

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	5
1.1 Historique de la matière résiduelle	5
1.2 Composition des matières résiduelles	7
1.3 Avenues de valorisation	9
1.4 Matière résiduelles organiques	12
1.5 Technologies de compostage	13
1.6 Procédé de tri-compostage	16
1.7 Fonctionnement du tri-compostage	17
1.7.1 Réception des matières résiduelles	17
1.7.2 Prétraitement en bioréacteur	18
1.7.3 Affinage et tri balistique	19
1.7.4 Maturisation	20
1.7.5 Traitement de l'air	21
1.8 Règlementations actuellement en vigueur	22
1.9 Principes du compostage	25
1.9.1 Granulométrie	27
1.9.2 Taux d'oxygène lacunaire	27
1.9.3 Rapport C/N	29
1.9.4 Teneur en eau	30
1.9.5 Température	31
1.9.5.1 Phase initiale	32
1.9.5.2 Phase thermophile	32
1.9.5.3 Phase de stabilisation	32
1.9.6 Hygiénisation (ou pasteurisation)	33
1.9.7 Propriétés physico-chimiques de la matière	33
CHAPITRE 2 MATÉRIEL ET MÉTHODE	35
2.1 Méthodologie de recherche	35
2.2 Unité pilote	36
2.3 Variables à l'étude	39
CHAPITRE 3 RÉSULTATS	43
3.1 Matières résiduelles brutes	43
3.2 Matière organique traitée	44
3.3 Évolution de la température	44
3.4 Perte de masse	48

3.5	Teneur en eau	51
3.6	Hygiénisation	52
CHAPITRE 4 DISCUSSION		53
4.1	Matières résiduelles utilisées	53
4.2	Vitesse de rotation	53
4.3	Ventilation	55
4.4	Masse de remplissage	57
4.5	pH et taux d'oxygène lacunaire	57
4.6	Tri-compostage dans la gestion des MR	57
CONCLUSION		61
BIBLIOGRAPHIE		62

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1 Bioréacteur proposé pour une usine de tri-compostage québécoise ...	20
Tableau 1.2 Classification des composts selon la quantité d'impuretés Tiré de BNQ (2005)	23
Tableau 1.3 Classification des composts selon la quantité d'éléments-traces Tiré de BNQ (2005)	24
Tableau 1.4 Variables mesurées dans diverses recherches sur le compostage	26
Tableau 1.5 Masse volumique de différents types de matières résiduelles Tiré de Bailie <i>et al.</i> (1999)	28
Tableau 2.1 Caractéristiques techniques des bioréacteurs industriel et pilote Tiré de BPR (2009)	38
Tableau 2.2 Rapports et facteur d'échelle entre les bioréacteurs industriel et pilote Tiré de BPR (2009)	38
Tableau 2.3 Paramètres et variables de l'expérimentation	39
Tableau 2.4 Paramètres physico-chimiques analysés	42

LISTE DES FIGURES

	Page	
Figure 1.1	Relation entre PIB et génération des matières résiduelles au Québec, de 1996 à 2006. Tirée de Recyc-Québec (2007)	5
Figure 1.2	Boîte à ordure du 19 ^e siècle à Paris, France. Tirée de Barles (2005)	7
Figure 1.3	Composition des matières de la collecte de déchets pour l'ensemble du Québec (272 kg/personne/année). Tirée de Recyc-Québec (2009)	8
Figure 1.4	Comparaison de la catégorisation des matières résiduelles établie par Recyc-Québec et par le CEMAGREF. Tirée de Morvan <i>et al.</i> (2004); Recyc-Québec (2007).....	9
Figure 1.5	Évolution de la récupération et de l'élimination au Québec. Tirée de Recyc-Québec (2009)	10
Figure 1.6	Classification de différentes avenues de valorisation.	10
Figure 1.7	Schéma de procédé de Tri-compostage. Adaptée de Diaz <i>et al.</i> (2002)	17
Figure 1.8	Besoin en oxygène idéalisé selon la durée de la dégradation. Adaptée de Mustin (1987).....	29
Figure 1.9	Rapport C/N selon la durée de la dégradation. Adaptée de Lester et Birkett (1999)	30
Figure 1.10	Profil de température idéalisé pour un compostage par phase. Adaptée de Haug (1993), Lester et Birkett (1999) et (Mustin, 1987)	31
Figure 1.11	Courbe du pH idéalisé pour un compostage par phase. Adaptée de Mustin (1987).....	34
Figure 2.1	Photographies de l'unité pilote avant (a) et après (b) les modifications réalisées.	36
Figure 2.2	Schéma de l'unité pilote utilisée pour l'expérimentation.	37

Figure 3.1	Catégorisation des matières résiduelles utilisées, et selon Recyc-Québec <i>et al.</i> (2009).....	43
Figure 3.2	Pourcentage massique de matière minérale selon la position dans le bioréacteur (19 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).	45
Figure 3.3	Pourcentage massique de teneur en eau et de matière volatile selon la position dans le bioréacteur (19 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).	46
Figure 3.4	Évolution de la moyenne de température (1 rpm, 600 kg, ventilation naturelle).	47
Figure 3.5	Température atteinte selon la position dans le bioréacteur et le temps de la réaction (1 rpm, 600 kg, ventilation naturelle).	47
Figure 3.6	Masse de matières résiduelles dans le bioréacteur selon le temps de l'expérimentation (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).	49
Figure 3.7	Pertes de masse selon la masse de MR traitée dans le bioréacteur (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).	50
Figure 3.8	Teneur en eau de la matière organique présente dans les MR (1 rpm, 750 kg, ventilation naturelle).	51
Figure 3.9	Dénombrement des bactéries <i>E.coli</i> et coliformes fécaux dans la matière organique selon le temps de l'expérimentation (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).	52
Figure 4.1	Température maximale (a), temps pour atteindre 60 °C dans le bioréacteur (b) et perte de masse selon la masse traitée (c) (4 essais, 0,5 à 2 rpm, 600 kg, ventilation naturelle).	54
Figure 4.2	Température maximale (a), temps pour atteindre 60 °C dans le bioréacteur (b) et perte de masse selon la masse traitée (c) (4 essais, 1 rpm, 600 kg, ventilation d'air à 20 °C de 0 à 185 m ³ /h).....	55
Figure 4.3	Perte de masse sans ventilation et avec ventilation (1 rpm, 600 kg, ventilation de 250 m ³ /h à 60 °C).....	56
Figure 4.4	Température maximale (a), temps pour atteindre 60 °C dans le bioréacteur (b) et perte de masse selon la masse traitée (c) (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).....	58

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

3RVE	Réduction, réutilisation, recyclage, valorisation, élimination
ACM	Amendement calcique et magnésique
CCME	Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement
C.F.	Coliformes fécaux
CEMAGREF	Institut de recherche en sciences et technologies pour l'environnement (France)
CRD	Matières résiduelles issues du secteur de la construction, rénovation ou démolition
CRIQ	Centre de recherche industrielle du Québec
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
<i>E.coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ÉTS	École de technologie supérieure
GES	Gaz à effet de serre
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LET	Lieu d'enfouissement technique
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MR	Matière(s) résiduelle(s)
MRM	Matière(s) résiduelle(s) mixtes(s)
MRO	Matière(s) résiduelle(s) organique(s)
MSW	Municipal solid waste
PIB	Produit intérieur brut
RDD	Résidus domestiques dangereux
REIMR	Règlement sur l'enfouissement et l'incinération des matières résiduelles

INTRODUCTION

Les sociétés de nombreux pays du monde manifestent actuellement un grand intérêt pour la santé de la planète. Les différents Sommets de la terre organisés par l'Organisation des Nations Unies et, dernièrement, la Rencontre de Copenhague sont autant d'événements témoignant de la volonté politique des États de faire avancer la cause environnementale avec l'objectif, entre autres, de réduire l'impact négatif qu'ont les habitudes de consommation des populations sur l'intégrité des grands systèmes écologiques. Force est de constater que les habitants de la planète produisent de plus en plus de déchets et que, bien souvent, la perception de ces matières résiduelles (MR) est négative et que la préoccupation à l'égard de leur disposition est plutôt faible, voire complètement absente. Des tonnes de matières sont mises au rebut, entassées dans des sites, dispersées dans la nature ou simplement laissées à l'abandon dans les milieux de vie, mais cette situation est peu à peu amenée à changer.

Le Québec a produit en 2008 près de 13 millions de tonnes de matières résiduelles. De ce volume, les matières organiques récupérées représentent 384 000 tonnes (Recyc-Québec, 2009). La *Politique québécoise de gestion des matières résiduelles 1998-2008* fixait l'objectif de valorisation des matières organiques à 60 % de la masse de matières organiques potentiellement valorisable, mais le bilan 2008 montre que seulement 12 % de la masse a pu être valorisé. L'augmentation de la valorisation, notamment par compostage, fait partie des défis importants mis de l'avant par Recyc-Québec qui, dans *Le plan stratégique 2010-2015*, vise toujours à mettre en valeur 60 % de la masse de matières organiques annuellement, ce qui représente 1 536 000 tonnes supplémentaires de matières organiques (Recyc-Québec, 2009).

Le manque d'infrastructures de traitement est aussi un élément critique de la situation québécoise. En effet, selon le *Bilan 2008 de la gestion des matières résiduelles au Québec* (Recyc-Québec, 2009), 82 % des matières à éliminer sont dirigées vers des lieux d'enfouissement technique (LET). Le traitement par compostage à grande échelle est

presque marginal bien que le compostage soit une méthode tout à fait naturelle. Si cette manière de disposer de la matière organique peut paraître nouvelle lorsqu'elle prend des proportions industrielles, il demeure que la nature a composté des milliards de tonnes de matières organiques, et ce, depuis la nuit des temps.

Problématique

La volonté d'éliminer rapidement les matières résiduelles a mené à l'adoption de méthodes de traitement ou de disposition qui demeurent perfectibles. Motivé par une volonté à la fois citoyenne et politique, le développement de technologies de traitement ou de transformation bat son plein puisque les effets néfastes de l'enfouissement sont mieux connus : risques de contamination à plus ou moins long terme des nappes phréatiques, empiètement important d'espaces naturels, dégradation de l'habitat et des paysages, émissions de gaz à effet de serre, etc. Parallèlement aux efforts pour réduire la génération de matières résiduelles, la recherche de technologies plus performantes permettrait d'approcher de plus en plus les objectifs de valorisation fixés collectivement pour le Québec. La présente recherche s'intéresse à l'une de ces technologies, le tri-compostage et, plus particulièrement, au bioréacteur qui constitue la pièce maîtresse de ce procédé.

Objectifs de recherche

La présente recherche a pour objectif d'évaluer les paramètres d'opération d'un bioréacteur dans le procédé de tri-compostage, particulièrement en ce qui concerne les phénomènes induits par :

- a. l'aération forcée ;
- b. la vitesse de rotation du bioréacteur ;
- c. la masse de la matière présente dans le tube du bioréacteur.

Approche générale de recherche

L'approche retenue est de type expérimentale, axée sur la recherche de paramètres de calibrage et d'optimisation du système. Les conditions d'étude simulent le procédé industriel en utilisant directement les matières résiduelles domestiques mixtes. Pour ce faire, une unité pilote à une échelle d'environ 1 : 5 a été utilisée. Les paramètres d'aération, de vitesse de rotation et de masse de matière ont fait l'objet de variations et les caractéristiques physico-chimiques de la matière organique en sortie (comparées avec l'entrée) ont servi de variables de réponse pour évaluer l'efficacité.

Les hypothèses suivantes ont été émises :

- les matières résiduelles domestiques alimentant le bioréacteur présentent une composition constante ;
- l'unité pilote permet de simuler le comportement de l'opération de compostage d'un bioréacteur industriel ;
- différents paramètres influencent l'efficacité d'un bioréacteur et leur analyse peut permettre de trouver des tendances permettant d'en optimiser le procédé.

Le présent mémoire comprend quatre chapitres. Le premier chapitre, la revue de littérature, aborde la gestion des matières résiduelles sous plusieurs thèmes : un rappel historique, une présentation des matières résiduelles, leurs caractéristiques, leur génération et les technologies actuelles de traitement. Le deuxième chapitre, qui traite des éléments méthodologiques, décrit les installations et équipements utilisés et présente la démarche suivie pour mener la recherche et acquérir les résultats recherchés. Le chapitre suivant collige les différents résultats à partir des différents paramètres suivis lors du déroulement de chacune des deux périodes d'expérimentation. Le quatrième chapitre propose une discussion sous l'angle des différents acteurs impliqués dans la gestion des matières résiduelles, soit la collectivité productrice, les instances qui en effectuent la collecte et le traitement ainsi que les utilisateurs des produits générés par le processus de valorisation. Une conclusion complète ensuite le mémoire.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Historique de la matière résiduelle

Selon Recyc-Québec (2007), la production de matières résiduelles est directement liée à l'augmentation de la consommation. En effet, la génération de matières résiduelles suit la croissance du niveau de vie moyen au Québec, tel qu'illustré à la figure 1.1.

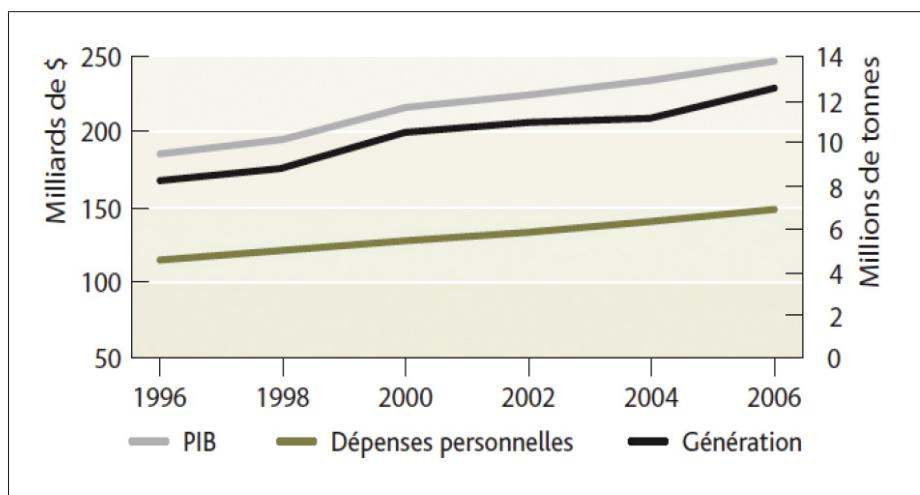


Figure 1.1 Relation entre PIB et génération des matières résiduelles au Québec, de 1996 à 2006.

Tirée de Recyc-Québec (2007)

Selon les chiffres de l'Institut de la statistique du Québec, depuis 1991 la consommation de biens et de services au Québec a plus que doublé (ISQ, 2009). De même, la production de matières résiduelles a connu une hausse de 85 % depuis 1992 alors que la population n'a augmenté que de 5 % (Recyc-Québec, 2002).

Sabine Barles (2005) propose, dans son ouvrage intitulé *L'invention des déchets urbains*, une explication historique selon laquelle la spécialisation des usages a permis une

diversification des matières utilisées dans la vie quotidienne. Les matières premières, qui sont bien souvent de fabrication synthétique, ne sont plus nécessairement locales. Cette forme de progrès aurait aussi diversifié les matières à traiter et complexifié les opérations de traitement. Par ailleurs, le transport ajoute à la problématique de la gestion des matières résiduelles en raison des coûts et des impacts tant sur l'environnement que sur la qualité de vie des citoyens (Thomson, 2009). Les problèmes environnementaux reliés aux MR dépassent donc la gestion locale et quotidienne.

Une fois que les matières organiques sont soustraites de leur cycle naturel ou lorsqu'est déclarée la fin de la vie utile d'un produit, les matières résiduelles prennent un nouveau sens et c'est alors que les technologies de tri et de traitement entrent en jeu. Pendant plusieurs années, ces matières ont été qualifiées de déchets, en leur donnant une connotation de perte de matière autant que de qualité et de valeur (Barles, 2005). L'ingénieur a alors conçu des systèmes visant l'amélioration de la gestion de ces matières.

La plus simple et la plus célèbre invention du génie pour l'environnement est sans doute la poubelle, qui est associée à l'arrêté du 24 novembre 1883 par lequel le Préfet de la Seine, Eugène Poubelle, imposa aux propriétaires d'immeubles de Paris de mettre une ou plusieurs boîtes à la disposition de leurs occupants. La forme et la dimension étaient imposées. L'arrêté décrit les heures de cueillette, les matières acceptées, etc. (Barles, 2005). Ce fut le début des plans de gestion des matières résiduelles. La figure 1.2 illustre les boîtes à ordures qu'on proposait au 19^e siècle à Paris.

Aujourd'hui, les équipements de collecte ont bien changé et le volume des matières résiduelles à transporter, relativement à la masse générée, a diminué grâce aux équipements de compactage. Ce changement transforme la matière résiduelle et constitue un nouveau défi en termes de traitement.

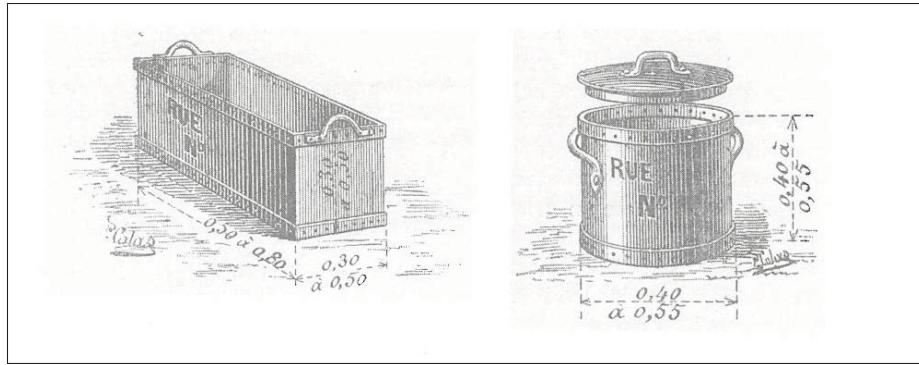


Figure 1.2 Boîte à ordure du 19^e siècle à Paris, France.
Tirée de Barles (2005)

1.2 Composition des matières résiduelles

Au Québec, les matières résiduelles font l'objet d'une catégorisation, réalisée à intervalle régulier par Recyc-Québec et ses partenaires. Ces études récurrentes tentent de préciser la génération de matières résiduelles de l'ensemble de la population québécoise à partir d'un plan statistique. La dernière étude en date, intitulée *Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel au Québec 2006-2007* (Recyc-Québec *et al.*, 2009), ventile les matières résiduelles de la province de Québec selon neuf catégories de matières comme l'illustre la figure 1.3.

La figure 1.3 montre que près de 60 % du contenu des déchets envoyés à l'enfouissement est composé de matières organiques. Pourtant, nombreuses sont les possibilités d'utilisation des matières résiduelles organiques (MRO). Selon le produit valorisé, il peut servir comme amendement de sol, engrais horticole, matériel de remblai ou encore pour la restauration de paysages. On peut aussi utiliser la MRO comme matière première dans des procédés de valorisation énergétique tels que la biométhanisation ou le captage de biogaz ou la gazéification.

