature (tableau 2.12). Les granules semblent donc, dans le moment, la meilleure alternative pour les équipements de faible puissance afin de réduire l'impact sur l'environnement. Les avantages de la densification (section 2.5.1) font des granules des combustibles de choix, si bien que sous l'influence du marché, les certifications EN (tableau 2.21) et NF (tableau 2.23) sont apparues. Elles définissent notamment les dimensions (diamètre de 6 à 8 mm et longueur de 3 à 40 mm) et la masse volumique ( $> 600 \text{ kg m}^{-3}$ ) optimales. Ces informations devraient être reprises dans le cadre de la certification québécoise.

## 6.2 Teneur en eau et pouvoir calorifique inférieur

Comme l'a démontré l'état des connaissances, la TEE joue un rôle important sur la qualité des émissions générées (tableau 2.16) et le pouvoir calorifique des biomasses (tableau 2.15). C'est pourquoi les combustibles avec une TEE  $< 15 \text{ \%m}$  sont souvent privilégiés (tableaux 2.21 à 2.23). D'ailleurs, cette TEE correspond pratiquement à un PCI sur brut de  $15 \text{ MJ kg}^{-1}$  (tableau 2.15), valeur calorifique minimale selon la marque NF 444 [64]. Un PCI plus faible signifie généralement une perte considérable d'efficacité.

Peu importe la forme de la biomasse, il serait donc préférable que sa TEE soit inférieure à  $15 \text{ \%m}$  et que son PCI soit supérieur à  $15 \text{ MJ kg}^{-1}$  pour limiter les conditions favorisant une combustion incomplète et menant à des émissions nocives (e.g. température trop basse). Dans le cas de la granulation, une TEE de  $15 \text{ \%m}$  assure également un fonctionnement optimal des équipements et une qualité de granules supérieure [282].

La TEE peut ainsi devenir un obstacle pour les résidus forestiers et le saule à croissance rapide qui sont récoltés à des TEE près de  $50 \text{ \%m}$ . Le saule est en fait souvent séché en tas à l'extérieur ou à l'intérieur (bâtiments ventilés) sur une période plus ou moins longue (quelques semaines à plusieurs mois) après la récolte pour que la TEE puisse descendre aux alentours de  $20 \text{ \%m}$  [283]. La TEE est moins un problème pour les cultures herbacées qui sont ordinairement séchées au champ pour atteindre environ  $15 \text{ \%m}$  de TEE lors de la mise en balles [21].

### 6.3 Teneurs en éléments inorganiques

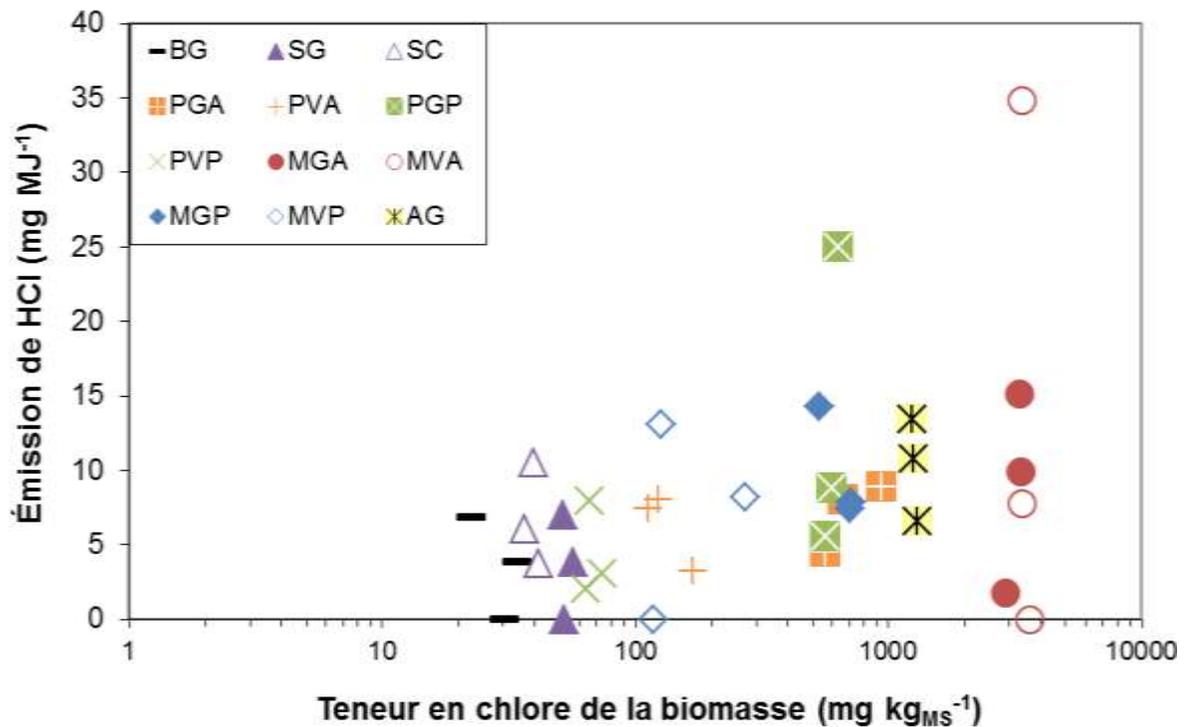
Obernberger *et al.* [60,71] ont fixé les valeurs recommandées pour certains éléments chimiques présents dans la biomasse (tableau 2.17). Il serait notamment question de limiter la teneur en azote à 0,6 %m pour éviter d'émettre une quantité trop importante de  $\text{NO}_x$ . D'après la figure 5.3, cette teneur permettrait pratiquement de garder les  $\text{NO}_x$  sous la barre des 200  $\text{mg MJ}^{-1}$ . Ces émissions atteignent par contre jusqu'à 350  $\text{mg MJ}^{-1}$  au-delà de 0,6 %m en azote. Des conclusions similaires peuvent être tirées des figures 2.11 et 2.14. Selon cette dernière, la concentration d'azote dans le combustible pourrait même s'approcher de 1,0 %m dans des systèmes plus sophistiqués et les  $\text{NO}_x$  demeureraient en deçà de 200  $\text{mg MJ}^{-1}$ . Van Loo et Koppejan [14] stipulent par ailleurs que la limite augmenterait à 2,5 %m si des mesures secondaires de destruction des  $\text{NO}_x$  étaient implantées, en plus des mesures primaires (double chambre de combustion). Le principe des mesures secondaires est basé sur la mise en contact des gaz de combustion avec un agent réducteur comme l'urée, avec ou sans support catalytique [77].

En examinant ensuite le contenu maximal en soufre ( $1000 \text{ mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$ ) suggéré par Obernberger *et al.* [60,71] et la figure 5.4, tout porte à croire que cette teneur permettrait effectivement de limiter les émissions de  $\text{SO}_2$  et ce, aux alentours de 120  $\text{mg MJ}^{-1}$ . La figure 2.12 en arrive aux mêmes conclusions. Sommersacher *et al.* [169] suggère également que le ratio molaire  $(\text{K} + \text{Na})/[\phi(2\text{S} + \text{Cl})]$  soit supérieur à 0,5 (figure 2.15) pour limiter les émissions de  $\text{SO}_2$ . Il se formerait ainsi davantage de sulfates à base de K et de Na. Dans le cadre du présent projet, seules les biomasses ligneuses respectaient ce seuil (tableau 5.6). Pourtant, la figure 2.15 permet de constater qu'un ratio de 0,2 serait tout aussi suffisant pour limiter la concentration de  $\text{SO}_2$  à environ 150  $\text{mg Nm}^{-3}$  à 13 %vol d' $\text{O}_2$ , ce qui équivaut grossièrement aux 120  $\text{mg MJ}^{-1}$  rapportés précédemment.

Pour le chlore, une biomasse en contenant moins de  $1000 \text{ mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$  (tableau 2.17) serait idéale pour majoritairement maintenir les émissions de HCl sous les 15  $\text{mg MJ}^{-1}$  (figure 6.1). Toutefois, il ne semble pas y avoir de différences significatives entre 1000 et  $1500 \text{ mg kg}_{\text{MS}}^{-1}$ , si bien que la norme fixée dans le RAA [52] à 0,15 %m en halogènes totaux semble tout à fait appropriée. Il est également possible de penser, d'après Obernberger *et al.* [60,71], que ce

seuil serait suffisant pour limiter l'émission de PCCD/F, composés reconnus comme cancérigènes qui apparaissent davantage lorsque le contenu en chlore dépasse 0,3 %m [14].

À l'instar de la figure 2.15, la figure 2.16 met en parallèle le ratio molaire  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$  et le HCl. Encore une fois, les auteurs proposent que ce rapport soit supérieur à 0,5 pour limiter la production de HCl. En fonction des résultats obtenus, un ratio molaire  $(K + Na)/[\phi(2S + Cl)]$  atteignant au moins 0,4 serait préférable pour restreindre les concentrations de HCl sous les  $10 \text{ mg Nm}^{-3}$  à 13 %vol d' $O_2$  ou environ  $10 \text{ mg MJ}^{-1}$ .



**Figure 6.1** Corrélation entre l'émission de HCl et la teneur en chlore des biomasses du tableau

3.2

Par ailleurs, le chlore est particulièrement reconnu pour être responsable de la corrosion sur les parois internes des chaudières, notamment à la surface des tubes de l'échangeur. Le mécanisme de sulfation des composés alcalins, qui se produit près des surfaces en présence de soufre, permet de former une couche protectrice de sulfates. En ce sens, le ratio molaire  $2S/Cl$  a été développé pour donner une idée des risques de corrosion à haute température d'une biomasse [169]. D'après les auteurs, même si les risques de corrosion seraient tout de même faibles si ce ratio est supérieur à 4, il est suggéré d'atteindre un rapport  $2S/Cl > 8$  dans la

biomasse pour éviter les dépôts corrosifs de chlore (figure 2.17). À la lumière du tableau 5.6, quelques combustibles s'avéreraient problématiques, notamment le miscanthus d'automne. Au cours des essais, il est important de souligner que les parois de la chambre de combustion ont subi de sérieux dégâts (effritement) dont la cause serait probablement la présence importante de chlore dans les biomasses agricoles. Les ratios suggérés par Sommersacher *et al.* [169] devraient ainsi être respectés dans la mesure du possible. Sinon, la littérature conseille entre autres d'incorporer aux combustibles des additifs comme le sulfate d'ammonium ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) pour compenser le manque de soufre [110].

Le tableau 5.6 met aussi en parallèle la teneur des cendres en certains minéraux et les préconisations d'Obernberger *et al.* [60,71]. Avant d'analyser les valeurs présentées, il est important de comprendre que la présence de Ca et de Mg accroît habituellement le point de fusion des cendres, tandis que la présence de K et de Si a plutôt l'effet contraire. De manière générale, des problèmes de fusion des cendres surviennent lorsque le contenu en K dépasse 7 %m et que la teneur en Ca est inférieure à 15 %m [60]. Ces deux conditions ne sont simultanément pas respectées par l'alpiste roseau, seule biomasse ayant justement entraîné la formation de mâchefers de taille importante (figure 6.2) au cœur de la chambre de combustion durant chacun des trois essais. Les autres biomasses agricoles ont aussi généré quelques mâchefers dans les cendres de foyer, mais de taille plus modeste n'empêchant pas le bon fonctionnement de la chaudière. Ceci confirme l'impact de la forte présence de K sur la propension à former des agglomérats de cendres, surtout que les préconisations pour le Ca et le Mg sont généralement respectées.

Parallèlement, Sommersacher *et al.* [169] ont établi la corrélation entre la température de déformation des cendres et le ratio molaire (Si + P + K)/(Ca + Mg) de la biomasse (figure 2.18). Un rapport > 1 entraînerait des problèmes d'agglomération des cendres en raison d'une température de déformation < 1100 °C. Le tableau 5.6 permet de constater que le ratio de tous les combustibles herbacés dépassait 1 avec un maximum > 4 pour AG. Il serait donc important que (Si + P + K)/(Ca + Mg) soit inférieure à 3 pour limiter les problèmes liés aux mâchefers. D'autres recherches seraient cependant nécessaires pour s'assurer que ce seuil soit idéal.



**Figure 6.2** Mâchefer produit durant l'un des essais de combustion de l'alpiste roseau

Sommersacher *et al.* [169] ont aussi mis en graphique la somme  $K + Na + Zn + Pb$  et la concentration d'aérosols dans les gaz de combustion. La figure 2.19 porte à croire que le résultat devrait être limité à  $10\,000\text{ mg kg}^{-1}$  pour ne pas émettre une trop grande quantité de  $P_1$  dans l'atmosphère. Même si toutes les biomasses respectaient ce seuil, il est intéressant de calculer le rapport (tableau 6.1) entre les particules très fines, estimées grâce à la figure 2.19, et les particules totales, données au tableau 4.3. Les aérosols ne représenteraient ainsi que de 6 à 34 % des matières particulaires. Il serait donc logique de penser que les particules en suspension occupaient une large part des particules émises, ce qui revient à dire que les conditions de combustion comme l'apport d'air n'étaient pas à point. Il y aurait aussi lieu de s'interroger sur l'efficacité du cyclone.

D'autres métaux comme As, Cu, Cr, Cd et Hg seraient aussi considérés pour le cadre de certification. Leurs valeurs maximales dans la biomasse seraient basées sur celles établies par les marques EN, PFI et NF (tableaux 2.21 à 2.23).

#### **6.4 Taux de cendres et température de déformation**

Le taux de cendres devrait au moins être limité à 5 %m comme des problèmes d'opération (e.g. mâchefers) sont surtout survenus avec AG (6,74 %m). L'idéal serait par contre que la

teneur en cendres ne dépasse pas 3 %m dans la biomasse pour limiter la quantité de cendres à gérer ultimement. La majorité des combustibles du projet possédaient justement des taux de cendres < 3 %m.

**Tableau 6.1** Lien entre la somme K + Na + Zn + Pb, les aérosols ( $P_1$ ) et les particules totales (PT)

Biomasse <sup>a</sup>	K + Na + Zn + Pb	$P_1$ <sup>b</sup>	PT <sup>c</sup>	$P_1/PT$
	(mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup> )	(mg Nm <sup>-3</sup> à 13 %vol d'O <sub>2</sub> )	(mg Nm <sup>-3</sup> à 13 %vol d'O <sub>2</sub> )	(%)
BG	541	15	236	6
SG	5808	120	560	21
SC	2407	45	369	12
PGA	3117	60	546	11
PVA	3161	61	805	8
PGP	2673	47	287	16
PVP	1442	35	596	6
MGA	5831	120	457	26
MVA	6067	125	770	16
MGP	3208	62	460	14
MVP	2616	46	593	8
AG	9123	200	587	34

<sup>a</sup> Voir le tableau 3.2 pour la signification des abréviations.

<sup>b</sup> Valeurs approximatives de la figure 2.19.

<sup>c</sup> Valeurs corrigées du tableau 4.3.

Comme l'IRDA ne comptait pas sur les équipements nécessaires pour évaluer la température de déformation des cendres, les valeurs fixées pour le cadre de qualité sont basées sur celles prescrites par les normes déjà existantes (tableaux 2.21 à 2.23).

## 6.5 Synthèse

En somme, le tableau 6.2 jette les bases d'un cadre potentiel de certification de la biomasse agricole comme combustible au Québec. Ce cadre inclut deux catégories de qualité pour les cultures énergétiques : supérieure et industrielle. La première permettrait de rencontrer tous les points sensibles décrits précédemment au cours de cette section. Les biomasses de qualité supérieure pourraient être brûlées dans tous les types de chaudières < 3 MW. La seconde classe représente des matières agricoles d'assez bonne qualité, mais qui pourraient représenter un certain risque sans trop compromettre la qualité de l'air et le bon fonctionnement des

appareils. Les biomasses de qualité industrielle devraient toutefois être utilisées dans des chaudières industrielles plus sophistiquées technologiquement (système de grille mobile et seconde chambre de combustion). Tout produit biosourcé en dehors de ce cadre ne serait tout simplement pas permis comme combustible. Ce serait alors au gouvernement de réglementer les normes d'émission en fonction des différentes catégories. Le tableau 6.2 comprend également à titre informatif et comparatif ce que pourraient être les balises pour le bois.

**Tableau 6.2** Cadre potentiel de certification de la biomasse agricole comme combustible au Québec

Propriété	Unités	Bois	Agricole	
			Supérieure	Industrielle
<i>Normes obligatoires</i>				
Teneur en eau	%m, b.h.	≤ 10	≤ 11	≤ 15
Pouvoir calorifique inférieur	MJ kg <sup>-1</sup> , b.h.	≥ 16,5	≥ 16,0	≥ 15,0
Déformation des cendres	°C	≥ 1100	≥ 1000	≥ 800
Cendres	%m, b.s.	≤ 0,7	≤ 3,0	≤ 5,0
N	%m, b.s.	≤ 0,3	≤ 0,6	≤ 1,0
S	%m, b.s.	≤ 0,03	≤ 0,10	≤ 0,10
Cl	%m, b.s.	≤ 0,02	≤ 0,10	≤ 0,15
As	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 1	≤ 1	≤ 1
Cu	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 40	≤ 40
Cr	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Cd	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 0,5	≤ 0,5	≤ 0,5
Hg	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 0,1	≤ 0,1	≤ 0,1
Ni	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 15	≤ 15
Pb	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Zn	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 100	≤ 100	≤ 100
<i>Seuils informatifs non obligatoires</i>				
K	%m cendres, b.s.	≤ 7	≤ 7	≤ 7
Ca	%m cendres, b.s.	15–35	15–35	15–35
Mg	%m cendres, b.s.	≥ 2,5	≥ 2,5	≥ 2,5
2S/Cl	mol mol <sup>-1</sup>	≥ 8	≥ 8	≥ 4
(K + Na)/[φ(2S + Cl)]	mol mol <sup>-1</sup>	≥ 0,5	≥ 0,4	≥ 0,2
(Si + P + K)/(Ca + Mg)	mol mol <sup>-1</sup>	≤ 1	≤ 3	≤ 4
K + Na + Zn + Pb	mg kg <sub>MS</sub> <sup>-1</sup>	≤ 1000	≤ 6000	≤ 10000

Notes : b.h., base humide; b.s., base sèche.

Il est important de spécifier que les valeurs présentées au tableau 6.2 sont des suggestions dans l'optique de limiter les problèmes liés à la combustion de biomasses agricoles dans des unités < 3 MW. Elles ont été établies d'après les observations effectuées et les résultats obtenus au cours du projet, en plus de s'inspirer de la littérature. De futures recherches,

notamment sur la température de déformation des cendres ainsi que l'influence du S, du Cl, du K, du Na, du Ca, du Mg, du P et du Si sur les émissions de particules fines, seraient nécessaires pour valider ces informations. Comme aucune recommandation n'a été effectuée pour les propriétés physiques des biomasses à l'exception de la TEE, le cadre, qui comprend principalement des critères pour les caractéristiques chimiques, s'applique autant pour les biomasses densifiées que non densifiées.

