

Université du Québec
INRS EAU

**CARACTÉRISATION DE L'ÉVOLUTION DE COMPOSTS ET DE LIXIVIATS :
RELATIONS AVEC LE PROCESSUS DE COMPOSTAGE ET LA QUALITÉ DES
EAUX**

Par
Sophie Cantin
(agr., B.Sc.)

Mémoire présenté
pour l'obtention
du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

Jury d'évaluation

Examineur externe

Fernand Pagé
Centre de recherche et
d'expérimentation en sols
(CRES), MAPAQ

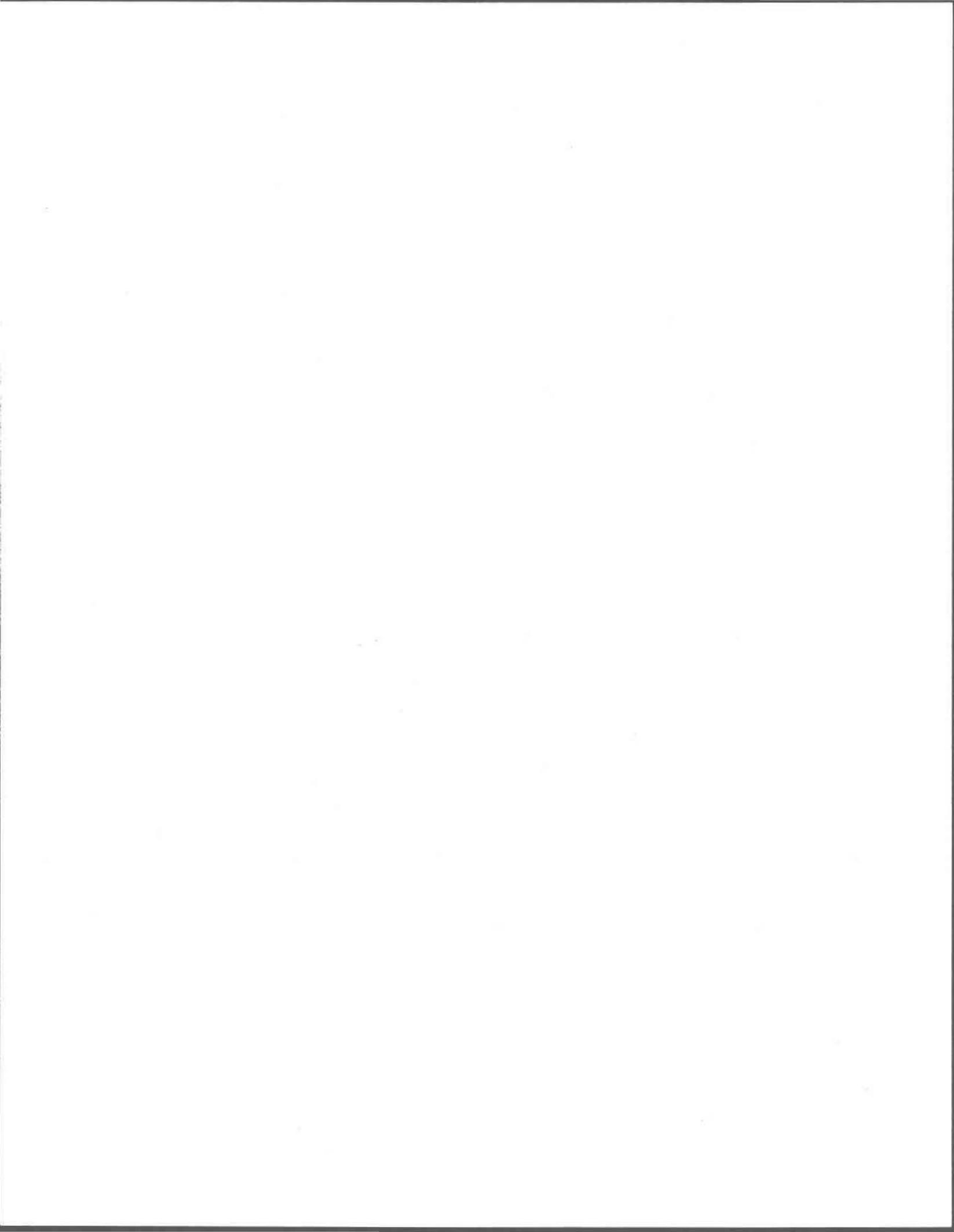
Examineur interne

Rajeshwar D. Tyagi
Professeur
INRS-EAU

Directeur de recherche

Pierre Lafrance
Professeur
INRS-EAU

(21/12/98)



REMERCIEMENTS

Je remercie sincèrement les personnes et organismes qui ont permis la réalisation de ce projet de recherche:

M. Pierre Lafrance, mon directeur de recherche, pour sa disponibilité et ses précieux conseils;

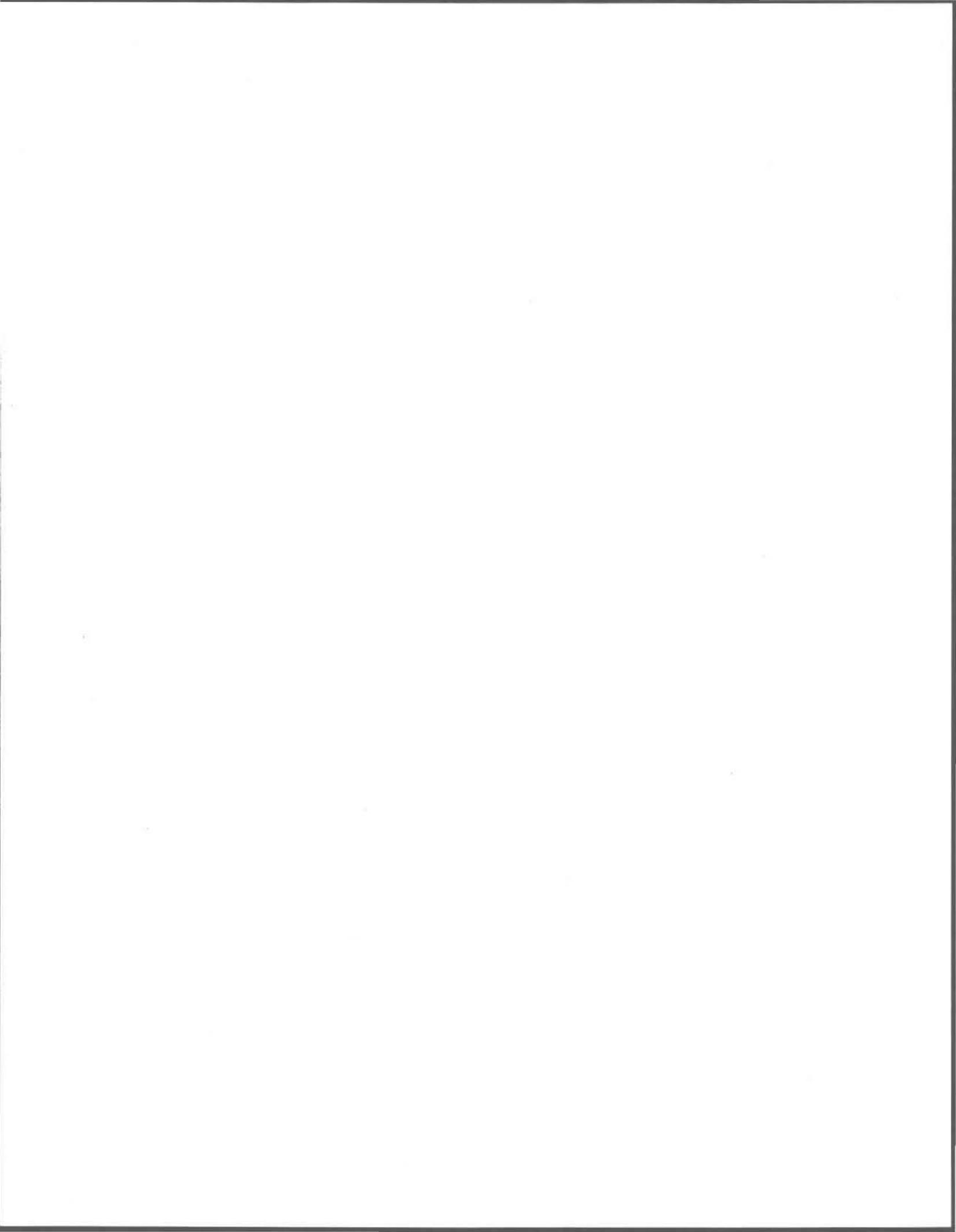
M. Denis Potvin et M. Laurent Côté, les deux personnes qui ont agi en tant que superviseurs des travaux pratiques, pour leurs encouragements et leurs conseils toujours pertinents;

l'Institut national de la recherche scientifique (INRS-Eau) et le Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) qui ont mis à ma disposition les moyens scientifiques, techniques, informatiques, etc. nécessaires à ma formation;

le Fonds pour la formation de chercheurs et l'aide à la recherche (FCAR), l'INRS-Eau et le CRIQ pour leur support financier;

le personnel du laboratoire du CRIQ et de l'INRS-Eau, pour leur précieuse collaboration.

Je tiens également à souligner la reconnaissance que j'éprouve envers mes parents pour le support qu'ils m'ont apporté tout au long de mes études.



RÉSUMÉ

Le compostage est appelé à devenir une importante industrie de valorisation des résidus organiques étant donné qu'il représente une alternative aux modes conventionnels de disposition des déchets. Par contre il s'accompagne souvent de la production d'eaux de lixiviation fortement chargées en matières organiques et en nutriments, et pouvant contenir des contaminants organiques. Il importe ainsi de pouvoir caractériser la composition des eaux de lixiviation de composts, de façon à mieux évaluer l'impact environnemental d'un rejet vers les eaux de surface ou souterraines. Le but du projet est d'étudier l'évolution temporelle de la composition des eaux de lixiviation de composts et des composts eux-mêmes, du double point de vue des possibles impacts environnementaux et de l'évolution des processus de transformation de la matière organique survenant durant le compostage.

Trois objectifs étaient visés. Le premier est de mieux évaluer les impacts potentiels de la charge en divers composés sur l'environnement. Le second est d'examiner si les charges en matières organiques des lixiviats nécessitent l'application de captage et de traitement de ces eaux et le troisième est d'améliorer la compréhension des processus de compostage en termes d'échange de matières et de bilans des éléments. De plus, trois hypothèses ont constitué la base des travaux. La première est que la phase active de compostage est celle qui génère les charges les plus élevées en matières organiques dissoutes. La seconde est que les composts matures génèrent principalement des formes oxydées des éléments et la dernière est que des résidus d'herbicides peuvent se retrouver dans certains lixiviats ou composts issus de matières végétales et ainsi constituer une nuisance pour les milieux aquatiques et pour la valeur agronomique du compost.

Deux types de composts ont été étudiés pour leur intérêt quant au potentiel de production sur une base industrielle et à l'impact éventuel sur l'environnement. Ces composts sont un mélange de feuilles mortes et d'herbe de tonte avec et sans herbicides et un mélange de boues papetières primaires et secondaires, avec et sans lisier de porc. Plusieurs paramètres ont fait l'objet d'un suivi temporel, et ce sur les composts et les lixiviats. Les principales conclusions sont tout d'abord que de grosses piles de compost de résidus verts pourraient relarguer des quantités importantes d'herbicides par le biais des lixiviats. Ces eaux sont également chargées en matières organiques et en nitrates, donc peuvent avoir un impact sur l'environnement. Par conséquent, il semble essentiel de procéder au captage et au traitement des lixiviats tout au long du processus de compostage. Pour ce qui est des concentrations des composés dans les milieux solide et liquide, les composts possèdent dans tous les cas des teneurs plus élevées que celles des lixiviats. Des bilans ont été effectués sur les composts afin de quantifier les pertes en azote total et en carbone total, ainsi que les gains en nitrates, qui est une forme oxydée se retrouvant dans les composts matures. Des résidus d'herbicides se retrouvent aussi dans les composts de feuilles mortes et d'herbe de tonte et dans les lixiviats. Les concentrations des composés dans les composts pourraient avoir un impact sur la croissance des végétaux. Il a également été vérifié que la phase thermophile génère de fortes charges en matière organique. Pour ce qui est des composts de résidus de papetières, la présence ou non de lisier de porc a peu d'impact.



TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	iii
RÉSUMÉ.....	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xiii
1 INTRODUCTION.....	1
1.1 État de la situation du compostage au Québec.....	1
1.2 Problématique.....	4
1.3 Objectifs et approche méthodologique.....	7
2 ASPECTS THÉORIQUES.....	13
2.1 Paramètres influençant le processus de compostage.....	13
2.2 Avantages de l'utilisation des composts.....	20
3 MÉTHODOLOGIE.....	23
3.1 Plan d'expérience.....	23
3.2 Cellules de compostage.....	24
3.3 Description des mélanges et des échantillonnages.....	27
3.4 Méthodes pour le suivi des eaux de lixiviation.....	33
3.4.1 Lixiviation.....	33
3.4.2 Carbone organique dissous.....	36
3.4.3 Nitrites et nitrates.....	36
3.4.4 Azote ammoniacal.....	36
3.4.5 Azote total Kjeldahl.....	37
3.4.6 Phosphore total et potassium.....	37
3.4.7 Phosphore dissous.....	38
3.4.8 Demande chimique en oxygène.....	38
3.4.9 Demande biochimique en oxygène.....	38
3.4.10 Herbicides.....	39
3.5 Méthodes pour le suivi des composts.....	39
3.5.1 Teneur en eau et en matières organiques totales.....	39
3.5.2 Azote ammoniacal.....	39
3.5.3 Azote total et carbone total.....	40
3.5.4 Phosphore total et potassium.....	40
3.5.5 Nitrites et nitrates.....	41
3.5.6 Herbicides.....	41
3.5.7 Taux d'assimilation d'oxygène.....	41
3.5.8 Essais de germination et de croissance.....	41
3.6 Bilans de masse.....	42

4	RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION.....	43
4.1	Feuilles et gazon 1996.....	43
4.1.1	Lixiviats - Évolution des paramètres.....	44
	a) Herbicides.....	44
	b) Demande biochimique en oxygène	48
	c) Carbone organique dissous.....	50
	d) Demande chimique en oxygène	53
	e) Matières en suspension.....	54
	f) Phosphore total et potassium.....	55
	g) Phosphore dissous	58
	h) Azote	58
4.1.2	Composts.....	62
4.1.2.1	Évolution des paramètres.....	62
	a) Température.....	62
	b) Herbicides.....	63
	c) Taux d'oxygène.....	68
	d) Teneur en eau	69
	e) Teneur en matière organique.....	70
	f) pH.....	72
	g) Phosphore total et potassium.....	73
	h) Carbone total	75
	i) Azote	76
	j) Rapport carbone/azote.....	80
	k) Essais de germination et de croissance.....	83
	l) Taux d'assimilation d'oxygène	84
4.1.2.2	Bilans de masse.....	86
4.2	Feuilles et gazon 1995.....	91
4.2.1	Lixiviats - Évolution des paramètres.....	91
	a) Herbicides.....	92
	b) Demande chimique en oxygène	94
	c) Nitrates	95
4.2.2	Composts.....	96
4.2.2.1	Évolution des paramètres.....	96
	a) Température.....	97
	b) Herbicides.....	97
	c) Taux d'oxygène.....	102
	d) Teneur en eau	103
	e) Teneur en matière organique.....	103
	f) Phosphore total et potassium.....	104
	g) Azote ammoniacal.....	106
	h) Rapport carbone/azote.....	107
	i) Essais de germination et de croissance.....	108
	j) Taux d'assimilation d'oxygène	109

4.2.2.2	Bilans de masse	110
4.3	Boues papetières	114
4.3.1	Lixiviats - Évolution des paramètres	114
a)	Demande biochimique en oxygène	114
b)	Carbone organique dissous	115
c)	Demande chimique en oxygène	117
d)	Matières en suspension	118
e)	Phosphore total et potassium	119
f)	Phosphore dissous	120
g)	Azote	121
4.3.2	Composts	123
4.3.2.1	Évolution des paramètres	123
a)	Température	124
b)	Taux d'oxygène	124
c)	Teneur en eau	125
d)	Teneur en matière organique	126
e)	pH	127
f)	Phosphore total et potassium	128
g)	Carbone total	130
h)	Azote	131
i)	Rapport carbone/azote	132
j)	Essais de germination et de croissance	133
k)	Taux d'assimilation d'oxygène	134
4.3.2.2	Bilans de masse	135
5	CONCLUSION	139
6	BIBLIOGRAPHIE	145
ANNEXE A		
	Concentrations mesurées dans le Killex ^{MD}	149
ANNEXE B		
	Quantités de Killex ^{MD} à appliquer aux mélanges	151
ANNEXE C		
	Méthodes analytiques utilisées pour les composts et les lixiviats	153
ANNEXE D		
	Résultats complémentaires	157
ANNEXE E		
	Résultats bruts	171

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1:	Buts, produits utilisés et sources de revenus de chaque filière	3
Tableau 3.1:	Résumé des essais effectués lors des deux années d'expérimentation.....	24
Tableau 3.2 :	Caractéristiques des intrants et des mélanges obtenus	32
Tableau 3.3:	Résumé des quantités d'échantillon, d'eau et de tampon utilisées pour chacune des analyses et des substrats.....	35
Tableau 4.1:	Concentrations théoriquement introduites de chacun des herbicides ainsi que celles du produit commercial contenant la somme des trois produits en 1996 en mg/kg base sèche (b.s.).....	64
Tableau 4.2:	Taux de dégradation moyens du 2,4-D (mg/kg-jour).....	64
Tableau 4.3:	Taux de dégradation moyens du mécoprop (mg/kg-jour).....	66
Tableau 4.4:	Taux de dégradation moyens du dicamba (mg/kg-jour).....	68
Tableau 4.5:	Comparaison entre le carbone total déterminé par oxydation thermique et le carbone organique total (COT) déduit de la teneur en matière organique totale (MOT).....	81
Tableau 4.6:	Résultats du test de germination et de croissance du cresson et du radis sur les composts de feuilles et gazon 1996 (valeurs moyennes de quatre répétitions).....	84
Tableau 4.7:	Résumé des critères de maturité des composts et leur respect de la norme.	85
Tableau 4.8:	Bilan azoté pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de feuilles et gazon 1996.	87
Tableau 4.9:	Bilan carboné pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de feuilles et gazon 1996.	89
Tableau 4.10:	Concentrations théoriquement introduites de chacun des herbicides ainsi que celle du produit commercial contenant la somme des trois produits en 1995 en mg/kg base sèche (b.s.).....	98
Tableau 4.11:	Taux de dégradation moyens du 2,4-D (mg/kg-jour).....	99

Tableau 4.12:	Taux de dégradation moyens du mécoprop (mg/kg-jour).....	100
Tableau 4.13:	Taux de dégradation moyens du dicamba (mg/kg-jour).....	101
Tableau 4.14:	Résultats du test de germination et de croissance du cresson et du radis sur les composts de feuilles et gazon 1995 (valeurs moyennes de quatre répétitions).....	109
Tableau 4.15:	Résumé des critères de maturité des composts et leur respect de la norme.	110
Tableau 4.16:	Bilan azoté pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	112
Tableau 4.17:	Bilan carboné dans les composts de feuilles et gazon 1995.	113
Tableau 4.18:	Résultats des tests de germination et de croissance sur les composts de boues papetières.....	134
Tableau 4.19:	Résumé des critères de maturité des composts et leur respect de la norme.	135
Tableau 4.20:	Bilan azoté pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de boues papetières.	137
Tableau 4.21:	Bilan carboné pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de boues papetières.	138
Tableau A.1:	Concentrations théoriques, prévues et obtenues des herbicides.	150
Tableau C.1:	Paramètres analysés sur les lixiviats et références.....	154
Tableau C.2:	Paramètres analysés sur les composts et références.....	155
Tableau E.1:	Résultats bruts pour les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	172
Tableau E.2:	Résultats bruts pour les composts de feuilles et gazon 1996.....	173
Tableau E.3:	Résultats bruts pour les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.	175
Tableau E.4:	Résultats bruts pour les composts de feuilles et gazon 1995.....	176
Tableau E.5:	Résultats bruts pour les lixiviats de composts de boues papetières.....	177
Tableau E.6:	Résultats bruts pour les composts de boues papetières.....	178

Tableau E.7 : Moyennes, écarts-types et intervalles de confiance à 95 % pour tous les paramètres et tous les échantillonnages.....179

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1:	Courbe théorique de l'évolution des besoins en oxygène au cours du processus de compostage (tiré de Mustin, 1987).....	14
Figure 2.2:	Courbes théoriques d'évolution de la température de divers substrats organiques lors du compostage (tiré de Mustin, 1987). Conditions d'aération et d'humidité identiques.	16
Figure 2.3:	Variation théorique du pH au cours du compostage (tiré de Mustin, 1987).	19
Figure 3.1:	Bio-réacteur utilisé pour les essais de compostage.....	26
Figure 4.1:	Évolution de la température dans les composts de feuilles et gazon 1996.	44
Figure 4.2:	Évolution de la teneur en 2,4-D dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.....	45
Figure 4.3:	Évolution de la teneur en mécoprop dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	46
Figure 4.4:	Évolution de la teneur en dicamba dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	48
Figure 4.5:	Évolution de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	49
Figure 4.6:	Évolution de la teneur en carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	51
Figure 4.7:	Évolution moyenne de la demande biochimique en oxygène et du carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	52
Figure 4.8:	Évolution de la demande biochimique en oxygène exprimée en milligrammes d'oxygène par gramme de carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	52
Figure 4.9:	Évolution de la demande chimique en oxygène et de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996 (moyennes des quatre bio-réacteurs).....	54
Figure 4.10:	Évolution de la teneur en matières en suspension dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	55