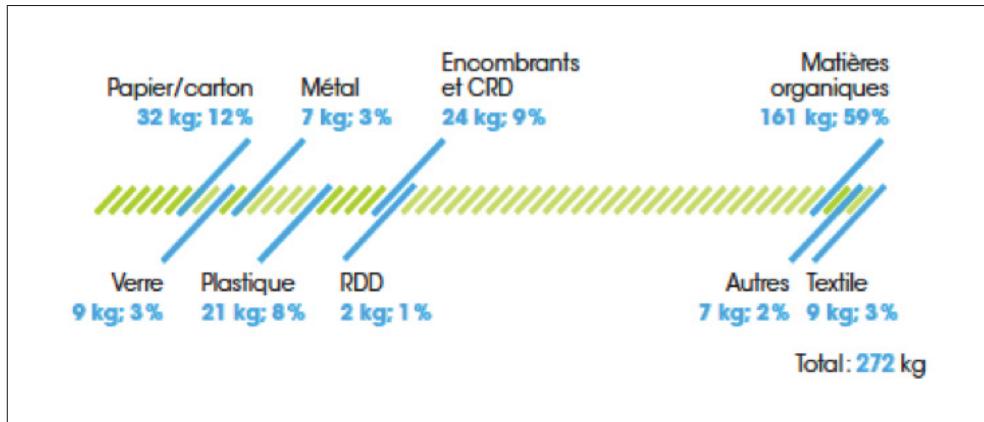


Figure 1.3 Composition des matières de la collecte de déchets pour l'ensemble du Québec (272 kg/personne/année).

Tirée de Recyc-Québec (2009)

Les matières résiduelles domestiques présentent des variations quantitatives d'ordre saisonnier et géographique de même que selon le secteur, le type d'immeuble, la classe de revenu ou le niveau de scolarité des occupants. La production de matières résiduelles est plus forte pendant la saison estivale étendue. Une variation maximale de 36 % est notée entre les valeurs les plus faibles et les plus fortes de génération de matières résiduelles au cours d'une année. Toujours selon Recyc-Québec (2009), en ce qui concerne les matières destinées à l'élimination, le milieu urbain (289,6 kg) se caractérise par une génération annuelle par personne supérieure de 16 % au milieu rural (248,6 kg).

Pour illustrer la spécificité de la composition des matières résiduelles selon les régions productrices, une comparaison a été réalisée entre les données québécoises et les données de l'usine de Launay-Lantic qui traite les matières résiduelles de la région des Côtes d'Armor (département 22) en France (Morvan *et al.*, 2004). La figure 1.4 montre que la composition varie sensiblement entre cette région et le Québec, bien que les systèmes de collecte soient organisés de manière similaire. La première catégorie de la figure permet aussi de constater que la proportion des matières résiduelles qui sont d'origine organique est de 45 % supérieure au Québec qu'à Launay-Lantic, ce qui tend à démontrer à la fois la nécessité d'agir et le potentiel de matière organique à récupérer.

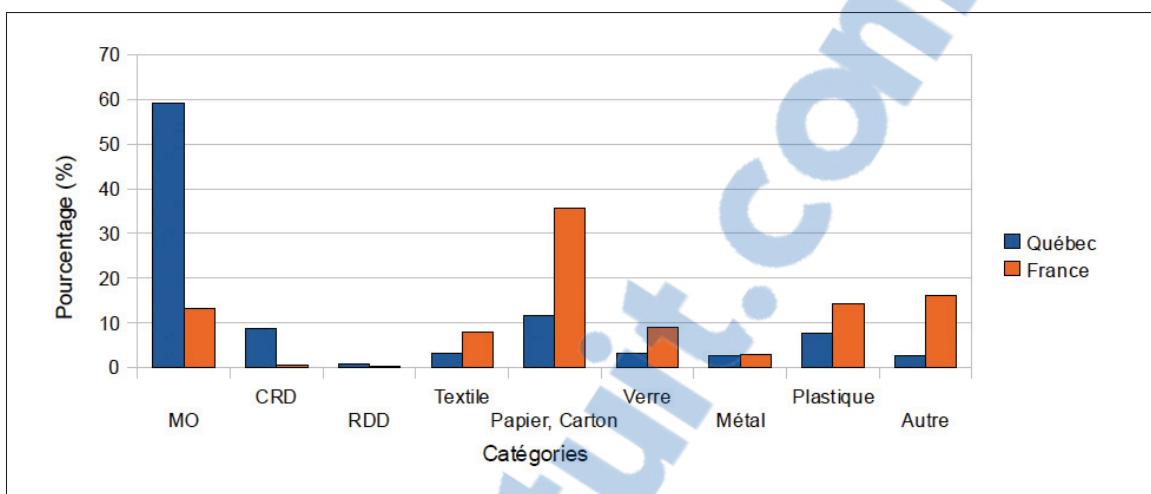


Figure 1.4 Comparaison de la catégorisation des matières résiduelles établie par Recyc-Québec et par le CEMAGREF.
Tirée de Morvan *et al.* (2004); Recyc-Québec (2007)

La mixité des matières résiduelles actuelles constitue un problème majeur pour le traitement et aucun indice ne laisse croire au renversement de cette tendance. Toutefois, certains choix du consommateur, tels ceux de refuser l'emballage, privilégier le retour au fabricant, utiliser les éco-centres et les déchetteries, etc., sont de plus en plus populaires et permettent d'améliorer le portrait de la génération de matières résiduelles. La figure 1.5 montre qu'il y a eu augmentation de la récupération et que depuis 2008, le Québec récupère maintenant plus de matières qu'il n'en élimine.

1.3 Avenues de valorisation

Il existe de nombreuses avenues de valorisation de la matière organique qu'il est possible de regrouper en deux grandes classes : la valorisation énergétique et la valorisation de la matière. La biométhanisation, le captage de biogaz associé aux sites d'enfouissement, la production de bioéthanol, la gazéification, l'incinération et le compostage sont différentes avenues de valorisation de la matière organique qui peuvent être classées selon ces deux grands axes. Ces technologies de traitement, qui peuvent

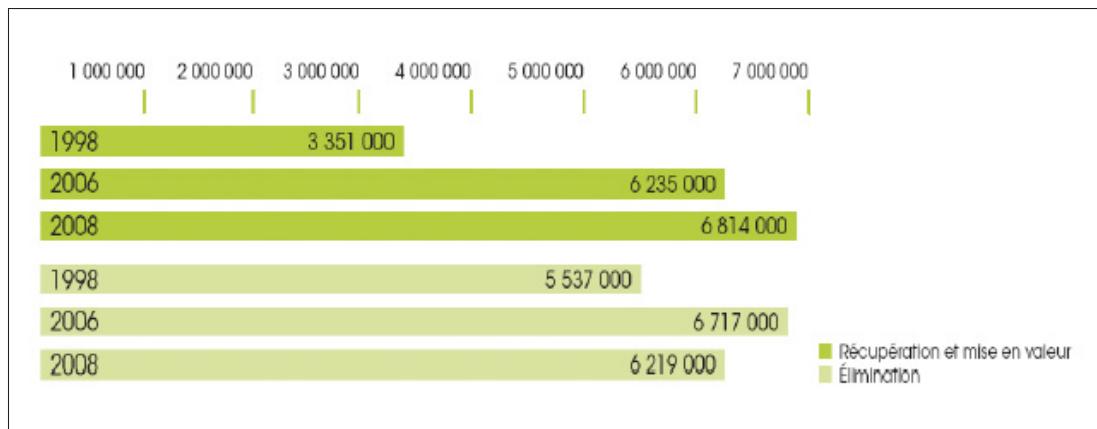


Figure 1.5 Évolution de la récupération et de l'élimination au Québec.

Tirée de Recyc-Québec (2009)

ensuite se décliner de plusieurs manières, sont classées à la figure 1.6.

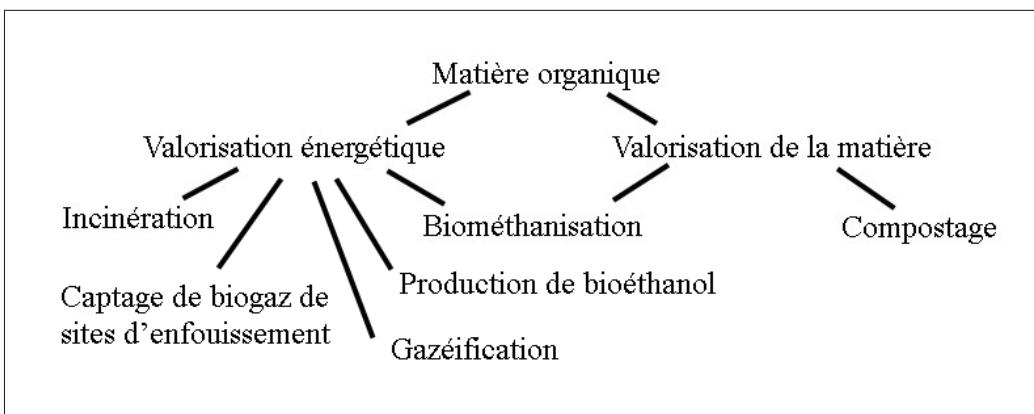


Figure 1.6 Classification de différentes avenues de valorisation.

L'incinération consiste à brûler les matières résiduelles principalement pour réduire le volume et la masse des matières résiduelles tout en utilisant son pouvoir calorifique. Cette technologie occupait seulement 4% des technologies de traitement en 2008 (Recyc-Québec, 2009). Elle reste toutefois une filière privilégiée dans plusieurs pays d'Asie et d'Europe. En effet, 72,5% des déchets sont incinérés au Japon (Hunsicker

et al., 1996) alors qu'en Suisse 88 % des déchets empruntent cette filière (Office fédéral de l'environnement, 2009).

Bien que peu présente sur le territoire québécois, la production de bioéthanol à partir des MR est une option de valorisation prometteuse. Cette technologie propose une production de biocarburant à partir des MR plutôt qu'à partir des plantes. Une étude réalisée par Stichnothe et Azapagic (2009) affirme que cette technologie, appliquée à des résidus de papier, permet d'économiser 460 kg d'équivalent CO₂/t de MR comparativement à la filière conventionnelle de recyclage du papier. Cette économie correspond à diviser par huit la production de gaz à effet de serre (GES) de cette filière.

Le captage de biogaz de site d'enfouissement est surtout mis en oeuvre dans les sites qui ont été fermé depuis moins de cinq ans, alors que l'activité de dégradation est maximale (BPR, 2009). Un combustible composé en grande partie de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂), le biogaz, est capté par un réseau de puits. Le biogaz peut être raffiné et peut être utilisé pour son potentiel calorifique. La biométhanisation provoque la réaction de dégradation de la matière organique dans des condition anaérobies contrôlées pour récupérer le même type de biogaz que celui capté dans des sites d'enfouissement (CCC, 2007). La différence entre ces procédés se trouve au niveau du sous-produit de la réaction (le digestat) qui est aussi valorisé pour son potentiel d'amendement de sol. C'est pourquoi ce procédé chevauche les deux avenues de valorisation (énergétique et matière).

Le procédé d'élimination le plus largement utilisé au Québec, soit la mise en décharge (Recyc-Québec, 2009), s'est ajusté aux impératifs de valorisation imposés par les autorités environnementales. Plusieurs sites sont aujourd'hui équipés de systèmes permettant la récupération des biogaz issus de la dégradation de la matière organique. D'autres sites s'inspirent du bioréacteur et humidifient artificiellement leur matière dans un environnement étanche et favorisent la création de biogaz.

Pour la disposition de la matière organique, deux options de collecte sont généralement proposées aux citoyens. Le premier type de collecte est mixte et contient l'ensemble des

matières résiduelles produites par les citoyens, à l'exception des matières récupérables ou consignées qui sont mises en valeur selon les localités. Le second type de collecte est sélectif et se limite à la matière organique domestique. Les collectes peuvent donc être à deux ou à trois voies, la troisième voie étant réservée à la matière organique.

La présente étude restreint son champ d'analyse à la valorisation de la matière issue de la collecte à deux voies et privilégie la technologie de tri-compostage.

1.4 Matière résiduelles organiques

La matière organique résiduelle d'origine domestique, une fois valorisée, peut permettre d'entretenir ou d'améliorer l'activité biologique des sols et favoriser la nutrition des végétaux. Le caractère fertilisant est donc ajouté à la matière résiduelle tel que définie par l'Organisation internationale de normalisation (ISO, 1984). Les matières résiduelles fertilisantes (MRF) regroupent à la fois les engrains et les amendements de sol. Les MRF se retrouvent principalement sous trois formes : les biosolides, les amendements calciques ou magnésiens (ACM) et les composts (MDDEP, 2008). Les biosolides, traditionnellement appelés « boues », proviennent du traitement des eaux usées municipales ou industrielles. Ils sont utilisés comme amendements organiques des sols ou comme source d'éléments fertilisants (engrais). Les ACM regroupent les cendres, les poussières de cimenteries, les boues de chaux de papetières et autres résidus minéraux alcalins utilisés principalement pour éléver le pH des sols.

Selon le MDDEP (2008), les MRF sont surtout utilisés au Québec pour :

- l'épandage direct sur les sols agricoles ;
- la transformation en compost ;
- la fabrication de terreaux commerciaux (avec du compost ou des MRF non compostées) ;
- la végétalisation de lieux dégradés ;
- l'épandage sur les sols forestiers.

On développe aussi d'autres modes de valorisation tels que :

- la distribution de MRF aux citoyens ;
- l'utilisation comme paillis ou pour l'hydro-ensemencement ;
- l'utilisation comme litière pour les animaux, etc.

Les MRF représentaient, en 2004, seulement 3 % des quelques 33 millions de tonnes de matières fertilisantes épandues en agriculture MDDEP (2004). Ainsi, le million de tonnes valorisé sous forme d'amendement agricole représente 73 % de la masse de matière générée au Québec. Théoriquement, il existe un marché québécois pour l'ensemble de la matière organique résiduelle générée au Québec.

1.5 Technologies de compostage

Les techniques de compostage ont évolué avec l'évolution quantitative et qualitative des gisements à composter et la volonté de réduction des nuisances engendrées, telles la maîtrise des odeurs, la limitation de l'espace et la rapidité de l'opération (Aboulam, 2005). Pour composter la matière organique qui se trouve dans les matières résiduelles d'origine domestique, trois options sont généralement proposées (Haug, 1993) :

- a. composter la fraction organique avec le minimum de pré-traitement ;
- b. trier mécaniquement les matières indésirables avant de les composter ;
- c. composter uniquement la matière organique qui est séparée par les citoyens.

Les options proposées se différencient par l'ordre dans lequel elles placent le tri par rapport au compostage. La troisième option, appelée aussi la troisième voie, s'implante dans certaines régions du Québec, alors que le tri est effectué avant la collecte. La deuxième option de traitement propose une infrastructure permettant de réaliser le tri avant la dégradation, tandis que le tri-compostage se classe dans la première option de traitement et initie le compostage avant le tri. Le choix de l'option doit tenir compte de la qualité de compost à produire, de l'espace disponible, de l'investissement à supporter,

etc. Différentes technologies de compostage industriel peuvent être utilisées une fois que le choix de base a été défini. Ces technologies se classent en quatre catégories :

- a. le compostage en andains à l'air libre ou sous bâtiments, avec une aération naturelle ou forcée ;
- b. le compostage en conteneurs ou en tunnel ;
- c. le compostage en box (ouverts ou couverts) ou en silo ;
- d. le compostage en tube rotatif, qui peut servir aussi à un pré-traitement avant la mise en andains.

Le compostage en andains est le plus simple et le moins mécanisé. Il comporte cependant certains désavantages vis-à-vis le compostage plus mécanisé. Il nécessite une surface plus grande que le compostage en tube rotatif, il est réalisé à l'extérieur et doit composer avec le climat et la production d'odeur. Le compostage en conteneur ou en tunnel, en box ou en silo permet de limiter la surface nécessaire, et se situe à mi-chemin entre le compostage en andain et le compostage en tube rotatif (Lester et Birkett, 1999).

Le compostage, dans sa version en tube rotatif, est une technologie permettant une utilisation décentralisée (Kalamdhad et Kazmi, 2008). La grande plage de matières à composter, la rapidité du compostage et la protection de la santé des travailleurs qui sont moins en contact avec les MR sont des avantages mesurables au niveau de l'opération (Tolvanen *et al.*, 1998). Il y a deux aspects importants du tube rotatif qui permettent l'accélération du procédé de compostage. Le premier est que le matériel en mouvement constant assure un contact permanent avec l'oxygène, et le second est que la matière fraîche ajoutée est aérée par de l'air chaud chargé en ammoniac (Kalamdhad et Kazmi, 2008).

Une étude menée par Cabaraban *et al.* (2008) indique que les émissions gazeuses d'un bioréacteur fermé contribuent à un potentiel de réchauffement climatique évalué à 0,86 kg d'équivalent CO₂/kg de MR. Le lieu d'enfouissement technique avec captage de biogaz

émettrait quant à lui 1,54 kg d'équivalent CO₂/kg de MR. L'utilisation d'un bioréacteur représente donc une économie nette de près de 45 % d'émission de gaz à effets de serre par rapport à la technologie généralement utilisée.

De même, selon Wilkinson (2010), le calcul du cycle de vie du *Municipal Solid Waste Decision Support Tool* de l'Agence de protection environnementale américaine (EPA) définit la technologie de traitement des MR mixtes basée sur le principe du bioréacteur comme une solution économique, à faible émission de gaz à effet de serre et à faible consommation énergétique lorsque comparée avec l'enfouissement traditionnel et la collecte de MRO séparée.

Vuorinen et Saharinen (1997) ont mesuré l'activité microbienne et les paramètres chimiques d'une opération de compostage de produits laitiers, de lisier de porc et de paille dans un bioréacteur. Mohee et Mudhoo (2005) ont observé les changements physiques dans le compostage de copeaux de bois, fumier de poule et résidus de légumes verts pendant une période de 36 jours dans un bioréacteur. Hu *et al.* (2009) ont suivi les propriétés physiques et les macro-nutriments d'une production de compost en bioréacteur à partir de résidus de mollusques et de copeaux de bois pour en assurer le respect des normes américaines. D'autres encore ont tenté de composter différentes MR. L'atteinte d'un compost mature à partir de MR diverse a donc été étudié et la qualification de la maturité du compost est maintenant mieux comprise.

Pourtant, selon Kalamdhad et Kazmi (2008) l'information sur les aspects opérationnels et la dynamique du compostage des MR mixtes dans un bioréacteur est encore limitée. C'est ce questionnement qui motive les présents travaux de recherche, appliquée cette fois au tube rotatif, qui sert de pré-traitement dans un procédé industriel appelé le tri-compostage.

1.6 Procédé de tri-compostage

L'hétérogénéité et la présence d'éléments indésirables non biodégradables dans les matières résiduelles domestiques, le verre et les plastiques notamment, nécessitent une association de la technique du compostage avec des équipements de tri, et ce, afin d'obtenir un compost hygiénisé, stabilisé mais aussi propre et qui respecte des normes de qualité. C'est cette association qui a conduit au procédé de tri-compostage (Aboulam, 2005).