Par ailleurs, dans le cadre du projet, plusieurs des biomasses étudiées ne rencontreraient pas tous les critères établis du tableau 6.2. Dans ces cas-là, pour arriver à rencontrer les normes, il serait possible de :

- Développer de meilleures pratiques au champ (e.g. fertilisation) ou techniques de récolte qui influencent à la baisse la quantité de cendres ;
- Favoriser, quand cela est possible, des biomasses agricoles récoltées au printemps, moins chargées en éléments inorganiques ;
- Mélanger la biomasse agricole avec des essences forestières pour diminuer la teneur de certains éléments problématiques ;
- Ajouter des additifs minéraux pour neutraliser l'effet indésirable de certains nutriments.

Toutes ces possibilités pourraient aussi faire l'objet de recherches futures.

# **CHAPITRE 7 PREDICTING GASEOUS EMISSIONS FROM SMALL-SCALE COMBUSTION OF AGRICULTURAL BIOMASS FUELS**

## **Avant-propos**

### **Auteurs et affiliation :**

S. Fournel : étudiant au doctorat, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

B. Marcos : professeur, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

S. Godbout : chercheur, IRDA, Québec, QC, Canada.

M. Heitz : professeur, Université de Sherbrooke, Faculté de génie, Département de génie chimique et de génie biotechnologique, Sherbrooke, QC, Canada.

**Date de publication :** 29 novembre 2014

**Revue :** Bioresource Technology

**Titre français :** Prédiction des émissions gazeuses issues de la combustion à petite échelle de biomasses agricoles

**Contribution au document :** Cet article scientifique contribue à la thèse en démontrant la possibilité de prédire les émissions gazeuses issues de la combustion de cultures énergétiques à partir de leur composition chimique sans avoir à effectuer des tests à proprement dits. En lien avec le cadre de certification de la biomasse agricole établi au chapitre 6, cela permet

d'évaluer rapidement les conditions dans lesquelles les biomasses agricoles respecteraient certaines normes d'émission.

**Résumé français :** Un modèle de prédiction des émissions gazeuses (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> et HCl) produites au cours de la combustion à petite échelle de biomasses agricoles a été développé dans le but d'évaluer leur potentiel à être brûlées en accord avec les seuils d'émission prescrits par les normes environnementales. Le modèle a été établi en étant basé sur le calcul de l'équilibre thermodynamique d'un système réactif à plusieurs composants en utilisant la minimisation de l'énergie libre de Gibbs. Puisque cette méthode a été largement employée pour estimer la composition du gaz de synthèse issu de la gazéification du bois, le modèle a d'abord été validé en comparant les résultats obtenus avec ceux d'autres modèles de la littérature. Le modèle a ensuite été utilisé pour évaluer les émissions gazeuses provenant de la combustion de quatre cultures énergétiques (saule à croissance rapide, alpestru roseau, panic érigé et miscanthus) précédemment brûlées en laboratoire dans une chaudière de 29 kW. Les valeurs obtenues par le modèle concordaient avec les résultats établis expérimentalement. Le modèle a particulièrement été efficace à estimer l'influence de la saison de récolte sur les émissions de SO<sub>2</sub>.

**Référence complète :** Fournel, S., Marcos, B., Godbout, S. et Heitz, M. (2015). Predicting gaseous emissions from small-scale combustion of agricultural biomass fuels. *Bioresource Technology*, volume 179, p. 165–172.

**Notes :** À la suite des corrections demandées par les membres du jury, le contenu de cet article diffère légèrement de celui qui a été publié. Le format original de l'article a aussi été actualisé dans le but d'uniformiser la présentation de la thèse.

## Abstract

A prediction model of gaseous emissions (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl) from small-scale combustion of agricultural biomass fuels was developed in order to rapidly assess their potential to be burned in accordance to current environmental threshold values. The model was established based on calculation of thermodynamic equilibrium of reactive multicomponent systems using Gibbs free energy minimization. Since this method has been widely used to estimate the composition of the syngas from wood gasification, the model was first validated by comparing its prediction results with those of similar models from the literature. The model was then used to evaluate the main gas emissions from the combustion of four dedicated energy crops (short-rotation willow, reed canary grass, switchgrass and miscanthus) previously burned in a 29-kW boiler. The prediction values revealed good agreement with the experimental results. The model was particularly effective in estimating the influence of harvest season on SO<sub>2</sub> emissions.

*Keywords:* Agricultural biomass combustion; Gaseous emissions; Prediction model; Gibbs free energy

## 7.1 Introduction

The awareness and concern about depletion of fossil fuels, energy dependency and climate change have engendered the necessity to develop reliable, affordable and renewable energy sources. In this context, modern use of biomass is particularly attractive for reducing society's reliance on petroleum products and greenhouse gas emissions. In addition, biomass is readily available worldwide, especially in rural areas [7,20]. Therefore, the interest in using farm-grown solid biofuels as substitutes to fossil fuels for energy production has increased. Short-rotation coppices, such as willow and hybrid poplar, and perennial rhizomatous grasses, such as reed canary grass, switchgrass and miscanthus, have been considered as the most promising dedicated energy crops [267,268].

Direct combustion is the most widely applied conversion method for biomass and still a relevant technique to provide heat for industries, homes and farm facilities where biomass boilers can replace oil- and gas-fired furnaces [7,20]. However, burning non-woody fuels in small-scale combustion systems stays a challenge in terms of ease of use, energy efficiency

and atmospheric pollutants [148,275]. Compared to wood, agricultural products usually contain less C and H and have higher contents in ash and critical inorganic elements such as N, S and Cl. Concentrations of C and H impact the heating value of the fuel. Ash contributes to particulate matter emissions and to operational problems such as fouling and slagging which may disturb the combustion process, reduce boiler efficiency and lead to higher levels of compounds from an incomplete combustion including CO and some hydrocarbons. High amounts of N, S and Cl in agricultural biomass increase the emission of NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl, respectively. These gases can cause respiratory problems, acid rain, indirect increase of greenhouse effect in the atmosphere through ozone (O<sub>3</sub>) formation, deposits and corrosion [8,14,71].

Nevertheless, there is still insufficient information available regarding the combustion-related emissions of dedicated energy crops in current small-scale heating systems and their suitability to be burned in accordance of existing threshold values [148,275]. Besides, the numerous varieties of solid biofuels complicate the establishment of reference values since previous studies [55,71] have revealed that gaseous emissions from biomass combustion differ significantly according to the properties of the fuel burned (e.g. chemical composition). From an experimental point of view, considering all the biomass possibilities would become a laborious and expensive work.

To overcome this situation, thermodynamic equilibrium models can become useful engineering tools to assess how fuel characteristics influence the exit gas composition [15,235,284]. Actually, when the chemical composition of biomass and the equilibrium temperature are specified, thermodynamic models can simply predict the resulting emissions [186]. The composition of the gas produced at thermodynamic equilibrium can be estimated using different approaches: kinetic/dynamic models [186,285], equilibrium constants [187,236,237,243] or Gibbs energy minimization. The key advantage of the latter is that it has a more general application with predictive capability without requiring an extended set of data to train the model compared to kinetic/dynamic models and that it does not necessitate the selection of appropriate chemical reactions allowing the formation of products compared to direct chemical equilibrium computation [235,239].

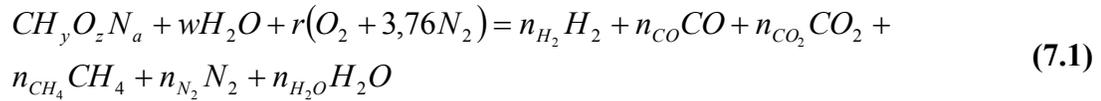
Minimization of the Gibbs free energy is mainly used for determining the chemical composition of reactive multicomponent closed systems under thermodynamic equilibrium [239]. Therefore, a global minimum of the Gibbs free energy coincides with the stable equilibrium solution under constant temperature and pressure. The equilibrium problem is then solved as an optimization problem of a non-linear constrained system which must satisfy the restrictions of non-negative number of moles and stoichiometry [240]. Lagrange multiplier method is generally used to compute this constrained optimization problem [235,238]. Even though this theoretical approach has some inherent limitations (necessity of establishing a list of chemical species expected in the product mixture and only suitable for processes whose duration is usually quite long with respect to the reaction timescale), it was judged as relevant for the prediction of product compositions in several operations and chemical processes such as biomass gasification [15,235,238–240,244,245,249,284]. This method can also be used for direct combustion of biomass [72,238], but the applications have been only tested for coal and wood so far [107].

The objective of the present study is to develop a simple model for the prediction of gaseous emissions from small-scale combustion of agricultural biomass fuels. The model, once validated with published experimental and modeling results of other authors also using thermodynamic equilibrium calculations, will provide the opportunity to rapidly assess the potential of dedicated energy crops to be burned in a sustainable way (respect of existing gas threshold values) as well as the influence of fuel properties.

## 7.2 Methods: model development

### 7.2.1 Conversion processes, input data and assumptions

To develop the model, the chemical formula of biomass is defined either as  $\text{CH}_y\text{O}_z\text{N}_a$  or  $\text{CH}_y\text{O}_z\text{N}_a\text{S}_b\text{Cl}_c$ . The former corresponds to a woody biomass with negligible S and Cl contents and is involved in the gasification reaction for simulation comparison with other gasification models as described in Section 7.3.1. The second term characterizes a general solid biofuel and is used in the combustion reaction for prediction of combustion-related emissions (Section 7.3.2). Both global gasification and combustion processes can be expressed by Eqs. 7.1 and 2.3, respectively:



where  $y$ ,  $z$ , and  $a$  are respectively the mass fractions of H, O, and N per atom of C in the biomass,  $w$  is the amount of moisture per kmol of feedstock,  $r$  is the quantity of  $O_2$  supplied to the process per kmol of feedstock and  $n_i$  are the numbers of mole of species  $i$  (kmol). The molar biomass composition and the molar moisture quantity are obtained from standard ultimate and proximate analyzes. The variable  $r$  is calculated from the air-to-fuel ratios measured experimentally. All inputs on the left-hand side of Eqs. 7.1 and 2.3 are supposed entering the reaction system at 25 °C and 1 atm. On the right-hand side, the stoichiometric coefficients  $n_i$  are unknown and the model ultimately consists in evaluating them.

The resolution of the mole numbers  $n_i$  using the Gibbs free energy minimization approach is based on the following assumptions:

- The processes are long enough to achieve thermodynamic equilibrium. The degree of error introduced by this assumption is acceptable and its applicability is confirmed in literature [2,24,72]. Mass flows and average properties of input and output streams in the reaction system are therefore considered remaining constant.
- The products taken into account in Eqs. 7.1 and 2.3 are the main compounds formed during gasification and combustion processes [14,238]. Other gases such as hydrocarbons other than  $CH_4$  were found to be only present in insignificant fractions by some thermodynamic models [107,235]. Consequently, they are assumed negligible.
- The gaseous products are all assumed to behave as ideal gases. This leads to insignificant errors because gasification and combustion reactions are usually conducted at high temperature (700–1000 °C) and low pressure (1 atm) [187].
- All C and N in biomass are converted into gaseous form. Mass balances on C and N realized during combustion experiments by Brassard *et al.* [130] revealed good agreement with this statement since less than 2.5 wt% of C and N were found in ash. In contrast, most of S (40–55%) and Cl (80–85%) are integrated in ash during combustion

of agricultural products [71]. Therefore, only 50% of S ( $b$  in Eq. 2.3) and 20% of Cl ( $c$  in Eq. 2.3) are considered being converted into gaseous form by the model. The calculations of elemental balances are then completed assuming  $0.5b$  and  $0.2c$ .

- Ash in biomass is expected inert. This could not be true for purpose-grown energy crops since they contain high amounts of Si and K which reduce ash fusion temperature around 700 °C [187]. However, combustion temperatures measured during the experimental tests did not exceed 700 °C (see Section 7.3.2) and thus the assumption holds.

### 7.2.2 Minimization of Gibbs free energy

Gibbs free energy minimization method is based on the second law of thermodynamics in which Gibbs energy reaches a minimum value at thermodynamic equilibrium [238,239]. Considering a closed chemical system with an arbitrary number of species present in one or several phases at uniform temperature and pressure progressing from a non-equilibrium initial state to a closer-to-equilibrium final state, all irreversible process occurring at constant temperature and pressure evolves in the direction that causes a decrease of  $G$ . The equilibrium state of a closed system is the one for which  $G$  reaches a minimum with respect to all possible changes at the given temperature and pressure. The Gibbs energy minimization method consists therefore in writing an expression for  $G$  as a function of the number of moles of the species present and then finding the set of values for the  $n_i$  that minimizes this function, subject to the constraints of mass conservation ( $n_i$  higher than zero but lower than the total number of moles) and element (C, H, O, N, S and Cl) and energy balances [235].

The total  $G$  of a system (kJ) is defined as:

$$G = \sum_{i=\text{species}} n_i \mu_i \quad (7.2)$$

where  $\mu_i$  is the chemical potential of species  $i$  (kJ kmol<sup>-1</sup>). If all products are assumed as ideal gases at normal pressure,  $\mu_i$  can be represented by:

$$\mu_i = \Delta \bar{G}_{f,i}^\circ + RT \ln(y_i) \quad (7.3)$$

where  $y_i$  is the mole fraction of gas species  $i$ , i.e. the ratio of  $n_i$  and  $n_{tot}$ .  $\Delta\bar{G}_{f,i}^\circ$  is set equal to zero for all chemical elements. Substituting Eq. 7.3 into Eq. 7.2,  $G$  becomes Eq. 2.4.

The next step is to find the values of  $n_i$  which minimize the function  $G$  subject to constraints on the allowable  $n_i$ . The problem is then solved as an optimization problem of a non-linear constrained system that must satisfy the restrictions of mole balances and non-negative number of moles corresponding to the KKT conditions [239]. Based on this principle, the Gibbs free energy minimization is generally solved by the Lagrange multiplier method [287]. A more detailed description of the resolution of Lagrange multipliers can be found in Jarungthammachote and Dutta [238].

The first constraint of this problem is the element conservation as expressed by Eq. 2.5. The second constraint enlightens that the  $n_i$  have to be real and positive numbers so that,

$$0 \leq n_i \leq n_{tot} \quad (7.4)$$

### 7.2.3 Thermodynamic properties

In order to determine  $\Delta\bar{G}_{f,i}^\circ$ , the values of the standard enthalpy of formation ( $\Delta\bar{H}_{f,i}^\circ$ , kJ kmol<sup>-1</sup>) and standard entropy of formation ( $\Delta\bar{S}_{f,i}^\circ$ , kJ kmol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>) at the equilibrium temperature and normal pressure are needed because,

$$\Delta\bar{G}_{f,i}^\circ = \Delta\bar{H}_{f,i}^\circ - T\Delta\bar{S}_{f,i}^\circ \quad (7.5)$$

Both  $\Delta\bar{H}_{f,i}^\circ$  and  $\Delta\bar{S}_{f,i}^\circ$  can be computed by the following definitions of enthalpy and entropy changes occurring when a gaseous compound is formed stoichiometrically from its stable elements at  $T$ ,

$$\Delta\bar{H}_f^\circ(T) = \bar{H}_{\text{compound}}^\circ(T) - \sum_{k=\text{element}} \nu_k \bar{H}_k^\circ(T) \quad (7.6)$$

and,

$$\Delta\bar{S}_f^\circ(T) = \bar{S}_{\text{compound}}^\circ(T) - \sum_{k=\text{element}} \nu_k \bar{S}_k^\circ(T) \quad (7.7)$$

where  $\nu_k$  is the stoichiometric coefficient for element  $k$ . Enthalpy ( $\bar{H}^\circ$ , kJ kmol<sup>-1</sup>) and entropy ( $\bar{S}^\circ$ , kJ kmol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>) in Eqs. 7.6 and 7.7 for elements and compounds are defined by:

$$\bar{H}^\circ(T) = \bar{H}_f^\circ(T_0) + \int_{T_0}^T \bar{C}_p \partial T \quad (7.8)$$

and,

$$\bar{S}^\circ(T) = \bar{S}_f^\circ(T_0) + \int_{T_0}^T (\bar{C}_p/T) \partial T \quad (7.9)$$

where  $\bar{C}_p$  is the heat capacity at constant pressure for the standard state (kJ kmol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>) and  $T_0$  is the inlet temperature of the reactants (K). Besides, it is important to note that the arbitrary base selected for calculating the enthalpy value is zero at 25 °C in the case of reference elements. As a result,  $\bar{H}_f^\circ(298.15)$  equals zero for all reference elements and equals  $\bar{H}^\circ(298.15)$  for all compounds. For entropy,  $\bar{S}_f^\circ(298.15)$  equals  $\bar{S}^\circ(298.15)$  for elements and species. Table 7.1 presents the reference values of formation for the compounds involved in the reactions of Eqs. 7.1 and 2.3.

Since heat capacity, enthalpy and entropy are functions of temperature, it would be easier for the model computation that those properties would be described in terms of polynomial equations as follows:

$$\bar{C}_p/R = a_1 + a_2T + a_3T^2 + a_4T^3 + a_5T^4 \quad (7.10)$$

$$\bar{H}_f^\circ(T_0)/(RT_0) = a_1 + a_2T_0/2 + a_3T_0^2/3 + a_4T_0^3/4 + a_5T_0^4/5 + b_1/T_0 \quad (7.11)$$

and,

$$\bar{S}_f^\circ(T_0)/R = a_1 \ln(T) + a_2T_0 + a_3T_0^2/2 + a_4T_0^3/3 + a_5T_0^4/4 + b_2 \quad (7.12)$$

These equations were established by the NASA technical memorandum 4513 [288]. The coefficients in Eqs. 7.10 to 7.12 can also be found in this report for all gas species involved in Eqs. 7.1 and 2.3.

