UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

DÉFIS ET SOLUTIONS LIÉS À LA CONSTRUCTION ET LA MODIFICATION D'ÉQUIPEMENTS IMPORTÉS DE TRAITEMENT DES MATIÈRES ORGANIQUES :

CAS DE LA DIGESTION AUTOTHERMIQUE AÉROBIE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE DE LA MAÎTRISE EN SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'ATMOSPHÈRE

PAR
ALIX MOÏSE

NOVEMBRE 2018

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

En préambule à ce mémoire, je souhaite adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes qui m'ont apporté leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de ce mémoire. Je tiens à remercier en premier lieu mon Directeur de recherche, Monsieur Alfred Jaouich, initiateur du projet, qui s'est toujours montré disponible et à l'écoute tout au long de la réalisation de ce mémoire. Pour sa générosité et la grande patience dont il a su faire preuve face aux nombreux imprévus et délais hors de son contrôle, pour l'inspiration, l'aide et le temps qu'il a bien voulu me consacrer tout au long de mon parcours, ainsi que pour avoir adopté une attitude qui me laissait suffisamment de liberté, afin que je me responsabilise dans mes décisions. Mes remerciements s'adressent également aux étudiants et au personnel de l'UQAM qui ont collaboré de près ou de loin à la réalisation de ce projet. Je tiens aussi à remercier le personnel de la municipalité régionale de comté de Vaudreuil-Soulanges (MRCVS), en particulier M. Hugues Charbonneau et Mme Anne Fortier pour leur soutien. Merci à M. Hugues Baribeau, propriétaire de l'entreprise TouTFer, qui est la preuve vivante qu'il y a souvent un décalage entre la théorie académique et son application pratique et que l'expérience, une capacité de raisonner et le savoir-faire opérationnel sont parfois essentiels à la résolution de problèmes non prévus lors de la conception théorique de grands projets tel la mise en œuvre d'une technologie novatrice comme le cas de l'ecoHeo. J'exprime mon extrême gratitude à ma mère Maggie Moïse pour sa contribution, son soutien et sa patience et sans qui ce projet n'aurait jamais vu le jour. Également, à la mémoire de mon père Jean-Claude Moïse pour qui les études étaient d'une importance capitale. Sans son inspiration, j'aurais sûrement divergé. Enfin, j'adresse mes plus sincères remerciements à toute ma famille, mes proches et mes amis,

qui m'ont toujours soutenu et encouragé au cours de la réalisation de ce mémoire. Merci à tous et à toutes.

TABLES DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES vii

LISTE DES TABLEAUX viii

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES x

RÉSUMÉ xv

INTRODUCTION 1

CHAPITRE I REVUE DE LITTÉRATURE 3

1.1 Évolution de la gestion des matières résiduelles au Québec 3

1.2 Politique québécoise et Plan d'action 4

1.3 Méthodes de gestion des matières résiduelles et impacts sur les GES 5

1.3.1 Processus aérobie 6
1.3.2 Processus anaérobie 6
1.3.3 Processus thermiques 7
1.3.4 Enfouissement 8

1.4 Gestion des matières résiduelles fertilisantes (MRF) 8

1.4.1 Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes 10
1.4.2 Nature changeante des MRF dans les conditions climatiques canadiennes 11
1.4.3 Types de déchets organiques traités Sous sous titre 11

1.5 Municipalité régionale de comté de Vaudreuil-Soulanges (MRCVS) 14

1.5.1 Collecte sélective sur le territoire de la MRCVS 15
1.5.2 Gestion des MO par la MRCVS 15

1.6 Normalisation et certification 18

1.6.1 Normes 18
1.6.2 Accréditation et certification 23

1.6.3 Normes applicables lors de la fabrication et/ou de la modification d'une machine 26
1.6.4 Normes et guides applicables aux MRF 32

1.7 Digestion autothermique aérobie (DATA) 41

1.7.1 Historique du procédé 41
1.7.2 Description du procédé 43

1.8 DATA vs autres méthodes de traitement de la matière organique 45

1.8.1 Étude et comparaison des technologies de traitement selon le principe d'analyse du cycle de vie (ACV) 47
1.8.2 Procédé ecoHero 48

1.9 Conditions d'opérations et processus impliqués lors des opérations 50

1.9.1 Génération de chaleur Sous sous titre 52
1.9.2 Rapport C/N 52
1.9.3 Diversité microbienne 53
1.9.4 Processus de formation d'odeurs indésirables 53
1.9.5 Processus de formation de mousse 55
1.9.6 Déshydratation 56
1.9.7 Réduction des solides 57
1.9.8 Destruction des agents pathogènes 58
1.9.9 Contrôle des virus 59
1.9.10 Consommation d'énergie 61

1.10 Relation entre différents paramètres et processus impliqués lors de l'opération 62

1.10.1 Concentration en solides totaux et épaississement de la matière 62
1.10.2 Teneur en solides totaux et destruction des pathogènes 63
1.10.3 Température et réduction des solides volatils 65
1.10.4 Température, enlèvement de la DCO et réduction des solides 66
1.10.5 Température, oxygène dissous et accumulation d'acides gras volatils 68
1.10.6 Débit d'air, consommation d'O2 (DBO / DCO) et redox 68
1.10.7 Aération et consommation d'O2 (DBO et OD) 71
1.10.8 Aération et capacité de transfert d'O2 72
1.10.9 Carbone organique total (COT) et demande spécifique chimique en oxygène (DSCO) 73
1.10.10 pH, DCO et réduction des solides 74
1.10.11 pH, température et inactivation des agents pathogènes 75
1.10.12 pH et accumulation d'acides gras volatils 75
1.10.13 pH et dégradation d'hydrates de carbone 76
1.10.14 Consommation d'énergie et TRH 77

1.11 Principaux paramètres opérationnels impliqués lors de l'optimisation du processus 78

1.11.1 Température et TRH 79
1.11.2 Aération 81
1.11.3 pH 82
1.11.4 Débit d'alimentation 84
1.11.5 Taille des particules 84
1.11.6 Rapport C/N 85
1.11.7 Analyse de sensibilité globale sur les variables d'optimisation les plus prometteuses 85

CHAPITRE II MÉTHODOLOGIE 90

2.1 Phase bibliographique 90

2.2 Phase empirique 90

2.2.1 Constatations et planification sur le terrain lors du montage de l'appareil 91
2.2.2 Essais de démarrage 91
2.2.3 Consultations 91

CHAPITRE III RÉSULTATS 94

3.1 Problématiques et solutions liées aux défis d'ordre normatif lors de la construction et la modification de l'ecoHero 94

3.2 Anticipation des défis normatifs relatifs aux exigences liées à la qualité du produit final ecoHero 99

3.3 Anticipation des défis relatifs aux exigences du marché face à la qualité du produit pour la commercialisation éventuelle du produit final ecoHero 100

3.4 Anticipation des défis relatifs aux paramètres et conditions opérationnels impliqués lors de la mise en marche du procédé ecoHero 102

3.5 Problématiques et solutions liées aux défis d'ordre technique lors de la construction et de la modification de l'ecoHero 107

3.6 Problématiques et solutions anticipées, liées aux défis d'ordre technique lors de la continuation du projet de construction et de modification de l'ecoHero 110

3.7 Problématiques à résoudre qui sont liées aux défis d'ordre technique lors de la continuation du projet de construction et de la modification de l'ecoHero 113

CHAPITRE IV CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS 114

4.1 Conclusion 114
4.2 Recommandations 118

ANNEXE A Information supplémentaire d'ordre général 120

RÉFÉRENCES 126

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
2.1	Appareil ecoHero	92
3.1	À gauche, la marque de certification originale CE. À droite, la nouvelle marque de certification CSA	95
3.2	Vue générale des transformateurs (trois premiers à partir de la gauche) et générateur de fréquences (quatrième à partir de la gauche)	96
3.3	Nouvelle bague de protection de 50 A	97
3.4	Nouveau panneau électrique	98
3.5	Vue des trois interrupteurs d'arrêt d'urgence rouge	99
3.6	Capteur de cisaillements siwarex 230	108
3.7	Vue générale de la suspension mécanique	109
3.8	Grille de sécurité permettant de sortir tout composant nécessitant de la maintenance	109
3.9	Enceinte métallique qui recouvre le filtre à air	110
3.10	Pompe originale fournie avec l'appareil ecoHero	112

LISTE DES TABLEAUX

Tableau Page

1.4 Valorisation des résidus organiques au Québec de 2010 à 2012 14

1.5.1 Gestion des MRF dans la MRCVS 17

1.5.2 Quantités de matières organiques du secteur résidentiel de la MRCVS en 2016 18

1.6.1 Exemples des principales normes canadiennes en conception et fabrication de machines 27

1.6.2 Exemples de lois et règlements en vigueur relatifs aux protecteurs fixes et distances de sécurité 29

1.6.3 Exemples de normes relatives au management de la qualité 30

1.6.4 Normes relatives au management de l'environnement 31

1.6.5 Critères du Bureau de normalisation du Québec relatifs aux ETM et organismes pathogènes dans le compost 34

1.6.6 Critères du Bureau de normalisation du Québec relatifs aux corps étrangers aux corps étrangers tranchants et aux teneurs en eau et en matière organique du compost 35

1.6.7 Critères du Bureau de normalisation du Québec relatifs à la maturité/stabilité du compost 36

1.6.8 Lignes directrices pour la qualité du compost du Conseil canadien des ministres de l'environnement 38

1.6.9 Normes de l'Agence canadienne d'inspection des aliments relatives aux éléments traces 39

1.6.10Normes de l'Agence canadienne d'inspection des aliments relatives à la qualité du compost 40

1.9 Composés spécifiquement associés aux odeurs provenant de la décomposition de la matière organique 55

1.11 Synthèse bibliographique des principaux paramètres impliqués lors de la DATA 89

LISTE DES ABRÉVIATIONS, DES SIGLES ET DES ACRONYMES

A	Ampère
ACV	Analyse du cycle de vie
ACIA	Agence canadienne d'inspection des aliments
AGV	Acide(s) gras volatil(s)
ANSI	American National Standard Institute
BNQ	Bureau de normalisation du Québec
BTU	British Thermal Units
°C	Degré Celsius
CCME	Conseil canadien des ministres de l'Environnement
CCN	Conseil canadien des normes
CE	Conformité européenne
CEN	Comité européen de normalisation
CENELEC	Comité européen de normalisation électrotechnique
CMM	Communauté métropolitaine de Montréal
C/N	Carbone/Azote

CÉI	Commission électrotechnique internationale
COT	Carbone organique total
CRD	Construction, rénovation et démolition
CSA	Association canadienne de normalisation
CSST	Commission de la santé et de la sécurité du travail
DATA	Digestion autothermique aérobie
DBO	Demande biologique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
dm	Décimètre
DSCO	Demande spécifique chimique en oxygène
ETL	Edison Testing Laboratories
ETM	Éléments traces métalliques
°F	Degré Fahrenheit
g	Gramme
GES	Gaz à effet de serre
GMR	Gestion des matières résiduelles
h	Heure
H/D	Hauteur/ Diamètre
HP	Horse power (chevaux vapeur)

Hz	Hertz
ICI	Industries, commerces et institutions
ISO	Organisation internationale de normalisation
IVC	In-vessel composting
j	Jours
kg	Kilogramme
kJ	Kilojoule
kW	Kilowatt
kWh	Kilowattheure
L	Litre
m	Mètre
MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
MG	Million de gallons
mg	Milligrammes
MHz	Megahertz
min	Minutes
ml	Millilitres

mm	Millimètres
mmol	Milli molaire
MO	Matière(s) organique(s)
MOT	Matière(s) organique(s) totale(s)
MJ	Mégajoules
MR	Matière(s) résiduelle(s)
MRC	Municipalité Régionale de Comté
MRCVS	Municipalité Régionale de Comté de Vaudreuil-Soulanges
mV	Millivolts
MVP	Maladie vasculaire porcine
NPP	Nombre le plus probable
OC	Organisme de certification
OD	Oxygène dissous
ONGC	Office des normes générales du Canada
OSHA	Occupational Safety & Health Administration
PGMR	Plan de gestion des matières résiduelles
PMGMR	Plan métropolitain de gestion des matières résiduelles
PALCAN	Programme canadien d'accréditation des laboratoires
SS	Solides solubles

ST	Solides totaux
STS	Solides totaux en suspension
SV	Solides volatils
SVS	Solides volatils en suspension
SVT	Solides volatils totaux
TRH	Temps de résidence hydraulique
UCF	Unité Faisant Colonie
UE	Union européenne
UL ou ULC	Underwriters Laboratoriesou ou Laboratoires des assureurs du Canada
UI	Unités infectieuses
USEPA	United States Environmental Protection Agency
vvh	Volume (m^3) gaz par volume (m^3) du réacteur par heure
W	Watt

RÉSUMÉ

Les efforts déployés au cours des dernières décennies au Québec en vue d'une meilleure gestion des matières résiduelles (MR) ont porté fruit. Le territoire québécois est désormais desservi par la collecte sélective et compte plusieurs centres de tri pour le traitement des matières récupérées. La valorisation des matières résiduelles fertilisantes (MRF) est devenue une cible de premier choix puisqu'elle représente une portion importante de ces MR. La municipalité régionale de comté de Vaudreuil-Soulanges (MRCVS) a mis en œuvre ses propres plans de gestion des MRF, en vue de se conformer aux objectifs et aux orientations de la *Politique québécoise de gestion des MR* et son *Plan d'action 2013-2020*. La MRCVS s'est procurée une unité de traitement des matières organiques (MO) par digestion autothermique aérobie (DATA), ecoHero, qui permet de valoriser la MO contenue dans la MR mixte. Cette étude dresse un portrait des défis et obstacles d'ordres normatifs, techniques et opérationnels rencontrés et anticipés lors de l'importation et de l'implantation au Québec d'une technologie novatrice, l'ecoHero. Pour ce faire, un modèle de recherche a été élaboré comportant une série de questions relatives aux défis rencontrés et anticipés lors de la construction/modification d'une unité de DATA. Une revue de littérature exhaustive a permis également d'identifier les défis opérationnels anticipés ainsi que les exigences nécessaires à la commercialisation éventuelle du produit final issu de la technologie de traitement ecoHero. Les résultats serviront d'outils d'amélioration des conditions de production et de construction lors de l'importation d'une telle technologie au Québec. Ils devraient pouvoir ultimement aider les entreprises et les institutions publiques dans leur prise de décision. Enfin, une synthèse des résultats fut présentée, suivie de six recommandations et d'une conclusion, afin d'offrir des pistes de réflexion par rapport aux travaux antérieurs trouvés dans la littérature, les limites de l'étude et certaines perspectives pour des recherches futures.

Mots clés : Digestion autothermique aérobie, matières recyclables, gestion des matières résiduelles fertilisantes, commercialisation, normalisation, certifications, critères, problématique québécoise, produit écologique.

INTRODUCTION

Au niveau mondial, les problèmes environnementaux associés aux changements climatiques causés par l'homme ont commencé à devenir des enjeux importants à partir du Sommet de la Terre de Rio de Janeiro et du protocole de Kyoto au début des années 90. Face à l'augmentation de ces problèmes, plusieurs pays ont choisi d'affronter les questions environnementales et de se préoccuper du bien-être de la planète. Entre autres, les problèmes de traitement des déchets, de plus en plus nombreux, sont une question de société qui englobe, à la fois, des notions économiques dues notamment aux coûts de traitement et des notions sociales et culturelles liées à l'acceptabilité des produits issus de déchets (Francou, 2003). Les gouvernements manifestent actuellement un grand intérêt pour contrer les impacts environnementaux négatifs provoqués par les habitudes de consommation de l'homme. La population de la planète produit de plus en plus de déchets et les initiatives de gestion sont généralement négligeables, voire complètement absentes. Des tonnes de matières sont entassées dans des sites d'enfouissement, dispersées dans la nature ou laissées à l'abandon.

La décomposition anaérobie de ces matières contribue significativement aux émissions de gaz à effet de serre (GES), en particulier, la production et le rejet de méthane (CH_4) dans l'atmosphère. En termes de son potentiel de réchauffement planétaire, le CH_4 est un gaz dont l'effet de serre est 25 fois supérieur à celui du dioxyde de carbone (CO_2). Par contre, la durée de vie atmosphérique du CH_4 est relativement plus courte (une dizaine d'années) que celle du dioxyde de carbone (des siècles). La réduction des émissions de CH_4 aurait donc la capacité de ralentir le rythme des changements climatiques à court terme. À noter que certains sites d'enfouissement sont capables de récupérer un pourcentage important du CH_4 produit par le biais du captage, de la

combustion ou de l'utilisation de ce dernier. Cependant, la plupart d'entre eux ne sont pas équipés de tels systèmes. De plus, les systèmes de captage du gaz d'enfouissement ne sont pas efficaces à 100 % (Environnement Canada, 2013).

D'un point de vue économique, le prolongement de la durée de vie d'un site enfouissement existant, par l'entremise de la diminution des déchets entrants, est toujours préférable à la recherche et à la construction d'un nouveau. Le prolongement de la durée de vie de ces derniers contribue à la préservation des terres ; en outre, la valorisation des matières organiques (MO) permet de conserver de l'espace pour les déchets qui ne peuvent être réacheminés ou réutilisés. De plus, la collecte et la gestion du lixiviat des sites d'enfouissement peuvent être coûteuses, en particulier si un traitement hors site est requis. Le retrait des MO des sites d'enfouissement réduit le lixiviat et les nuisances causées par les odeurs. Le réacheminement de ces matières vers les installations de traitement (compostage, aérobie, anaérobie, etc.) permet donc de réduire les émissions de CH_4 et autres GES provenant de ces sites d'enfouissement (Environnement Canada, 2013).

CHAPITRE I

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Évolution de la gestion des matières résiduelles au Québec

Les Canadiens produisent environ 22 millions de tonnes de déchets chaque année (Coté et Allard, 1999) et la collecte sélective des MO, des déchets et des matières recyclables au moyen de bacs (bruns, verts et bleus) devient de plus en plus courante. Aujourd'hui, la valorisation des matières résiduelles (MR) constitue un impératif pour toute société industrialisée. Au Québec, le recyclage a pris de l'ampleur au cours des dernières décennies avec, entre autres, la consigne des contenants recyclables et l'implantation de la collecte sélective. Les politiques québécoises sur la gestion des MR se sont succédées depuis 1989 et les actions mises en œuvre, afin d'atteindre les cibles établies ont enclenché une transition dans les habitudes de la société, ainsi qu'une évolution de l'industrie de la gestion des MR (Sangaré, 2009). En effet, de grands progrès ont été réalisés dans les dernières années pour faire face aux problèmes associés à la gestion des MR. Au Québec, le taux de récupération de ces matières dans les secteurs municipaux, ICI (industries, commerces et institutions) et CRD (construction, rénovation et démolition) est passé de 18 % en 1988 à 57 % en 2008. De ce fait, 2008 a été la première année durant laquelle les Québécois ont récupéré et valorisé plus de matières qu'ils en ont éliminé (RECYC-QUÉBEC, 2002 ; RECYC-QUÉBEC, 2009).

Par contre, deux grandes problématiques sont présentes dans l'univers de la récupération au Québec, soit la compétition entre les différents centres de tri et la faiblesse des débouchés pour les matières recyclées québécoises (Laroche, 2015). Ces problématiques associées à la gestion des MR ont mené au développement de nouveaux procédés de traitement et de transformation des déchets faisant en sorte que les effets néfastes de l'enfouissement, tels que les risques de contamination des nappes phréatiques, l'empiétement sur les espaces naturels, la dégradation de l'habitat et des paysages et les émissions de GES sont diminués (Chevrier, 2011).

Sur les plans social et économique, l'utilisation locale des matières secondaires issues de la collecte sélective québécoise comporte de nombreux avantages. En premier lieu, cette industrie crée plus d'emplois que celle de l'enfouissement et, dans certains cas, permet la réinsertion sociale, le travail adapté et la formation. De plus, parmi toutes les étapes de valorisation des MR, celle qui consiste à transformer des matières en produits finis génère davantage de valeur ajoutée, ce qui est bénéfique pour l'économie québécoise (RECYC-QUÉBEC, 2008).

1.2 Politique québécoise et Plan d'action

À l'ère où le gouvernement québécois fixe d'ambitieux objectifs avec, entre autres, des politiques de gestion des MR, la recherche de moyens efficaces d'élimination de ces matières devient essentielle. La *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* et son *Plan d'action 2011-2015* proposaient de mettre un terme au gaspillage des ressources, de contribuer à l'atteinte des objectifs du *Plan d'action sur les changements climatiques* et de la *Stratégie énergétique du Québec* et de responsabiliser l'ensemble des acteurs du domaine de la gestion des MR. Ce plan visait la valorisation de 60 % des MO générées sur le territoire québécois avant la fin de l'année 2015 et le bannissement de la MO des sites d'enfouissement du Québec pour

2020. Il estimait à 700 kg par habitant la quantité annuelle de MR à éliminer avant 2015, soit une réduction de 110 kg par habitant par rapport à 2008 ; le recyclage de 70 % du papier, carton, plastique, verre et métal résiduel ; le recyclage ou la valorisation de 80 % des résidus de béton, brique et asphalte ; le triage à la source ou l'acheminement vers un centre de tri de 70 % des résidus de CRD du secteur du bâtiment et le recyclage de 60 % de la MO putrescible résiduelle (MDDELCC, 2012).

Dans ce contexte, l'implantation et l'optimisation des procédés de traitement des MR au Québec sont des enjeux d'actualité et une préoccupation majeure pour les municipalités québécoises, tant dans les zones urbaines à forte densité de population que dans les secteurs ruraux. Toutefois, il existe actuellement une compréhension incomplète de l'impact des différents types de traitement, en termes d'émissions de carbone et de leurs effets sur les changements climatiques (Bennett, 2007).

1.3 Méthodes de gestion des matières résiduelles et impacts sur les GES

En temps de crise économique avec la hausse actuelle des prix du pétrole et de l'énergie, l'augmentation constante des émissions de GES et l'épuisement prévisible des sources d'énergies non renouvelables, il est évident que des formes d'énergie plus durables et des mesures pour améliorer l'efficacité énergétique sont indispensables pour garantir une économie durable dans le futur. Pour lutter contre les effets néfastes des habitudes de consommation des populations de la planète, de nombreux pays, dont le Canada, se sont engagés à réduire leurs émissions de GES. Les émissions de CO_2 provenant de la combustion du charbon, du gaz naturel et du pétrole sont les principaux contributeurs aux changements climatiques. Les émissions provenant de l'application des biosolides sur les terres agricoles (CH_4 et protoxyde d'azote (N_2O)) et de l'incinération des déchets (CO_2, CH_4 et N_2O) sont également responsables de ces changements, tandis que les émissions de gaz qui réduisent la couche d'ozone (principalement de CFC-11, CFC-12

et d'halon 1301) sont minimes. Dans les processus où l'on utilise l'acidification de la matière, l'impact est principalement produit par les émissions atmosphériques d'ammoniac(NH_3) (Gallego *et al.*, 2008).

Les émissions de GES liées à la gestion des MR (enfouissement, compostage, digestion anaérobie, incinération, etc.) dépendent en partie du volume des biosolides en question (requiert plus d'énergie pour leur transport, l'espace pour entreposage, etc.). Sachant que le procédé d'élimination le plus largement utilisé au Québec est la mise en décharge (Chevrier, 2011), les méthodes capables de réduire la masse et le volume des biosolides présentent donc des avantages commerciaux et environnementaux importants (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004).

1.3.1 Processus aérobie

Les processus aérobies sont généralement capables de décomposer les MO plus rapidement que les processus anaérobies et ont également tendance à générer moins d'odeurs (Environnement Canada, 2013). Lorsque le traitement des MO est effectué en milieu aérobie, les déchets organiques se dégradent par la respiration aérobie, pour émettre à la fin du CO_2 et du H_2O. À l'inverse, en milieu clos ou sans oxygène (anaérobie), les produits finaux de biométhanisation sont le CO_2 et le CH_4 où le CH_4 peut être brûlé pour obtenir au final du CO_2 et du H_2O. Une étude a démontré que les émissions gazeuses d'un bioréacteur aéré et fermé contribuent à un réchauffement climatique potentiel évalué à 0,86 kg d'équivalent CO_2/kg de MR, tandis qu'un lieu d'enfouissement technique avec captage de biogaz émet 1.54 kg d'équivalent CO_2/kg de MR (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; Chevrier, 2011).

1.3.2 Processus anaérobie

La digestion anaérobie est un procédé biologique naturel qui utilise des microorganismes pour dégrader la MO en l'absence d'oxygène (Chevrier, 2011 ;

Environnement Canada, 2013). Cette technique peut être considérée comme l'une des technologies les plus anciennes pour stabiliser les déchets. Cette dernière a été appliquée dès la fin du 19e siècle, principalement pour le traitement des déchets ménagers, des fosses septiques et des boues d'épuration dans les usines de traitement municipales (Van Lier *et al.*, 2001). De nos jours, elle est souvent utilisée dans des stations d'épuration des eaux usées de grandes dimensions, car une quantité considérable de CH_4 peut être générée, tandis que la digestion aérobie est couramment appliquée dans de moyennes et petites stations d'épuration, puisque le traitement anaérobie n'est pas plus économique (Layden *et al.*, 2007a). Les installations anaérobies sont un excellent choix pour la production de biogaz et la récupération du CH_4 à partir de déchets organiques humides.

Selon Bennett (2007), le processus de digestion anaérobie en plusieurs étapes peut convertir la MO complexe en CO_2 (35 %) et CH_4 (65 %). Ces gaz peuvent être captés pour produire de l'électricité ou raffinés en un combustible qui remplace les combustibles fossiles, ce qui contribue à la réduction des GES. Le biogaz est probablement le sous-produit le plus important du processus de digestion anaérobie, car il peut fournir une source d'énergie renouvelable lorsqu'utilisé en tant que combustible. La teneur en CH_4 du biogaz détermine la teneur énergétique de ce dernier. Le potentiel énergétique total du CH_4 est d'environ 37 mégajoules par mètre cube (MJ/m^3), donc un biogaz, avec une concentration de CH_4 de 60 à 70 %, et un potentiel énergétique total de 22 à 26 MJ/m^3 (Environnement Canada, 2013).

1.3.3 Processus thermiques

Plusieurs technologies de traitement des MR utilisent une variété d'approches thermiques telles que la gazéification, la pyrolyse ou l'incinération. Diverses formes de chaleur sont introduites en utilisant différentes méthodes, telle que la combustion d'hydrocarbures ou les arcs de plasma. En 2008, cette technologie occupait seulement

4 % des technologies de traitement (Chevrier, 2011). Le problème majeur avec l'incinération est que la plupart des MR ont un contenu relativement élevé en eau. Une teneur élevée en eau signifie qu'avant l'oxydation de la MO, un gaspillage d'énergie est requis pour éliminer l'eau par la chaleur. Le processus d'incinération doit surmonter cet obstacle physique significatif, à savoir l'évaporation de l'eau et de la chaleur latente de vaporisation associée (Rozich, 2011). De plus, l'incinération des MO relâche dans l'atmosphère tout le carbone accumulé lors de la croissance végétale. Due à la forte préoccupation au cours des dernières années pour tout ce qui est lié aux GES et aux changements climatiques, il est préférable de retourner à la terre le plus de carbone possible (Leclercy, 2002).

1.3.4 Enfouissement

Mis à part la captation de CH4 dans certains sites, les déchets composés de MO biodégradables présentent un inconvénient supplémentaire lors de leur enfouissement. N'étant pas stabilisés chimiquement, ils se dégradent en l'absence d'air dans un environnement anaérobie et vont relâcher dans l'atmosphère des gaz nocifs, tel leCH4 qui est un puissant GES. De plus, des lixiviats peuvent pénétrer le sol et polluer les eaux souterraines (Leclercy, 2002).

1.4 Gestion des matières résiduelles fertilisantes (MRF)

Selon le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) (2012), les MRF sont :

> *des matières résiduelles dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux, ainsi que les propriétés physiques et chimiques et l'activité biologique des sols et des cultures. Ces résidus ont des propriétés fertilisantes bénéfiques, ce qui limite nettement les quantités*

d'engrais à épandre et participe à l'amélioration du rendement des récoltes.

Dans de nombreux cas, ce que nous considérons comme des déchets peut devenir des matières premières intéressantes. C'est le cas des déchets organiques, ou MRF, qui passent pour des ordures alors que leurs caractéristiques peuvent en faire une formidable ressource (Leclercy, 2002). Les MO sont une composante essentielle des sols et jouent un rôle fondamental dans leur conservation, dans les cultures agricoles et dans le maintien de leur fertilité. Le retour des MO au sol fait partie du cycle du carbone et présente de nombreux attributs bénéfiques. En agriculture, les MRF permettent de réduire le recours aux engrais minéraux importés, de faire des économies d'énergie et d'améliorer la conservation et la fertilité des sols. Cependant, lorsque ces matières sont envoyées dans les sites d'enfouissement, ils émettent des GES et peuvent occasionner des problèmes de santé (MDDELCC, 2012). Par conséquent, il est important de valoriser cette ressource précieuse par l'intermédiaire de pratiques efficaces de la collecte, du transport et du traitement des MO.

Depuis les quelques dernières années, une attention importante est accordée à la gestion de la fraction organique du flux des déchets municipaux. Au Canada, les MO représentent environ 40 % des déchets résidentiels et les municipalités collectent de plus en plus les MO séparées à la source en provenance de résidences et d'entreprises (restaurants, hôtels, épiceries, etc.). Au Canada, environ 150 à 200 kg de MO sont produites annuellement par personne. Dans les municipalités qui n'ont pas de programme de réacheminement des MO séparées à la source, 50 % des déchets enfouis peuvent être de nature organique (Environnement Canada, 2013). De plus, les quantités de MO à traiter sont vouées à augmenter lors des prochaines années, notamment avec l'implantation de règlements et de nouvelles installations de traitement divers dans plusieurs municipalités du Québec. Selon RECY-QUEBEC (2012), 25% des 4,7 millions de tonnes de résidus organiques putrescibles générés au Québec en 2012

(résidus agroalimentaires exclus) ont été recyclés et le taux de recyclage pour l'ensemble du secteur municipal (boues incluses) était de 21 %, comparativement à 18 % en 2010 (une hausse de 112 000 tonnes au cours de cette période). Notons qu'environ 35 % des 315 000 tonnes de compost produites ont été vendues pour le commerce de détail, l'horticulture ornementale et la fabrication de terreaux.

1.4.1 Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes

Le MDDELCC a publié un *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisante*. L'édition de 2015 constitue donc, dans les faits, un guide de « quatrième génération » et a été publiée 31 ans après la parution en 1984 du *Guide de bonnes pratiques de la valorisation agricole des boues municipales* (Hébert, 2015).

Selon le MDDELCC (2012), le *Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes* permet de :

> *distinguer les activités susceptibles, peu susceptibles ou non susceptibles de modifier (altérer) la qualité de l'environnement en indiquant, le cas échéant, le type d'encadrement requis pour limiter l'impact environnemental de ces activités (p. ex. : le recours à un avis de projet ou à une demande de certificat d'autorisation). Le Guide présente également de nombreux critères et normes applicables, selon le cas, ainsi que leurs fondements. Les exigences sont mises à jour régulièrement en fonction de l'avancement des connaissances, de la pratique et des modifications apportées aux lois et aux règlements.*

Ainsi, ce guide sert à déterminer si une activité de recyclage de MRF est assujettie à une demande de certificat d'autorisation. Il est évolutif et peut être modifié en fonction de l'avancement des connaissances et des modifications apportées aux lois et aux règlements (Hébert, 2015).