Figure 4.11:	Évolution de la teneur en phosphore total dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.....	56
Figure 4.12:	Évolution de la teneur en potassium dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.....	57
Figure 4.13:	Évolution de la teneur en phosphore dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.....	58
Figure 4.14:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.....	59
Figure 4.15:	Évolution de la teneur en nitrates dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.	60
Figure 4.16:	Évolution de l'azote total Kjeldahl dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.....	61
Figure 4.17:	Évolution de la température dans les composts de feuilles et gazon 1996..	63
Figure 4.18:	Évolution de la teneur en 2,4-D dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	65
Figure 4.19:	Évolution de la teneur en mécoprop dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	66
Figure 4.20:	Évolution de la teneur en dicamba dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	68
Figure 4.21:	Évolution de la teneur en oxygène dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	69
Figure 4.22:	Évolution de la teneur en eau dans les composts de feuilles et gazon 1996.	70
Figure 4.23:	Évolution de la teneur en matière organique totale dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	71
Figure 4.24:	Pertes de matière organique au cours du temps dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	72
Figure 4.25:	Évolution du pH dans les composts de feuilles et gazon 1996.	73

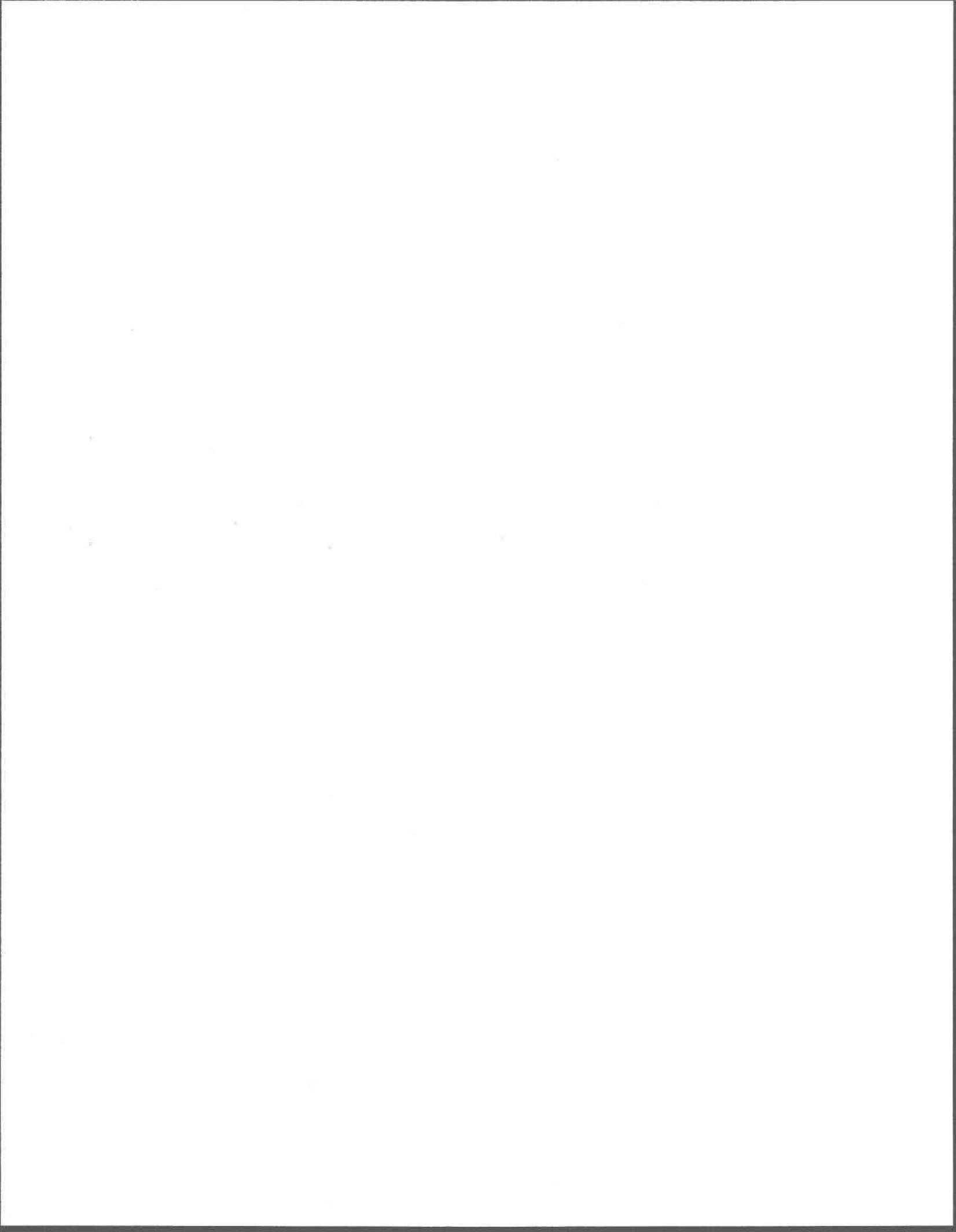
Figure 4.26:	Évolution de la teneur en phosphore total dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	74
Figure 4.27:	Évolution de la teneur en potassium dans les composts de feuilles et gazon 1996.	75
Figure 4.28:	Évolution de la teneur en carbone total dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	76
Figure 4.29:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	77
Figure 4.30:	Évolution de la teneur en nitrates dans les composts de feuilles et gazon 1996.	78
Figure 4.31:	Évolution de la teneur en azote total dans les composts de feuilles et gazon 1996.	79
Figure 4.32:	Évolution du rapport carbone/azote dans les composts de feuilles et gazon 1996.	82
Figure 4.33:	Pertes de masse sèche dans les composts de feuilles et gazon 1996.....	86
Figure 4.34:	Évolution de la teneur en 2,4-D dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.....	92
Figure 4.35:	Évolution de la teneur en mécoprop dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.	93
Figure 4.36:	Évolution de la teneur en dicamba dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.....	94
Figure 4.37:	Évolution de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.	95
Figure 4.38:	Évolution de la teneur en nitrates dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.	95
Figure 4.39:	Évolution de la température dans les composts de feuilles et gazon 1995..	97
Figure 4.40:	Évolution de la teneur en 2,4-D dans les composts de feuilles et gazon 1995.	98
Figure 4.41:	Évolution de la teneur en mécoprop dans les composts de feuilles et gazon 1995.	100

Figure 4.42:	Évolution de la teneur en dicamba dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	101
Figure 4.43:	Évolution de la teneur en oxygène dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	102
Figure 4.44:	Évolution de la teneur en eau dans les composts de feuilles et gazon 1995.	103
Figure 4.45:	Évolution de la teneur en matière organique totale dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	104
Figure 4.46:	Évolution de la teneur en phosphore total dans les composts de feuilles et gazon 1995.	105
Figure 4.47:	Évolution de la teneur en potassium dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	106
Figure 4.48:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les composts de feuilles et gazon 1995.	107
Figure 4.49:	Évolution du rapport carbone/azote dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	108
Figure 4.50:	Pertes de masse sèche dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	111
Figure 4.51:	Évolution de la demande biochimique en oxygène et du carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de boues papetières (moyennes de chaque type de mélange).	116
Figure 4.52:	Évolution de la demande biochimique en oxygène exprimée en milligrammes d'oxygène par gramme de carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de boues papetières.	117
Figure 4.53:	Évolution de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	118
Figure 4.54:	Évolution de la teneur en matières en suspension dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	119
Figure 4.55:	Évolution de la teneur en phosphore total et en potassium dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	120

Figure 4.56:	Évolution du phosphore dissous dans les lixiviats de composts de boues papetières	121
Figure 4.57:	Évolution de l'azote ammoniacal et des nitrates dans les lixiviats de composts de boues papetières.	122
Figure 4.58:	Évolution de l'azote total Kjeldahl dans les lixiviats de composts de boues papetières.	123
Figure 4.59:	Évolution de la température dans les composts de boues papetières.....	124
Figure 4.60:	Évolution de la teneur en oxygène dans les composts de boues papetières.	125
Figure 4.61:	Évolution de la teneur en eau dans les composts de boues papetières.....	126
Figure 4.62:	Évolution de la teneur en matière organique totale dans les composts de boues papetières.....	127
Figure 4.63:	Évolution du pH dans les composts de boues papetières.....	128
Figure 4.64:	Évolution de la teneur en phosphore total et en potassium dans les composts de boues papetières.	129
Figure 4.65:	Évolution de la teneur en carbone total dans les composts de boues papetières.	130
Figure 4.66:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal et en nitrates dans les composts de boues papetières.	131
Figure 4.67:	Évolution de la teneur en azote total dans les composts de boues papetières.	132
Figure 4.68:	Évolution du rapport carbone/azote dans les composts de boues papetières.	133
Figure 4.69:	Pertes de masse sèche dans les composts de boues papetières.	136
Figure D.1:	Évolution de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats de feuilles et gazon 1996.	158
Figure D.2:	Évolution des matières en suspension dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.	159
Figure D.3:	Évolution de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.	160

Figure D.4:	Évolution de la teneur en phosphore total dans les lixiviats de feuilles et gazon 1995.	160
Figure D.5:	Évolution de la teneur en potassium dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.....	161
Figure D.6:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.....	161
Figure D.7:	Évolution de la teneur en azote total Kjeldahl dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.....	162
Figure D.8:	Évolution de la teneur en carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.....	162
Figure D.9:	Perte de matière organique au cours du temps dans les composts de feuilles et gazon 1995.	163
Figure D.10:	Évolution du pH dans les composts de feuilles et gazon 1995.	163
Figure D.11:	Évolution de la teneur en carbone total dans les composts de feuilles et gazon 1995.	164
Figure D.12:	Évolution de la teneur en nitrates.dans les composts de feuilles et gazon 1995	164
Figure D.13:	Évolution de la teneur en azote total dans les composts de feuilles et gazon 1995.....	165
Figure D.14:	Évolution de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	166
Figure D.15:	Évolution de la teneur en phosphore total dans les lixiviats de composts de boues papetières.	167
Figure D.16:	Évolution de la teneur en potassium dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	167
Figure D.17:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	168
Figure D.18:	Évolution de la teneur en nitrates dans les lixiviats de composts de boues papetières.....	168

Figure D.19:	Évolution de la teneur en potassium dans les composts de boues papetières.	169
Figure D.20:	Évolution de la teneur en nitrates dans les composts de boues papetières.	170
Figure D.21:	Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les composts de boues papetières.	170



1. INTRODUCTION

1.1 État de la situation du compostage au Québec

L'intérêt pour le compostage des divers résidus organiques est grandissant au Québec depuis quelques années. Le compostage représente une alternative aux modes conventionnels de disposition des déchets. Selon le rapport de la commission sur la gestion des matières résiduelles au Québec, [Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, 1997], le pourcentage en poids des matières organiques retrouvées dans l'ensemble des matières résiduelles est de 32.5 % du total pour le secteur résidentiel et 12.5 % pour les secteurs industriel, commercial et institutionnel. Dans l'ensemble, la matière organique putrescible représenterait 22 % de toutes les matières résiduelles solides générées au Québec, soit près de 1.5 millions de tonnes par année. Ceci représente environ 21 % des matières résiduelles totales générées au Québec annuellement et 25 % des matières résiduelles éliminées au Québec chaque année [Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, 1997]. Le marché de détail et de vrac du compost était estimé en 1996 à 185 169 m³, ce qui représente la transformation de 452 441 m³ de matière organique [AQIC, 1998]. Le marché agricole consommerait environ 476 000 m³ de compost annuellement dont la majeure partie est produite sur les fermes elles-mêmes. Les marchés de l'aménagement paysager, de l'horticulture et des municipalités totalisent pour leur part un volume annuel d'achat de 37 000 m³ [Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, 1997]. Par ailleurs, le Consortium sur le développement du compostage au Québec mentionne que l'ensemble des producteurs compostent près de 400 000 m³ d'intrants par année et produisent environ 250 000 m³ de compost dont 90 000 m³ sont vendus au détail et 80 000 m³ sur d'autres marchés. Les 80 000 m³ restants ne seraient pas écoulés [Fafard, 1995].

Faisons maintenant la distinction entre les deux principales filières de compostage à l'heure actuelle, soit la filière de traitement et la filière de production. Par la suite, l'implication et la part du marché de chaque secteur seront abordées.

La filière dite de traitement vise quatre objectifs: réduire le volume et la masse de résidus organiques, hygiéniser le substrat, le stabiliser et éliminer les mauvaises odeurs associées à certaines matières organiques fraîches. Elle s'est développée depuis environ sept ans et concerne les résidus municipaux et industriels tels que les feuilles, l'herbe de tonte, les rebuts domestiques, les boues papetières et de station d'épuration [Fafard, 1995]. La plupart des usines sont payées pour chaque tonne de résidus traités [Potvin, 1995]. La vente des composts produits avec ces biomasses constitue un revenu secondaire. Au cours des prochaines années, cette filière devrait connaître une croissance considérable surtout à cause de l'objectif visant à réduire la quantité de résidus à éliminer d'ici l'an 2000 et aussi en raison des recommandations du Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (BAPE) dont entre autres celle qui mentionne que le gouvernement doit interdire la mise en décharge des résidus verts à partir de l'an 2000, et des résidus organiques putrescibles à partir de l'an 2003.

Pour ce qui est de la filière dite de production, son but premier est de satisfaire les besoins en amendements organiques des horticulteurs, qu'ils soient amateurs ou professionnels. Il y a bientôt 20 ans qu'elle existe et les composts fabriqués dans cette perspective sont principalement composés de mousse de tourbe, de fumiers, de résidus marins et de résidus de bois. La rentabilité économique de cette avenue est basée sur le prix de vente du produit, les intrants étant le plus souvent achetés. Avec l'arrivée de la norme canadienne sur les composts (amendements organiques - composts), l'importance de cette filière devrait également augmenter au cours des prochaines années mais peut-être de façon moins prononcée que la filière de traitement. Par contre, il ne faut pas oublier que les composts issus du traitement de certains résidus viennent s'ajouter à ceux produits par les fabricants. Les volumes de composts générés par cette filière sont donc importants et le principal défi

auquel l'industrie du compostage fait face concerne le développement des marchés. Le tableau 1.1 résume les buts, les produits utilisés ainsi que les principales sources de revenu de chaque filière.

Tableau 1.1: Buts, produits utilisés et sources de revenus de chaque filière.

Filières-	Buts	Produits	Revenus
Traitement	<ul style="list-style-type: none"> - diminuer les volumes et les masses de résidus - hygiéniser les matières - stabiliser les produits - éliminer les odeurs 	- résidus municipaux et industriels (feuilles, herbe, rebuts domestiques, boues papetières et d'épuration)	- nombre de tonnes traitées
Production	- satisfaire les besoins en amendements organiques des horticulteurs	- mousse de toube, fumiers, résidus marins, résidus de bois	- vente du produit

Selon une étude sur les installations de compostage au Canada menée pour le compte du Conseil Canadien du Compostage en 1993 et mise à jour en 1995, il y avait vingt-cinq installations en 1993, dont trois privées. En 1995, le total est passé à trente installations avec maintenant quatorze sites privés. Parmi ces installations, dix produisaient 5000 tonnes et plus de compost par année [Conseil Canadien du Compostage, 1995]. En 1992, les huit plus gros producteurs de composts ont formé l'Association Québécoise des Industriels du Compostage (AQIC). Les objectifs de cette association sont les suivants: (1) participer à l'élaboration et à la promotion de la norme sur la qualité des composts (BNQ), (2) favoriser la protection des utilisateurs de composts et de l'industrie du compostage par des prises de position officielles de l'association et (3) promouvoir une croissance ordonnée de l'industrie québécoise du compostage par la protection des marchés actuels et futurs [Genois, 1995]. Le marché et les utilisations des composts sont donc très importants car ils constituent la raison d'être de l'industrie. Le secteur de l'horticulture qui comprend l'entretien des espaces verts, les pépinières, les gazonnières, les serres et le marché du détail est le principal utilisateur de composts [Potvin, 1995]. Les secteurs agricoles et forestiers sont pour leur part potentiellement très importants car les surfaces réceptrices sont considérables.

1.2 Problématique

Le compostage est appelé à devenir dans le futur une importante industrie de gestion et de valorisation des résidus organiques, comme par exemple les résidus verts et les déchets organiques domestiques. La valorisation des boues industrielles comme celles du secteur des pâtes et papiers est aussi prometteuse. Les coûts élevés des modes de disposition conventionnels (enfouissement et incinération), ainsi que la sensibilisation de la collectivité en matière de protection de l'environnement, font du compostage une alternative intéressante d'autant plus que le marché pour le produit fini est grandissant. La politique de gestion intégrée des déchets solides du Gouvernement du Québec visant à réduire de 50 % la quantité de déchets à éliminer d'ici l'an 2000 ainsi que les recommandations du BAPE constituent d'autres incitatifs à se tourner vers le compostage. Cette technique est un mode de valorisation à privilégier pour plusieurs résidus, et ce en complément avec la réduction des déchets à la source, au réemploi et au recyclage [Brassard, 1995]. Il s'agit d'une solution environnementale intégrée pour la gestion des résidus putrescibles puisqu'elle englobe leur récupération, leur recyclage et leur valorisation en vue de les réintroduire dans le cycle de la matière organique végétale [Léger, 1995]. Les avantages pour l'environnement sont nombreux. Par exemple, il y a diminution des volumes de résidus, diminution des odeurs et des vermines rencontrées avec certains matériaux frais ainsi que diminution des substances volatiles phytotoxiques comme des phénols [Sauvesty et Tabi, 1995]. Contrairement à l'incinération et à l'enfouissement, le compostage permet de récupérer la matière organique et les éléments fertilisants de certains résidus et de les recycler sous forme stabilisée et hygiénisée [Potvin et Cloutier, 1989]. Le compost peut servir à la fabrication de terreaux pour diverses utilisations et comme amendement organique pour les sols. On peut donc l'utiliser en agriculture, en horticulture, pour l'aménagement d'espaces verts, de sites miniers, des bordures d'autoroutes, etc.

Les secteurs agricole, forestier, industriel, urbain et des pêcheries génèrent des quantités impressionnantes de résidus organiques. Les volumes de résidus compostables générés au Québec sont donc très importants. Selon la Société québécoise de récupération et de recyclage RECYC-QUÉBEC, dont la mission est de promouvoir, de développer et de favoriser la réduction, le réemploi, la récupération, le recyclage et la valorisation de matières ou de produits normalement voués à l'élimination, 140 000 tonnes de matières compostables ont été traitées au Québec en 1994. De ce nombre, 11 000 tonnes provenaient des secteurs industriel, commercial et institutionnel, alors que 129 000 tonnes provenaient de la postconsommation [RECYC-QUÉBEC, 1996]. Les boues d'industries papetières, les écorces et les fumiers ne font pas partie de ces données. Dans le cas des boues d'industries papetières, les résidus de traitement primaire, que constituent les résidus produits par une cellule de clarification telle qu'un décanteur, une cellule de flottation ou une lagune de sédimentation, ou encore par tout autre équipement produisant des résidus solides comme des filtres à disques ou des bandes filtrantes, représentaient 3 053 050 tonnes humides. Ces résidus sont relativement pauvres en azote et en microorganismes, s'essorent assez bien et sont en général plutôt poreux. Pour leur part, les résidus de traitement secondaire, essentiellement des résidus produits lors du traitement biologique des effluents de la fabrique et contenant beaucoup d'azote, de biomasse et d'eau, représentaient 50 750 tonnes humides en 1994 [Désilets, 1995]: ces chiffres ont sans doute augmenté au cours des dernières années. Pour ce qui est des résidus verts, en 1991, 16 000 tonnes ont été récoltées et compostées au Québec [MENVIQ, 1993] et en 1996, selon l'enquête menée auprès des membres de l'AQIC, 8 600 tonnes d'herbe et feuilles et 32 300 tonnes de résidus forestiers ont été transformées en compost.

Il y a donc d'importantes quantités à composter en ce qui concerne les boues d'industries papetières et les résidus verts. Par contre, le compostage s'accompagne souvent de la production d'eaux de lixiviation fortement chargées en matières organiques et en nutriments et pouvant contenir des contaminants organiques, comme par exemple des herbicides ayant été utilisés sur les pelouses. Selon la nature des déchets compostés, on peut aussi retrouver des substances potentiellement toxiques pour l'activité microbienne

comme par exemple des métaux lourds. De plus, les volumes d'eau générés ne sont pas réguliers dans le temps et sont influencés par les précipitations dans les installations extérieures, à moins de disposer d'un bassin d'accumulation et de régularisation du volume des lixiviats qui permet de les gérer efficacement. Ce type de bassin a aussi pour avantage de tamponner les variations de concentrations. Toutefois, la capacité de celui-ci est souvent limitée par la superficie de terrain disponible [Lafrance, 1995].

Le taux de production du lixiviat dépend du type d'exploitation. Dans le cas du compostage des résidus verts (herbe de tonte et feuilles mortes), la production de lixiviat peut être importante car le résidu organique de départ contient une forte proportion d'eau. Il en est de même pour le compostage des boues de stations d'épuration et des résidus d'industries papetières, ceci malgré une étape préalable de déshydratation qui ramène le taux d'humidité à moins de 80 %. Certaines techniques peuvent être mises en pratique afin de limiter la production de lixiviats, telles que l'ajout de matières sèches au matériel à composter afin d'absorber le liquide excédentaire, ou bien la recirculation du lixiviat lors du compostage pour en favoriser l'évaporation [Lafrance, 1995]. Par contre, la première technique entraîne une augmentation des volumes de matières à composter, ce qui se traduit par la nécessité d'une plus grande superficie et des coûts plus élevés. La seconde technique nécessite des équipements supplémentaires et donc des investissements additionnels.

Les impacts environnementaux potentiels des lixiviats de composts sont la contamination du sol et des eaux de surface et souterraines. Les risques de contamination sont d'autant plus élevés que la concentration des contaminants dans le lixiviat est élevée. Les principaux contaminants identifiés sont la demande biochimique et chimique en oxygène, phosphore, azote, métaux lourds, solides en suspension et produits de dégradation de composés qui auraient été ajoutés aux matériaux à composter comme par exemple des produits organiques de synthèse. Le rejet au milieu naturel d'effluents non traités peut entraîner des conditions septiques ou anaérobies, favoriser la prolifération d'algues et accélérer l'eutrophisation des milieux aquatiques, diminuer la quantité d'oxygène

disponible aux formes de vie et présenter une toxicité potentielle [Lafrance, 1995].