Le tri-compostage est avant tout un mode de traitement bio-mécanique au moyen d'un bioréacteur. Outre les paramètres physico-chimiques des déchets ménagers en compostage et les conditions nécessaires pour favoriser l'activité microbienne, des méthodes de tri doivent être mises en oeuvre pour éliminer un maximum d'indésirables afin d'obtenir, en fin de traitement, un compost de qualité. La figure 1.7 montre le schéma global du fonctionnement du procédé de tri-compostage.

Le tri-compostage consiste à séparer mécaniquement les matières résiduelles selon leur composition. Le bioréacteur sert à activer le processus de compostage de manière à faciliter la séparation du maximum de matières résiduelles fermentescibles de celles qui ne le sont pas. Il existe plusieurs bioréacteurs qui tournent actuellement dans des procédés de tri-compostage. Cette technologie est implantée en Europe depuis bientôt 15 ans, mais le procédé demeure assez nouveau au Canada. La revue *Biocycle* fait souvent état du cercle restreint d'industriels américains qui ont adopté le tri-compostage. Spencer et Yepsen (2008) ont recensé 13 installations aux États-Unis qui utilisent le principe de tri-compostage. Les différentes installations permettent de traiter jusqu'à 350 tonnes par jour avec des réacteurs rapides (environ 5 rpm) ou lents (1 rpm et moins).

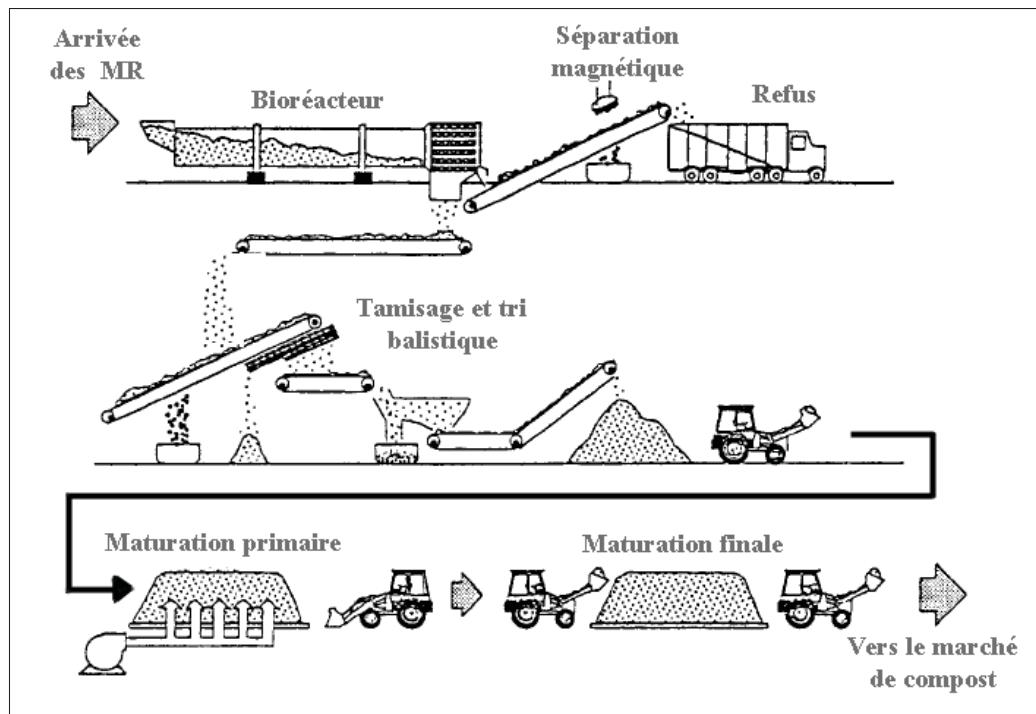


Figure 1.7 Schéma de procédé de Tri-compostage.
Adaptée de Diaz *et al.* (2002)

1.7 Fonctionnement du tri-compostage

Les informations qui ont permis de présenter la technologie de tri-compostage sont issues d'informations techniques appartenant à la compagnie BPR, qui propose cette technologie. L'étape de tri préalable à la réception des MR à l'usine de traitement, soit le tri des matières dangereuses, n'est pas décrite ici puisqu'elle n'est pas réalisée par la technologie visée. Toutefois, ce tri, jusqu'ici laissé à l'initiative citoyenne ou municipale, n'est pas moins important. Il peut influencer grandement la qualité du compost produit, comme les conditions de salubrité de toute la chaîne de traitement.

1.7.1 Réception des matières résiduelles

Les MR qui sont transportées à l'usine pour être traitées par tri-compostage sont d'abord pesées. Les transporteurs doivent peser leur cargaison sur un pont-bascule situé à l'entrée

du site. Les produits entrant dans le bioréacteur (ordures ménagères mixtes, déchets verts, boues et liquides de fosses septiques, etc.) et les produits sortant (refus, compost, etc.) sont ainsi pesés et enregistrés.

Le déchargement des camions d'ordures ménagères se fait dans une fosse qui correspond à un temps d'accumulation d'environ six jours, selon la pleine capacité de l'usine. Pour maintenir une qualité uniforme du compost, l'alimentation du bioréacteur doit se faire en un flux constant et la capacité d'accumulation de la fosse permet de pallier aux fluctuations de l'arrivée des ordures ménagères. Un pont roulant muni d'un grappin, situé au dessus de la fosse, permet le transfert des matières résiduelles stockées vers le départ du procédé en bioréacteur. Des boues d'épuration et des liquides résiduels, comme le lixiviat du procédé, peuvent être mélangés aux matières résiduelles. Le mélange liquide est alors retourné dans le bioréacteur afin de maintenir le compost à 55 % d'humidité relative à la sortie du tube.

Les déchets sont déversés à l'aide du grappin dans la trémie d'alimentation, laquelle est située dans l'espace de la salle de réception. Sous la trémie, un extracteur à palette se charge de réguler le flux de produit en reprenant de manière continue et homogène la matière dans la trémie. Les matières résiduelles sont ensuite introduites dans le réacteur tubulaire par un poussoir hydraulique.

1.7.2 Prétraitement en bioréacteur

Le bioréacteur joue un rôle clé dans le procédé de tri-compostage puisqu'il se situe au départ même des opérations. Assurant le compostage accéléré puis faisant office de broyeur lent, sa principale tâche consiste à préparer la séparation des matières organiques des matières non-organiques. Composé d'un tube rotatif en acier, le bioréacteur assure la fermentation accélérée et l'homogénéisation des résidus, sans apport de chaleur externe. La vitesse de rotation est d'environ 1 rpm pour une période d'environ 2,6 jours. Les conditions visées font croître la température interne et permettent une passivation et une hygiénisation du produit sortant. La rotation du

bioréacteur permet aussi la lacération des sacs de plastiques et le fractionnement des matières organiques et des papiers/cartons. Il en résulte un mélange homogène qui facilite à la fois le tri et la transformation de la matière organique en compost.

Le bioréacteur est situé à l'intérieur de l'usine. Des hottes sont installées au bouclier d'entrée et de sortie pour permettre le captage des gaz possiblement odorants. Afin de maintenir en tout temps la maturation aérobie, un ventilateur génère un apport d'air au bioréacteur. La ventilation, qui peut aller jusqu'à 4 m³ d'air par heure pour une tonne de compost, évite aussi la formation de gaz malodorants. Le ventilateur est généralement raccordé au bouclier de sortie du bioréacteur.

En sortie, les déchets chutent dans un premier crible dont la fonction est de répartir uniformément la charge sur le tapis transporteur sous celui-ci. Le tapis transporteur dirige ensuite les déchets vers le crible primaire (trommels rotatifs) pour y séparer la matière organique. Pour une transformation optimale, une certaine quantité d'eau ou de liquide peut encore être ajoutée à cette étape. L'objectif est de maintenir le niveau d'humidité dans une fourchette variant de 50 à 55 % en humidité relative. Si les matières résiduelles sont très froides, il faut alors prévoir un temps de résidence plus long. En hiver, compte tenu du flux des matières résiduelles 20 % plus faible (Bailie *et al.*, 1999), il est généralement possible d'augmenter le temps de séjour sans affecter la production globale. Le tableau 1.1 présente les paramètres de conception d'un bioréacteur tel que proposé pour une usine de tri-compostage québécoise.

1.7.3 Affinage et tri balistique

La matière provenant du bioréacteur passe dans un crible dont les mailles sont d'environ 30 mm. La fraction supérieure à 30 mm sera dirigée vers le module de refus par un convoyeur à bande. Elle contiendra moins de 20 % de matière organique compostable. La fraction inférieure à 30 mm (fraction passante du crible primaire) sera dirigée vers le tri balistique. Un double tapis à vitesse et inclinaison contrôlées éliminera les éléments lourds du compost. Les métaux sont récupérés par une bande magnétique

Tableau 1.1 Bioréacteur proposé pour une usine de tri-compostage québécoise

Tiré de BPR (2009)

Dimensions d'un bioréacteur proposé pour le traitement de 70 000 tonnes/année	
Longueur (m)	50
Diamètre (m)	4,75
Volume maximum résultant de ces dimensions (m ³)	886
Taux de remplissage conseillé (%)	85
Volume pour taux de remplissage requis	753
Masse moyenne traitée (kg) par m ³ de bioréacteur	650
Temps de séjour (d)	2,6
Nombre de jours / an de remplissage	300
Taux de fonctionnement / an (%)	82,2
Poids total annuel traité (t)	58 910

et les déchets les plus légers (plastiques, etc.) sont éjectés de la chaîne pour valorisation et disposition. Après ce tri balistique, la matière organique est dirigée vers un affinage encore plus fin, soit un crible à toile avec perforations de 8 mm qui éjecte les indésirables. La matière organique est par la suite transférée à l'intérieur de deux tambours qui broient les particules de verre encore présentes afin d'éliminer les rugosités et de rencontrer les normes du BNQ (voir tableau 1.2). Pour éviter l'émission d'odeur, le secteur du tri est aussi gardé sous pression négative. La matière organique est ensuite acheminée vers une aire de maturation.

1.7.4 Maturation

À son arrivée dans le bâtiment de maturation, la matière organique est disposée automatiquement en un andain continu d'environ 3 m de haut. Une aération forcée est modulée en fonction de la température et de l'humidité du compost pour être injectée sous l'andain. Ce dernier est retourné et déplacé régulièrement afin de permettre une bonne homogénéité, afin d'éviter la création de chemins préférentiels et aussi pour assurer la continuité du procédé. Après une période minimale de 60 jours de

maturation, le compost en devenir est transporté à l'extérieur sous des toiles pour y terminer sa phase de maturation.

Deux mois sont nécessaires pour la seconde phase de maturation. Déposé sous une toile semi-perméable, le compost atteindra sa maturation et sera prêt à être commercialisé. Au cours de ce dernier processus d'affinage, de l'air est insufflé sous la toile pour assurer au compost des conditions d'humidité et de température propices à sa parfaite maturation. Un retournement régulier sera effectué jusqu'à la fin du procédé pour favoriser l'homogénéité du produit. L'ensemble des opérations est suivi par des points de contrôle du pourcentage d'oxygène, d'humidité et de la température qui sont compilés de manière automatique. Le compost ainsi produit peut donc être vendu et utilisé comme matière résiduelle fertilisante.

1.7.5 Traitement de l'air

Le contrôle des odeurs de l'usine se fait grâce à plusieurs systèmes de captation aux sources et grâce à un traitement par biofiltration. L'ensemble des bâtiments est sous aération négative afin de collecter les odeurs et les envoyer vers le traitement biologique du biofiltre. L'air d'appoint dans tous les bâtiments passe par des vantelles et, en conséquence, un contrôle des odeurs peut être assuré.

Plusieurs circuits indépendants de captation d'air sont prévus et le taux de ventilation est de plus de trois renouvellements d'air par heure. Les différents circuits de captation convergent dans le bâtiment de maturation, puis vers le biofiltre. Une seule exception est faite pour le circuit de la fosse de réception des MR dont les émanations vont directement au biofiltre. Des ventilateurs sont installés en parallèle et peuvent être en fonctionnement simultanément ou utilisés seuls en fonction des phases de la journée et des saisons.

Le lit filtrant du biofiltre est composé d'un fond de pierres sur lequel est placé un mélange de différentes matières organiques filtrantes, tels que des copeaux de bois, écorce et tourbe, qui forment la biomasse. Sous la pierre se trouve un réseau de

conduites perforées qui assure une distribution uniforme d'air à travers la biomasse. La hauteur de biomasse (environ 1 800 mm) permet à une flore micro-biologique d'absorber les molécules odorantes. Le biofiltre est situé à l'extérieur et n'est pas couvert. La régénération du média filtrant doit donc être prévue à intervalles réguliers pouvant varier de trois à cinq ans. Il est aussi nécessaire de réaliser ponctuellement des retournements de la biomasse pour éviter le compactage de la biomasse.

1.8 Règlementations actuellement en vigueur

Le compostage constitue une avenue intéressante pour la valorisation des matières organiques. Toutefois, il faut prendre en compte les impacts environnementaux potentiels liés au procédé de compostage urbain. En effet, considérant que l'apport des matières résiduelles se fait généralement sans tri minutieux préalable, il peut générer un lixiviat hautement chargé en matière organique et concentrer divers contaminants présents dans les matières résiduelles. Ce lixiviat pourrait contaminer les eaux (de surface ou souterraines) ou encore dégager des odeurs en raison de la libération de substances volatiles (acides gras, composés azotés ou soufrés, cétones, aldéhydes, composés aromatiques, etc.) à des niveaux qui pourraient créer des nuisances environnementales (MDDEP, 2008).

Les distances devant séparer le site de compostage de ses différents voisins, d'une rivière, d'un plan d'eau, d'une zone commerciale ou de tout autre endroit à risque sont définies par les divers guides produits par le Ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). Le procédé de compostage doit être consigné dans un document complet, réalisé par une personne compétente et ce document doit être transmis au Ministère avant l'implantation d'une installation de compostage urbain ou industriel. Un plan de gestion des eaux, du bruit et des odeurs doit également être établis (MDDEP, 2008).

Chaque site de compostage doit aussi produire et conserver plusieurs registres traitant des intrants, des extrants, des opérations, des plaintes environnementales, des eaux de

lixiviation ainsi qu'un registre météo et un bilan annuel consolidé pour les installations de plus de 7500 m³. Le promoteur du site de compostage doit finalement prendre l'engagement de remettre le site qu'il utilise en bon état lors de la cessation des activités de compostage.

Lors de sa mise en valeur, le produit généré par le compostage doit atteindre un niveau de maturité, respecter des critères en regard de son contenu en éléments traces et en agents pathogènes, et ne pas présenter de corps étrangers au-delà de certains seuils (MDDEP, 2008). Une norme a été développée par le Bureau de normalisation du Québec (BNQ), soit la norme sur les composts (CAN/BNQ 0413-200), publiée en 1997 et mise à jour en janvier 2005. Cette norme spécifie les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques, ainsi que les méthodes d'échantillonnage et d'analyse devant être utilisées pour évaluer les caractéristiques du compost. Les tableaux 1.2 et 1.3 présentent la classification des composts selon les seuils d'impuretés et d'éléments traces présents dans les échantillons.

Tableau 1.2 Classification des composts selon la quantité d'impuretés
Tiré de BNQ (2005)

	Type AA	Type A	Type B
Impuretés exprimées en pourcentage sur base sèche	$\leq 0,01$	$\leq 0,5$	$\leq 1,5$
Impuretés de dimension comprise entre 12,5 et 25 mm comptées dans un échantillon de 500 mL	0	Ne s'applique pas	Ne s'applique pas
Impuretés de dimension plus grande que 25 mL comptées dans un échantillon de 500 mL	0	≤ 1	≤ 1

Le compost de qualité A ou AA est un compost tout usage, qui peut notamment être utilisé sur les terres agricoles, dans les jardins et les potagers, pour les activités horticoles, dans les pépinières, etc. Le compost de qualité B est une compost à

Tableau 1.3 Classification des composts selon la quantité d'éléments-traces
Tiré de BNQ (2005)

Éléments-traces	Contenu maximum pour le compost de type AA et A (mg/kg sur base sèche)	Contenu maximal pour le compost de type B (mg/kg sur base sèche)
Arsenic (As)	13	75
Cadmium (Cd)	3	20
Chrome (Cr)	210	—
Cobalt (Co)	34	150
Cuivre (Cu)	400	—
Mercure (Hg)	0,8	5
Molybdène (Mo)	5	20
Nickel (Ni)	62	180
Plomb (Pb)	150	500
Sélénium (Se)	2	14
Zinc (Zn)	700	1850

utilisation restreinte et est assujetti à certaines restrictions selon les provinces où il doit être utilisé (CCME, 1996). La maturité minimale du compost est définie dans *Les Lignes directrices sur la qualité du compost* (CCME, 2005) qui stipulent que la phase de maturation doit durer au moins 21 jours et respecter l'une des trois exigences suivantes : le taux d'assimilation de l'oxygène est égal ou inférieur à 400 mg O₂ / kg de solides volatils (ou matières organiques) par heure ; le taux d'évolution du CO₂ est égal ou inférieur à 4 mg / g par jour ; l'augmentation de température du compost au-dessus de la température ambiante est inférieure à 8°C.

Finalement, le CCME (2005) stipule que la teneur en coliformes fécaux doit être inférieure à 1000 NPP (Nombre le plus probable) par gramme de solides totaux (base sèche) et à moins de 3 NPP par 4 g de solides totaux (base sèche) pour la *Salmonella sp.*

Le compost qui atteint les critères de qualité peut être utilisé sur les terres agricoles à raison de 15 à 20 tonnes par hectare (1,5 à 2 kg/m²) dans les cultures de céréales et

les prairies. On utilise plutôt 30 à 50 tonnes à l'hectare (3 à 5 kg/m²) dans les cultures de fruits et légumes et 50 à 150 tonnes à l'hectare (5 à 15 kg/m²) dans les cultures exigeantes comme les légumes de serre (Robitaille, 2003). Les prix en vigueur en 2010 pour le compost issu des matières résiduelles domestiques varie entre 1 et 4\$/tonne au Québec (Naylor, 2010).

1.9 Principes du compostage

Le compostage s'effectue naturellement dans la nature. En milieu contrôlé, il est défini comme un procédé dirigé de bio-oxydation d'un substrat organique hétérogène solide incluant une phase thermophile (BNQ, 2005). Il est défini plus simplement comme un processus biologique assurant la décomposition des constituants organiques des sous-produits et déchets en un produit organique stable riche en composés humiques : le compost (Mustin, 1987).