1.4.2 Nature changeante des MRF dans les conditions climatiques canadiennes

On observe des variations quantitatives d'ordre saisonnier lors de collectes des MR domestiques. Leurs productions sont plus fortes lors de la saison estivale étendue et une variation maximale de 36 % est notée entre les valeurs les plus faibles et les plus fortes au cours d'une année (Chevrier, 2011). Cette tendance est typique de ce que l'on rencontre dans les programmes de collectes municipales canadiennes qui incluent les résidus verts et agroalimentaires. Les quantités de résidus organiques peuvent également varier chaque année, principalement dues aux variations climatiques (températures, précipitations, heures d'ensoleillement, etc.) qui affectent directement le taux de croissance des arbres et du gazon (Environnement Canada, 2013). Les MRF prélevées au printemps sont plus riches en tonte de pelouse et en feuilles juvéniles qui ont un pH basique (environ 8) et un rapport carbone/azote(C/N) de 16/1, alors que des déchets verts prélevés à l'automne, sans doute plus riches en feuilles en état de décomposition, sont plus acides (pH 6) et ont un rapport C/N de 50/1 (Francou, 2003).

1.4.3 Types de déchets organiques traités Sous sous titre

Tous les déchets organiques sont recyclables. Cependant, ils n'ont pas les mêmes propriétés et ne pourront pas se biodégrader avec la même facilité. Globalement, les déchets organiques peuvent être classés en deux catégories : les déchets facilement compostables (épluchures, coquilles d'œufs, pain, restes de viande, de fruits et de légumes, etc.) et les déchets difficiles à composter (branches, os, noyaux, trognons de chou, graines de tomates, certaines mauvaises herbes, etc.) (Leclercy, 2002). Les MO qui peuvent être valorisées se trouvent principalement sous forme de :

1- résidus verts composés de produits fermentescibles, tels des herbes vertes coupées, des feuilles, des mauvaises herbes, des broussailles et des petits arbustes. La broussaille, les branches, les troncs et les souches d'arbres peuvent être intégrés au traitement de déchets solides municipaux et sont souvent pris en compte dans

l'évaluation des programmes de réacheminement des résidus verts. Les matières ligneuses doivent être broyées ou fragmentées avant d'être mélangées à d'autres MO (Environnement Canada, 2013).

2- résidus alimentaires incluant tout résidu de fruits et légumes, de produit de transformation (alimentaire), de fromage, de déchets de poisson et de viande, et de déchets d'abattoir (sang, graisse, etc.) (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; Francou, 2003. Les résidus alimentaires sont principalement produits par les secteurs résidentiels et ICI. Ils peuvent être générés après ou avant consommation et représentent une part importante des MO valorisables présentes dans les déchets résidentiels (Environnement Canada, 2013).

3- produits de papier souillé qui ne peuvent être recyclés (essuie-tout, serviettes, cartons souillés ou cirés, journaux et papiers-mouchoirs). Ils sont facilement dégradables et sont souvent compris dans les programmes de réacheminement des MO. Ces matières sont souvent bénéfiques puisqu'elles agissent à titre d'absorbant pour d'autres liquides pendant la collecte (Environnement Canada, 2013).

4- boues d'épuration municipales, qui sont des biosolides provenant du traitement des eaux usées municipales, débarrassées du gravier et des substances solides grossières (Francou, 2003).

Il est estimé que le secteur résidentiel du Québec a généré plus du tiers de l'ensemble des MO générées en 2012 avec près de 1,6 million de tonnes de résidus verts alimentaires et environ 660 000 tonnes de boues municipales. La quantité recyclée de résidus verts et alimentaires du secteur municipal s'élevait à 244 000 tonnes, dont 227 000 tonnes ont été traitées par compostage et 16 500 tonnes par épandage (Recyc-Québec, 2012). On observe une augmentation de 47 % du recyclage par compostage des résidus verts et alimentaires depuis 2010. Cependant, le taux de recyclage reste

faible, étant de seulement 16 %. Pour ce qui est des boues municipales, 216 000 tonnes ont été recyclées, dont 68 % par épandage. Les données d'une étude de caractérisation des MR du secteur résidentiel de 2012 démontrent que les résidus organiques d'une collecte combinée de résidus verts et alimentaires sont généralement composés de 75 % de résidus verts, de 16 % de résidus alimentaires et de 9 % d'autres résidus organiques, pour un total annuel de 286 kg par foyer ou de 128 kg par personne (RECYC-QUEBEC, 2012). Il est à noter que les quantités de résidus alimentaires ont sûrement augmenté depuis 2012 avec l'implantation, dans de plus en plus de municipalités, de la collecte porte-à-porte des restes de table par bac brun et la mise en place d'installations de traitement des MO dans plusieurs municipalités du Québec. En 2013, 150 municipalités du Québec offraient un service de gestion des résidus alimentaires dont certaines offraient également un service de collecte en porte-à-porte des résidus vert (Lavergne, 2014). Le tableau 1.4 présente les quantités (en tonnes humides) de la génération, de l'élimination et du recyclage des résidus organiques au Québec de 2010 à 2012.

Tableau 1.4 Valorisation des résidus organiques au Québec de 2010 à 2012

	Recyclage			Élimination						
	Compostage	Épandage	Total Recyclé	Enfouissement	Incinération	Total éliminé	Total généré	Taux de recyclage en 2012	Taux de recyclage en 2010	Valorisation 2010-2012
Résidus verts et alimentaires	227 000	17 000	244 000	1 185 000	117 000	1 302 000	1 546 000	16%	12%	4%
Boue municipales	69 000	170 000	239 000	118 000	330 000	448 000	687 000	35%	31%	4%
+Boue de papetières	60 000	448000	508000	372000	413000	785000	1293000	39%	28%	11%
Autres résidus ICI	159 000	S.O,	159000	968000	Enfouissement	968000	126000	14%	14%	5%
Total	515 000	635000	1150000	2643000	8600000	3503000	4652000	25%	20%	5%

Adapté de RECYC-QUEBEC (2012).

1.5 Municipalité régionale de comté de Vaudreuil-Soulanges (MRCVS)

Située à l'ouest de l'île de Montréal et s'étendant jusqu'à la frontière ontarienne, la MRC de Vaudreuil-Soulanges (MRCVS) couvre une superficie d'environ 856 km² et est l'une des MRC du Québec comptant le plus de municipalités (23) sur son territoire avec une population de près de 150 000 personnes. La Ville de Vaudreuil-Dorion représente 25 % de la population et est le centre urbain le plus développé de la MRC.

À noter que 76 % de l'espace total de la MRC est occupé par des zones agricoles et 24 % par des zones urbaines (MRCVS, 2016).

1.5.1 Collecte sélective sur le territoire de la MRCVS

La MRCVS assure depuis plus de 20 ans le service de collecte sélective des matières recyclables pour l'ensemble de ses 23 municipalités. Ainsi, la MRCVS a implanté en 2007 une robotisation de la collecte et la distribution de 39 000 bacs roulants. En 2011, la MRCVS a détourné des sites d'enfouissement 18 159 tonnes de MR (toutes matières confondues), ce qui représente une économie en coûts de disposition de l'ordre de 1 142 212 $ pour les citoyens. En 2013, la fréquence des collectes de la MRCVS était de 36 à 38 par année (52 dans certains cas). Présentement, la collecte sélective des bacs roulants a lieu chaque semaine (MRCVS, 2016).

1.5.2 Gestion des MO par la MRCVS

Toutes les municipalités de la MRCVS sont assujetties à l'un des deux plans de gestion et peuvent se conformer soit au *Plan de gestion des matières résiduelles* (PGMR) de la MRCVS ou à celui de la *Communauté métropolitaine de Montréal* (PMGMR) (MRSVS, 2016). Ces plans permettront la réduction des émissions de GES et contribueront à l'atteinte de l'objectif québécois de réduction des émissions de GES avec, entre autres, l'implantation sur son territoire de collecte, le transport et le traitement des MO putrescibles issues du secteur résidentiel (Lavergne, 2014).

Les secteurs du commerce en détail alimentaire et de la restauration produisent une quantité importante de MO qui peut être assimilée à la collecte résidentielle. En 2014, la MRCVS comptait 185 établissements du secteur de la restauration. Aucune donnée n'a été trouvée sur le nombre d'épiceries en 2014. Par contre, selon les données de 2003, il y avait déjà plus de 10 épiceries (sur 17) qui triaient à la source leurs MO d'origine végétale. De plus, il était estimé que les restaurants, les hôtels et les écoles

produisaient entre deux et cinq bacs de 240 L par semaine et les épiceries, six bacs et plus (Laroche, 2015).

Lavergne (2014) a estimé que pour l'année 2016, les établissements de la MRCVS allaient produire environ 400 tonnes de MO. Pour le secteur institutionnel, les MO représentent 28,2 % des MR générées et se répartissent en résidus alimentaires (20 %), résidus verts (0,2 %) et autres matières compostables (8 %). Pour le secteur résidentiel, la composition des MO représente environ 45 % des MR et se répartit en résidus alimentaires (23 %), résidus verts (12 %) et autres matières compostables (10 %). Les MO récupérables par le secteur ICI représentent 3 700 tonnes, équivalant à 20 % de la quantité totale des MO prévues lors des collectes pour les secteurs résidentiels et ICI. Le tableau 1.5.1 présente les modalités en termes de la gestion des MRF par la MRCVS.

Tableau 1.5.1 Gestion des MRF dans la MRCVS

Matières résiduelles	Compétences	Modalité
Déchets domestiques	23 municipalités individuelles (6 municipalités ont des contrats regroupés)	Bac roulant 240 L ou 360 L 36à 52 collectes par année Petit ICI desservis par la collecte municipale
Matières recyclables	MRCVS	Bac roulant 240 L et conteneurs semi-enfouis Collecte hebdomadaire Compostage agricole local
Feuilles mortes	MRCVS pour 11 municipalités	Sacs de papier Collecte saisonnière Compostage agricole local
	7 municipalités individuelles	Sacs de papier Collecte saisonnière Compostage agricole local
	5 municipalités individuelles (4 municipalités ont un contrat regroupé)	Sacs de papier Collecte saisonnière Plateforme de compostage extérieure
Autres résidus verts	23 municipalités individuelles	Contenants variables ou en vrac Collectes saisonnières

Adapté de Lavergne (2014).

À noter que dans le cadre de la gestion des MO, quelques municipalités collectent actuellement les résidus verts dans des sacs de papier lors de la collecte porte-à-porte. De plus, la collecte des feuilles d'automne est depuis 2007 organisée et toutes ces matières sont recyclées chez des agriculteurs locaux en vue d'en faire du compost. On remarque une augmentation de la production des résidus verts du printemps à l'automne sur le territoire de la MRCVS. Par contre, les quantités globales de MO municipales

incluant la matière provenant du secteur ICI deviennent plus stables au cours de l'année, ce qui simplifie la planification des opérations (Lavergne, 2014 ; MRCVS, 2016). Le tableau 1.5.2 présente les quantités de MO du secteur résidentiel de la MRCVS en 2016.

Tableau 1.5.2 Quantités de matières organiques du secteur résidentiel de la MRCVS en 2016

Matières organiques	Quantité générée (t)	Quantité éliminée (t)	Quantité récupérée (t)
Résidus verts et branches	2458	2110	348
Résidus alimentaires	2767	2767	0
Autres résidus organiques	1790	1790	0
Total	7015	6667	348

Adapté de MRCVS (2016).

1.6 Normalisation et certification

Les dernières décennies ont vu d'importants développements dans les domaines de la santé et sécurité du travail, de la fiabilité des systèmes industriels, de la qualité des produits et des organisations et de la protection de l'environnement. Il est devenu évident qu'une meilleure gestion des pratiques industrielles est favorisée par l'application des normes et des réglementations efficaces. Ce chapitre est consacré à la définition de la normalisation et la certification, puis à l'identification et à la description des principaux acteurs œuvrant dans ces domaines.

1.6.1 Normes

Selon l'Office québécois de la langue *française* (2017), une norme se définit comme :

> *un ensemble de règles fonctionnelles ou de prescriptions techniques relatives à des produits, à des activités ou à leurs résultats, établies*

> *par consensus de spécialistes et consignées dans un document produit par une autorité légitime*

Selon le Conseil canadien des normes (CCN, 2017), la normalisation :

> *consiste en l'élaboration et l'application des normes - des publications qui établissent les pratiques, les exigences techniques et les terminologies adoptées pour les produits, les services et les systèmes.*
>
> *Une norme est un document, établi par consensus et approuvé par un organisme reconnu, qui fournit, pour des usages communs et répétés, des règles, des lignes directrices ou des caractéristiques, pour des activités ou leurs résultats, garantissant un niveau d'ordre optimal dans un contexte donné.*
>
> *Les normes permettent d'améliorer la qualité, la sécurité et l'efficacité des méthodes et des produits, et constituent un élément essentiel de la technologie, de l'innovation et du commerce.*

Ces multiples définitions témoignent du caractère important des normes. Elles interviennent dans pratiquement tous les domaines de la vie. Cependant, elles ne sont pas toutes d'application obligatoire. *« Elles indiquent des règles de l'art, des bonnes pratiques ... qui font l'unanimité ... mais que chacun est libre de suivre, ou non »*. D'un autre côté, pour certains ordres professionnels tel l'Ordre des ingénieurs du Québec : ... *« le respect des règles de l'art constitue une obligation de la pratique du génie »* (Sangaré, 2009).

Dans le domaine de l'industrie, la normalisation a vu le jour au tournant du 20^{e} siècle avec la création de la Commission électrotechnique internationale (CÉI). Elle a par la suite été élargie en 1926 à d'autres domaines avec, entre autres, l'apparition de la Fédération internationale des associations nationales de normalisation. Les normes permettent ainsi d'assurer la qualité, l'efficacité et la sécurité des produits et des méthodes. Elles sont d'une importance capitale pour le commerce, l'innovation et la

technologie. Plus récemment, la nécessité est apparue avec la commercialisation des produits électroniques de se munir de normes dans ce domaine (CCN, 2017).

Organisation de la normalisation

Les structures mises en place ont tendance à varier en fonction des niveaux d'industrialisation et d'évolution sociale de chaque pays.

Normalisation au niveau international

L'organisation internationale de normalisation (ISO), dérivée du grec *« isos »* qui signifie « égal », supervise le développement des normes au niveau international. Les normes ISO sont élaborées par des comités techniques, des sous-comités ou des comités de projet formés d'experts qui proviennent des secteurs industriels, techniques et économiques faisant la demande de la création d'une norme. L'application des normes ISO est volontaire. Les pays sont libres de les incorporer dans les normes nationales, de s'en inspirer pour l'adoption de lois ou de règlements, ou de les employer telles quelles. Cependant, certaines normes sont devenues des exigences du marché, telle que l'ISO 9001. Mis à part les aspects liés à l'électricité, à l'électronique et aux technologies apparentées qui sont couverts par la Commission électrotechnique internationale (CEI), l'ISO aborde pratiquement tous les domaines de la normalisation. Le Canada fait partie de l'ISO à travers le Conseil Canadien de Normes (CCN) (Leclerc, 2011 ; ISO, 2017).

Les domaines de l'électricité et de l'électronique relèvent de la CEI qui définit des règles en matière de sécurité. Composée de l'ensemble des comités électrotechniques nationaux (Comités nationaux de la CEI), elle a pour objet de favoriser la coopération internationale pour toutes les questions de normalisation dans les domaines de l'électricité et de l'électronique (De Chazournes, 2006 ; Grenard, 1996).

Normalisation aux USA

Il existe plusieurs organismes de normalisation qui élaborent des normes relatives à l'industrie aux USA et les plus importants sont l'American National Standard Institute (ANSI) et l'Occupational Safety & Health Administration (OSHA).

Normalisation en Europe

Les normes européennes sont élaborées par l'entremise des organismes nationaux de normalisation. Certaines d'entre elles sont ensuite harmonisées dans le cadre des ententes de l'Union européenne pour assurer la libre circulation des marchandises et améliorer la qualité et la sécurité des produits. L'organisme qui supervise les travaux des comités de normalisation est le Comité européen de normalisation (CEN). Conjointement, le Comité européen de normalisation électrotechnique (CENELEC) opère dans le domaine électrotechnique (Sangaré, 2009).

Normalisation au Canada

Créé en 1970, le CCN est une société d'État qui vise à assurer l'efficacité, la coordination et la gestion des travaux du Système national de normes pour le Canada. Ce système compte plus de 15000 membres et englobe des organisations et des particuliers engagés dans des activités d'élaboration, de promotion et de mise en œuvre de normes nationales et internationales. Une Norme nationale du Canada est une norme qui reflète un consensus entre les producteurs, utilisateurs, consommateurs et autres personnes intéressées. Le CCN siège au Conseil de l'ISO et a la responsabilité de représenter le Canada à l'étranger et lors des forums internationaux. À ce jour, le Canada compte des milliers de normes liées à divers produits ou services et le CCN a accrédité plus de 400 organismes liés à la normalisation dans différents domaines (Leclerc, 2011 ; CCN, 2017).

Le CCN s'occupe d'accréditer les organismes qui élaborent les normes, d'approuver les Normes nationales du Canada et de coordonner la participation du Canada aux activités de l'ISO et de la CÉI. Le CCN accrédite les organismes d'évaluation de la conformité, tels que les laboratoires d'essais et d'étalonnage, les organismes de certification de systèmes de management, de personnes et de c produits et services. Il est aussi responsable d'accréditer les organismes de validation et de vérification des déclarations de GES et les organismes d'inspection. Le CCN offre également des services de marketing et de communication conçus pour conseiller les différents paliers gouvernementaux, les organisations sectorielles et les organismes non gouvernementaux en ce qui concerne les normes et l'évaluation de la conformité des politiques commerciales et réglementaires (CCN, 2017).

L'Office des normes générales du Canada (ONGC) est un organisme du gouvernement fédéral qui offre des services d'élaboration de normes ainsi que d'évaluation et de certification de produits, de personnes et de systèmes de gestion. Les normes qu'il élabore portent sur des sujets très variés dans les domaines de l'économie, de la réglementation, de l'approvisionnement, de la santé, de la sécurité et de l'environnement. On y retrouve, entre autres, des normes sur l'étiquetage des matériaux, les gilets de sauvetage et la taille des vêtements (Sangaré, 2009).

Les activités de normalisation au Québec sont gérées en grande partie par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ). Fondé en 1961, le BNQ est un organisme membre du Système national de normes. Il s'agit d'un réseau de personnes et d'organismes qui participent à l'élaboration, la promotion et la mise en œuvre de normes volontaires au Canada. Il répond aux besoins du marché par l'élaboration de normes ; la certification de produits, de processus, de services et de personnes ; la certification de systèmes de gestion de la qualité - environnementale et l'évaluation des laboratoires au Québec dans le cadre du Programme canadien d'accréditation des laboratoires (PALCAN). Il agit afin de promouvoir la qualité, la protection de la santé et de la sécurité, la conservation

de l'environnement et le développement durable. Cependant, le BNQ ne dispose pas du monopole au Québec en matière de normes et les normes élaborées par les autres organismes accrédités par le CCN sont applicables dans la province selon les besoins des utilisateurs. Ses activités sont en lien avec la normalisation, la certification de produits, de processus, de services et de personnes ainsi que la certification de systèmes de gestion de la qualité environnementale (Sangaré, 2009 ; BNQ, 2017).

Le BNQ est accrédité par le CCN et a le pouvoir d'élaborer des normes consensuelles au niveau national et de participer aux activités de normalisation régionale et internationale. En termes de certification, le BNQ est en mesure de délivrer des certifications de systèmes comme ISO 9001, ISO 14001, des certifications de vérification des émissions de GES ainsi que des certifications de produits, de processus, de services et de profils professionnels. Il élabore également des programmes de certification reliés à plusieurs domaines variés dont l'environnement et la santé et sécurité. Avec l'évolution des pratiques environnementales des dernières années, le BNQ a élaboré différents programmes de certification répondant aux besoins qui se sont manifestés. Il a notamment mis en place des protocoles de certification pour les produits compostables, les sacs de plastique compostables, les sacs de plastique recyclables, les produits d'écotourisme ainsi que pour la gestion éco-responsable d'évènements (BNQ, 2017).

1.6.2 Accréditation et certification

Selon l'Office québécois de la langue française (2017), la certification désigne :

> *une opération par laquelle un organisme indépendant atteste, après vérification, la conformité d'une organisation, d'un produit ou d'un service à certaines caractéristiques ou à certaines normes reconnues en matière de production, de qualité, etc.*

La certification par un organisme accréditeur permet généralement d'assurer aux consommateurs ou aux parties intéressées que le produit, le service ou l'organisation est conforme aux normes. Elle s'applique aux organisations, aux produits ou aux personnes et vise à prouver, au moyen d'un certificat ou d'un marquage, la conformité à un référentiel donné (Leclerc, 2011, BNQ, 2017). Il existe deux types de certification. Premièrement, la certification volontaire (non obligatoire) permet à une organisation ou entreprise de tirer un avantage concurrentiel de l'application d'une norme, en obtenant la preuve de conformité aux exigences de cette dernière. Deuxièmement, la certification réglementaire qui vise à prouver la conformité des produits ou des services aux exigences réglementaires. La certification est effectuée par des organismes autorisés appelés aussi organismes accrédités ou organismes de certification (OC). (Sangaré, 2009 ; CCN, 2006, CCN, 2008).

Certification en Europe

La Commission européenne décrit la certification CE comme un « passeport » qui permet aux fabricants de faire circuler librement des produits industriels sur le marché intérieur de l'UE (Union Européenne). Le marquage CE certifie que les produits répondent aux exigences de l'UE en matière de santé, de sécurité et d'environnement, garantissant ainsi la sécurité des consommateurs et du lieu de travail. Tous les fabricants dans les 27 États membres de l'UE ainsi qu'à l'étranger, doivent obligatoirement apposer le marquage CE sur les produits afin de les commercialiser en Europe. Une fois qu'un produit reçoit la certification CE, il peut être commercialisé dans toute l'UE sans subir de modifications supplémentaires. À noter que le marquage CE n'appartient pas à une entité particulière et c'est le fabricant qui est responsable de son utilisation adéquate. En principe, le marquage CE ne peut être apposé avant que la procédure d'évaluation achevée n'ait reconnu que le produit est conforme à toutes les directives pertinentes (DC, 2017).

Certification nord-américaine

Thomas Edison a fondé Edison Testing Laboratories (ETL) en 1896 et depuis, le laboratoire teste la fiabilité électrique et la performance des produits. En 1996, le service de test a été racheté par Charterhouse Development Capital et rebaptisé Intertek Testing Services. Le marquage ETL est la preuve qu'un produit a été testé de manière indépendante et répond aux normes de sécurité nord-américaines. Les autorités compétentes au Canada et ceux de 50 états américains acceptent la certification ETL comme preuve de la conformité du produit aux normes de l'industrie. Le marquage ETL figure sur des millions de produits vendus par les principaux détaillants et distributeurs. La certification ETL est équivalente aux certifications de l'Association canadienne de normalisation (CSA) et Underwriters Laboratories (UL) au Canada et aux USA. Le marquage ETL est une preuve de la conformité du produit (gaz, électricité, etc.) aux normes de sécurité de l'Amérique du Nord (Intertek, 2017 ; Envision, 2017).

Certification au Canada

Créée en 1919, la CSA est une division de Groupe CSA qui est accréditée au sein du Système national de normes par le CCN depuis 1973. Organisme privé d'environ 9000 membres, souvent bénévoles, il qui voit à l'élaboration de milliers de normes qui respectent les exigences établies par le CCN dans plusieurs secteurs d'activités tels que le travail, la vie de tous les jours et les loisirs. C'est un organisme sans but lucratif qui œuvre au Canada et sur la scène internationale afin d'élaborer des normes relatives à l'amélioration de la qualité de vie, à la protection de l'environnement et aux échanges commerciaux (CSA, 2017). Tous les cinq ans, la réédition des normes doit se faire par des comités formés de représentants du milieu. La très grande majorité des normes canadiennes et internationales homologuées applicables chez les fabricants de machines et, notamment, dans le domaine de la sécurité de conception et de fabrication, sont gérées par cet organisme. Afin de compléter ses activités liées à l'élaboration de

normes, la CSA offre également des services de certification et de mise à l'essai (Leclerc, 2011 ; CSA, 2017).

Fondé en 1920, les Laboratoires des assureurs du Canada (ULC) ou (UL) publient et mettent à jour près de 300 normes avec un système qui s'appuie sur les règlements gouvernementaux relatifs à la sécurité des produits aux niveaux fédéral, provincial et municipal. Ils travaillent au développement de normes de sécurité et participent également à l'évaluation et à la certification de produits. Ayant un domaine d'application moins étendu que celui de la CSA, ils élaborent surtout des documents portant sur les risques majeurs. Ils présentent une liste des normes associées aux sujets suivants : résistance au feu, résistance à l'allumage, sorties d'urgence, systèmes d'alarme, coffres-forts, extincteurs, détecteurs de fumée et réservoirs enterrés. L'accréditation ULC ou UL est l'une des plus courantes. Au Canada, si un produit porte le sigle ULC, les Laboratoires des assureurs du Canada garantissent qu'il répond aux exigences de sécurité de l'organisation (UL, 2017).

En plus de ces deux principaux organismes, il existe plusieurs autres organismes canadiens accrédités et actifs dans l'élaboration de normes et/ou la certification de produits, de personnes ou de systèmes de gestion tels que Canadian Welding Bureau (CWB) ; KPMG Quality Registrar Inc. ; SGS Systems& Services Certification Canada inc., etc.

1.6.3 Normes applicables lors de la fabrication et/ou de la modification d'une machine

La littérature a permis de déterminer quatre principales classes de normes applicables chez les fabricants de machines : les normes de conception et fabrication, de santé et sécurité, de management de la qualité et de management de l'environnement.

Les normes relatives à l'ingénierie de conception et de fabrication des machines ont pour but principal d'assurer la standardisation de produits fabriqués par l'entremise d'un langage commun entre différents spécialistes. Elles sont les plus connues, les plus implantées et les plus maîtrisées par les fabricants. Elles constituent les outils de base des fabricants de machines et sont utilisées dans les différentes phases de conception et de fabrication (Sangaré, 2009). Certaines normes de cette catégorie sont présentées au tableau 1.6.1.

Tableau 1.6.1 Exemples des principales normes canadiennes en conception et fabrication de machines

Code de Normes	Désignation
CSA B97.1	Tolérances normalisées pour dimensions linéaires, en pouces, métriques
CSA B97.2	Interprétation des limites et tolérances
CSAB97.3	Ajustements normalisés pour pièces d'assemblage, dimensions en pouces
CSA B97.3	Tolérances et ajustements normalisés pour pièces d'assemblage, dimensions en unité SI
CSA B78.2	Cotation et tolérancement en dessin technique
CSA E60974-1	Matériel de soudage électrique - Partie 1 : Sources de courant pour soudage
CSA-ISO 14341	Produits consommables pour le soudage - Fils-électrodes et dépôts pour le soudage à l'arc sous protection gazeuse des aciers non alliés et à grains fins - Classification
CSA W48	Métaux d'apport et matériaux associés pour le soudage à l'arc
CSA W59	Construction soudée en acier (soudage à l'arc)
CAN3 B232	Clavettes, logements et rainures de clavettes
CAN3 B78.1	Dessins techniques - Principes généraux
CSAW59.2	Construction soudée en aluminium

Adapté de Sangaré (2009).

Le plus grand nombre de normes retrouvées sont dans le domaine de la santé et sécurité des machines, tels que les Normes canadiennes, nord-américaines et internationales sur la sécurité des machines ; Sécurité des machines, prévention des phénomènes dangereux d'origine mécanique, protecteurs fixes et distances de sécurité ; Liste sélective des publications disponibles sur le Cadenassage ; Phénomènes Dangereux ; Sécurimètre ; Guide PME (CSST, 2017). À titre d'exemple, le tableau 1.6.2 présente quelques de normes et règlements en vigueurs relatifs aux protecteurs fixes et distances de sécurité.

Tableau 1.6.2 Exemples de lois et règlements en vigueur relatifs aux protecteurs fixes et distances de sécurité

Texte législatif	**Principaux articles s'appliquant aux machines et objet de l'article**
Loi sur la santé et la sécurité du travail (L.R.Q., c. S-2.1)	Art. 2 : Objet de la loi
	Art. 49: Obligations du travailleur
	Art. 51 : Obligations de l'employeur
	Art. 63 : Le fournisseur (Matière dangereuse)
	Art. 190 : Ordonnance
Règlement sur la santé et la sécurité du travail (c. S-2.1, r. 19.01)	**Section XXI – MACHINES**
	1. Protecteurs et dispositifs de protection
	2. Dispositifs de commande
	4. Machines à meuler et meules
	5. Tourets à meuler
	6. Machines à travailler le bois et scies utilisées à diverses fins
	Section XXIII – MANUTENTION ET TRANSPORT DU MATÉRIEL
	3. Convoyeurs
	Section XXVIII – AUTRES TRAVAUX À RISQUE PARTICULIER
	Art. 188 : Pièce de rechange
Code de sécurité pour travaux de construction (c. S-2.1, r. 6)	3.10. Équipement de construction
	8.7. Circulation
Loi sur les ingénieurs (L.R.Q., c. I-9)	**SECTION II – EXERCICE DE LA PROFESSION D'INGENIEUR**

Adapté de CSST (2008).

Les normes relatives au management de la qualité sont dédiées à la prévention de la non-qualité des produits, services ou facteurs de production d'organisations. Ces normes permettent une gestion plus systématique des entreprises par la maîtrise d'éléments clés de la production tels que le processus, la documentation, la formation,

la satisfaction des clients et le contrôle de qualité (Kondo, 2000). Le tableau 1.6.3 présente une liste de quelques normes applicables.

Tableau 1.6.3 Exemples de normes relatives au management de la qualité

Code de normes	Désignation
CSA-ISO 9000	Systèmes de management de la qualité - Principes essentiels et vocabulaire
CSA-ISO 9001	Systèmes de management de la qualité - Exigences
CSA-ISO 9004	Systèmes de management de la qualité - Lignes directrices pour l'amélioration des performances
CSA-ISO 10002	Systèmes de management de la qualité - Satisfaction des clients - Lignes directrices pour le traitement des réclamations dans les organismes
CSA-ISO 10005	Systèmes de management de la qualité - Lignes directrices pour les plans qualité
CSA-ISO 10006	Systèmes de management de la qualité - Lignes directrices pour le management de la qualité dans les projets
CSA-ISO 10012	Systèmes de management de la mesure - Exigences pour les processus et les équipements de mesure
CSA-Q850	Gestion du risque : Lignes directrices à l'intention des décideurs
CAN3-Z299 (I-4)	Programme d'assurance de la qualité - Catégorie 1 à 4
NF EN 45020	Normalisation et activités connexes. Vocabulaire général

Adapté de Sangaré (2009).

L'application des normes relatives au management de l'environnement tels que les normes de la série ISO 14000 *Systèmes de management environnemental - Principes essentiels et vocabulaire, et leurs équivalents nationaux harmonisés*, permettent à une entreprise ou un organisme qui entreprend des démarches cohérentes, en vue d'une intégration de ces normes, de bénéficier de retours d'investissements remarquables par la réduction des coûts de gestion des déchets ; la réalisation d'économies d'énergie et de matériaux (économie d'échelle) ; la prévention des accidents environnementaux et des maladies professionnelles; l'amélioration des relations de l'industrie (voisinage et

les pouvoirs publics) ; l'amélioration de son image et celle de ses produits , ainsi que le marketing avec les labels de type "Écologique", "Certifié ISO 14001 ", etc. (EDF, 2003). Une liste de certaines des principales normes applicables est présentée au tableau 1.6.4.