Il importe ainsi de caractériser la composition des eaux de lixiviation de composts, de façon à mieux évaluer l'impact environnemental d'un rejet vers les eaux de surface ou souterraines. Il est important de mentionner que peu de travaux ont porté sur l'évolution de la composition des eaux de lixiviation en phase de compostage, c'est-à-dire au moment où les piles de compost sont susceptibles de générer une charge élevée en composés polluants, nécessitant ainsi d'apporter un traitement avant le rejet. La caractérisation des lixiviats est donc importante afin de justifier le captage et le traitement des eaux de lixiviation. En d'autres mots, on ne connaît pas s'il existe une relation de cause à effet entre les phases du compostage et la composition des lixiviats issus du matériel. Également, très peu de travaux ont mis en relation l'évolution d'un compost avec les pertes en éléments dans les lixiviats. D'autre part, nous savons peu de choses sur les composts pouvant contenir et relarguer des herbicides parfois présents dans la matière première. On ignore donc le comportement des herbicides au cours du compostage, entre autres leur taux de dégradation et leur toxicité résiduelle.

1.3 Objectifs et approche méthodologique

Le but du projet est d'étudier l'évolution temporelle de la composition des eaux de lixiviation de composts et des composts eux-mêmes, du double point de vue des possibles impacts environnementaux (c'est-à-dire la contamination potentielle des eaux) et de l'évolution des processus de transformation de la matière organique survenant durant le compostage. Le projet vise à estimer la charge en divers composés générée lors de la phase thermophile de compostage en vue: (1) de mieux évaluer les impacts potentiels sur l'environnement, (2) d'examiner si les charges en matières organiques des lixiviats produits tout au long du processus de compostage nécessitent l'application de captage et de traitement de ces eaux, ceci en regard des recommandations du Ministère de

l'Environnement et de la Faune du Québec en ce qui concerne le traitement des lixiviats sur les aires de compostage, et (3) d'améliorer la compréhension des processus de compostage en termes d'échanges de matières et de bilans des éléments en phases solide et liquide. Trois hypothèses générales ont constitué la base des travaux. La première est que la phase active de compostage, c'est-à-dire la phase thermophile, est celle qui génère les charges les plus élevées en matières organiques. La seconde est que les composts matures génèrent principalement des formes oxydées des éléments, comme par exemple des nitrates dans le cas de l'azote. La dernière hypothèse prise en compte est que des résidus d'herbicides peuvent se retrouver dans certains lixiviats ou composts issus de matières végétales et ainsi constituer une nuisance pour les milieux aquatiques et/ou pour la valeur agronomique du compost.

Deux types de composts ont été étudiés pour leur intérêt quant au potentiel de production sur une base industrielle (volume annuel) et à l'impact éventuel sur l'environnement. Dans le premier cas, un mélange de boues primaires et secondaires d'une industrie de pâtes et papiers a été étudié et, dans le second cas, un mélange d'herbe de tonte et de feuilles mortes a été utilisé. Les détails de ces mélanges seront présentés ultérieurement. Le mélange d'herbe et de feuilles est intéressant compte tenu des volumes importants de ces produits qui sont recueillis chaque année. L'intérêt vient aussi du fait que des herbicides, utilisés abondamment sur les pelouses, pourraient se retrouver dans le lixiviat généré au cours du compostage et dans le produit fini. Il y a peu de connaissances sur le sujet car peu de recherches ont été réalisées à ce niveau [Fogarty et Tuovinen, 1991]. De plus, il est difficile d'analyser et d'identifier les produits de dégradation de ces herbicides. Toutefois, quelques études ont été faites sur les composts contenant de l'herbe de tonte et des herbicides. Par exemple, selon un document du ministère de l'Environnement et de la Faune [1995], certains herbicides se retrouvent dans le gazon frais suite à leur application sur les pelouses. En 1991, des concentrations en 2,4-D, mécoprop et dicamba atteignaient respectivement 8.1, 10.5 et 1.1 µg/g sec. Ces teneurs sont faibles mais ont été déterminées sur des échantillons ayant été prélevés en septembre et octobre alors que les herbicides sont utilisés

surtout au printemps. Par contre, dans un compost mature composé de gazon et de copeaux, les concentrations étaient sous les seuils de détection. Les teneurs les plus fortes se retrouvaient dans le lixiviat issu d'un andain fraîchement constitué de gazon et de copeaux, où 67 µg/L en mécoprop et 13 µg/L en 2,4-D ont été obtenues. Fogarty et Tuovinen [1991] mentionnent que le devenir, la dégradation biologique et les résidus de pesticides sont des éléments peu connus dans les composts de résidus verts. Ils mentionnent également que dans le sol, une forte teneur en 2,4-D retarde la dégradation de ce composé par les microorganismes. On peut donc croire que si cet herbicide se retrouve en forte concentration dans l'herbe et dans le compost, l'effet sera le même. De plus, la dégradation des pesticides implique la participation de nombreuses bactéries et le composé doit entrer dans la cellule pour être dégradé. Or, cette entrée, dans le cas des pesticides aromatiques comme le 2,4-D et le dicamba n'est pas bien décrite. Bugbee et Saraceno [1994], démontrent la phytotoxicité du 2,4-D, du dicamba et du mécoprop, tous trois des herbicides et proposent des concentrations maximales acceptables dans les composts, à savoir 0.5 mg/kg en 2,4-D, 0.6 mg/kg en MCPP et 0.05 mg/kg en dicamba. Michel et al. [1996] rapportent qu'aussi peu que 2 mg/kg de 2,4-D dans un compost réduit significativement la croissance végétale. Un rapport rédigé par Biomax inc. [1992] fait mention de résidus de dicamba retrouvés dans des composts matures de résidus verts. Dans le cadre de la présente étude, un mélange de trois herbicides (formulation commerciale Killex^{MD}) a été utilisé dans les matériaux à composter (herbe et feuilles). Le Killex^{MD} a été choisi car selon les plus importants distributeurs de la région de Québec, il s'agit du produit le plus couramment utilisé sur les pelouses.

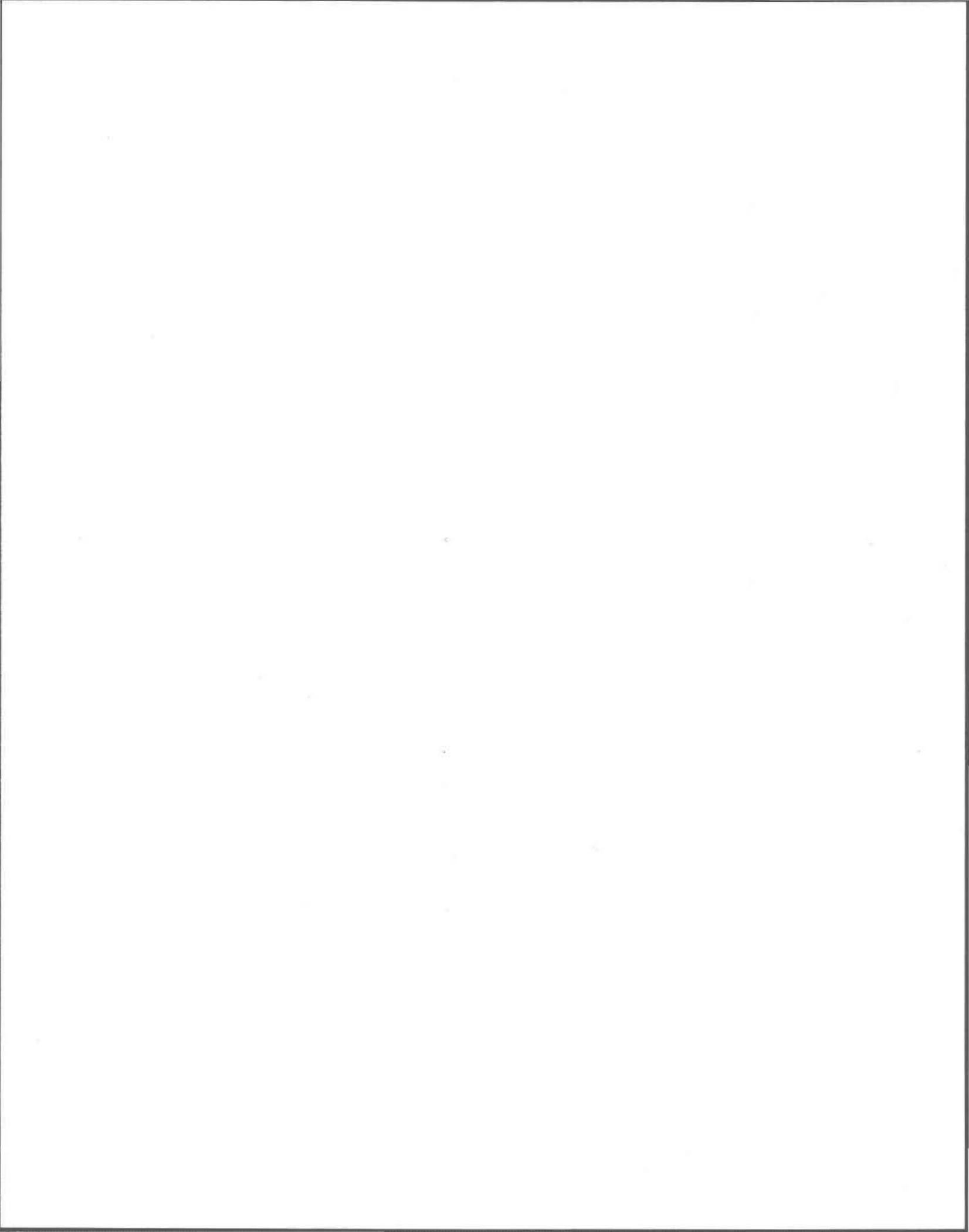
Pour leur part, les boues d'industries papetières sont intéressantes à considérer du fait des très grands volumes générés. Plusieurs études ont porté sur le compostage de ces boues à des fins d'utilisation agricole, mais peu ou pas d'études ont suivi l'évolution des composés organiques ou inorganiques dans le compost et le lixiviat produit. Il est donc pertinent d'explorer cette avenue. Tripepi et al. [1996] ont observé que des boues papetières, compostées ou non, amélioreraient les caractéristiques des sols et la croissance des plants de coton. Cependant, pour utiliser des boues non compostées, il faudrait de très grandes

surfaces étant donné les importants volumes disponibles [Carroll et Gajda, 1990]. Campbell et al. [1991] mentionnent que l'incinération des boues est peu efficace à cause des fortes teneurs en eau et en cendres, de même que de l'encrassement des incinérateurs. Le compostage a l'avantage de diminuer le poids, la teneur en eau et le rapport C/N des boues. Une fois compostées, elles améliorent la capacité de rétention en eau et d'échange cationique du sol; elles contribuent donc à réduire les besoins de fertilisants et l'irrigation. Campbell et al. [1995] suggèrent de composter les boues papetières avant leur application afin entre autres de dégrader les composés organochlorés. Dans le cadre des travaux présentés ici, certains essais ont été faits avec du lisier de porc, ajouté aux boues. Le lisier n'était pas nécessaire pour l'ajustement de paramètres tels que la teneur en eau ou le rapport C/N. Cependant, son utilisation comme mode de valorisation des effluents d'élevage, dans le processus de compostage, peut possiblement avoir un impact sur l'évolution des composts issus de boues. De grands volumes de lisier sont disponibles: il est donc opportun d'explorer des voies pour en disposer.

Il y a eu deux périodes d'essais de compostage, soit de mai à septembre 1995 et de février à octobre 1996, et ce pour les deux types de compost. Ceci a permis de caractériser les phases du compostage lors de chacune de ces deux périodes. Le compostage s'est effectué dans des réacteurs isolés de 120 litres avec utilisation d'air forcé pour maintenir des conditions optimales d'aération.

Pour ce qui est des mesures en cours de compostage, la température et le taux d'oxygène ont fait l'objet d'un suivi régulier. Les paramètres suivants ont été mesurés à chaque échantillonnage de compost: teneur en eau, matière organique totale, azote ammoniacal, azote total, nitrates, carbone total, phosphore total, potassium et herbicides. Pour ces derniers, seuls les composés parents ont été analysés dans les composts comme dans les lixiviats. L'identification et la quantification des sous-produits de dégradation des herbicides n'ont pas été réalisées car ceci représenterait un projet de recherche en soi. Par ailleurs et à chaque échantillonnage, la masse de compost était mesurée pour déterminer les

pertes de matière sèche. Du côté des lixiviats, les paramètres mesurés à chaque échantillonnage ont été le carbone organique dissous, les nitrates, l'azote ammoniacal et total Kjeldahl, le phosphore total comprenant la fraction inorganique particulaire et dissoute, le phosphore dissous (organique et inorganique), le potassium, les demandes biochimique et chimique en oxygène et les herbicides après filtration. Finalement, trois paramètres indicateurs de la maturité du compost ont été mesurés: le rapport C/N, le taux d'assimilation d'oxygène par respirométrie et un bioessai de germination et de croissance pour l'évaluation de la toxicité résiduelle.



2. ASPECTS THÉORIQUES

2.1 Paramètres influençant le processus de compostage

“Le compostage peut être défini comme un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des substrats organiques en produit stabilisé, hygiénique, semblable à un terreau, riche en composés humiques” [Mustin, 1987]. Un bon complément à cette définition est celle fournie par Haug [1980], qui mentionne que le procédé a lieu dans des conditions qui permettent le développement d’une température entraînant une phase thermophile, résultat d’une production calorifique d’origine biologique. Il ajoute aussi que le produit final est suffisamment stable pour le stockage et l’utilisation sur les sols, ceci sans impacts négatifs sur l’environnement. Par substrats, on entend les déchets ménagers, industriels, urbains, agricoles et agro-alimentaires, ainsi que les boues d’épuration des eaux résiduaires urbaines et industrielles. Le Bureau de Normalisation du Québec (BNQ) a proposé une définition du mot «compost» lors du développement de la norme canadienne de qualité des composts. Cette définition est la suivante: «Produit mature issu du compostage, qui est un procédé dirigé de biooxydation d’un substrat organique hétérogène solide incluant une phase thermophile» [BNQ, 1995].

Les principaux paramètres du compostage sont ceux qui influencent les conditions de vie des microorganismes, à savoir: la teneur en oxygène, l’humidité, la température et les conditions physico-chimiques des matériaux. Ces paramètres agissent sur les transformations naturelles que subissent les matières organiques lors du compostage, en influençant l’environnement dans lequel évoluent les microorganismes [Mustin, 1987]. Les paragraphes suivants examinent chacun de ces paramètres plus en détail.

Taux d’oxygène

Tout d’abord, le taux d’oxygène lacunaire est défini comme étant le pourcentage d’oxygène dans les vides du compost. Le volume de ces vides est influencé par la

granulométrie, la forme des particules et l'humidité présente. Ce taux d'oxygène doit être assez élevé afin de permettre aux bactéries aérobies impliquées dans le processus de compostage d'oxyder les composés organiques dont elles se nourrissent. La figure 2.1 illustre l'évolution des besoins en oxygène au cours du processus. Les besoins en oxygène sont plus élevés en début de compostage (zone 1), lors de la décomposition des matières facilement dégradables. À ce moment l'activité microbienne est maximale, donc la demande en oxygène est très forte. À mesure que les matières les plus fermentescibles disparaissent du milieu, les besoins en oxygène diminuent (zone 2) car l'activité des microorganismes est moins intense. À la maturation (zone 3), où l'on observe une faible consommation résiduelle, la dégradation aérobie est très faible et les besoins en oxygène le prouvent [Mustin, 1987].

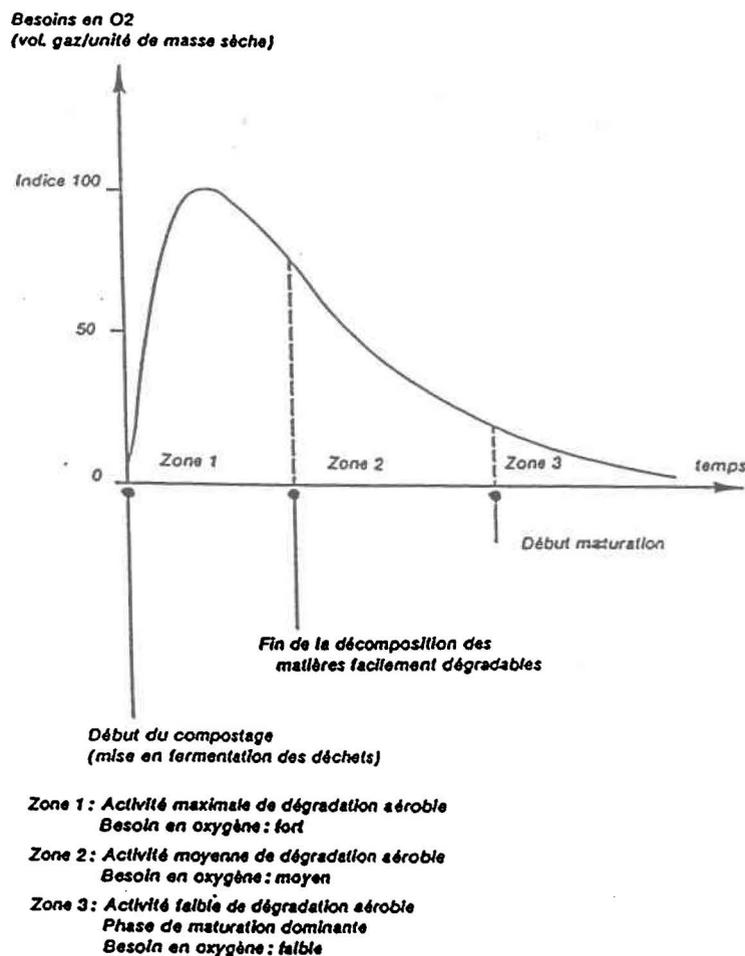


Figure 2.1: Courbe théorique de l'évolution des besoins en oxygène au cours du processus de compostage (tiré de Mustin, 1987).

Humidité

Pour ce qui est de l'humidité, elle doit être suffisamment élevée pour répondre aux besoins physiologiques des bactéries. La teneur en eau varie selon deux processus. D'une part, elle a tendance à augmenter car les microorganismes produisent de l'eau lors de la dégradation des matières organiques, et d'autre part elle tend à diminuer lorsque la température et l'aération augmentent, provoquant l'évaporation de l'eau [Mustin, 1987]. Trop d'eau dans le milieu a pour effet de réduire l'activité des microorganismes aérobies qui n'ont plus accès à l'air contenu dans les espaces lacunaires. Par contre, un manque d'eau va empêcher le métabolisme des bactéries de fonctionner normalement. Mustin [1987] mentionne que la teneur en eau devient un facteur limitant de l'activité des microorganismes à des valeurs inférieures à 40 - 50 % dans la masse en décomposition. Cependant, ce n'est pas la quantité totale d'eau qui est importante, mais bien sa disponibilité pour les microorganismes. L'eau est présente sous trois formes dans le matériel: (1) associée aux particules organiques, (2) dans un film liquide autour des particules et (3) sous forme gazeuse dans les espaces lacunaires. C'est sous cette dernière forme que l'eau est directement disponible à la biomasse.

Température

Un autre paramètre important, la température, est contrôlé par la dégradation des matières organiques. Lors de l'oxydation de ces matières, il y a dégagement de dioxyde de carbone, d'eau et de chaleur [Potvin et Cloutier, 1989]. Un substrat riche en composés fermentescibles va rapidement atteindre une température élevée lors du compostage, contrairement à d'autres produits contenant peu de matières fermentescibles. La figure 2.2 présente des courbes théoriques d'évolution de température lors du compostage en piles de substrats organiques dont la fermentescibilité varie. Sur cette figure, il y a trois courbes et trois zones différentes. La courbe 1 représente l'évolution de la température d'un substrat très fermentescible au cours du compostage. Comme mentionné plus haut, la température atteint rapidement un niveau élevé. Étant un substrat qui se dégrade rapidement, par exemple un sucre simple, la température redescend rapidement au niveau ambiant car il n'y a plus rien à dégrader, donc pas d'activité. La courbe 2 représente un substrat

moyennement fermentescible comme un polysaccharide. Cette fois, la température s'élève moins car la dégradation est plus lente. C'est pour cette raison que le plateau (zone d'équilibre entre production et perte de chaleur) est de plus longue durée. Lorsque la température redescend, elle demeure tout de même supérieure à la courbe 1 en raison de l'activité résiduelle. La courbe 3 représente un substrat peu fermentescible comme la cellulose. La température s'élève encore moins et demeure constante pour une plus longue période encore. Elle redescend à peine car ce type de substrat requiert beaucoup de temps pour être dégradé. Il est important de noter que les conditions d'aération et d'humidité sont identiques pour chacune des courbes, ces facteurs pouvant faire varier l'évolution de la température. Quant aux zones A, B et C, elles se réfèrent à la courbe 1 et représentent les intervalles où la production de chaleur est supérieure aux pertes (zone A), où il y a équilibre (zone B) et où les pertes sont dominantes, ce qui fait que la température diminue (zone C).

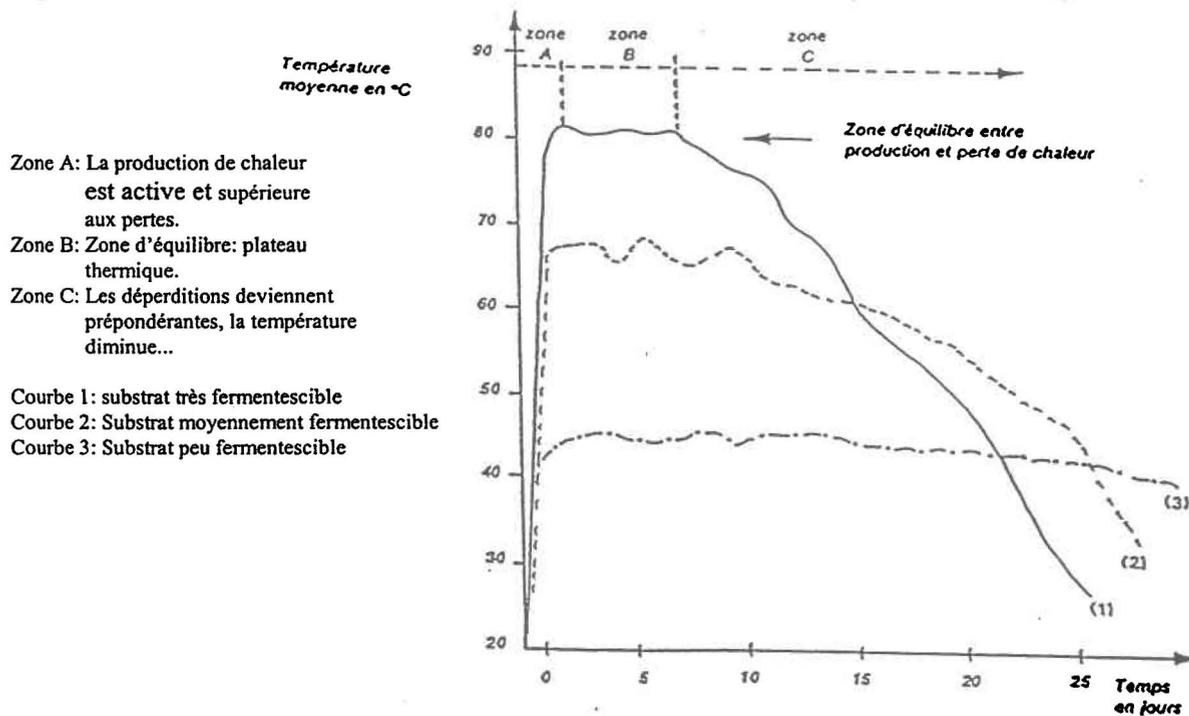


Figure 2.2: Courbes théoriques d'évolution de la température de divers substrats organiques lors du compostage (tiré de Mustin, 1987). Conditions d'aération et d'humidité identiques.