Dès que les conditions physico-chimiques (aération, humidité, température) le permettent, les micro-organismes constituent une flore complexe (bactéries, levures, champignons, etc.) qui se met en activité rapidement. Cette activité se traduit par une dégradation microbienne aérobie de la matière organique solide (Mustin, 1987). Le compostage est un procédé qui doit avoir lieu en présence d'oxygène puisqu'il constitue une forme d'oxydation qualifiée de digestion aérobie. À l'inverse, en milieu clos ou sans oxygène, la dégradation prend une toute autre forme. Elle est alors qualifiée de digestion anaérobie et elle met en œuvre des micro-organismes différents de ceux du compostage. Lors de la dégradation microbienne aérobie de la chaleur, de l'eau et du CO₂ sont aussi produits. À l'inverse, en milieu clos ou sans oxygène, elle met en œuvre des micro-organismes dont les sous produits principaux sont le CH₄ et le CO₂.

L'étude des procédés de compostage à large échelle a fait l'objet d'une revue de littérature scientifique. Une tendance à l'étude de la maturité du compost a été remarquée, de même qu'une volonté de réduire le temps nécessaire à l'atteinte de cette maturité. Le tableau 1.4 dresse une liste de divers travaux de recherche sur des procédés de traitement de la

matière organique seule. Les variables mesurées pour qualifier l'opération de compostage y sont décrites, de même que la description de matières qui ont été traitées.

Tableau 1.4 Variables mesurées dans diverses recherches sur le compostage

Références	Type de procédé	Matières traitées	Variables mesurées
Hu <i>et al.</i> (2009)	Bioréacteur rotatif et fixe	Abats et coquilles de mollusques, copeaux de bois.	Température, conductivité électrique, solides volatils, C/N, macro-nutriments.
Kalamdhad et Kazmi (2008)	Bioréacteur rotatif	MRO, fumier de vache, bran de scie.	Température, teneur en eau, pH, carbone total, azote, macro-nutriments, DBO, DCO, acides gras volatils, coliformes.
Kim <i>et al.</i> (2008)	Bioréacteur rotatif	MRO et copeaux de bois	Température, teneur en eau, masse volumique, pH, concentration CO ₂ et O ₂ .
Kumar Singh <i>et al.</i> (2009)	Andains, tas et vermicompostage	Déchets végétaux, bran de scie, feuilles mortes, fumier de vache.	Teneur en eau, pH, concentration CO ₂ et O ₂ , composition organique, stabilité.
Mohee et Mudhoo (2005)	Bioréacteur rotatif	Copeaux de bois, fumier de poule, résidus de légumes verts.	Température, teneur en eau, masse volumique, porosité, oxygène disponible.
Rasapoor <i>et al.</i> (2009)	Andain	MRO.	Température, pH, conductivité électrique, C/N, NO ₃ ⁻ /N, potassium, phosphore.
Schwab <i>et al.</i> (1994)	Bioréacteur rotatif et fixe	Moulée pour lapin, papier déchiqueté, sable, fumier de vache.	Température, teneur en eau, pH, solides volatils, C/N, NH ₃ , NO ₃ , activité microbienne.

Deux catégories de paramètres peuvent qualifier le compostage (Aboulam, 2005) :

- les paramètres liés à la nature de la matière première ;
- les paramètres de suivi du processus de compostage.

Les premiers paramètres composent la caractérisation de la matière première, nécessaire à chaque opération de compostage. Ils regroupent généralement les éléments suivants : la composition en matière organique, la granulométrie, le taux d'oxygène lacunaire, le rapport C/N et la teneur en eau.

Les paramètres utilisés pour le suivi de la dégradation sont des paramètres qui influencent les conditions de vie des micro-organismes et donc qui influencent directement la réaction. Certains paramètres peuvent aussi conditionner l'activité des micro-organismes et le degré de décomposition de la matière. Les paramètres retenus habituellement sont la teneur en eau, la température, l'hygiénisation et les propriétés physico-chimiques (Aboulam, 2005; Bertoldi *et al.*, 1983; Damiens, 2002; Kalamdhad et Kazmi, 2008; Mustin, 1987).

Voici donc, plus en détail, chacun de ces différents paramètres.

1.9.1 Granulométrie

La taille des matières à composter est un facteur qui influence la vitesse de biodégradabilité. En effet, plus les particules sont petites, plus la surface spécifique augmente, ce qui favorise la surface de contact pour les micro-organismes. Toutefois, si la taille des particules est trop petite, l'espace lacunaire est réduit, ce qui entrave la circulation de l'air dans la matière en compostage (Aboulam, 2005). La granulométrie évolue durant le compostage avec fragmentation vers des éléments plus fins. La masse volumique est une mesure largement influencée par la granulométrie de même que par le degré de compaction, l'humidité ainsi que la composition des matières résiduelles (Bailie *et al.*, 1999). Le tableau 1.5 montre la plage de masse volumique attendue pour certains types de matières résiduelles.

1.9.2 Taux d'oxygène lacunaire

Le taux d'oxygène lacunaire est défini comme le taux d'oxygène des « vides ». On recherche un taux de 30 à 36 % (V/V) d'espace lacunaire dans la masse pour les premières phases de compostage. La consommation maximale est estimée à 1 m³ d'air par heure et par tonne de compost (m³/h/tonne) en phase thermophile (Mustin, 1987). La consommation en oxygène d'une masse organique en cours de décomposition caractérise l'activité des micro-organismes en phase thermophile. Selon Park *et al.* (2001), 61,5 g d'oxygène (O₂) sont nécessaires pour la dégradation d'un gramme de

Tableau 1.5 Masse volumique de différents types de matières résiduelles
Tiré de Bailie *et al.* (1999)

	kg/m ³	
Matières résiduelles mixtes	Min	Max
En vrac	90	180
Dans un camion compacteur	240	475
À la sortie d'un camion compacteur	180	300
En ballot	475	955
En site d'enfouissement	475	835
Matières en vrac		
Canettes d'aluminium	30	50
Carton ondulé	30	80
Terre, sable, gravier, béton	1195	1790
Résidus alimentaires	475	895
Bouteilles de verre	240	360
Métaux légers	60	150
Papiers mélangés	50	150
Papiers de qualité	240	360
Plastiques	35	90
Caoutchoucs	120	240
Textiles	35	105
Bois	120	360
Résidus de jardin	60	360

carbone organique dans un bioréacteur contenant de la matière organique sous forme de boue. Cette relation liant la décomposition de la matière organique et la consommation d'O₂ est réputée linéaire. Cependant, cette consommation n'est pas constante dans le temps et la figure 1.8 illustre le besoin en oxygène d'une réaction de compostage idéalisée.

Pour répondre à ce besoin d'oxygène, l'aération a été étudiée pour le compostage en andain. L'expérience menée par Rasapoor *et al.* (2009) suggère une ventilation d'air de 36 m³/h tonne pour les deux premiers mois (neuf semaines) et une aération de 24 m³/h tonne jusqu'à la fin du procédé de compostage. L'expérience menée par Lau *et al.* (1992) suggère plutôt une aération de 1 à 2 m³/h/tonne pour le fumier de volaille et spécifie

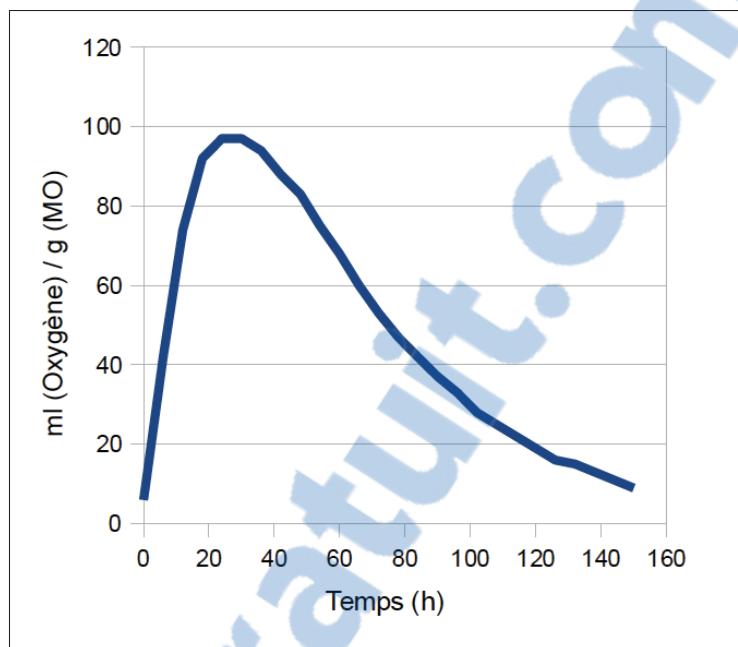


Figure 1.8 Besoin en oxygène idéalisé selon la durée de la dégradation.

Adaptée de Mustin (1987)

que le mode intermittent est à privilégier. Les auteurs spécifient donc que le contrôle de l'opération de compostage nécessite une combinaison du niveau d'aération, de sa fréquence et de sa durée.

1.9.3 Rapport C/N

Les micro-organismes responsables de la dégradation de la matière organique ont besoin d'éléments nutritifs (azote, phosphore, potassium et oligo-éléments). Le rapport C/N, qui exprime la proportion des quantités respectivement disponibles en carbone et en azote, constitue un facteur important de la décomposition aérobiose des produits organiques. (Aboulam, 2005). D'un point de vue opérationnel, le rapport C/N est utilisé comme un des paramètres de suivi de la qualité du mécanisme de biodégradation. La valeur optimale pour atteindre un bon démarrage et un bon déroulement du compostage des déchets ménagers se situe entre 25 et 30 (Mustin, 1987). La figure 1.9 illustre la variation du

rapport C/N attendue lors de la dégradation des matières organiques dans une opération de compostage.

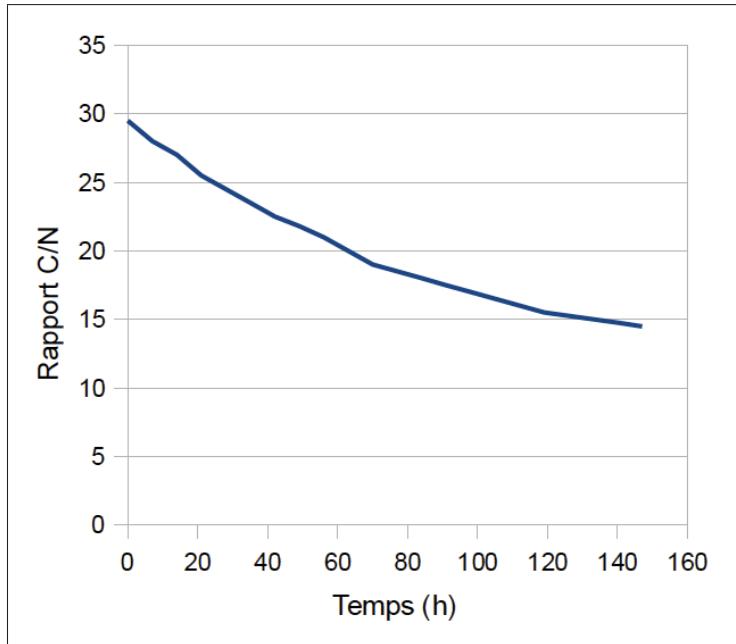


Figure 1.9 Rapport C/N selon la durée de la dégradation.
Adaptée de Lester et Birkett (1999)

1.9.4 Teneur en eau

Pendant le compostage, la teneur en eau varie inversement pour deux raisons distinctes (Mustin, 1987). Elle augmente puisque les micro-organismes produisent de l'eau en dégradant la matière organique, mais simultanément une évaporation se produit sous l'action conjuguée de la chaleur produite par les micro-organismes et de l'aération fournie lors du processus. Ce dernier effet étant prépondérant, il en résulte une réduction de l'eau présente dans la matière suite au processus. La consommation d'eau nécessaire au traitement d'une tonne de matière organique est estimée à 1 m³ afin de maintenir une humidité de 55 %. La teneur en eau est une caractéristique qui fait partie des deux catégories de paramètres (nature de la matière première et suivi du procédé). Lors du compostage, l'eau se trouve sous trois formes (Mustin, 1987) : dans les

particules organiques (fraction solide), dans un film liquide autour d'elles et dans les espaces lacunaires.

1.9.5 Température

La température est un facteur important du compostage. C'est un paramètre de suivi facile à mesurer qui permet d'évaluer l'équilibre biochimique (Aboulam, 2005). La figure 1.10 illustre trois profils de température idéalisés pour une production de compost.

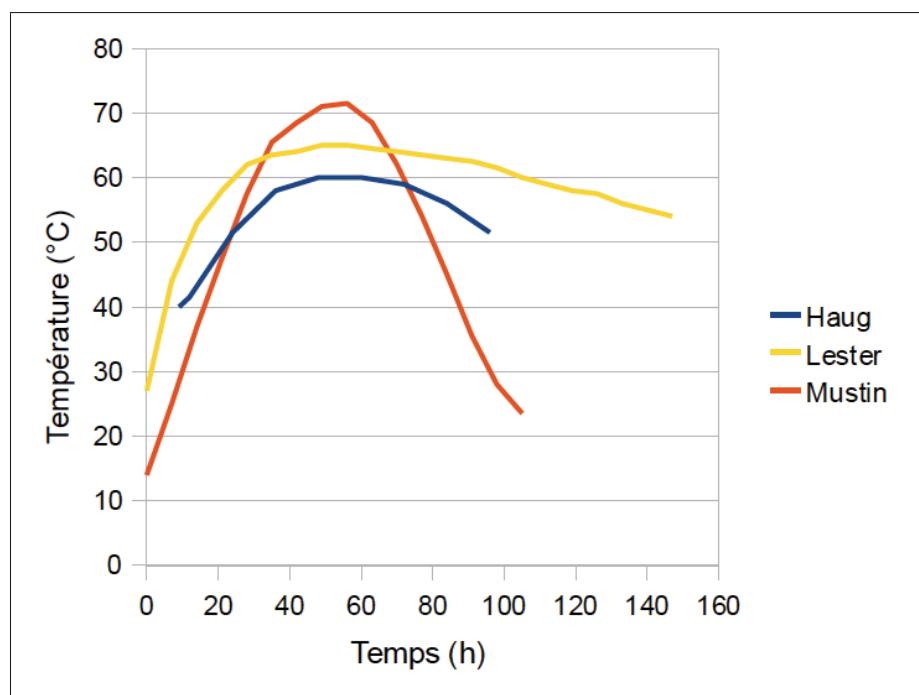


Figure 1.10 Profil de température idéalisé pour un compostage par phase.
Adaptée de Haug (1993), Lester et Birkett (1999) et (Mustin, 1987)

La température suit les phases du compostage qui peuvent être décomposées en phase initiale, phase thermophile et phase de stabilisation (Damiens, 2002; Diaz *et al.*, 2002; Haug, 1993; Mustin, 1987).

1.9.5.1 Phase initiale

Phase pendant laquelle les composés simples (sucres, protéines, hémicellulose) sont dégradés en gaz et produits minéraux (CO_2 , H_2O , NO_3) (Diaz *et al.*, 2002). Un amendement frais est alors obtenu. La température s'élève progressivement à cause de l'activité et de la croissance des micro-organismes mésophiles. La réaction d'oxydation de la matière organique produit de la chaleur plus ou moins rapidement selon l'abondance de matières à consommer.

1.9.5.2 Phase thermophile

Phase qui peut durer plusieurs mois et voit le compost atteindre un plateau de température. La fraction organique cellulaire est dégradée en substances humiques ou pré-humiques plus stables. Selon Suler et Finstein (1977), la température la plus élevée n'est pas nécessairement la meilleure et, pour une réaction optimale, il est préférable de viser la plage entre 56 et 69°C.

1.9.5.3 Phase de stabilisation

Phase pendant laquelle le taux de consommation de matière doit être stable pendant la décomposition de matière. À l'échelle industrielle, une expérience menée par MacGregor *et al.* (1981) démontre qu'une température supérieure à 60°C inhibe l'activité microbienne dans des andains de copeaux de bois et de boues d'épuration. Strom (1985) précise quant à lui que les températures de plus de 60°C peuvent diminuer la diversité des espèces de bactéries alors que cette diversité est stable à des températures de 50 et 55°C. Cependant, une fois la matière organique consommée, la décomposition décroît et la température diminue en parallèle avec cette réaction. Un amendement constitué de matière organique stabilisée et de substances minérales est alors obtenu.

1.9.6 Hygiénisation (ou pasteurisation)

La montée de la température et la compétition microbienne permettent l'hygiénisation du produit composté par une destruction des microorganismes pathogènes et exercent une sélection sur la diversité microbiologique du compostage. Bien qu'il existe plusieurs méthodes pour éliminer les microorganismes pathogènes présents dans les composts, l'hygiénisation par la chaleur demeure la méthode la plus répandue et la plus largement acceptée pour la destruction de ces organismes. À titre d'exemple, une température de plus de 56°C peut permettre d'éliminer 99 % des *E.coli* et coliformes fécaux, selon le temps de maintien de la température (Lester et Birkett, 1999). Le ratio température/temps souhaité pour la destruction des pathogènes représente environ 53°C pour 5 jours, 55°C pour 2,6 jours ou 70°C pour 30 minutes. La température minimale pour parler d'hygiénisation est de 50°C (Haug, 1993).

1.9.7 Propriétés physico-chimiques de la matière

Les caractéristiques physico-chimiques de la matière mise en compostage ou de la matière organique traitée peuvent donner des indices sur la maturité du compost ou sa qualité. Les paramètres généralement utilisés sont le carbone et l'azote organique, le pH, la conductivité électrique, la masse volumique, le rapport C/N, les macro nutriments (P, K, Na, Fe), les coliformes fécaux ainsi que le rapport de Demande biochimique en oxygène/Demande chimique en oxygène (DBO/DCO). La figure 1.11 illustre la variation de pH attendu lors de l'opération de compostage

À ces paramètres, d'autres paramètres liés à la technique adoptée peuvent être associés. Il existe aussi plusieurs paramètres qui font varier la qualité du compost que l'on produit. Les auteurs s'entendent généralement sur l'importance du type de matières premières utilisées pour produire un compost de qualité. La connaissance de cette matière est le facteur le plus important selon Haug (1993). En effet, la présence de déchets à risque élevé (métaux lourds, pathogènes, matières fortement putrescibles, etc.), d'une trop grande fibrosité, la présence d'additifs (urée, activateurs de compost,

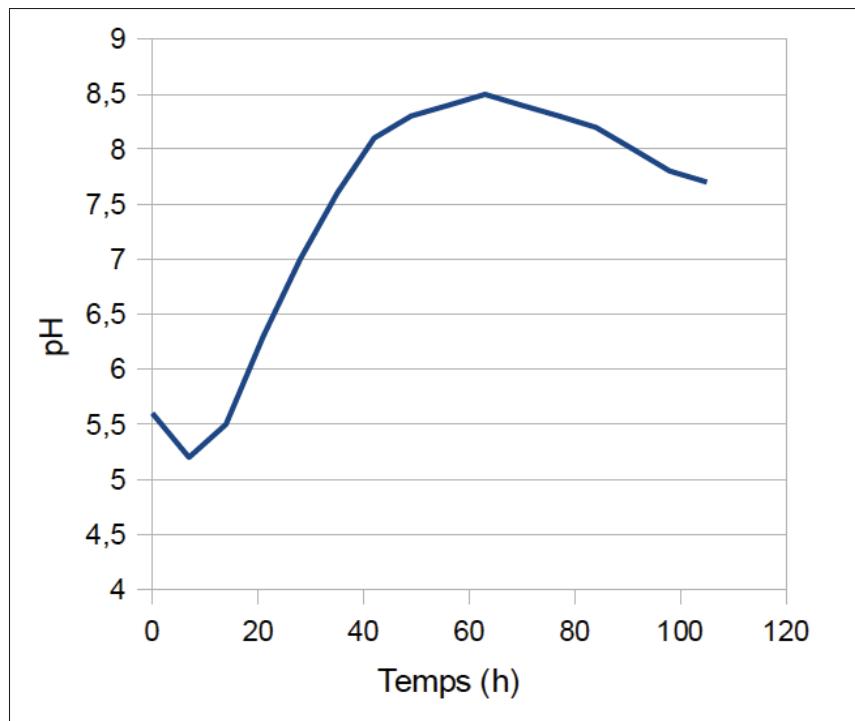


Figure 1.11 Courbe du pH idéalisé pour un compostage par phase.
Adaptée de Mustin (1987)

etc.) ou de corps étrangers (matières non-fermentescibles) peuvent diminuer grandement la qualité du compost (Deschênes, 2000). La durée du compostage de même que le procédé utilisé et certaines procédures d'entreprise (fréquence de retournement, exposition aux intempéries, maîtrise du procédé, expertise, etc.) sont aussi des facteurs de premier plan dans le procédé de fabrication.