Tableau 1.6.4 Normes relatives au management de l'environnement

Code de Normes	Désignation
ISO 14000	Systèmes de management environnemental - Principes essentiels et vocabulaire
CAN/CSA-ISO 14001	Systèmes de management environnemental - Exigences et lignes directrices pour son utilisation
CAN/CSA-ISO 14004	Systèmes de management environnemental - Lignes directrices générales concernant les principes, les systèmes et les techniques de mise en œuvre
CAN/CSA-ISO 14015	Management environnemental - Evaluation environnementale de sites et d'organismes (EESO)
CAN/CSA-ISO 14020	Étiquettes et déclarations environnementales - Principes généraux
CAN/CSA-ISO 14021	Marquages et déclarations environnementaux - Auto-déclarations environnementales (Étiquetage de type II)
CAN/CSA-ISO 14024	Marquage et déclarations environnementaux - Etiquetage environnemental de type 1 - Principes et méthodes
CAN/CSA-ISO 14025	Marquages et déclarations environnementaux - Déclarations environnementales de Type III - Principes et modes opératoires
CAN/CSA-ISO 14040	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre
CAN/CSA-ISO 14064-1	Gaz à effet de serre - Partie 1: Spécifications et lignes directrices, au niveau des organismes, pour la quantification et la déclaration des émissions et des suppressions des gaz à effet de serre
CAN/CSA-ISO/TR 14062	Management environnemental - Intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit
CAN/CSA Z107.58	Déclaration des valeurs d'émission sonore des machines
IS014031 et 14032	L'évaluation de la performance environnementale (EPE)
CAN/CSA ISO 190 II	Lignes directrices pour l'audit des systèmes de management de la qualité et/ou de management environnemental

Adapté de Sangaré (2009).

1.6.4 Normes et guides applicables aux MRF

Les fertilisants granulés ecoHero devront répondre aux normes québécoises et canadiennes établies pour les MRF. Ces normes de qualité ont été établies, ce qui permet une promotion des critères de qualité, favorisant ainsi la mise en marché du produit. Ces standards contribuent alors à l'harmonisation des exigences au Canada, par la production de composts de qualité, ce qui favorise la croissance du marché (Hébert, 2012).

La norme sur les composts CAN/BNQ 0413-200 du Bureau de normalisation du Québec (BNQ)

La norme CAN/BNQ 0413-200 sur les composts/amendements organiques a été développée par le BNQ en 1997 et mise à jour en janvier 2005 (BNQ, 2005). Le mandat du BNQ est d'élaborer des normes nationales, de certifier des produits, des processus et du personnel ainsi que des systèmes de gestion de l'environnement. La norme CAN/BNQ 0413-200 établit trois catégories de compost (AA, A et B) (Environnement Canada, 2013 ; BNQ, 2005). La mise en place récente de la norme sur les composts permet d'assurer la production de composts de qualité qui contribuent à protéger la santé publique et à préserver l'environnement. Reconnu et accrédité par le CCN, le BNQ a été mandaté pour coordonner les efforts du comité de normalisation afin d'élaborer la Norme nationale du Canada sur les composts CAN/BNQ 0413-200/1997 Composts/Amendements organiques. Les critères retenus par le comité reposent sur des indicateurs de qualité et de sécurité du produit. Il s'agit de la teneur en éléments traces, la teneur en corps étrangers, la maturité et la teneur en organismes pathogènes. Les paramètres considérés lors de l'élaboration des normes sont la teneur en eau, en MO totales et en corps étrangers, la maturité (rapport C/N, germination et croissance, taux d'assimilation d'oxygène), la teneur en éléments traces, en coliformes fécaux et en *Salmonella* (Coté et Allard, 1999 ; BNQ, 2005 ; Environnement Canada, 2013). La

norme CAN/BNQ 0413-200 a été élaborée à l'intention des producteurs de compost et s'applique aux composts et toutes MRF de sources diverses qui sont utilisées comme amendements organiques, vendues ou distribuées en sacs ou en vrac (Chevrier, 2011). Les critères relatifs à la plupart des caractéristiques physiques et chimiques pour les catégories A et B du BNQ sont harmonisés avec les normes du Conseil canadien des ministres de l'Environnement et de l'Agence canadienne d'inspection des aliments. Les critères de la catégorie AA sont les mêmes que ceux de la catégorie A, à l'exception des critères relatifs aux corps étrangers, qui sont plus stricts (Environnement Canada, 2013 ; BNQ, 2005). Les critères du BNQ relatifs à la qualité du compost sont présentés dans les tableaux 1.6.5, 1.6.6 et 1.6.7.

Tableau 1.6.5 Critères du Bureau de normalisation du Québec relatifs aux ETM et organismes pathogènes dans le compost

	Catégorie AA Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)	**Catégorie A** Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)	**Catégorie B** Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)
Éléments traces			
Arsenic	13	13	75
Cadmium	3	3	20
Chrome	210	210	-
Cobalt	34	34	150
Cuivre	400	400	-
Plomb	150	150	500
Mercure	0.8	0.8	5
Molybdène	5	5	20
Nickel	62	62	180
Sélénium	2	2	14
Zinc	700	700	1850
Organismes pathogènes			
Salmonella	Moins de NPP/4 g (poids sec)		
Coliformes fécaux	Moins de 1 000 NPP/g (poids sec)		

Adapté de BNQ (2005).

Tableau 1.6.6 Critères du Bureau de normalisation du Québec relatifs aux corps étrangers aux corps étrangers tranchants et aux teneurs en eau et en matière organique du compost

	Catégorie AA Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)	**Catégorie A** Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)	**Catégorie B** Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)
Corps étrangers et corps étrangers tranchants			
Teneur en corps étrangers	Teneur inférieure ou égale à 0,01 % en poids sec	Teneur inférieure ou égale à 0,5 % en poids sec	Teneur inférieure ou égale à 1,5 % en poids sec
Teneur en corps étrangers entre 12,5 mm et à 25 mm	0	Sans objet	Sans objet
Teneur en corps étrangers supérieure à 25 mm	0	Inférieure ou égale à 1	Inférieure ou égale à 2
Corps étrangers tranchants	Aucun corps étranger tranchant de moins de 3 mm		
Teneur en eau			
	Moins de 65 %	Moins de 65 %	Moins de 65 %
Matière organique			
	Plus de 50 % en poids sec	Plus de 30 % en poids sec	Plus de 30 % en poids sec

Adapté de BNQ, (2005).

À titre d'information, un tableau relatif à la maturité/stabilité du compost est présenté. Même si tous les critères ne sont pas applicables aux fertilisants granulés, ce tableau permet de faire ressortir les avantages, en termes de la rapidité de la phase de maturation/stabilisation, du processus DATA.

Tableau 1.6.7 Critères du Bureau de normalisation du Québec relatifs à la maturité/stabilité du compost

Maturité/stabilité
Les composts doivent donc être matures et stables au moment de la vente et de la distribution. Pour être jugé mature et stable, un compost doit avoir subi une phase de maturation d'au moins 21 jours et respecter l'une des exigences suivantes : • le taux d'assimilation de l'oxygène est égal ou inférieur à 400 milligrammes d'oxygène (O_2) par kilogramme de solides volatils (ou matières organiques) par heure ; • le taux d'évolution du dioxyde de carbone (CO_2) est égal ou inférieur à 4 milligrammes de carbone sous forme de dioxyde de carbone par gramme de matières organiques par jour ; • l'augmentation de température du compost au-dessus de la température ambiante est inférieure à 8 °C.

Adapté de BNQ (2005).

Lignes directrices pour la qualité des composts du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME)

Les Lignes directrices pour la qualité du compost énoncées par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) se basent sur quatre indicateurs relatifs à la sécurité et à la qualité du compost, soit les organismes pathogènes et les éléments traces, les corps étrangers et la maturité (CCME, 2005). L'objectif du CCME consiste à favoriser l'élaboration de normes, de pratiques et de lois uniformes à l'échelle du Canada (Environnement Canada, 2013). Pour choisir quels paramètres analyser, les critères de qualité des composts au Canada s'inspirent fortement des critères pour l'épandage des biosolides municipaux (Hébert, 2012). Selon le CCME (2005), les objectifs des Lignes directrices pour la qualité du compost sont les suivants :

> *protéger la santé publique et l'environnement partout au pays; encourager le tri à la source des déchets solides municipaux en vue d'obtenir un compost de haute qualité; produire des normes cohérentes à l'échelle nationale... faire en sorte que les lignes*

> *directrices nationales tiennent compte de l'évolution des sciences et des technologies; éviter qu'on n'épande des résidus organiques non traités sur les sols; s'assurer la confiance du public grâce à l'application cohérente, à l'échelle nationale, de normes et critères sur la qualité des produits.*

Le CCME (2005) définit un compost (ou MRF) de type A comme un très bon compost tout usage, à très faible niveau de contamination et sans restriction particulière relativement aux doses d'épandage. Un compost de type B est considéré comme un bon compost à utilisation restreinte, plus permissive en termes d'éléments traces et en corps étrangers. De nos jours, la plupart des provinces canadiennes basent leurs exigences pour la qualité des composts, sur les Lignes directrices du CCME (Hébert, 2012). À noter que l'utilisation d'une MRF répondant aux critères du type B peut être restreinte dans certaines provinces, car elle contient des corps étrangers tranchants ou sa teneur en éléments traces est plus élevée. Il convient de noter que les critères du CCME relatifs aux éléments traces pour le compost de type B sont harmonisés avec ceux relatifs aux éléments traces figurant dans le *Règlement sur les engrais* de l'Agence canadienne d'inspection des aliments. Le tableau 1.6.8 présente les Lignes directrices pour la qualité du compost du Conseil canadien des ministres de l'environnement.

Tableau 1.6.8 Lignes directrices pour la qualité du compost du Conseil canadien des ministres de l'environnement

	Type A	Type B	
	Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)	Teneur maximale dans le compost (mg/kg base sèche)	Ajout cumulatif maximal dans le sol (kg/ha)
Éléments traces			
Arsenic	13	75	15
Cadmium	3	20	4
Chrome	210	1065	210
Cobalt	34	150	30
Cuivre	400	757	150
Plomb	150	500	100
Mercure	0.8	5	1
Molybdène	5	20	4
Nickel	62	180	36
Sélénium	2	14	2.8
Zinc	700	1850	370
Organismes pathogènes			
Salmonella	Moins de 3 NPP/4 g (base sèche)		
Coliformes fécaux	Moins de 1 000 NPP/g (base sèche)		

Adapté de CCME (2005).

Agence canadienne d'inspection des aliments (ACIA)

Au Canada, il y a également la *Loi sur les engrais* et le *Règlement sur les engrais* qui établissent des normes de sécurité et des exigences en matière d'étiquetage pour tous les engrais et les produits complémentaires (y compris le compost). Cette loi est gérée et appliquée par l'ACIA. Le personnel de l'ACIA mène des inspections et procède à

l'échantillonnage aléatoire des produits de compost afin de veiller à ce qu'ils respectent les normes (Environnement Canada, 2013). Les tableaux 1.6.9 et 1.6.10 présentent les Normes de l'ACIA relatives à la qualité du compost.

Tableau 1.6.9 Normes de l'Agence canadienne d'inspection des aliments relatives aux éléments traces

	Concentrations maximales admissibles d'éléments traces dans les produits (mg/kg de poids sec)	**Maximum admissible d'ajouts cumulatifs de métaux au sol (kg/ha)**
Arsenic	75	15
Cadmium	20	4
Chrome	-	210
Cobalt	150	30
Cuivre	-	150
Plomb	500	100
Mercure	5	1
Molybdène	20	4
Nickel	180	36
Sélénium	14	2.8
Zinc	1850	370

Source : Environnement Canada (2013).

Tableau 1.6.10 Normes de l'Agence canadienne d'inspection des aliments relatives à la qualité du compost

Paramètres	Normes
Maturation	Les composts doivent être matures pour correspondre à la définition du « compost » établie dans le Règlement sur les engrais. C'est le fabricant qui doit démontrer la maturité du compost à l'aide de méthodes analytiques validées.
Teneur en eau	Moins de 65 %
Matière organique	Plus de 15 %
Organismes pathogènes : • Salmonella Indétectables • Coliformes fécaux	Indétectables Moins de 1 000 NPP par gramme de matières solides totales
Objets tranchants	Les composts ne devraient renfermer aucun objet pointu, comme du verre ou du métal, sous une taille ou une forme qui peut causer des blessures.

Source : Environnement Canada (2013).

Autres intervenants au Québec

Parmi les autres principaux intervenants responsables de l'application des normes et règlements sur le recyclage des MRF, édictées par les autorités des niveaux fédéral, provincial et municipal, on distingue le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC) ; la Commission de protection du territoire agricole (CPTAQ) ; les Municipalités ; RECYC-QUÉBEC ; l'Ordre des agronomes du Québec (OAQ) et d'autres Ordres professionnels participants (MDDELCC, 2015). À noter que la norme sur les composts CAN/BNQ 0413-200 du BNQ et les lignes directrices pour la qualité des composts, énoncées par le CCME, sont devenues des références au Canada, permettant le

développement de l'industrie tout en protégeant l'environnement et le consommateur (Hébert, 2012).

1.7 Digestion autothermique aérobie (DATA)

1.7.1 Historique du procédé

Plusieurs méthodes de traitement, à faible impact environnemental, ont été développées au cours des dernières années pour accélérer le processus de bio stabilisation de la MO, tout en répondant aux exigences législatives locales (Sala-Garridoa *et al.*, 2011). Parmi celles-ci, la méthode par digestion aérobie est connue depuis longtemps. Toutefois, la version de ce procédé tel qu'il est connu aujourd'hui, soit la digestion autothermique aérobie (DATA), a été développée seulement au cours des quarante dernières années. En outre, après l'intérêt initial et l'installation d'un certain nombre de systèmes commerciaux dans les années 1970 et 1980, le processus n'a pas connu de grand succès (commercialement) jusqu'à récemment. Ce regain d'intérêt est alimenté en grande partie par une hausse des besoins de produire des biosolides pouvant être appliqués aux terres agricoles sans restriction (Gygeret *al.*, 2007).

Le processus a évolué depuis les premières recherches en Europe et en Amérique du Nord sur la digestion aérobie à partir d'expériences sur des systèmes d'aération pour le traitement de déchets d'origine animale. Dans les années 1970, la technologie de DATA de première génération a été étudiée et les résultats ont démontré que des températures élevées étaient produites lorsque du fumier de porcs et de volailles étaient aéré. Ce travail a abouti au développement d'aérateurs spécialisés et la première installation commerciale exploitée a eu lieu à Vilsbiburg, en Allemagne (Layden *et al.*, 2007a). Il y a environ 50 installations de DATA de première génération en Europe et en Amérique du Nord. Bien que certains de ces systèmes aient résulté en un taux impressionnant de destruction des solides volatils (SV), beaucoup ont eu d'importants problèmes d'odeur,

de production de mousse et de fortes concentrations d'ammoniac associés à la déshydratation des biosolides. Les problèmes associés aux systèmes de première génération ont causé plusieurs interruptions d'opérations dans certaines installations de traitement (Oerke *et al.*, 2010).

La plupart des unités de première génération ont été construites avec plusieurs réservoirs (deux unités ou plus) pour fonctionner dans un modèle de flux de boue partiellement digérée qui est transférée du premier au second réacteur et ainsi de suite (Agarwala *et al.*,2008 ; Staton *et al.*, 2001). Lors de la conception des premières générations, plusieurs étapes étaient en effet nécessaires pour une digestion complète du matériel. À noter que dans la première étape de digestion, plus d'énergie thermique est nécessaire pour élever la température que pour la maintenir dans les étapes ultérieures (Agarwala *et al.*, 2008). Ces systèmes fournissent généralement un seul niveau d'approvisionnement en oxygène pendant l'ensemble du processus, quel que soit le niveau d'activité dans le réacteur. Cela réduit significativement l'efficacité énergétique du procédé. De plus, les systèmes de DATA de première génération font usage d'une mauvaise régulation de la température nécessitant parfois un chauffage et un refroidissement durant le processus de digestion (Oerke *et al.*, 2010).

Dans les années 1980, une deuxième génération, en deux étapes, a été perfectionnée grâce à une étude à grande échelle qui a démontré qu'une forte efficacité du transfert d'oxygène favorise le maintien de conditions thermophiles, grâce à l'aération des boues d'épuration avec l'air ambiant (Layden *et al.*, 2007a). Avec le développement des systèmes de DATA de deuxième génération, l'accent a été mis sur l'efficacité de l'aération, l'isolation et la récupération de chaleur (Gyger *et al.*, 2007). Des systèmes de réacteurs moins complexes, y compris des modèles à citernes uniques, sont souvent fournis avec les unités de DATA des générations plus récentes (Agarwala et al., 2008).

Des progrès significatifs ont été réalisés dans l'optimisation et l'adaptation de la technologie depuis qu'elle a été introduite au début des années 1970. L'innovation et l'avancement de celle-ci se reflètent dans les nombreux brevets qui ont été émis et dans les nouvelles versions qui sont en cours de développement. L'accent semble être mis sur la résolution des problèmes de contrôle du processus (mousse, aération, etc.) et sur l'amélioration de l'efficacité de la déshydratation des biosolides lors du processus (Layden *et al.*, 2007a). Aujourd'hui, un nombre considérable de systèmes de DATA a été construit en Europe, notamment en Allemagne en raison de restrictions appliquées sur la destruction des agents pathogènes lors du traitement des biosolides municipaux (Staton *et al.*, 2001). Aux USA et au Canada, le développement de cette technologie s'est fait en raison de l'économie potentielle en coûts et en espace par rapport aux procédés classiques de digestion aérobie et anaérobie. Plusieurs installations ont été mises en service en Amérique du Nord au cours des dernières années. Par contre, plusieurs de ces installations ont été proie à des problèmes tels que des niveaux erratiques de destruction des solides, la production d'odeurs indésirables, etc. (Agarwala *et al.*, 2008 ; Staton *et al.*, 2001). Après plus de quatre décennies, le processus n'est pas encore largement répandu. D'après la littérature, il semble que la connaissance et la compréhension du procédé sont limitées à un petit nombre de personnes ; une meilleure diffusion de l'information est nécessaire pour que la technologie puisse être plus largement utilisée (Layden *et al.*, 2007a).

1.7.2 Description du procédé

L'élimination ou la réduction des niveaux d'agents pathogènes, en particulier ceux d'origine humaine ou animale, devient de plus en plus un moteur important lors du développement de nouvelles technologies de traitement des MRF (Ugwuanyi *et al.*, 1999). Parmi celles-ci, le procédé de DATA peut être appliqué dans un large éventail. Il est, entre autres, considéré comme très utile dans les usines de traitement des eaux usées municipales et industrielles. (Layden *et al.*, 2007a ; Kelly *et al.*, 1993). Le

principe du processus est fondamentalement similaire à celui de la digestion mésophile : la boue brute contenant d'importantes quantités de MO est chargée dans un réacteur isolé. La boue est ensuite mélangée et aérée pendant une certaine période de temps (Rojas et Zhelev, 2012). Puisque la fermentation commence à température ambiante, les micro-organismes psychrophiles et mésophiles métabolisent la matière et libèrent de la chaleur. Comme la température augmente, les micro-organismes psychrophiles originaux sont progressivement remplacés par des micro-organismes mésophiles. La bio dégradation par les microorganismes mésophiles soulève progressivement la température jusqu'à la gamme où les microorganismes thermophiles prolifèrent (Mohaibes et Heinonen-Tanski, 2004). Le traitement est appelé thermophile, car seuls les micro-organismes thermorésistants survivent à ces hautes températures (Francou, 2003). L'aération et le brassage favorisent le réchauffement et le maintien de ces températures qui induisent la lyse cellulaire de microorganismes thermo-intolérants, favorisant la biodégradation de certains éléments récalcitrants (Layden *et al.*, 2007a). L'activité thermophile prend habituellement place entre 45 et 70 °C et la température préférée de ces micro-organismes est d'environ 65 °C. En contraste, les bactéries pathogènes se développent habituellement dans ce que l'on appelle une plage mésophile située entre 20 et 30 °C et commencent à mourir à environ 38 °C (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004).

Les micro-organismes thermophiles présents dans le mélange en digestion commencent alors à se nourrir et se multiplier au détriment de l'oxygène et de la MO. Après avoir consommé le substrat, les thermophiles commencent une phase dite endogène, où ils consomment leur propre protoplasme pour obtenir l'énergie nécessaire à la maintenance de la cellule. C'est principalement lors de cette phase que le contenu en SV de la boue est réduit, favorisant ainsi la stabilisation de cette dernière (Rojas et Zhelev , 2012). Les SV sont des solides contenus dans un liquide qui sont réduits lorsqu'on brûle la matière sèche (CCME, 2005). Au cours de la digestion, les micro-organismes thermophiles dégagent de grandes quantités d'énergie et contribuent à la

hausse des températures dans le réacteur. Ces températures élevées sont mortelles pour les agents pathogènes, provoquant ainsi la pasteurisation du mélange en digestion (Rojas et Zhelev, 2012). À noter que la réduction des SV n'est pas aussi efficace aux températures thermophiles que mésophiles (Kelly *et al.*, 1993). Des études récentes ont démontré qu'en dépit de la destruction rapide des populations mésophiles aux températures thermophiles qui prévalent lors du compostage, les micro-organismes mésophiles peuvent survivre pendant de longues périodes à des températures plus élevées que celles susceptibles d'être employées lors du processus de DATA (Ugwuanyi *et al.*, 1999).

Le processus utilise l'énergie libérée par des micro-organismes au cours de la biodégradation exothermique de la MO. Le brassage, la concentration en oxygène et la teneur en matières solides favorisent la dégradation rapide des solides organiques en composés simples, ce qui produit de la chaleur. La chaleur générée soulève les températures et permet la destruction de plus de 38 % de SV et l'atteinte des niveaux de stabilisation et de pasteurisation qui répondent aux normes nationales et internationales (Layden *et al.*, 2007a ; USEPA, 1990). La stabilisation réfère à la réduction de la concentration en SV à un niveau inférieur à celui légalement requis, tandis que la pasteurisation invoque la réduction de la concentration de certains agents pathogènes sous des niveaux détectables par l'intermédiaire d'un traitement thermique (Rojas et Zhelev, 2012). De plus, les produits issus de la technologie doivent pouvoir être appliqués de manière durable à la terre agricole sans restriction (Layden *et al.*, 2007a ; Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; USEPA, 1990).

1.8 DATA vs autres méthodes de traitement de la matière organique

Plusieurs technologies de traitement biologiques ont été élaborées pour transformer le plus efficacement possible les MO en produits utiles pour l'agriculture, l'horticulture,

l'aménagement paysager, la bonification des terres, le contrôle de l'érosion, etc. Toutefois, il existe actuellement une compréhension incomplète de l'impact des différents types de traitement, en termes d'émissions de carbone et de changements climatiques, et les opinions diffèrent relativement à l'efficacité des différentes technologies de traitement des MO (Environnement Canada, 2013 ; Bennett, 2007). Cependant, plusieurs chercheurs favorisent la gestion des MO par DATA, puisqu'il s'agit d'une option souvent moins coûteuse que l'envoi de celles-ci aux sites d'enfouissement ou à l'incinération. Ces deux dernières options génèrent une empreinte de carbone d'au moins 80 % plus élevée que la solution proposée (ASM, 2015).

Lors de la digestion anaérobie (biométhanisation), généralement 60 % du carbone n'est pas retourné au sol, car il est brûlé sous forme de CH_4, produisant du CO_2 et contribuant au réchauffement climatique. Dans le même ordre d'idée, lors d'un processus anaérobie par *in-vesselcomposting* (IVC), une partie significative du carbone, soit 18 %, est perdue dans l'atmosphère sous forme de CO_2. En comparaison à la biométhanisation, il y a une réduction significative des émissions de CH_4 au cours du processus de DATA ; de plus, les coûts d'investissement sont moins élevés. Puisque les temps de résidences sont nettement plus courts que ceux requis par la biométhanisation, le processus de DATA peut être préférable, surtout si la production de chaleur peut servir pour du chauffage ou pour élever la température de l'eau de lavage (Layden *et al.*, 2007a). Le processus anaérobie ne réduit pas la quantité ou le volume introduit dans le système. De plus, les processus de traitement des déchets par méthodes classiques, y compris la digestion aérobie et anaérobie traditionnelle, sont inefficaces d'un point de vue hygiénique et épidémiologique, étant généralement incapables d'atteindre des niveaux acceptables de réduction des agents pathogènes, à savoir des biosolides de classe A (USEPA, 1990 ; Ugwuanyi *et al.*, 1999). Dans l'ensemble, la DATA est moins sensible aux fluctuations dans les conditions d'opération et affiche une meilleure performance en termes de stabilisation et de pasteurisation par rapport aux autres méthodes de traitement (Rojas et Zhelev, 2012).

En raison de ses vitesses de réaction plus élevées et d'un temps de résidence hydraulique (TRH) inférieur lors de la digestion, le processus de DATA nécessite des réacteurs relativement petits, de minimes volumes d'air et moins d'espace que les procédés traditionnels de digestion aérobie et anaérobie. (Liu *et al.*, 2010 ; Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). Le volume requis pour les systèmes de DATA est d'un sixième à la moitié que pour l'aérobie classique et l'anaérobie de digestion (Layden *et al.*, 2007a). Ainsi le système peut être positionné à proximité de sources de déchets, permettant non seulement une réduction du coût de transport routier, mais également de l'empreinte carbone (ASM, 2015). Le petit volume et la faible quantité d'instruments requis rendent ce processus plus attrayant que la digestion aérobie mésophile, la digestion anaérobie et le compostage (Kelly *et al.*, 1993). Cette perte de masse substantielle permet de diminuer l'espace de stockage nécessaire, comparativement aux autres méthodes, pour une même quantité de MO traitées. Cela favorise une empreinte écologique moins importante et des économies de coûts. De plus, le processus est un système autonome qui fabrique ses propres enzymes. L'énergie d'activation requise pour les réactions enzymatiques est beaucoup plus basse que celles nécessaires pour les réactions physiques ou chimiques. Par conséquent, les quantités de produits chimiques ou de chaleur à ajouter sont beaucoup moindres que pour des réactions physiques ou chimiques comparables. De plus, les réactions enzymatiques ne sont pas affectées par un contenu élevé en eau (Rozich, 2011).

1.8.1 Étude et comparaison des technologies de traitement selon le principe d'analyse du cycle de vie (ACV)

Une analyse environnementale détaillée sur treize (13) stations d'épuration d'eaux usées en Espagne, a été effectuée par Gallego *et al.* (2008). Ces derniers ont analysé différentes technologies de traitement existantes (Biodenipho, incinération, aérobie, anaérobie, etc.) pour établir celles qui devraient être considérées comme les plus adéquates, d'un point de vue environnemental. Il est à noter que le traitement par

Biodenipho est composé d'un réservoir anaérobie suivi de deux (2) réservoirs aérobies puis d'un réservoir de décantation finale. Pour évaluer les différentes technologies de traitement, le principe d'ACV a été appliqué. C'est un outil qui permet d'évaluer les impacts potentiels d'un produit, d'un procédé ou d'un service, tout au long de son cycle de vie. L'ACV s'articule autour de trois (3) étapes : la compilation d'un inventaire des entrées et sorties d'un système concerné, l'évaluation de l'impact environnemental potentiel associé à ces entrées et sorties et l'interprétation des résultats par rapport aux objectifs de l'étude (Gallego *et al.*, 2008 ; Martineau, 2006).

Les résultats de l'étude identifient la consommation d'électricité, les émissions de certains nutriments (P - $PO4^{3-}$et N - NH_4^+) dans l'eau et l'utilisation des boues à des fins agricoles comme les principaux contributeurs à l'impact global de toutes les installations étudiées. Dans le cas du traitement du P - $PO4^{3-}$et N - NH_4^+, le Biodenipho et les traitements anaérobies sont les technologies les plus performantes, tandis que les stations d'épuration avec aération prolongée présentent des résultats plus variés. Le traitement des eaux usées, grâce à des processus thermiques (incinération ou pyrolyse), entraîne des réductions importantes dans l'écotoxicité terrestre comparativement à l'épandage des boues digérées. Par contre, les processus thermiques présentent des résultats moins bénéfiques en ce qui concerne l'eutrophisation, le réchauffement climatique et l'acidification des pluies. Selon l'évaluation effectuée, le Biodenipho ainsi que les traitements aérobies (avec aération non prolongé) et anaérobies sont les options les moins dommageables pour l'environnement lors du traitement des MO (Gallego *et al.*, 2008).

1.8.2 Procédé ecoHero

Dans le cadre de ce projet, la technologie ecoHero a été étudiée. Cette méthode est basée sur un système breveté de digestion autothermique aérobie de pointe, l'advaCOMPOSTER, qui est utilisé dans l'industrie des eaux usées depuis de

nombreuses années, mais est relativement nouveau pour le recyclage d'autres types de déchets organiques. EcoHero est développée par le groupe ASM, qui est une société de biotechnologie de l'environnement située à Londres et incorporée au Royaume-Uni. Fondé en 2003, le groupe se spécialise dans les produits organiques recyclés et a mis sur le marché sa technologie brevetée de DATA accélérée écoHero. En théorie, cette dernière convertit les déchets organiques en produits commercialement viables, tels que des engrais granulaires, des aliments pour animaux et de l'énergie pure. La technologie propose une solution en boucle fermée, où rien ne se perd et tout est recyclé en une forme utile (ASM, 2015). Le procédé de traitement de la MO ecoHero constitue une variante novatrice et peu expérimentée comparativement aux technologies DATA plus conventionnelles. Par conséquent, ce procédé, dit « optimisé », est très peu documenté à ce jour contrairement aux technologies DATA conventionnelles et est peu répandu comparé aux technologies de compostage ou de biométhanisation.

Très peu d'études ont été effectuées sur l'efficacité du procédé pour les résidus alimentaires sous des conditions climatiques similaires à celles du Canada. Aussi, la plupart des chercheurs se sont plutôt penchés sur l'efficacité de cette technologie lors du traitement des boues municipales (Kelly *et al.*, 1993 ; Liu *et al.*, 2010 ; Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). Or, en théorie, la technologie ecoHero se démarque des autres technologies plus connues, dû à sa capacité de traiter plusieurs sources de résidus organiques tels que les déchets alimentaires, les résidus verts et les boues municipales. Elle utilise un cylindre rotatif où les bactéries thermophiles engendrent une réaction exothermique qui permet l'évaporation de l'eau contenue dans les MR (Plante, 2014).

EcoHero est spécialement conçue pour convertir les déchets alimentaires en engrais organique sous forme de granulés ou en farine alimentaire pour animaux (ASM, 2015). Les étapes menant à un produit écoHero commercialisable sont les suivant : après l'arrivée de la matière récupérée lors de la collecte municipale, il y a séparation et broyage, suivi d'un processus de pré-compostage des résidus verts dans un cylindre

rotatif. Le pré-compostage est une étape ajoutée pour les résidus verts, car leur décomposition prend plus de temps que les résidus alimentaires (restes de table). L'humidification de la matière est nécessaire, afin d'accélérer la décomposition. Par la suite, il y a un processus d'hydrolyse et d'homogénéisation aérobie dans un dispositif vertical rotatif qui intègre les résidus préalablement broyés. Ce cylindre est muni de systèmes de chauffage et d'alimentation en air, permettant une digestion aérobie, et peut être rempli à pleine capacité. La dernière étape est un processus de pasteurisation et déshydratation de la matière par micro-ondes, ce qui permet l'élimination finale des micro-bactéries et des agents pathogènes récalcitrants (Plante, 2014).