Donc, en principe, la température est plus élevée en début de compostage et diminue en même temps que le taux de consommation d'oxygène s'abaisse, lorsque la maturité approche [Mustin, 1987]. Les microorganismes thermophiles, ceux qui sont actifs en phase de dégradation intense, se développent à une température d'au moins 40° C. Donc le terme "compostage" implique une élévation de température supérieure à 40° C. L'atteinte d'une température optimale, de 60 à 70° C en phase thermophile, permet une destruction des pathogènes appelée hygiénisation, une vitesse de dégradation rapide et une humification active [Sauvesty et Tabi, 1995].

Rapport carbone/azote

Du côté des conditions physico-chimiques, notons tout d'abord le rapport carbone/azote (C/N). Le carbone et l'azote sont des éléments majeurs dont l'équilibre est important, c'est-à-dire dont les proportions doivent être adéquates afin d'être optimales pour les microorganismes. En phase de fermentation aérobie, les microorganismes consomment de 15 à 30 fois plus de carbone, qu'ils utilisent comme source d'énergie en le métabolisant puis en le libérant sous forme de gaz carbonique, que d'azote, métabolisé ou perdu sous forme de composés volatils comme l'ammoniaque. Ainsi, le rapport C/N décroît constamment lors du compostage pour atteindre une valeur de 10 à 25 dans un compost mature. Toutefois, le rapport optimal C/N au jour zéro varie de 20 à 70 selon le substrat. Si le carbone se trouve en excès et qu'il est peu accessible, comme par exemple dans la sciure de bois où le rapport est entre 150 et 500, l'azote sera le facteur limitant. La vitesse de dégradation sera alors régulée par l'apport d'azote. Par contre, si le rapport C/N du matériel à composter est faible, aux alentours de 10, la vitesse du compostage sera contrôlée par la teneur en carbone disponible et l'excès d'azote sera perdu par la volatilisation de l'ammoniaque ou par la production et lixiviation de nitrates [Mustin, 1987].

Autres éléments

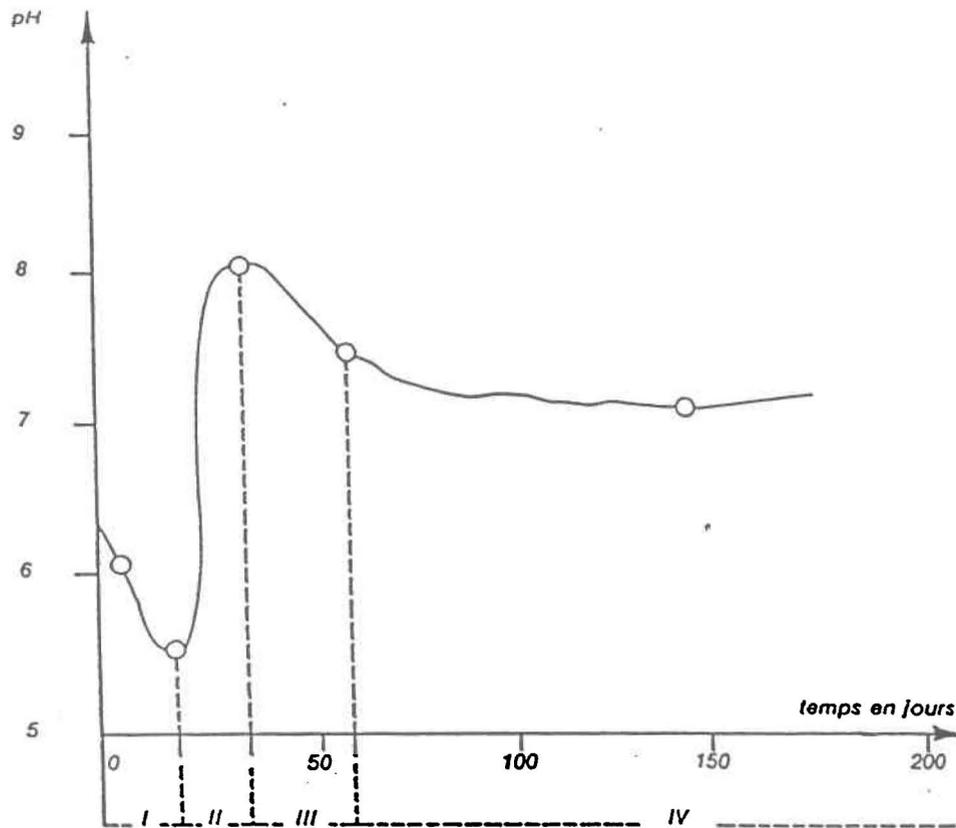
Dans le cas des autres éléments tels que le phosphore, le potassium, le soufre, le calcium et le magnésium, leurs teneurs ne doivent pas être limitantes, ce qui est généralement le cas.

Les teneurs minimales à respecter sont de 0.2 à 0.3 % de phosphore, 0.2 à 0.5 % de potassium et 0.1 à 0.2 % de soufre, calcium et magnésium, sur une base de matière sèche.

pH

Un autre facteur physico-chimique à ne pas négliger est le pH. Le domaine de pH optimal est, une fois de plus, celui qui procure des conditions optimales à la microflore impliquée dans le compostage. Pour ce qui est des bactéries qui interviennent dans le compostage, le pH optimal est situé entre 6 et 8 alors que les champignons sont plus tolérants, étant actifs à des valeurs de 5 à 8.5. La figure 2.3 présente les phases théoriques d'évolution du pH au cours du compostage.

Plusieurs processus sont susceptibles de faire varier le pH. L'acidification (phase I) peut provenir de la production d'acides organiques à partir des glucides ou des lipides par exemple. La fonction acide se dissocie par la suite et relâche un ion H^+ et la base conjuguée $R-COO^-$. Par ailleurs, une partie du CO_2 produit lors de l'oxydation de la matière organique se dissous dans l'eau pour former de l'acide carbonique, aussi responsable de l'acidification. L'alcalinisation (phase II) peut provenir d'une production d'ammoniaque à partir de la dégradation des amines par la flore thermophile et d'une libération des bases auparavant intégrées à la matière organique [Mustin,1987]. La phase de stabilisation du pH (III), se produit lorsque la période de dégradation intense est terminée et que les réactions sont plus lentes. La phase stable (IV), est celle où le pH devient près de la neutralité. Le compost est alors en maturation. Les réactions sont très lentes et l'humus produit a un fort pouvoir tampon. Donc le pH et les microorganismes s'influencent mutuellement. Le pH peut aussi jouer un rôle dans la distribution des composés entre les différentes phases du milieu.



Phase I : Le pH diminue :

Phase d'acidogénèse : Intense production de gaz carbonique et d'acides organiques en début de phase thermophile (dominance Flore mésophile)

Phase II : Le pH augmente :

Phase d'alcalinisation (Flore thermophile dominante) avec hydrolyse bactérienne de l'azote protéique et organique, productrice d'ammoniac (base).

Phase III : Phase de stabilisation du pH : Le rapport C/N a diminué, les réactions deviennent plus lentes. De l'ammoniac a été perdu par volatilisation surtout au-dessus de pH 8, et l'azote est utilisé par les microorganismes pour réaliser la biosynthèse des matières humiques.

Phase IV : Phase stable, proche de la neutralité : le compost est en voie de maturation. La stabilité du pH est due aux réactions lentes de maturation et au pouvoir tampon de l'humus.

Figure 2.3: Variation théorique du pH au cours du compostage (tiré de Mustin, 1987).

Autres paramètres

Il y a deux autres paramètres du compostage qui ont une importance majeure. La composition chimique des résidus organiques, c'est-à-dire leur teneur en carbone facilement dégradable qui est une source d'énergie, et leur teneur en azote qui favorise la croissance microbienne. L'autre paramètre est la granulométrie. Ce paramètre détermine le pouvoir absorbant et d'aération du matériel. Il influence aussi la quantité d'eau disponible et la teneur en oxygène par la présence en plus ou moins grande quantité d'espaces lacunaires. Plus les particules sont petites, plus la surface de contact est grande: donc l'action des microorganismes est alors plus rapide et efficace. Ces principaux paramètres étant énumérés, les avantages qu'offre l'utilisation d'un compost sont brièvement décrits ci-après.

2.2 Avantages de l'utilisation des composts

Les composts sont bénéfiques aux sols et aux végétaux principalement grâce à leur contenu en matières organiques. Étant donné que les matériaux de départ (intrants) varient d'un compost à l'autre, les propriétés ainsi que les effets de chaque compost ne sont pas les mêmes. D'une façon générale, les composts agissent surtout à trois niveaux, à savoir sur les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols [Potvin et Cloutier, 1989]. Ils agissent aussi quelque peu sur les propriétés fertilisantes. Parmi les propriétés physiques qui sont favorisées, notons en sols légers (sableux) la capacité de rétention en eau, la résistance à la sécheresse et la formation d'agrégats qui améliorent la structure. Globalement, ceci peut réduire considérablement l'érosion éolienne et hydrique [Zucconi et De Bertoldi, 1987]. En sols lourds (argileux), les composts améliorent la porosité, les échanges gazeux et le drainage. Par conséquent, le travail du sol s'en trouve facilité [Potvin et Cloutier, 1989]. D'une façon générale, les composts augmentent le coefficient isohumique des sols [Sauvesty et Tabi, 1995]. Ce coefficient correspond au taux d'humus

stable produit par kilogramme de matière sèche apportée au sol.

Du côté des propriétés chimiques des sols, les composts ou plus précisément leur contenu en matières organiques améliore la capacité d'échange cationique, favorisant ainsi la rétention de certains éléments minéraux [Toth et Gold, 1971]. L'humus possède également un bon pouvoir tampon permettant de limiter les variations de pH dans les sols [Fortin et al., 1982]. Pour ce qui est de l'action des composts sur les propriétés biologiques des sols, on pense tout d'abord à l'augmentation de la microflore se traduisant dans de nombreux cas par la stimulation de l'activité biologique [Choinière et Gangbazo, 1982]. Ces auteurs remarquent aussi, dans certains cas, un effet fongistatique sur certains champignons pathogènes du sol. Gouin [1995] mentionne que certains composts peuvent diminuer les besoins en fongicides pour contrôler *fusarium*, *pythium* et *rhizoctonia*, trois champignons pathogènes redoutés en horticulture. Il affirme également que des composts peuvent contribuer à lutter contre certains insectes s'attaquant entre autres à la pomme de terre et à l'azalée, ainsi que contre des nématodes dans les cultures maraîchères.

Un autre rôle attribué aux composts concerne leur action fertilisante. Cette action est plus ou moins importante, les composts étant utilisés comme des amendements plutôt que comme des fertilisants. Certains composts peuvent contenir, en pourcentage de poids sec, de 0.4 à 3.5 % d'azote total, 0.3 à 3.5 % de P_2O_5 et de 0.5 à 2 % de K_2O [Poincelot, 1975]. L'action fertilisante se manifeste lentement lors de la minéralisation de la matière organique. Les éléments étant faiblement libérés de façon continue dans le milieu, les risques de pertes par lessivage sont moins grands et la plante profite de ces éléments plus longtemps. Outre l'azote, le phosphore et le potassium, certains oligo-éléments, dépendant du produit initial, peuvent être relargués comme le fer, le cuivre, le zinc, le manganèse, le molybdène, le bore et le chlore. Tous ces avantages se répercutent sur les végétaux et se traduisent par une augmentation du rendement en matière sèche, de la précocité et de la teneur en sucres [Sauvesty et Tabi, 1995].

Il est important de mentionner que l'utilisation d'un compost fabriqué à partir de matériaux de mauvaise qualité comme par exemple des matériaux contaminés en métaux lourds, peut avoir des conséquences néfastes. Tout d'abord, les concentrations en métaux augmentent lors du compostage en raison de la diminution de la teneur en matière organique et en masse sèche. De plus, un tel compost risque d'être toxique pour les végétaux. D'autre part, l'utilisation d'un compost non mature peut en certaines occasions causer des dommages aux plantes. Selon le type de compost, des composés phytotoxiques peuvent être présents ou être formés durant le processus qui se poursuit [Govi et al., 1993]. Il peut également y avoir immobilisation d'azote et hypoxie (manque d'oxygène) si les bactéries sont toujours très actives. De plus, un mauvais compost peut contenir des matières inertes, des pathogènes et des sels en excès.

Il est donc important de bien connaître l'évolution des phases de compostage afin d'obtenir un compost de bonne qualité à partir des nouveaux matériaux que l'on tente de valoriser par compostage.

3. MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente le plan d'expérience pour les deux périodes d'essais et décrit les cellules de compostage utilisées ainsi que les mélanges de matériaux mis à l'essai. Le nombre d'échantillons prélevés et les méthodes d'échantillonnage sont aussi présentés. Ensuite, les méthodes analytiques sont brièvement décrites, tout comme le calcul des bilans.

3.1 Plan d'expérience

Il y a eu deux périodes d'essai de compostage. La première a eu lieu en 1995 et la seconde en 1996. En 1995, quatre cellules de compostage ont reçu des feuilles mortes et de l'herbe de tonte, et deux d'entre elles contenaient de l'herbe préalablement traitée à dose identique avec un mélange d'herbicides. Un mélange de boues primaires et secondaires d'une industrie papetière occupait deux autres cellules de compostage: l'une avec de l'urée ajoutée et l'autre sans urée. En 1996, l'expérience concernant les feuilles et gazon a été répétée comme en 1995, alors que celle avec les boues a été modifiée pour des raisons mentionnées plus loin. Cette fois, il y avait six réacteurs de mélange de boues dont trois contenaient du lisier de porc. Pour chacun des essais, plusieurs paramètres chimiques, physiques et biologiques ont fait l'objet d'un suivi temporel. Le tableau 3.1 résume les conditions des différents essais.

Tableau 3.1: Résumé des essais effectués lors des deux années d'expérimentation.

Substrat	Nombre de bio-réacteurs utilisés et renseignements	
	1995	1996
<u>herbe et feuilles mortes</u>	4	4
avec herbicides ajoutés	2	2
sans herbicides	2	2
origine	herbe: terrain n'ayant jamais reçu d'herbicides ni de fertilisant feuilles: boisé du Parc technologique du Québec métropolitain	idem
<u>boues papetières</u>	2	6
avec urée ajoutée	1	
sans urée	1	
avec lisier ajouté		3
sans lisier		3
origine	boues primaires: Donohue Clermont boues secondaires: Mallette Québec	boues primaires et secondaires déjà mélangées: Donohue Clermont

3.2 Cellules de compostage

Ces cellules de compostage sont en fait des bio-réacteurs mis au point par le CRIQ où l'on procure au substrat des conditions environnementales optimales pour initier le processus et lui permettre de se dérouler correctement. Elles sont fabriquées à partir de contenants de 120 litres en plastique sur lesquels 10 cm de polyuréthane a été appliqué afin de les isoler. La figure 3.1 présente le schéma d'un bio-réacteur. Le processus de compostage entraîne une production de chaleur qui se dissiperait par conduction s'il n'y avait pas d'isolation

thermique. Le couvercle du bio-réacteur est également recouvert du matériel isolant. Par contre, le conduit d'évacuation des gaz constitue une voie de dissipation de la chaleur.

Chaque contenant est perforé à deux endroits à la base où sont raccordés des conduites. L'une sert à l'aération forcée qui entre par le bas au milieu du contenant et l'autre a pour rôle d'évacuer le lixiviat. Le débit d'air peut être ajusté par une valve lorsque nécessaire et un appareil, dans ce cas le *Digital Flowmeter 650* (Humonics Inc.) permet de mesurer ce débit. L'évacuation du lixiviat est nécessaire tout d'abord pour l'échantillonnage de celui-ci et permet d'éviter l'apparition de conditions anoxiques au fond du réacteur. Ces conditions ne conviennent pas au processus de compostage et peuvent entraîner des odeurs nauséabondes. On retrouve un grillage au fond du contenant. Il est quelque peu surélevé et repose sur des supports. Ainsi, aucun matériel ne risque d'obstruer les canalisations et il peut y avoir une certaine quantité de lixiviat accumulé sans qu'il y ait contact avec le substrat. Toutefois, la principale raison est que l'air peut diffuser uniformément à la base du matériel.

Comme il a été mentionné plus tôt, une conduite relie le couvercle jusqu'à une hotte. Les gaz sont donc évacués et les mauvaises odeurs ne diffusent pas dans l'air ambiant. L'inconvénient est qu'une partie de la chaleur émise par le compostage s'échappe aussi par ce conduit. Il est difficile d'évaluer la proportion de chaleur ainsi perdue, mais elle n'est pas assez importante pour empêcher le réchauffement du substrat lors de la phase thermophile. La température est mesurée à l'aide d'un thermocouple inséré par le haut jusqu'au centre du réacteur. Cette sonde est reliée à un lecteur de température.

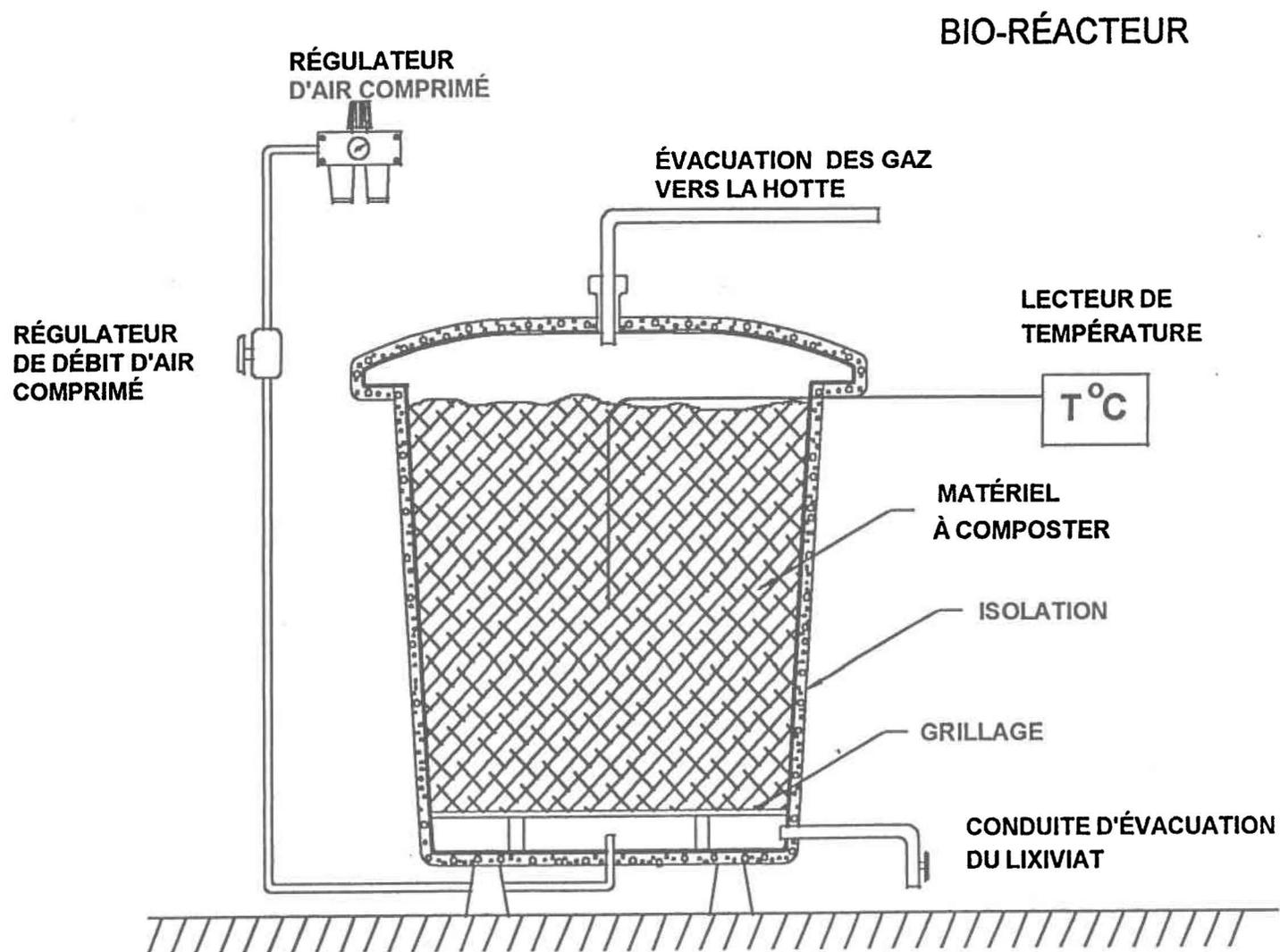


Figure 3.1: Bio-réacteur utilisé pour les essais de compostage.