CHAPITRE 2

MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Méthodologie de recherche

L'expérimentation s'est échelonnée sur une période cumulée de 16 semaines. Elle a débuté par la mise en marche d'un bioréacteur pilote aux caractéristiques calquées sur la technologie industrielle en vigueur lors de l'expérimentation. Les matières résiduelles utilisées ont été sélectionnées dans le secteur de Saint-Jean-Chrysostome, dans un quartier résidentiel faisant une collecte à deux voies (MR mixtes et matières recyclables). Les matières résiduelles, destinées à l'élimination, ont subi une catégorisation qui a permis leur comparaison à la composition moyenne des matières résiduelles générées au Québec. Les matières utilisées ont bénéficié d'un tri et les seules matières à être retirées de l'expérimentation l'ont été pour respecter la granulométrie souhaitée pour l'unité pilote. Une dimension supérieure au tiers du diamètre du bioréacteur, soit 30 cm, ou une masse supérieure à 10 kg ont été fixées comme étant les critères d'admission.

L'unité pilote a été installée dans un bâtiment chauffé à 20°C et les matières résiduelles ont été stockées à l'extérieur, à l'abri des intempéries. Les températures quotidiennes de stockage ont varié entre 25°C et -22°C, avec une moyenne de 2°C. L'unité pilote a été remplie graduellement de 130 kg de matières résiduelles par intervalle de huit heures (jusqu'à l'atteinte de la masse voulue) pour simuler le fonctionnement en continu existant dans les installations de tri-compostage en opération actuellement. Les matières résiduelles ont été préchauffées pour atteindre la température ambiante de la plateforme expérimentale avant utilisation.

Une première période de rodage a permis d'atteindre des températures rencontrées dans l'industrie, et de s'assurer de la représentativité de l'unité pilote et des matières résiduelles

avant de débuter la période d'étude des différents paramètres. Cette période a permis de préciser la méthodologie de recherche et les outils à utiliser pour l'expérimentation.

2.2 Unité pilote

L'unité pilote se veut une reproduction à échelle réduite d'un bioréacteur industriel de tri-compostage. Un bioréacteur existant a été transformé pour répondre aux besoins des travaux de recherches. Les travaux de réfection ont portés sur le système d'entraînement, la ventilation, la pesée ainsi que sur les systèmes permettant la prise de mesures. La figure 2.1a illustre l'unité pilote avant les modifications et la figure 2.1b illustre l'unité pilote une fois modifier pour jouer le rôle de bioréacteur dans un procédé de tri-compostage. La figure 2.2 présente un schéma de fonctionnement de cet équipement .



Figure 2.1 Photographies de l'unité pilote avant (a) et après (b) les modifications réalisées.

L'unité pilote est composée d'un cylindre de plastique qui tourne grâce à un entraînement par friction. La vitesse de rotation est contrôlée par un variateur de fréquence couplé à une transmission puis à un moteur électrique de 0,75 kW. Des bandes de roulement en caoutchouc permettent l'entraînement par friction du cylindre à la vitesse de rotation visée.

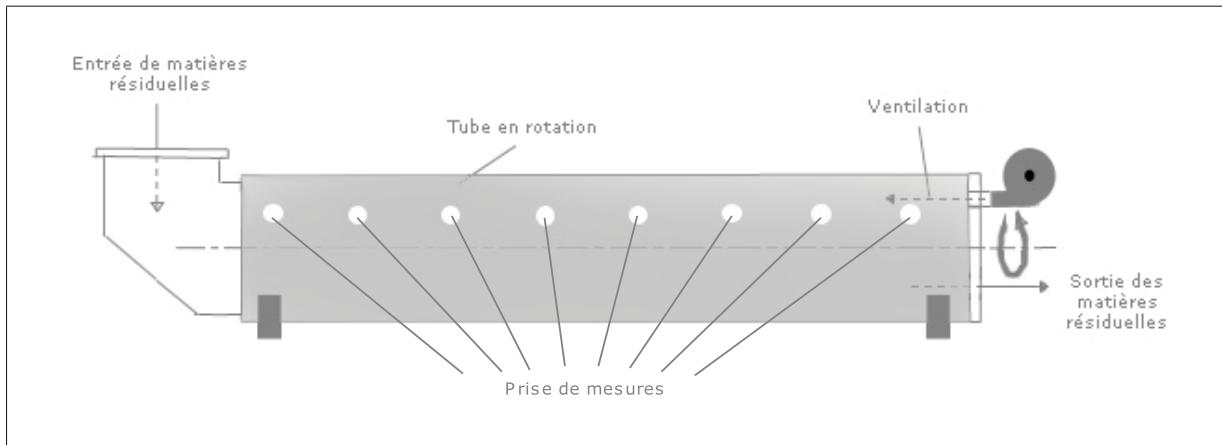


Figure 2.2 Schéma de l'unité pilote utilisée pour l'expérimentation.

Le cylindre (en gris sur la figure 2.2) est enclavé dans deux parties fixes en acier qui peuvent s'ouvrir pour le remplissage ou la vidange du tube. Ces parties fixes servent également de support pour les conduits de ventilation. La ventilation est variable et régulée par une valve à guillotine. L'air injecté circule en sens inverse de la matière organique. La masse à vide de l'unité pilote est de 1648 kg et la masse maximale de matière traitée dans les conditions de l'expérimentation est de 950 kg.

Le tube possède des ouvertures étanches sur toute sa longueur, qui permettent de prendre les mesures à 45 cm d'intervalle. L'intérieur du bioréacteur est rainuré pour permettre à la matière première de s'agglomérer sur la paroi interne du cylindre et de jouer un rôle isolant lors de la réaction. Le même phénomène se produit à l'échelle industrielle.

Les caractéristiques des bioréacteurs à l'échelle industrielle et pilote sont données aux tableaux 2.1 et 2.2.

Tableau 2.1 Caractéristiques techniques des bioréacteurs industriel et pilote
Tiré de BPR (2009)

Caractéristiques techniques	Unités	Bioréacteur industriel	Unité pilote
Longueur	m	50	4,04
Diamètre	m	4,75	0,9
Volume de conception	m ³	886	2,57
Vitesse de rotation	rpm	1	0,5 à 2
Charge instantanée à traiter	t	490	0,6 à 0,95
Charge de conception	t	576	0,75
Temps de résidence	jour	2,6	3,5
Capacité	t jour	188	0,20
Moteur	kW	400	0,75
Ventilation attendue	m ³ /h	5000	75

Tableau 2.2 Rapports et facteur d'échelle entre les bioréacteurs industriel et pilote
Tiré de BPR (2009)

	Unités	Bioréacteur industriel	Unité pilote
Facteur de remplissage	%	85	80
Rapport diamètre/longueur	-	0,1	0,22
Rapport poids/puissance	t/kW	1,22	1,27
Rapport de ventilation air/compost	m ³ /m ³	7,36	7,28
Masse de MR par m ³ de bioréacteur	kg	650	230 à 370

2.3 Variables à l'étude

Les différentes variables de recherche étudiées ont été divisées en :

- paramètres fixes ;
- variables contrôlées ;
- paramètres mesurés.

Tableau 2.3 Paramètres et variables de l'expérimentation

Paramètres fixes	Humidité visée (55 %) Temps de séjour (3,5 jours)
Variables contrôlées	Vitesse de rotation (0,5 à 2 rpm) Ventilation d'air à 20°C (70, 130, 185 m ³ /h) Ventilation d'air à 60°C (250 m ³ /h) Masse totale de matières résiduelles (600, 750, 850 et 950 kg)
Paramètres mesurés	Masse ponctuelle pendant la réaction (kg) Température (°C) Teneur en eau (%) Solides volatils (%) Matière organique (%) <i>E. coli</i> et Coliformes totaux (NPP) Masse volumique (kg/m ³) Taux d'oxygène dans l'air (%) pH

Les paramètres fixes ont été choisis selon les paramètres visés en industrie et les paramètres influents ont été choisis pour répondre à un questionnement industriel. Le tableau 2.3 classe les paramètres et variables utilisées. Ces trois paramètres influents, qui varient selon les expérimentations, sont systématiquement donnés dans les légendes des figures. L'humidité visée de 55 % est établie théoriquement (voir chapitre 1.4) et le temps de séjour de 3,5 jours est 35 % plus long que le temps de séjour en industrie, soit généralement 2,6 jours, pour comprendre le comportement de la MO la fin du séjour en bioréacteur.

L'humidité de départ de la matière organique a été calculée à partir de 10 échantillons de matière organique (500 g) prélevés sur la matière fraîche avant le démarrage du procédé. Le choix des paramètres mesurés s'inspire des recherches sur le compostage qui ont été présentées au tableau 1.4, mais tente d'aller chercher le maximum d'informations sur la période thermophile du compostage et non de la maturité du compost produit par le procédé.

Le suivi de la masse a permis d'évaluer les pertes inhérentes à la réaction, soit en évaporation sous forme de vapeur d'eau et de CO₂. La masse a d'abord été suivie à l'aide d'une balance à plateau permettant de peser les matières résiduelles à l'entrée et à la sortie du bioréacteur. Les contenants choisis pour leur volume de 150 L ont permis une mesure de masse combinée à une masse volumique qui tient compte des dimensions variant de 0 à 30 cm des composantes de la MR. Une balance à plateau sous le bioréacteur a aussi été ajoutée pour assurer un suivi en direct de la masse de MR au cours de l'expérimentation.

La température a été mesurée aux huit points de contrôle disposés à intervalle de 45 cm le long de l'axe de l'unité pilote. La prise de mesure s'est faite à un intervalle de quatre heures pendant la journée et de huit heures pendant la nuit. La température ambiante a aussi été suivie, de même que la température des matières premières lors de l'alimentation. Toutes ces températures ont été suivies avec deux thermomètres de même modèle, calibrés par le CRIQ.

La teneur en eau a été mesurée aux huit points de contrôle de l'unité pilote en vue de représenter le plus fidèlement possible l'humidité contenue dans la matière organique. Les échantillons ont été traités par séchage à 105°C. La mesure des solides volatils a été effectuée sur les mêmes échantillons suite à une combustion à 550°C. Il a ensuite été possible d'estimer la teneur en matière organique totale de ces échantillons par calculs.

Le nombre le plus probable (NPP) de bactéries *E.coli* et de coliformes fécaux a été mesuré pour qualifier l'hygiénisation du produit généré par l'unité pilote. Le choix des

types de bactéries à comptabiliser, tel que suggéré par la littérature (Lester et Birkett, 1999; Cekmecelioglu *et al.*, 2005), a été confirmé par les analyses disponibles dans les laboratoires d'analyse de la région.

La masse volumique a été évaluée sur la matière qui entre et sort de l'unité pilote. Le volume de mesure de 150 L s'est avéré le plus pratique et le plus efficace pour absorber les dimensions variables de la matière résiduelle de même que son hétérogénéité. L'ensemble de la MR utilisée pour l'expérimentation a été pesé pour s'assurer une représentativité des fluctuations possibles selon l'emplacement dans le bioréacteur.

Finalement, l'oxygène présent dans l'air a été mesuré dans l'espace libre dans la partie supérieure de l'unité pilote de même que dans les MR en traitement. Le tableau 2.4 résume les méthodes et appareils utilisés pour les différents paramètres physico-chimiques analysés.

Tableau 2.4 Paramètres physico-chimiques analysés

Paramètres	Unité	Précision	Intervalle	Échantillon	Équipement	Méthode
Massé	kg	0,5	4 ou 8 heures	2 lectures	Balance à plateau <i>Mettler-Toledo Lynx</i> (précision 0,5 kg)	—
Température	°C	0,5	4 ou 8 heures	2 lectures au 45 cm	Thermomètre <i>Reotemp</i> (précision 0,5°C)	—
Teneur en eau	%	0,01	8 heures	2 x 20 g	Balance <i>Mettler-Toledo</i> (précision 0,0001 g), Four à 105°C, appareil <i>Motorola</i>	—
Matières volatiles	%	0,01	8 heures	2 x 20 g	Balance <i>Mettler-Toledo</i> (précision 0,0001 g) et four à 550°C	Méthode MA. 100-S.T. 1.1 (Centre d'expertise en analyse environnementale)
Matières minérales	%	0,01	8 heures	2 x 20 g	—	Méthode MA. 100-S.T. 1.1 (Centre d'expertise en analyse environnementale)
<i>E-coli</i> et Coliformes totaux	NPP/g sec	—	8 ou 16 heures	2 x 300 g	—	Méthode MFHPB-19, seuil de détection 2000-20000 (AGAT Laboratoires inc.)
Massé volumique	kg/m ³	1,0	Début et fin	150 l	—	Méthode CAN/BNQ 0413-200/2005
Oxygène	%	0,1	8 heures	3 lectures	Appareil <i>Advanced Instruments GPR-20</i> (précision 0,1)	—
pH	—	0,1	8 ou 16 heures	2 x 300 g	Appareil <i>Horiba D-5</i> (précision 0,01)	Méthode MA4018 C-PH-2

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

3.1 Matières résiduelles brutes

Trois catégorisations ont été réalisées lors de la présente recherche, soit deux lors de la première phase de tests, et une autre à la deuxième phase de test. Par son caractère global, mais aussi pour sa description respectant un intervalle de confiance de 3,7% (Recyc-Québec, 2009), la moyenne québécoise de la catégorisation des matières résiduelles est un outil de comparaison avec les matières résiduelles utilisées comme matière première dans le cadre des présents travaux de recherche. Tel qu'illustré à la figure 3.1 la composition des matières résiduelles utilisées pour l'expérimentation s'approche de la catégorisation moyenne provinciale destinée à l'élimination.

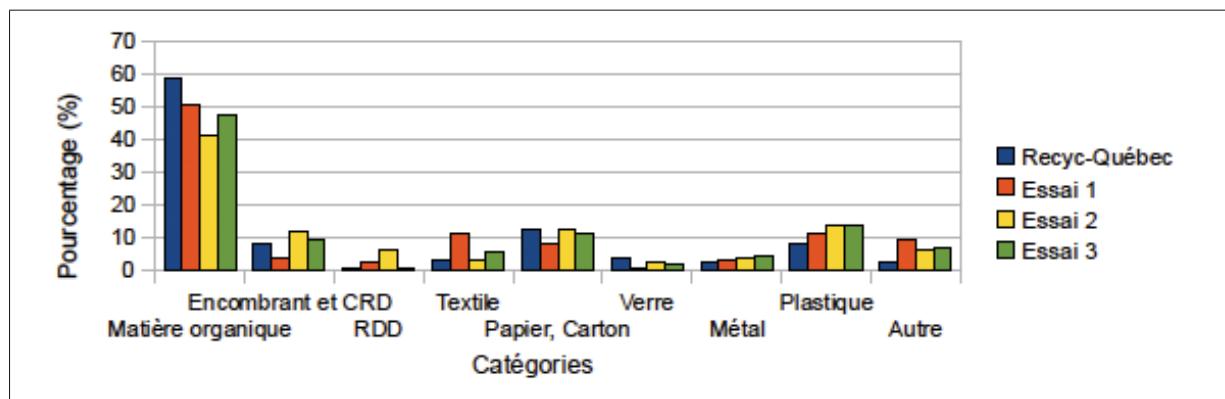


Figure 3.1 Catégorisation des matières résiduelles utilisées, et selon Recyc-Québec *et al.* (2009).

La catégorisation réalisée indique une proximité à 3,2% plus près des données des régions urbaines que des régions rurales. Les matières résiduelles du secteur péri-urbain de Saint-Jean-Chrysostome sont donc représentatives des matières résiduelles de ce type

secteur. La catégorisation indique aussi que la matière résiduelle récupérée est fidèle à la matière résiduelle générique du Québec telle que définie par Recyc-Québec *et al.* (2009).

Les matières d'une masse imposante (bloc de béton, ferraille, etc.) ou d'une dimension supérieure aux limites fixées (Chapitre 2.1) (animaux, tapis, matelas, meubles, landau, branches, etc.) ont été retirées de l'expérimentation. Ces matières hors dimensions ont constitué une proportion globale de 10 % de la masse de matières résiduelles reçues. Par ailleurs, la teneur en eau de la matière organique présente dans les matières résiduelles brutes a été d'environ 51 % au départ.

3.2 Matière organique traitée

Les analyses de matière organique totale et matière organique volatile montrent que la matière organique se dégrade lors de son passage dans le bioréacteur. La figure 3.2 illustre les résultats des analyses en termes de matière minérale selon la position d'échantillonnage dans le bioréacteur.

La fraction minérale décroît avec sa progression dans l'unité pilote. En effet, le remplissage graduel du bioréacteur permet de noter une différence dans la dégradation des matières selon leur position, comme l'exprime la figure 3.2. La courbe de tendance de cette distribution évalue à 1,4 % de perte massique de matière organique par mètre linéaire de tube pour la période complète de séjour dans le bioréacteur.

De même, des analyses de teneur en eau et de matière volatile ont été réalisées et compilées toujours selon la position dans le bioréacteur. Les résultats, à la figure 3.3, sont donnés à titre indicatif puisqu'aucune tendance significative n'a été perçue.