Une des spécificités de cette technologie de digestion « optimisée » (écoHero) est cette étape supplémentaire qui requiert l'utilisation d'un four à micro-ondes et qui est peu ou pas utilisée dans le traitement des résidus organiques à ce jour (Plante, 2014). Le chauffage par micro-ondes a rarement été étudié pour la décontamination. Cependant, il a été constaté que le rayonnement micro-ondes n'a pas de propriétés virucides et que toute inactivation observée est causée uniquement par la température. Lors d'expériences, des chercheurs ont chauffé du fumier liquide s'écoulant de 100 à 500 mL/min, en le faisant passer à travers un champ de micro-ondes de 1 kW à 2450 MHz. Il est à noter que l'électricité nécessaire pour chauffer de grands volumes de matière à l'aide de micro-ondes est importante, bien que la récupération de chaleur puisse être utilisée pour réduire les exigences en énergie. Le coût en capital des équipements de micro-ondes à grande échelle risque donc d'être élevé (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004).

1.9 Conditions d'opérations et processus impliqués lors des opérations

Aux USA, la *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 1990) définit le processus de DATA comme suit : des boues liquides sont agitées et mélangées avec

de l'air ou de l'oxygène pour maintenir des conditions aérobies. Un TRH d'environ 10 jours et une température de 55-60 °C permettent une réduction d'au moins 38 % des SV. À titre d'exemple, lors du traitement des boues municipales, l'USEPA considère que le produit final est pasteurisé lorsque les conditions suivantes sont respectées :

1- les boues doivent avoir été exposées à des températures de >55 °C pour 23 h ;

2- les boues digérées doivent avoir été retirées avant l'ajout de boues non traitées pour prévenir une interruption du processus ;

3- les TRH ont été suffisants pour une réduction d'au moins 38 % des SV.

Malgré les avantages apparents de ce procédé, ce dernier n'est pas bien compris. Certains chercheurs suggèrent que le procédé n'est pas totalement aérobie, mais plutôt une combinaison de processus anaérobie, fermentatif et aérobie. Les processus anaérobie et fermentatif fournissent le substrat biodégradable nécessaire pour permettre une oxydation rapide (Layden *et al.*, 2007a ; Agarwala *et al.,* 2008). Selon les analyses moléculaires effectuées sur des cultures thermophiles d'un système de DATA par Staton *et al.* (2001), la présence de micro-organismes thermophiles, à la fois aérobies et anaérobies, a été observée y compris des formes de *Clostridium sp,* dont les conditions de croissance sont habituellement associées à un environnement strictement anaérobie. Il reste à savoir si ces types de cellules anaérobies sont en mesure de prospérer dans un réacteur aéré ou si elles sont simplement présentes dans les intrants et, maintenues en quelque sorte, dans leur état viable dans le réacteur. Des recherches supplémentaires devront être menées à l'avenir, afin de caractériser et de comprendre la composition microbienne de ces systèmes. De plus, de faibles niveaux de potentiel d'oxydoréduction (redox) et d'oxygène dissous (OD) suggèrent un régime d'exploitation à cheval sur un environnement micro- aérobie et quasi anaérobie.

1.9.1 Génération de chaleur Sous sous titre

La génération de chaleur interne est évidemment essentielle dans la conception et le fonctionnement d'un système autothermique, parce qu'elle est souvent la seule source de chaleur disponible pour atteindre les températures thermophiles requises. La chaleur produite est inversement proportionnelle à la quantité globale de SV détruits. Les bactéries thermophiles oxydent les composés riches et énergivores en premier et la quantité de chaleur disponible dépend donc des composés constituant le substrat alimentaire. Selon Gyger *et al.* (2007), la production peut varier d'environ 6000 BTU / lb de SV éliminés à approximativement 20 000 BTU / lb. Cependant, il y a un large éventail de résultats associés à cette corrélation. Environ 30 % des besoins en chaleur pour le processus de DATA sont fournis par l'énergie de brassage. Par contre, une source externe de chaleur est parfois nécessaire lorsque la teneur en matières solides dans les boues n'est pas suffisamment élevée pour produire la chaleur nécessaire (Agarwala *et al.*, 2008).

1.9.2 Rapport C/N

Les MO sont principalement composées de carbone (C) et d'azote (N). La biodégradabilité (aérobie et autres) d'un déchet organique dépend, entre autres, du rapport entre ces deux éléments, soit son rapport C/N (Francou, 2003 ; Chevrier, 2011). Un ratio C/N faible équivaut à une proportion plus élevée d'azote et un ratio C/N élevé, à une proportion plus élevée de carbone. Généralement, un organisme biologique a besoin d'environ 25 à 30 fois plus de carbone que d'azote. Il utilise le carbone pour l'énergie et la croissance, tandis que l'azote est utilisé pour la synthèse et la reproduction des protéines (Environnement Canada, 2013). Le rapport C/N est un facteur primordial à considérer dans la gestion agronomique et environnementale. Il est d'ailleurs utilisé comme un des paramètres de suivi de la qualité du mécanisme de biodégradation ; plus ce chiffre est grand, plus le produit est riche en fibre et plus il se

décomposera lentement (Chevrier, 2011). Il faut donc s'assurer d'avoir des résultats fiables pour ces paramètres. Généralement, la teneur finale en azote total d'un compost et, dans notre cas, des fertilisants granulés, est supérieure à sa teneur initiale, due à la perte de matière. Une concentration élevée d'azote, jumelée à la minéralisation du carbone, conduit à une diminution du rapport C/N (Francou, 2003).

1.9.3 Diversité microbienne

Liu *et al.* (2010) ont mené des expériences sur les boues d'épuration pour analyser les communautés microbiennes lors du processus de DATA. Le système a atteint 55 °C et la diversité microbienne a changé au cours du processus thermophile, lorsque les organismes thermophiles appartenant aux familles *hydrogenophilaceae*, *thermotogaceae*, *clostridiaceae* et au genre *Ureibacillus* ont remplacé des micro-organismes moins tolérants à la température, tels que ceux de la famille *Sphingobacteriaceae* et du genre *Trichococcus.* Au cours du processus de maturation des boues, les bactéries thermophiles liées à *Ureibacillus* et les membres de la famille *hydrogenophilaceae, thermotogaceae* et *clostridiaceae* prédominaient dans les systèmes de DATA.

Inversement, la plupart des systèmes de digestion aérobie mésophile fonctionnent à une température beaucoup plus faible. En conséquence, le caractère microbien d'un système de DATA est nettement différent de celui d'un système classique de digestion mésophile (Staton *et al.* 2001).

1.9.4 Processus de formation d'odeurs indésirables

Selon Layden *et al.* (2007a), des températures excessivement élevées et la mauvaise gestion des paramètres contribuent souvent aux problèmes d'odeurs lors des opérations. La qualité du gaz d'évacuation dépend de l'équilibre entre les processus de fermentation et d'oxydation dans le digesteur. Un pH élevé dans les bioréacteurs empêche la

nitrification et favorise la production d'ammoniaque. De plus, des composés sulfurés malodorants et des composés azotés sont produits lorsque les protéines sont décomposées. Les odeurs indésirables se développent également lorsque des acides gras volatils sont produits et s'accumulent dans le réacteur (ex. lors de périodes de surcharge organique). Un niveau élevé d'acides gras volatils est souvent le résultat d'un système limité en oxygène, indiquant qu'une fermentation et une acidification ont eu lieu. Un processus de DATA est efficace seulement si le réacteur fonctionne dans un état aérobie avec de faibles quantités de composés réduits (S, CH_4S, etc.). Si des composés réduits se développent dans le réacteur, les conditions réductrices seront contraires à l'oxydation souhaitée pour ces mêmes contaminants et des problèmes d'odeurs indésirables en résulteront (Staton *et al.,* 2001). La nitrification biologique cesse à des températures supérieures à 40–45 °C et la plupart de l'ammoniaque est éliminée par désorption. Un réacteur est optimisé quand les effluents gazeux contiennent de faibles niveaux de sulfure, entre autres (Layden *et al.*, 2007a ; Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). Le tableau 1.11 présente les composés associés aux odeurs, provenant de la MO en décomposition.

Tableau 1.9 Composés spécifiquement associés aux odeurs provenant de la décomposition de

Composés odorant	Qualité de l'odeur	Seuil de détection (µg/m³)	
		BAS	HAUT
Composés soufrés			
Sulfure d'hydrogène (H_2S)	Œufs pourris	0.7	14
Oxysulfure de carbone (COS)	Âcre	-	-
Disulfure de carbone (CS_2)	Sucré	24.3	23000
Sulfure de diméthyle	Choux pourris	2.5	50.8
Disulfure de diméthyle	Soufré	0.1	346
Trisulfure de diméthyle	Soufré	6.2	6.2
Méthanethiol	Soufré	0.04	82
Éthanethiol	Soufré, terreux	0.032	92
Composés azotés			
Ammoniac (NH_3)	Aigu	26.6	39600
Aminométhane	Poisson, âcre	25.2	12000
Diméthylamine	Poisson	84.6	84.6
Triméthylamine	Poisson, âcre	0.8	0.8
3-Méthylindole (skatole)	Fécales, chocolatés	4.0×10^{-5}	268
Acides gras volatils			
Acide formique	Apre	45.0	37800
Acide acétique	Vinaigre	2500	250000
Acide propionique	Rance	84.0	60000
Acide butyrique	Rance	1.0	9000
Acide valérique	Déplaisant	2.6	2.6
Acide isovalérique	Fromage, rance	52.8	52.8
Cétones			
Acétone	Sucré, menthe	47500	1610000
Butanone	Sucré, acétone	737	147000
2-pentanone	Sucré	28000	45000
Autres composés			
Benzothiozote	Pénétrante	442	2210
Ethanane (acétaldéhyde)	Sucré	0.2	4140
Phénol	Médicinal	178	2240

Source : RECYC-QUEBEC (2004).

1.9.5 Processus de formation de mousse

La production de mousse dans un réacteur à un effet mitigé. Un excès de mousse peut créer des problèmes d'ordres esthétique et opérationnel. Cependant, la présence de cette mousse peut jouer un rôle bénéfique en termes d'isolant à l'interface de la surface supérieure du réacteur avec le liquide, où se produit la plus grande perte de chaleur causée par l'évaporation (Staton *et al.*, 2001 ; Oerke *et al.*, 2010 ; Mohaibes et

Heimonen-Taski, 2004). Entre 40 et 45 °C, le processus de DATA favorise la production de mousse due à la dégradation des protéines cellulaires, lipides et huiles et ce en réponse aux changements des populations de bactéries (de mésophiles à thermophiles). Une concentration élevée de la biomasse, une aération continue et des températures thermophiles réduisant la tension de surface de l'eau peuvent aussi contribuer à la production de mousse (Layden *et al.*, 2007a). Bien que cette couche de mousse soit utile pour le contrôle du dégagement de chaleur à travers la surface supérieure du réacteur, une accumulation excessive de mousse peut mener, entre autres, à des événements de débordement, puisque cette couche dense se forme rapidement dans le réacteur, lorsque la matière traitée est aérée. La mousse améliore l'efficacité de l'oxydation et l'activité biologique tout en procurant de l'isolation au système. Elle est essentielle au procédé et contribue aux conditions autothermiques. Certains chercheurs ont également remarqué qu'une portion importante de la biodégradation se produit dans cette zone, soit à l'interface gaz-liquide (Layden *et al.*, 2007a ; USEPA, 1990 ; Kelly *et al.*, 1993).

1.9.6 Déshydratation

La déshydratation des boues digérées est une partie importante du traitement des déchets par DATA et peut déterminer la rentabilité de l'ensemble du processus (Agarwala *et al.*, 2008). En effet, le traitement par procédés aérobies est généralement compliqué dû à ses propriétés de déshydratation insuffisantes, entraînant des coûts de conditionnement chimique excessifs. Ainsi, les avantages obtenus par la digestion des boues à travers le processus sont parfois contrebalancés par les coûts élevés de déshydratation (Rozich, 1990 ; Agarwala *et al.*, 2008). La déshydratation se fait par méthode mécanique ou chimique. On doit noter que la nécessité d'améliorer les produits chimiques de conditionnement et les coagulants pour les biosolides, issus de la DATA, est liée à la petite taille des particules de boues qui restent après digestion. Le processus produit de petits flocons, ce qui favorise une zone de surface accrue et

une augmentation correspondante de la demande pour les polymères de conditionnement (Layden *et al.*, 2007a ; Agarwala *et al.*, 2008). Lors des expériences de Zhou *et al.* (2002), la digestion à chaque température thermophile testée (40 °C à 70 °C) libérait des quantités de protéines extracellulaires sensiblement plus élevées que la digestion mésophile (22 °C). Par conséquent, les conditions thermophiles nécessitent des dosages de 3 à 10 fois plus élevés en polymères de floculations que pour les biosolides digérés de manière mésophile. À noter que des expériences antérieures ont montré que le coût de conditionnement chimique pour faciliter la déshydratation des boues thermophiles était 20 à 30 fois plus élevé que celui des boues mésophiles. Le coût estimé de la déshydratation des boues par DATA est d'environ 150 $ / tonne de solides secs, alors que pour les boues mésophiles, le prix varie entre 20 à 30 $ / tonne de solides secs (Agarwala *et al.*, 2008).

1.9.7 Réduction des solides

L'efficacité du procédé est fortement liée à sa capacité de réduire les SV. Les températures élevées favorisent la dégradation de ces SV ainsi que la destruction des agents pathogènes. Des observations démontrent que, par rapport à la digestion aérobie classique, la DATA est plus efficace et détruit typiquement entre 50 et 70 % des SV (Agarwala *et al.*, 2008). La destruction de ces matières volatiles lors du processus est la source principale d'énergie. De plus, la qualité des intrants est essentielle pour assurer l'atteinte des températures thermophiles (Layden *et al.*, 2007a). Plusieurs études sur la réduction des SV sont citées ci-dessous et démontrent que les SV peuvent être réduits de 10 à 90 % par DATA; tandis que les solides totaux (ST) peuvent être diminués de 32% à 77% (Layden *et al.*, 2007a ; Staton *et al.*, 2001). À noter que selon le MDDELCC (2017), « *les solides totaux sont constitués par les matières dissoutes et les matières en suspension contenues dans l'eau. Les solides totaux représentent la quantité de solides contenus dans l'échantillon après l'évaporation de l'eau* ».

1.9.8 Destruction des agents pathogènes

Les agents pathogènes sont des organismes capables de causer une infection ou une maladie chez un végétal prédisposé, un animal ou un être humain. Les pathogènes typiques comprennent des bactéries, telles que les salmonelles et les coliformes, d'autres contaminants biologiques, tels que les œufs d'insectes, des larves et des vers, ainsi que des virus (CCME, 2005). Les éléments pathogènes pouvant être présents dans les déchets sont nombreux. À titre d'exemple, les déchets issus de déjections animales peuvent contenir des micro-organismes responsables de nombreuses infections gastro-intestinales, oculaires, respiratoires, etc. (Leclercy, 2002). Ceci dit, la valorisation des différents déchets organiques est strictement liée à leur qualité microbiologique et sanitaire.

Le paramètre physico-chimique qui semble avoir le plus d'influence sur l'inactivation des agents pathogènes lors du processus de DATA est la température. De nombreux chercheurs ont observé que le nombre d'agents pathogènes est réduit au cours du traitement aérobie de la MO entrainant par le fait même une réduction de la demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO), de l'ammoniaque et des odeurs indésirables (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). La combinaison de la durée et de la température est utilisée en tant que principal paramètre de régulation dans de nombreux procédés. Cependant, les agents pathogènes peuvent répondre de manière variable à l'effet de la chaleur, lorsque cette dernière est combinée au pH, à l'OD et au niveau de solides dans les déchets. On note également que les acides gras volatils (AGV), tels que l'acétate, améliorent l'efficacité de la pasteurisation des déchets. En effet, des expériences effectuées sur la digestion anaérobie de lisier animal confirment qu'un mélange contenant de fortes concentrations en AGV contribue à augmenter l'inactivation de la *Salmonella* (Ugwuanyi *et al.*, 1999).

Kelly *et al.* (1993) ont étudié trois (3) petites usines de traitement des eaux usées (usines de Ladysmith, Gibsons et Salmon Arm). Sachant que la teneur limite acceptable pour l'étude était de 100 NPP (nombre le plus probable) par gramme humide, la boue de l'usine de Ladysmith avait un contenu en coliformes fécaux de moins de 2 NPP par gramme humide dans huit (8) sur onze (11) échantillons. Trois (3) échantillons montrent des streptocoques fécaux au-dessus du 100 NPP par gramme humide et sept (7) échantillons contenaient moins de 2 NPP par gramme humide. Aucune trace de *Salmonella sp* n'a été détectée dans les échantillons. À noter que lorsque l'objectif de <100 NPP n'a pas été atteint, les températures du réacteur étaient généralement inférieures à 55 °C. À Gibsons, des valeurs inférieures à 2 NPP par gramme humide pour les coliformes fécaux ont été détectées dans tous les échantillons (12) alors que les valeurs en dessous de 100 NPP par gramme humide ont été observées dans sept (7) des douze (12) échantillons analysés pour les streptocoques fécaux. La *Salmonella sp* n'a été détectée dans aucun des échantillons, par contre, une répartition modérée des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux a été observée dans le réservoir de stockage. À Salmon Arm, les résultats démontraient un niveau de coliformes en dessous de100 NPP dans tous les échantillons. Dans sept (7) sur dix (10) d'échantillons analysés, le niveau de streptocoques fécaux était sous cette limite. La *Salmonella sp* n'a pas été détectée. Oerke *et al.* (2010) ont également effectué une étude sur le traitement par DATA des eaux usées de l'usine de Grand Chute, au Wisconsin, et les niveaux moyens de coliformes fécaux dans leurs échantillons variaient de 10 à 30 NPP/g ST.

1.9.9 Contrôle des virus

Mohaibes et Heimonen-Taski, (2004) font état d'une expérience où l'on observe un niveau d'entérovirus bovin inactivé au-dessous des seuils détectables dans un fumier liquide digéré et chauffé jusqu'à 70 °C par un traitement aérobie thermophile. Cependant, certains parvovirus bovins ont été détectés après le traitement. D'autres expériences se sont penchées sur la température d'inactivation du virus de la maladie

d'Aujeszky (ADV) pendant le stockage aérobie à des températures autour de 5 °C et de 55 °C. À 5 °C, le virus est seulement inactivé après 15 semaines, alors qu'à 55 °C, aucun virus n'est détecté après 10 minutes. Les résultats de ces expériences font état d'une grande résistance pendant l'inactivation du virus de la maladie d'Aujeszky dans des déchets animaux. Si un phénomène similaire existe chez les bactéries, ce dernier n'est pas connu.

Des expériences ont également été effectuées sur la maladie vasculaire porcine et son inactivation thermique, à la fois dans du lait et du lisier de porc. Dans le lait, le virus est inactivé par chauffage à 60 °C pendant 2 minutes, alors que le virus dans le lisier de porc requiert une température légèrement plus élevée, 64 °C pendant 2 minutes. D'autres recherches ont démontré que plusieurs virus d'origine animale ayant des valeurs de 10^7 à 10^8 unités infectieuses (UI) peuvent ne plus être détectés, lorsqu'ils sont traités dans un système d'aération en rotation. La fièvre aphteuse est indétectable après aération à un pH de 8, à 50 °C, pendant 48 h. L'ADV nécessite 5 h d'aération à 40 °C pour l'inactivation, alors que le virus de la maladie vésiculeuse du porc requiert 48 h d'aération à la même température. L'inactivation thermique du virus *vaccinia* a lieu à 50 °C et l'entérovirus à 56 °C, lorsque ces virus sont dans des tubes en matière plastique insérés au sein de la matière. Par contre, lorsque les virus sont ajoutés directement à la matière en traitement, leur inactivation se produit à une température inférieure à 47 °C. L'inactivation dans ce cas est considérée comme due à l'effet virucide de l'ammoniac libéré pendant le traitement thermique de la matière. Dans une expérience, les chercheurs ont constaté que le rotavirus et le virus *CoxsackieB5* sont rapidement inactivés dans des conditions de fermentation aérobie thermophile à 61 °C, tandis que le parvovirus est plus résistant. Finalement, une autre expérience a démontré que l'inactivation du virus est plus rapide dans des conditions aérobies que des conditions anaérobies et à des températures plus élevées (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004).

1.9.10 Consommation d'énergie

La consommation d'électricité est un élément clé de la performance environnementale globale d'une usine de traitement, puisqu'elle représente une partie majeure des coûts de fonctionnement et d'entretien de celle-ci. Certains rapports indiquent que la DATA est plus coûteuse à opérer, en termes de consommation d'électricité, puisque cette méthode requiert une aération continue. Par contre, aucune étude dans la littérature ne le confirme (Layden *et al.* 2007a). Par exemple, l'électricité en Espagne représente 50 % des coûts d'exploitation des usines de DATA desservant moins de 10 000 habitants. Par conséquent, la réduction de l'électricité consommée est non seulement un défi environnemental, mais aussi un défi économique. En fait, la réduction de la consommation d'énergie a déjà été identifiée comme l'un des principaux indicateurs de développement durable pour les systèmes de traitement des eaux usées (Gallego *et al.*, 2008). À noter qu'après les salaires, l'électricité est le coût d'exploitation le plus important associé avec le traitement des eaux usées, requérant 25 à 40 % du budget total. Dans le type de station d'épuration le plus commun, environ 50 % de l'énergie est utilisée à des fins d'aération (Rojas et Zhelev, 2012). L'USEPA (1990) présente des valeurs (empiriques) pour les paramètres d'aération et de brassage du traitement par DATA qui incluent :

1- La puissance spécifique : 85-105 W par m^3 du volume du réacteur ;
2- L'apport en air : 4 m^3/h par m^3 du volume du réacteur ;
3- Les besoins énergétiques : 9-15 kWh/m^3 de boue produite.

La puissance spécifique comprise entre 85 et 105 W/m^3 est comparable à l'énergie de brassage qui varie entre 439 et 530 hp/MG (million de gallons), ce qui constitue un brassage de haute intensité. La valeur de l'apport en air, de 4 $m^3/h/m^3$ du volume du réacteur, est basée sur le pourcentage de ST, soit 2.5 à 5% des intrants. Ces valeurs sont associées à un besoin en air de 1.42 kg d'O_2/kg de SV détruits. Les demandes énergétiques de 9 à 15 kWh/m^3 de boue produite incluent l'énergie pour les pales

mécaniques lors du contrôle de la mousse (USEPA, 1990). À noter que certains auteurs croient que le contrôle, à distance par internet, des systèmes d'aération est un moyen efficace d'effectuer des économies d'énergie remarquables (Gallego *et al.*, 2008).

Selon Kelly *et al.* (1993), un facteur de sécurité doit être appliqué pour garantir la disponibilité d'une alimentation suffisante pour répondre aux faiblesses d'énergies, notamment lors du traitement des boues moins épaisses. Une demande en énergie de 100 à 250 W/m^3 du volume du réacteur semble être un choix raisonnable pour répondre à ces besoins.

1.10 Relation entre différents paramètres et processus impliqués lors de l'opération

Cette section présente une synthèse de toute l'information récoltée dans la littérature relative à la relation entre différents paramètres et processus impliqués dans l'opération d'une unité de traitement de la MO par DATA.

1.10.1 Concentration en solides totaux et épaississement de la matière

Plusieurs auteurs affirment que les teneurs en ST requis pour le processus se situent généralement entre 3 et 6 %, ce qui permet un taux de transfert d'oxygène plus efficace sans perte de chaleur significative. À noter que les mélanges avec plus de 6 % de ST sont difficiles à pomper, mélanger et aérer et peuvent causer des problèmes d'opérations (Layden *et al.*, 2007a ; USEPA, 1990 ; Oerke *et al.*,2010 ; Agarwala *et al.*, 2008). Cependant, Staton *et al.* (2001) contredisent ces données et affirment que les niveaux de ST entrants dans un système doivent généralement être conservés au-dessus de 6 à 8 %. Pour leur part, Kelly *et al.* (1993) ont observé que lorsque les concentrations de ST tombent en dessous de 3 à 4 %, une chute de température se produit. Un matériau avec une concentration en solides inférieure à 2.5 % peut être traité avec succès, mais nécessite généralement un réservoir plus grand (Oerke *et al.*,

2010). En effet, il est difficile de maintenir des températures thermophiles avec des boues qui ne sont pas épaisses, puisque l'énergie produite est insuffisante pour élever la température de l'eau en surplus (Kelly *et al.*, 1993). La plupart des installations de DATA épaississent la matière à traiter avant la digestion pour réduire au minimum la taille des réservoirs de digestion et pour limiter les besoins en énergie nécessaire au brassage et au chauffage. Selon Bartkowska et Dzienis (2007), le processus exige un épaississement préliminaire des boues jusqu'au-dessus de 4% de la masse sèche. Cela permet d'obtenir une teneur unitaire plus élevée en MO, qui ne devrait pas être inférieure à 40.0 g/dm^3, exprimée en valeur de DCO. À noter qu'un épaississement trop important diminue l'efficacité du mélange et un épaississement trop faible nécessite plus d'espace et d'énergie pour les opérations. L'épaississement peut être obtenu par gravité, tambour rotatif épaississant et/ou flottation. Dans la majorité des installations, un polymère de floculation est également ajouté pour favoriser l'épaississement du mélange (Agarwala *et al.*, 2008).

1.10.2 Teneur en solides totaux et destruction des pathogènes

Ugwuanyi et al. (1999) ont étudié l'effet de la teneur en ST sur l'inactivation d'*E. coli* à 55 et 60 °C. Une hausse de la teneur en ST provoque une augmentation progressive de la protection des organismes contre l'inactivation thermique. De plus, l'auto-échauffement de la matière dépend de la quantité totale de solides biodégradables dans les déchets et de la quantité d'eau présente. L'augmentation de la concentration de solides en suspension dans le mélange en digestion conduit à un accroissement considérable du nombre d'organismes récupérés à la fois à 55 et 60 °C. Avec 4% de ST dans le mélange, à 55 °C, des populations viables allant jusqu'à 10^2 ufc/mL (Unité Faisant Colonie/mL) ont pu être récupérées après 18 h et plus de 10 ufc/mL étaient encore présentes après 24 h. Avec 2 % de ST, une destruction complète des organismes a été observée après 90 minutes. Avec 8 % de matières solides, jusqu'à 10^2ufc/ml sont restées actives après 24 h. Un profil similaire est obtenu à 60 °C avec une légère

augmentation de l'inactivation en présence de 6 et 8 %de matières solides, par rapport à 55 °C. L'inactivation totale d'*E. coli* avec 4 % de matières solides est seulement obtenue après plus de 12 heures, à 60 °C. Lors d'une étude sur le traitement par DATA des eaux usées de l'usine de Grand Chute au Wisconsin, Oerke *et al.* (2010) ont conçu leurs réacteurs pour traiter environ 5715 kg/j de matériau, avec une concentration de 3.5 % en matières solides et un temps de rétention hydraulique de 6.5 jours. L'installation atteignait constamment plus de 50 à 65 % de destruction des SV et n'a jamais manqué de répondre aux exigences de la classe A pour les pathogènes et ce, depuis ses débuts en 1994.

Contrairement à la plupart des autres techniques, plus la teneur en matières solides du mélange en DATA est élevée, plus l'inactivation est efficace, possiblement parce que les matières solides dans la bouillie peuvent conserver la chaleur plus longtemps (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). Une teneur en MO élevée augmente la quantité de chaleur produite. Par conséquent, la température à l'intérieur du système peut être élevée par l'augmentation de la concentration en ST dans le réacteur ou de la quantité de matière hydrolysée dans le récipient (Rozich, 1990). La résistance à l'inactivation des agents pathogènes, y compris les œufs d'*Ascaris suum*, la *Salmonella sp* et l'*E. coli*, a été rapportée par plusieurs chercheurs. À titre d'exemple, Ugwuanyi *et al.* (1999) rapportent que l'*E. coli* résiste considérablement à l'inactivation lors de l'augmentation de la concentration en matières solides, alors que la résistance diminue au fur et à mesure que la température augmente. La résistance des populations d'essai à l'augmentation des matières solides implique que la pasteurisation des boues par la digestion thermophile nécessite une plus longue exposition à des températures élevées. Compte tenu de la résistance prolongée à la chaleur de l'*Enterococcus*, cet organisme pourrait être sélectionné en tant qu'indicateur dans les procédés de traitement où l'inactivation des organismes plus sensibles que ce dernier est la cible du traitement (Ugwuanyi *et al.*, 1999).

1.10.3 Température et réduction des solides volatils

Selon l'étude déjà mentionnée dans la section 1.10.8, effectuée par Kelly *et al.* (1993) sur trois (3) petites usines de traitement des eaux usées (Ladysmith, Gibsons et Salmon Arm), l'historique de température à Ladysmith démontre que les réacteurs sont capables de soutenir des températures thermophiles lors de la digestion des boues primaires. Cependant, il est difficile de maintenir les températures thermophiles avec un TRH élevé (jusqu'à 30 jours). Pour les boues de l'usine de Gibsons, dont les températures de départ ont été mesurées entre 10 et 20 °C et facilement portées à 60-70 °C, les SV ont été réduits en moyenne de 38 % (variation de 18 à 59 % pour quatorze (14) échantillons). À Salmon Arm, des températures de 55 °C ont été maintenues dans les deux réacteurs pendant la période d'étude, sauf pendant les défaillances électriques ou mécaniques. Une réduction moyenne des SV de 34 % a été obtenue lors du processus (réductions entre 10 à 68 % pour trente (30) échantillons). L'enveloppe de données pour Gibsons et Salmon Arm illustre une réduction moyenne d'environ 38 % des SV (Kelly *et al.*, 1993). À noter que les pourcentages de ST et de SV ont été déterminés à partir d'échantillons prélevés au moins deux (2) fois par mois pour les trois (3) installations. Ma³gorzata *et al.* (2008) ont étudié la biodégradation de résidus de pommes de terre avec une culture mixte de bactéries du genre *Bacillus*. Les expériences ont été réalisées dans un réacteur à cuve agitée à des températures de 20, 30, 35, 40, 45, 50, 55, 60 et 65 °C avec un pH de 7. À toutes les températures, l'efficacité d'élimination était élevée, avec un degré de réduction de DCO qui variait entre 78 % et 89 % après 125 heures. La dégradation la plus rapide notée lors du processus s'est produite lorsque la température demeurait entre 30 et 45 °C. À 20, 55, 60 et 65 °C, un retrait d'au moins 90% a été atteint après 80 heures.

En 1990, l'*Agricultural University of Norway* et *Alfa Laval Agri. Ltd* ont mis au point une unité de traitement par DATA à petite échelle. De l'air atmosphérique a été pompée dans la biomasse qui se trouvait dans des réservoirs dont la taille variait de 10 à 32 m³.

Les températures d'opérations variaient entre 50 et 60 °C. Des essais ont été effectués en utilisant du lisier de bovin, des boues d'élevage de poissons (anguille) et un mélange de boues de fosses septiques et de déchets alimentaires. La réduction des SV variait de 10 à 20 % et les biosolides produits avaient une haute valeur agronomique. (Layden *et al.*, 2007a). Liu*et al.* (2010) ont mené des expériences sur des boues et ont prélevés des échantillons à 0, 72, 168, 216 et 264 h pour analyser les communautés microbiennes. Le système de DATA atteignait 55 °C et les SV ont été éliminés jusqu'à 45 et 50 % à 216 et 264 heures, respectivement.