3.3 Description des mélanges et des échantillonnages

Avant de faire les mélanges de matières à composter, il faut déterminer les formulations, c'est-à-dire les proportions de chaque intrant faisant partie du mélange. Les quantités d'intrants ne sont pas choisies au hasard. Il est nécessaire d'optimiser certains paramètres comme la teneur en eau et le rapport C/N. Il faut de plus s'assurer d'obtenir une bonne porosité qui permettra l'aération uniforme du matériel. Pour ce faire, un logiciel a été développé au Centre de Recherche Industrielle du Québec (CRIQ), dans le cadre de ses activités dans le domaine du compostage. Ce logiciel fonctionne à partir d'une base de données contenant les caractéristiques de différents matériaux. Il permet le calcul des formulations et l'optimisation des opérations de compostage. Il calcule non seulement les paramètres de base optimaux, soit la teneur en eau et le rapport C/N, mais aussi les coûts des intrants, la teneur obtenue en matière organique, en corps étrangers, en éléments fertilisants, en oligo-éléments, en métaux lourds, etc. Selon le mode de calcul choisi, il est possible de modifier les quantités des intrants sélectionnés et de voir les caractéristiques du mélange initial s'ajuster au fur et à mesure, ou de calculer les différentes formulations possibles en fonction des caractéristiques des intrants et des paramètres visés comme par exemple les intervalles de teneur en eau ou de C/N. Concrètement, ceci signifie qu'il est possible d'indiquer au logiciel les intrants que l'on désire utiliser en introduisant leur nom et leurs caractéristiques (teneur en eau, en matière organique, en azote, en carbone, en métaux, masse volumique, etc). Par la suite, on peut commander au logiciel de calculer quel sera le rapport C/N, la teneur en eau et en matière organique (les trois paramètres les plus importants au commencement) d'un mélange contenant par exemple 30 % de l'intrant « a » et 70 % de l'intrant « b ». Si les caractéristiques calculées ne nous conviennent pas, il s'agit de modifier les proportions jusqu'à ce qu'elles soient adéquates. Il est également possible d'indiquer au logiciel des caractéristiques de base souhaitées comme par exemple une teneur en eau entre 50 et 65 % et un rapport C/N entre 30 et 45 et lui faire effectuer les calculs permettant de connaître la proportion volumique ou massique qui devrait être utilisée de chacun des intrants « a » et « b » pour atteindre les intervalles visés.

Lorsque la formulation est déterminée, c'est-à-dire les proportions volumique et/ou massique de chacun des intrants, on peut procéder au mélange. La façon de faire est la suivante: en se servant des proportions volumiques des matériaux fournies par le logiciel, on procède au mélange afin d'obtenir un volume total de 120 litres. Du fait que le volume total d'un mélange n'est pas le résultat de la somme des volumes de chacun des éléments de départ, on doit parfois effectuer plus d'un mélange pour atteindre 120 litres. Les mélanges ont été effectués dans un mélangeur à béton pouvant contenir de 50 à 60 litres de matériaux. Dans notre cas, le volume total à mélanger a donc été divisé en 2 fractions pour se soumettre à la capacité du mélangeur. Le mélange est alors plus uniforme que lors d'une agitation manuelle. On s'assure ainsi de l'homogénéité de départ du substrat.

Dans le cas du mélange de feuilles mortes et d'herbe de tonte, la préparation a été la même pour les deux périodes d'essais. Les proportions retenues ont été de 70 % en feuilles et 30 % en herbe sur une base volumique humide. Il y avait deux mélanges (deux bio-réacteurs) non contaminés, c'est-à-dire ne contenant aucun herbicide ajouté. Pour s'en assurer, le gazon a été tondu en 1995 et 1996 sur un terrain n'ayant jamais reçu d'herbicides. Les feuilles mortes, provenant principalement d'érables, ont été collectées en 1995 et 1996 dans un boisé non perturbé du Parc technologique du Québec métropolitain. Pour ce qui est des mélanges contaminés, la concentration en herbicides devant être appliquée a été déterminée conformément à ce que l'on peut retrouver dans l'herbe de tonte. Pour ce faire, en 1995, la formulation commerciale Killex^{MD} a été appliquée à la dose recommandée (6 mL/5m²), à l'aide d'un pulvérisateur à air comprimé, sur un gazon n'ayant jamais reçu de traitement auparavant. Ce gazon a été tondu 24 heures plus tard (aucune précipitation n'a eu lieu) et les trois herbicides retrouvés dans le Killex^{MD} ont été dosés, à savoir le dicamba, l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D) et le mécoprop (MCP). Les concentrations théoriques de ces trois herbicides à l'intérieur de la formulation commerciale Killex^{MD} sont respectivement de 9 g/L, 95 g/L et 50 g/L. Les concentrations mesurées pour les trois herbicides dans la formulation n'ont pas été semblables aux concentrations théoriques de la formulation Killex^{MD} telles qu'indiquées par le fabricant (voir annexe A). La quantité de

produit Killex^{MD} à appliquer aux mélanges a été déterminée à partir de la concentration mesurée en mécoprop, puisque c'est celle qui entraînait l'utilisation de la plus grande quantité d'herbicides (voir annexe B pour exemple de calcul). L'application du produit Killex^{MD} s'est faite dans le mélangeur avec le gazon seul. Les feuilles ont été ajoutées par la suite et mélangées avec l'herbe fraîchement contaminée.

En 1995, les mélanges ont été effectués conformément aux proportions volumiques fournies par le logiciel. Par contre, en 1996, il y a eu une erreur dans la mesure de la masse volumique apparente et les mélanges ont été faits selon les mêmes proportions volumiques qu'en 1995. Comparativement à 1995, il y avait cependant une petite différence puisque le poids sec de gazon était un peu plus élevé en 1996 et celui des feuilles était un peu plus faible. La teneur en eau du gazon était la même pour les deux années: il a donc été pris pour acquis que la masse volumique du gazon de 1996 serait semblable à celle du gazon de 1995. L'impact de cela survient surtout au niveau de la concentration en herbicides. Pour ce qui est des autres paramètres, les conséquences sont négligeables. Le poids sec de gazon a été évalué pour ajuster la quantité de Killex^{MD} à ajouter. En 1996, le poids sec de l'herbe étant plus élevé, plus de Killex^{MD} a été ajouté. Par contre, il y avait moins de feuilles sur une base sèche en 1996, ce qui fait que la masse sèche totale a été semblable pour les deux répétitions (bio-réacteurs) contenant des herbicides, respectivement pour chacune des deux années d'étude. Donc en 1996, les concentrations en herbicides dans les bio-réacteurs étaient plus élevées qu'en 1995. Ceci permet de constater l'impact d'une faible différence dans les proportions des éléments du mélange sur la quantité d'herbicides à appliquer, et donc sur les concentrations résultantes.

Dans le cas des boues d'industries papetières, les formulations n'ont pas été les mêmes pour les deux années. En 1995, la formulation consistait à mélanger des boues primaires, des boues secondaires et de l'urée afin de diminuer le rapport C/N. Utilisées seules, les boues secondaires n'arrivaient pas à faire diminuer suffisamment ce rapport à moins d'en utiliser une grande quantité, ce qui aurait alors eu pour effet d'augmenter la teneur en eau à un niveau non optimal. Aucune usine de la région de Québec faisant de la mise en pâte

mécanique n'avait à ce moment un traitement secondaire en fonction. Il était souhaité d'utiliser des boues provenant d'une mise en pâte mécanique car ce genre d'usine est majoritaire au Québec et l'avenir semble se tourner de plus en plus vers ce type de procédé. Les boues secondaires ont donc été prélevées chez Mallette Québec de Saint-Raymond de Portneuf, industrie qui utilise un procédé chimique de mise en pâte. Le prélèvement d'environ 20 L a été effectué à la base du décanteur secondaire et les boues ont été conservées à 4°C pendant quelques jours en attendant de les mélanger aux boues primaires. Les boues primaires provenaient de l'usine de Donohue, à Clermont dans Charlevoix, qui utilise un procédé mécanique. Dans ce cas, le prélèvement d'environ 300 L a été effectué à la sortie de la presse. Les proportions étaient de 1 kg d'urée pour 20 kg de boues secondaires et 100 kg de boues primaires. L'homogénéisation de ces matières s'est faite au mélangeur.

Le mélange issu de ces matières n'a pas été retenu en 1996 pour les raisons suivantes. Tout d'abord le processus de compostage ne s'est pas initié en 1995. La température du mélange s'est élevée légèrement mais a immédiatement chuté. Les raisons de cette absence de phase thermophile sont inconnues. Les caractéristiques de départ étaient adéquates, c'est-à-dire que la teneur en eau, le rapport C/N et la porosité étaient ajustés de façon à ce que le compostage puisse suivre son cours. Le dénombrement bactérien était suffisant pour permettre une dégradation de la matière organique. De plus, des tests de toxicité se sont avérés négatifs, c'est-à-dire que le substrat ne contenait aucune substance connue et identifiée pouvant nuire au développement et à l'activité bactérienne. Ces tests, « concentration minimale inhibitrice, qualitatif et quantitatif » consistent à déterminer la toxicité d'une solution, ici une solution provenant des boues, vis-à-vis un inoculum bactérien étant obtenu à partir d'un échantillon de boues. Une mesure du taux d'assimilation d'oxygène a aussi été effectuée sur le mélange. Ce test, comme il sera mentionné plus loin dans ce chapitre, mesure le taux de consommation d'oxygène par les microorganismes présents dans l'échantillon. Sur un substrat non composté, il est présumé que cette respiration est élevée, ce qui n'était pas le cas du mélange étudié. Les raisons qui

ont empêché une élévation de température du mélange demeurent inconnues. Un tel phénomène a déjà été observé dans le cadre d'autres études. Mathur [1992] fait mention que certains essais de compostage de boues papetières avec de l'urée n'ont pas bien fonctionné, sans en dire plus. Le fait d'ajouter de l'urée diminue le rapport C/N mais, par contre, l'urée s'hydrolyse très rapidement et il s'ensuit un important dégagement d'ammoniaque. Effectivement, l'odeur d'ammoniaque était très forte dans les jours qui ont suivi la préparation du mélange. Il devenait ainsi peu utile d'ajouter de l'urée aux boues. Une autre raison pour laquelle ce même mélange n'a pas été répété en 1996 est que les industries papetières se sont entre temps conformées au règlement du Ministère de l'Environnement et de la Faune les obligeant à utiliser un traitement secondaire des effluents: il était donc possible de retrouver des boues primaires et secondaires au même endroit. Ces deux types de boues sont mélangées à l'usine et essorées. La formulation du mélange de 1995 n'a pas été répétée: les résultats de cette expérience ne sont pas présentés ici puisqu'ils ne correspondent pas à un processus normal de compostage.

En 1996, comme mentionné auparavant, il y a eu trois bio-réacteurs contenant un mélange de boues primaires et secondaires, puis trois autres contenant ce même mélange et auxquels du lisier de porc a été ajouté. Les boues ont été prélevées manuellement à la sortie de la presse à l'usine Donohue de Clermont. Les boues primaires et secondaires étaient déjà mélangées à l'usine dans des proportions de 70 % de boues primaires et 30 % de boues secondaires sur une base volumique humide. Le mélangeur n'a été utilisé que pour les trois répétitions contenant du lisier. Les proportions ont été de 1 m³ de lisier pour 50 m³ de boues. Il ne fallait pas ajouter trop de lisier pour éviter d'augmenter la teneur en eau déjà élevée des boues et de trop diminuer le rapport C/N. Une fois les mélanges effectués, les valeurs de la teneur en eau et du rapport C/N étaient connues et adéquates et la porosité l'était également. Connaissant ces conditions, il fallait s'assurer que l'apport en oxygène était suffisant. Le débit d'air ne doit pas être trop élevé en début d'expérience. Une aération trop forte peut entraîner l'assèchement du matériel et son refroidissement.

Compte tenu des objectifs énoncés du projet, chacun des échantillonnages des mélanges ou des eaux de lixiviation a conduit à la détermination de nombreux paramètres physiques, chimiques, et d'ordre biochimique. Du fait du nombre très élevé d'analyses ainsi réalisées, il a été requis d'effectuer un nombre limité d'échantillonnages. Il y en a eu trois en 1995 et quatre en 1996, sauf dans le cas de la teneur en eau pour lequel il y en a eu cinq en 1996. La technique d'échantillonnage est la suivante: un échantillon est prélevé lors d'un retournement, c'est-à-dire du brassage à l'aide d'une pelle, du mélange du bio-réacteur afin d'homogénéiser le contenu et de l'aérer. Une partie de cet échantillon sert par la suite à obtenir une eau de lixiviation. Il y avait donc un retournement du mélange à chaque échantillonnage. De plus et avant le retournement, une pesée du bio-réacteur a permis d'évaluer la perte de masse du mélange en cours de compostage. Le tableau 3.2 présente les caractéristiques des intrants et des mélanges obtenus.

Tableau 3.2 : Caractéristiques des intrants et des mélanges obtenus.

	Teneur en eau (%) base humide	Matière organique totale (%) base sèche	Azote total (%) base sèche	Rapport C/N
Feuilles et gazon 1995				
Feuilles	59.8	67.6	0.8	42
Gazon	74.9	89.9	4.2	11
Mélange	62.9	78.8	1.2	25
Feuilles et gazon 1996				
Feuilles et gazon	Paramètres considérés comme étant les mêmes			
Mélange	63.4	71.2	2.1	17
Boues papetières				
Boues primaires et secondaires	62.5	97	1.8	28
Lisier	97.1	74	8.4	4.4
Mélange	66.3	96.8	1.9	25

3.4 Méthodes pour le suivi des eaux de lixiviation

Cette section présente brièvement les méthodes utilisées pour l'obtention et les analyses des eaux de lixiviation. Les références à ces méthodes sont fournies sous forme de tableau à l'annexe C.

3.4.1 Lixiviation

L'obtention d'eaux de lixiviation a été difficile à réaliser. Au départ, il était prévu d'obtenir des eaux de lixiviation de façon naturelle. L'eau aurait ainsi migré à travers le matériel pour se retrouver au fond du réacteur où il aurait été aisé de la recueillir par la conduite prévue à cet effet. Il demeurait alors à déterminer à partir de quelle teneur en eau il serait possible d'obtenir un lixiviat. Dans le cas du compostage en andains à l'extérieur, il est presque assuré que des eaux s'en écoulent étant donné d'une part le volume important de matériel qui a un effet de compression, et d'autre part les conditions météorologiques. Par contre, pour des essais réalisés à l'intérieur, un apport en eau est requis afin d'obtenir un volume suffisant de lixiviat pour la réalisation des analyses.

En 1995, au début de l'expérimentation, une détermination de la capacité d'absorption en eau a été menée sur du matériel d'un des réacteurs (herbe et feuilles) en suivant une méthode élaborée par le CRIQ et inspirée de Sobel et al. [1988]. Le but était d'ajouter de l'eau au matériel afin de dépasser sa capacité de rétention, de sorte que l'eau excédentaire s'écoule. Par contre, le résultat obtenu était tel qu'il aurait fallu ajuster la teneur en eau du matériel à 82 % pour atteindre la capacité de rétention. Une telle teneur en eau aurait eu pour effet de gorger le matériel et des conditions anoxiques se seraient certainement rapidement installées. Par la suite et en se basant sur l'expérience du CRIQ concernant la lixiviation en fonction de la teneur en eau, il fut décidé d'élever cette teneur à 75 %. Des lixiviats ont alors été obtenus. Par contre, les volumes d'eau récupérés n'étaient pas les mêmes pour chaque réacteur et certains étaient insuffisants pour effectuer l'ensemble des analyses projetées. Pour cette raison et aussi pour le fait qu'il aurait fallu ajuster la teneur

en eau avant chaque échantillonnage, donc procéder à l'échantillonnage du matériel au préalable, cette méthode a été abandonnée. Il n'y a donc que le premier échantillonnage de tous les bio-réacteurs contenant des feuilles et de l'herbe en 1995 qui s'est fait de cette façon, c'est-à-dire avec le matériel à 75 % de teneur en eau.

Les deux derniers lixiviats de 1995 ont été générés en utilisant la méthode SSE («soil saturated extract»), inspirée de McKeague [1978]. Un volume de matériel donné, dans ce cas-ci 3 L, a été saturé en ajoutant de l'eau au contenant de sorte que celle-ci coule légèrement lorsque le contenant est incliné. Le mélange repose entre 2 et 4 heures. Par la suite, l'échantillon et l'eau étant bien homogénéisés par agitation, une partie de la suspension était placée dans un «coton fromage» et pressée manuellement pour en extraire l'eau. Le volume d'eau récolté était d'environ 1.5 L, représentant un volume suffisant pour les analyses. Evidemment, cette méthode n'est pas une technique standard mais aucune technique normalisée n'était alors connue pour générer un lixiviat à partir de composts. Il est utile de se rappeler que les deux derniers échantillonnages de 1995 ont été réalisés de cette façon et que les lixiviats ainsi extraits n'ont pas été produits naturellement. Cette méthode présente des limites comparativement à celle qui a été utilisée en 1996 car il n'est pas assuré qu'elle ait été effectuée exactement de la même façon d'un échantillonnage à l'autre. En effet, le lixiviat était extrait par pression manuelle qui n'était pas nécessairement la même à chaque fois. De plus, le volume de matériel à presser pouvait varier. Cette méthode semblait peu appropriée en termes de reproductibilité et de représentativité des lixiviats obtenus.

En 1996, la méthode employée est celle qui est maintenant utilisée au CRIQ. Elle est adaptée d'un document du ministère de l'Environnement (annexe C pour référence) qui s'applique notamment aux déchets solides. Cette méthode permet de produire un lixiviat artificiel lorsque la lixiviation naturelle n'est pas possible. La lixiviation se fait dans des bouteilles fixées à une roue tournant à 15 ± 5 rpm pendant 24 heures et dans lesquelles on introduit un échantillon solide et une solution tampon pour les analyses de composés

inorganiques ou de l'eau distillée pour les analyses de composés organiques. La solution tampon à pH 4.5 est constituée d'acide acétique glacial, d'acétate de sodium anhydre et d'eau distillée. Dans le cas des boues d'industries papetières, la lixiviation des composés inorganiques a été réalisée avec 90 g d'échantillon, 90 mL de solution tampon et 810 mL d'eau distillée. La lixiviation des composés organiques a été effectuée de façon identique pour les deux substrats: la quantité d'échantillon utilisée a été de 50 g auxquels était ajouté 500 mL d'eau distillée. Pour le cas des feuilles et herbe de tonte, la masse de l'échantillon pour la lixiviation des composés inorganiques était de moitié de celle utilisée pour les boues car il prenait trop de volume. Le tableau 3.3 résume les quantités utilisées pour chacun des substrats.

Tableau 3.3: Résumé des quantités d'échantillon, d'eau et de tampon utilisées pour chacune des analyses et des substrats.

Analyses	Matrice	Quantités	
		Herbe et feuilles mortes	Boues papetières
Organiques	échantillon solide (g)	50	50
	solution tampon (mL)	—	—
	eau distillée (mL)	500	500
Inorganiques	échantillon solide (g)	45	90
	solution tampon (mL)	90	90
	eau distillée (mL)	810	810

Ceci dit, il s'agit encore d'un lixiviat non naturel, donc non nécessairement identique à un lixiviat retrouvé au niveau d'une plate-forme industrielle de compostage. Cette dernière méthode présente toutefois l'avantage d'être standardisée et ainsi de présenter une reproductibilité acceptable. Les analyses de type organique, donc celles s'effectuant sur un lixiviat obtenu avec de l'eau distillée seulement, sont les suivantes: carbone organique dissous, demande chimique et biochimique en oxygène ainsi que les herbicides (cas des feuilles et herbe de tonte). Les nitrites et les nitrates, l'azote ammoniacal et Kjeldahl (N total sauf nitrites et nitrates), le phosphore total et dissous (organique et inorganique) et le

potassium sont les paramètres analysés sur le lixiviat obtenu à partir d'eau et de solution tampon.

3.4.2 Carbone organique dissous

Le lixiviat a été filtré au préalable sur un filtre de 0.45 μm et c'est la seule opération, outre la congélation pour la conservation, qui précède le dosage. Le dosage est effectué directement à l'aide d'un Auto-Analyseur Technicon. Deux répétitions d'analyse ont été faites par échantillon. L'échantillon était divisé en deux sous-échantillons d'où le carbone organique dissous était extrait indépendamment. Suite à l'oxydation de la matière organique par irradiation ultra-violet et oxydation au persulfate de potassium, le carbone organique produit est détecté par conductivimétrie à l'aide d'une solution alcaline.

3.4.3 Nitrites et Nitrates

Le lixiviat a été filtré (0.45 μm) puis congelé et les composés ont été dosés par colorimétrie avec un appareil Technicon. Deux répétitions d'échantillons ont été faites et certaines d'entre elles ont été dosées afin de vérifier la répétabilité.

3.4.4 Azote ammoniacal

Le dosage s'effectue directement en ajoutant un excès de base à l'échantillon d'eau, ce qui libère l'ammoniaque gazeux qui est titré par un acide. L'appareil utilisé est un « Kjeltéc Auto 1030 Analyser minéralisateur/distillateur Kjeldahl ». Le volume d'acide utilisé est proportionnel à la concentration d'azote de l'échantillon. Aucune filtration n'est nécessaire et les échantillons n'ont pas été congelés. Des répétitions d'analyse à intervalles (à chaque groupe de sept échantillons) étaient effectuées pour contrôler la qualité. Il s'agit de la même méthode de dosage que celle utilisée pour les composts.

3.4.5 Azote Kjeldahl

Le principe de dosage est le même sauf qu'il y a une étape de digestion préalable de la matière organique avec un acide et un catalyseur afin de transformer l'azote sous la forme d'un sel d'ammonium inorganique. Aucune filtration des échantillons n'a été effectuée et les échantillons n'ont pas été congelés. Des répétitions d'analyse sont effectuées à chaque groupe de cinq échantillons afin de contrôler la qualité.