3.3 Évolution de la température

La température ambiante a été maintenue autour de $20 \pm 1^\circ\text{C}$ lors de la réalisation de l'expérimentation. Les conditions ambiantes ont donc été considérées comme constantes. Les moyennes des températures mesurées sur l'ensemble du bioréacteur

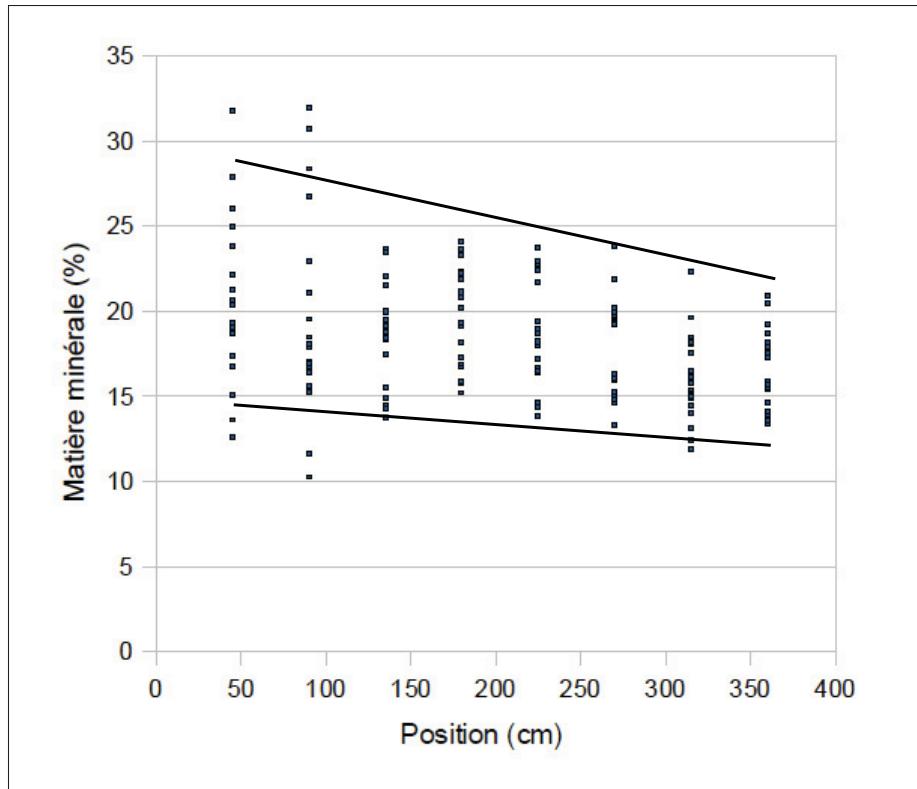


Figure 3.2 Pourcentage massique de matière minérale selon la position dans le bioréacteur (19 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).

selon le déroulement de l’expérimentation sont présentées à la figure 3.4. Ces données mesurées suivent un profil similaire à celui évalué par Haug (1993) et respectent les diverses phases du compostage.

L’analyse de l’évolution de la température montre que l’initiation de la réaction passe par une période intermédiaire avant d’atteindre un maximum, soit la température de réaction souhaitée, évaluée ici à 60°C. Cette température deviendrait la température de régime permanent avec un apport constant de matières résiduelles. Comme le compostage a été réalisé par phase, le régime permanent n’est pas maintenu suite à l’arrêt de l’alimentation et la température diminue. Cette décroissance peut être constatée sur la figure 3.5, alors que l’arrêt de l’alimentation du bioréacteur en matières résiduelles s’est produit après 32 heures .

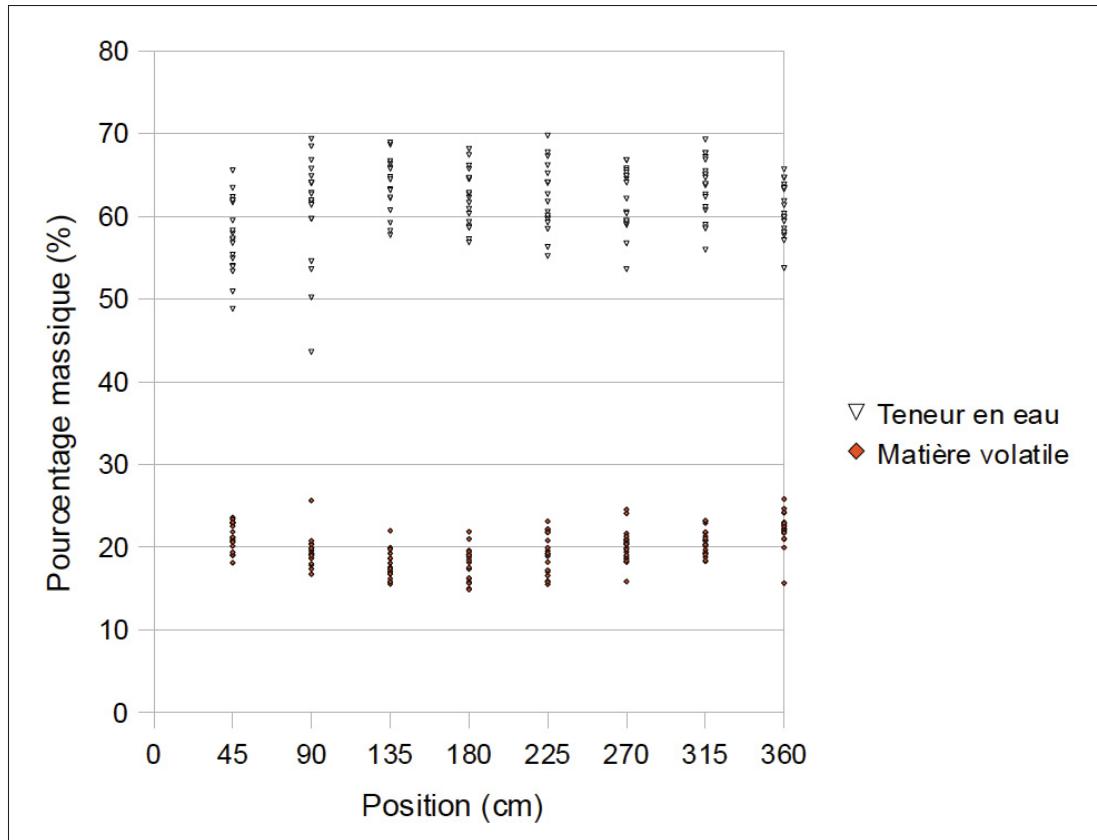


Figure 3.3 Pourcentage massique de teneur en eau et de matière volatile selon la position dans le bioréacteur (19 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).

L'évolution de la température est également décrite selon la position dans le bioréacteur. La figure 3.5 illustre le déplacement vers l'amont de la température d'hygiénisation. La température minimale souhaitée (60°C) est d'abord atteinte près de la sortie du bioréacteur. Au cours de la réaction, une portion de plus en plus grande du bioréacteur maintient cette température jusqu'à ce que la réaction faiblisse et que les températures diminuent à cause du manque de matières résiduelles fraîches.

Lors de l'ensemble des essais, le temps moyen pour atteindre la température maximale a été de 57,4 heures, ce qui correspond à 2,4 jours. Une fois la réaction entamée, il serait donc possible de limiter le temps de séjour actuellement fixé à 2,6 jours dans l'industrie, tout en atteignant la température maximale. Le temps le plus rapide pour

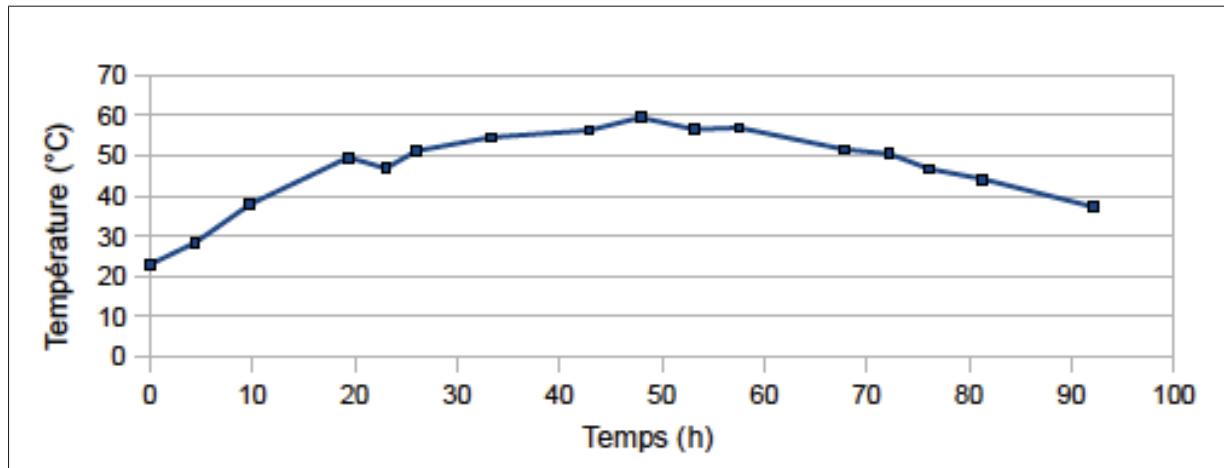


Figure 3.4 Évolution de la moyenne de température (1 rpm, 600 kg, ventilation naturelle).

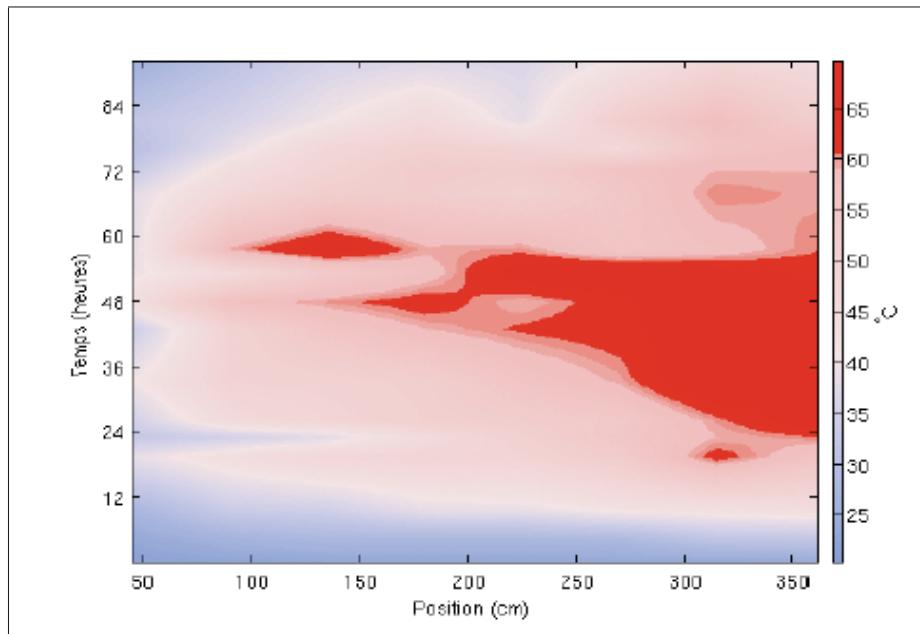


Figure 3.5 Température atteinte selon la position dans le bioréacteur et le temps de la réaction (1 rpm, 600 kg, ventilation naturelle).

atteindre une moyenne de température de plus de 60°C à l'intérieur du bioréacteur a été de 47,8 heures, ce qui correspond à 2,0 jours. Ce résultat permet d'envisager une réaction qui serait réalisée dans un délai de 30 % inférieur à l'industrie.

Une fois le régime permanent atteint, la distance moyenne nécessaire entre l'entrée des matières premières et la zone de température maximale est de 135 cm. Cette distance correspond au tiers de la longueur totale de l'équipement. Cette information délimite la zone qui supporte principalement le démarrage de la réaction et contribue ainsi aux performances d'atteinte du régime permanent.

3.4 Perte de masse

La perte de masse est un paramètre important pour un producteur industriel de matière organique. Une perte de masse substantielle lors de la réaction de compostage permet de diminuer l'espace de stockage nécessaire pour une même quantité de matières résiduelles traitées, et donc, permet une productivité accrue pour un même équipement. La partie inférieure de la figure 3.6 illustre la perte de masse moyenne dans le temps qui se produit dans l'unité pilote avec différentes masses de remplissage.

Le partie supérieure de la figure 3.6 montrent qu'une fois l'unité pilote remplie (environ 36 h), la perte de masse atteint un plateau et se stabilise à un taux d'environ 1 kg/h. C'est avec un remplissage de 850 kg, soit avec une masse volumique moyenne de 330 kg/m³ à l'intérieur du tube, que la perte de masse est la plus rapide, soit au rythme de 1,2 kg/h.

La perte de masse passe nécessairement par une perte d'humidité soit une baisse de la teneur en eau. Les différentes composantes de la perte de masse mesurées pour un temps de séjour total de 3,5 jours sont présentées à la figure 3.7. La perte de masse causée par l'équipement représente la matière qui s'est agglomérée aux parois pendant l'expérimentation et ne représente pas une perte de masse réelle lors du fonctionnement en continu. La perte de masse causée par le procédé est celle qui survient dans le bioréacteur en fonctionnement et la perte de masse à la sortie représente l'évaporation qui survient lorsque la matière est extraite de l'unité pilote et que la matière passe brusquement aux conditions ambiantes.

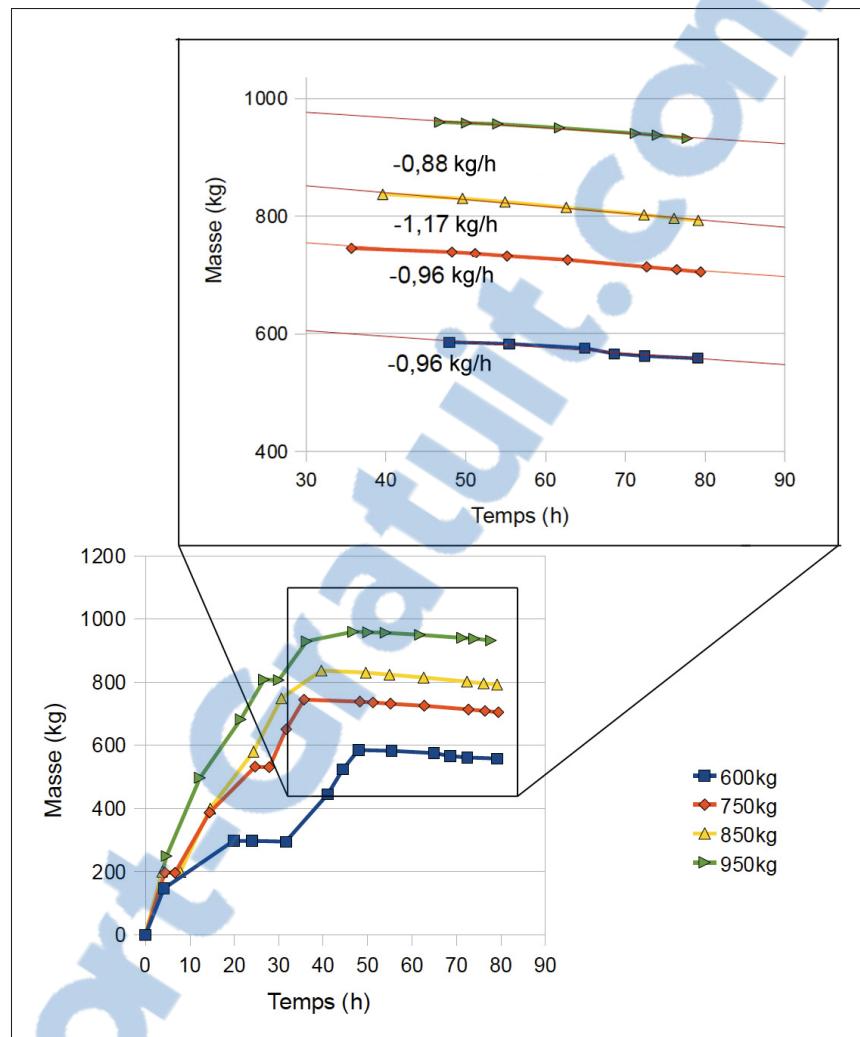


Figure 3.6 Masse de matières résiduelles dans le bioréacteur selon le temps de l'expérimentation (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).

La perte de masse causée par l'équipement s'explique par le fonctionnement en discontinu et les nettoyages entre les différentes expérimentation. La perte de masse causée par le procédé représente la perte de masse attendue en régime permanent. Cette perte est plus grande pour une masse traitée plus faible. Une perte de masse de 63,9 kg a été enregistrée lorsque l'unité pilote n'a été remplie qu'à 65 % de sa capacité maximale (600 kg) tandis qu'elle a été de 36,3 kg pour une masse traitée maximale (950 kg). Les résultats de perte de masse pour un bioréacteur à pleine capacité (950 kg) sont cependant comparables à ceux obtenus à l'échelle industrielle, soit environ 4,5 % (Giguère, 2010). La perte de masse

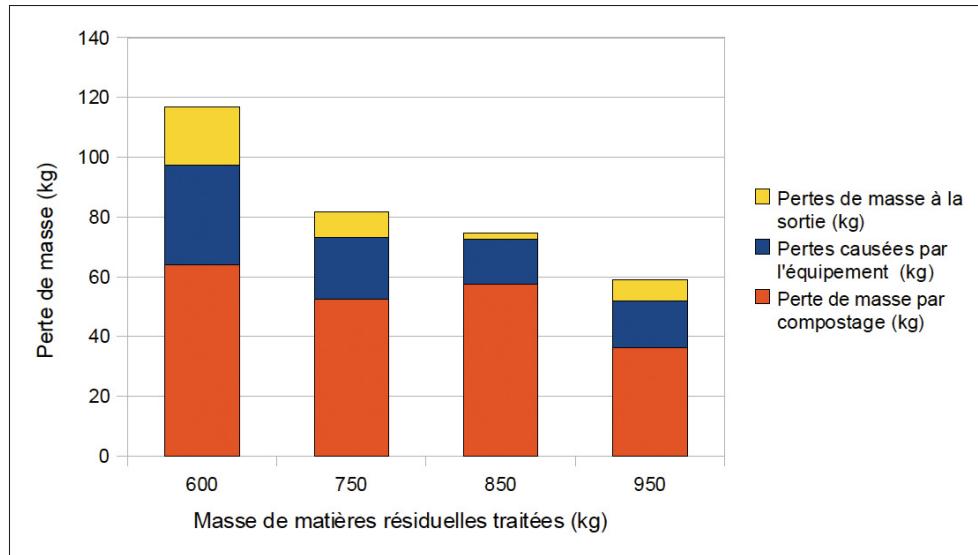


Figure 3.7 Pertes de masse selon la masse de MR traitée dans le bioréacteur (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).

réelle moyenne pour l'ensemble des essais (c'est-à-dire excluant les pertes de matière agglomérée dans le tube) pour un temps de séjour de 2,6 jours est de 12,5 %, tandis que la perte de masse maximale atteinte lors de l'expérimentation est de 22,6 % avec les condition de base, soit 1 rpm, 600kg et ventilation naturelle.

3.5 Teneur en eau

La teneur en eau de départ (51,1 %) est amenée à augmenter avec le démarrage de la réaction. Cette hausse peut s'expliquer par la destruction des emballages et contenants de matière organique humide qui n'auraient pas été pris en compte dans la mesure de la teneur en eau initiale. Ensuite, une fois que la chaleur du régime permanent est atteinte, l'évaporation s'accentue et la teneur en eau diminue. La figure 3.8 illustre cette situation. La perte de masse et la teneur en eau de la matière organique sont des variables liées, puisque la perte de masse inclut une perte par évaporation.