1.10.4 Température, enlèvement de la DCO et réduction des solides

Ugwuanyi *et al.* (2004) ont étudié la DATA à des températures de 45, 50, 55, 60 et 65 °C sans contrôle du pH, pour vérifier l'effet des températures sur le processus de digestion. Au cours de la digestion à des températures différentes, le pourcentage de réduction de DCO augmentait avec l'élévation de la température pour atteindre un pic à 60 °C, avant de diminuer légèrement. L'élimination des SV suivait un profil similaire et atteignait un pic à 65 °C, soit la température la plus élevée. Inversement, la dégradation des ST diminuait avec une augmentation de température. Le pourcentage de dégradation des ST le plus élevé était à 45 > 50 > 55 > 60 et 65 °C, chacun étant significativement plus élevé que celui à la prochaine température ; le % de dégradation le plus élevé a été obtenu à 45 °C (65 %), ce qui était significativement plus élevé qu'à toute autre température. Il y a une diminution de la dégradation des ST au fur et à mesure que la température de digestion augmente, avec le plus bas taux de dégradation survenant à 60 et 65 °C (41%).

L'élimination des SV suivait un profil inverse à celui des ST. Dans ce cas, la dégradation la plus élevée a été obtenue à 65 °C (69%) et cette dernière est significativement supérieures aux autres températures. La plus faible dégradation des SV (30 %) a été obtenue à 45 et 50 °C, ce qui est significativement plus faible que la

dégradation obtenue à 55 °C. Le pourcentage de réduction de DCO augmentait avec la température jusqu'à 60 °C, avant une légère baisse à 65 °C. À toutes les températures étudiées, la dégradation de SV a été très rapide dans les premières heures du processus. La digestion à 55 et 65 °C a été la plus efficace, suivie de la digestion à 60 °C, alors que la digestion à 45 °C, 50 °C et à des températures non contrôlées a été moins efficace. Au septième jour de la réaction et jusqu'à la fin, les effets de la température de digestion, de la teneur en hydrates de carbone solubles et de la DCO se sont maintenus (Ugwuanyi *et al.*, 2004).

Małgorzata *et al.* (2008), ont étudié la biodégradation de résidus de pommes de terre par DATA. Selon leurs expériences, la réduction des agents pathogènes serait plus efficace à une température faible. Le processus de biodégradation permet une meilleure élimination de la DCO totale sous des conditions thermophiles, comparativement à celle sous conditions mésophiles (plus de 71 % versus 55 à 68 %, respectivement), à une exception près, soit la biodégradation menée à 35 °C qui provoque une forte réduction de la DCO (75 %). Une plus faible dégradation de DCO à une température plus élevée est attribuable au fait que les organismes thermophiles dans la population mixte de bactéries ne parviennent pas à assimiler les mêmes composés que ceux qui sont facilement assimilés par les organismes mésophiles. Les cultures bactériennes mixtes ont tendance à changer de structure avec l'augmentation de la température, ce qui modifie leurs capacités métaboliques. De plus, les cultures thermophiles, par rapport à celles mésophiles, présentent une incapacité à utiliser divers substrats en même temps. L'augmentation de la température intensifie la respiration endogène, ce qui signifie que plus d'oxygène est utilisée par des bactéries pour stabiliser leurs cellules et que pour leur croissance cellulaire. Quand les températures sont supérieures à 45 °C, la suppression de DCO est plus faible (de 77 à 85 %) que lorsque les températures sont inférieures à 45 °C (87 à 89 %). Il est à noter que la biodégradation à 20 °C donne un pourcentage de réduction de la DCO qui est proche de celui réalisé dans des conditions thermophiles à 45 °C (84 % et 85 %, respectivement). Dans des

conditions thermophiles, la DCO est plus élevée et varie entre 6.177 g O_2/L (à 45 °C) et 9.385 g O_2/L (à 55 °C).

1.10.5 Température, oxygène dissous et accumulation d'acides gras volatils

Les expériences d'Ugwuanyi *et al.* (2004) sur l'efficacité de la DATA à différentes températures (55, 60 et 65 °C) ont démontré qu'à 60 et 65 °C, la concentration d'acétate augmente rapidement et atteint un pic de 50 mmol/L et 20 mmol/L, respectivement, tandis que la digestion à 55 °C produit le moins d'acétate. L'acétate est l'AGV prédominant dans toutes les réactions et représente jusqu'à 90 % du total des AGV. À noter que le propionate n'est pas détecté lors de la digestion à 50 °C. De plus, la plus faible variété d'AGV est obtenue lors de la digestion à 55 °C, température à laquelle le propionate et l'isobutyrate sont non détectés. Les accumulations d'acétate à des températures plus élevées (60 et 65 °C), coïncident avec la quantité la plus basse d'OD. Bien que la plus grande accumulation d'acétate se produise à des températures plus élevées, l'OD le plus faible obtenu est resté à 50 %. Ceci est supérieur à la valeur la plus faible obtenue à 55 °C (38 %). Pendant la digestion à 45 et 50 °C, le pic en concentration d'acétate a lieu après 24 h. C'était aussi après cette durée que l'OD atteignait les valeurs les plus faibles (0 % et 5 % respectivement). Bien que l'OD reste faible à 45 °C jusqu'à 72 h, le contenu de l'acétate chute rapidement après 24 h, tandis qu'à 50 °C la teneur en acétate, dont la concentration maximale atteint 20 mmol/L à 24 h, chute rapidement au fur et à mesure que l'OD augmente. Lorsque la température de réaction est non-réglementée, la teneur maximale en acétate est obtenue en 24 h avec de l'OD et un pH plus bas et la température atteint un pic d'un peu plus de 50 °C.

1.10.6 Débit d'air, consommation d'O2 (DBO / DCO) et redox

Les appareils de première génération sont équipés d'aérateurs mécaniques et dans de nombreux cas, ces systèmes d'aération sont montés sur le dessus des unités ; ces aérateurs doivent souvent être arrêtés pendant le chargement, ce qui peut perturber la

digestion. Par contre, les unités de deuxième génération et plus ont tendance à fournir une meilleure aération à haut rendement et possèdent des systèmes de brassage plus performant. Ces unités sont souvent équipées de systèmes de contrôle pour réguler les taux d'aération, basés sur le potentiel d'oxydoréduction (redox). Le redox est utilisé comme indicateur de la nature aérobie du réacteur et permet d'éviter des problèmes causés par des périodes prolongées de faible teneur en oxygène. À noter que par rapport à l'évolution (hausse) de la demande d'oxygène, les observations du signal redox mesurées dans ces réacteurs présentent typiquement un profil inverse. De plus, les installations de DATA plus récentes emploient un système de mélange et d'aération par jet, monté à la base, ce qui permet un meilleur rendement du transfert d'oxygène, un contrôle sur l'intensité de cisaillement et la capacité de mélanger et d'aérer indépendamment de la profondeur du réservoir. Ces types d'aérateurs à jet peuvent fournir un degré de flexibilité lors des ajustements d'intensité de mélange et d'aération au moyen d'un système de contrôle. De plus, le niveau de puissance (hp) peut être augmenté ou baissé selon les besoins, ce qui sauve de l'énergie tout en contribuant à assurer le caractère aérobie de l'opération. Cependant, la puissance appliquée par unité de volume avec ces jets doit être augmentée au-delà de celle des unités standards mésophiles, principalement pour assurer un débit d'air suffisant, compte tenu de la demande en oxygène élevée (Layden *et al.*, 2007a).

Lors du projet pilote sur trois (3) petites usines de traitement des eaux usées en Colombie-Britannique décrit dans la section 1.10.8 (usines de Ladysmith, Gibsons et Salmon Arm), Kelly *et al.* (1993) ont pris des mesures sur le débit d'air et le Redox. À Ladysmith, le débit d'air variait entre 0.46 vvh et 0.94 vvh tout au long de l'étude. Le Redox variait entre 100 et 350 mV avec une réduction (%) moyenne de la DBO*65%* de 75 % et de la DCO de 54 %. Le ratio DBO*65%*/DCO était réduit entre 0.26 à 0.12 (sur vingt-deux (22) échantillons) à travers les réacteurs. À Gibsons, un débit d'air entre 0.8 et 1 vvh a été maintenu tout au long de l'étude. Les valeurs Redox allaient de 50 à -300 mV. Cependant, aucune corrélation n'a été observée entre les valeurs de Redox et

la température. Le débit d'air de l'usine de Salmon Arm variait entre 0.5 et 1.2 vvh. Le Redox a été relativement constant et variait de 0 à -300 mV. Aucune corrélation n'a été trouvée avec la température. Le Redox est resté, en moyenne, relativement constant dans le temps, toutefois une baisse abrupte a pu être observée lors de l'alimentation du système avec de la matière brute. La réduction de la DCO a été observée entre 64 et 19 % avec une moyenne de 49 %. La réduction en DBO*65%* variait entre 53 et 98 % avec une moyenne de 74 % (14 échantillons). À Salmon Arm, la réduction en DCO est d'environ 10 % au plus faible des opérations et augmente jusqu'à un pic de 69 % lorsqu'optimisée, avec une moyenne de 41 %. La réduction de DBO*65%*varie entre 42 et 90 % et avec une moyenne de 68 % (26 échantillons). La moyenne du ratio DBO*65%*/DCO chute de 0.25 à 0.14, respectivement, selon les concentrations d'affluent et d'effluents. À noter que les concentrations en DBO sont extraites à 5, 7, 14, et 28 jours pour déterminer les 65 % de concentration ultime.

Une installation de DATA, de deuxième génération, appelée ThermAerTM, opère depuis 2002 dans la ville de Trois-Rivières, Michigan (USA). Dans ce cas, l'aération et le brassage sont contrôlés pour atteindre les valeurs cibles du potentiel d'oxydation-réduction (Redox) (Layden *et al.*, 2007a). Dans une autre installation, les valeurs de redox mesurées par Staton *et al.* (2001), variaient habituellement entre 50 et 150 mV pendant la majeure partie du cycle. Il y avait, cependant, une baisse intermédiaire transitoire à des valeurs considérablement inférieures (-200 à -500 mV) pendant une période qui semblait correspondre à l'accélération et à la dégradation des solides lysés. Un contrôle des valeurs de Redox permettait d'assurer des conditions aérobies dans le réacteur, de limiter les odeurs et d'améliorer la destruction des matières solides volatiles. Néanmoins, des travaux supplémentaires ont été jugés nécessaires pour identifier les conditions optimales d'opération, tout en améliorant la technologie pour une utilisation plus répandue (Layden *et al.*, 2007a).

1.10.7 Aération et consommation d'O2 (DBO et OD)

Un transfert d'oxygène efficace est nécessaire pour maintenir l'environnement souhaité au sein d'un réacteur de DATA. Une production de chaleur biologique typique lors des opérations est estimée entre 14 190 à 14650 kJ/kg O_2 ; et la demande en oxygène varie, mais on la considère souvent de 1.42 kg O_2/kg de SVS oxydé (USEPA, 1990). Une aération de la matière au taux approprié est également très importante. Pour assurer la présence de suffisamment d'oxygène dans la zone d'aération, l'oxygène doit ainsi être introduit à une vitesse au moins égale à la vitesse à laquelle il est consommé, et de préférence supérieure à ce taux qui est habituellement mis en évidence par une mesure de la teneur en oxygène dissous dans la zone d'aération (Rozich, 1990). La plupart des fournisseurs et des opérateurs d'installations de DATA estiment comme acceptable un niveau en OD d'environ 0.5 mg/L lors des opérations. Ce type d'environnement d'opération est souvent classé comme micro-aérobie, à savoir que la demande en oxygène de la biomasse est parfois supérieure à l'apport d'oxygène fourni par l'appareil (aérateur). Cependant, peu de données ont été compilées sur ce paramètre puisque peu ou pas de sondes à OD ne fonctionnent à des températures si élevées ; et même si de telles mesures étaient possibles, les niveaux seraient probablement si faibles qu'il serait difficile de les mesurer et les résultats seraient peu fiables. Un autre facteur important est que dans la plage des températures thermophiles, la solubilité maximale de l'oxygène est réduite à une valeur d'environ 4 mg/L. Ces températures maintiennent un taux de consommation d'oxygène beaucoup plus élevé que ce qui est normalement observé dans les unités traditionnelles de digestion mésophile ; le niveau d'OD doit être assez bas pour maintenir le gradient de transfert d'oxygène nécessaire (Staton *et al.*, 2001). La consommation élevée d'O_2 des micro-organismes thermophiles explique la forte demande en énergie requise pour l'aération lors de la digestion (Rojas et Zhelev, 2012). À noter que le rôle de la tension en oxygène, lors de la pasteurisation de déchets, n'est pas bien compris. Toutefois, la période de faible teneur en OD pendant la digestion aérobie des déchets est normalement associée à des périodes de haute teneur en acidité

volatile dans les déchets et cela semble améliorer la sensibilité à la chaleur des agents pathogènes (Ugwuanyi *et al.*, 1999)

1.10.8 Aération et capacité de transfert d'O2

Les systèmes de traitement par DATA expriment généralement un taux d'absorption d'oxygène considérablement plus élevé que les autres systèmes aérobies. La plupart des unités de première génération sont équipées de systèmes d'aération à vitesse constante, indépendamment des fortes variations dans l'activité bactérienne au cours de la réaction, de sorte que leur capacité de transfert d'oxygène n'a pas de variabilité inhérente. Le problème d'un tel système avec son taux de transfert d'oxygène fixe est qu'il y a des périodes récurrentes où la demande en O_2 dépasse l'offre (Staton *et al.*,2001 ; Rojas et Zhelev, 2012 ;Layden *et al.*, 2007a). De plus, une aération continue et invariable est susceptible de conduire à la consommation excessive d'énergie (Layden *et al.*, 2007b), tandis qu'un niveau d'aération variable favorise une optimisation du temps de rétention hydraulique (Rojas et Zhelev, 2012)

Le transfert d'oxygène et le brassage dans un système de DATA sont affectés par divers facteurs tels que les niveaux élevés de solides dans le réacteur, la libération de protéines cellulaires, de glucides et d'autres polymères. De plus, les températures élevées abaissent la viscosité et la tension de surface du mélange en digestion, contribuant à améliorer le transfert des gaz (Staton *et al.*, 2001). La question de la dissolution de l'oxygène est également compliquée par des températures élevées et des valeurs de solubilité d'oxygène faibles. Effectivement, la faible solubilité de l'oxygène à températures thermophiles rend difficile le transfert de sa phase gazeuse à sa phase liquide (Layden *et al.*, 2007a). Il est parfois difficile de maintenir le processus aérobie en satisfaisant la demande en oxygène dans laquelle se développent les bactéries thermophiles parce qu'une température plus élevée résulte en moins d'oxygène restant dans la solution des biosolides. Aussi, l'activité des micro-organismes thermophiles

augmente à des températures plus élevées, qui se traduisent par une consommation accrue d'oxygène par les micro-organismes (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004).

1.10.9 Carbone organique total (COT) et demande spécifique chimique en oxygène (DSCO)

L'un des principaux constituants des déchets organiques compostés est le carbone organique total (COT) et le carbone minéral sous forme de carbonates et bicarbonates. Le COT représente généralement plus de 90% du carbone total des composts. En comparaison, les déchets bruts ont des teneurs en COT de 20 à 30%, les déchets verts de 25 à 50% et les ordures ménagères de 30 à 40%. Lors de la biodégradation, la perte de COT s'explique principalement par la minéralisation de la MO en CO_2. Il est possible de subir une perte de carbone sous forme d'acides gras volatils, mais il a été démontré que les acides gras volatils représentent moins de 10 % du COT. On observe une régression linéaire entre le COT et la matière organique totale (MOT). Le rapport MOT/COT varie en fonction du type de mélange initial, dû à la différence de nature biochimique de la MO en fonction des déchets (Francou, 2003).

Liu *et al.* (2010) ont mené des expériences sur des boues où des échantillons prélevés à 0, 72, 168, 216 et 264 h ont été choisis pour analyser les communautés microbiennes. Le NH_4, la demande spécifique chimique en oxygène (DSCO), le carbone organique total (COT) ainsi que l'azote total n'ont présenté aucune baisse évidente après 168 h. La DSCO et le COT ont démontré une augmentation rapide au début de la période de digestion (avant 72 h) et un lent déclin par la suite. Le rapport COT/DSCO varie de 30 % à 41 %. La DSCO et le COT étaient maintenus à des valeurs élevées entre 24 et jusqu'à 120 h, avec les plus hautes concentrations de DSCO à 8272 mg/L et de COT à 3226 mg/L. Après 216 h, le DSCO et COT avaient maintenu une concentration relativement élevée et ne montraient aucune diminution significative. Il est probable qu'une grande quantité de MO, y compris des lipides, des polysaccharides, des

protéines et des acides nucléiques, avait été libérée par la destruction de micro-organismes dans le surnageant, résultant en une augmentation rapide de DSCO et de COT au début du processus.

1.10.10pH, DCO et réduction des solides

L'effet du pH à 55 °C sur la DCO et la réduction des solides (solides totaux en suspensions (STS), solides solubles (SS), ST, SV) a été étudié par Ugwuanyi et al. (2004). L'élimination des STS augmente de manière significative lorsque le pH du mélange en digestion passe de 6.0 (42 %) à 7.0, moment où le plus haut pourcentage de dégradation (51 %) est obtenu. Par la suite, l'efficacité du traitement diminue avec l'augmentation du pH du mélange en digestion. Une réduction de STS de 27% est obtenue à un pH de 9.0 et de 9.5 tandis que la digestion des boues sans contrôle du pH (28 %) est légèrement meilleure en termes de dégradation de STS. Le profil de la dégradation des ST est similaire à celui de STS. La digestion de ST à un pH de 7.0 est significativement plus efficace (33 %) qu'avec les autres valeurs de pH, tandis que la dégradation la plus faible est obtenue à un pH de 9,5 (3 %). Le profil de dégradation des ST est à pH 7.0 > à pH à 6.0 >à 8.0 pH>à >à 9.0 pH> 9.5. La réduction de la DCO soluble la plus élevée est obtenue à pH de 7.0 (65 %). Ceci est significativement plus élevé que pour les digestions aux autres valeurs de pH. Lorsque le pH de la digestion est éloigné de la neutralité, la réduction de DCO soluble diminue et l'ordre d'exécution est à pH 7.0>à pH non réglementée >à pH 9.0>à pH 8.0>à 6.0 pH>à pH 9.5. Lorsque le pH n'est pas réglé, un taux d'élimination de la DCO soluble est obtenu à 55 %. Le profil de la dégradation des SS, lors de la digestion à différentes valeurs de pH, est similaire à celui de la DCO soluble, avec la plus haute réduction se produisant dans la réaction non réglementée et dans la réaction à un pH de 7.0.

1.10.11pH, température et inactivation des agents pathogènes

L'effet du pH sur l'inactivation des populations d'agents pathogènes dépend de la température de digestion, mais varie également selon la population d'essai elle-même. Ugwuanyi *et al.* (1999) ont observé qu'à 55 °C, l'*E. coli* est plus sensible aux effets de la température à un pH de 7.0 qu'à un pH de 8.0, mais à 60 °C, est plus sensible à un pH de 8. Par contre, l'inverse se produit à 60 °C pour l'*E. faecalis*. Des rapports contradictoires existent concernant l'effet du pH sur la sensibilité à la chaleur des agents pathogènes et des indicateurs. Certaines expériences rapportent une sensibilité accrue des œufs de parasites à la chaleur avec une augmentation du pH. Alors que l'*E. coli* est plus sensible à 60 °C et un pH de 8.0, il n'y a pas de différence reliée au pH avec une température de 55 °C ou 65 °C. Pour l'*Enterococcus,* le pH n'a cependant aucun effet sur le taux d'inactivation lorsque la température est à 60 °C, mais la sensibilité est plus grande à pH 7.0 et à une température de 55 °C. Les bactéries du genre *Pseudomonas* et *Serratia* se comportent de façon similaire et semblent être plus sensibles à un pH de 7.0 avec une température de 60 °C qu'à un pH de 8.0. D'autres recherches ont rapporté que des conditions légèrement alcalines augmentent la valeur D, qui est un barème de stérilisation, du *Streptococcus faecium*. Une observation similaire a été faite concernant la sensibilité à la chaleur de la bactérie *Listeria monocytogenes* dans des œufs alors que la *Salmonella sp* semble plus sensible à la chaleur à un pH de 9.5 qu'à un pH de 7.0 et de 8.0. À noter que les œufs *d'A. suum* sont également désactivés à des températures thermophiles (55 °C) dans les procédés aérobies et anaérobies.

1.10.12pH et accumulation d'acides gras volatils

Selon les expériences d'Ugwuanyi *et al.* (2004) sur l'effet du pH sur l'accumulation d'AGV à 55 et 60°C, une hausse du contenu en AGV est suivie par un déclin rapide à toutes les valeurs de pH testées (pH 6.0, 8.0 et 9.0), bien que cela se produise à des moments différents selon les différentes valeurs. La période de forte hausse en AGV

contenu dans la matière en traitement coïncide avec les périodes de chute rapide du pH, tandis que la concentration en acides gras volatils diminue au fur et à mesure que le pH augmente à des niveaux alcalins. La digestion des matières à 60 °C conduit à la plus grande accumulation d'acétate (AGV prédominant dans toutes les réactions) et coïncide avec la période de plus haute consommation d'oxygène et une consommation rapide de l'hydrate de carbone soluble. De l'isovalérate est également produit à toutes les valeurs de pH. Au cours de la digestion à 55 °C, à différentes valeurs de pH, la concentration de l'acétate augmente rapidement pour atteindre un pic après 12 h, sauf à un pH de 9.0 quand le pic est atteint en 36 h. La période de pic de production d'acétate coïncide également avec une baisse de la concentration en oxygène, une consommation rapide des glucides solubles et une production de dioxyde de carbone. Des traces d'iso valérate sont produites à toutes les valeurs de pH, alors que des traces d'une plus grande variété d'AGV sont produites à différents pH. Des concentrations considérables de propionate sont produites à des pH de 6.0, 8.0 et 9.0. L'iso butyrate est le seul AGV qui n'est pas détecté à un pH de 8.0 alors que le Butyrate n'est pas détecté à un pH de 9.0 (Ugwuanyi *et al.*, 2004).

1.10.13pH et dégradation d'hydrates de carbone

Lors de la DATA, l'effet du pH sur les hydrates de carbone solubles contenus dans les déchets a été observé par Ugwuanyi *et al.* (2004). L'hydrate de carbone soluble est dégradé très rapidement à toutes les valeurs de pH. La dégradation rapide dans les 48 premières heures est suivie d'une période au cours de laquelle la concentration est restée très stable, allant jusqu'à la fin de la réaction. Des profils similaires de dégradation des hydrates de carbone solubles sont obtenus pour toutes les valeurs de pH étudiées, sauf à pH 6.0 où une augmentation considérable de la concentration suit la baisse initiale. La concentration finale la plus basse des hydrates de carbone solubles est obtenue au cours de digestion à un pH de 8.0.

1.10.14Consommation d'énergie et TRH

Lors d'un projet pilote sur trois (3) petites usines de traitement des eaux usées mentionné dans la section 1.10.8, Kelly *et al.* (1993) ont mesurés, à l'usine de Ladysmith, une densité de courant qui varie entre 135 et 200 W/m³ de volume du réacteur. Une grande consommation d'énergie était jugée nécessaire pour maintenir la température désirée. De mars à mai 1989, la consommation d'énergie variait entre 32 et 48 kWh/m³ de boues traitées pour un TRH de 7.5 à 15 jours. De mai à juillet, l'utilisation d'énergie a augmentée entre 58 et 90 kWh/m³ de boues traitées pour un TRH de 12.5 à 18 jours et à partir de juillet son utilisation a été portée entre 135 et 150 kWh/m³ de boues pour un TRH de 28 à 32 jours. Puisque le courant électrique est constant à 200 W/m³, l'énergie consommée augmentait en proportion au TRH. Dans ce cas, l'augmentation a démontré la perte d'énergie résultant d'un réacteur surdimensionné. Pour les longues TRH à la fin de l'étude, les besoins énergétiques ont plus que triplé pour maintenir les températures de fonctionnement de 45 à 55 °C. Moins de chaleur biochimique était générée lorsque les taux d'alimentation en boues diminuaient et au fur et à mesure que les TRH augmentaient ; l'énergie mécanique (brassage) a été mise à contribution pour compenser cette perte. Kelly *et al.* (1993) ont également mesurés, à l'installation de Gibsons, une demande en énergie qui a s'est élevée jusqu'à 676 W/m³ de volume du réacteur avec une température de 65 °C en moins de trois jours. De plus, durant la période d'étude, la consommation d'énergie a chuté de 122 kWh/m³ de boues traitées pour un TRH de 7.5 jours en mars et avril 1989, à 86 kWh/m³ pour un TRH de 5.3 jours en mai et à 73 kWh/m³ pour 5 jours de TRH à la fin de l'étude. Pendant cette étude, le TRH total des réacteurs variait entre 3.6 à 10.4 jours, et la moyenne était d'environ 4,8 jours.

1.11 Principaux paramètres opérationnels impliqués lors de l'optimisation du processus

En dépit de ses avantages et son utilisation commune dans d'autres domaines, l'optimisation est encore relativement rare dans les usines de traitement des MRF (Rojas et Zhelev, 2012). Des rapports contradictoires dans la littérature actuelle en matière des besoins énergétiques et des coûts élevés associés à la technologie de DATA peuvent avoir contribué à son utilisation limitée (Layden et al., 2007b). Compte tenu du coût élevé de traitement, l'optimisation des paramètres opérationnels favorisant l'efficacité énergétique devrait être la norme en matière de conception et de fonctionnement des installations futures.

Plusieurs études ont démontré qu'une aération et un brassage adéquats sont nécessaires pour assurer une interaction maximale entre le substrat et les organismes thermophiles (Layden *et al.*, 2007a, Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; USEPA, 1990 ; Chevrier, 2011). Une isolation adéquate du réacteur et un mélange efficace sont également nécessaires pour l'atteinte et le maintien des températures thermophiles et contribuent à minimiser les pertes de chaleur du système, en plus de prévenir des fluctuations vers des températures hyper thermophiles. En raison de leurs caractéristiques de croissance, les populations aérobies thermophiles sont capables de s'adapter rapidement face à de fortes variations des conditions opérationnelles et environnementales. Des taux élevés d'oxydation des boues sont possibles en augmentant la fréquence des changements de volume, mais un TRH suffisamment long doit être maintenu pour assurer la réduction des pathogènes (Layden *et al.*, 2007a). Suite à ces découvertes, un certain nombre de paramètres importants ont été identifiés et développés au fil des trente années d'évolution du processus de DATA. Les principaux paramètres du système biologique influencent sa capacité à répondre aux normes de stabilisation actuelles (Gyger *et al.*, 2007). D'après la littérature, la température, l'alimentation en air, le temps de rétention,

le pH, le rapport C/N, la taille des particules et le taux d'alimentation sont les variables opérationnelles les plus importantes à considérer afin d'optimiser les performances du processus.

1.11.1 Température et TRH

La température et le TRH requis pour éliminer les agents pathogènes dépendent du nombre de micro-organismes présents. Le métabolisme des micro-organismes aérobies est fortement exothermique et selon Mohaibes et Heimonen-Taski, (2004), 4 kWh de chaleur sont produits pour chaque kilogramme d'oxygène qu'ils consomment. Une température de 45 °C avec une période de plus de 40 jours sont requis pour détruire les agents pathogènes. En augmentant la température à 50 °C, le temps nécessaire est raccourci de3 jours, à 55 °C à 15 h, à 60 °C à 2 h et à 70 °C à 7 min. Ce sont les conditions idéales qui sont rarement réalisées dans les usines de traitement à grande échelle. Des expériences réalisées par Mohaibes et Heimonen-Taski, (2004) indiquent que la convention du mélange en digestion implique parfois un processus de quatre heures à 55-70 °C pour tuer la plupart des agents pathogènes. D'autre part, Chevrier (2001) estime que le ratio température/durée souhaité pour la destruction des pathogènes est d'environ 53 °C pour 5 jours, 55 °C pour 2.6 jours ou 70 °C pour 30 minutes, tandis que la température minimale de désinfection est de 50 °C. Ce sont des températures relativement hautes, mais bien en dessous du point d'ébullition et très souvent bien en dessous du point auquel les protéines commencent à se dénaturer. Typiquement, la gamme préférée se situe entre 55-70 °C. De plus, une portion de la chaleur utilisée provient de l'énergie créée lors du brassage par le bioréacteur. Des conditions autothermiques sont maintenues lorsqu'il y a un bon contrôle de la perte de chaleur du système, de la chaleur injectée dans le mélangeur et de la chaleur générée par la biodégradation microbienne (Layden *et al.*, 2007a).

En général, les virus semblent être plus résistants à l'inactivation que les bactéries et les parasites. Par conséquent, tout traitement destiné à détruire les bactéries devra probablement être utilisé pendant une durée plus longue pour faire face aux virus. L'élévation de la température à 60 °C ou plus, pendant plusieurs jours, réduit considérablement le nombre de virus et les bactéries indésirables. Cela assure aussi la destruction de l'un des organismes les plus résistants dans l'environnement, les œufs d'ascaris. Des œufs de parasites intestinaux tels qu'*Ascaris suum*et *Taeniasaginata* montrent également une vulnérabilité similaire face à la chaleur et perdent complètement leur viabilité en 20 min à 70 °C (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). Lors des expériences avec un réacteur expérimental de stabilisation aérobie thermophile, à des températures d'environ 55 °C, Mohaibes et Heimonen-Taski, (2004) ont observé une réduction logarithmique des virus et des bactéries testés. Un temps de rétention de seulement quelques heures est nécessaire pour l'inactivation des virus entériques et de la *Salmonella*, mais jusqu'à une journée pour les streptocoques fécaux et les parvovirus. La conservation de la matière auto-chauffée dans le réacteur hydraulique pour un temps de rétention de trois à huit jours est suffisant pour détruire les bactéries et les pathogènes et pour augmenter le potentiel d'oxydoréduction à un niveau supérieur à 500 mV.

Température

Ugwuanyi *et al.* (2004) ont fait la synthèse de plusieurs études et ont conclu que des températures entre 45 et 70 °C seraient acceptables lors de la DATA et ont suggéré que le taux de réaction le plus élevé serait réalisé à 55 °C. Cependant, dans certains réacteurs, on ne doit pas dépasser des températures de 65 °C, puisque la disponibilité en oxygène est limitée et des odeurs indésirables sont produites (Layden *et al.*, 2007a, Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; Staton *et al.*, 2001).

Temps de résidence hydraulique (TRH)

Les temps de réaction influencent la qualité du produit final en termes de stabilisation. Une réduction du TRH peut réduire les conditions de faible teneur en oxygène, réduire les chocs thermiques et augmenter le volume de matière traité. De plus, la stabilisation et le niveau de pasteurisation à la fin du processus dépassent généralement les exigences légales (Rojas et Zhelev, 2012). Un temps de réaction trop long entraîne une demande énergétique avec des coûts supplémentaires. La plupart des unités de traitement par DATA de première génération sont conçues pour requérir un TRH inférieur à 10 jours et souvent moins d'une semaine. Cela se compare à un TRH de 20 à 60 jours pour la digestion aérobie classique (Oerke *et al.*,2010 ; Staton *et al.,* 2001). Les unités de deuxième génération ont tendance à demander un niveau de TRH plus élevé (plus de 10 à 12 jours) que celui des unités de première génération. Ces TRH plus élevés permettent, entre autres, l'atteinte de meilleurs niveaux de conversion (oxydative) des protéines, lipides, etc., libérés par les cellules hydrolysées digérées (Staton *et al.,* 2001). Présentement, la technologie a la capacité de traiter la matière entre 1 et 10 jours selon sa nature, typiquement entre 3 et 6 jours (ASM, 2015).