### 7.2.4 Energy balance

The energy balance is introduced as an energy constraint when the studied system can exchange heat with the environment. In this case, the equilibrium temperature differs from the initial temperature [239]. If the heat duty ( $W_{loss}$ ) is known, the equilibrium  $T$  can be obtained from the first law of thermodynamics for the combustion process:

$$W_{loss} + \sum_{r=reactant} n_r \bar{H}_r(T_0) = \sum_{p=product} n_p \bar{H}_p(T) + \Delta H \quad (7.13)$$

where  $W_{loss}$  is the heat loss from the combustion process (kJ),  $\bar{H}_r$  and  $\bar{H}_p$  are respectively the enthalpies of each reactant and each product at the specified temperatures ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ ) and  $\Delta H$  is the remainder. Both enthalpies can be calculated by Eq. 7.8. If the enthalpy of formation of reactant and product gases can be found in thermodynamic tables, that of a solid fuel can be calculated by the equation developed by de Souza-Santos [72] as follows:

$$\Delta \bar{H}_{f, fuel}^{\circ} = \Delta \bar{H}_f^{\circ}(C_x H_y O_z N_a S_b) + w \Delta \bar{H}_f^{\circ}(H_2O) = \overline{LHV} + \sum_{p=product} n_p \bar{H}_{f,p}^{\circ} \quad (7.14)$$

where  $\overline{LHV}$  is the lower heating value of the biomass ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ ) measured with a bomb calorimeter in laboratory and  $\bar{H}_{f,p}^{\circ}$  is the enthalpy of formation of product  $p$  under complete combustion of the solid fuel ( $\text{kJ kmol}^{-1}$ ). Eq. 7.14 can be rewritten as [235]:

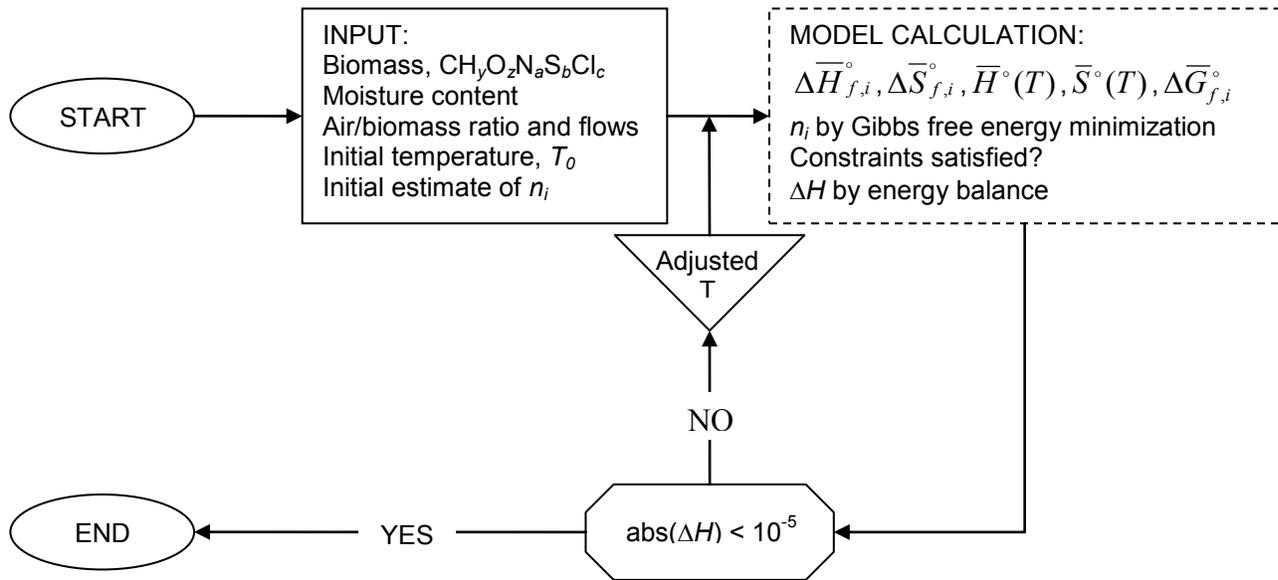
$$\Delta \bar{H}_{f, fuel}^{\circ} = \overline{LHV} + x \Delta \bar{H}_f^{\circ}(CO_2) + (0.5y + w) \Delta \bar{H}_f^{\circ}(H_2O) + 0.5a \Delta \bar{H}_f^{\circ}(N_2) + b \Delta \bar{H}_f^{\circ}(SO_2) - (x + 0.25y - 0.5z + b) \Delta \bar{H}_f^{\circ}(O_2) \quad (7.15)$$

**Table 7.1** Enthalpy (kJ kmol<sup>-1</sup>), entropy (kJ kmol<sup>-1</sup> K<sup>-1</sup>) and Gibbs free energy (kJ kmol<sup>-1</sup>) of formation at reference temperature

	<b>H<sub>2</sub></b>	<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>CO</b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>O</b>	<b>N<sub>2</sub></b>	<b>O<sub>2</sub></b>	<b>NO</b>	<b>NO<sub>2</sub></b>	<b>N<sub>2</sub>O</b>	<b>NH<sub>3</sub></b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>HCl</b>
$\bar{H}_f^\circ$	0	-74,598	-110,527	-393,501	-241,820	0	0	91,267	34,192	81,598	-45,939	-296,828	-92,307
$\bar{S}_f^\circ$	130.68	186.37	197.65	213.78	188.82	191.61	205.14	210.74	240.17	220.00	192.77	248.20	186.90
$\bar{G}_f^\circ$	0	-50,529	-137,164	-394,365	-228,575	0	0	87,579	52,314	103,712	-16,406	-297,026	-95,295

### 7.2.5 Equilibrium solver

The thermodynamic equilibrium model using Gibbs free energy minimization approach as described in the previous sections has been developed in Matlab environment. The code first requires entering the necessary input values such as the chemical composition of biomass and the initial temperature. The non-linear programming model, comprising the objective function to be minimized (Eq. 2.4) and the constraints (Eqs. 2.5 and 7.4), is solved by using the *fmincon* function contained in Matlab. The *fmincon* function applies the interior-point algorithm. In different steps, this algorithm obtains Lagrange multipliers by approximately solving the KKT conditions. A detailed description of the use of the *fmincon* function in Matlab can be found elsewhere [289]. For calculating the equilibrium  $T$ ,  $T_0$  is assumed and used to perform the minimization of Gibbs free energy. Knowing the predicted gas composition, the energy balance is then calculated. If it does not close properly, i.e.  $\text{abs}(\Delta H) < 10^{-5}$ , the reaction temperature is adjusted in the right direction by an iterative process until the energy balance is satisfied. The complete calculation procedure is illustrated in Figure 7.1.



**Figure 7.1** The calculation procedure

### 7.3 Results and discussion

#### 7.3.1 Model validation: prediction of syngas composition from wood gasification

The model developed in Section 7.2 was first validated by comparing its calculation results with predicted values from other researchers which used the same experimental data and Gibbs free energy minimization. Since such works related to biomass combustion are relatively scarce, the validation phase was completed considering biomass gasification process and the studies of Altafini *et al.* [244], Jarunthammachote and Dutta [237], Jayah *et al.* [286] and Melgar *et al.* [236]. Table 7.2 shows the input values (biomass properties and gasification parameters) for both investigated studies which served for the calculations. Altafini *et al.* [244] and Jayah *et al.* [286] both used a downdraft gasifier supplied with wood sawdust and rubber wood, respectively. The comparison of syngas composition (H<sub>2</sub>, CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>) between the experimental and modeling results from literature and the simulation values obtained with the established model considering Eq. 7.1 is presented in Tables 7.3 and 7.4. These tables include prediction values from original or unmodified models, i.e. models following the procedure as described in the previous section, and modified models, i.e. models in which the amount of CH<sub>4</sub> is fixed ( $n_{CH_4}$  in Eq. 7.1 is known) and equals the level measured in the product gas by different works.

**Table 7.2** Input values (biomass properties and gasification parameters) used by the models

	<b>Altafini <i>et al.</i> [244]</b>	<b>Jayah <i>et al.</i> [286]</b>
Biomass	Wood sawdust	Rubber wood
Carbon (wt%, daf)	52.05	50.95
Hydrogen (wt%, daf)	6.08	6.55
Oxygen (wt%, daf)	41.59	42.30
Nitrogen (wt%, daf)	0.28	0.20
Higher heating value (MJ kg <sup>-1</sup> )	20.4	19.6
Moisture content (wt%, waf)	10.0	11.2–15.7
Air/biomass ratio	1.957	1.86–2.37
Temperature (K)	1073	1273

*Notes:* daf, dry and ash free basis; waf, wet and ash free basis.

**Table 7.3** Prediction of syngas composition (vol%) from wood sawdust gasification by Gibbs free energy minimization

	Altafini <i>et al.</i> [244]		Jarunthammachote and Dutta [237]	The present study	
	Experimental data	Model	Modified model	Model	Modified model
H <sub>2</sub>	14.00	20.06	18.24	21.69	18.83
CO	20.14	19.70	23.34	23.46	21.47
CO <sub>2</sub>	12.06	10.15	9.82	9.57	11.14
CH <sub>4</sub>	2.31	0.00	1.66 <sup>a</sup>	0.03	1.66 <sup>b</sup>
N <sub>2</sub>	50.79	50.10	46.93	45.26	46.90
RMSE		3.05	3.12	4.74	2.88

Notes: RMSE, root-mean-square error.

<sup>a</sup> The amount of CH<sub>4</sub> was fixed to a value derived from experimental results of Altafini *et al.* [244], Jayah *et al.* [286] and Zainal *et al.* [243].

<sup>b</sup> The amount of CH<sub>4</sub> was fixed to the value obtained by Jarunthammachote and Dutta [237].

Table 7.3 shows that the predicted values obtained by the unmodified version of the present model slightly differ from the experimental data, exactly as modeling results of Altafini *et al.* [244] and Jarunthammachote and Dutta [237]. Actually, the three models particularly predicted higher amounts of H<sub>2</sub> and lower amounts of CH<sub>4</sub>. Jarunthammachote and Dutta [237] noted that all equilibrium models from the literature also predicted higher H<sub>2</sub> levels and lower CH<sub>4</sub> levels than the measured values. A possible explanation for these differences may have come from the assumptions defined in simplifying the models, such as thermodynamic equilibrium is achieved, all gases are assumed to be ideal, ash is inert, absence of other gases, etc. Besides, from a chemical point of view, CH<sub>4</sub> formation at the equilibrium  $T$  of 800 °C is not favored because  $\Delta\bar{G}_{f,CH_4}^\circ$  is positive and approximately equals 24,810 kJ kmol<sup>-1</sup>. Therefore, the gasification reaction needs to absorb heat so that the formation of CH<sub>4</sub> could happen. On the other side, the CO and CO<sub>2</sub> formation reactions present negative values of  $\Delta\bar{G}_f^\circ$  at 800 °C (−205,626 kJ kmol<sup>-1</sup> and −396,724 kJ kmol<sup>-1</sup>, respectively). Consequently, the formation of CO and CO<sub>2</sub> releases an important quantity of heat which allows the reaction process to reach a minimum level of Gibbs free energy.

**Table 7.4** Prediction of syngas composition (vol%) from rubber wood gasification by Gibbs free energy minimization

	Jayah <i>et al.</i> [286]		Jarungthammachote and Dutta [237]		Melgar <i>et al.</i> [236]	The present study	
	Experimental data	Modified model	Model	Modified model	Model	Model	Modified model
<i>Moisture content = 14.0 wt% (db)</i>							
H <sub>2</sub>	12.5	nd	18.0	16.8	nd	17.9	16.0
CO	18.9	nd	18.5	18.5	nd	19.4	18.1
CO <sub>2</sub>	8.5	nd	11.4	11.7	nd	10.9	11.9
CH <sub>4</sub>	1.2	nd	0.1	1.1 <sup>a</sup>	nd	0.0	1.1 <sup>b</sup>
N <sub>2</sub>	59.1	nd	51.9	51.9	nd	51.8	53.0
RMSE			4.29	4.02		4.24	3.51
<i>Moisture content = 14.7 wt% (db)</i>							
H <sub>2</sub>	15.5	16.4	nd	nd	17.1	17.8	15.8
CO	19.1	18.3	nd	nd	19.3	19.1	17.7
CO <sub>2</sub>	11.4	11.1	nd	nd	11.1	11.0	12.1
CH <sub>4</sub>	1.1	1.1 <sup>a</sup>	nd	nd	0.3	0.0	1.1 <sup>c</sup>
N <sub>2</sub>	52.9	53.2	nd	nd	52.3	52.0	53.3
RMSE		0.57			0.86	1.22	0.73
<i>Moisture content = 16.0 wt% (db)</i>							
H <sub>2</sub>	17.0	nd	18.0	16.8	nd	17.7	15.8
CO	18.4	nd	17.9	17.9	nd	18.5	17.2
CO <sub>2</sub>	10.6	nd	11.8	12.1	nd	11.4	12.4
CH <sub>4</sub>	1.3	nd	0.1	1.1 <sup>a</sup>	nd	0.0	1.1 <sup>b</sup>
N <sub>2</sub>	52.7	nd	52.2	52.2	nd	52.4	53.3
RMSE			0.94	0.75		0.76	1.14

Notes: db, dry basis; nd, not determined; RMSE, root-mean-square error.

<sup>a</sup> The amount of CH<sub>4</sub> was fixed to a value derived from experimental results of Altafini *et al.* [244], Jayah *et al.* [286] and Zainal *et al.* [243].

<sup>b</sup> The amount of CH<sub>4</sub> was fixed to the value obtained by Jarungthammachote and Dutta [237].

<sup>c</sup> The amount of CH<sub>4</sub> was fixed to the value obtained by Jayah *et al.* [286].

To increase the results' accuracy, Jarungthammachote and Dutta [237] adjusted the amount of CH<sub>4</sub> in their model by fixing a value derived from experimental data. The modified model was then used to simulate and compare the experimental and modeling results of Altafini *et al.* [244]. Table 7.3 shows that after modifying the model, the amount of H<sub>2</sub> was significantly reduced as compared to the predicted value from the unmodified model of Altafini *et al.* [244]. The amount of CH<sub>4</sub> also drastically increased and was found closer to the experimental value. The same approach was used for the modified version of the present model (CH<sub>4</sub> concentration set to the value obtained by [237]) to finally note the same tendency for H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>. Compared to Jarungthammachote and Dutta [237], the modified model of this study

obtained prediction results for CO and CO<sub>2</sub> nearer the experimental values, which is reflected on the root-mean-square error (RMSE) of the models defined as:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=species} (Exp_i - Mod_i)^2}{N_d}} \quad (7.16)$$

where *Exp* is the value from the experimental results, *Mod* is the predicted value from the model and *N<sub>d</sub>* is the number of data.

Table 7.4 presents the simulation results of Jarungthammachote and Dutta [237], Melgar *et al.* [236] and the present model (original and modified versions) in comparison with the experimental data of Jayah *et al.* [286] on rubber wood gasification at different moisture contents: 14.0, 14.7 and 16.0 wt% (dry basis). The values predicted by the three thermochemical equilibrium models generally showed good accuracy of experimentally obtained data, even for H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> amounts. Lower CH<sub>4</sub> levels (1.2 vol% in average in Table 7.4 vs. 2.31 vol% in Table 7.3) nearer the predicted value of 0.0–0.1 vol% likely reduced the differences between predicted and measured values for the other gases. Similarly to results in Table 7.3, modified models with fixed CH<sub>4</sub> usually obtained better prediction of H<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>. Meanwhile, accuracy on CO and CO<sub>2</sub> was slightly decreased. Overall, the model developed in the present study (unmodified and modified versions) seems considerably accurate since predicted values and RMSE were comparable to those of other similar models from the literature.

### 7.3.2 Model simulation: prediction of gaseous emissions from agricultural biomass combustion

After validation, the model had to be calibrated before testing it for the prediction of gaseous emissions from agricultural biomass combustion. In fact, the first simulation tests done using product compositions measured during previous combustion experiments [130] revealed that another constraint was necessary for forcing the model to tend toward the right estimation of gas concentrations. Since CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> are actually only present in the flue gas in negligible amounts during a complete combustion, an upper bound based on Brassard *et al.* [130] data was considered for these three compounds. A maximum value on their respective *n<sub>i</sub>*

in Eq. 2.3 was established. Without this constraint, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and NH<sub>3</sub> levels could be high and CO and NO<sub>x</sub> emissions could differ significantly.

Once calibrated, the model, now considering Eq. 2.3, was used to simulate the resulting emissions of agricultural biomass combustion experiments conducted in Chapter 5. During this work, four dedicated energy crops with great development potential in the province of Quebec, Canada, were burned in a pelletized form: short-rotation willow, reed canary grass, switchgrass and miscanthus. Two harvest seasons (fall and spring) were also evaluated for switchgrass and miscanthus to correlate changes in chemical composition with gas emissions. The combustion tests were performed in a commercial 29-kW boiler (BB-100, LEI Products, Madisonville, KY, USA). A Fourier transform infrared spectrometer (FTIR, model FTTLA2000, ABB Bomem, Quebec City, QC, Canada) was used to analyze concentrations of nine gases (CO, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, NO, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl) from flue gas samples during the experimental combustion tests. More details on the combustion system and the experimental procedure can be found in Chapter 3. The main properties of each biomass fuel investigated and the key combustion parameters are shown in Table 7.5.

**Table 7.5** Input values (biomass properties and combustion parameters) used by the model

	Short-rotation willow	Reed canary grass	Switchgrass		Miscanthus	
			Fall	Spring	Fall	Spring
Carbon (wt%, daf)	52.3	50.2	50.2	49.9	50.6	50.0
Hydrogen (wt%, daf)	6.3	6.5	6.5	6.4	6.6	6.4
Oxygen (wt%, daf)	40.4	42.0	42.2	42.8	41.6	42.8
Nitrogen (wt%, daf)	0.91	1.03	0.90	0.80	0.79	0.70
Sulfur (wt%, daf)	0.095	0.181	0.092	0.071	0.078	0.064
Chlorine (wt%, daf)	0.006	0.136	0.075	0.062	0.326	0.067
Ash (wt %, db)	4.4	6.7	4.2	2.7	2.9	3.1
Moisture content (wt%, waf)	10.0	6.3	6.4	6.8	6.2	6.2
Higher heating value (MJ kg <sup>-1</sup> )	17.3	17.4	17.8	17.5	17.8	17.4
Combustion temperature (K)	968	949	960	950	953	946
Air flow (Nm <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	135	137	145	139	147	130
Mass flow (kg h <sup>-1</sup> , waf)	4.2	4.3	4.0	4.1	3.9	3.7

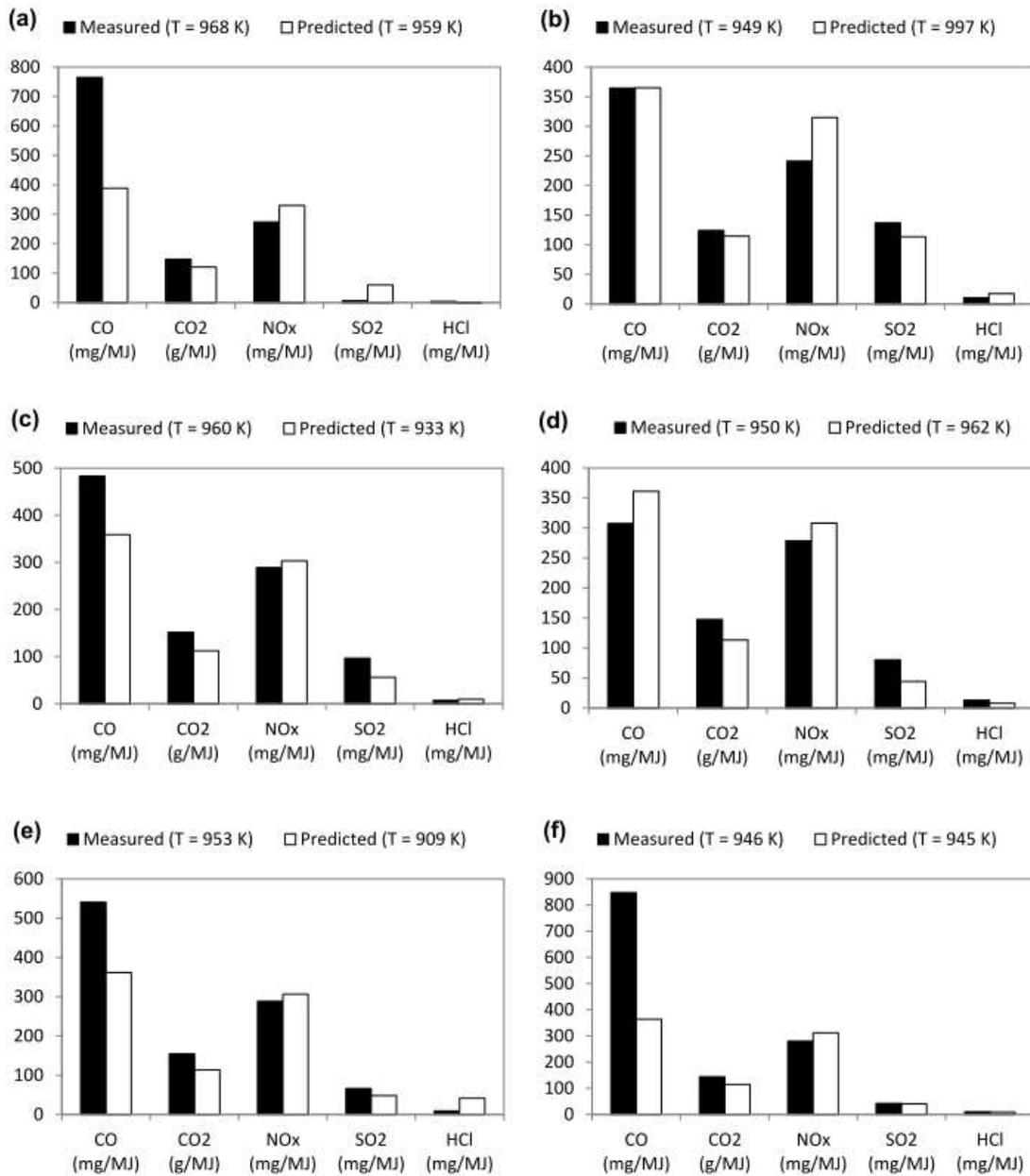
Notes: daf, dry and ash free basis; db, dry basis; waf, wet and ash free basis.