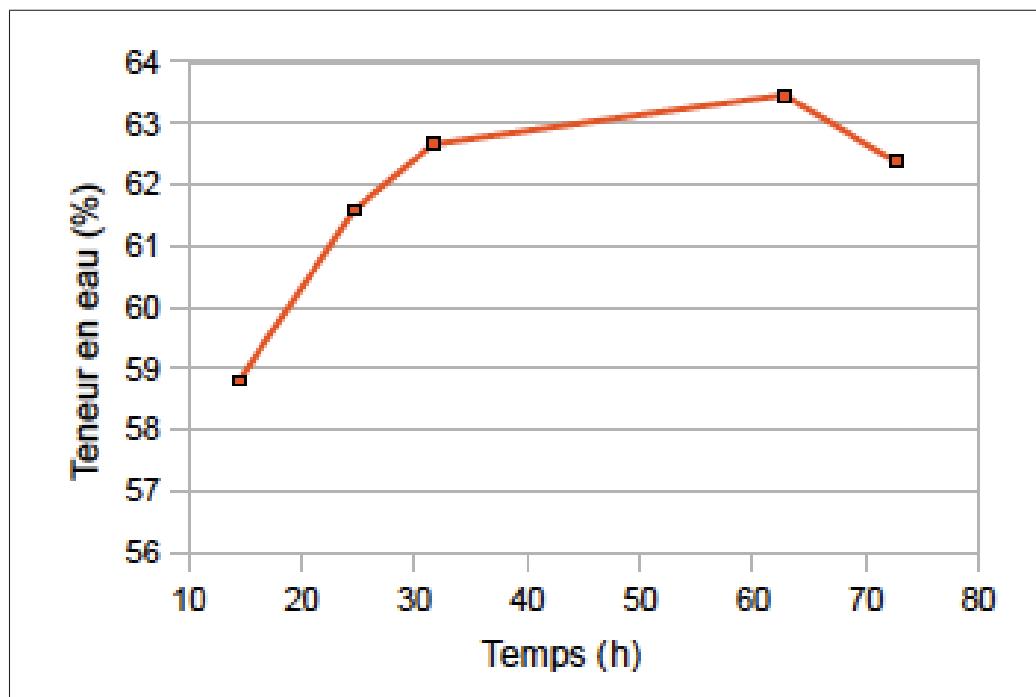


Figure 3.8 Teneur en eau de la matière organique présente dans les MR (1 rpm, 750 kg, ventilation naturelle).

3.6 Hygiénisation

Pour quantifier la diminution des pathogènes dans la matière organique du compost, un dénombrement des bactéries *Escherichia Coli* (*E.coli*) et des coliformes fécaux (c.f.) a été réalisé et les résultats obtenus sont présentés à la figure 3.9.

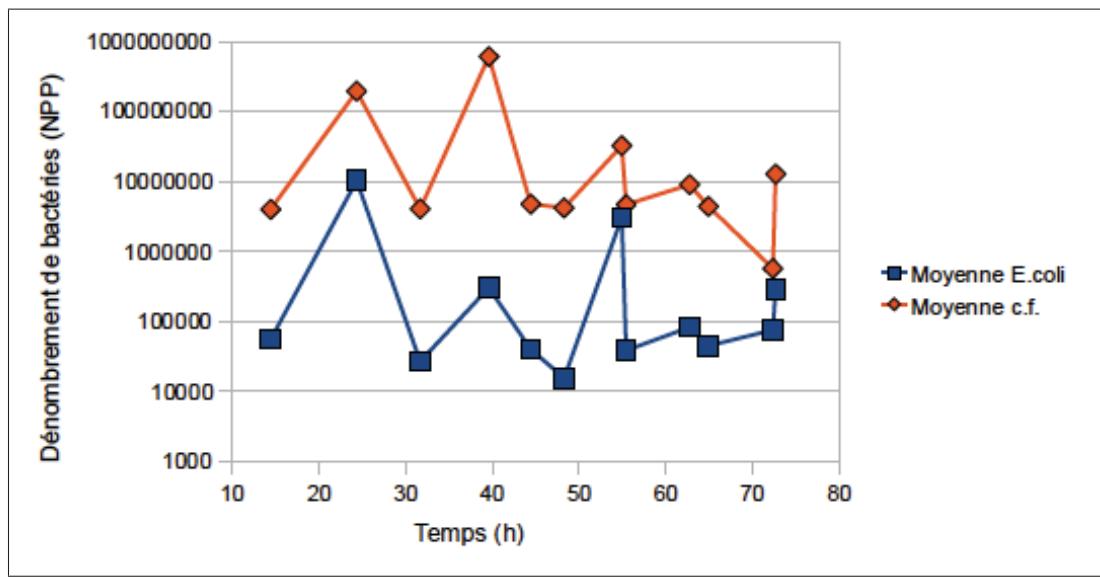


Figure 3.9 Dénombrement des bactéries *E.coli* et coliformes fécaux dans la matière organique selon le temps de l'expérimentation (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).

Les résultats ne permettent pas d'atteindre l'hygiénisation telle que décrite dans le règlement du CCME (2005), soit 1000 NPP de coliforme fécaux. L'hygiénisation n'est qu'initiée par l'atteinte de la période thermophile et des températures de plus de 60°C. À l'échelle industrielle, la validation de l'hygiénisation n'est mesurée qu'après plusieurs mois de compostage. La période de prétraitement est donc de trop courte durée pour assurer l'hygiénisation.

CHAPITRE 4

DISCUSSION

4.1 Matières résiduelles utilisées

La caractérisation des matières résiduelles issues du secteur de Saint-Jean-Chrysostome permet de constater la proximité de la composition des matières résiduelles à celle retrouvée en moyenne au Québec. Des matières reçues, 90 % ont pu être utilisées pour l'expérimentation à l'échelle pilote. C'est donc dire que les matières résiduelles utilisées sont des matières résiduelles représentatives de la réalité québécoise. Cette constatation est positive d'un point de vue scientifique, mais confirme, par la même occasion, que la quantité de matières recyclables ou réutilisables qui se trouvait dans les matières résiduelles caractérisées est aussi présente dans les matières résiduelles québécoises. C'est donc dire que trop de matières prennent le chemin de l'élimination par enfouissement.

4.2 Vitesse de rotation

Les variations de la température maximale atteinte et le temps pour atteindre 60°C selon les différentes vitesses de rotation du bioréacteur donnent des indications sur la rapidité et l'efficacité de la réaction de compostage. Les figures 4.1a, 4.1b et 4.1c sont issus de plus de 400 lectures de la température lors d'expérimentation où la vitesse de rotation a été la variable contrôlée. La figure 4.1a illustre que la température maximale est atteinte avec une vitesse de 2,0 rpm et la figure 4.1b illustre que le temps pour atteindre la température maximale est minimisé à une vitesse de 1,0 rpm.

La figure 4.1c illustre les données de perte de masse selon la vitesse de rotation. La vitesse de rotation optimale est de 1,0 rpm puisque cette vitesse offre l'augmentation de température la plus rapide et la deuxième meilleure performance en matière de température maximale. Ce niveau offre aussi l'avantage de la perte de masse ce qui est

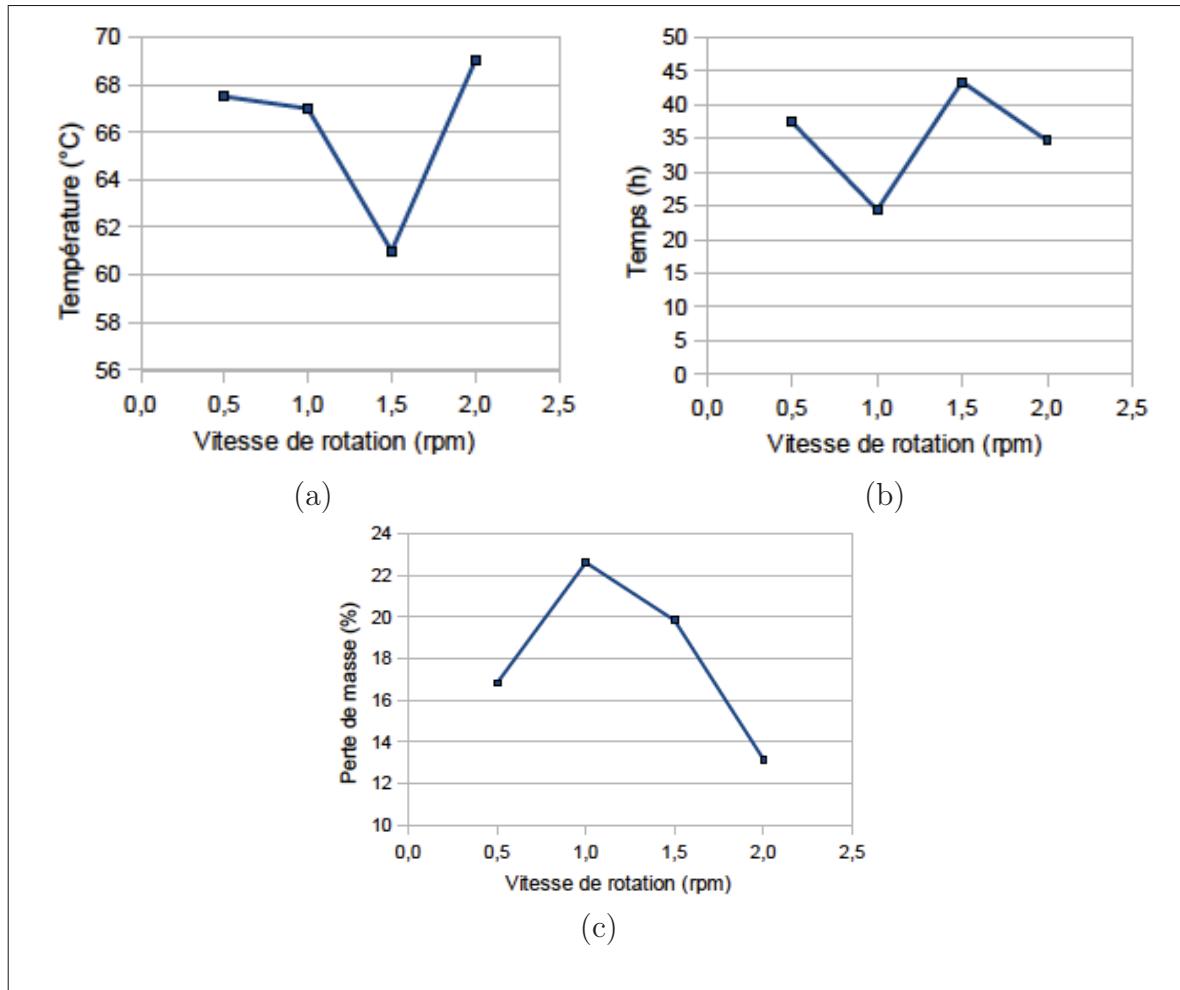


Figure 4.1 Température maximale (a), temps pour atteindre 60 °C dans le bioréacteur (b) et perte de masse selon la masse traitée (c) (4 essais, 0,5 à 2 rpm, 600 kg, ventilation naturelle).

le critère le plus important pour l'industrie. Selon les résultats obtenus, l'augmentation de la vitesse de rotation n'améliore pas la performance de la réaction en terme de température atteinte ou de démarrage accéléré.

4.3 Ventilation

Du point de vue de la ventilation, les figures 4.2a, 4.2b et 4.2c montrent respectivement la plus faible température maximale atteinte, un temps de démarrage de la réaction plus long de même que la plus faible perte de masse réelle lorsque la ventilation est à $120 \text{ m}^3/\text{h}$.

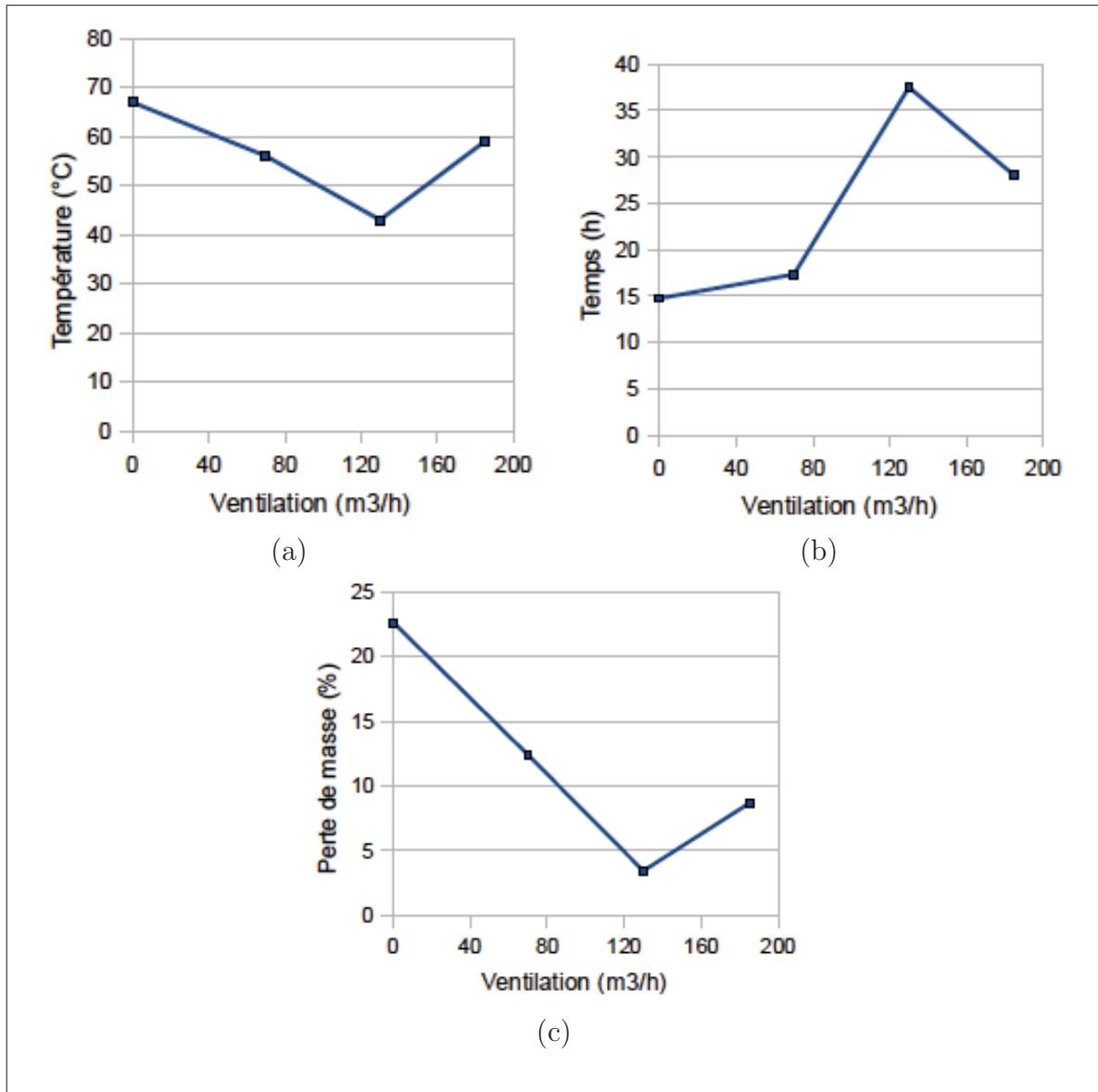


Figure 4.2 Température maximale (a), temps pour atteindre 60°C dans le bioréacteur (b) et perte de masse selon la masse traitée (c) (4 essais, 1 rpm, 600 kg, ventilation d'air à 20°C de 0 à $185 \text{ m}^3/\text{h}$).

Dans les conditions d'expérimentation, la réaction semble souffrir d'un apport supplémentaire d'air à 20°C. En effet, la température atteinte dans le bioréacteur n'a pas dépassé 50°C pour certains essais comportant de la ventilation. Cette réalité a donc imposé la comparaison de ce paramètre à 40°C (figure 4.2c).

Vu les performances de la ventilation d'air à 20°C, un essai supplémentaire a été tentée avec une ventilation d'air chauffé. Avec une ventilation de 250 m³/h d'air à une température de 60°C, soit la température souhaitée pour la réaction, les proportions de la perte de masse changent significativement. La figure 4.3 en fait la comparaison.

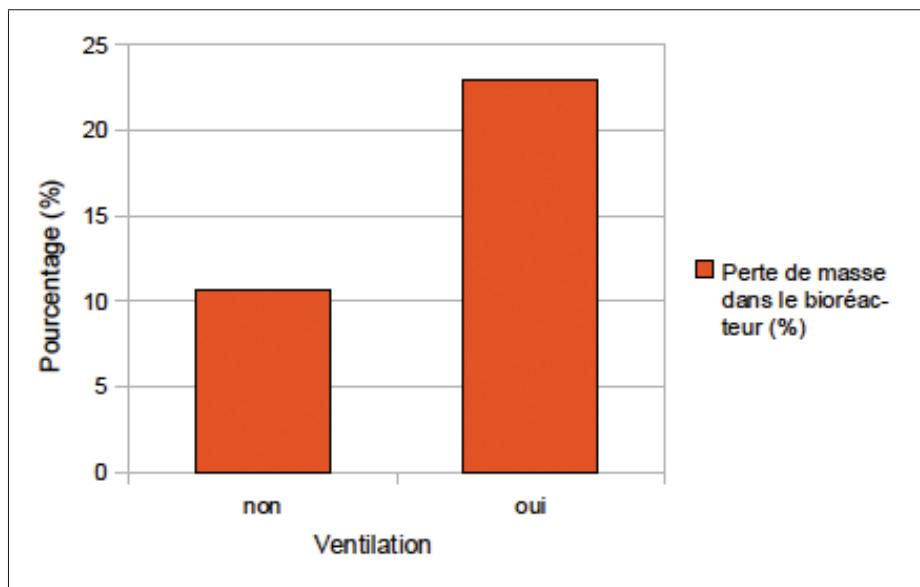


Figure 4.3 Perte de masse sans ventilation et avec ventilation
(1 rpm, 600 kg, ventilation de 250 m³/h à 60 °C).

L'humidité qui a été produite à l'intérieur de l'unité pilote a été rapidement extraite par la présence d'une ventilation chauffée sans pour autant empêcher la réaction. L'évaporation qui se produit lors de la sortie de la matière traitée par le bioréacteur s'en trouve donc réduite. La présence de ventilation chauffée améliore la perte de masse réelle de plus de

10 %. La valeur optimale du débit de ventilation d'air chaud et sa température restent cependant à définir.

4.4 Masse de remplissage

Avec une masse plus faible en bioréacteur, la température atteinte est plus grande, le temps de démarrage est plus court et la perte de masse est plus importante. Les figures 4.4a, 4.4b et 4.4c illustrent les résultats obtenus. À la lumière de ces résultats, la plus faible masse testée à l'intérieur du bioréacteur s'avère être optimale pour la réaction de compostage dans les conditions de l'expérimentation. La masse de 230 kg par m³ de bioréacteur a permis d'atteindre une perte de masse de 16,8 %, soit plus de trois fois la valeur attendue de l'industrie (4,5 %).