1.11.2 Aération

La condition essentielle pour chaque système de traitement aérobie est le maintien d'une alimentation suffisante en air pour la survie des micros organismes indispensable au processus. Par conséquent, la MO est rapidement oxydée en CO_2 et H_2O. À noter que cette relation entre la décomposition de la MO et la consommation d'O_2 est linéaire, mais cette consommation n'est pas constante dans le temps (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004). Staton *et al.* (2001) ont observé cette même corrélation directe entre la consommation d'O_2 et la réduction des SV. La libération de CO_2 dépend de la vitesse d'aération et est augmentée par la température élevée du réacteur. Le taux

de rejet du dioxyde de carbone au sein des systèmes de DATA serait donc beaucoup plus élevé que dans le cas des systèmes de digestion aérobie standards.

Une bonne aération favorise un bon mélange des intrants. L'oxydation de la MO par l'apport en air est basée sur la dose d'alimentation des SV, typiquement de 2.5 à 6.0 %, et établit la limite minimale d'oxygène requis pour l'oxydation complète de la matière à traiter (Layden *et al.*, 2007a ; USEPA, 1990). Le débit d'air ainsi que le taux d'efficacité de transfert d'oxygène dépendent, entre autres, de la géométrie du système, des caractéristiques du substrat (ex : viscosité, % de ST, etc.) et des conditions de turbulence spécifique au processus de DATA. Des données ont été obtenues à partir d'études en laboratoire et diverses opérations de grande envergure pour valider la quantité d'oxygène consommé par livre de SV détruits. Il y a un large éventail de valeurs à signaler, avec une gamme typique variant de 1.3 à 1.9 L d'oxygène par litre de SV détruits (Gyger *et al.*, 2007). À noter que lors de l'aération, le ratio H/D (hauteur/ diamètre) doit être supérieur à 1, mais les systèmes sont généralement conçus avec un ratio H/D de 2.5 (USEPA, 1990).

1.11.3 pH

L'effet du pH lors du procédé est rarement discuté et les rapports sont souvent contradictoires. De plus, pour des raisons de coûts de la technologie, comme la plupart des processus de traitement des déchets, la DATA n'est pas exploitée avec un contrôle étroit des conditions de pH. La digestion à un pH non régulé indique qu'une adaptation progressive de ce dernier peut être utilisée pour réaliser un traitement plus efficace à des valeurs de pH souhaitées. Ce serait donc d'intérêt de réguler le pH à une valeur pré déterminée lors de la digestion ou avant le chargement (Ugwuanyi *et al.*, 2004).

Selon les expériences de Mohaibes et Heimonen-Taski, (2004), un pH acide pour la matière à traiter, soit de 3.5 à environ 4.5, plus typiquement entre 3.8 et.4,4, est non seulement possible, mais préférable. En fait, le fonctionnement du procédé à un pH

acide augmente la destruction thermique des contaminants, ce qui augmente la sécurité du produit. Lorsque le procédé est appliqué à des déchets acides, un faible pH est maintenu, encourageant la croissance des thermophiles acidophiles. Ces micro-organismes sont plus efficaces à la destruction de nombreux contaminants et produisent des acides organiques qui maintiennent un faible pH et empêchent ainsi la croissance des micro-organismes actifs à des pH plus élevés. Pendant le processus de traitement aérobie, la matière en digestion est maintenue à un pH approprié pour le fonctionnement du processus sans l'addition d'agent de réglage du pH. De la matière brute en quantité suffisante est ajoutée pour acidifier le mélange à une valeur de pH allant de 1.0 à 3.0.

Par contre, les populations thermophiles nécessaires au processus préfèrent un pH neutre à légèrement alcalin, bien que l'efficacité des processus semble se détériorer avec un pH fortement alcalin (Ugwuanyi *et al.*, 2004 : sections 1.11.10 à 1.11.13). De plus, les conditions qui mènent à l'acidification sont indicatives d'une énergie inefficace et sont susceptibles de nuire au procédé d'auto échauffement. Ugwuanyi *et al.* (2004) ont étudié les effets du pH sur le procédé de digestion aérobie thermophile aux pH 6.0, 7.0, 8.0, 9.0 et 9.5 et à une température de 55 °C. Cette température a été choisie comme la plus efficace pour le traitement et la pasteurisation des déchets lors du processus, basée sur des résultats obtenus à partir d'une étude antérieure. Le pH est contrôlé en utilisant du NaOH et du H_2SO_4, une méthode également utilisée par Małgorzata *et al.* (2008). Dans le cas des réactions à différentes valeurs de pH, la dégradation maximale des matières solides solubilisées à 55 °C est obtenue à un pH neutre (7) avec moins d'accumulation d'AGV. Ceci pourrait être attribué à la croissance et au métabolisme efficaces des populations thermophiles à ce pH. Selon l'USEPA (1990), les niveaux de pH généralement observés dans les systèmes de DATA ont tendance à être légèrement basiques (supérieur à 8). En fait, des niveaux de pH entre 8.5 et 9.5 sont mesurés dans certains cas (Staton *et al.*, 2001). À noter que l'augmentation du pH dans les systèmes est attribuée à la désorption (stripping) du

dioxyde de carbone et de l'ammoniac à des températures élevées (Agarwala *et al.*, 2008).

1.11.4 Débit d'alimentation

Un chargement en continu de la matière première conduit à des taux d'oxydation plus élevés en raison des fluctuations moins grandes dans les conditions d'opérations. D'autres avantages d'un système à débit continu sont l'évitement de conditions limitées en oxygène, la réduction des chocs thermiques et la capacité de production accrue. Le débit d'alimentation des boues influe aussi sur les besoins en énergie de la digestion aérobie. En dépit de ces avantages, plusieurs installations font un seul chargement par jour, ce qui ne permet pas une exploitation optimale des thermophiles. De plus, dans certains articles traitants de l'optimisation dynamique des bioprocédés, les réactions optimisées étudiées sont à lot unique, ce qui signifie que le contenu du réacteur est entièrement remplacé à la fin du processus. Ce n'est pas le cas pour la DATA, car cela provoquerait une chute de température des réacteurs qui nécessite le redémarrage de l'usine. Par conséquent, seulement une fraction du volume dans le réacteur est remplacée lors du procédé et ce après chaque lot. En raison de ce remplacement partiel, l'état initial d'un lot donné dépendra en partie de la condition du lot précédent (Rojas et Zhelev, 2012).

1.11.5 Taille des particules

La taille des particules individuelles a une incidence sur le taux de décomposition, puisque les particules plus petites ont une surface plus importante par rapport à leur volume et cette portion plus importante de matière est exposée aux microorganismes. La taille plus petite des particules peut également mener à des populations de bactéries plus importantes et à un taux de dégradation plus rapide. Par contre, les populations plus élevées favorisent une consommation plus rapide de l'oxygène par les microorganismes et le développement potentiel de conditions anaérobies

(Environnement Canada, 2013 ; Francou, 2003. L'utilisation d'un dispositif mécanique (broyeur) réduit la taille moyenne des particules organiques qui se traduit par une baisse de la viscosité, ce qui augmente l'efficacité du réacteur biologique et permet d'alimenter le système avec une plus forte concentration d'intrants (Rozich, 2011).

1.11.6 Rapport C/N

Le mélange de plusieurs matières premières est parfois nécessaire avant traitement, puisque le ratio C/N de ces matières ne se situe pas toujours dans la fourchette idéale (entre 25/1 et 40/1) pour le processus de biodégradation. Une matière première qui contient une forte concentration d'azote (ratios C/N faibles), comme les résidus alimentaires ou les herbes vertes, peut être mélangée à une matière à forte concentration de carbone (ratios C/N élevé), comme des copeaux de bois ou des journaux, afin d'arriver à un mélange dont le ratio C/N est optimal. À titre d'exemple, voici quelques ratios C/N de matières premières communes : aliments 5/1 ; herbes vertes 10/1 ; feuilles mortes 55/1 ; copeaux de bois 200/1 ; journal 400/1 ; carton 560/1. Des rapports C/N entre 25/1 et 40/1 permettent un compostage satisfaisant et pour une biodégradation optimale, les rapports se situent entre 25/1 et 30/1 (Chevrier, 2011). Pour des composts jeunes, les rapports C/N varient généralement de 10/1 à 80/1 et diminuent au cours de la biodégradation à des valeurs généralement comprises entre 8/1 et 25/1 (Francou, 2003 ; Environnement Canada, 2013).

1.11.7 Analyse de sensibilité globale sur les variables d'optimisation les plus prometteuses

Une analyse de sensibilité globale a été réalisée par Rojas et Zhelev (2012) pour identifier les conditions d'opération avec le plus d'influence sur les besoins énergétiques de la DATA, afin de pouvoir choisir les variables d'optimisation les plus prometteuses. Le problème d'optimisation a été intégré dans MATLAB® (langage de programmation utilisé à des fins de calcul numérique) et résolu en utilisant un

algorithme de recherche. Le système modélisé est constitué d'un seul réacteur de 100 m^3 avec les caractéristiques décrites par l'USEPA (1990). Les conditions d'exploitation considérées comprennent l'aération, le taux d'alimentation (débit et pourcentage du volume remplacé) et la température de l'influent. Avec ces conditions d'opérations, le modèle détermine le temps de réaction, puis calcule la demande en énergie et la capacité de l'usine. Le temps de réaction est donc implicitement considéré comme une condition de fonctionnement, même s'il ne peut être réglé au préalable.

Pour analyser les problèmes d'optimisation du processus et identifier les conditions de fonctionnement avec la plus forte influence sur les besoins en énergie, Rojas et Zhelev (2012), ont fait appel à un modèle dynamique de la réaction par DATA et l'ont appliqué sur deux études de cas. L'étude de cas n° 1 s'est faite sur un système à une seule étape dans un réacteur cylindrique de 300 m^3 situé en Navarre (Espagne). À cet effet, il y avait un débit en boues de 30 m^3/jour, avec une concentration en SVT dans l'influent de 34 g/L (3.4%) et des besoins en énergie de 0.72 kWh/kg. Le débit d'air était relativement faible et variait de 0.8-1.4 vvh utilisant un système Venturi. L'étude de cas n° 2 s'est faite sur un système composé de deux réacteurs cylindriques en série de 100 m^3. Une caractéristique importante de cette usine de traitement est qu'elle faisait usage d'un polymère comme agent de pré-épaississement, puisque l'influent (boue) avait une concentration totale de SV de seulement 15 g/L (1.5%), ce qui n'est pas suffisamment élevée pour atteindre et maintenir des températures thermophiles. Ainsi, un polymère a été ajouté pour atteindre une concentration de 40 g/L (4%). Avec un débit de boue typique de 25 m^3/jour et une concentration des SV de l'influent à 15 g/L (le polymère n'est pas l'objet du traitement, mais seules les matières solides naturelles), les besoins énergétiques minimaux étaient de 1.22 kWh/jour. L'aération était constante à 4 vvh (11 kW) dans le réacteur de la première étape et 3 vvh (9 kW) dans le second.

Pour le système à une seule étape, 22% d'amélioration en besoins énergétiques a été atteint après optimisation, par rapport au fonctionnement original de l'usine. De même,

une amélioration de 18% a été observée pour le système à deux étapes. Pour le système à une seule étape, une optimisation a été obtenue en appliquant un débit d'aération élevé au début de la réaction et en le diminuant progressivement jusqu'à la fin du lot. Pour le système à deux étapes, le niveau d'aération requis dans les deux réacteurs s'est révélé être plus faible que celui utilisé originalement (2-3 vvh pour un jour) pour satisfaire aux objectifs de traitement. La conclusion est qu'un taux d'aération plus élevé a tendance à entraîner des besoins énergétiques plus importants. Cela appuie la suggestion faite par Layden et al. (2007b) qu'un débit d'aération constant est susceptible de conduire à une utilisation d'énergie excessive. Le comportement optimal du débit d'aération est loin d'être invariable. Il est alors possible de considérer qu'exploiter le débit d'aération comme paramètre supplémentaire d'optimisation est un moyen efficace pour obtenir de meilleurs rendements. La période de chargement de matière dans le réacteur après chaque lot est en corrélation négative avec les besoins énergétiques. Cet effet pourrait être causé par les plus grandes quantités de SV à traiter lors d'ajout de nouvelles matières lors du chargement.

Il y a une corrélation positive entre la durée de la réaction et les besoins en énergie. Des TRH courts avec de hautes fréquences de changements sont en corrélation avec des exigences énergétiques plus faibles. Néanmoins, cette conclusion n'est pas simple, étant donné que le temps de réaction est une fonction implicite de toutes les autres conditions de fonctionnement, y compris le débit d'aération. Le temps de chargement possède également une corrélation positive avec les besoins en énergie. Une explication possible de ce comportement est qu'un temps de chargement plus élevé mènerait à une disponibilité réduite du substrat à un moment donné au cours de la période de chargement. La faible disponibilité de substrat conduirait à un taux de dégradation plus élevé et à des taux de croissance inférieurs, entraînant des concentrations de biomasse plus faibles. Ces concentrations plus faibles impliquent un taux d'oxydation de boues inférieures, un temps de stabilisation plus élevé et un plus long TRH. Il est évident que le résultat de plus longs temps de réaction serait

l'augmentation des besoins énergétiques. Fait intéressant, cette constatation contredit l'idée que les temps de chargement plus longs pourraient être préférables pour éviter des conditions d'oxygène limité et réduire le choc thermique ; entraînant ainsi des plus petites fluctuations lors du procédé et la réduction potentielle des délais de réaction et des besoins énergétiques (Rojas et Zhelev, 2012).

Il n'y a pas de relation évidente entre la température de l'influent et l'exigence en énergie. Cependant, le taux de croissance des micro-organismes dans la biomasse est plus susceptible d'être limité par une concentration faible en matière solide plutôt que par la température. Cela contredit la suggestion faite par Layden *et al.* (2007b) que le pré- chauffage des boues pourrait conduire à des TRH plus courts résultant des besoins énergétiques plus faibles. Néanmoins, cela pourrait en effet se produire si, par exemple, le temps de réaction était limité par le processus de pasteurisation (Rojas et Zhelev, 2012).

Le tableau 1.11 présente une synthèse bibliographique des principaux paramètres impliqués lors de la DATA

Tableau 1.11: Résumés des paramètres principaux impliqués lors de la DATA

Paramètres	Valeurs acceptables/optimales	Références
Température	40-70 °C 55-60 °C 45 et 60 °C	Mohaibes *et al.* 2004 ; Zhou *et al.* 2002 ; Kelly *et al.* 1993; Layden *et al.* 2007a USEPA, 1990 ; Liu*et al.* 2010 Ugwuanyi *et al.* 1999 ; Ugwuanyi *et al.* 2004
Production de chaleur	6000-20000 BTU / lb de SV éliminés	Gyger et al. 2007
TRH	10 jours 3.6-32 jours 3-8 jours <12 jours	USEPA, 1990 Kelly *et al.* 1993 Mohaibes *et al.*, 2004 ; ASM, 2015 Oerke *et al.* 2010 ; Staton.*et al.* 2001
Aération (débit d'air)	0,46-2.0 vvh 0.8-4 vvh 1.3-1.9 L d'O_2 par L de SV détruits 1.42 kg d'O_2/kg de SV détruits 4 m^3/h par m^3 du volume du réacteur	Kelly *et al.* 1993 Rojas *et al.* 2012 Gyger *et al.* 2007 USEPA, 1990
pH	6-9,5 8.5-9,5 >8 1-4,5	Ugwuanyi *et al.*, 2004 Staton *et al.* 2001 USEPA, 1990 Mohaibes *et al.* 2004
Redox	-300-350mV 50 et 150 mV	Kelly *et al.* 1993 Staton *et al.* 2001
DCO	6.177 g O_2/L – 9.385 g O_2/L	Ugwuanyi *et al.* 2004
Teneurs en ST	>6-8 % 3-6 % 4% >2.5 %	Staton *et al.* 2001 Layden *et al.* 2007a ; USEPA, 1990 ;Agarwala *et al.* 2008 ; Kelly *et al.* 1993 ;Ugwuanyi *et al.* 1999 Bartkowska et Dzienis (2007) Oerke *et al.* 2010
Destruction des SV	38 % 50-70 % 10-98 % 45-50% 30-70%	USEPA, 1990 Agarwala *et al.* 2008 ; Oerke*et al.* 2010 ; Layden *et al.* 2007a ; Kelly *et al.* 1993 Liu*et al.* 2010 Ugwuanyi *et al.* 2004
Destruction des ST	32-77% 3-65%	Layden *et al.* 2007a ; Staton *et al.* 2001 Ugwuanyi *et al.* 2004
Consommation d'énergie	9-15 kWh/m de boues traitées 85 et 105 W/m^3 du volume du réacteur 439-530 HP/MG 32-150 kWh/m^3 de boues traitées 100-250 W/m^3 du volume du réacteur	USEPA 1990 Kelly *et al.* 1993

CHAPITRE II

MÉTHODOLOGIE

2.1 Phase bibliographique

Une analyse exhaustive de la littérature a été réalisée. Les études empiriques exploratoires et expérimentales sur la DATA, provenant d'une panoplie d'auteurs de différentes nationalités, ont permis d'anticiper certains défis relatifs aux paramètres opérationnels lors de la mise en fonction de l'unité de traitement écoHero par la MRCVS. En plus d'identifier les paramètres d'optim9isation et les instances responsables du respect des normes et de la certification de l'appareil en construction, la revue de la littérature a permis également de déceler plusieurs aspects essentiels relatifs aux défis normatifs qu'un organisme tel que la MRCVS doit affronter lors de la construction/modification d'une unité de DATA ecoHero et à la commercialisation subséquente du produit final (fertilisants granulés) issue de la technologie.

2.2 Phase empirique

La méthodologie choisie pour cette étude découle du fait que la version du bioréacteur ecoHero procurée par la MRCVS n'a jamais été mise sur le marché. De plus, l'appareil a été conçu pour fonctionner en Europe et n'est pas adapté ou certifié pour usage au Canada. Ces facteurs ont contribué à de nombreux délais et, après plus d'un an d'attente sans progrès significatif, la MRCVS a demandé à notre équipe de recherche

d'intervenir. Nous avons donc accepté le mandat de participer à la construction et à la modification de l'appareil ecoHero, avec l'objectif d'identifier et d'adopter des solutions pour chaque défi rencontré lors du processus. La méthodologie a donc été développée avec cet objectif en tête.

2.2.1 Constatations et planification sur le terrain lors du montage de l'appareil

Notre évaluation sur le terrain lors du montage a permis d'identifier et de catégoriser certains défis techniques et les exigences normatives à considérer lors de la construction/modification de l'écoHero.

2.2.2 Essais de démarrage

Une fois l'appareil monté, nous avons fait des essais de démarrage qui ont permis d'identifier de nouveaux défis techniques et les principaux défis opérationnelles, ainsi que les solutions à apporter pour y remédier.

2.2.3 Consultations

Pour tenter de répondre à l'objectif général de l'étude, soit de dresser un portrait de tous les obstacles à résoudre et d'anticiper les défis à venir suite à l'importation et à la mise en œuvre d'une unité de traitement de MO ecoHero, des consultations à l'aide d'un questionnaire ont été réalisées à diverses étapes du processus de construction et modification.

Quatre (4) consultations principales ont été menées sur le site de construction en collaboration étroite avec l'entrepreneur responsable de la construction/modification de l'appareil M. Hugues Baribeau, propriétaire de l'entreprise TouTfer. Plusieurs (4) consultations subséquentes moins approfondies ont été réalisées pour compléter et préciser certaines réponses. Deux (2) consultations ont également été réalisées avec M. Gérad Leduc, propriétaire de l'entreprise Compost GL. Ces consultations ont permis de se familiariser avec les exigences du marché et de récolter de l'information sur le

développement d'un processus de fabrication de granules fertilisantes issues du compost. Dix (10) consultations ont été effectuées, a différentes étapes du processus de construction (du début de la construction jusqu'à la certification de l'appareil). Pour simplifier la tâche des répondants et encourager plus d'interaction, les participants pouvaient planifier les meilleurs moments pour les consultations et pouvaient aussi recourir à l'aide de collaborateurs tel qu'un électricien certifié de la CSA, un représentant du groupe ASM ou un consultant en environnement de la firme Solinov, pour obtenir de l'information qui ne relevait pas de leurs compétences. Le questionnaire a été conçu de façon qui permettait aux répondants de s'exprimer librement. Le modèle comportait plusieurs questions d'ordre général ayant pour but de dresser un portrait des défis techniques, normatifs et opérationnels qu'une équipe de chercheurs doit résoudre lors de l'importation et l'implantation d'une technologie novatrice telle l'ecoHero et ce dans un contexte de collaboration avec un organisme public et dans le respect des normes applicables. Pour ce faire, plusieurs objectifs spécifiques ont été assignés et exprimés sous forme de questions de recherche, dans la liste suivante :

Quels sont les défis d'ordre normatif et technique rencontrés lors de l'installation de l'unité de traitement de la MO par ecoHero ?

Quelles solutions ont été proposées afin de résoudre ces obstacles ? Ont-elles nécessité des modifications majeures ou mineures ?

Quels sont les défis techniques et opérationnels anticipés lors des opérations éventuelles de la DATA ?

Quelles sont les solutions anticipées pour la résolution de ces problèmes ? Vont-elles nécessiter des modifications majeures ou mineures ?

Quels sont les problèmes techniques qui n'ont pas été résolus ?

Quels sont les problèmes et solutions anticipés liés à la qualité du produit final et à sa commercialisation ?

Figure 2.1 Appareil ecoHero

CHAPITRE III

RÉSULTATS

3.1 Problématiques et solutions liées aux défis d'ordre normatif lors de la construction et la modification de l'ecoHero

Les problématiques liées aux défis d'ordre normatif qui ont nécessité des solutions ou modifications majeures sont les suivantes :

1- La problématique principale découle du fait que l'appareil ecoHero a été procuré au Royaume-Uni. Par ce fait, il ne répond pas aux exigences des normes canadiennes de la construction (sécurité relative aux installations électriques, etc.). EcoHero a été fabriqué pour usage en Europe et ne fonctionne pas sur le même cycle électrique que les appareils conçus pour le marché canadien. Ses composants électriques sont certifiés CE (Européen) et ne sont pas autorisés pour utilisation en Amérique du Nord. Au Canada, tous les produits (électriques) doivent être testés et certifiés par un organisme de certification (OC) qui est accrédité par le Conseil canadien des normes (CCN). Au Québec, un composant certifié peut être installé par la suite en toute sécurité conformément aux règles de la Régie du bâtiment du Québec qui est l'autorité compétente en la matière et publie sur son site la liste des organismes d'approbation accrédités. Lors de la modification de l'unité de traitement ecoHero, l'équipe de recherche a dû faire appel à un OC pour obtenir une certification reconnue au Canada. Une demande de service a donc été envoyée à la CSA (voir section 1.7.2.1). Ce dernier

a pu certifier l'appareil au complet comme un seul composant puisque l'appareil en question possède une « identité », c'est-à-dire qu'on peut l'identifier par un nom, soit ecoHero. Dans le cas contraire, chacun des composants (plus de 2000) aurait dû être certifié séparément. L'équipe de recherche a collaboré étroitement avec un technicien électrique spécialisé en certification de la CSA pour de l'assistance et des conseils concernant toute modification nécessaire aux respects des normes. Une fois ces modifications complétées et l'appareil fonctionnel, le technicien, avec l'approbation de son supérieur (ingénieur), a fourni la certification CSA à l'ecoHero (Figure 3.1). L'appareil est certifié depuis novembre 2017.

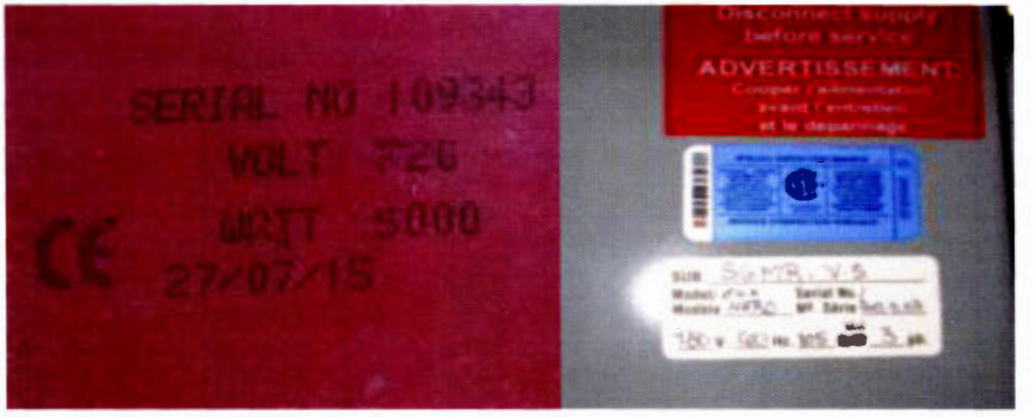

Figure 3.1. À gauche, la marque de certification originale CE. À droite, la nouvelle marque de certification CSA.

2- L'appareil ecoHero a été conçu pour répondre aux exigences des normes (électriques) européennes et fonctionner avec une alimentation triphasée de 400 V–50 Hz (cycle électrique européen). Les composants de l'ecoHero fonctionnent avec des moteurs (13) qui ont des tensions (V) et des fréquences (Hz) différentes, pouvant fonctionner à 50 ou 60 Hz (p. ex. 50Hz-400V et 60Hz-480V). Par contre, puisque le cycle électrique canadien est incompatible avec les machines européennes, les normes canadiennes exigent que l'appareil ecoHero soit modifié pour être alimenté par un voltage entre 460-480 V, à une fréquence de 60 Hz. Pour modifier l'alimentation des composants et remédier à cette problématique, on a dû acheter plusieurs

transformateurs (V) et faire fabriquer sur mesure un générateur de fréquences mécaniques (Hz) qui ont été certifiées par la CSA. L'alimentation de 480V-60 Hz passe par les transformateurs et, au besoin, le générateur de fréquences mécanique est redistribué aux valeurs désirées pour chaque composant (moteur) de l'appareil. Cela a permis, entre autres, de régler le problème de non-compatibilité des moteurs et de garder tous les composants originaux. À titre d'exemple, l'alimentation de 480V-60Hz a passé par un transformateur et ressorti à 400V-60Hz et ce pour alimenter les éléments chauffants du bioréacteur. Par la suite il a passé par le générateur de fréquences mécanique pour arriver aux éléments chauffants à la valeur désirée de 400V-50Hz (Figure 3.2).

Figure 3.2. Vue générale des transformateurs (trois premiers à partir de la gauche) et générateur de fréquences (quatrième à partir de la gauche).

3- Le bioréacteur ecoHero dispose d'une bague collectrice (1) (slip-ring) électrique qui a été fournie par le groupe ASM. La bague collectrice fournie avec l'appareil est limitée à 20 A. Par contre, l'intensité du courant nécessaire au fonctionnement de l'ecoHero

(1) *La bague collectrice est un « anneau métallique, isolé, monté sur l'arbre du rotor d'un alternateur (bague en fonte ou en acier) ou d'un moteur asynchrone à rotor bobiné (bague en bronze phosphoreux), pour assurer par l'intermédiaire de balais, la communication entre conducteurs fixes et conducteurs tournants de la machine »* (Office québécois de la langue française, 2017).

exige un anneau de protection de 50 A. De plus, la bague collectrice fournie avec l'appareil semblait être usagée, puisqu'elle présentait des traces de brûlure. Ainsi, une bague de protection sur mesure de 50 A, certifié par la CSA, a dû être fabriqué localement avant la mise en place du bioréacteur (Figure 3.3).

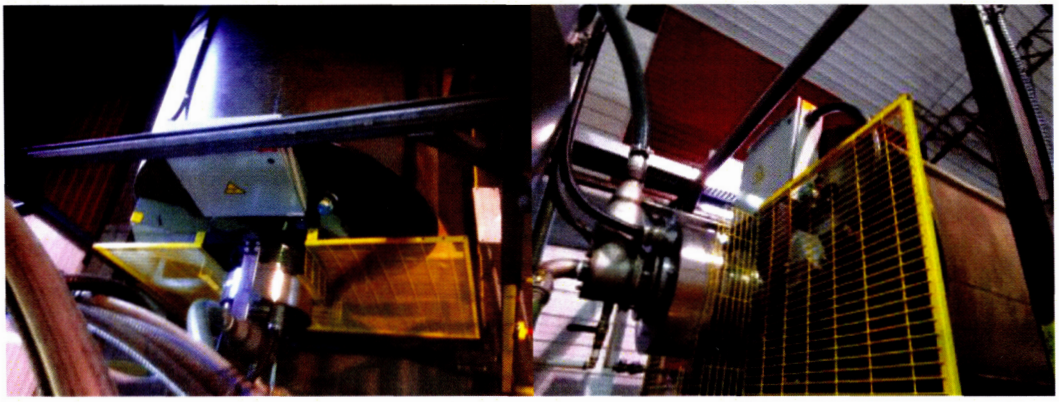

Figure 3.3. Nouvelle bague collectrice de 50 A.

4- Aucun panneau de contrôle n'a été fourni avec l'ecoHero. Le projet a nécessité les services d'un spécialiste en conception et programmation de panneaux de contrôle. Les services de Maurice

Dubois, étudiant en Génie de la production automatisée à l'École de technologie supérieur (ETS) ont été employés pour la conception d'un nouveau panneau de contrôle qui a été installé sur le nouveau panneau électrique.

5- Aucun panneau électrique n'a été fourni avec l'ecoHero. Suite au transfert d'information par le groupe ASM concernant le plan du panneau électrique original, un nouveau panneau électrique de 480V–60 Hz a été conçu par EE Control (Figure 3.4), en Ontario, qui emploie des ingénieurs électriques qualifiés pour certifier des composants ETL, une certification à la fois reconnue aux USA et au Canada (voir section1.7.2.1). À noter que le plan électrique européen n'a jamais servi lors du montage et l'équipe de recherche a dû faire appel au plan conçu par EE Control.

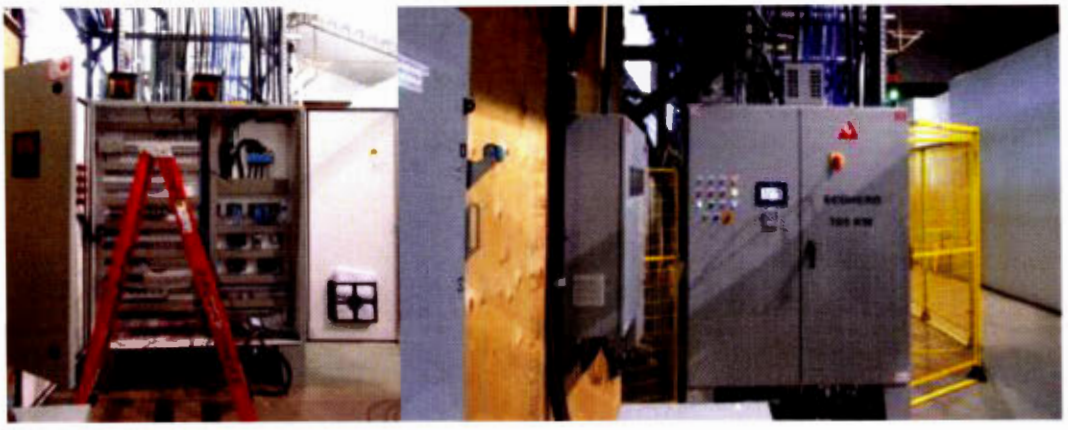

Figure 3.4. Nouveau panneau électrique.

6- En prévision des exigences normatives relatives à la santé et sécurité, un grillage de sécurité a été installé tout autour de l'appareil en prévision d'une exigence possible du CSA. Chaque porte d'accès (5) est munie d'un senseur qui, à la moindre détection d'une ouverture, entraine l'arrêt complet de l'appareil. Il y a également des interrupteurs d'arrêt d'urgence placés à divers endroits stratégiques (Figure 3.5). De plus, l'installation d'une douche, d'une infirmerie et d'extincteurs de feux est prévue avant le début des opérations. À noter que les normes relatives à la santé et sécurité ne sont pas obligatoires puisque nous sommes en phase de recherche et développement. Par contre, une fois arrivé au début officiel des opérations et, par ce fait, une main d'œuvre est employée, toute l'opération doit répondre aux normes de santé et sécurité.