The comparison of gaseous emissions between the experimental data (Table 5.5) and the prediction values obtained with the calibrated model is shown in Figure 7.2. It can be seen that

the model usually predicted with great accuracy equilibrium temperatures ( $\pm 5\%$  of the measured values) and most of gas emission factors, especially  $\text{CO}_2$ , within an acceptable range ( $\pm 30\%$  of the measured values). Greater differences are likely a result of unfavourable combustion conditions reached during the experimental tests which increased the concentrations of certain gases. For instance, higher levels of CO measured for short-rotation willow (Figure 7.2a) were due to high ash content. Actually, the 4.4 wt% ash content of willow produced an ash accumulation at the bottom of the combustion chamber that the ash removal screw was unable to sufficiently remove. New willow pellets were then continuously mixed with ash which decreased the surface area of pellets exposed to air and thus created conditions of incomplete combustion.

Although predicted  $\text{NO}_x$  seems fairly good for every biomass fuel, they are always slightly higher than the measured values. This comes from an overestimation of  $\text{NO}_2$  with the prediction model. In fact, relatively high excess air ratios were noted for every combustion test with the experimental setup. This supplementary air increased the quantity of  $\text{O}_2$  available in the reactants for the model which resulted in higher predicted  $\text{NO}_2$  emissions.

The empirical factors used for the portions of S (50%) and Cl (20%) converted in gases were globally appropriate as predicted  $\text{SO}_2$  and HCl fairly matched measured  $\text{SO}_2$  and HCl (Figure 7.2). Only predictions of  $\text{SO}_2$  during short-rotation willow combustion and HCl during fall-harvested miscanthus combustion were not accurate. Even though short-rotation willow is considered an agricultural biomass because it is often grown on agricultural lands, it has also wood-like properties such as higher calcium content which is known to retained S in ash. Moreover, Obernberger *et al.* [71] stipulated that up to 90% of fuel S can be integrated in ash in the case of wood combustion. This could explain the difference between measured and predicted  $\text{SO}_2$  in Figure 7.2a. The Cl content of fall-harvested miscanthus shown in Table 7.5 (0.326 wt%) seems very high in comparison with the other biomass fuels. A methodological error during the laboratory analysis can be the only reason to enlighten the difference for HCl seen in Figure 7.2e. Since HCl emissions are known to be correlated with fuel Cl content [8,14,71], a concentration of Cl as high as 0.326 wt% should have resulted in the highest HCl emissions measured at the laboratory, but it was not the case.



**Figure 7.2** Comparison of measured and predicted carbon monoxide (CO), carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), nitrogen oxides (NO<sub>x</sub>), sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>) and hydrogen chloride (HCl) emissions from combustion of (a) fall-harvested short-rotation willow, (b) fall-harvested reed canarygrass, (c) fall-harvested switchgrass, (d) spring-harvested switchgrass, (e) fall-harvested miscanthus and (f) spring-harvested miscanthus

Figures 7.2c to 7.2f put in relation switchgrass and miscanthus either harvested in fall or in spring. Section 5.3.1 exposed that overwintered crops loss 20–60% of chemical elements such

as S and Cl because of leaching from snowmelt. Table 7.6 shows how harvest period affected S content whereas it decreased in average by 20% in spring. Since there is a relation between S content and SO<sub>2</sub> emissions [14,71], the latter measured during the experimental tests and predicted by the model were also reduced by approximately 26% and 19% when the harvest happened in spring.

**Table 7.6** Influence of harvest season on fuel sulfur (S), measured and predicted sulfur dioxide (SO<sub>2</sub>) emissions

	Fuel S (wt%, daf)	Measured SO <sub>2</sub> (mg MJ <sup>-1</sup> )	Predicted SO <sub>2</sub> (mg MJ <sup>-1</sup> )
<i>Switchgrass</i>			
Fall-harvested switchgrass	0.092	91	56
Spring-harvested switchgrass	0.071	75	44
Decrease from fall to spring (%)	23	17	21
<i>Miscanthus</i>			
Fall-harvested miscanthus	0.078	63	48
Spring-harvested miscanthus	0.064	40	40
Decrease from fall to spring (%)	18	36	16

Notes: daf, dry and ash free basis.

## 7.4 Conclusion

The present article demonstrated the application of thermodynamic equilibrium and Gibbs free energy minimization to predict gaseous emissions from agricultural biomass combustion. After validation of the model for wood gasification with data from the literature, a calibrated version allowed to estimate CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> and HCl emissions with acceptable accuracy in the case of combustion of four dedicated energy crops. The model developed will help to assess the suitability of several solid biofuels to be burned in accordance of existing gas threshold values. Further analysis should evaluate the influence of combustion parameters such as moisture content on gas emissions.

## Acknowledgments

The authors thank the “Ministère de l’Agriculture, des Pêcheries et de l’Alimentation du Québec” (MAPAQ) and the “Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies” (FRQNT) for their financial contributions. The authors gratefully acknowledge the Research

and Development Institute for the Agri-Environment and Université de Sherbrooke which provided in-kind contributions for this study.



# CHAPITRE 8 CONCLUSION

## 8.1 Sommaire

Le projet visait à rendre disponibles pour le Québec des données sur les émissions atmosphériques issues de la combustion de biomasses agricoles afin que le gouvernement puisse mettre à jour la législation environnementale. Par la même occasion, il a été question d'étudier l'influence de certaines propriétés physico-chimiques du combustible sur la quantité et la qualité des rejets produits. En plus du bois (référence), quatre cultures énergétiques (saule à croissance rapide, panic érigé, miscanthus et alpeste roseau), considérées comme les biomasses ayant le meilleur potentiel comme combustible en raison notamment de leur valeur calorifique élevée et de leur faible taux de cendres, ont été sélectionnées pour les essais expérimentaux. Ces biomasses ont ensuite été achetées de fournisseurs sous différentes formes (copeaux, granules ou vrac) et saisons de récolte (automne ou printemps). Ces deux paramètres se sont avérés ceux pouvant avoir le plus grand impact sur le type de contaminants générés. Au total, 12 différents produits ont été brûlés dans une chaudière multi-combustible de 29 kW au LEAD de l'IRDA.

En bout de ligne, aucune des biomasses agricoles, ni même le bois, n'a respecté les seuils d'émission de particules établis par le MDDELCC. La chaudière, choisie au départ pour sa capacité à brûler plusieurs sortes de produits, son coût d'achat peu élevé et sa simplicité d'opération, s'est finalement révélée mal adaptée aux cultures énergétiques. Les restrictions sur la température de combustion et l'apport en air causées par l'absence d'une seconde chambre de combustion et d'un système efficace de gestion des cendres ont globalement empêché l'atteinte de conditions optimales de combustion. Cela s'est caractérisé par des concentrations élevées de PM et de CO dans les fumées pour tous les combustibles étudiés.

Néanmoins, d'un point de vue comparatif, plusieurs tendances sont ressorties. Le bois a notamment engendré moins de CO (57–94 %), de NO<sub>x</sub> (64–74 %), de SO<sub>2</sub> (0–93 %) et de particules (49–82 %) que les quatre cultures dédiées. Celles-ci produisent davantage d'émissions compte tenu de leurs teneurs plus élevées en N, en S et en cendres. Les biomasses granulées ont aussi généré moins de CO (27–86 %), de CH<sub>4</sub> (15–98 %) et de matières particulaires (28–50 %) que leurs équivalents non densifiés. L'hétérogénéité et la faible

densité de leurs particules n'ont pas permis d'aboutir à des conditions constantes d'opération, ce qui a provoqué un dégagement plus important de composés issus d'une combustion incomplète. Les résultats ont également démontré les bienfaits de repousser la récolte de la biomasse de l'automne au printemps. Le lessivage créé par la fonte des neiges a en effet occasionné une réduction des NO<sub>x</sub> (0–11 %), du SO<sub>2</sub> (11–54 %) et des matières particulaires (0–37 %).

Les données recueillies au cours du projet, combinées aux normes déjà en place en Europe ainsi qu'aux indices de qualité définis par divers auteurs, ont par ailleurs servi à l'établissement d'un cadre potentiel de certification de la biomasse agricole comme combustible au Québec. Cet outil fixe des valeurs limitantes pour les propriétés physico-chimiques les plus susceptibles de produire des effets indésirables lors de la combustion. En fait, trois seuils sont établis pour chaque caractéristique permettant ainsi de classer les biomasses selon différents grades de qualité : bois, agricole supérieur et agricole industriel.

Pour faciliter le classement de tout combustible et pour estimer ses rejets atmosphériques sans passer par un test de combustion, un modèle de prédiction des émissions de gaz a finalement été développé. Basé sur des notions d'équilibre thermodynamique et la minimisation de l'énergie libre de Gibbs, le modèle permet, connaissant la composition des réactifs, d'évaluer celle des produits. Validé d'abord à partir de données de la littérature, le modèle a ensuite réussi à prédire avec une précision acceptable les émissions mesurées en laboratoire.

## 8.2 Contributions

Le bois et ses résidus ont depuis toujours été privilégiés comme combustible biosourcé. Pour différentes raisons telles la faible disponibilité des ressources forestières à l'échelle locale ou l'augmentation de la compétitivité économique des cultures agricoles (annexe D), les produits atypiques obtiennent de plus en plus d'attention. Compte tenu des particularités de la biomasse agricole, elle a surtout été employée mondialement dans des centrales de cogénération de puissance élevée. Néanmoins, l'avancement des technologies de faible capacité fait en sorte que la combustion de cultures énergétiques dans de petites unités est désormais envisageable pour les maisons d'habitation, les institutions, les commerces et les entreprises, notamment agricoles, sauf qu'aucune donnée représentative relativement aux émissions atmosphériques

n'avait alors été comptabilisée dans les conditions du Québec. Le présent projet a donc permis d'obtenir des données d'émission pour des biomasses lignocellulosiques cultivées dans la province.

Qui plus est, il existe à l'échelle internationale un manque d'informations concernant le lien entre les caractéristiques physico-chimiques de la biomasse et les rejets atmosphériques lors de la combustion. Si le rendement et la composition chimique des cultures agricoles ont largement été étudiés selon le cultivar, le type de sol, la fertilisation, la maturité de la plante et la position géographique du champ, peu de chercheurs ont chiffré l'impact de ces facteurs sur les composés émis après combustion. Ainsi, outre l'aspect local, l'originalité des essais de combustion réalisés provient du fait d'avoir, pour un même montage expérimental, comparé des biomasses provenant de la même source mais conditionnées différemment. Les résultats obtenus quantifient donc les avantages réels de la granulation et d'une récolte printanière en termes de qualité de l'air.

Néanmoins, les difficultés rencontrées avec la chaudière utilisée, normalement reconnue pour sa polyvalence et sa simplicité d'opération, ont aussi mis en lumière l'importance de systèmes de contrôle avancés permettant des ajustements précis en fonction de chaque combustible. La variabilité des propriétés des biomasses agricoles nécessitait une grande capacité d'adaptation de la chaudière à des conditions changeantes, alors que la chaudière était sensiblement limitée à ce niveau. Des équipements possédant une seconde chambre de combustion pour une oxydation en deux étapes et une grille mobile pour le retrait continu des cendres seraient à privilégier pour la combustion à petite échelle de cultures dédiées.

Outre l'utilisation d'équipements performants, la qualité de la combustion dépend de la qualité du combustible. À l'heure actuelle, l'Amérique du Nord ne compte pas sur un cadre réglementaire régissant les propriétés fondamentales de la biomasse agricole. Il a donc été question au cours de la thèse de définir les premiers jalons de ce à quoi pourrait ressembler l'outil de certification du Québec. Il énumère entre autres les limites pour certaines caractéristiques physico-chimiques clés telles que la TEE, les teneurs en N, en S et en Cl et la température de déformation des cendres.

Considérant le coût élevé des tests de combustion et la gamme de biomasses existante, la thèse a aussi présenté le développement d'un modèle numérique pour prédire les émissions gazeuses à partir des paramètres physico-chimiques des biomasses. En fait, les simulations qu'il permet d'accomplir servent d'indications pour l'établissement du standard de qualité et aussi d'estimations afin de savoir si telle biomasse respecte la législation environnementale. Cet outil unique pour la combustion a été adapté de modèles déjà établis pour la gazéification.

### **8.3 Travaux futurs**

La thèse s'est surtout attardée à l'influence des propriétés physico-chimiques des cultures énergétiques, et même des paramètres d'opération de la chaudière, sur les émissions atmosphériques produites lors de la combustion à la ferme. Ainsi, la relation entre les principaux éléments chimiques et certains gaz a notamment été étudiée exhaustivement. Par contre, les problèmes d'opération reliés aux cendres (dépôts, corrosion, mâchefers, etc.), qui représentent un frein au développement de la filière de la combustion à la biomasse agricole au même titre que l'aspect de la qualité de l'air, ont été peu abordés, outre le calcul de certains indices reliés à la composition des cendres. La littérature révèle par ailleurs que les mécanismes de formation des composés à l'origine des dépôts corrosifs et des mâchefers sont aussi intimement liés à la constitution des matières particulaires. Il y a donc une nécessité de mieux comprendre ces phénomènes dans des chaudières de faible puissance pour en connaître l'ampleur sur la quantité et la qualité des particules produites et la propension des biomasses agricoles à l'encrassement, à la corrosion et à la formation de mâchefers.

L'établissement des premières bases du cadre de certification offre néanmoins des indications quant aux contenus cibles que devraient avoir un combustible de qualité supérieure dans le but de limiter, non seulement les émissions atmosphériques, mais également une dégradation accélérée des surfaces internes de la chaudière. Comme aucune des cultures dédiées du projet ne respectait tous les critères, la littérature rapporte deux méthodes particulièrement efficaces pour diminuer l'impact négatif de certains éléments chimiques problématiques : l'ajout d'additifs minéraux (e.g. kaolinite, chaux et lignine) et la co-combustion. Dans les deux cas, il s'agit de mélanger à la biomasse agricole un produit (additif ou autre biomasse) dont la composition chimique permet d'atténuer les problèmes lors de la combustion. Le développement de « recettes » de granulés combustibles d'origine agricole de qualité

supérieure pourrait donc s'avérer une option pour des chaudières moins avancées technologiquement qui peinent à respecter les normes environnementales malgré les meilleurs ajustements possibles.

Bien évidemment, des travaux futurs devraient tester les mêmes produits dans des systèmes de combustion plus sophistiqués, comprenant une double chambre de combustion et une grille mobile, et de puissances variables (quelques centaines de kW à quelques MW) afin de constater si la combustion à petite échelle de biomasses agricoles au Québec est atteignable dans le respect de la réglementation (voir l'exemple de La Coop fédérée [290]). Sinon, il faudra envisager l'implantation de technologies de traitement des fumées [291] aux chaudières actuelles pour atteindre les seuils d'émission fixés par le MDDELCC.

Finalement, l'utilisation de la modélisation CFD pour la combustion à petite échelle de biomasses agricoles pourrait accroître considérablement nos connaissances quant à la distribution de la température, des débits d'air et des temps de résidence à l'intérieur des chaudières afin d'améliorer leur conception et du coup leurs efficacités thermique et environnementale.



# LISTE DES RÉFÉRENCES

1. Demirbas, A. (2009). Biofuels securing the planet's future energy needs. *Energy Conversion and Management*, volume 50, numéro 9, p. 2239–2249.
2. Jenkins, B. M., Baxter, L. L. et Koppejan, J. (2011). Biomass combustion. Dans Brown, R. C., *Thermochemical processing of biomass: conversion into fuels, chemicals and power*. John Wiley & Sons, Chichester, Royaume-Uni, p. 13–46.
3. IEPF (2005). *Guide biomasse énergie*. Institut de l'énergie et de l'environnement de la Francophonie (IEPF), Québec, QC, Canada, 418 p.
4. Boman, C. (2005). *Particulate and gaseous emissions from residential biomass combustion*. Thèse de doctorat, Umeå University, Umeå, Suède, 45 p.
5. Dell'Antonia, D., Gubiani, R., Maroncelli, D. et Pergher, G. (2010). Gaseous emissions from fossil fuels and biomass combustion in small heating appliances. *Journal of Agricultural Engineering - Rivista di Ingegneria Agraria*, volume 4, numéro 7, p. 37–46.
6. Williams, A., Jones, J. M., Ma, L. et Pourkashanian, M. (2012). Pollutants from the combustion of solid biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 38, numéro 2, p. 113–137.
7. Saidur, R., Abdelaziz, E. A., Demirbas, A., Hossain, M. S. et Mekhilef, S. (2011). A review on biomass as a fuel for boilers. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, volume 15, numéro 5, p. 2262–2289.
8. Werther, J., Saenger, M., Hartgem, E. U., Ogada, T. et Siagi, Z. (2000). Combustion of agricultural residues. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 26, numéro 1, p. 1–27.
9. Demirbas, A. (2004). Combustion characteristics of different biomass fuels. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 30, numéro 2, p. 219–230.
10. GIEC (2011). *Rapport spécial sur les sources d'énergie renouvelable et atténuation du changement climatique* (Rapport spécial). Groupes d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 226 p.
11. Dhillon, R. S. et von Wuehlisch, G. (2013). Mitigation of global warming through renewable biomass. *Biomass and Bioenergy*, volume 48, numéro 4, p. 75–89.
12. Lee, C. et Lazarus, M. (2011). *Bioenergy projects and sustainable development: which project types offer the greatest benefits?* Stockholm Environment Institute, Stockholm, Suède, 22 p.
13. Nussbaumer, T. (2003). Combustion and co-combustion of biomass: fundamentals, technologies, and primary measures for emission reduction. *Energy & Fuels*, volume 17, numéro 6, p. 1510–1521.
14. van Loo, S. et Koppejan, J. (2008). *The handbook of biomass combustion and co-firing*. Earthscan, Washington, DC, États-Unis, 442 p.
15. Sreejith, C. C., Arun, P. et Mulraleedharan, C. (2013). Thermochemical analysis of biomass gasification by Gibbs free energy minimization model – Part: I (optimization of pressure and temperature). *International Journal of Green Energy*, volume 10, numéro 3, p. 231–256.
16. Teske, S., Lins, C., Martin, D. et Stewart, K. (2010). *Energy [R]evolution: A sustainable energy outlook for Canada 2010*. Greenpeace International et Greenpeace Canada, 120 p.