3.4.6 Phosphore total et potassium

Les échantillons sont évaporés à l'étuve à 105°C puis le four à moufle à 550°C sert à éliminer la matière organique. Par la suite, il y a digestion en milieu acide et oxydant et le dosage s'effectue par spectrophotométrie d'émission atomique au plasma d'argon (ICP-AES). Les réactifs utilisés sont l'acide nitrique (HNO_3), une solution de peroxyde d'hydrogène à 30 % (H_2O_2) et de l'acide chlorhydrique (HCl). Ces réactifs sont ajoutés l'un après l'autre tout en chauffant. Après le refroidissement, le tout est filtré sur un filtre Whatman no. 40 dans des fioles qui sont par la suite jaugées avec de l'eau déminéralisée. La solution analysée est entraînée dans un plasma d'Argon à l'aide d'une pompe péristaltique et d'un nébuliseur. Le phosphore et le potassium contenus dans l'échantillon sont atomisés dans le plasma et à cette température (environ 10 000°C) ils sont ionisés et émettent de l'énergie lumineuse à des longueurs d'onde qui leur sont spécifiques. La lumière émise est séparée à l'aide de détecteurs. La concentration des éléments est déterminée par comparaison entre les intensités lumineuses respectives de l'échantillon et des solutions étalons. Les échantillons n'ont pas été congelés avant la digestion. Deux répétitions d'analyse ont été faites pour chaque échantillon. Le phosphore total comprend le phosphore particulaire (provenant des matières en suspension) et le phosphore dissous. Seule la fraction inorganique est prise en compte étant donné le traitement des échantillons à 550°C.

3.4.7 Phosphore dissous

Le lixiviat est d'abord filtré sur un filtre de 0.45 μm pour recueillir seulement la fraction dissoute. Le phosphore total dissous (organique et inorganique) est dosé directement à l'aide d'un spectromètre d'émission atomique au plasma d'argon.

3.4.8 Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) est exprimée comme étant la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation, par un oxydant fort, de la matière organique. Presque toute la matière organique est alors oxydée. L'échantillon est chauffé à reflux avec une solution d'acide fort contenant un excès connu de dichromate de potassium. Après la digestion, le dichromate non réduit est titré avec du sulfate ferreux d'ammonium. La quantité de matière organique oxydable est proportionnelle à la quantité de dichromate de potassium réduit et se mesure en équivalent d'oxygène. Les échantillons n'ont pas été congelés mais acidifiés lorsque le dosage ne pouvait être effectué immédiatement. Aucune filtration n'a été effectuée. Deux répétitions d'analyse ont été faites à chaque groupe de cinq échantillons.

3.4.9 Demande biochimique en oxygène

Ce test mesure la quantité de matière biodégradable présente dans le lixiviat. Il mesure l'oxygène requis pour la dégradation biochimique du matériel organique et l'oxygène utilisé pour oxyder certains composés inorganiques assimilables par les microorganismes comme par exemple les sulfures et le fer ferreux. La méthode consiste à remplir complètement, avec le lixiviat, une bouteille étanche à l'air et de l'incuber dans des conditions données durant un temps spécifique. L'oxygène dissous (OD) est mesuré initialement et après une période de cinq jours. La DBO_5 est alors obtenue de la différence entre l'OD initial et l'OD au terme de l'expérience. Les échantillons ne sont pas filtrés et ne sont pas congelés.

3.4.10 Herbicides

Le lixiviat était placé dans un contenant de verre et acheminé en moins de 24 heures à un laboratoire d'analyse accrédité (Roche « Envirolab »). Les herbicides suivis sont le dicamba, le mécoprop et le 2,4-D. Les échantillons sont filtrés à 1.5 µm, donc les résultats obtenus ne comprennent pas les herbicides associés aux particules dont le diamètre est supérieur à 1.5 µm. Le dosage a été réalisé par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC/MS). La méthode utilisée est celle qu'applique le laboratoire «Envirolab» (ROCHE, Qué.).

3.5 Méthodes pour le suivi des composts

Cette section décrit brièvement les méthodes ayant servi à l'analyse des échantillons de composts et leur principe général. Un tableau résumé de toutes les méthodes et références est également présenté à l'annexe C.

3.5.1 Teneur en eau et en matières organiques totales

La teneur en eau sert à déterminer la quantité d'eau contenue dans un échantillon de compost et de l'exprimer en pourcentage de la masse humide. Une moyenne de trois déterminations a été obtenue par échantillon. La méthode a été mise au point par le CRIQ pour les composts. La particularité est que le compost humide est tamisé à 19 mm afin que les grosses particules inertes ne se retrouvent pas dans les creusets. La teneur en matières organiques totales a été déterminée par la perte de poids d'un échantillon suite à sa combustion à 550 °C pendant 24 heures.

3.5.2 Azote ammoniacal

Il s'agit d'une méthode de dosage adaptée par le CRIQ pour différents substrats comme les composts, les copeaux de bois, les boues d'industries papetières, ou tout autre matériel de

même type. La procédure est en deux étapes. La première consiste à effectuer l'extraction de l'ammonium avec une solution 2N de KCl et la seconde constitue le dosage par titrage avec un acide, de la même façon que dans le cas des lixiviats. Lorsque l'extraction ne pouvait être effectuée dans les 24 heures suivant l'échantillonnage, l'échantillon était congelé. Lors de l'extraction, deux répétitions d'analyse ont été faites par échantillon. L'échantillon était divisé en deux sous-échantillons sur lesquels ont été pratiqués les extractions et les dosages.

3.5.3 Azote total et carbone total

Les échantillons bruts, c'est-à-dire non broyés, ont été congelés entre le moment de l'échantillonnage et du dosage. L'azote total et le carbone total ont été dosés à l'aide d'un appareil d'analyse élémentaire (NCS, Nitrogen/Carbon/Sulphur). Il s'agit d'un analyseur Carlo Erba; modèle NA 1500. L'échantillon de quelques milligrammes subit une oxydation thermique à 900-1000°C et les gaz produit sont détectés par conductivité thermique. Des répétitions d'analyses sur un même échantillon sont effectuées à quelques reprises afin de vérifier la répétabilité. Les échantillons sont broyés finement préalablement au dosage.

3.5.4 Phosphore total et potassium

L'échantillon est d'abord broyé finement et digéré en milieu acide et oxydant selon la même procédure que les échantillons liquides. Le dosage est effectué à l'aide d'un spectromètre d'émission atomique au plasma d'argon. Les échantillons ont été congelés en attendant le broyage et la digestion. Deux répétitions d'analyse sur un même échantillon sont effectuées à chaque groupe de cinq échantillons. Le phosphore total comprend le phosphore organique et inorganique.

3.5.5 Nitrites et nitrates

Les nitrites et les nitrates sont extraits avec une solution de KCl 2 N, filtrés à 0.45 μm puis congelés. Le dosage s'est effectué par colorimétrie à l'aide d'un appareil Technicon. Deux sous-échantillons ont été formés à partir de chaque échantillon et parfois les deux ont été dosés.

3.5.6 Herbicides

Les concentrations en dicamba, mécoprop et 2,4-D ont été déterminées par le laboratoire ROCHE «Envirolab». La méthode de dosage est identique à celle utilisée pour les lixiviats. Par contre, une étape d'extraction précède le dosage, comprenant une filtration du surnageant.

3.5.7 Taux d'assimilation d'oxygène

Cette méthode nécessite l'utilisation d'un respiromètre afin de déterminer la quantité d'oxygène assimilée par un échantillon de compost pendant une période de temps de 18 à 24 heures à la température de la pièce, ce qui permet d'estimer l'activité biologique globale de ce compost. Le matériel est placé dans une chambre où le dioxyde de carbone dégagé par l'oxydation de la matière organique est solubilisé dans une solution de KOH. Ceci provoque une perte de volume d'air dans la chambre qui est traduite en un volume d'oxygène consommé. L'appareil utilisé est un respiromètre de la compagnie américaine Arthur Technology.

3.5.8 Essais de germination et de croissance

Ce test consiste en des essais de germination et de croissance sur du cresson alénois et du radis. Quatre répétitions par substrat et par espèce, donc huit pots par échantillon et quatre par espèce ont été utilisés. Les paramètres mesurés sont la croissance, en déterminant la masse fraîche après trois semaines, et le taux de germination après sept jours. Ces deux

paramètres sont évalués par rapport à des témoins ne contenant pas de compost mais seulement un terreau artificiel. Les échantillons sont en fait des mélanges (1/3 compost et 2/3 terreau). Les conditions de germination et de croissance sont une température maintenue entre 20 et 25°C, une humidité de 70 à 80 % et un éclairage de 30 W/m² sur une période de 12 heures par jour.

3.6 Bilans de masse

Des bilans de masse ont été effectués sur l'azote et le carbone. Pour ce faire, chaque échantillon de compost a été pesé, tout comme le contenu des réacteurs à chaque échantillonnage. On peut ainsi déterminer les quantités de carbone et des différentes formes d'azote du compost au début et à la fin des expériences et quantifier les pertes ou les gains de ces éléments au cours du compostage. La perte de masse sèche se retrouve aussi dans cette section. Elle a été déterminée à l'aide des pesées des réacteurs et des analyses de la teneur en eau sur les échantillons prélevés.

4. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATION

Ce chapitre présente les résultats de l'étude et une interprétation de ces résultats. Il est divisé en trois sections : 1) Feuilles et herbe de tonte 1996 ; 2) Feuilles et herbe de tonte 1995 ; et 3) Boues papetières. Certains résultats complémentaires sont présentés à l'annexe D et les résultats bruts sont présentés à l'annexe E.

La première partie sur les feuilles et herbe de tonte 1996 est exhaustive et détaillée. Tous les résultats y sont présentés et expliqués. Pour ce qui est des feuilles et herbe de tonte 1995, les résultats ne sont pas tous présentés dans ce chapitre mais se retrouvent à l'annexe D. Tout d'abord parce qu'il y aurait beaucoup de répétitions par rapport à 1996, parce qu'il y a eu moins d'échantillonnages en 1995, et parce que les méthodes de lixiviation ont changé au cours des essais de 1995. Ces résultats sont donc moins révélateurs. Par contre, la section sur les herbicides fait un parallèle intéressant avec les résultats de 1996. Dans le cas des boues papetières, les résultats sont tous présentés mais avec moins de graphiques et de détails afin d'éviter les répétitions. Le substrat étant différent, il est intéressant de comparer le comportement des divers paramètres.

4.1 Feuilles et gazon 1996

Les résultats concernant le mélange de feuilles et gazon de 1996 sont présentés en totalité. La problématique des herbicides est abordée, tout comme la contamination potentielle due à la charge organique. De plus, l'évolution de tous les paramètres suivis est expliquée en termes de principes de compostage.

4.1.1 Lixiviats - Évolution des paramètres

La méthode de lixiviation employée est artificielle. Un tampon acide a été utilisé pour obtenir les lixiviats ayant servi aux analyses inorganiques. Il y avait 90 mL de solution tampon, 810 mL d'eau distillée et 45 g d'échantillon solide. Afin d'obtenir les lixiviats pour les analyses organiques, la méthode exigeait 500 mL d'eau distillée et 50 g d'échantillon solide.

a) Herbicides

Les trois herbicides composant le mélange ont été dosés. Les concentrations théoriquement introduites dans le mélange sont présentées au tableau 4.1 avec les résultats sur les composts (voir section 4.1.2). Dans le cas du 2,4-D, la diminution de la concentration dans les lixiviats s'est effectuée très rapidement au début du compostage comme le démontre la figure 4.2. On peut constater un lien entre l'évolution de la température dans les différents composts et la disparition du 2,4-D. La figure 4.1 représente cette évolution de température pour les quatre mélanges de feuilles et d'herbe de tonte. On y voit clairement que la durée de la phase thermophile a été d'environ 10 jours.

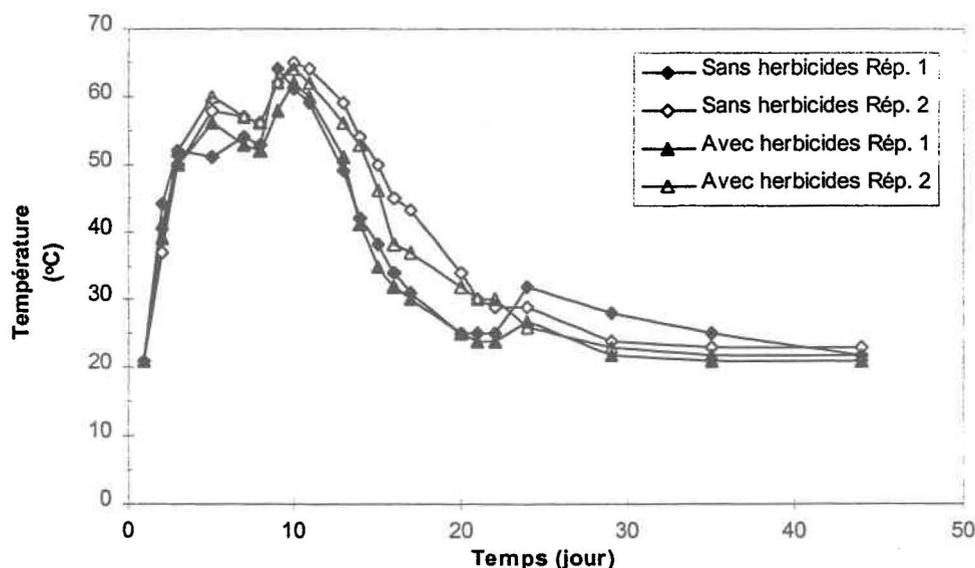


Figure 4.1: Évolution de la température dans les composts de feuilles et gazon 1996.

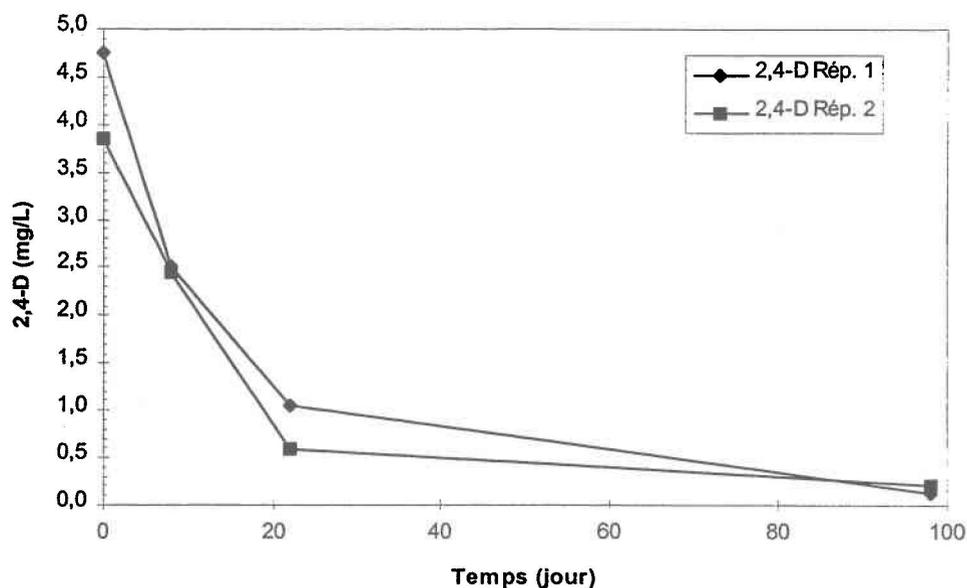


Figure 4.2: Évolution de la teneur en 2,4-D dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

Les concentrations en 2,4-D sont élevées au temps initial lorsque la température n'a pas encore augmenté. Sachant que la volatilisation de ce produit est rapide puisque la constante de Henry (K_H) est de $1.95 \cdot 10^{-2} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ à 20-25°C et que la volatilisation augmente lorsque la température augmente [Montgomery, 1993], la disparition du produit peut ainsi être en partie attribuée à l'augmentation de la température. La dégradation microbienne est également plus importante lorsque la température s'élève. L'action des microorganismes est donc probablement aussi en cause dans la disparition du 2,4-D. Il est difficile par contre d'évaluer quel processus est dominant.

La concentration moyenne en 2,4-D (deux répétitions) a diminué d'environ 80 % en 22 jours. La dégradation microbienne est plus rapide en conditions aérobies, pour lesquelles la demie-vie du produit est de 1.8 à 3.1 jours dans les sols [Montgomery, 1993]. On pourrait donc s'attendre à un comportement similaire dans un substrat organique. Ici, en 8 jours, la concentration moyenne (deux répétitions) a diminué de près de 60 %. La demie-vie apparente se situe donc entre 0 et 8 jours.

Pour ce qui est du mécoprop (MCP), la tendance est la même comme le présente la figure 4.3. Il est intéressant de noter cependant que les concentrations initiales en 2,4-D et en MCP sont à peu près les mêmes alors qu'au départ le compost contenait en théorie presque la moitié moins de MCP que de 2,4-D. Ceci vient donc renforcer l'hypothèse que le 2,4-D s'est volatilisé de façon importante. La concentration moyenne (deux répétitions) en mécoprop a diminué de près de 70 % en 22 jours. Cet herbicide est légèrement plus persistant que le 2,4-D après environ 20 jours. La demie-vie apparente dans ce cas-ci se situe également entre 0 et 8 jours car au jour 8, plus de 60 % du MCP avait disparu.

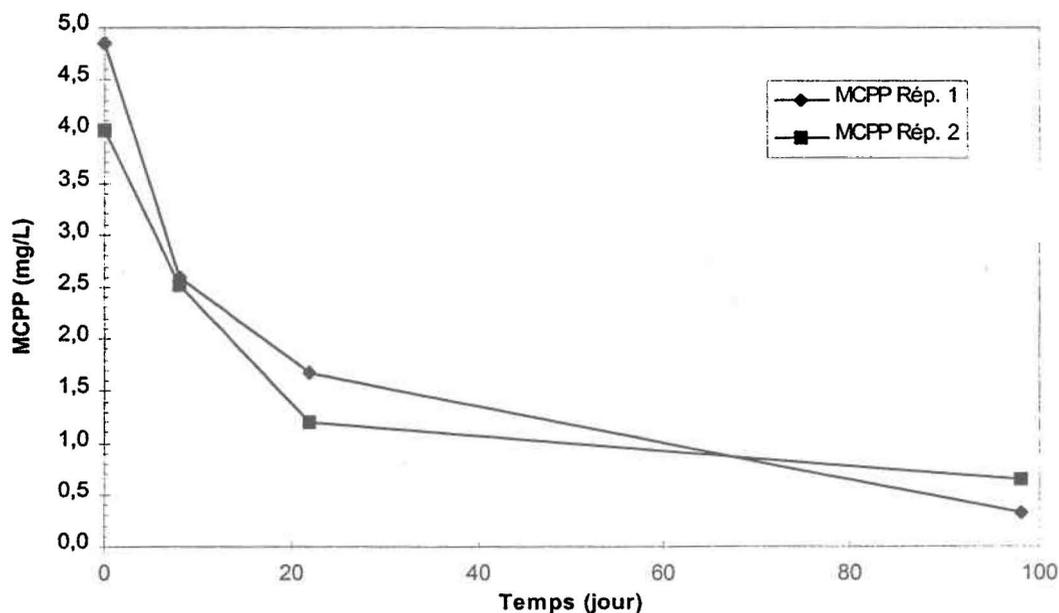


Figure 4.3: Évolution de la teneur en mécoprop dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

Le comportement du dicamba est différent de celui des deux autres herbicides. La figure 4.4 présente l'évolution des concentrations en dicamba. Les concentrations retrouvées dans le lixiviat ont diminué au jour 8 pour ensuite remonter au jour 22, et ce pour les deux répétitions. La reproductibilité entre les deux répétitions est très bonne, ce qui signifie que ce comportement pour le moins inattendu représente bien la réalité. Une explication possible pour la diminution des concentrations au jour 8 se rapporte au pH. Plus la valeur du pH est basse, plus la constante de partition sur le carbone organique (K_{oc}) est élevée. Or à l'échantillonnage du jour 8, le pH du compost était à son plus bas avec une moyenne sur

les quatre échantillons de 6.2. Par la suite, au jour 22, la moyenne était de 7.3. On peut donc supposer qu'une plus grande partie du produit était adsorbée sur la matière organique à ce moment-là. Il faut bien mentionner que l'effet du pH se fait sentir sur la matière organique et non sur le produit qui est un acide faible (groupement carboxylique) avec une constante de dissociation acide (pK_a) faible de 1.9. La matière organique subit une protonation lors d'une diminution du pH en-deçà de 7 et elle devient davantage hydrophobe, ce qui lui permettrait d'adsorber une plus grande quantité de produit. Considérant cela, la méthode d'extraction et de dosage des herbicides implique en tout premier lieu une filtration de l'échantillon sur un filtre de porosité 1.5 μm . Une grande partie des particules organiques ayant adsorbé le dicamba demeure sur le filtre, donc la concentration retrouvée dans le lixiviat est moindre.

Le niveau d'organisation de la matière organique pourrait aussi être en cause. Au début du processus, elle est plus organisée et posséderait donc un meilleur pouvoir adsorbant. Stevenson [1982] mentionne que la matière organique absorbe et adsorbe les pesticides. Son évolution lors du compostage rend la matrice organique moins organisée et donc probablement moins adsorbante (désorption de composés). Ceci s'est peut-être produit lors de l'échantillonnage au jour 22 alors que la phase thermophile était terminée et que la matière organique était vraisemblablement « désorganisée ». Le phénomène suivant pourrait aussi contribuer à expliquer le pic de concentration retrouvé au jour 22. Lors du processus de compostage, il y a une perte de masse sèche qui survient, surtout pendant la phase thermophile lorsque la dégradation est intense. Dans ce cas-ci, cette perte fut de près de 30% (moyenne des deux répétitions avec herbicides entre le jour 0 et 22). Il se pourrait par ailleurs que le dicamba se soit peu dégradé (demi-vie dans les sols de 14-25 jours) et peu volatilisé, ayant une faible constante de Henry de $1.2 \cdot 10^{-9} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$, comparativement au 2,4-D et au mécoprop. Par conséquent, s'il y a eu perte de masse et que la quantité de produit n'a pas beaucoup changé, il y a eu augmentation de la concentration de l'herbicide dans le milieu. Par contre, il ne semble pas que cet herbicide puisse être inquiétant pour la qualité des lixiviats des composts, les concentrations étant faibles. Ceci s'applique dans ce cas-ci où du Killlex^{MD} a été utilisé. Si le dicamba était

utilisé seul et en plus forte concentration, il serait justifié de s'assurer qu'il ne pose pas de problème.