Figure 3.5. Vue des trois interrupteurs d'arrêt d'urgence rouge.

3.2 Anticipation des défis normatifs relatifs aux exigences liées à la qualité du produit final ecoHero

1- Il est possible que le produit final ne réponde pas aux exigences normatives (canadiennes et québécoises) pour les teneurs limites en agents pathogènes d'une MRF de Classe A. Dans un tel cas, des essais supplémentaires seront nécessaires jusqu'à ce que les fertilisants granulés ecoHero soient conformes aux exigences de ces normes. En termes d'agents pathogènes, le CCME (2005) et la norme BNQ (2005) stipulent que la teneur en coliformes fécaux dans les fertilisants granulés de Classe A doit être inférieure à 1000 NPP par gramme de ST (sec) et, pour la *Salmonella sp,* à moins de 3 NPP par 4 g de ST(sec) (voir section 1.7.4).

2- Il est possible que les fertilisants granulés ecoHerone ne répondent pas aux exigences normatives en termes de teneurs limites en ETM pour les MRF de Classe A présentées dans la section 1.7.4. Dans un tel cas, un choix plus sélectif des intrants sera nécessaire jusqu'à ce que les fertilisants granulés ecoHero soient conformes aux exigences des normes.

3- Il est aussi possible que le produit final ne réponde pas aux exigences normatives pour la limite de corps étrangers d'une MRF de Classe A présentées dans la section 1.7.4. Dans un tel cas, un triage supplémentaire sera nécessaire jusqu'à ce que les fertilisants granulés soient conformes aux normes. Le CMME (2005) définit un corps étranger comme toute matière de dimension supérieure à 2 mm qui résulte de l'intervention humaine, de nature organique ou inorganique, tels le métal, le verre, les polymères synthétiques (entre autres le plastique et le caoutchouc) et qui peut se retrouver dans les amendements, à l'exception du sol minéral, des matières ligneuses et des morceaux de roche.

4- Il est aussi possible que le produit final ecoHero ne réponde pas aux exigences normatives en termes de stabilité et de maturité d'une MRF de Classe A présentées dans la section 1.7.4. Dans un tel cas, un processus de maturation supplémentaire sera nécessaire jusqu'à ce que les fertilisants granulés soient conformes aux exigences des normes (canadienne et québécoise). Il faudra également vérifier le niveau de stabilité et de maturité des fertilisants granulés lors de leur entreposage pour s'assurer que l'activité biologique ne reprend pas.

Il est important de noter que malgré l'efficacité des collectes sélectives et des tris, il est très difficile d'éliminer complètement certains de ces éléments indésirables. En ce qui concerne les polluants chimiques, métaux lourds et pesticides, leur élimination n'est pas assurée par la DATA. Leur absence n'est donc assurée que par un bon contrôle de la composition des produits entrants.

3.3 Anticipation des défis relatifs aux exigences du marché face à la qualité du produit pour la commercialisation éventuelle du produit final ecoHero

1- Dû à la nature changeante du matériel à traiter, une des problématiques anticipées est la difficulté d'obtenir des fertilisants granulés ecoHero qui seront produits à la valeur agronomique désirée et de manière constante. Une maîtrise de la valeur agronomique des produits issus de la technologie étudiée est essentielle pour leur promotion sur le marché (agriculture, pépinière, etc.). Il est possible d'améliorer la qualité du produit fini en conjuguant différents types de déchets organiques selon leurs particularités et compositions spécifiques (Leclercy, 2002). Pour ce faire, l'inventaire et la caractérisation des produits organiques récoltés lors de la collecte des MO par la MRC de Vaudreuil-Soulanges permettront d'établir différentes compositions de mélanges d'intrants pour la réalisation de granules ayant les valeurs agronomiques désirées. De plus, des nouvelles recettes d'engrais peuvent être créées en introduisant

des éléments nutritifs, engrais artificiels, ou autres produits d'amendement du sol dans les déchets. Les valeurs NPK des granules ecoHero devront être comparables aux engrais sur le marché. À noter que le marché des fertilisants granulés présente un large éventail de valeurs NPK (20-20-20, 24-8-16, 10-30-20, 10-15-10, 15-5-5, etc.).

2- Les conditions anaérobies, une température et un pH élevés en plus de la faible solubilité des gaz sulfureux, augmentent la probabilité de nuisances olfactives lors du stockage des fertilisants granulés. Pour limiter les odeurs, les granules peuvent être entreposés dans un récipient fermé lors du stockage. De plus, selon RECYC-QUÉBEC (2004), il y a des technologies d'absorption qui sont utilisées dans le domaine du lavage des gaz pour répondre aux problèmes d'odeur. L'absorption se fait par la mise en contact du gaz avec un produit liquide. Ce dernier absorbe les composés odorants qui peuvent également être dégradés par les composés dans la solution. Les composés chimiques mis en solution, afin de réduire des odeurs, que l'on retrouve dans la littérature scientifique sont : agents oxydant : hypochlorite de sodium (NaOCl), peroxyde d'hydrogène (H_2O_2), permanganate de potassium (KM_nO_4) ; bases : chaux (CaO), chaux hydratée ($Ca(OH)_2$), base caustique (NaOH) ; acides : acide sulfurique (H_2SO_4), acide chlorhydrique (HCl); agents réducteurs : sulfite de sodium (Na_2SO_3);surfactants (agents favorisant l'absorption). En plus de limiter les émissions d'odeurs indésirables lors des opérations, cette technique permet de réduire les odeurs dégagées par les fertilisants granulés ecoHero avant leur mise en marché.

3- Il est possible que les fertilisants granulés ne répondent pas aux exigences du marché en termes de présentation visuelle. Selon les recommandations d'experts du domaine (Solinov, ASM), le produit final lors de la DATA ne sort pas toujours de l'appareil sous forme granulée prêt à être vendu sur le marché. Parfois il sort avec une apparence de fumier ou sous forme de granules non uniformes et par ce fait serait non-commercialisable. À titre d'exemple, il est possible de produire des granules visuellement et physiquement acceptables grâce au processus suivant : premièrement,

si le produit final est trop humide, il a besoin d'être déshumidifié (à l'aide d'un séchoir à air chaud) pour atteindre un % d'humidité entre 4 et 6 %. Une fois séché, il est broyé en poussière avant d'être introduit dans un « bain-marie » en acier inoxydable. Un agent liant est introduit et mélangé à la poussière par l'entremise de jets. À noter que l'ouverture et la force des jets déterminent la grosseur des granules ; plus le jet est fin, plus les granules sont petites. Ensuite, les granules passent par une série de tamiseurs pour les trier selon la taille désirée. Les quatre grosseurs les plus communes sur le marché des fertilisants granulés sont : plus de 6 mm, de 1.5 à 6 mm, de 1 à 1.5 mm et sous forme de poussière. Pour améliorer la qualité esthétique des granules, un processus de polissage peut également être ajouté si nécessaire. Ce processus implique le passage des granules dans un tambour rotatif muni de brosses.

4- En termes de % d'humidité, les fertilisants granulaires sur le marché ne dépassent généralement pas 10%. Un processus de séchage sera nécessaire au besoin.

Le respect de ces normes relatives à la qualité des MRF est évidemment essentiel à l'éventuel succès commercial des produits issus de la technologie à l'étude. Le marché exige que les fertilisants granulés ecoHero répondent aux exigences normatives pour les MRF de Classe A présentées dans la section 1.7.4. Ils doivent être de très bon MRF, à très faible niveau de contamination et sans restriction particulière relative aux doses d'épandage. Ils devraient être utilisés à n'importe quelle fin (terres agricoles, jardins et potagers, activités horticoles, pépinières, etc.).

3.4 Anticipation des défis relatifs aux paramètres et conditions opérationnels impliqués lors de la mise en marche du procédé ecoHero

1- Un problème souvent associé aux opérations d'une usine de DATA est l'atteinte de températures excessives. À titre d'exemple, un mélange à traiter avec un % élevé de

MO peut produire de très hautes températures dans le réacteur et de telles conditions hyperthermophiles ne sont pas souhaitables pour la digestion des solides. Des extrêmes de chaleur (> 65-70°C) peuvent arrêter ou ralentir l'activité biologique, ce qui peut réduire la quantité de chaleur libérée lors de la réaction exothermique, ayant pour résultat une baisse de la température des opérations (Layden *et al.*, 2007a). Pour remédier à cette situation, l'installation d'un système de refroidissement qui peut être activé automatiquement à la température programmée, permettra de protéger le mélange en digestion contre une augmentation incontrôlée de la température (Layden et al., 2007b ; Oerke *et al.*, 2010 ; Bartkowska et Dzienis, 2007).

2- Plusieurs facteurs peuvent être responsables d'une problématique de choc thermique. En plus d'un taux d'alimentation non contrôlé, le chargement quotidien des réacteurs avec des matériaux plus froids que le contenu du réacteur a le potentiel de causer ce choc, diminuant considérablement la température à l'intérieur des réacteurs. Un choc thermique conduirait à une augmentation de la demande en oxygène et exercerait une pression métabolique sur la population thermophile (Rojas et Zhelev, 2012). À noter que cette problématique est encore plus pertinente pour cette étude puisqu'aucune étude n'a été effectuée sur cette technologie dans des conditions hivernales comme celles du Canada et l'effet de l'introduction d'une matière sous le point de congélation sur le processus de DATA n'est pas connu. En hiver, les matières premières arrivent gelées à la réception. Un chargement direct de ces dernières occasionnerait une importante perte de chaleur et une augmentation de la consommation d'énergie pour y remédier. Une portion de la chaleur produite lors des opérations pourra être récupérée à travers des échangeurs de chaleur, par exemple, et réutilisée pour chauffer les solides qui sont, en temps normal, pompés « à froid » dans les installations de traitement (Layden et al., 2007b ; Oerke *et al.*, 2010). La vitesse d'alimentation, en plus de l'altération du débit et de la concentration du produit à traiter, pourraient également être des moyens efficaces de contrôler les chocs thermiques. Un cycle d'alimentation plus court pourrait favoriser une réduction des perturbations et les

effets de refroidissement associés (Layden *et al.*, 2007a ; Kelly *et al.*, 1993 ; Oerke *et al.*, 2010). Également, de l'eau chaude pourrait être utilisée pour décongeler la matière en hiver. Par contre, cette solution risquerait d'augmenter la demande énergétique totale du processus.

3- Un taux d'aération excessif pourrait conduire à une perte de chaleur latente par évaporation, favorisant une baisse des températures dans le réacteur, empêchant la condition autothermique souhaitée de s'installer. À l'inverse, un apport insuffisant en oxygène conduirait à des conditions anaérobies favorisant la production et la libération de H_2S, mercaptans (CH_4S), AGV, etc., dans le réacteur, avec les odeurs indésirables qui en résulteraient (Layden *et al.*, 2007a ; Kelly *et al.*, 1993 ; USEPA, 1990 ; Staton *et al.*, 2001). Une hausse des températures peut être réalisée par l'utilisation d'un gaz riche en oxygène. L'utilisation d'un gaz riche en oxygène réduirait le flux d'air ainsi que la quantité de chaleur requise pour réchauffer le système. Cela réduirait également la quantité de chaleur éliminée par évaporation. Si, d'autre part, des températures excessives sont rencontrées, la concentration de solides et le niveau de la matière hydrolysée pourront être diminués. L'augmentation du débit d'air pourrait être utilisée pour diminuer la température, puisqu'elle favorise l'évaporation d'eau lors du processus. Le réglage du débit d'air est donc un mécanisme de contrôle et d'optimisation efficace (Rozich, 1990).

4- Le processus de DATA a souvent été associé avec une déshydratation insuffisante de la matière, pouvant entraîner des coûts de conditionnement excessifs. Premièrement, pour améliorer la déshydratation des boues, plusieurs agents chimiques de conditionnement peuvent être utilisés, tel qu'un polymère cationique, l'alun ou le chlorure ferrique. En général, le chlorure ferrique fonctionne mieux que le polymère cationique, mais pas dans tous les cas. La déshydratation chimique comprend également l'utilisation de coagulants organiques et inorganiques. Un des problèmes associés à ce type de traitement est le grand coût de conditionnement pour une

déshydratation efficace. La littérature scientifique présente de nombreuses enquêtes faites avec différents conditionneurs chimiques utilisés pour améliorer la déshydratation de la boue, mais aucun d'entre eux n'a été en mesure d'assécher les boues à un niveau acceptable (Agarwala *et al.,* 2008 ; Rozich, 1990). La floculation modifie la distribution de la taille des particules dans la boue par la liaison des particules plus petites. La floculation des micro-organismes et des matières colloïdales qui sont à la surface des boues est donc essentielle pour une déshydratation efficace et économique des boues. Deuxièmement, la déshydratation des boues peut également se faire avec des moyens physiques qui comprennent le traitement thermique et des techniques de congélation et de décongélation (Agarwala *et al.,* 2008). De plus, un cisaillement mécanique appliqué pendant le processus favorise significativement la déshydratation (Layden *et al.*, 2007a).

5- Les odeurs indésirables provenant des installations de DATA sont une problématique majeure qui est liée à un certain nombre de composés agissant sur l'appareil olfactif humain. Heureusement, même si un certain niveau de ces contaminants réduits est parfois libéré avec les gaz d'échappement, un bio-filtre aérobie s'avère être très efficace dans l'élimination des odeurs. En effet, ces bio-filtres offrent un environnement contrôlé pour fournir le temps et les conditions nécessaires à réduire la dégradation de ces composés odorants (Staton *et al.,* 2001). Des bio-filtres bien conçus et bien exploités permettent d'éliminer 90 à 95 % des odeurs indésirables. Les composés odorants facilement biodégradables, comme le sulfure d'hydrogène (H_2S), peuvent être éliminés à 99 % ou plus par ces bio-filtres. Ces derniers utilisent une combinaison d'adsorption, d'absorption, de biodégradation et d'oxydation pour traiter les composés odorants. Une fois les composés odorants piégés, les microorganismes dans le biofilm oxydent les contaminants et utilisent l'énergie libérée pour maintenir leurs propres cellules et pour leur croissance. Cependant, l'un des problèmes liés à l'utilisation des bio-filtres est que, pendant l'hiver, il y a un risque de formation de gel aux bords de ce dernier, ce qui aurait pour effet de limiter son efficacité

(Environnement Canada, 2013). Un contrôle efficace du brassage, des composés de soufre réduit et des concentrations élevées d'amines et d'ammoniac permettent de réduire les odeurs nuisibles. Les concentrations d'ammoniac dans le filtrat recyclé de ces installations peuvent être significatives (concentrations typiques d'ammoniac de 800 à 1 500 mg/L) dépendant du degré de réduction en SV et de la température (Oerke *et al.*, 2010). Selon Oerke *et al.* (2010), les valeurs de redox doivent être comprises entre -50 mV et 50 mV pour préserver le processus aérobie et minimiser la production d'odeurs indésirables. De plus, les réacteurs peuvent être recouverts pour limiter les problèmes d'odeurs en plus de conserver la chaleur. Le système d'échappement permet l'élimination d'ammoniaque malodorante, réduit les composés organiques et inorganiques (mercaptans (CH_4S), sulfure d'hydrogène (H_2S), etc.) ainsi que les aldéhydes, les cétones et certains composés volatils non identifiés (Laydenet *al.*, 2007a ; Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; Kelly *et al.*, 1993 ; Staton *et al.*, 2001). À noter que de l'hydroxyde de calcium ($Ca(OH)_2$) est souvent utilisé pour stabiliser des déchets et réduire les émissions d'odeurs (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004).

6- Une aération trop intense contribue à la formation excessive de mousse et indique une instabilité du processus. De fines bulles d'air peuvent causer le flottement des matières solides favorisant une perte partielle de la biomasse du réacteur, lorsqu'entraînées par une couche de mousse excessive en débordement. De plus, trop de mousse peut réduire l'efficacité de l'aération et augmenter la difficulté du brassage (Layden *et al.*, 2007a). La production de mousse pourrait être réduite en contrôlant méticuleusement la température et l'apport en air, en ajoutant des agents anti-mousses ou par des méthodes mécaniques (Layden *et al.*, 2007a ; Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; USEPA, 1990 ; Staton *et al.*,2001 ; Oerke *et al.*, 2010). Le processus le plus commun pour traiter la mousse se fait à l'aide de pales en rotation. Les pales tournent à travers la couche de mousse, causant la rupture de bulles suivie d'une conversion de la mousse en liquide. Malgré la large utilisation des pales, il existe des inconvénients à cette approche tels que les coûts énergétiques élevés et le remplacement périodique des

pales. De plus, des changements excessifs de la température dans le réacteur doivent être évités puisqu'ils contribuent à la production de mousse excessive (Mohaibes et Heimonen-Taski, 2004 ; USEPA 1990).

7- Il n'y a aucun moyen prévu pour échantillonner le matériel ou l'air sans un arrêt complet des opérations. Pour un monitorage en continu, il faut prévoir l'installation de sites faciles d'accès pour l'échantillonnage.

3.5 Problématiques et solutions liées aux défis d'ordre technique lors de la construction et de la modification de l'ecoHero

a) Les problématiques liées aux défis d'ordre technique qui ont nécessité des modifications majeures sont :

1-L'appareil doit être bien sécurisé (stable). Cependant, il a été impossible de percer le plancher pour ancrer l'appareil ecoHero au sol, puisque le bâtiment est chauffé par radiation. Ce système fonctionne grâce à une tubulure remplie de glycol ($C_2H_6O_2$ ou $C_3H_8O_2$) qui court sous le plancher et, lorsque chauffé, émet de la chaleur par radiation. Par ce fait, il n'est pas permis de percer le plancher pour ancrer un appareil au sol. Pour résoudre cette problématique, chaque composant de l'appareil ecoHero a été adapté et construit pour être entièrement autoportant.

2- La gestion éventuelle du lixiviat présente des difficultés puisque la bâtisse ne possède pas d'égouts et il n'y a aucun moyen de traiter ou disposer le lixiviat produit lors du processus de digestion. Le projet a nécessité la conception d'un moyen de récupérer le liquide indésirable produit pour élimination ou traitement éventuel. À l'opposé du reste du bâtiment, le plancher dans l'aire de réception n'est pas chauffé. Il a donc pu être percé. Une fosse a également été creusée, où un récipient en plastique a été installé, ce qui permettra de récupérer, par gravité, tout liquide indésirable arrivant

sous le plancher de l'aire de réception. Une pompe est utilisée pour transférer le lixiviat dans des bacs de récupération en plastique qui pourront être disposés facilement à l'aide d'un chariot élévateur et d'un camion.

3- Aucun capteur de cisaillement (shear beam load cell) n'a été fourni par le concepteur. Par contre et selon l'entrepreneur responsable du projet M. Hugues Baribeau, il est obligatoire d'en installer pour toute construction faite dans la vallée du St-Laurent, puisque nous sommes dans une zone sismique. De plus, des capteurs de cisaillement servent aussi de balances, facilitant la prise de données scientifiques (poids). L'achat de quatre (4) capteurs de cisaillements siwarex 230 a été effectué (Figure 3.6). Ces derniers ont été incorporés dans la structure portant le bioréacteur.

Figure 3.6. Capteur de cisaillements siwarex 230.

4- Dû à l'espace et à un accès restreint à l'intérieur du bâtiment, il est essentiel de maximiser l'espace plancher en accrochant le maximum de composants et de câblage en hauteur. Originalement, le plan fourni par le groupe ASM prévoyait les mettre tous sur le sol. Une suspension mécanique (pont) a été confectionnée pour résoudre ce manque d'espace, avec des tubes en acier de 2 à 2½ pouces installés sur le dessus de l'appareil (Figure 3.7). Cette suspension est nécessaire pour soutenir la mécanique et le câblage au fur et à mesure que l'appareil est bâti.

Figure 3.7. Vue générale de la suspension mécanique.

b) Les problématiques liées aux défis d'ordre technique qui ont nécessité des modifications mineures sont :

1- Dû au manque d'espace disponible dans le bâtiment, la grille de sécurité a été positionnée de sorte qu'il y ait assez d'espace pour pouvoir sortir chacun des composants qui nécessitera de la maintenance, à l'aide d'un chariot élévateur (Figure 3.8).

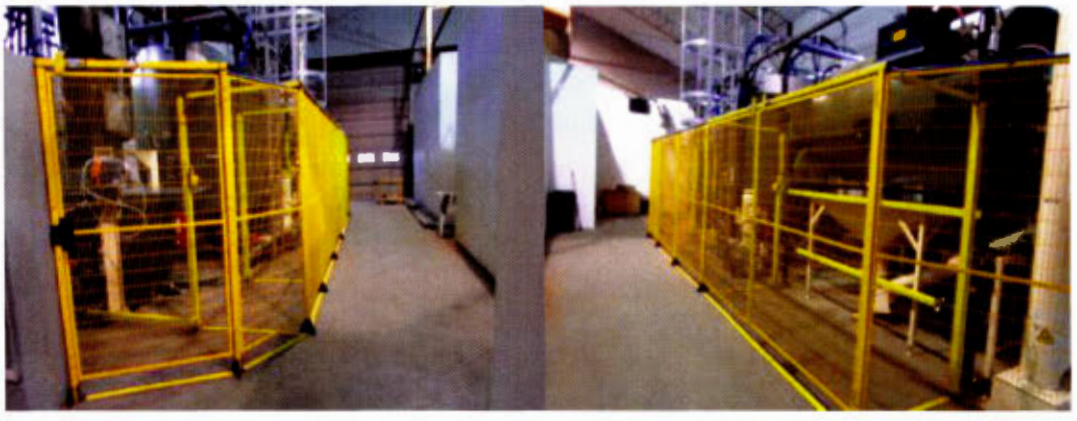

Figure 3.8. Grille de sécurité permettant de sortir tout composant nécessitant de la maintenance.

2- Le câblage original (non conforme) possédait des connexions multiples, compliquant la tâche lors du montage de l'appareil ecoHero et du branchement de ses composants (par exemple lors d'un déménagement ou réaménagement). Un câblage « point à point » a dû être usiné, c.-à-d. qu'un câble part de chaque composant et est lié directement au panneau électrique sans la nécessité d'être raccordé ou branché à un câble de rallonge ou autre composant. Ceci facilitera la tâche lors du montage de l'appareil ecoHero et du branchement de ses composants.

3- Un filtre à air a été fourni avec l'appareil, mais ce dernier ne possédait aucun encaissement et ne figurait pas sur les plans de construction. Une enceinte métallique pour couvrir le filtre à air a été fabriquée, puis installée à l'entrée du système de ventilation du bioréacteur (Figure 3.9). L'enceinte peut être enlevée facilement pour le nettoyage du filtre.

Figure 3.9. Enceinte métallique qui recouvre le filtre à air.

3.6 Problématiques et solutions anticipées, liées aux défis d'ordre technique lors de la continuation du projet de construction et de modification de l'ecoHero

1- La superficie restreinte du bâtiment a causé plusieurs problèmes et il a fallu optimiser l'espace lors de la conception et de la construction, en prévision d'un

éventuel démontage, réparation, remplacement ou maintenance des composants. De plus, un espace pour l'ajout éventuel d'un deuxième homogénéisateur a été prévu, puisqu'une revue de littérature a démontré que le processus de DATA pourrait être optimisé avec l'ajout d'au moins un homogénéisateur supplémentaire (voir : Recommandation 2).

2- Une problématique anticipée est la difficulté de déplacer, si nécessaire, les tuyaux ecoHero qui sont composés d'acier inoxydable de 2 pouces de diamètre et le blocage potentiel de ces derniers par la matière à traiter. Le blocage pourrait être dû à plusieurs facteurs tels que le nombre de coudes qui augmenterait la friction à l'intérieur des tuyaux, l'augmentation de l'humidité et/ou de la viscosité du matériel, etc. En effet, en se basant sur l'expertise des employés de la firme de consultants en environnement, Solinov, le produit final pourrait varier énormément (texture, humidité, solidité, etc.) en fonction de la composition des intrants. Il pourrait parfois ressembler à du fumier et non à des granules solides, compliquant son transfert à travers cette tuyauterie, ce qui pourrait causer des blocages fréquents. Un déblocage de ces tuyaux pourrait être compliqué, surtout s'ils sont d'une longueur importante. L'équipe a donc pris une décision de remplacer la tuyauterie en acier par des tubes en plastique flexible de la même dimension. Ces tubes possèdent des raccords rapides « quick connect » facilitant le démontage et le déblocage rapide au besoin. Cela facilite également la tâche lors du montage. De plus, on s'est assuré d'avoir un surplus de câblages et de raccords en plastique au cas où le déplacement de certains composants serait nécessaire (déménagement, réaménagement, etc.). Une tuyauterie en plastique flexible, capable de gérer plus facilement différents types de matériel a été procurée en anticipation des problèmes potentiels reliés à la gestion du produit final. De plus, il n'y a aucun moyen pour l'instant de suivre l'évolution du matériel dans l'appareil. Ainsi, la nouvelle tuyauterie facilitera l'accès au matériel, si désiré, à différentes étapes du processus (ex. besoin d'un échantillon).

3- Le groupe ASM a fourni une entrée de ventilation fixe de 8 po de diamètre qui ne possède pas de hotte. Une nouvelle entrée de ventilation mobile sera conceptualisée avec une hotte aspirante couvrant la superficie totale de la table de tri. Cette étape de construction débutera une fois que la disposition finale de tous les composants dans l'aire de réception sera déterminée (ex : la table de tri pourra être déplacée ou agrandie).

4- La matière solide en suspension dans le liquide récupéré risque de se séparer et de s'accumuler au fond des bacs de récupération, ce qui épaissirait, alourdirait et augmenterait la résistance au pompage du mélange. L'ajout d'une pompe de rechange d'une plus grande puissance que celle fournie (1/3 HP) est prévu, au cas où cette dernière ne posséderait pas assez de puissance. Des essais sont prévus avec le matériel à traiter pour bien faire le choix de la puissance de la pompe de rechange.

Figure 3.10 Pompe originale fournie avec l'appareil ecoHero.

5- La bâtisse n'est pas chauffée et cela pourra poser une problématique majeure en hiver. L'appareil ecoHero n'a pas été conçu pour fonctionner dans des conditions hivernales comme celles du Canada. Le système de ventilation prend l'air froid de l'extérieur pour le distribuer dans le bâtiment, mettant à risque tous les composants de l'appareil susceptibles au gel. De plus, une température sous le point de congélation n'est pas viable pour opérer l'ecoHero. L'installation d'un système de chauffage « Make-up air » de haute efficacité est prévue avant le démarrage des opérations.

3.7 Problématiques à résoudre qui sont liées aux défis d'ordre technique lors de la continuation du projet de construction et de la modification de l'ecoHero

1- L'appareil ne fonctionne pas encore en tant qu'unité. Chaque composant a été testé séparément et peut fonctionner sans problème pour 20 minutes. Cependant, les composants ne sont pas encore synchronisés entre eux. Des essais et des débogage (troubleshooting) supplémentaires sont nécessaires.

2- Le micro-onde ecoHero fonctionne à une fréquence de 2450 Hz, ce qui est dans la plage du Wi-Fi original qui fonctionne à 2500 Hz. Des problèmes d'interférence sont possibles. De plus, l'acier de la structure pourrait absorber le signal Wi-Fi. Pour éviter une interférence éventuelle, le signal Wi-Fi a été modifié pour 5000 Hz. De plus, un composant permettant de détecter les interférences problématiques a été ajouté et l'antenne du Wi-Fi a été rapprochée à 3 pieds de celle qui tourne avec le bioréacteur. Malgré ces modifications, le signal se perd à l'occasion. Un débogage supplémentaire est nécessaire afin de résoudre cette problématique.

À noter que l'équipe devra faire fonctionner l'unité de traitement avec tous les composants synchronisés, pour vérifier si d'autres problèmes techniques se présentent.

CHAPITRE IV

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

4.1 Conclusion

La problématique de gestion des matières résiduelles (MR) concerne l'ensemble des pays, y compris le Canada. Au niveau provincial, le Québec s'est doté d'une *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles* et d'un *Plan d'action 2013-2020*. Ce *Plan d'action* prévoit le bannissement de tout déchet de nature organique des sites d'enfouissement avant 2020 (MDDELCC, 2012). Dans ce contexte, les méthodes de traitement favorisant le respect de l'environnement bénéficient aujourd'hui d'une image plutôt positive dans l'opinion publique. Le désir de valoriser les MR fertilisantes a stimulé le développement et la recherche de technologies de traitement de plus en plus performantes, favorisant l'atteinte des objectifs de valorisation fixés par la province. La présente recherche s'est intéressée à l'une de ces technologies, soit la digestion autothermique aérobie (DATA), plus particulièrement, le cas de la technologie ecoHero, qui sera utilisée pour la valorisation des résidus alimentaires issus du secteur résidentiel de la municipalité régionale de comté de Vaudreuil-Soulanges (MRCVS).

Pour tenter de répondre à l'objectif général de l'étude, soit d'évaluer les défis et les solutions pour toute entreprise ou organisme souhaitant importer au Canada une technologie novatrice, telle que l'ecoHero, d'un pays ayant un système réglementaire

différent ; une revue de littérature exhaustive, une constatation et une planification sur le terrain lors du montage, des essais de démarrage et des consultations ont été réalisés à diverses étapes du processus de construction et de modification. Par ce fait, une liste de tous les défis et solutions est présentée et séparée par catégorie dans la section Résultats.

L'étude bibliographique présentée en première partie de mémoire démontre que la valorisation des déchets organiques par DATA et l'utilisation de ses produits a des implications environnementales, agronomiques, sociales et économiques importantes. Cependant, la production de fertilisants granulés issus du traitement des résidus alimentaires par DATA est relativement récente et l'état des connaissances sur ce sujet est limité. La plupart des travaux de recherche mettent en évidence le rôle de la technologie lors de la digestion des biosolides issus d'usines de traitement des eaux usées municipales. Des travaux supplémentaires sont nécessaires pour permettre d'améliorer les connaissances sur l'efficacité au Canada de la technologie lors du traitement des résidus alimentaires, ainsi que les impacts réels des fertilisants granulés ecoHero sur l'agriculture et l'environnement.

La normalisation est souvent complémentaire à l'innovation et un des résultats de son implantation est la récolte de connaissances (documentation, informatisation, etc.) qui peut servir de base à un processus d'innovation technologique. L'identification et le respect des normes applicables lors de cette recherche ont permis à l'équipe d'éviter certains obstacles qui auraient pu nuire à la construction et/ou la modification de l'unité de traitement de la MO et à la commercialisation éventuelle du produit issu de la technologie. De plus, le respect des normes est un puissant argument économique (ex. vente de granules ecoHero).

Au regard des résultats obtenus, il est possible de conclure que l'objectif principal de l'étude a été atteint en définissant les défis techniques, opérationnels et normatifs

associés à l'importation d'une unité de traitement des MO et à la commercialisation de son produit. Enfin, signalons que la version du bioréacteur ecoHero procurée par la MRCVS n'a jamais été mise sur le marché. Son fonctionnement est basé uniquement sur de l'information récoltée lors de la conception et du fonctionnement de digesteurs en aérobie antérieurs. Idéalement, une équipe spécialisée dans la construction de bioréacteurs aurait dû prendre le processus de construction en main, mais après plus d'un an d'attente sans progrès significatif, notre équipe de recherche est intervenue et a donc pris le mandat de trouver des solutions pour chaque défi rencontré lors de la construction et de la mise en place de l'installation. Cela dit, l'étude s'intègre dans un processus continu qui est toujours en cours. La MRCVS va poursuivre ses recherches sur l'efficacité du procédé ecoHero, recherches qui seront élaborées autour d'essais expérimentaux futurs. Ce mémoire vise à améliorer les connaissances sur la problématique de l'utilisation de technologies novatrices de gestion des MRF, tel l'ecoHero. Les informations contenues dans ce présent essai doivent donc servir à alimenter des pistes de réflexion pour les principaux intervenants en la matière, ainsi que pour l'équipe qui sera en charge d'effectuer des recherches expérimentales basées sur les résidus alimentaires récoltés lors de la collecte sélective de la MRCVS.