17. Sanchez-Silva, L., López-González, D., Villaseñor, J., Sánchez, P. et Valverde, J. L. (2012). Thermogravimetric-mass spectrometric analysis of lignocellulosic and marine biomass pyrolysis. *Bioresource Technology*, volume 109, p. 163–172.
18. Collura, S., Azambre, B., Fiqueneisel, G., Jimmy, T. et Weber, J. V. (2006). *Miscanthus x Giganteus* straw and pellets as sustainable fuels: Combustion and emission tests. *Environmental Chemistry Letters*, volume 4, numéro 2, p. 75–78.
19. Vamvuka, D. (2010). Overview of solid fuels combustion technologies. Dans Lackner, M., Winter, F. et Agarwal, A. K., *Handbook of combustion. Vol.4: Solid Fuels*. Wiley-VCH, Weinheim, Allemagne, p. 31–84.
20. 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*, volume 31, numéro 2, p. 171–192.
21. Brodeur, C., Cloutier, J., Crowley, D., Desmeules, X., Pigeon, S. et St-Arnaud, R. M. (2008). *La production de biocombustibles solides à partir de biomasse résiduelle ou de cultures énergétiques* (Fiche technique). Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ), Québec, QC, Canada, 16 p.
22. Kaltschmitt, M. et Weber, M. (2006). Markets for solid biofuels within the EU-15. *Biomass and Bioenergy*, volume 30, numéro 11, p. 897–907.
23. Sampson, C., Agnew, J. et Wasserman, J. (2012). *Logistics of agricultural-based biomass feedstock for Saskatchewan* (Rapport de recherche). Prairie Agricultural Machinery Institute (PAMI), Humboldt, SK, Canada, 238 p.
24. Ragland, K. W. et Bryden, K. M. (2011). *Combustion engineering*, 2<sup>e</sup> édition. CRC Press, Boca Raton, FL, États-Unis, 521 p.
25. RIQ (2009). *Le développement énergétique du Québec dans un contexte de développement durable* (Rapport final préparé par ÉcoRessources). Réseau des ingénieurs du Québec (RIQ), 160 p.
26. Talluto, L. (2009). Des champs d'énergie? *Le coopérateur agricole*, volume 38, numéro 7, p. 50–53.
27. Cherubini, F., Peters, G. P., Berntsen, T., Strømman, H. et Hertwich, E. (2011). CO<sub>2</sub> emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. *GCB Bioenergy*, volume 3, numéro 4, p. 413–426.
28. Villeneuve, J. et Savoie, P. (2010). Normes de combustion pour les plantes herbagères et autres biomasses agricoles. Dans Comité des plantes fourragères du Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ) et le Conseil québécois des plantes fourragères (CQPF), *Demi-journée d'information scientifique sur les fourrages*. Victoriaville, QC, Canada, p. 42–50.
29. OIFQ. (2012). *L'utilisation de la biomasse forestière à des fins énergétiques au Québec : analyse et constats*. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (OIFQ), 12 p.
30. Paré, D. et Villeneuve, J. (2012). Les enjeux environnementaux: normes, émissions de particules et carboneutralité. Dans *Agri-Réseau*, <http://www.agrireseau.qc.ca/references/32/Agri-%C3%A9nergie/6%20VilleneuveJ-Pare-dNormes-Carboneutralit.pdf> (page consultée le 8 mars 2013).
31. MDDELCC (2014). Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques (PACC 2020). Dans *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques*, <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/pacc2020.htm> (page consultée le 25 septembre 2014).

32. Tonini, D., Hamelin, L., Wenzel, H. et Astrup, T. (2012). Bioenergy production from perennial energy crops: a consequential LCA of 12 bioenergy scenarios including land use changes. *Environmental Science & Technology*, volume 46, numéro 24, p. 13521–13530.
33. Tillman, D. A. (2008). Introduction. Dans Miller, B. G. et Tillman, D. A., *Combustion engineering issues for solid fuel systems*. Academic Press, Waltham, MA, États-Unis, p. 1–32.
34. Lease, N. et Théberge, L. (2005). *Le secteur agricole au Québec : une source d'énergie pour l'avenir?* Nature Québec - Union québécoise pour la conservation de la nature (UQCN), Québec, QC, Canada, p. 1–6.
35. OEE (2011). Secteur agricole Québec : consommation d'énergie secondaire et émissions de GES par utilisation finale et source d'énergie – excluant les GES liés à l'électricité. Dans *Office de l'efficacité énergétique (OEE) de Ressources naturelles Canada*, Tableau de la base de données complète sur la consommation d'énergie. [http://oee.mcan.gc.ca/organisme/statistiques/bnce/apd/tableauxevolution2/agr\\_qc\\_1\\_f\\_4.cf\\_m?attr=0](http://oee.mcan.gc.ca/organisme/statistiques/bnce/apd/tableauxevolution2/agr_qc_1_f_4.cf_m?attr=0) (page consultée le 29 mars 2012).
36. Godbout, S., Palacios, J. H., Larouche, J. P., Brassard, P. et Pelletier, F. (2012). *Bilan énergétique, émissions gazeuses et particulaires de la combustion de la biomasse agricole à la ferme* (Rapport technique). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, QC, Canada, 251 p.
37. Carvalho, L., Lundgren, J., Wopienka, E. et Öhman, M. (2007). Challenges in small-scale combustion of agricultural biomass fuels. Dans *9th Conference on Energy for a Clean Environment*. 16 p.
38. MAMROT (2011). *L'énergie renouvelable : source naturelle de succès pour le développement rural* (Rapport du Groupe de travail sur le milieu rural comme producteur d'énergie déposé au ministre des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire). Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT), Québec, QC, Canada, 63 p.
39. Statistique Canada (2014). Dépenses d'exploitation agricoles et frais d'amortissement. Dans *Revenu agricole net*, Tableau 002-005. <http://www.statcan.gc.ca/pub/21-010-x/21-010-x2014001-fra.htm> (page consultée le 9 décembre 2014).
40. ÉcoRessources (2013). *Consommation de carburants et de combustibles à la ferme : documentation par type d'usage afin de cerner les économies potentielles* (Rapport final pour l'Union des producteurs agricoles et le Bureau de l'efficacité et de l'innovation énergétiques).
41. RIQ (2012). *La conversion du chauffage au mazout vers la biomasse au Québec* (Rapport d'enquête et d'études). Réseau des ingénieurs du Québec (RIQ), 25 p.
42. Déry, P. et Gilbert, P. (2011). *Estimation des retombées socioéconomiques dans les milieux d'accueil selon la taille et la filière de projets énergétiques* (Étude produite pour le compte du Groupe de travail sur le milieu rural comme producteur d'énergie). Groupe de recherches écologiques de La Baie (GREB), Québec, QC, Canada, 14 p.
43. La Coop fédérée (2013). *Mémoire de La Coop fédérée sur la nouvelle politique énergétique du Québec*. Commission sur les enjeux énergétiques du Québec, 9 octobre 2013, 19 p.
44. Dupuis, P. (2012). La biomasse : un marché d'avenir. *Le coopérateur agricole*, volume 41, numéro 4.

45. Mesly, N. (2010). *Énergie : Québec et Ottawa doivent miser sur la production d'« électrons verts »*. Le coopérateur agricole, volume 39, numéro 7, p. 42–52.
46. Laplante, R. et Bourque, G. L. (2011). L'énergie de la biomasse : quelle stratégie pour le Québec? *Note d'intervention de l'IRÉC*, numéro 7, p. 1–6.
47. DDM et ÉcoRessources (2012). *Inventaire régionalisé des biomasses exploitables pour la production de bioénergies au Québec* (Rapport final). Ministère des Ressources naturelles, Bureau de l'efficacité et de l'innovation énergétiques, Québec, QC, Canada, 137 p. + annexes.
48. Agrinova (2009). Cultures énergétiques. Dans *Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT)*, Publications.  
[http://www.mamrot.gouv.qc.ca/publications/?tx\\_solr%5Bq%5D=&tx\\_solr%5Bfilter%5D%5B0%5D=cat%253A195](http://www.mamrot.gouv.qc.ca/publications/?tx_solr%5Bq%5D=&tx_solr%5Bfilter%5D%5B0%5D=cat%253A195) (page consultée le 27 avril 2012).
49. ÉcoRessources (2010). *Étude technico-économique de filières de bioproduits industriels à base de produits ou de biomasses agricoles* (Rapport d'étape : Phase 1). Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), Montréal, QC, Canada, 212 p.
50. Gilbert, P. et Déry, P. (2011). *Synthèse des leviers et barrières au développement d'initiatives énergétiques en milieu rural québécois* (Étude produite pour le compte du Groupe de travail sur le milieu rural comme producteur d'énergie). Groupe de recherches écologiques de La Baie (GREB), Québec, QC, Canada, 24 p.
51. Kanury, A. M. (1994). Combustion characteristics of biomass fuels. *Combustion Science and Technology*, volume 97, numéros 4–6, p. 469–491.
52. MDDELCC (2014). Loi sur la qualité de l'environnement. Dans *Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC)*, Lois et règlements.  
[http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/publications/lois\\_reglem.htm](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/publications/lois_reglem.htm) (page consultée le 25 septembre 2014).
53. Godbout, S., Palacios, J. H., Pelletier, F. et Larouche, J. P. (2010). *Combustion de la biomasse agricole : caractérisation des effluents gazeux et particulaires, revue de normes et élaboration d'un protocole de mesure* (Rapport final). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, QC, Canada, 63 p.
54. Monti, A., Di Virgilio, N. et Venturi, G. (2008). Mineral composition and ash content of six major energy crops. *Biomass and Bioenergy*, volume 32, numéro 3, p. 216–223.
55. Vassilev, S. V., Baxter, D., Andersen, L. K. et Vassileva, C. G. (2010). An overview of the chemical composition of biomass. *Fuel*, volume 89, numéro 5, p. 913–933.
56. Villeneuve, J., Palacios, J. H., Savoie, P. et Godbout, S. (2012). A critical review of emissions standards and regulations regarding biomass combustion in small scale units (<3 MW). *Bioresource Technology*, volume 111, p. 1–11.
57. Azière, M. (2009). Cultures énergétiques et combustion. Dans *Chambre d'agriculture de Bourgogne*, Cultures énergétiques.  
[http://www.bourgogne.chambagri.fr/fileadmin/documents/Energie/Journ%C3%A9e\\_culture\\_s\\_energetiques\\_11-12-09/MACultures\\_%C3%A9nerg%C3%A9tiques\\_11\\_12\\_09.pdf](http://www.bourgogne.chambagri.fr/fileadmin/documents/Energie/Journ%C3%A9e_culture_s_energetiques_11-12-09/MACultures_%C3%A9nerg%C3%A9tiques_11_12_09.pdf) (page consultée le 12 octobre 2011).
58. Bridgeman, T. G., Jones, J. M. et Williams, A. (2010). Overview of solid fuels, characteristics and origin. Dans Lackner, M., Winter, F. et Agarwal, A. K., *Handbook of combustion. Vol. 4: Solid fuels*. Wiley-VCH, Weinheim, Allemagne, p. 1–30.

59. Kubica, K., Paradiz, B. et Dilara, P. (2007). *Small combustion installations: techniques, emissions and measures for emission reduction* (Rapport technique et scientifique). Joint Research Center – Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italie, 62 p.
60. Obernberger, I. (1998). Decentralized biomass combustion: state of the art and future development. *Biomass and Bioenergy*, volume 14, numéro 1, p. 33–56.
61. Ndiema, C. K. W., Mpendazoe, F. M. et Williams, A. (1998). Emission of pollutants from a biomass stove. *Energy Conversion and Management*, volume 39, numéro 13, p. 1357–1367.
62. Ranzi, E., Cuoci, A., Faravelli, T., Frassoldati, A., Migliavacca, G., Pierucci, S. et Sommariva, S. (2008). Chemical kinetics of biomass pyrolysis. *Energy & Fuels*, volume 22, numéro 6, p. 4292–4300.
63. Schmidl, C., Luisser, M., Padouvas, E., Lasselsberger, L., Rzaca, M., Ramirez-Santa Cruz, C., Handler, M., Peng, G., Bauer, H. et Puxbaum, H. (2011). Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems. *Atmospheric Environment*, volume 45, numéro 39, p. 7443–7454.
64. FCBA (2013). NF 444 - Biocombustibles solides. Dans *Site officiel de la marque NF*. <http://www.marque-nf.com/appli.asp?NumAppli=NF444#> (page consultée le 6 mars 2014).
65. Flamme verte (2012). Label de qualité des appareils de chauffage au bois pour la maison. Dans *Flamme Verte Communication*, Flamme verte Chauffage bois. <http://flammeverte.org/> (page consultée le 11 octobre 2012).
66. Hustad, J. E., Skreiberg, Ø. et Sønju, O. K. (1995). Biomass combustion research and utilisation in IEA countries. *Biomass and Bioenergy*, volume 9, numéros 1–5, p. 235–255.
67. Haseli, Y., van Oijen, J. A. et de Goey, L. P. H. (2011). A detailed one-dimensional model of combustion of a woody biomass particle. *Bioresource Technology*, volume 102, numéro 20, p. 9772–9782.
68. Brown, R. C. (2011). Introduction to thermochemical processing of biomass into fuels, chemicals, and power. Dans Brown, R. C., *Thermochemical processing of biomass into fuels, chemicals, and power*. John Wiley & Sons, Chichester, Royaume-Uni, p. 1–12.
69. Grønli, M. G. (1996). *A theoretical and experimental study of the thermal degradation of biomass*. Thèse de doctorat, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norvège, 339 p.
70. Bridgwater, A. V. (2003). Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Chemical Engineering Journal*, volume 91, numéros 2–3, p. 87–102.
71. Obernberger, I., Brunner, T. et Bärnthaler, G. (2006). Chemical properties of solid biofuels – significance and impact. *Biomass and Bioenergy*, volume 30, numéro 11, p. 973–982.
72. de Souza-Santos, M. L. (2010). *Solid fuels combustion and gasification: modeling, simulation, and equipment operations*, 2<sup>e</sup> édition. CRC Press, Boca Raton, FL, États-Unis, 486 p.
73. Peters, B. et Raupenstrauch, H. (2010). Modeling moving and fixed bed combustion. Dans Lackner, M., Winter, F. et Agarwal, A. K., *Handbook of Combustion. Vol. 4: Solid Fuels*. Wiley-VCH, Weinheim, Allemagne, p. 257–283.
74. Nussbaumer, T. (2008). *Biomass combustion in Europe: Overview on technologies and regulations* (Rapport final préparé par Verenum Switzerland pour NYSERDA). New York State Energy Research and Development Authority (NYSERDA), Albany, NY, États-Unis, 97 p.

75. Ressources naturelles Canada (2000). *Les petites installations de chauffage à la biomasse : guide de l'acheteur* (Rapport rédigé par le Laboratoire de recherche en diversification énergétique de CANMET et par SGA Energy Limited pour la Division de l'énergie renouvelable et électrique de la Direction des ressources énergétiques de Ressources naturelles Canada), Ottawa, ON, Canada, 56 p.
76. Preto, F. (2011). A review of biomass boiler technologies. Dans Ontario Federation of Agriculture (OFA), *Forums on Agricultural Biomass for Combustion Energy*. [www.ofa.on.ca/uploads/userfiles/files/Fernando%20Preto.pdf](http://www.ofa.on.ca/uploads/userfiles/files/Fernando%20Preto.pdf) (page consultée le 6 janvier 2014).
77. Nussbaumer, T. (2013). Chaufferies automatiques au bois et particules fines. *Bioénergie International*, numéro 28, p. 12–17.
78. Autret, E., Proharam, F. et Gerbaud, M. (2013). Bonnes pratiques bas-NOx pour chaudières à biomasse. *Bioénergie International*, numéro 27, p. 17–19.
79. ADEME (1998). Les cultures ligno-cellulosiques et herbacées pour la production de biomasse à usage non alimentaire. Dans *Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME)*, ADEME Publications - Cultures ligno cellulosiques et herbacées – Production de biomasse à usage non alimentaire. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=29871&ref=14151&p1=111> (page consultée le 18 novembre 2011).
80. Barthelemy, M. (2010). Impact de la combustion de biomasse agricole : pouvoir calorifique, cendres et fumées. Dans *Enerbiom*, 22 septembre 2010 - DLR-Eifel. <http://www.enerbiom.eu/fr/node/105> (page consultée le 11 octobre 2011).
81. Ghysel, F., Godin, B., Flamin, C., Delfosse, P., Delcarte, J. et Stilmant, D. (2010). Valorisation énergétique des fourrages : comparaison de trois filières, enjeux et opportunités. *Fourrages*, numéro 203, p. 163–174.
82. Zhao, W., Li, Z., Wang, D., Zhu, Q., Sun, R., Meng, B. et Zhao, G. (2008). Combustion characteristics of different parts of corn straw and NO formation in a fixed bed. *Bioresource Technology*, volume 99, numéro 8, p. 2956–2963.
83. Lizotte, P. L., Savoie, P., Lefsrud, M. et Allard, G. (2014). Yield and moisture content of corn stover components in Québec, Canada. *Canadian Biosystems Engineering Journal*, volume 56, p. 8.1–8.9.
84. Burvall, J. (1997). Influence of harvest time and soil type on fuel quality in reed canary grass (*Phalaris Arundinacea* L.). *Biomass and Bioenergy*, volume 12, numéro 3, p. 149–154.
85. 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 & Fuels*, volume 22, numéro 3, p. 2033–2042.
86. Palacios, J. H. (2012). Résultats du pouvoir calorifique de l'alpiste roseau et du phragmite. Communication personnelle.
87. Martel, H. (2012). Les cultures énergétiques : où en sommes-nous ? Dans Syndicat des producteurs en serre du Québec (SPSQ), *Présentations du Colloque Agri-Énergie 2012, les 24 et 25 octobre 2012 à Shawinigan*. <http://www.spsq.info/centre-documentation,4,41,61> (page consultée le 6 février 2013).
88. Xiong, S., Zhang, Q. G., Zhang, D. Y. et Olsson, R. (2008). Influence of harvest time on fuel characteristics of five potential energy crops in northern China. *Bioresource Technology*, volume 99, numéro 3, p. 479–485.