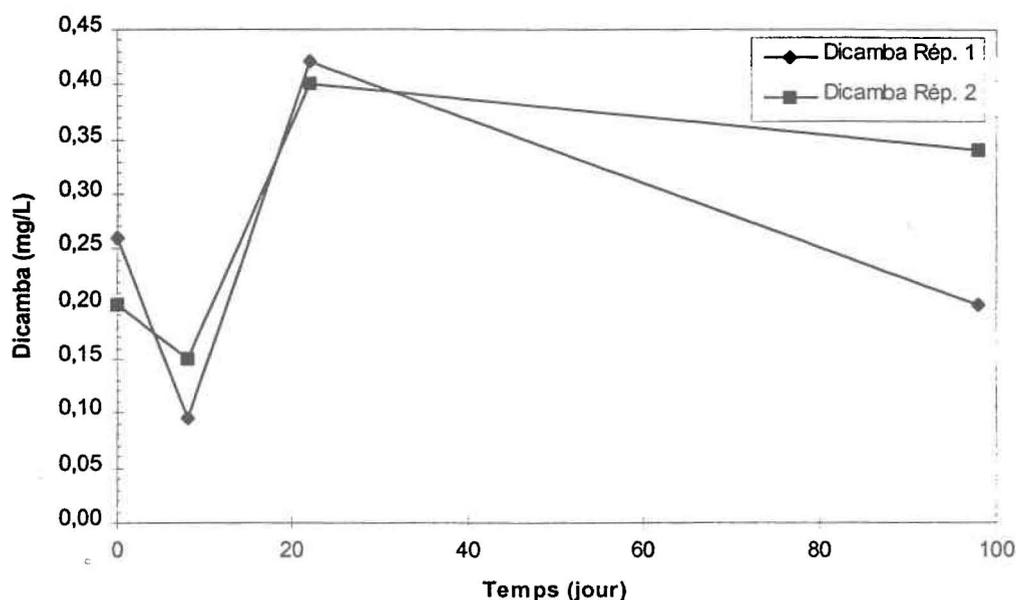


Figure 4.4 : Évolution de la teneur en dicamba dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

b) Demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène en cinq jours (DBO_5) se définit comme étant la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes en cinq jours pour oxyder les matières organiques assimilables. Une petite quantité de matières inorganiques assimilables peut contribuer à la DBO_5 mais cette portion est négligeable.

La consommation d'oxygène est plus élevée lors de la phase thermophile durant laquelle la dégradation est intense (figure 4.5). Lorsque la décomposition débute, il y a une augmentation de composés organiques solubles et biooxydables, donc la DBO_5 augmente. Puis cette valeur diminue graduellement alors que certaines substances sont hydrolysées et oxydées. Il y a au même moment une diminution de la quantité de carbone organique dissous [Mathur et al., 1993a]. La valeur moyenne de la DBO_5 (quatre répétitions) a

diminué de près de 50 % en 22 jours, surtout durant la phase thermophile, et d'environ 90 % en 98 jours.

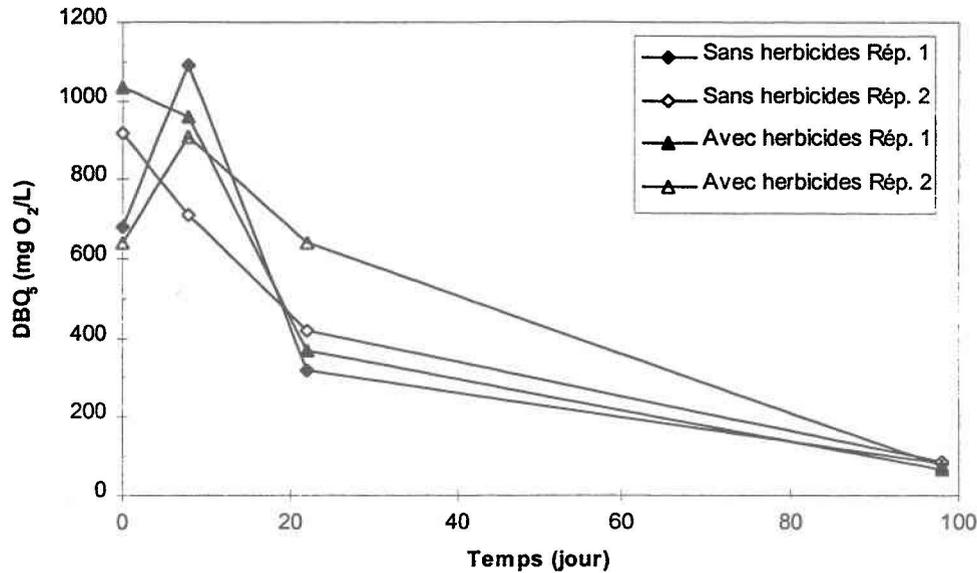


Figure 4.5 : Évolution de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

La diminution de l'intensité de la dégradation au cours du temps n'est pas seulement due aux vitesses différentes de décomposition entre la lignine, qui se dégrade lentement, et les sucres qui sont rapidement dégradés, par exemple. Cette diminution est aussi due au fait qu'une partie du carbone, des sucres, de la cellulose et d'autres composés facilement dégradables est réutilisée en servant à la synthèse de composantes microbiennes momentanément soustraites à la décomposition qui survient par la suite lors de la mortalité du microorganisme [Stevenson, 1982]. Il ne semble pas y avoir de différence entre les répétitions contenant des herbicides et celles n'en contenant pas. Donc, en apparence, ces produits n'influencent pas l'activité ou les populations microbiennes génératrices de composés exerçant une DBO₅. La diminution de concentration du 2,4-D et du mécoprop dans les lixiviats a été beaucoup plus importante pendant la phase thermophile, au moment où l'activité biologique était la plus intense, ce qui est concomitant avec une forte DBO₅ et probablement avec une forte dégradation microbienne. L'importance de la disparition des

herbicides peut donc être reliée, dans une certaine mesure, à celle de l'augmentation de la DBO₅.

Le règlement sur les déchets solides [Gouv. Québec, 1995a] mentionne que toute usine de compostage ne doit pas rejeter dans le réseau hydrographique de surface ou dans un réseau d'égout pluvial des eaux de lixiviation contenant une DBO₅ supérieure à 40 mg O₂/L. Au jour 98, la DBO₅ moyenne était de près du double. Les valeurs obtenues au cours des essais étant difficilement comparables à la réalité à cause de la méthode utilisée pour la lixiviation, il est délicat d'affirmer qu'un traitement est absolument nécessaire dans ce cas-ci. Par contre, la dilution subie par les échantillons lors de la lixiviation est plutôt grande, de telle sorte qu'il est peu probable qu'une pareille dilution survienne sur une plate-forme de compostage. Dans ce cas, un traitement serait nécessaire au niveau de la plate-forme afin de diminuer la DBO₅ à un niveau acceptable.

c) Carbone organique dissous

Le carbone organique dissous (COD) constitue la mesure des composés organiques solubles. Presque tous les composés carbonés solubles oxydables sont donc détectés lors de ce dosage, excepté les carbonates qui sont des composés inorganiques. La figure 4.6 présente l'évolution du COD au cours du temps. Les valeurs ont augmenté au début du processus lorsque la décomposition a débuté, puis ont diminué alors que la phase thermophile était achevée (jour 20). À ce moment, une grande part de la matière organique étant dégradée, certains composés solubles ont été minéralisés en dioxyde de carbone. D'autres composés, en s'oxydant, voient leur pourcentage de carbone diminuer, donc la concentration en carbone organique dissous diminue dans les lixiviats avec le temps. Il ne semble pas y avoir de différences importantes pour les valeurs de COD entre les répétitions sans herbicides et avec herbicides.

Lorsque l'on superpose les courbes de la DBO₅ moyenne et du COD moyen (quatre répétitions), on peut visualiser que la tendance est la même (figure 4.7) pour les deux paramètres. Au jour 98, la DBO₅ était faible alors qu'il y avait encore environ 250 mg/L de

COD. Ceci s'explique tout d'abord par le fait qu'une partie du carbone organique est dégradée et contribue donc à la DBO₅, et qu'une autre partie n'est pas utilisée par les microorganismes, mais est tout de même soluble. C'est le cas de certains composés humiques solubles. De plus, certains composés ne sont pas dégradables en cinq jours lors du test de DBO₅, comme par exemple l'amidon. Le COD a par ailleurs été dosé avec un auto-analyseur technicon, qui n'oxyde pas à 100% le carbone des molécules complexes, donc qui peut sous-estimer la matière organique dissoute réfractaire à la biodégradation.

Globalement, la figure 4.7 démontre qu'en début de processus, les substances organiques sont davantage dégradées, par exemple les sucres, et plus on avance vers la maturité, moins elles sont dégradables. On peut croire que des composés humiques sont formés. Prudent et al. [1995] ont démontré que le processus de maturation était caractérisé par une augmentation de la complexité de la matière organique, donc par l'apparition possible de substances humiques.

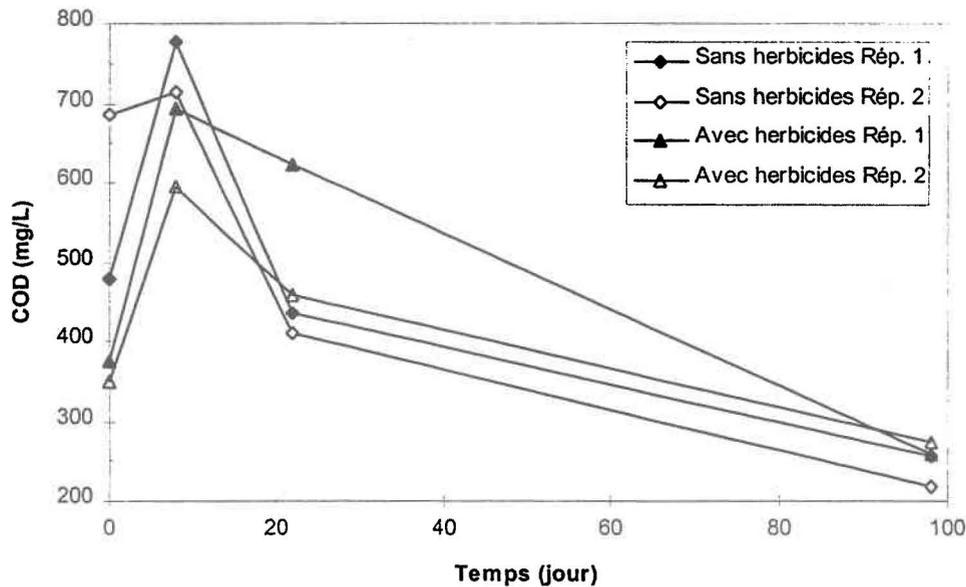


Figure 4.6 : Évolution de la teneur en carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

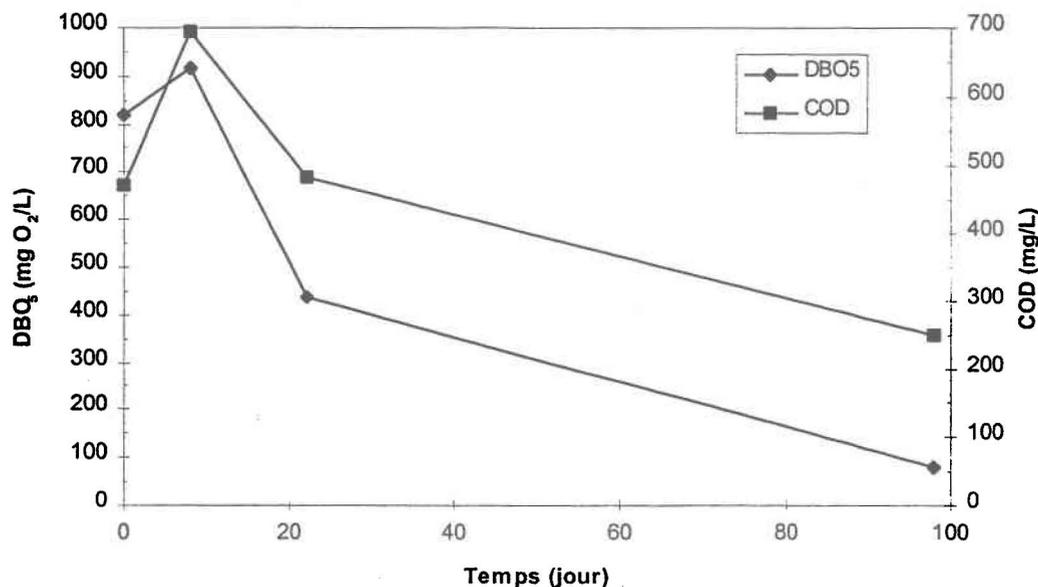


Figure 4.7 : Évolution moyenne de la demande biochimique en oxygène et du carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

On peut exprimer la DBO₅ en milligrammes d'oxygène consommé par gramme de carbone organique dissous. Ce rapport diminue avec le temps comme le montre la figure 4.8.

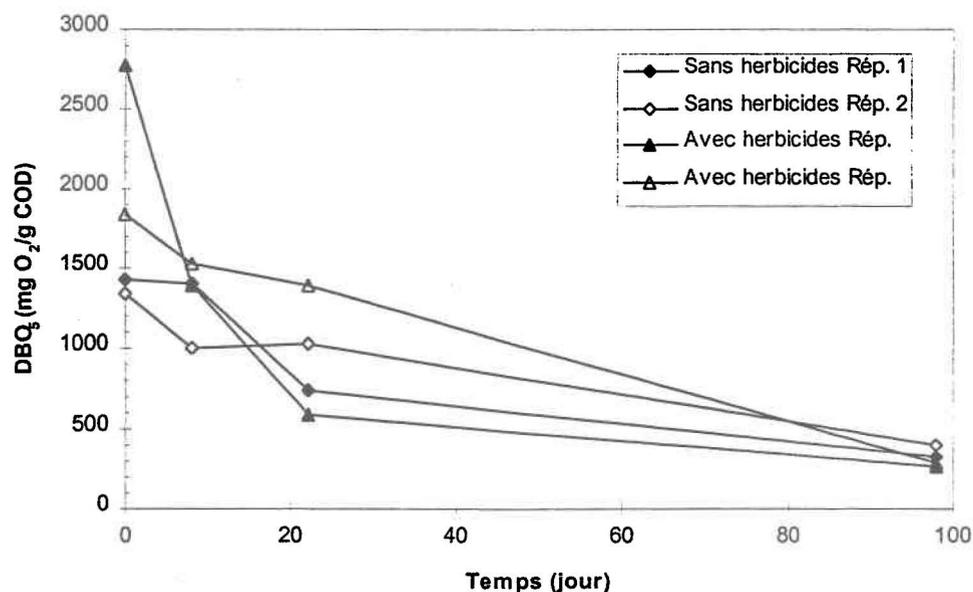


Figure 4.8 : Évolution de la demande biochimique en oxygène exprimée en milligrammes d'oxygène par gramme de carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

d) Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) est représentée à la figure 4.9 avec la DBO₅ afin de comparer ces deux paramètres. La DCO mesure la quantité d'oxygène utilisée pour oxyder par voie chimique toute la matière organique dissoute, même celle qui est réfractaire à la biodégradation. Une autre contribution possible à la DCO pouvant la faire augmenter est l'oxygène consommé lors de la transformation des nitrites en nitrates. La DCO n'est pas directement liée à la disparition des herbicides dans les lixiviats, mais est tout de même intéressante car son comportement est particulier dans ce cas-ci. On pouvait s'attendre à ce que la DCO diminue en même temps que la DBO₅, tout en demeurant un peu plus élevée. Ici, la matière organique non assimilable par les bactéries a augmenté dans le lixiviat puisque la DBO₅ a diminué alors que la DCO a augmenté. Cette augmentation pourrait être causée par des acides humiques. Une autre explication possible est que vers la fin du processus il y a moins de microorganismes, donc il y a diminution de la DBO₅, mais toujours le maintien d'une certaine quantité de COD oxydable, qui contribue à la DCO. De plus, après la phase thermophile, les composés organiques présents dans le milieu ne sont peut-être pas assez dégradés pour se retrouver sous forme dissoute, mais sont entraînés par l'eau lors de la lixiviation, qui n'est filtrée que grossièrement à l'aide d'un coton fromage, ce qui peut expliquer en partie les tendances inverses du COD, filtré sur 0.45 µm et de la DCO (sans filtration) tel que constatées aux figures 4.7 et 4.9. Les courbes représentant les quatre répétitions sont présentées à la figure D.1 de l'annexe D. Les herbicides ne semblent pas avoir eu d'impact sur le comportement de ce paramètre.

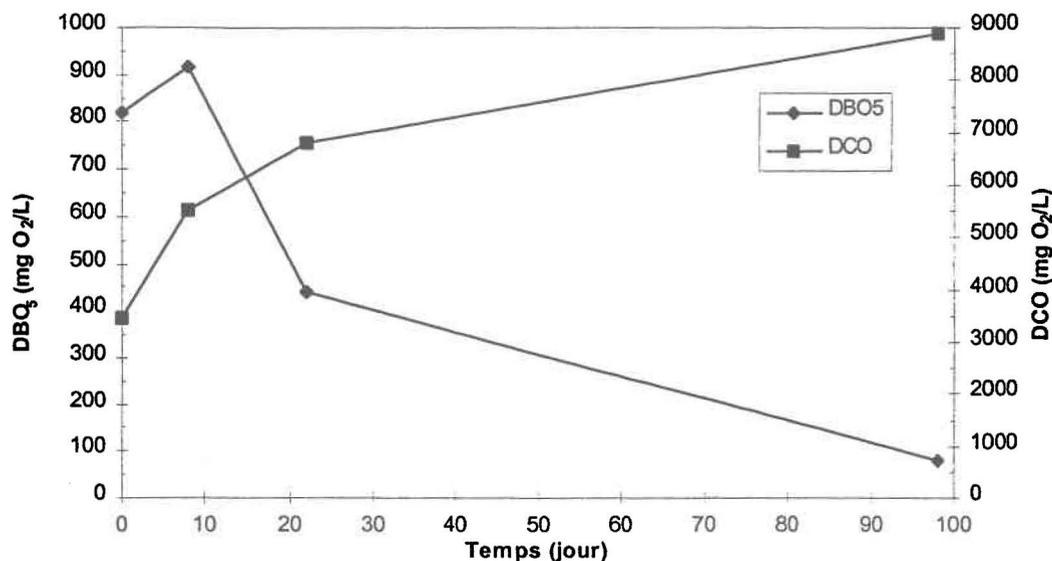


Figure 4.9: Évolution de la demande chimique en oxygène et de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996 (moyennes des quatre bio-réacteurs).

Le règlement sur les déchets solides est de 100 mg O₂/L pour la DCO. La valeur finale dans ce cas-ci au jour 98 est aux alentours de 9000 mg O₂/l. Toutefois, la méthode artificielle de lixiviation est peut-être en cause. Les composés sont littéralement lavés du milieu solide, ce qui n'est pas le cas sur une plate-forme de compostage. Il n'est donc pas possible de se baser sur les résultats obtenus afin de juger si un traitement serait nécessaire en conditions de compostage sur le terrain et de lixiviation naturelle. Toutefois, on présume que la DCO est toujours plus élevée que la DBO₅ et cette dernière était plus élevée que la norme, rendant ainsi nécessaire un traitement. Il faut toutefois être conscient de la difficulté de comparer un lixiviat artificiel et un lixiviat naturel.

e) Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) ont augmenté dans les lixiviats au cours du temps. La plus forte hausse s'est produite durant la phase thermophile comme le présente la figure 4.10. Effectivement, au jour 22, les MES avaient plus que doublé en moyenne (quatre répétitions) par rapport au temps zéro. Ce phénomène apparaît être normal puisqu'il y avait

à ce moment là une dégradation intense, donc les structures de la matière organique étaient affaiblies et plus faciles à détruire et à passer en solution.

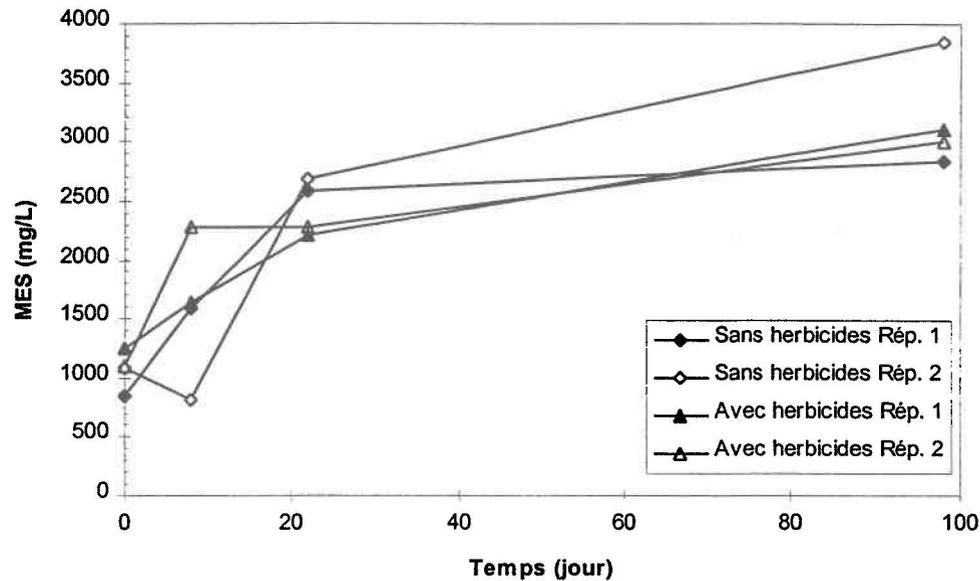


Figure 4.10: Évolution de la teneur en matières en suspension dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

De fines particules peuvent donc se détacher des macrostructures organiques et se retrouver en suspension. La méthode de lixiviation par agitation pendant 24 heures influence certainement la quantité de MES obtenue. Au bris chimique des liens inter-moléculaires dû au compostage s'ajoute alors le bris mécanique causé par le brassage de l'échantillon dans l'eau. Comme on pouvait s'y attendre, il n'y a pas eu de différence notable entre les répétitions contenant des herbicides et celles n'en contenant pas.

f) Phosphore total et potassium

Les teneurs en phosphore total tendent à augmenter dans les lixiviats comme le présente la figure 4.11. L'augmentation est plus marquée au cours de la phase thermophile, durant laquelle il y a une plus forte perte de masse. Au jour 22, la concentration moyenne (quatre répétitions) était près de 20 % plus élevée qu'au temps initial. Au dernier échantillonnage au jour 98, près de 70 % d'augmentation moyenne a été observée. Le phosphore se

concentre dans les lixiviats lors du processus de compostage car les pertes gazeuses sont inexistantes.