En somme, cela permet d'offrir de l'information nécessaire à l'élaboration d'un modèle d'importation et de construction d'une unité de traitement de la MO, en tenant compte des normes et des exigences du Québec et du Canada. Parmi les principales contributions de ce mémoire est la détermination de l'ensemble des normes et certifications utilisées dans le secteur de la fabrication de machines comme le ecoHero, et lors du traitement et de la gestion des MRF au Québec. De même, cette étude explore la faisabilité de la fabrication de telles machines au Canada. Finalement, la recherche a permis d'évaluer les facteurs qui influencent l'efficacité du processus et les caractéristiques essentielles à la qualité du produit final.

Beaucoup d'efforts ont été déployés au cours des dernières années afin d'encourager l'utilisation des MRF. Cependant, pour s'imposer, une idée écologique doit soit s'inscrire dans la loi, soit prouver sa légitimité économique. Un entrepreneur ne consentira pas à un effort qui ne lui est pas imposé, si celui-ci ne lui rapporte rien. Dans ce contexte, il est important de démontrer l'intérêt financier du traitement de la MO, tant pour les fabricants que pour les utilisateurs. La valorisation biologique des déchets organiques est appelée à un fort développement dans les prochaines années. Cependant, pour vendre le produit il est évident qu'un marché doit exister. Le succès de l'industrie ne sera possible qu'avec la confiance des consommateurs, d'où la nécessité de garantir la qualité des produits finaux.

Les clients éventuels du produit final ecoHerose seront, entre autres, les centres de jardin, les fournisseurs de produits d'aménagement paysager, les dépositaires de terre végétale, les centres de rénovation et bien évidemment le secteur agricole. Effectivement, l'agriculture est un des plus grands marchés potentiels. Les agriculteurs utilisent souvent uniquement des engrais chimiques. Ces engrais chimiques (inorganiques) ont une teneur plus élevée en azote (que le compost), sont moins coûteux en fonction du coût par kilogramme d'azote et sont plus faciles à épandre. Par contre, la hausse du coût des engrais chimiques ainsi que la capacité des engrais organiques à neutraliser les sols acides peuvent jouer en faveur de leur mise en marché. En effet, l'ajout d'engrais chimiques débalance l'équilibre naturel du sol puisqu'ils favorisent son acidification et sa compaction par manque de MO et détruisent certains organismes bénéfiques au sol. De plus, puisque l'agriculture biologique certifiée et l'agriculture durable semblent prendre de l'expansion, les marchés agricoles prêts à payer pour se procurer des engrais organiques devraient continuer à se développer.

Des revenus peuvent être générés grâce à la vente des produits du traitement de la MO par le procédé ecoHero. Les avantages économiques liés à la vente de ces produits peuvent être importants. Les débouchés pour les produits et sous-produits des résidus

organiques constituent un aspect fondamental de leur traitement. Par contre, les marchés actuels ne sont pas tous pleinement développés. Il est donc nécessaire de développer des avenues de mise en valeur des produits issus du traitement de la MO, étant donné le contexte où d'importantes quantités de résidus organiques sont à prévoir à la suite du bannissement des MO de l'enfouissement.

4.2 Recommandations

Cette étude a permis de faire un certain nombre de constats présenté dans les chapitres précédents. Compte tenu des résultats obtenus, les recommandations suivantes, issues des observations décrites dans ce travail, devront être prises en compte lors d'opérations éventuelles d'une unité de traitement par DATA ou lors de nouvelles recherches sur cette technologie :

1- Le prétraitement de l'intrant pourrait augmenter l'efficacité de l'ecoHero. À titre d'exemple, l'appareil pourrait être installé à proximité d'une aire de compostage. Une MO dont le processus de biodégradation est déjà enclenché accélérerait le traitement d'un plus grand volume en moins de temps. De plus, il est possible de diminuer les exigences en matière des coûts de transport (réduction des gaz à effet de serre) lorsque les installations sont situées près des sources de déchets à traiter. Des essais pour évaluer la faisabilité de traiter des sacs biodégradables sont également à considérer.

2- L'ajout d'un deuxième homogénéisateur (bioréacteur) est recommandé si ce n'est que pour régulariser la nature du produit. Selon Gyger et al. (2007), la mise en place de systèmes DATA par étapes améliore l'efficacité du traitement et l'efficacité énergétique du processus. La température dans la première étape de digestion est plus faible que dans les étapes ultérieures. Dans certaines installations, la température est maintenue à environ 45 °C dans un premier réacteur préchauffé et d'environ 60 °C dans

les réacteurs subséquents (2 et 3). Un quatrième réacteur peut également servir pour le refroidissement et le stockage (Oerke *et al.*, 2010).

3- Il est recommandé d'Adopter une étiquette ou marquage de type écologique pour le produit ecoHero final. Un marketing fait avec des étiquettes de type "Écologique" permet d'améliorer l'image du produit pour son éventuelle commercialisation. À titre d'exemple, la certification environnementale « ÉcoLogo » est donnée aux produits et services qui respectent, entre autres, une série de critères relevant de l'efficacité énergétique et l'utilisation des ressources. Il s'agit d'un symbole de certification environnementale qui assure aux consommateurs et aux entreprises qu'un produit ou un service répond à ces critères environnementaux basés sur une analyse de cycle de vie (ACV) (Leclerc, 2011).

4- Il serait intéressant d'automatiser l'ecoHero pour permettre de travailler à distance et en continu. À titre d'exemple, certains auteurs proposent l'utilisation du contrôle en ligne des systèmes d'aération comme moyen efficace pour obtenir des économies remarquables en termes de consommation électrique (Gallego *et al.*, 2008).

5-L'installation de senseurs pour suivre les effluents gazeux (CO_2, CH_4, NH_4OH, etc.) permettrait, entre autres, de calculer le bilan des GES.

6- L'installation d'un système de levage certifié est recommandée. Pour l'instant, tout levage d'objets lourds se fait par chariot élévateur.

ANNEXE A

INFORMATION SUPPLÉMENTAIRE D'ORDRE GÉNÉRAL

1- Malgré diverses théories, parfois contradictoires, suggérant des raisons différentes pour les faibles taux de déshydratation, peu de travaux ont été entrepris pour tenter d'améliorer la déshydratation de la matière lorsque traité par DATA. Les municipalités sont toujours confrontées à la tâche complexe de choisir entre des coûts élevés de déshydratation et les bénéfices associés à DATA. Ainsi, d'autres recherches sont nécessaires pour déterminer le mécanisme responsable et résoudre les pauvres taux de déshydratation des boues (Agarwala *et al.* 2008).

2- Plusieurs ETM tel que le manganèse, le fer et le zinc sont des éléments nutritifs (oligoéléments) nécessaires aux fonctions physiologiques et au métabolisme des plantes (CCME, 2005). De plus, ces éléments sont essentiels à la croissance des micro-organismes responsables de la dégradation de la MO. Par contre, l'ingestion de doses importantes de certains d'entre eux par l'homme peut être à l'origine de cas d'empoisonnements (Tessier *et al.*, 1979 ; Chevrier, 2011).

3- La stabilitéest une mesure de l'activité biologique dans la MO et, théoriquement, un produit ayant une forte activité biologique (ex : plus de 4 milligrammes de carbone sous la forme de dioxyde de carbone par gramme de MO par jour [4 mg C-CO_2/g MO/jour], indique que le processus de décomposition est toujours en cours et que la matière n'est pas prête à être utilisée en tant qu'amendement pour le sol (Environnement Canada, 2013). Un ralentissement de l'activité microbienne est lié à

la stabilisation de la MO, définie comme l'augmentation de la résistance à la biodégradation de la matière. La MO en dégradation évolue d'une matière facilement biodégradable vers une matière offrant une plus grande résistance à la dégradation microbienne. Le niveau de stabilité peut donc être évalué directement à partir de la quantité deCO_2 dégagé (Francou, 2004). Les caractéristiques physico-chimiques évoluent rapidement en début de la dégradation de la cellulose et se stabilisent rapidement par la suite. La stabilisation de la MO est dépendante de la nature des intrants et résulte d'une diminution des composés facilement métabolisables par les micro-organismes et d'une augmentation de composés plus réfractaires. En général, la teneur en lignine dans la MO augmente de façon sensible lors de la dégradation ; et son caractère plus réfractaireface à la dégradation microbienne, par rapport aux autres constituants biochimiques, favorise sa concentration dans la MO. À noter que la prédominance de déchets verts dans un mélange initial stabilise rapidement la matière en digestion. À l'opposé, une présence importante de papiers cartons favorise une stabilisation plus lente dueà un excès de cellulose par rapport à l'azote du milieu (Francou, 2004). Les fertilisants granulésecoHero devront atteindre un niveau de stabilisation qui respecte les exigences.

4- Diverses études réalisées sur des composts ont conduit à des divergences d'opinion sur la fiabilité des différents indicateurs de maturité des composts (Francou, 2004). L'apparition de quantités appréciables de nitrates dans un compost peut être un indicateur de maturité. Certains auteurs utilisent le rapport $N\text{-}NO_3\text{-}/N\text{-}NH_4^+$ comme outils de mesure. Cependant, cette méthode est peu utilisée et les résultats trouvés dans la littérature varient énormément. Donc, ce paramètre n'est pas nécessairement un indicateur chimique pertinent pour mesurer la maturité d'un compost.La mise au point de méthodes standardisées permettant de définir la maturité des composts (indépendamment de leur origine et de leur fabrication) semble être impossible (Francou, 2004). Les granulesecoHero se doivent d'être matures à la fin du processus sans quoiune phase de maturation supplémentaire devra être ajoutée.Malgré l'absence

d'un consensus sur la définition du terme maturité, elle est considérée par certains comme synonyme de stabilité biologique, ou encore par d'autres comme ne présentant plus aucun risque pour les cultures. Le CCME (2005) définit un compost mature, comme étant un qui neprésente pas d'effets toxiqueslorsqu'il est utilisé comme amendement organique.

5- La valeur agronomique d'un produit est définie comme sacapacité à améliorer les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques d'un sol et est une composante majeure de sa fertilité. Les MO qui sont jeunes et actives dans un sol sont généralement facilement minéralisables et sources d'éléments nutritifs pour les plantes (Francou, 2003). La valeur agronomique d'un amendement est directement liée à la quantité d'azote (N), de phosphore (P) et de potassium (K) qu'il contient.

Azote (N) : L'azote constitue un élément nutritif de base des plantes qui l'utilisent principalement sous forme de nitrates (NO_3-). La connaissance de la disponibilité de l'azote dans les amendements organiques apparaît essentielle afin d'assurer leur gestion agro-environnementale. Par exemple, pour un compost, le potentiel de minéralisation diminue et la teneur en azote minéral initial augmente avec sa maturation (Francou, 2004).

Phosphore (P) : Comme pour l'azote, la disponibilité en phosphore des amendements semble assez faible, car difficilement accessible pour les plantes. Par exemple, avec des concentrations en P dans des composts à base d'ordures ménagères de 0.6 % et 0.4 %, certains chercheurs mesurent des concentrations de P disponible de 0.07 % et 0.04 % respectivement. Par contre, l'excès de phosphore est une source de pollution des eaux de surfaces et peut entraîner une eutrophisation (Francou, 2003).

Potassium (K) : Le potassium est présent en concentrations variables et généralement très faibles, mais à l'inverse de l'azote et du phosphore sa biodisponibilité est très grande (pratiquement tout le K est disponible pour les plantes) (Francou, 2003).

La formule d'un engrais est justement donnée par trois chiffres (toujours présentés dans le même ordre) N-P-K, comme moyen pour quantifier et qualifier les 3 principaux nutriments en agriculture. Ces chiffres représentent des unités fertilisantes en kg pour 100 kg d'engrais. Ainsi, N est la masse d'azote (N) en kg contenu dans 100 kg d'engrais, P est la masse de phosphore dans 100 kg d'engrais et K est la masse de potassium dans 100 kg d'engrais. Un engrais étiqueté comme ayant 15-15-15 indique qu'il contient 15 Kg de chacun des trois éléments dans 100kg d'engrais.

6- Protocole d'opération :1) Réception : arrivée de la MO brute dans des bacs de 240 L (avant tri). Matière brute triée : tout contaminant (plastique, caoutchouc, etc.) pouvant nuire au processus de digestionest retiré de la MO. 2) Mélange homogène brut : la matière préalablement triée à la réception est broyée et transférée dans un homogénéisateur. 3) Mélange après inoculation : mélange original auquel on ajoute des micro-organismes appropriés pour le déclenchement et le maintien des conditions thermophiles. Généralement, le mélange peut être inoculé lors du transfert au réacteur pour accélérer le processus. 4) Granules nouvellement produites : granules (produit final) n'ayant subi aucun entreposage. 5) Granules post-entreposage : granules maturesayant subi un entreposage.

7- La fréquence du courant et la tension de l'électricité ne sont pas identiquesnm partout dans le monde et varient d'un pays à l'autre. Les courants à 220 volts (V) sont largement majoritaires et existent dans la plus grande partie du monde ; la fréquence est de 50 Hz (Europe, Asie, Afrique), contre 60 Hz en Amérique du Nord.Lorsqu'un pays utilise un système de 50 Hz, la tension finale (résidentiel) est généralement de 220 V, et elle est souvent de 120 V pour les pays utilisant 60 Hz. À moins d'une mention explicite du

constructeur mentionnant la possibilité d'utilisation indifféremment de 50 Hz ou de 60 Hz, il est possible que les appareils électriques ne fonctionnent pas correctement d'un pays à l'autre et peuvent surtout poser des problèmes de sécurité à l'usage d'une fréquence différente de celle initialement prévue. Si une entreprise ou un organisme souhaite importer ou exporter du matériel électrique, ils devraient veiller à ce que les appareils puissent fonctionner dans le pays de destination. À moins d'utiliser un transformateur, un appareil conçu pour 110V ne pourra pas fonctionner avec 220V et vice-versa. Un écart de plus ou moins 10 V sera en général sans conséquence, mais il est toujours préférable, en cas de doute, d'utiliser un régulateur de tension. À noter qu'un moteur électrique conçu pour 50 Hz pourra fonctionner avec du 60 Hz, mais tournera plus vite tandis qu'un moteur 60 Hz tournera moins vite s'il est alimenté en 50 Hz (Énergie & Développement, 2017).

8- Pour permettre la mise en marché des fertilisants granulés ecoHero, il est nécessaire de connaître les caractéristiques particulières de ces derniers et la façon dont ils seront utilisés. Il est également important de déterminer les segments de marché auxquels ils seront destinés (Environnement Canada, 2013). Si on prend l'exemple du compost, en 2012 les principaux débouchés pour ce dernier étaient dans l'aménagement paysager et l'entretien d'espaces verts (22 %), la distribution aux citoyens (18 %) et l'agriculture, notamment les grandes cultures et l'horticulture maraîchère (13 %). La somme des composts vendus pour le commerce de détail, l'horticulture ornementale et la fabrication de terreaux représente 35 % du marché (Recy-Québec, 2012).

9- L'imposition d'une tarification sur la collecte des MR est une bonne manière d'augmenter le niveau de participation à la collecte sélective et permet d'offrir des avantages économiques aux citoyens et entreprises. Par exemple, des tarifs peuvent être facturés aux ménages pour la cueillette des déchets alors que la collecte sélective ne serait pas tarifée. Si un coût pour l'utilisation des bacs à déchets est imposé, les résidents utiliseraient mieux leurs bacs de récupération. Par contre, il faut accompagner

cette solution d'un système de vérification du contenu des bacs verts pour éviter que les gens placent des déchets non appropriés dans ce dernier (Laroche, 2015).

10- L'utilisation de véhicules plus respectueux de l'environnement (véhicules hybrides électriques/diesel ou électriques/gaz naturel) permettra de diminuer la pollution créée par la collecte des matières recyclables et contribuera l'atteinte des objectifs de réduction des GES fixés collectivement (Laroche, 2015). Il n'est pas envisageable de réaliser une collecte porte à porte autrement qu'avec des camions, dont la consommation actuelle approche des cent litres de carburant aux cent kilomètres. Il est possible, dans une logique environnementale, de passer à des véhicules fonctionnant au gaz naturel ou à l'électricité, comme cela est déjà le cas pour les bus de certaines communautés urbaines. D'autre part, une fréquence adaptée des ramassages est nécessaire : il est inutile et coûteux de faire circuler des camions à moitié vides. Il faut veiller à ce que le gain environnemental du recyclage ne soit pas annihilé par le surplus de rejets atmosphériques qu'il entraîne (Leclercy, 2002).

11- Afin de ne pas augmenter les coûts de transports, la collecte des poubelles sur le territoire de la MRCVS pourrait se produire aux deux semaines, du moins en période hivernale puisque les nuisances olfactives sont alors nulles. Ainsi, aucuns frais supplémentaires ne seraient nécessaires et la participation à la collecte sélective serait accrue (Laroche, 2015).

RÉFÉRENCES

Agarwala S., Abu-Orf Mohammad M. et Novak John T. (2008). *Thesis, ETD 03152004. Virginia Tech Study Resources*. Virginia Polytechnic Institute & State University.

Bartkowska I. et Dzienis L. (2007) *Environment Protection Engineering,* 33(2), p.17. Technical and economic aspects of autothermal thermophilic aerobic digestion exemplified by sewage treatment plant in Giżycko. http://epe.pwr.wroc.pl/2007/Bartkowska_2-2007.pdf

Bennett A (2007). *Filtration & Separation,* 44(10), p.16-19. Energy efficiency: Wastewater treatment and energy production. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0015188207703191

Brinton William F (2000). *Woods End Research Laboratory for the New York State Association of Recyclers*. Compost quality standards & guidelines. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.694.7834&rep=rep1&type=pdf

Bureau de Normalisation du Québec (BNQ) (2005). *Norme nationale du Canada, CAN/BNQ 0413-200/2005.* Amendement organique-compost. https://bnq.qc.ca/fr/normalisation/environnement/composts.html

CCME (2005). *Le Conseil canadien des ministres de l'environnement.* Lignes directrices pour la qualité du compost. https://www.ccme.ca/files/Resources/fr_waste/fr_organics/compostgdlns_1341_f.pdf

Chu A., Mavinic D. S., Kelly H. G. et Guarnaschelli C (1997). *Environmental Technolog,* 18(7), p.731-738. The Influence of Aeration and Solids Retention Time on Volatile Fatty Acid Accumulation in Thermophilic Aerobic Digestion of Sludge. https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/09593331808616591?needAccess=true

Chevrier Turbide, G (2011). *Thèse de doctorat, École de technologie supérieure.* Optimisation des paramètres de fonctionnement d'un bioréacteur dans un procédé de tri-compostage.
http://espace.etsmtl.ca/1052/

Coté L. et Allard S. (1999) *Technique sciences méthodes, génie urbain génie rural,* 9, p.65-67. Le compostage au Canada : norme et législation.

CNN (Conseil canadien des normes) (2006). *Bulletin mensuel du CNN.* Principaux points à considérer dans l'élaboration et l'utilisation des normes dans les instruments législatifs.
http://www.scc.ca

CNN (Conseil canadien des normes) (2008). *Évaluation de la conformité des principes nationaux pour le Canada.*
http://www.scc.ca

CSST (Commission de la santé et de la sécurité du travail du Québec) (2008). *Sécurité des Protecteurs fixes et distances de sécurité Machines (CSST).* Prévention de phénomène dangereux d'origine mécanique. Protecteurs fixes et distances de sécurité.
https://www.irsst.qc.ca/media/documents/PubIRSST/RG-552.pdf

De Chazournes, L (2006). *Normes, standards et règles en droit international.* Les enjeux de la normalisation technique internationale : entre environnement, santé et commerce international.

EDF (2003). Développement durable - *Normalisation et environnement,* (Fiche 8). Centre de Normalisation de Électricité de France.

Environnement Canada (2013). Document technique sur la gestion des matières organiques municipales.
https://www.ec.gc.ca/gdd-mw/3E8CF6C7-F214-4BA2-A1A3-163978EE9D6E/13-047-ID-458-PDF_accessible_FRA_R2-reduced%20size.pdf

Francou C (2003). *Thèse de doctorat.* Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé. Institut national agronomique paris-grignon.
https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00000788/

Gallego A, Hospido A, Moreira M T et Feijoo G. *(2008). Resources, Conservation and Recycling,* 52(6), p.931-940. Environmental performance of wastewatertreatment plants for small populations.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134490800030X

Gyger R. F., McWhirter J.R. et Balan Prakash (2007). *Proceeding of Water Environnement Federation,* 2007(3), p.450-465. Continuous Multi-Stage Autothermal Aerobic Digestion Process.
https://www.ingentaconnect.com/content/wef/wefproc/2007/00002007/00000003/art00034

Grenard A. (1996). *Revue d'économie industrielle*, 75(1), p. 45-60. Normalisation, certification : quelques éléments de définition.
https://www.persee.fr/doc/rei_0154-3229_1996_num_75_1_1604

Haimowitz J. et Warren J. (2007). *Conference Board of Canada.* Economic Value of Standardization.
https://www.iec.ch/about/globalreach/academia/pdf/academia_governments/DLFE-342.pdf

Hébert M. (2012). Les critères de qualité des composts du BNQ et du CCME. Comment ont-ils été définis ? Vecteur Environnement.
http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/articles/criteres-compost-ccme-bnq.pdf

Hébert, M (2015). Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : *Critères de référence et normes réglementaires,* Édition 2015.
http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/critere/guide-mrf.pdf

Kelly G H., Melcer H. et Mavinic S D (1993). *Environment Research* 65(7) 849-861. Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion of Municipal Sludges: A One-Year, Full-Scale Demonstration Project. Water.
https://www.ingentaconnect.com/content/wef/wer/1993/00000065/00000007/art00007

Kondo Y (2000). *The TQM Magazine,* 12(1), p.6-10. Innovation versus standardization.
https://www.emeraldinsight.com/doi/full/10.1108/09544780010287177

Laroche Paquet R (2015). *Essai présenté en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)* Optimiser la récupération, le tri et la commercialisation des matières recyclables au Québec.
https://www.usherbrooke.ca/environnement/fileadmin/sites/environnement/documents/Essais_2015/Laroche_Paquet_Roxane_MEnv_2015.pdf

Lavergne, S (2014). *Thèse de doctorat.* Avantages et inconvénients d'intégrer les ICI à une collecte municipale des matières organiques dans la MRC de Vaudreuil-Soulanges.

Layden Noreen M., Mavinic Donald S. et Kelly Harlan G., Moles R., and Bartlett J. (2007). *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(6), p. 665-678. Autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD) — Part I: Review of origins, design, and process operation.
http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/S07-015#.W94WK0xFyUkLayden Noreen M., Mavinic Donald S., Kelly Harlan G. et Moles R., and Bartlett J. (2007a) *Journal of Environmental Engineering and Science*, 6(6), p. 679-690. Autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD) — Part II: Review of research and full-scale operating experiences.
http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/s07-040#.W94W3kxFyUk

Leclerc A. (2011). *Thèse de doctorat. Université de Sherbrooke.* Modèle pour l'élaboration d'une certification des produits à contenu recyclé commercialisés au Québec.
https://savoirs.usherbrooke.ca/bitstream/handle/11143/7290/cufe_Leclerc_A__14-07-2011_essai196.pdf?sequence=1

Leclercy D (2002). *Le Courrier de l'environnement,* 47, p,125-134. Le compost. Une filière de valorisation des déchets organiques à développer.
https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01201793/

Liu S., Song F., Zhu N, Yuan H., Cheng J. (2010). *Bioresource Technology,* 101(24), p,9438-9444. Chemical and microbial changes during autothermal thermophilic aerobic digestion (ATAD) of sewage sludge
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S096085241001254X

Małgorzata K., Edmund C., Tadeusz M. et Chris A. Kent (2008). *Bioresource technology*, 99(16), p.7816-7824.Effect of temperature on the efficiency of the thermo- and mesophilic aerobic batch biodegradation of high-strength distillery wastewater (potato stillage).
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852408001016

Martineau G (2006). *Centre Interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services.* La gestion des matières résiduelles dans une optique de cycle de vie : le cas du compostage.

MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques) (2011). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Plan d'action 2011-2015.
http://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/

MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques) (2012). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles. Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques.
http://www.environnement.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/plan-action-fonds-vert.asp

MDDELCC (Ministère du Développement durable, de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques) (2017). Détermination des solides totaux et des solides totaux volatils : méthode gravimétrique, MA. 100 – S.T. 1.1, Rév. 5, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.
http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA100ST11.pdf

MDDEP (Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs) (2012). Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.
www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA100ST11.pdf

Mohaibes M. et Heinonen-Tanski H (2004). *Bioresource Technology,* 95(3) p.245-254. Aerobic thermophilic treatment of farm slurry and food wastes.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404000835

Oerke D. W., Olsen C., Kirk J. (2010) *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2010(4), p. 980-993 Grand Chute-Menasha West. Second generation ATAD – two case studies of conversion from "first generation" to "second generation" ATAD systems.
https://www.ingentaconnect.com/content/wef/wefproc/2010/00002010/00000004/art00070

Plante M. (2014). *Rapport 2.* Extrait du rapport d'analyse des scénarios de traitement de la matière organique.

RECYC-QUÉBEC (2002). Bilan 2000 de la gestion des matières résiduelles au Québec.
http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/LES-Marchand/documents/DB4.pdf

RECYC-QUEBEC (2004). - *Rapport final.* Projet de recherche et de démonstration sur la mesure, la prévention et le contrôle, la prévention et la détection des odeurs liées aux opérations de compostage.
https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/odeurs_liees_au_compostage.pdf

RECYC-QUÉBEC (2008). Valeur ajoutée de la récupération et de la mise en valeur des matières résiduelles au Québec
https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca

RECYC-QUÉBEC (2009). Bilan 2008 de la gestion des matières résiduelles au Québec.
https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2008.pdf

RECYC-QUÉBEC (2010). *Rapport final.* Étude sur la reconnaissance des produits à contenu recyclé.
https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/Etude-prod-cont-recyc-Secor.pdf

RECYC-QUÉBEC (2010) et Éco Entreprises Québec, *Rapport synthèse* : Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel.
https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/carac-2012-2013-rapport-synthese.pdf

RECYC-QUEBEC (2012). Bilan 2012 de la gestion des matières résiduelles au Québec.
https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/sites/default/files/documents/bilan-gmr-2012.pdf

Rojas J et Zhelev T (2012). *Computers and Chemical Engineering,* 38, p.52-63. Energy efficiency optimisation of wastewater treatment: Study of ATAD.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0098135411003371

Rozich Alan F (2011*). US Patent Application Publication* No. 12/777,368. Biological process for converting organic by-products or wastes into renewable energy and usable products.
https://patents.google.com/patent/US20110281341A1/en

Rozich Alan F (1990). *US Patent* No. 4,915,840. Process for sludge reduction in an aerobic sludge generating waste treatment system.
https://patents.google.com/patent/US4915840A/en

Sala-Garridoa R., Molinos-Senanteb M. etHernandez-Sanchob F (2011*). Chemical Engineering Journal,* 173(3), p.766-772. Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894711009934

Sangaré A. (2009). *Thèse de doctorat. Université du Québec à Trois-Rivière.* Analyse de l'utilisation des documents normatifs et règlementaires chez les fabricants de machines au Québec.
http://depot-e.uqtr.ca/1179/1/030098555.pdf

Staton Kevin L., Alleman James E., Pressley Richard L. et Eloff Jim (2001). *Proceedings of the Water Environment Federation,* 2001(1), p.1484-1495. 2nd Generation Autothermal Thermophilic Aerobic Digestion: Conceptual Issues and Process Advancements.
https://www.ingentaconnect.com/content/wef/wefproc/2001/00002001/00000001/art00115

Tessier A., Campbell P. G. C., et Bisson M (1979). *American Chemical Society,* 51(7), p.844-851. Sequential Extraction Procedure for the Speciation of Particulate Trace Metals.
https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/ac50043a017

Ugwuanyi J.O., Harvey L.M. et McNeil B (1999). *Journal of Applied Microbiology,* 87(3), p.987-395. Effect of process temperature, pH and suspended solids content upon pasteurization of a model agricultural waste during thermophilic aerobic digestion.
https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1046/j.1365-2672.1999.00831.x

Ugwuanyi J. O., Harvey L.M. et McNeil B (2004). *Bioresource Technology*, 96(6), p.707-719. Effect of digestion temperature and pH on treatment efficiency and evolution of volatile fatty acids during thermophilic aerobic digestion of model high strength agricultural waste.
https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852404002457

USEPA (1990). United States Environmental Protection Agency, environmental regulations and technology: *Office of Research and Development*. Autothermal thermophilic aerobic digestion of municipal wastewater sludge.
https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-07/documents/epa-625-r-92-013.pdf

Van Lier J.B., Tilche A., Ahring B.K., acarie H., Moletta R.,Dohanyos M., Hulshoff Pol L.W. et P. Lens and Verstraete W (2001). *Water science & technology*, 43(1), p.1-18. New perspectives in anaerobic digestion.

https://iwaponline.com/wst/article/43/1/1/6580/New-perspectives-in-anaerobic-digestion

Zhou J., Mavinic Donald S., Kelly Harlan G., et William Ramey D (2002). *Journal of Environmental Engineering and Science,* 1(6), p.409-415. Effects of temperatures and extracellular proteins on dewaterability of thermophilically digested biosolids. http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/s02-029#.W94o9kxFyUk

SOURCES INTERNET

ASM (2015). http://asm-group.com. Groupe ASM, (consulté le 28 novembre 2015).

BNQ (2017). http://www.bnq.qc.ca/fr/index.html. Bureau de la normalisation du Québec (BNQ), (consulté le 5 octobre 2017).

CCN (2017). https://www.scc.ca/fr. Conseil canadien des normes, (Consulté le 03 novembre 2017).

CSA (2017). http://www.csagroup.org/fr/. CSA, (consulté le 23 septembre 2017).

CSST (2017). https://www.csst.qc.ca, CSST, (consulté le 25 novembre 2017)

DC (2017). http://deleguescommerciaux.gc.ca. Délégués commerciaux - Gouvernement du Canada, (consulté le 5 octobre 2017).

Énergie et développement (2017). http://energie-developpement.blogspot.ca/, (consulté le 20 septembre 2017).

Envision (2017). http://www.envisionledlighting.com/edison-testing. Envision, (consulté le 27 septembre 2017).

Intertek (2017). http://www.intertek.com/marks/etl/.Intertek (consulté le 27 septembre 2017).

ISO (2017). https://www.iso.org/fr/home.html.ISO, (consulté le 23 septembre 2017).

MDDLCC (2017). http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/, (consulté le 21octobre 2017).

MRCVS (2017). http://www.mrcdevaudreuil-soulanges.com. La municipalité régionale de comté de Vaudreuil-Soulanges, (consulté le 27 octobre 2017).

MRCVS (2016). Plan de gestion des matières résiduelles (PGMR) 2016- 2020. http://www.mrcdevaudreuil-soulanges.com/fr/PGMR. (Consulté le 03 novembre 2017).

UL (2017). https://canada.ul.com/fr/normesulc/.UnderwritersLaboratories, (consulté le 27 septembre 2017).