89. Desmeules, X. (2010). Portrait du potentiel des cultures énergétiques au Québec. Dans *Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)*, Plantes énergétiques. [http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/monteregie/evenements/Agri-vision/Agri-Vision-Edition-2010/2010-Plantesenergetiques/Pages/2010\\_Plantesenergetiques.aspx](http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/monteregie/evenements/Agri-vision/Agri-Vision-Edition-2010/2010-Plantesenergetiques/Pages/2010_Plantesenergetiques.aspx) (page consultée le 23 novembre 2011).
90. La Coop Fédérée (2011). L'or vert du futur... la biomasse! *Journée « portes ouvertes » : Vitrine de valorisation de la biomasse de La Coop fédérée*, cahier du participant, résumés techniques des productions, 21 p.
91. Cyr, M. (2012). Les différentes biomasses agricoles et leurs enjeux. Dans Syndicat des producteurs en serre du Québec (SPSQ), *Présentations du Colloque Agri-Énergie, les 24 et 25 octobre 2012 à Shawinigan*. <http://www.spsq.info/centre-documentation,4,41,61> (page consultée le 6 février 2013).
92. Lease, N., Goyette, G., Hayart, G., Lauzier, R., Martel, H., Naud, D., Roy, C., Ruel, D. et Théberge, L. (2008). *Évaluation du potentiel de la filière des granules combustibles fabriqués à partir de cultures pérennes*. Ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), Québec, QC, Canada, 55 p.
93. Groleau, H. (2010). Le Miscanthus giganteus, une culture agro-industrielle d'avenir. Dans *Ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)*, Cultures énergétiques. [http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/monteregie/evenements/Agri-vision/Agri-Vision-Edition-2010/2010-Plantesenergetiques/Pages/2010\\_Plantesenergetiques.aspx](http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/monteregie/evenements/Agri-vision/Agri-Vision-Edition-2010/2010-Plantesenergetiques/Pages/2010_Plantesenergetiques.aspx) (page consultée le 25 novembre 2011).
94. Levac, L. (2008). Un carburant d'avenir. *Le bulletin des agriculteurs*, p. 36–40.
95. Allard, F. (2010). Le saule à croissance rapide : culture et développement des marchés. Dans *Ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ)*, Plantes énergétiques. [http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/monteregie/evenements/Agri-vision/Agri-Vision-Edition-2010/2010-Plantesenergetiques/Pages/2010\\_Plantesenergetiques.aspx](http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Regions/monteregie/evenements/Agri-vision/Agri-Vision-Edition-2010/2010-Plantesenergetiques/Pages/2010_Plantesenergetiques.aspx) (page consultée le 25 novembre 2011).
96. EEA (2009). EMEP/EEA air pollutant emissions inventory guidebook – 2009. Dans *European Environment Agency (EEA)*, 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).
97. Glarborg, P. (2007). Hidden interactions – Trace species governing combustion and emissions. *Proceedings of the Combustion Institute*, volume 31, numéro 1, p. 77–98.
98. Samuelsson, J. I. (2006). *Conversion of nitrogen in a fixed burning biofuel bed*. Thèse de doctorat, Chalmers University of Technology, Göteborg, Suède, 88 p.
99. Verma, V. K., Bram, S., Gauthier, G. et De Ruyck, J. (2011). Performance of a domestic pellet boiler as a function of operational loads: Part-2. *Biomass and Bioenergy*, volume 35, numéro 1, p. 272–279.
100. 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, numéros 17–18, p. 687–692.

101. Yin, C., Rosendahl, L. A. et Kaer, S. K. (2008). Grate-firing of biomass for heat and power production. *Progress in Energy and Combustion Science*, volume 34, numéro 6, p. 725–754.
102. Grass, S. W. et Jenkins, B. M. (1994). Biomass fueled fluidized bed combustion: atmospheric emissions, emission control devices and environmental regulations. *Biomass and Bioenergy*, volume 6, numéro 4, p. 243–260.
103. Environnement Canada (2011). *National inventory report 1990-2009: greenhouse gas sources and sinks in Canada* (Rapport annuel pour la convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC)), Ottawa, ON, Canada, 567 p.
104. Lewandowski, I. et Kicherer, A. (1997). Combustion quality of biomass: practical relevance and experiments to modify the biomass quality of *Miscanthus x giganteus*. *European Journal of Agronomy*, volume 6, numéros 3–4, p. 163–177.
105. Obernberger, I. et Thek, G. (2004). Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behaviour. *Biomass and Bioenergy*, volume 27, numéro 6, p. 653–669.
106. Tonn, B., Thumm, U. et Claupein, W. (2010). Semi-natural grassland biomass for combustion: influence of botanical composition, harvest date and site conditions on fuel composition. *Grass and Forage Science*, volume 65, numéro 4, p. 383–397.
107. Ross, A. B., Jones, J. M., Chaiklangmuang, S., Pourkashanian, M., Williams, A., Kubica, K., Andersson, J. T., Kerst, M., Danihelka, P. et Bartle, K. D. (2002). Measurement and prediction of the emissions of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace. *Fuel*, volume 81, numéro 5, p. 571–582.
108. Beauchemin, P. A., Tampier, M. (2008). *Emissions from wood-fired combustion equipment*. Envirochem Services Inc., Vancouver, BC, Canada, 81 p.
109. Environnement Canada (2011). Particules. Dans *Environnement Canada*, Principaux contaminants atmosphériques et polluants connexes. <http://www.ec.gc.ca/Air/default.asp?lang=Fr&n=2C68B45C-1> (page consultée le 27 avril 2012).
110. Shao, Y., Wang, J., Preto, F., Zhu, J. et Xu, C. (2012). Ash deposition in biomass combustion or co-firing for power/heat generation. *Energies*, volume 5, numéro 12, p. 5171–5189.
111. Johansson, L. S., Leckner, 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, numéro 25, p. 4183–4195.
112. 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 : 1999-2002). Environnement Canada, Ottawa, ON, Canada, 98 p.
113. Bignal, K. L., Langridge, S. et 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, numéro 39, p. 8863–8871.
114. Hedman, B., Näslund, M. et Marklund, S. (2006). Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from combustion of firewood and pellets in residential stoves and boilers. *Environmental Science & Technology*, volume 40, numéro 16, p. 4968–4975.
115. Hunsinger, H., Jay, K. et Vehlow, J. (2002). Formation and destruction of PCDD/F inside a grate furnace. *Chemosphere*, volume 46, numéros 9–10, p. 1263–1272.

116. Lavric, E. D., Konnov, A. et De Ruyck, J. (2004). Dioxin levels in wood combustion – A review. *Biomass and Bioenergy*, volume 26, numéro 2, p. 115–145.
117. Stubenberger, G., Scharler, R. et Obernberger, I. (2007). Nitrogen release behaviour of different biomass fuels under lab-scale and pilot-scale conditions. Dans *15th European Biomass Conference & Exhibition* Berlin, Allemagne, p. 1412–1420.
118. Andrae, M. O. et Merlet, P. (2001). Emission of trace gases and aerosols from biomass burning. *Global Biogeochemical Cycles*, volume 15, numéro 4, p. 955–966.
119. Boman, B. C., Forsberg, A. B. et Järholm, B. G. (2003). Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society. *Scandinavian Journal of Work Environmental Health*, volume 29, numéro 4, p. 251–260.
120. Sahai, S., Sharma, C., Singh, D. P., Dixit, C. K., Singh, N., Sharma, P., Singh, K., Bhatt, S., Ghude, S., Gupta, V., Gupta, R. K., Tiwari, M. K., Garg, S. C., Mitra, A. P. et Gupta, P. K. (2007). A study for development of emission factors for trace gases and carbonaceous particulate species from in situ burning of wheat straw in agricultural fields in India. *Atmospheric Environment*, volume 41, numéro 39, p. 9173–9186.
121. De Koning, H. W., Smith, K. R. et Last, J. G. (1985). Combustion de biomasse et santé. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*, volume 63, numéro 2, p. 215–232.
122. Andersson, P. et Marklund, S. (1998). Emissions of organic compounds from biofuel combustion and influence of different control parameters using a laboratory scale incinerator. *Chemosphere*, volume 36, numéro 6, p. 1429–1443.
123. Garcia-Maraver, A., Zamorano, M., Fernandes, U., Rabaçal, M. et Costa, M. (2014). Relationship between fuel quality and gaseous and particulate matter emissions in a domestic pellet-fired boiler. *Fuel*, volume 119, p. 141–152.
124. Rabaçal, M., Fernandes, U. et Costa, M. (2013). Combustion and emission characteristics of a domestic boiler fired with pellets of pine, industrial wood wastes and peach stones. *Renewable Energy*, volume 51, p. 220–226.
125. Olsson, M. (2006). Wheat straw and peat for fuel pellets – organic compounds from combustion. *Biomass and Bioenergy*, volume 30, numéro 6, p. 555–564.
126. Schatowitz, B., Brandt, G., Gafner, F., Schlumpf, E., Bühler, R., Hasler, P. et Nussbaumer, T. (1994). Dioxin emissions from wood combustion. *Chemosphere*, volume 29, numéro 9, p. 2005–2013.
127. Cardozo, E., Erlich, C., Alejo, L. et Fransson, T. H. (2014). Combustion of agricultural residues: An experimental study for small-scale applications. *Fuel*, volume 115, p. 788–787.
128. Carroll, J. et Finnan, J. (2013). Emissions and efficiencies from the combustion of agricultural feedstock pellets using a small scale tilting grate boiler. *Biosystems Engineering*, volume 115, numéro 1, p. 50–55.
129. Koziński, J. A. et Saade, R. (1998). Effect of biomass burning on the formation of soot particles and heavy hydrocarbons. An experimental study. *Fuel*, volume 77, numéro 4, p. 225–237.
130. Brassard, P., Palacios, J. H., Godbout, S., Bussièrès, D., Lagacé, R., Larouche, J.-P. et Pelletier, F. (2014). Comparison of the gaseous and particulate matter emissions from the combustion of agricultural and forest biomasses. *Bioresource Technology*, volume 155, p. 300–306.

131. Krugly, E., Martuzevicius, D., Puida, E., Buinevicius, K., Stasiulaitiene, I., Radziuniene, I., Minikauskas, A. et Kliucininkas, L. (2014). Characterization of gaseous- and particle-phase emissions from the combustion of biomass-residue-derived fuels in a small residential boiler. *Energy & Fuels*, volume 28, numéro 8, p. 5057–5066.
132. Lamberg, H., Nuutinen, K., Tissari, J., Ruusunen, J., Yli-Pirilä, P., Sippula, O., Tapanainen, M., Jalava, P., Makkonen, U., Teinilä, K., Saarnio, K., Hillamo, R., Hirvonen, M. R. et Jokiniemi, J. (2011). Physicochemical characterization of fine particles from small-scale wood combustion. *Atmospheric Environment*, volume 45, numéro 40, p. 7635–7643.
133. Chandrasekaran, S. R., Hopke, P. K., Hurlbut, A. et Newtown, M. (2013). Characterization of emissions from grass pellet combustion. *Energy & Fuels*, volume 27, numéro 9, p. 5298–5306.
134. Chandrasekaran, S. R., Hopke, P. K., Newtown, M. et Hurlbut, A. (2013). Residential-scale biomass boiler emissions and efficiency characterization for several fuels. *Energy & Fuels*, volume 27, numéro 8, p. 4840–4849.
135. Sippula, O., Hytönen, K., Tissari, J., Raunemaa, T. et Jokiniemi, J. (2007). Effect of wood fuel on the emissions from a top-feed pellet stove. *Energy & Fuels*, volume 21, numéro 2, p. 1151–1160.
136. Schauer, J. J., Kleeman, M. J., Cass, G. R. et Simoneit, B. R. T. (2001). Measurement of emissions from air pollution sources. 3. C<sub>1</sub>-C<sub>29</sub> organic compounds from fireplace combustion of wood. *Environmental Science Technology*, volume 35, numéro 9, p. 1716–1728.
137. Fine, P. M., Cass, G. R. et Simoneit, B. R. T. (2004). Chemical characterization of fine particle emissions from the wood stove combustion of prevalent United States tree species. *Environmental Engineering Science*, volume 21, numéro 6, p. 705–721.
138. Roy, M. M., Dutta, A. et Corscadden, K. (2013). An experimental study of combustion and emissions of biomass pellets in a prototype pellet furnace. *Applied Energy*, volume 108, p. 298–307.
139. Brunner, T., Joeller, M., Obernberger, I. et Frandsen, F. (2002). Aerosol and fly ash formation in fixed bed biomass combustion systems using woody biofuels. Dans *12<sup>th</sup> European conference and technology exhibition on biomass for energy, industry and climate protection*, Amsterdam, Pays-Bas, p. 1–5.
140. Wiinikka, H. et Gebart, R. (2004). Critical parameters for particle emissions in small-scale fixed-bed combustion of wood pellets. *Energy & Fuels*, volume 18, numéro 4, p. 897–907.
141. Fine, P. M., Cass, G. R. et Simoneit, B. R. T. (2004). Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of wood types grown in the Midwestern and Western United States. *Environmental Engineering Science*, volume 21, numéro 3, p. 387–409.
142. Oehme, M. et Müller, M. (1995). Levels and congener patterns of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in solid residues from wood-fired boilers. Influence of combustion conditions and fuel type. *Chemosphere*, volume 30, numéro 8, p. 1527–1539.
143. Hutla, P., Jevič, P., Mazancová, J. et Plištil, D. (2005). Emission from energy herbs combustion. *Research in Agricultural Engineering*, volume 51, numéro 1, p. 28–32.
144. AILE (2012). Résultats du projet Green Pellets. Dans *Association d'initiatives locales pour l'énergie et l'environnement (AILE)*, Résultats - AILE. <http://www.aile.asso.fr/cultures-energetiques/GreenPellets/colloque-final-green-pellets> (page consultée le 9 janvier 2013).

145. Launhardt, T. et Thoma, H. (2000). Investigation on organic pollutants from a domestic heating system using various solid biofuels. *Chemosphere*, volume 40, numéros 9-11, p. 1149–1157.
146. Cao, G., Zhang, X., Gong, S. et Zheng, F. (2008). Investigation on emission factors of particulate matter and gaseous pollutants from crop residue burning. *Journal of Environmental Sciences*, volume 20, numéro 1, p. 50–55.
147. Zhang, H., Ye, X., Cheng, T., Chen, J., Yang, X., Wang, L. et Zhang, R. (2008). A laboratory study of agricultural crop residue combustion in China: Emission factors and emission inventory. *Atmospheric Environment*, volume 42, numéro 36, p. 8432–8441.
148. Carvalho, L., Wopienka, E., Pointner, C., Lundgren, J., Verma, V. K., Haslinger, W. et Schmidl, C. (2013). Performance of a pellet boiler fired with agricultural fuels. *Applied Energy*, volume 104, p. 286–296.
149. Dahl, J. et Obernberger, I. (2004). Evaluation of the combustion characteristics of four perennial energy crops (*Arundo donax*, *Cynara cardunculus*, *Miscanthus x giganteus* and *Panicum virgatum*). Dans *2<sup>nd</sup> World Conference on Biomass for Energy, Industry and Climate Protection*, p. 6.
150. Ryu, C., Yang, Y. B., Khor, A., Yates, N. E., Sharifi, V. N. et Swithenbank, J. (2006). Effect of fuel properties on biomass combustion: Part I. Experiments – fuel type, equivalence ratio and particle size. *Fuel*, volume 85, numéros 7–8, p. 1039–1046.
151. Kargbo, F. R., Xing, J. et Zhang, Y. (2009). Pretreatment for energy use of rice straw: A review. *African Journal of Agricultural Research*, volume 4, numéro 13, p. 1560–1565.
152. Chaney, J. (2010). *Combustion characteristics of biomass briquettes*. Thèse de doctorat, The University of Nottingham, Nottingham, Royaume-Uni, 228 p.
153. Ciolkosz, D. (2010). *Characteristics of biomass as a heating fuel* (Rapport présenté dans le cadre du Penn State's Renewable and Alternative Energy Program). Penn State Biomass Energy Center, University Park, PA, États-Unis, 4 p.
154. Mani, S., Tabil, L. G. et Sokhansanj, S. (2004). Grinding performance and physical properties of wheat and barley straws, corn stover and switchgrass. *Biomass and Bioenergy*, volume 27, numéro 4, p. 339–352.
155. Yang, Y. B., Ryu, C., Khor, A., Yates, N. E., Sharifi, V. et Swithenbank, J. (2005). Effect of fuel properties on biomass combustion. Part II. Modelling approach – identification of the controlling factors. *Fuel*, volume 84, numéro 16, p. 2116–2130.
156. Saptoadi, H. (2006). The best biobriquettes dimension and its particle size. Dans *The 2nd Joint International Conference on Sustainable Energy and Environment (SEE 2006)*, Bangkok, Thaïlande, p. 1–5.
157. Hose, F. R. (1989). The influence of particle sizes on the design of combustion equipment. *Biomass*, volume 19, numéros 1–2, p. 161–167.
158. van Kuijk, H. A. J. A. (2008). *Grate furnace combustion: a model for the solid fuel layer*. Thèse de doctorat, Eindhoven University of Technology, Eindhoven, Pays-Bas, 157 p.
159. Chaney, J. O., Clifford, M. J. et Wilson, R. (2009). An experimental study of the combustion characteristics of low-density biomass briquettes. Dans *Engineers Without Borders UK (EWB-UK)*, Energy. <http://www.ewb-uk.org/knowledge/energy> (page consultée le 2 mai 2012).