4.5 pH et taux d'oxygène lacunaire

Le pH a été mesuré lors de différents essais, mais une variation de plus d'une unité a été notée entre les réplicats. Ceci peut s'expliquer par la nature même de la matière première et son hétérogénéité dans des échantillons de dix grammes. Aucune tendance n'a été décelée non plus sur le taux d'oxygène dans l'espace vide du bioréacteur. L'absence d'un pousoir de compactage à l'entrée a permis de demeurer dans des conditions d'oxygène équivalentes à l'air ambiant. Les mesures d'oxygène lacunaire possédaient cependant une variance telle que les mesures se sont avérées inutiles.

4.6 Tri-compostage dans la gestion des MR

Le tri-compostage, comme filière de traitement des MR à part entière, comporte plusieurs avantages. Certains de ces avantages ont déjà été énumérés à la section 1.5. Toutefois, il est important de souligner que la simplification du tri à la source et la minimisation des coûts associés au transport en font une technologie avantageuse pour une municipalité ou une région. De plus, l'atteinte de cibles de valorisation, telles que fixées par les gouvernements,

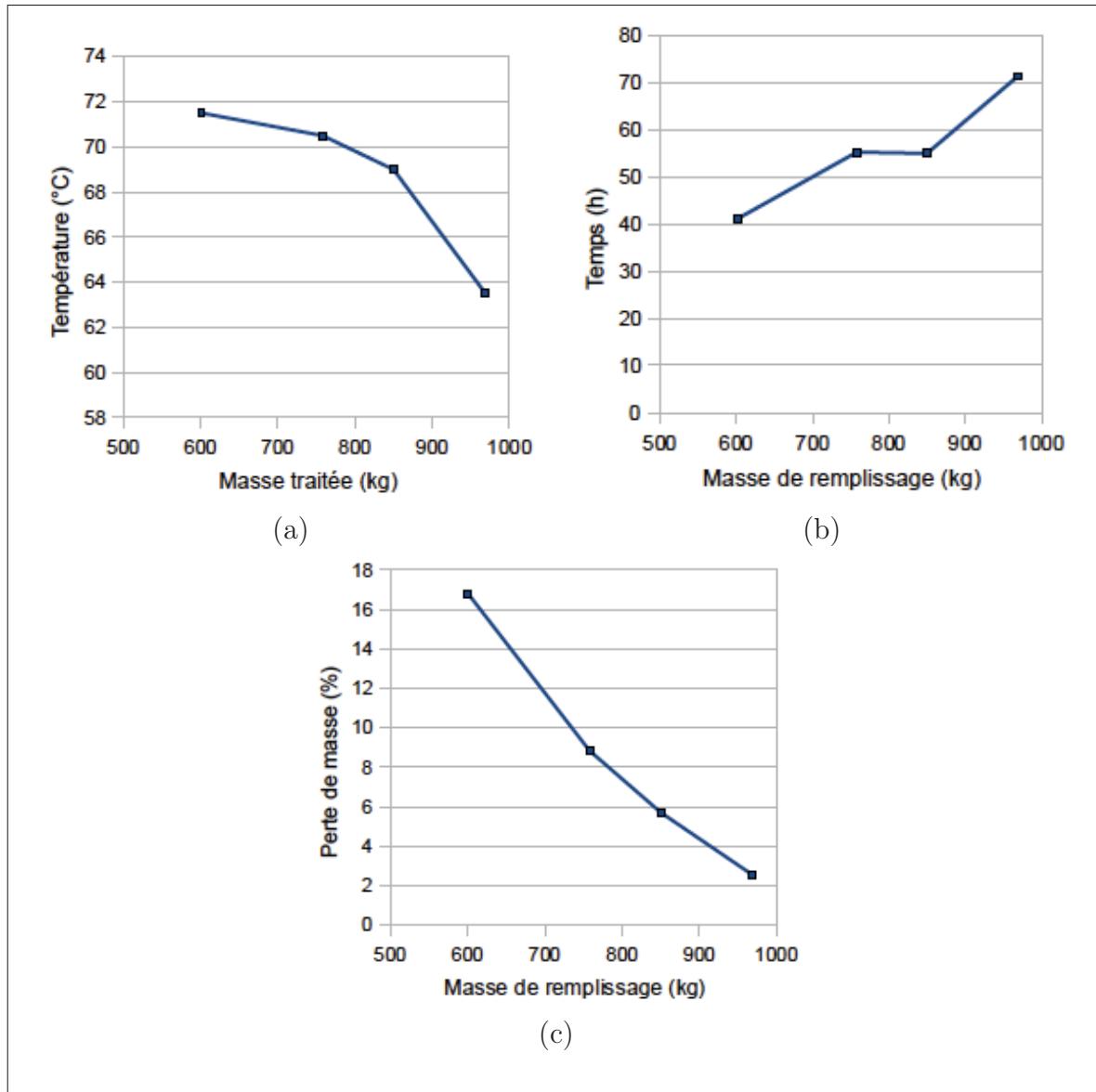


Figure 4.4 Température maximale (a), temps pour atteindre 60 °C dans le bioréacteur (b) et perte de masse selon la masse traitée (c) (4 essais, 1 rpm, 600 à 950 kg, ventilation naturelle).

est simplifiée par le tri mécanique qui permet de récupérer la fraction organique des MR qui serait autrement destinée à l'enfouissement. Pourtant :

« L'approche retenue par certains industriels pour faire progresser le processus de dégradation semble être la sophistication du bioréacteur. Cependant, l'accélération obtenue par cette sophistication est ultimement

limitée par la génération de la population microbienne. Un bioréacteur plus élaboré vise évidemment un procédé plus accéléré. Souvent, ces limites biologiques sont sous-estimées et il en résulte des conséquences désastreuses. Un bon bioréacteur doit faire un compromis satisfaisant entre le caractère économique et l'efficacité de procédé. » (traduction libre de Diaz *et al.*, 2002)

Une fois le compromis de conception atteint, il est souhaitable de considérer le bioréacteur comme un outil de tri à intégrer dans une gestion multi-filière des matières résiduelles et non comme une technologie unique de compostage. Le tri-compostage, à l'image des autres technologies de valorisation des matières résiduelles, est une technologie perfectible. Les perspectives d'utilisation du bioréacteur comme prétraitement pour la séparation de la matière organique sont larges. La matière ainsi récupérée pourra, selon sa composition ou selon les besoins du milieu, être utilisée dans l'une ou l'autre des filières de valorisation mentionnées à la section 1.3, soit le compostage, la biométhanisation, l'incinération, la production de bioéthanol, de biogaz ou la gazéification.

En matière d'environnement, comme pour bien d'autres domaines qui touchent la vie quotidienne, une dimension sociale peut favoriser ou non la performance d'une technologie proposée. Les travaux de Goldstein *et al.* (2008) illustrent le rôle prépondérant de la pression sociale dans le changement des habitudes environnementales individuelles. De même, Sidique *et al.* (2010) suggèrent que l'éducation des enfants et des communautés en général peuvent indirectement favoriser la saine gestion des matière résiduelles en augmentant la pression sociale en ce sens.

Les efforts de promotion de la protection environnementale doivent donc compter sur le levier social pour arriver à des résultats. Il semblerait donc approprié de suggérer ultimement l'analyse des bénéfices d'un investissement dans les technologies de traitement par rapport à un investissement équivalent en éducation.

CONCLUSION

La volonté d'éliminer rapidement les matières résiduelles a mené à l'adoption de méthodes de traitement ou de disposition qui demeurent perfectibles. Parallèlement aux efforts pour réduire la génération de matières résiduelles, la recherche de technologies plus performantes permettrait d'approcher de plus en plus les objectifs de valorisation fixés collectivement pour le Québec. La présente recherche s'intéressait à l'une de ces technologies, le tri-compostage et, plus particulièrement, au bioréacteur qui constitue la pièce maîtresse de ce procédé.

Pour tenter de répondre à l'objectif général, soit d'évaluer les paramètres d'opération du bioréacteur rotatif dans le procédé de tri-compostage, des essais ont été menés sur une unité pilote calquant cette partie du procédé industriel. Ces paramètres, considérés dans l'industrie comme étant prioritaires, sont la vitesse de rotation, la quantité de matière traitée et la ventilation. Des opérations successives de compostage en bioréacteur rotatif ont été réalisées en faisant varier un paramètre d'opération à la fois. L'échelle de l'unité pilote (1 : 5) a été choisie pour permettre d'utiliser directement la matière résiduelle visée par le tri-compostage. Les caractéristiques physico-chimiques choisies ont permis d'orienter le développement de cette technologie vers des pistes d'optimisation en termes de fonctionnement.

En regard des résultats obtenus, il est possible de conclure que l'augmentation de la vitesse de rotation du bioréacteur ne favorise pas une réaction plus efficace. La vitesse de rotation optimale est donc de un tour par minute (1 rpm). La ventilation ajoutée favorise la réaction de compostage seulement si l'air est chauffé. En effet, à l'échelle pilote l'inertie thermique de la réaction est faible ce qui rend l'opération de compostage vulnérable à un apport d'air frais. Ensuite, jusqu'à une certaine limite, une faible masse de matières résiduelles à traiter dans le bioréacteur permet de favoriser la réaction de compostage. Une masse de 230 kg par m³ de bioréacteur s'est avérée être la valeur optimale pour le bioréacteur pilote.

L'ajustement des paramètres de fonctionnement d'un bioréacteur ne permet pas de rendre l'équipement plus productif qu'un bioréacteur rotatif à l'échelle industrielle. Cependant, le passage d'une ventilation d'air frais à une ventilation d'air chaud peut permettre d'augmenter les performances de 10 % et ainsi améliorer la technologie de tri-compostage. De même, la réalisation de la courbe de température et de la perte de masse en continu lors de l'opération du bioréacteur permet de voir que l'opération de compostage nécessite au maximum 2,4 jours pour atteindre des conditions thermophiles. Ceci correspond à un temps de réaction 8 % plus faible que le temps utilisé dans l'industrie.

Pour raffiner davantage la qualité du produit et permettre une plus large utilisation du compost, il importe d'étudier le lien entre l'échelle pilote et l'échelle réelle. Une meilleure connaissance de la corrélation entre les niveaux d'échelles permettrait à une unité pilote de remplir des mandats applicables rapidement à l'industrie (tester certaines matières résiduelles particulières ou des technologies nouvelles de traitement, par exemple). Dans la foulée des présents travaux de recherche, une expérimentation permettrait de croiser les différents paramètres d'opération et de documenter leurs corrélations. Une unité pilote munie d'un poussoir hydraulique assurerait l'obtention de plus grandes masses volumiques et de se rapprocher davantage des conditions industrielles.

L'amélioration des opérations primaires en amont de la technologie de tri-compostage, soit le tri des RDD et la réduction de l'élimination de déchets, entre autre par la réduction des produits d'emballage, sont toujours des avenues pour améliorer la qualité du compost produit par la technologie de tri-compostage. Par ailleurs, le rôle de tri du bioréacteur rotatif au sein du procédé pourrait être appelé à évoluer en fonction de la filière en aval. Les cibles d'optimisation pourraient être ajustés selon qu'on veuille produire du bioéthanol, du biogaz ou du compost mature avec la matière organique. Il est donc suggéré d'élargir le rôle du bioréacteur rotatif aux différentes filières de valorisation et ainsi d'utiliser au maximum le potentiel de cet équipement.

BIBLIOGRAPHIE

- Aboulam, S., 2005. *Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans de matière.* Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Bailie, R. C., J. W. Everett, B. G. Liptak, D. H. F. Liu, F. Mack-Rugg, et M. S. Switzenbaum, 1999. *The Handbook Engineering (Chapitre 10).* CRC Press LCL.
- Barles, S., 2005. *L'invention des déchets urbains.* Milieux. Champs Vallon, Paris.
- Bertoldi, M., G. Vallini, et A. Pera, 1983. The biology of composting : a review. *Waste Management and Research*, 1 :157–176.
- BNQ, 2005. Organic soil conditioners - composts. Rapport technique, Bureau de normalisation du Québec.
- BPR, 2009. Documents techniques.
- Cabaraban, M. T. I., M. V. Khire, et E. C. Alocilja, 2008. Aerobic in-vessel composting versus bioreactor landfilling using life cycle inventory models. *Clean Techn Environ Policy*, 10 :39–52.
- CCC, 2007. Compostage de la matière organique : description des procédés existants. Rapport technique, Conseil Canadien du Compostage.
- CCME, Mars 1996. Critères de qualité du compost. Rapport technique ISBN 1-8959225-90-8, Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement.
- CCME, 2005. Lignes directrices sur la qualité du compost. Rapport technique, Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement.
- Cekmecelioglu, D., A. Demirci, R. E. Graves, et N. H. Davitt, 2005. Applicability of optimised in-vessel food waste composting for windrow systems. *Biosystems Engineering*, 91(4) :479–486.
- Damiens, A., 2002. *Guide du traitement des déchets.* Dunod, Paris, 3^e edition.
- Deschênes, A., 2000. Y a-t-il plusieurs types de compost et pour qui sont-ils ?
- Diaz, L. F., G. M. Savage, et C. G. Golueke, 2002. *Handbook of Solid Waste Management (Chapitre 12).* McGraw-Hill.
- Giguère, A., 2010. Communications personnelles.
- Goldstein, N. J., R. B. Cialdini, et V. Griskevicius, 2008. A room with a viewpoint : using normative appeals to motivate environmental conservation in a hotel. *Journal of Consumer Research*, 35 :472–482.

- Haug, R. T., 1993. *The practical handbook of composting engineering*. CRC Press LLC, États-Unis, 1^{re} édition.
- Hu, Z., R. Lane, et Z. Wen, 2009. Composting clam processing waste in laboratory and pilot-scale in-vessel system. *Waste Management*, 29 :180–185.
- Hunsicker, M. D., T. R. Crockett, et B. M. A. Labode, 1996. An overview of the municipal waste incineration industry in asia and the former soviet union. *Journal of Hazardous Materials*, 47(1-3) :31–42.
- ISO, 1984. Matières fertilisantes - vocabulaire.
- ISQ, 2009. Comparatif historique des dépenses moyennes de l'ensemble des ménages (dollars courant) par grands postes de dépenses.
- Kalamdhad, A. S. et A. A. Kazmi, 2008. Mixed organic waste composting using rotary drum composter. *International Journal of Environnement and Waste Management*, 2(1/2) :24–36.
- Kim, J.-D., J.-S. Park, B.-H. In, D. Kim, et W. Namkoong, 2008. Evaluation of pilot-scale in vessel composting for food waste treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 154 :272–277.
- Kumar Singh, Y., A. S. Kalamdhad, M. Ali, et A. A. Kazmi, 2009. Maturation of primary stabilized compost from rotary drum composter. *Resources, Conservation and Recycling*, 53 :386–392.
- Lau, A. K., K. V. Lo, P. H. Liao, et J. C. Yu, 1992. Aeration experiment for swine waste composting. *Bioresource Technology*, 41(2) :145–152.
- Lester, J. et J.W. Birkett, 1999. *Microbiology and Chemistry for Environmental Scientists and Engineers (Chapitre 16)*. Taylor and Francis Group, second edition edition.
- MacGregor, S. T., F. C. Miller, L. M. Psarianos, et M. S. Finstein, 1981. Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Applied an Environmental Microbiology*, 41(6) :1321–1330.
- MDDEP, 2004. Portrait de la valorisation agricole des mrf - année 2004.
- MDDEP, 2008. Guide sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires.
- Mohee, R. et A. Mudhoo, 2005. Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix. *Powder Technology*, 155 :92–99.
- Morvan, B., J.-P. Blanquart, et E. LeSaos, Novembre 2004 2004. Essais de performance de l'usine de traitement par compostage des ordures ménagères de launay-lantic. Rapport technique, CEMAGREF.

- Mustin, M., 1987. *Le compost : La gestion de la matière organique*. François Dubusc, Paris.
- Naylor, S., 2010. Communications personnelles.
- Office fédéral de l'environnement, O., 2009. Office fédéral de l'environnement : Déchets.
- Park, J. I., Y.-S. Yun, et J. M. Park, 2001. Oxygen-limited decomposition of food waste in a slurry bioreactor. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 27 : 67–71.
- Rasapoor, M., T. Nasrabadi, M. Kamali, et H. Hoveidi, 2009. The effects of aeration rate on generated compost quality, using aerated static pile method. *Waste Management*, 29 :570–573.
- Recyc-Québec, 2002. Bilan 2000 de la gestion des matières résiduelles au Québec. Rapport technique, Recyc-Québec.
- Recyc-Québec, 2007. Bilan 2006 de la gestion des matières résiduelles au Québec. Rapport technique, Recyc-Québec.
- Recyc-Québec, 2009. Bilan 2008 de la gestion des matières résiduelles au Québec. Rapport technique, Recyc-Québec.
- Recyc-Québec, D., NI Environnement, et Eco Entreprise and, 2009. Caractérisation des matières résiduelles du secteur résidentiel et des lieux publics au Québec : Rapport synthèse. Rapport technique, Recyc-Québec.
- Robitaille, R., 2003. Le parfait compost. Rapport technique, Agri-Réseau.
- Schwab, B. S., C. J. Ritchie, D. J. Kain, G. C. Dobrin, L. W. King, et A. C. Palmisano, 1994. Characterization of compost from a pilot plant-scale composter utilizing simulated solid waste. *Waste Management and Research*, 12 :289–303.
- Sidique, S. F., F. Lupi, et S. V. Joshi, 2010. The effects of behavior and attitudes on drop-off recycling activities. *Resources, Conservation and Recycling*, 54 :163–170.
- Spencer, R. et R. Yepsen, 2008. Mixed wasted composting trend. *Biocycle*, 49(11) :21.
- Stichnothe, H. et A. Azapagic, 2009. Bioethanol from waste : Life cycle estimation of the greenhouse gas saving potential. *Resources, Conservation and Recycling*, 53 : 624–630.
- Strom, P. F., 1985. Identification of thermophilic bacteria in solid-waste composting. *Applied Environmental Microbiology*, 50(4) :906–913.
- Suler, D. J. et M. S. Finstein, 1977. Effect of temperature, aeration, and moisture on CO₂ formation in bench-scale, continuously thermophilic composting of solid waste. *Applied Environmental Microbiology*, 33(2) :345–350.

- Thomson, V. E., 2009. *Garbage In Garbage Out : Solving the problems with long-distance trash transport*. University of Virginia Press, États-Unis.
- Tolvanen, O. K., K. I. Hänninen, A. Veijanen, et K. Villberg, 1998. Occupational hygien in biowaste composting. *Waste Management an Research*, 16 :525–540.
- Vuorinen, A. H. et M. H. Saharinen, 1997. Evolution of microbiological and chemical parameters during manure and straw co-composting in a drum composting system. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 66(1) :19–29.
- Wilkinson, S., 2010. The bioreactor strategy : Considering advantages over conventional waste diversion and disposal. *Solid Waste and recycling*, 15(6) :12–13.