160. Prochnow, A., Heiermann, M., Plöchl, M., Amon, T. et Hobbs, P. J. (2009). Bioenergy from permanent grassland - A review: 2. Combustion. *Bioresource Technology*, volume 100, numéro 21, p. 4945–4954.
161. Samson, R. et Duxbury, P. (2000). Assessment of pelletized biofuels. Dans *Resource Efficient Agricultural Production (REAP) Canada*, On-Line Library : biomass densification (pelleting and briquetting) and biomass quality and combustion. <http://www.reap-canada.com/library.htm> (page consultée le 2 mai 2012).
162. Liang, L., Sun, R., Fei, J., Wu, S., Liu, X., Dai, K. et Yao, N. (2008). Experimental study on effects of moisture content on combustion characteristics of simulated municipal solid wastes in a fixed bed. *Bioresource Technology*, volume 99, numéro 15, p. 7238–7246.
163. Pérez, J. F., Melgar, A. et Nel Benjumea, P. (2012). Effect of operating and design parameters on the gasification/combustion process of waste biomass in fixed bed downdraft reactors: An experimental study. *Fuel*, volume 96, p. 487–496.
164. Jenkins, B. M., Baxter, L. L., Miles Jr., T. R. et Miles, T. R. (1998). Combustion properties of biomass. *Fuel*, volume 54, numéros 1–3, p. 17–46.
165. Johansson, L.S., Tullin, C., Leckner, B. et Sjövall, P. (2003). Particle emissions from biomass combustion in small combustors. *Biomass and Bioenergy*, volume 25, numéro 4, p. 435–446.
166. Çengel, Y. A. et Boles, M. A. (2008). *Thermodynamics: An engineering approach*, 6<sup>e</sup> édition. McGraw-Hill, New York, NY, États-Unis, 1018 p.
167. Gaur, S. et Reed, T. B. (1995). *An atlas of thermal data for biomass and other fuels* (Rapport technique NREL/TP-433-7965). National Renewable Energy Laboratory, Golden, CO, États-Unis, 189 p.
168. Leckner, B. et Karlsson, M. (1993). Gaseous emissions from circulating fluidized bed combustion of wood. *Biomass and Bioenergy*, volume 4, numéro 5, p. 379–389.
169. Sommersacher, P., Brunner, T. et Obernberger, I. (2012). Fuel indexes: a novel method for the evaluation of relevant combustion properties of new biomass fuels. *Energy & Fuels*, volume 26, numéro 1, p. 380–390.
170. 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, numéro 1, p. 33–39.
171. Janvijitsakul, K. et Kuprianov, V. I. (2007). Similarity and modeling of axial CO and NO concentration profiles in a fluidized-bed combustor (co-)firing biomass fuels. *Fuel*, volume 87, numéros 8–9, p. 1574–1584.
172. Ogden, C. A., Ileleji, K. E., Johnson, K. D. et Wang, Q. (2010). In-field direct combustion fuel property changes of switchgrass harvested from summer to fall. *Fuel Processing Technology*, volume 91, numéro 3, p. 266–271.
173. Christian, D. G., Yates, N. E. et Riche, A. B. (2006). The effect of harvest date on the yield and mineral content of *Phalaris arundinacea* L. (reed canary grass) genotypes screened for their potential as energy crops in southern England. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, volume 86, numéro 8, p. 1181–1188.
174. Heinsoo, K., Hein, K., Melts, I., Holm, B. et Ivask, M. (2011). Reed canary grass yield and fuel quality in Estonian farmers' fields. *Biomass and Bioenergy*, volume 35, numéro 1, p. 617–625.

175. Landström, S., Lomakka, L. et Andersson, S. (1996). Harvest in spring improves yield and quality of reed canary grass as a bionergy crop. *Biomass and Bioenergy*, volume 11, numéro 4, p. 341–341.
176. Lewandowski, I., Clifton-Brown, J. C., Andersson, B., Basch, G., Christian, D. G., Jørgensen, U., Jones, M. B., Riche, A. B., Schwarz, K. U., Tayebi, K. et Teixeira, F. (2003). Environment and harvest time affects the combustion qualities of *Miscanthus* genotypes. *Agronomy Journal*, volume 95, numéro 5, p. 1274–1280.
177. Christian, D. G., Riche, A. B. et Yates, N. E. (2002). The yield and composition of switchgrass and coastal panic grass grown as a biofuel in Southern England. *Bioresource Technology*, volume 83, numéro 2, p. 115–124.
178. Lemus, R., Brummer, E. C., Moore, K. J., Molstad, N. E., Burras, C. L. et Barker, M. F. (2002). Biomass yield and quality of 20 switchgrass populations in southern Iowa, USA. *Biomass and Bioenergy*, volume 23, numéro 6, p. 443–442.
179. Lewandowski, I. et Heinz, A. (2003). Delayed harvest of miscanthus – influences on biomass quantity and quality and environmental impacts of energy production. *European Journal of Agronomy*, volume 19, numéro 1, p. 45–63.
180. Hadders, G. et Olsson, R. (1997). Harvest of grass for combustion in late summer and in spring. *Biomass and Bioenergy*, volume 12, numéro 3, p. 171–175.
181. Adler, P. R., Sanderson, M. A., Boateng, A. A., Weimer, P. J. et Jung, H. J. G. (2006). Biomass yield and biofuel quality of switchgrass harvested in fall or spring. *Agronomy Journal*, volume 98, numéro 6, p. 1518–1525.
182. Melin, S. (2011). Quality certification and standards for solid biofuels. Dans *Biomass Pelletization Workshop*. University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.
183. Bioenergy Net (2014). Biomass pellets specifications and quality standards. Dans *Technology > Biomass*. <http://www.bioenergynet.com/articles/technology/biomass/79-biomass-pellets-specifications-and-quality-standards> (page consultée le 10 mars 2014).
184. Cherney, J. H. et Verma, V. K. (2013). Grass pellet Quality Index : A tool to evaluate suitability of grass pellets for small scale combustion systems. *Applied Energy*, volume 103, p. 679–684.
185. Canadian Biomass (2014). CANplus certification now available through WPAC. Dans *News*. <http://www.canadianbiomassmagazine.ca/content/view/4310/57/> (page consultée le 10 mars 2014).
186. Ranzi, E., Pierucci, S., Aliprandi, P. C. et Stringa, S. (2011). Comprehensive and detailed kinetic model of a traveling grate combustor of biomass. *Energy & Fuels*, volume 25, numéro 9, p. 4195–4205.
187. Gautam, G. (2010). *Parametric study of a commercial-scale biomass downdraft gasifier: Experiments and equilibrium modeling*. Mémoire de maîtrise, Auburn University, Auburn, AL, États-Unis, 180 p.
188. Di Blasi, C. et Galgano, A. (2008). *Models of chemical reactors for biomass gasification and combustion*. ThermalNet, Royaume-Uni, 23 p.
189. Paces, N. et Kozek, M. (2011). Modeling of a grate-firing biomass furnace for real-time application. Dans *International Institute of Informatics and Systemics, International Symposium on Models and Modeling Methodologies in Science and Engineering (MMMse 2011)*, Orlando, FL, États-Unis, 6 p.

190. Johansson, R., Thunman, H. et Leckner, B. (2007). Influence of intraparticle gradients in modeling of fixed bed combustion. *Combustion and Flame*, volume 149, numéros 1–2, p. 49–62.
191. Yang, Y. B., Lim, C. N., Goodfellow, J., Sharifi, V. N. et Swithenbank, J. (2005). A diffusion model for particle mixing in a packed bed of burning solids. *Fuel*, volume 84, numéros 2–3, p. 213–225.
192. Asthana, A. (2008). *Modélisation mathématique de la formation des NO<sub>x</sub> et de la volatilisation des métaux lourds lors de l'incinération sur grille d'ordures ménagères*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 149 p.
193. Bruch, C., Peters, B. et Nussbaumer, T. (2003). Modelling wood combustion under fixed bed conditions. *Fuel*, volume 82, numéro 6, p. 729–738.
194. Collazo, J., Porteiro, J., Patiño, D. et Granada, E. (2012). Numerical modeling of the combustion of densified wood under fixed-bed conditions. *Fuel*, volume 93, p. 149–159.
195. Fatehi, M. et Kaviany, M. (1994). Adiabatic reverse combustion in a packed bed. *Combustion and Flame*, volume 99, numéro 1, p. 1–17.
196. Fatehi, M. et Kaviany, M. (1997). Role of gas-phase reaction and gas-solid thermal nonequilibrium in reverse combustion. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, volume 40, numéro 11, p. 2607–2620.
197. Gort, R. et Brouwers, J. J. H. (2001). Theoretical analysis of the propagation of a reaction front in a packed bed. *Combustion and Flame*, volume 124, numéros 1–2, p. 1–13.
198. Johansson, R., Thunman, H. et Leckner, B. (2007). Sensitivity analysis of a fixed bed combustion model. *Energy & Fuels*, volume 21, numéro 3, p. 1493–1503.
199. Jöller, M., Brunner, T. et Obernberger, I. (2005). Modeling of aerosol formation during biomass combustion in grate furnaces and comparison with measurements. *Energy & Fuels*, volume 19, numéro 1, p. 311–323.
200. Jöller, M., Brunner, T. et Obernberger, I. (2007). Modeling of aerosol formation during biomass combustion for various furnace and boiler types. *Fuel Processing Technology*, volume 88, numéros 11–12, p. 1136–1147.
201. Kær, S. K. (2005). Straw combustion on slow-moving grates – a comparison of model predictions with experimental data. *Biomass and Bioenergy*, volume 28, numéro 3, p. 307–320.
202. Kær, S. K. (2004). Numerical modelling of a straw-fired grate boiler. *Fuel*, volume 83, numéro 9, p. 1183–1190.
203. Klason, T. et Bai, X. S. (2007). Computational study of the combustion process and NO formation in a small-scale wood pellet furnace. *Fuel*, volume 86, numéros 10–11, p. 1465–1474.
204. Lu, H., Robert, W., Peirce, G., Ripa, B. et Baxter, L. L. (2008). Comprehensive study of biomass particle combustion. *Energy & Fuels*, volume 22, numéro 4, p. 2826–2839.
205. Peters, B. (2002). Measurements and application of a discrete particle model (DPM) to simulate combustion of a packed bed of individual fuel particles. *Combustion and Flame*, volume 131, numéros 1–2, p. 132–146.
206. Peters, B. et Smula-Ostaszewska, J. (2010). Approach to predict emission of sulfur dioxide during switchgrass combustion employing the discrete particle method. *Energy & Fuels*, volume 24, numéro 2, p. 945–953.
207. Saastamoinen, J. J., Taipale, R., Horttanainen, M. et Sarkomaa, P. (2000). Propagation of the ignition front in beds of wood particles. *Combustion and Flame*, volume 123, numéros 1–2, p. 214–226.

208. Scharler, R. et Obernberger, I. (2000). Numerical modelling of biomass grate furnaces. Dans *Proceedings of the 5<sup>th</sup> European Conference on Industrial Furnaces and Boilers*, Porto, Portugal, p. 1–17.
209. Shin, D. et Choi, S. (2000). The combustion of simulated waste particles in a fixed bed. *Combustion and Flame*, volume 121, numéros 1–2, p. 167–180.
210. Ströhle, J., Austegard, A., Gronli, M. et Pettersen, T. (2006). Two-dimensional numerical simulations of a moving bed of wood. Dans Bridgwater, A. V. et Boocok, D. G. B., *Science in Thermal and Chemical Biomass Conversion*. CPL Press, Newbury Berks, Royaume-Uni, p. 252–266.
211. Thunman, H. et Leckner, B. (2003). Co-current and counter-current fixed bed combustion of biofuel – a comparison. *Fuel*, volume 82, numéro 3, p. 275–283.
212. Thunman, H. et Leckner, B. (2005). Influence of size and density of fuel on combustion in a packed bed. *Proceedings of the Combustion Institute*, volume 30, numéro 2, p. 2939–2946.
213. van der Lans, R. P., Pedersen, L. T., Jensen, A., Glarborg, P. et Dam-Johansen, K. (2000). Modelling and experiments of straw combustion in a grate furnace. *Biomass and Bioenergy*, volume 19, numéro 3, p. 199–208.
214. Wurzenberger, J. C., Wallner, S., Rapenstrauch, H. et Khinast, J. G. (2002). Thermal conversion of biomass: comprehensive reactor and particle modeling. *American Institute of Chemical Engineers Journal*, volume 48, numéro 10, p. 2398–2411.
215. Yang, Y. B., Yamauchi, H., Nasserzadeh, V. et Swithenbank, J. (2003). Effects of fuel devolatilisation on the combustion of wood chips and incineration of simulated municipal solid wastes in a packed bed. *Fuel*, volume 82, numéro 18, p. 2205–2221.
216. Yang, Y. B., Sharifi, V. N. et Swithenbank, J. (2004). Effect of air flow rate and fuel moisture on the burning behaviours of biomass and simulated municipal solid wastes in packed beds. *Fuel*, volume 83, numéros 11–12, p. 1553–1562.
217. Yang, Y. B., Ryu, C., Khor, A., Sharifi, V. N. et Swithenbank, J. (2005). Fuel size effect on pinewood combustion in a packed bed. *Fuel*, volume 84, numéro 16, p. 2026–2038.
218. Yang, Y. B., Newman, R., Sharifi, V., Swithenbank, J. et Ariss, J. (2007). Mathematical modelling of straw combustion in a 38 MWe power plant furnace and effect of operating conditions. *Fuel*, volume 86, numéros 1–2, p. 129–142.
219. Yang, Y. B., Sharifi, V. N., Swithenbank, J., Ma, L., Darvell, L. I., Jones, J. M., Pourkashanian, M. et Williams, A. (2008). Combustion of a single particle of biomass. *Energy & Fuels*, volume 22, numéro 1, p. 306–316.
220. Yu, Z., Ma, X. et Liao, Y. (2010). Mathematical modeling of combustion in a grate-fired boiler burning straw and effect of operating conditions under air- and oxygen-enriched atmospheres. *Renewable Energy*, volume 35, numéro 5, p. 895–903.
221. Zhou, X., Torero, J. L., Goudeau, J. C. et Bregeon, B. (1995). On the propagation of a reaction front through porous fuels in the presence of an opposed forced flow: Application to mixtures characteristic of municipal waste. *Combustion Science and Technology*, volumes 110–111, numéro 1, p. 123–146.
222. Zhou, H., Jensen, A. D., Glarborg, P., Jensen, P. A. et Kavaliauskas, A. (2005). Numerical modeling of straw combustion in a fixed bed. *Fuel*, volume 84, numéro 4, p. 389–403.
223. Zhou, H., Jensen, A. D., Glarborg, P. et Kavaliauskas, A. (2006). Formation and reduction of nitric oxide in fixed-bed combustion of straw. *Fuel*, volume 85, numéros 5–6, p. 705–716.

224. Yang, Y. B., Sharifi, V. N. et Swithenbank, J. (2006). Substoichiometric conversion of biomass and solid wastes to energy in packed beds. *American Institute of Chemical Engineers Journal*, volume 52, numéro 2, p. 809–817.
225. Desroches-Ducarne, E., Doligier, J. C., Marty, E., Martin, G. et Delfosse, L. (1998). Modelling of gaseous pollutants emissions in circulating fluidized bed combustion of municipal refuse. *Fuel*, volume 77, numéro 13, p. 1399–1410.
226. Gungor, A. (2008). Two-dimensional biomass combustion modeling of CFB. *Fuel*, volume 87, numéros 8–9, p. 1453–1468.
227. Gungor, A. (2010). Simulation of emission performance and combustion efficiency in biomass fired circulating fluidized bed combustors. *Biomass and Bioenergy*, volume 34, numéro 4, p. 506–514.
228. Khan, A. A., De Jong, W., Gort, D. R. et Spliethoff, H. (2007). A fluidized bed biomass combustion model with discretized population balance. 1. Sensitivity analysis. *Energy & Fuels*, volume 21, numéro 4, p. 2346–2356.
229. Khan, A. A., De Jong, W. et Spliethoff, H. (2007). A fluidized bed combustion model with discretized population balance. 2. Experimental studies and model validation. *Energy & Fuels*, volume 21, numéro 6, p. 3709–3717.
230. Liu, H. et Gibbs, B. M. (2002). Modelling of NO and N<sub>2</sub>O emissions from biomass-fired circulating fluidized bed combustors. *Fuel*, volume 81, numéro 3, p. 271–280.
231. Ma, L., Jonoas, J. M., Pourkashanian, M. et Williams, A. (2007). Modelling the combustion of pulverized biomass in an industrial combustion test furnace. *Fuel*, volume 86, numéros 12–13, p. 1959–1965.
232. Okasha, F. (2007). Modeling combustion of straw–bitumen pellets in a fluidized bed. *Fuel Processing Technology*, volume 88, numéro 3, p. 281–293.
233. Scala, F. et Salatino, P. (2002). Modelling fluidized bed combustion of high-volatile solid fuels. *Chemical Engineering Science*, volume 57, numéro 7, p. 1175–1196.
234. Skreiberg, Ø. (2002). *Fuelsim – Average v1.1: A mass, volume and energy balance spreadsheet for continuous combustion applications*. The Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norvège, 75 p.
235. Baratieri, M., Baggio, P., Fiori, L. et Grigiante, M. (2008). Biomass as an energy source: Thermodynamic constraints on the performance of the conversion process. *Bioresource Technology*, volume 99, numéro 15, p. 7063–7073.
236. Melgar, A., Pérez, J. F., Laget, H. et Horillo, A. (2007). Thermochemical equilibrium modelling of a gasifying process. *Energy Conversion and Management*, volume 48, numéro 1, p. 59–67.
237. Jarunthammachote, S. et Dutta, A. (2007). Thermodynamic equilibrium model and second law analysis of a downdraft waste gasifier. *Energy*, volume 32, numéro 9, p. 1660–1669.
238. Jarunthammachote, S. et Dutta, A. (2008). Equilibrium modeling of gasification: Gibbs free energy minimization approach and its application to spouted bed and spout-fluid bed gasifiers. *Energy Conversion and Management*, volume 49, numéro 6, p. 1345–1356.
239. Néron, A., Lantagne, G. et Marcos, B. (2012). Computation of complex and constrained equilibria by minimization of the Gibbs free energy. *Chemical Engineering Science*, volume 82, p. 260–271.
240. Rossi, C. C. R. S., Berezuk, M. E., Cardozo-Filho, L. et Guirardello, R. (2011). Simultaneous calculation of chemical and phase equilibria using convexity analysis. *Computers and Chemical Engineering*, volume 35, numéro 7, p. 1226–1237.

- 
241. Harvey, J. P. (2012). *Développement de techniques numériques pour l'estimation, la modélisation et la prédiction de propriétés thermodynamiques et structurales de systèmes métalliques à fort ordonnancement chimique*. Thèse de doctorat, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada, 396 p.
242. Gordon, S., McBride, B. J. (1994). *Computer program for calculation of complex chemical equilibrium compositions and applications. I. Analysis* (Reference Publication 1311). National Aeronautics and Space Administration (NASA), Cleveland, OH, États-Unis, 58 p.
243. Zainal, Z. A., Ali, R., Lean, C. H. et Seetharamu, K. N. (2001). Prediction of performance of a downdraft gasifier using equilibrium modeling for different biomass materials. *Energy Conversion and Management*, volume 42, numéro 12, p. 1499–1515.
244. Altafini, C. R. (2003). Prediction of the working parameters of a wood waste gasifier through an equilibrium model. *Energy Conversion Management*, volume 44, numéro 17, p. 2763–2777.
245. Kalina, J. (2011). Modelling of fluidized bed biomass gasification in the quasi-equilibrium regime for preliminary performance studies of energy conversion plants. *Chemical and Process Engineering*, volume 32, numéro 2, p. 73–89.
246. Kulik, D. A. (2002). Gibbs energy minimisation approach to modeling sorption equilibria at the mineral-water interface: Thermodynamic relations for multi-site-surface complexation. *American Journal of Science*, volume 302, numéro 3, p. 227–279.
247. Lu, Y., Guo, L., Zhang, X. et Yan, Q. (2007). Thermodynamic modeling and analysis of biomass gasification for hydrogen production in supercritical water. *Chemical Engineering Journal*, volume 131, numéros 1–3, p. 233–244.
248. Nichita, D. V., Gomez, S. et Luna, E. (2002). Multiphase equilibria calculation by direct minimization of Gibbs free energy with a global optimization method. *Computers and Chemical Engineering*, volume 26, numéro 12, p. 1703–1724.
249. Rossi, C. C. R. S., Cardozo-Filho, L. et Guirardello, R. (2009). Gibbs free energy minimization for the calculation of chemical and phase equilibrium using linear programming. *Fluid Phase Equilibria*, volume 278, numéros 1–2, p. 117–128.
250. Tang, H. et Kitagawa, K. (2005). Supercritical water gasification of biomass: thermodynamic analysis with direct Gibbs free energy minimization. *Chemical Engineering Journal*, volume 106, numéro 3, p. 261–267.
251. Eder, G. (2008). *Development of test methods for non-wood small-scale combustion plants* (Numéro de rapport 302 TR nK I-1-23 édition). Austrian Bio Energy Centre, Wieselburg, Autriche, p. 8–9.
252. McLaughlin, S. B., Samson, R., Bransby, D. et Weislogel, A. (1996). Evaluating physical, chemical and energetic properties of perennial grasses as biofuels. Dans *Proceedings of the bioenergy conference*, Nashville, TN, États-Unis, p. 1–8.
253. Environnement Canada (2013). Données climatiques en ligne – Archives climatiques nationales du Canada. Dans *Environnement Canada*, [http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/canada\\_f.html](http://www.climat.meteo.gc.ca/climateData/canada_f.html) (page consultée le 6 juin 2013).
254. United States Environmental Protection Agency (2012). Technology transfer network – Emission measurement center. Dans *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*, <http://www.epa.gov/ttn/emc/> (page consultée le 6 juin 2013).

255. American Society for Testing and Materials (2008). *E1756-08: Standard test method for determination of total solids in biomass*. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA, États-Unis, 3 p.
256. American Society for Testing and Materials (2007). *E1757-01: Standard practice for preparation of biomass for compositional analysis*. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA, États-Unis, 4 p.
257. American Society for Testing and Materials (ASTM) (2008). *E777-08: Standard test method for carbon and hydrogen in the analysis sample of refuse-derived fuel*. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA, États-Unis, 5 p.
258. American Society for Testing and Materials (ASTM) (2008). *E778-08: Standard test methods for nitrogen in the analysis sample of refuse-derived fuel*. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA, États-Unis, 5 p.
259. United States Environmental Protection Agency (2012). Method 3050B acid digestion of sediments, sludges, and soils. Dans *United States Environmental Protection Agency (USEPA)*, <http://www.epa.gov/wastes/hazard/testmethods/sw846/pdfs/3050b.pdf> (page consultée le 7 juin 2013).
260. Heckman, J. et Wolf, A. (2011). Recommended soil test for silicon. Dans Cooperative Extension, *Recommended soil testing procedures for the Northeastern United States*, 3<sup>e</sup> édition. University of Delaware, Newark, Delaware, États-Unis, p. 99–102.
261. Wallinga, I., van der Lee, J. J., Houba, V. J. G. et Novozamsky, I. (1995). *Plant Analysis Manual*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Pays-Bas.
262. American Society for Testing and Materials (2007). *E1755-01: Standard test method for ash in biomass*. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA, États-Unis, 3 p.
263. American Society for Testing and Materials (2004). *E711-87: Standard test method for gross calorific value of refused-derived fuel by the bomb calorimeter*. American Society for Testing and Materials (ASTM), West Conshohocken, PA, États-Unis, 8 p.
264. Environnement Canada (2013). Méthode de référence en vue d'essais aux sources : mesure des rejets de particules de sources fixes. Dans *Environnement Canada*, <http://www.ec.gc.ca/lcpe-cepa/default.asp?lang=Fr&n=CBA5BD1D-1> (page consultée le 9 septembre 2013).
265. CSA (2010). *Essais de rendement des appareils de chauffage à combustibles solides*. Association canadienne de normalisation (CSA), norme B415.1-10, 98 p.
266. Environnement Canada (2013). Exemples d'émissions : concentrations des gaz à la cheminée. Dans *Environnement Canada, Pollution et déchets*. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&n=30D8D456-1> (page consultée le 12 février 2014).
267. Lewandowski, I., Scurlock, J. M. O., Lindvall, E. et Christou, M. (2003). The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass and Bioenergy*, volume 25, numéro 4, p. 335–361.
268. McKendry, P. (2002). Energy production from biomass (part 1): overview of biomass. *Bioresource Technology*, volume 83, numéro 1, p. 37–46.
269. Sippula, O. (2010). *Fine particle formation and emissions in biomass combustion*. Thèse de doctorat, University of Eastern Finland, Kuopio, Finlande, p. 8–52.
270. Littell, R. C., Milliken, G. A., Stroup, W. W., Wolfinger, R. D. et Schabenberger, O. (2006). *SAS for mixed models*, 2<sup>e</sup> édition. SAS Institute Inc., Cary, NC, États-Unis, 834 p.
271. Fernandes, U. et Costa M. (2012). Particle emissions from a domestic pellets-fired boiler. *Fuel Processing Technology*, volume 103, p. 51–56.

- 
272. González, J. F., González-García, C. M., Ramiro, A., Gañán, J., Ayuso, A. et Turegano, J. (2006). Use of energy crops for domestic heating with a mural boiler. *Fuel Processing Technology*, volume 87, numéro 8, p. 717–726.
273. Dias, J., Costa, M. et Azevedo, J. L. T. (2004). Test of a small domestic boiler using different pellets. *Biomass and Bioenergy*, volume 27, numéro 6, p. 531–539.
274. Verma, V. K., Bram, S. et De Ruyck, J. (2009). Small scale biomass heating systems: Standards, quality labelling and market driving factors – an EU outlook. *Biomass and Bioenergy*, volume 33, numéro 10, p. 1393–1402.
275. Verma, V. K., Bram, S., Gauthier, G. et De Ruyck, J. (2011). Evaluation of the performance of a multi-fuel domestic boiler with respect to the existing European standard and quality labels: Part-1. *Biomass and Bioenergy*, volume 35, p. 80–89.
276. Baxter, L. L., Miles, T. R., Miles Jr., T. R., 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*, volume 54, numéros 1–3, p. 47–78.
277. Verma, V. K., Bram, S., Delattin, F., Laha, P., Vandendael, I., Hubin, A. et De Ruyck, J. (2012). Agro-pellets for domestic heating boilers: Standard laboratory and real live performance. *Applied Energy*, volume 90, numéro 1, p. 17–23.
278. Godbout, S., Fournel, S., Palacios, J. H., Larouche, J.-P. et Pelletier, F. (2014) *Caractérisation des émissions atmosphériques lors de la combustion à la ferme de la biomasse lignocellulosique* (Rapport technique). Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA), Québec, QC, Canada, 163 p. + annexes.
279. Theis, N., Skrifvars, B. J., Zevenhoven, M., Hupa, M. et Tran, H. (2006). Fouling tendency of ash resulting from burning mixtures of biofuels. Part 2: Deposit chemistry. *Fuel*, volume 85, numéros 14–15, p. 1992–2001.
280. Pisupati, S. V. et Bhalla, S. (2008). Influence of calcium content of biomass-based materials on simultaneous NO<sub>x</sub> and SO<sub>2</sub> reduction. *Environmental Science & Technology*, volume 42, numéro 7, p. 2509–2514.
281. Brunner, T., Bärnthler, G. et Obernberger, I. (2006). Fine particulate emissions from state-of-the-art small-scale Austrian pellet furnaces – characterization, formation and possibilities of reduction. *Proceedings of 2nd World Conference on Pellets*, Svebio, Jönköping, Suède, p. 87–91.
282. Hilton, R., Ciolkosz, D., Swomley, D., Yi, H., Puri, V. M. et Roth, G. (2013). Farm-scale biomass pelletizer performance for switchgrass pellet production. *2013 American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE) Annual International Meeting*, Paper No. 131598515, St. Joseph, MI, États-Unis, 11 p.
283. Savoie, P., Robert, M.-A., Hébert, P.-L., Robert, F.-S. et Caron, E. (2014). Storage and grinding of round bales of short-rotation willow. *2014 American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE) and Canadian Society for Bioengineering Annual International Meeting*, Paper No. 141898495, St. Joseph, MI, États-Unis, 11 p.
284. Puig-Arnavat, M., Bruno, J. C. et Coronas, A. (2012). Modified thermodynamic equilibrium model for biomass gasification: a study of the influence of operating conditions. *Energy & Fuels*, volume 26, numéro 2, p. 1385–1394.

285. Gøbel, B., Henriksen, U., Jensen, T. K., Qvale, B. et Houbak, N. (2007). The development of a computer model for a fixed bed gasifier and its use for optimization and control. *Bioresource Technology*, volume 98, numéro 10, p. 2043–2052.
286. Jayah, T. H., Lu, A., Fuller, R.J. et Stewart, D.F. (2003). Computer simulation of a downdraft wood gasifier for tea drying. *Biomass and Bioenergy*, volume 25, numéro 4, p. 459–469.
287. Koukkari, P. et Pajarre, R. (2006). Introducing mechanistic kinetics to the Lagrangian Gibbs energy calculation. *Computers and Chemical Engineering*, volume 30, numéros 6–7, p. 1189–1196.
288. McBride, B. J., Gordon, S. et Reno, M. A. (1993). *Coefficients for calculating thermodynamic and transport properties of individual species*. NASA technical memorandum 4513, Cleveland, OH, États-Unis.
289. MathWorks (2013). Find minimum of constrained nonlinear multivariable function, *MATLAB fmincon*. <http://www.mathworks.com/help/optim/ug/fmincon.html> (page consultée le 28 mai 2013).
290. Dupuis, P. (2014). Biomasse : attiser la combustion, *Le coopérateur agricole*. <http://www.lacoop.coop/coopereateur/articles/2014/04/p55.asp> (page consultée le 22 décembre 2014).
291. Roy, Y., Lefsrud, M., Orsat, V., Fillion, F., Bouchard, J., Nguyen, Q., Dion, L.-M., Glover, A., Madadian, E. et Perez Lee, C. (2014). Biomass combustion for greenhouse carbon dioxide enrichment. *Biomass and Bioenergy*, volume 66, p. 186–196.
292. The Western University Research Park. (2012). *Assessment of business case for purpose-grown biomass in Ontario* (rapport présenté à la Fédération de l’agriculture de l’Ontario). Sarnia-Lambton Campus, ON, Canada.
293. Mani, S., Sokhansanj, S., Bi, X. et Turhollow, A. (2006). Economics of producing fuel pellets from biomass. *Applied Engineering in Agriculture*, volume 22, numéro 3, p. 421–426.
294. Vézina, A. et Bernier, H. *Chauffage d’un poulailler: conversion du propane à la biomasse: étude d’un cas dans Bellechasse*, conférence Biopterre. <http://www.rlq.uqam.ca/colloque/colloqueCourteRotation2012/presentations/12-AndreVezina.pdf> (page consultée le 22 décembre 2014).

## ANNEXE A – MONTAGE DES IMPACTEURS



1. Les deux premiers impacteurs sont remplis de 100 mL d'eau distillée, le troisième est laissé vide et le quatrième est rempli de 250 g de gel de silice.

2. Chaque impacteur est pesé et la masse initiale est notée.



3. Les deux premiers impacteurs sont installés dans le caisson au fond duquel se trouve une portion d'eau.

4. Un pont est installé entre les deux impacteurs.

5. Des pinces sont fixées pour tenir tout en place.



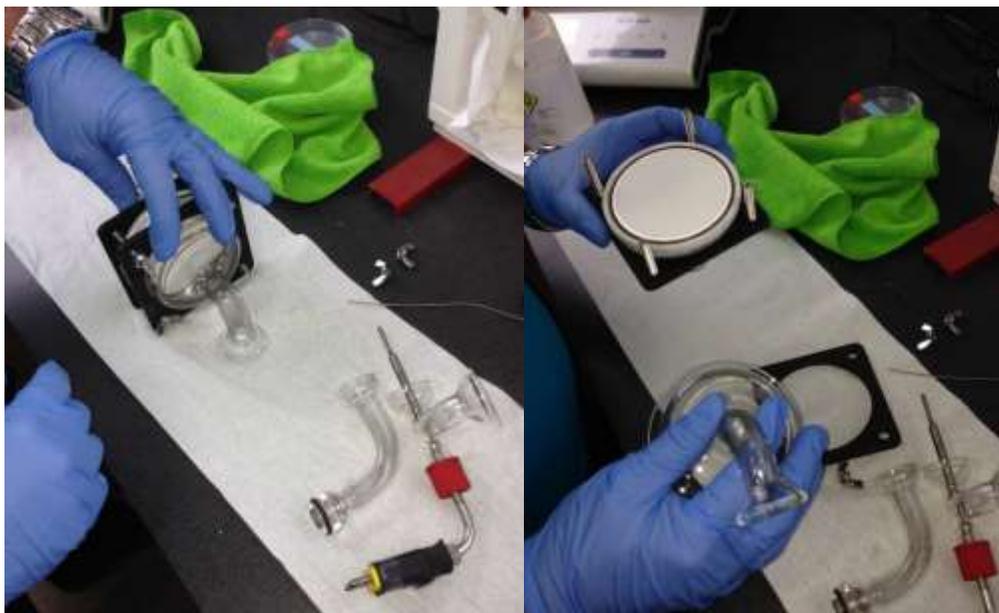
6. Les troisième et quatrième impacteurs sont montés à la suite des deux premiers de la même façon.

7. La glace est ajoutée dans le caisson pour refroidir les impacteurs afin que l'humidité dans les gaz y condense.

8. Le caisson est installé sur le chariot de prélèvement.



## ANNEXE B – DÉMONTAGE ET LAVAGE DE LA LIGNE DE PRÉLÈVEMENT



1. Dévisser les écrous du porte-filtre.

2. Retirer les pièces de vaisselle en amont du filtre.



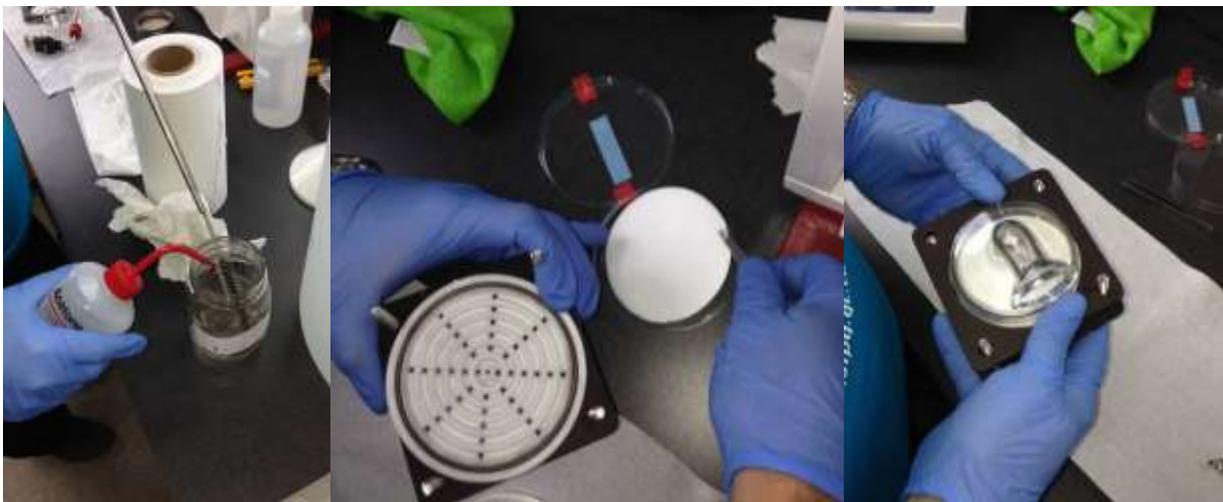
3. Retirer à l'aide d'une pince le filtre et le déposer dans sa boîte.

4. Laver à l'acétone les pièces de vaisselle en amont du filtre.



5. Laver l'intérieur de la sonde et de la buse à l'acétone à l'aide d'une brosse.

6. Verser dans un bécher.



7. Rincer la brosse.

8. Remettre un nouveau filtre.

9. Remonter le porte-filtre.

# ANNEXE C – PROCÉDURES DE VIDANGE DES CENDRES

## Cyclone



Desserrer la bride entre le cyclone et le cendrier pour pouvoir retirer ce dernier.

Nettoyer la surface du cendrier pour récupérer toutes les cendres.

Verser les cendres dans un contenant en métal.

## Échangeur



Faire tourner les agitateurs.

Retirer la porte donnant accès au plateau sous l'échangeur.

Sortir doucement le plateau de cendres.



Verser les cendres dans un contenant en métal.

Gratter à l'aide d'un outil les cendres pouvant être tombées dans l'ouverture.

## Foyer



Démonter le décentreur.

Retirer la vis.



Vider les cendres dans un contenant en métal.

Nettoyer la vis.



Ouvrir la porte d'accès au foyer.

Nettoyer la porte d'accès au foyer.

Retirer le bloc et le mélangeur.



Nettoyer le bloc.

Nettoyer le mélangeur.

Nettoyer le foyer.

Sortir les cendres de l'ouverture.

## ANNEXE D – COÛT DES DIFFÉRENTES BIOMASSES

D'après les données de plusieurs références [21,49,92,290,292–294], le coût de production des 12 biomasses évaluées au cours du projet a été estimé :

Biomasse <sup>a</sup>	Approvisionnement (\$ t <sup>-1</sup> )	Séchage (\$ t <sup>-1</sup> )	Broyage (\$ t <sup>-1</sup> )	Granulation (\$ t <sup>-1</sup> )	Transport <sup>c</sup> (\$ t <sup>-1</sup> )	Coût (\$ t <sup>-1</sup> )
BG	35	15	0	80	20	150
SG	70	15	0	80	0	165
SC	70	15	25	0	0	110
PGA	80	0	0	80	0	160
PVA	80	0	25	0	0	105
PGP <sup>b</sup>	80	0	0	80	0	160
PVP <sup>b</sup>	80	0	25	0	0	105
MGA	80	0	0	80	0	160
MVA	80	0	25	0	0	105
MGP <sup>b</sup>	80	0	0	80	0	160
MVP <sup>b</sup>	80	0	25	0	0	105
AG	80	0	0	80	0	160

<sup>a</sup> Voir le tableau 3.2 pour la liste des abréviations.

<sup>b</sup> Perte de rendement au champ lors de la récolte d'environ 15 à 40 %.

<sup>c</sup> Le prix associé au transport a été supposé comme nul dans le cas des biomasses agricoles étant donné qu'elles sont utilisées directement à la ferme. Sinon, il s'agit du coût pour environ 100 km.

La biomasse s'avère donc très compétitive par rapport à d'autres énergies [290] :