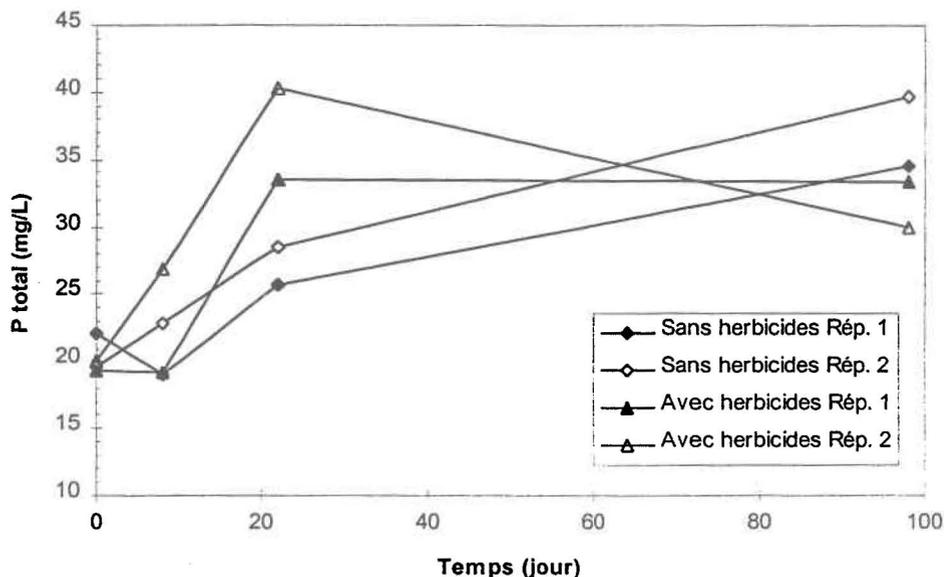


Figure 4.11: Évolution de la teneur en phosphore total dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

Effectivement, aucun produit gazeux phosphoré ne se dégage. On pourrait observer cela dans des conditions bien particulières où il n'y aurait pas de sulfates, de nitrates ou d'oxygène dans le milieu. Les phosphates seraient donc réduits en devenant les accepteurs finaux d'électrons, ce qui produirait un gaz appelé phosphine (PH_3) [Atlas et Bartha, 1987]. Il est impossible de retrouver de telles conditions lors du compostage. Il y a eu une diminution de la concentration dans la seconde répétition avec herbicides entre le troisième et le quatrième échantillonnage qui n'est pas explicable. Le dosage comprend le phosphore particulaire et dissous sous forme inorganique, puisque les échantillons sont évaporés à l'étuve et séjournent au four à moufle. Il s'agit surtout de phosphates. Les microorganismes solubilisent ces phosphates, les assimilent puis les relâchent et ils sont réutilisés [Atlas et Bartha, 1987]. Selon la figure 4.11, au troisième échantillonnage, les deux répétitions avec herbicides auraient tendance à être plus concentrées en phosphore. Il s'agit du seul échantillonnage où ceci se produit. Il est probable que ce soit une variation normale mais il n'est pas impossible que la dégradation, étant légèrement plus intense à

cause de la présence des herbicides (stimulation de la bioactivité), ait causé une augmentation du phosphore total dans les lixiviats.

Dans le cas du potassium, le même phénomène est survenu: il y a eu concentration. La figure 4.12 présente les courbes d'évolution des concentrations en potassium pour les quatre mélanges. Par contre, les teneurs sont environ dix fois plus élevées que celles en phosphore, les matériaux de départ contenant beaucoup de potassium. On remarque que le phosphore s'est concentré moins rapidement que le potassium. Ce phénomène serait relié à la lixiviation. Le potassium étant relativement soluble, il passe en solution dans l'eau lors de l'agitation. Par contre, le phosphore total demeure en partie associé aux particules de la matière solide et se retrouverait en moins grande quantité dans le lixiviat. Ici aussi, lors du troisième échantillonnage, il semble que les teneurs en potassium soient plus élevées dans les répétitions avec herbicides. La dégradation plus intense de la matière organique a peut-être effectivement un effet sur les concentrations en potassium et en phosphore dans le lixiviat car plus il y a de dégradation, plus ces éléments sont libres de se retrouver dans le lixiviat.

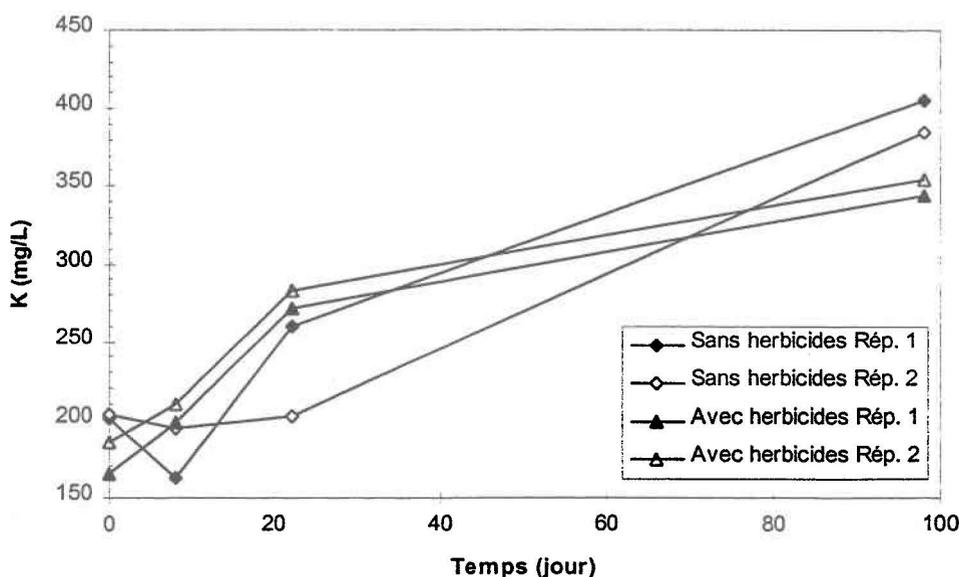


Figure 4.12: Évolution de la teneur en potassium dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

g) Phosphore dissous

L'évolution de ce paramètre a été très variable selon les répétitions. Globalement, la concentration en phosphore dissous, donc après filtration du lixiviat à 0.45 µm, semble avoir augmenté dans les lixiviats des quatre mélanges comme l'indique la figure 4.13. Par contre, les fluctuations ont été importantes. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que celles en phosphore total et la moyenne est semblable à la fin (au jour 98). C'est donc dire que le phosphore total extrait lors de la lixiviation était presque uniquement sous forme dissoute. La variation est plutôt grande dans les concentrations. Il est donc difficile de dégager une tendance et d'observer une différence entre les répétitions avec et sans herbicides.

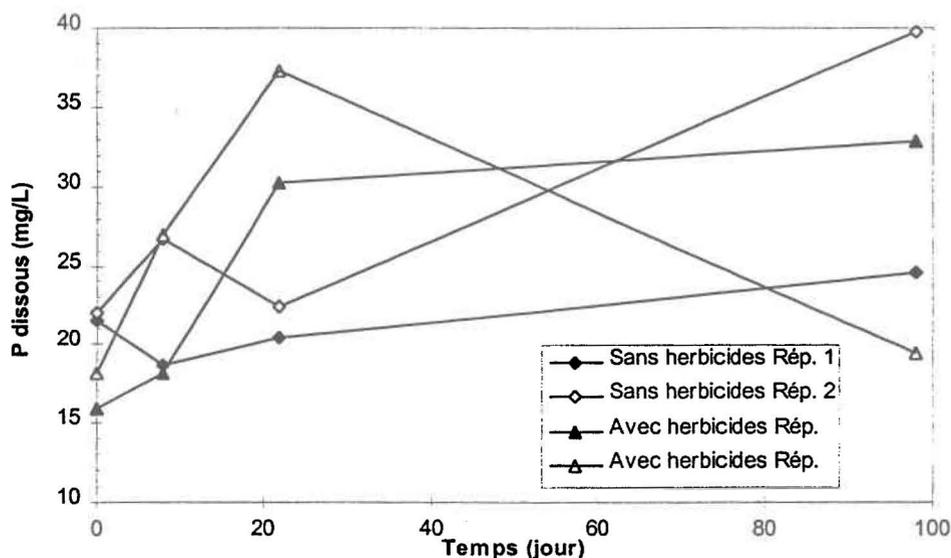


Figure 4.13: Évolution de la teneur en phosphore dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

h) Azote

L'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$) a augmenté au début du processus et a diminué après la phase thermophile comme il est présenté à la figure 4.14. Au cours des premiers jours, les conditions du milieu sont propices à la formation d'ammonium. Une explication plus complète de ce comportement est fournie à la section suivante sur l'évolution de la

caractérisation des composts. La seconde répétition avec herbicides semble présenter des concentrations plus élevées au deuxième et au troisième échantillonnage. Le pH ou la température ne peuvent expliquer ce phénomène. On ignore quelle pourrait en être la cause.

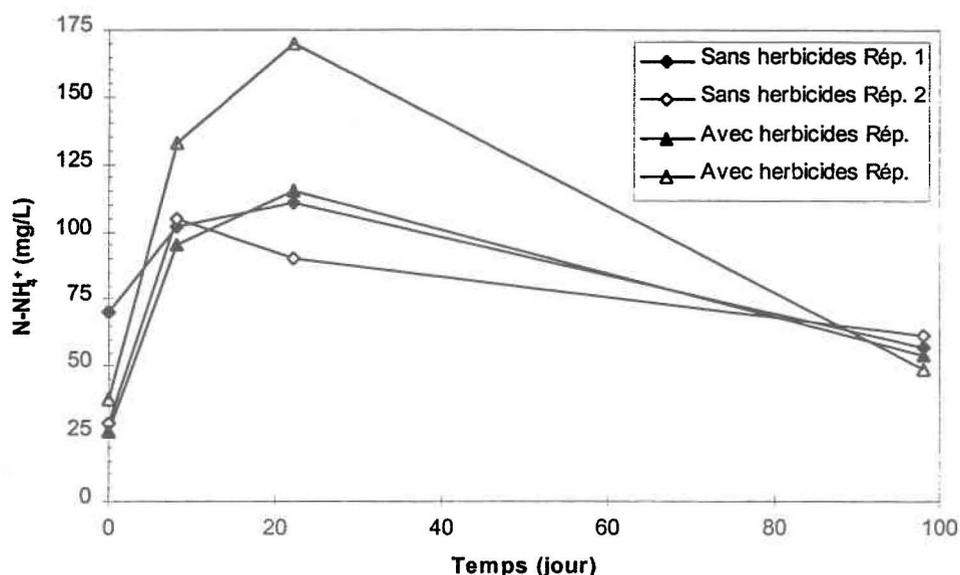


Figure 4.14: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

Les nitrites n'ont pas été détectés dans les échantillons liquides. Par contre, les nitrates se comportent de la même façon que dans les échantillons solides (voir section suivante). La figure 4.15 présente l'évolution de ce paramètre. Il y a une augmentation des concentrations au moment où la température s'abaisse (jour 11), ce qui coïncide avec la diminution du NH_4^+ . Une explication plus détaillée est aussi fournie dans la prochaine section puisque la lixiviation n'est qu'une extraction et que les phénomènes se produisent en grande partie dans le milieu solide. Aucune différence n'a été notée entre les répétitions avec et sans herbicides en ce qui concerne les concentrations en nitrates.

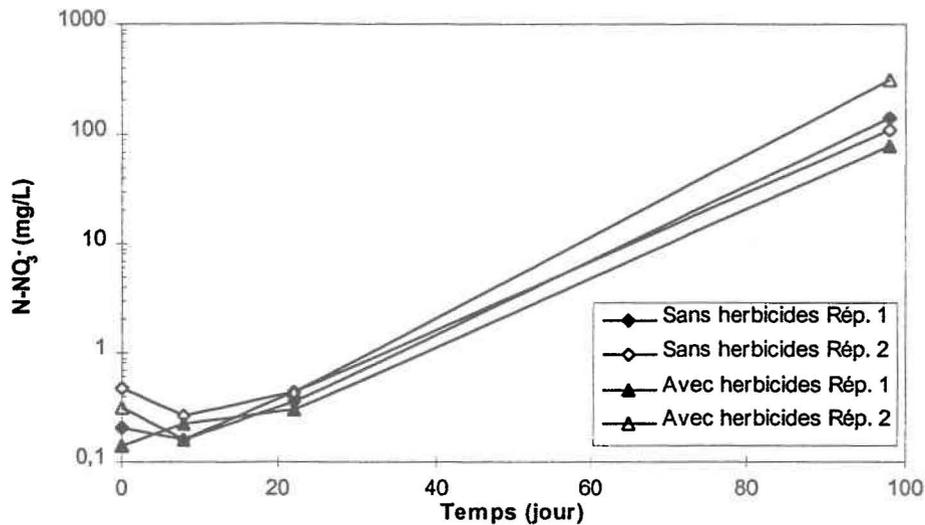


Figure 4.15: Évolution de la teneur en nitrates dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

L'azote Kjeldahl (NTK) comprend l'azote organique et inorganique sous toutes les formes excepté les nitrites et les nitrates. La figure 4.16 présente l'évolution du NTK. Sa concentration a augmenté jusqu'au jour 22 puis a diminué légèrement par la suite si on ne tient pas compte de la deuxième répétition avec herbicides dont la concentration s'est élevée bien davantage que celle des autres répétitions. L'augmentation jusqu'au jour 22 est attribuable en partie à l'azote ammoniacal (figure 4.14) et probablement à l'azote organique. La légère baisse qui suit est attribuable aussi à l'azote ammoniacal qui est en partie nitrifié.

Dans le cas du NTK, il ne semble pas non plus y avoir de différence dans les concentrations entre les répétitions avec et sans herbicides. La seconde répétition avec herbicides présente des concentrations plus élevées en NTK qui sont dues essentiellement à l'ion ammonium (voir figure 4.14).

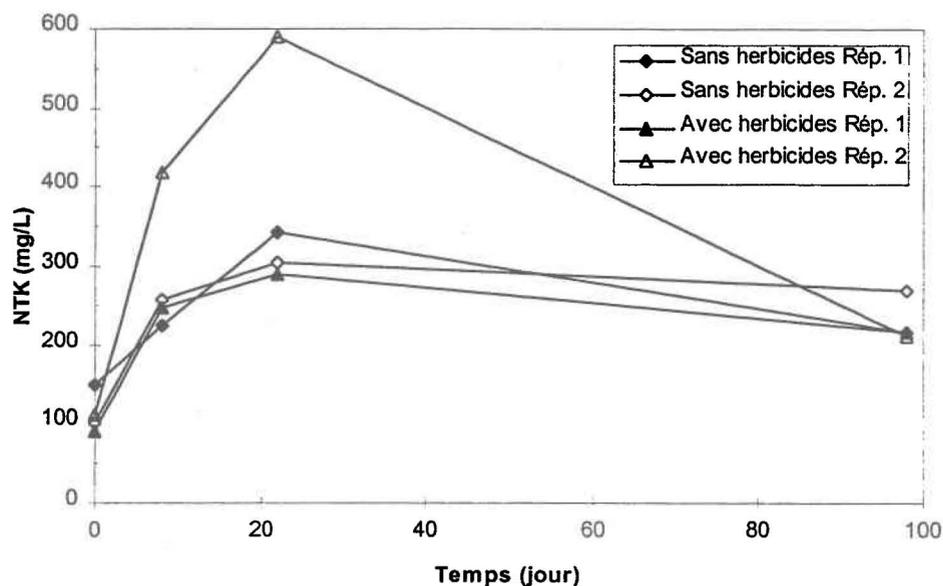


Figure 4.16: Évolution de l'azote Kjeldahl dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

L'évolution des divers paramètres dans les lixiviats au cours du compostage a été normale. En général, les herbicides ont disparu lors de la phase thermophile où la dégradation est plus intense. Leur impact n'est pas inquiétant puisque les teneurs, à la fin de la période de compostage, sont inférieures aux teneurs admises dans l'eau potable. Les paramètres organiques comme la demande biochimique en oxygène et le carbone organique dissous ont eu un comportement susceptible d'avoir été anticipé. Effectivement, il y a eu augmentation de ces paramètres au cours de la phase thermophile, démontrant une importante activité bactérienne à ce moment. Par la suite, lors de la fin de la phase active, ces valeurs ont diminué. Les résultats semblent indiquer qu'un traitement des lixiviats pour la DBO₅ est nécessaire, à tout le moins pour la durée où les essais se sont déroulés.

La demande chimique en oxygène a par contre augmenté tout au long du compostage, alors qu'on aurait pu s'attendre à ce qu'elle diminue en même temps que la DBO₅, puisque les composés sont dégradés. La nécessité de traiter ces lixiviats est également en partie démontrée par ces résultats. Les matières en suspension ont augmenté, puisque les structures des matières organiques étaient affaiblies, tout comme les teneurs moyennes en

phosphore total et en potassium, éléments qui se concentrent dans le milieu. Le comportement des différentes formes de l'azote a été brièvement expliqué ici puisqu'une description complète se trouve dans la section sur les composts.

Ces résultats sur les lixiviats sont très intéressants en ce sens qu'ils n'avaient que rarement été question des lixiviats de composts dans la littérature consultée.

4.1.2 Composts

4.1.2.1 Évolution des paramètres

a) Température

Comme le démontre la figure 4.17 (reprise de la figure 4.1), les quatre répétitions ont présenté une évolution de température classique pour le compostage. Dès le jour 2, les températures ont atteint le seuil thermophile, soit 40°C. La phase mésophile, que l'on observe habituellement lors des premiers jours, est à peu près inexistante en raison de la présence d'herbe qui est un substrat très facilement dégradable. En 20 jours environ, la phase thermophile était terminée pour les quatre mélanges. Cette phase a été de courte durée mais cela est compréhensible étant donné la présence d'herbe de tonte qui est facilement dégradée. La légère baisse de température qui survient au jour 6 est probablement due à l'aération trop forte et qui a refroidi le matériel. Pourtant, les débits d'air aux quatre bio-réacteurs étaient inférieurs à 0.09 L/min et deux d'entre eux recevaient même un débit de 0.05 L/min. Le même phénomène avait été observé en 1995 (figure 4.39); ce type de substrat requiert très peu d'aération. Par contre, au niveau industriel, l'aération est presque indispensable pour éviter les odeurs mais il y a alors de plus gros volumes et la température ne chute pas si facilement.

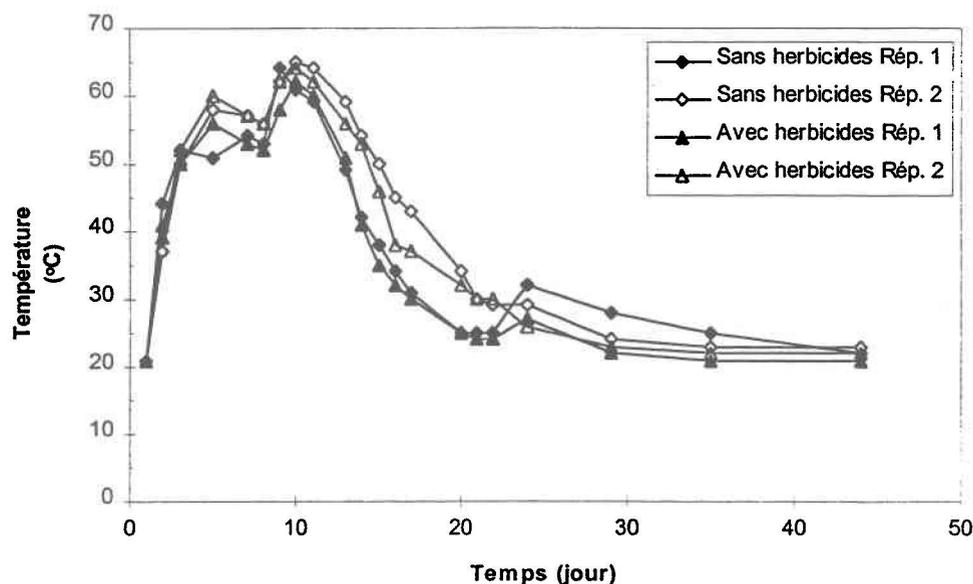


Figure 4.17: Évolution de la température dans les composts de feuilles et gazon 1996.

La phase de refroidissement, qu'on peut définir comme une seconde phase mésophile, était terminée pour tous les mélanges au jour 35, c'est-à-dire que la température était inférieure à 25°C. Par la suite, on assiste à la phase de maturation durant laquelle la température est à peu près constante. Les données de la figure 4.17 s'arrêtent au jour 44 car, par la suite, les variations de température sont négligeables.

b) Herbicides

Tout d'abord, il faut mentionner que les concentrations en herbicides sont plus élevées dans les composts que dans les lixiviats, et ce même lorsqu'on converti la concentration dans le lixiviat en concentration équivalente dans le compost (mg/kg sec). Cette concentration équivalente est obtenue à partir de la quantité de compost ayant servi à la lixiviation, de la quantité d'eau ajoutée et de la concentration en milligrammes par litre dans le lixiviat. La lixiviation n'arrivait donc pas à extraire la totalité des herbicides contenus dans l'échantillon solide. Le tableau 4.1 présente les concentrations théoriques de chaque herbicide introduit dans les bio-réacteurs. Ces concentrations sont différentes de celles

mesurées au jour zéro (jour de l'application des herbicides) et sur lesquelles il faut se baser. Il est toutefois intéressant de comparer les deux.

Tableau 4.1: Concentrations théoriquement introduites de chacun des herbicides ainsi que celles du produit commercial contenant la somme des trois produits en 1996 en mg/kg base sèche (b.s.).

Produits	Concentrations théoriques (mg/kg) b.s.	
	Rép. 1	Rép. 2
2,4-D	150.4	154.5
MCP	79.1	81.3
Dicamba	14.2	14.6
Killex ^{MD}	1583	1625.9

Le 2,4-D s'est comporté dans les composts de la même façon que dans les lixiviats (figure 4.18): la concentration a diminué très rapidement avec une moyenne (deux répétitions) d'environ 90 % en 22 jours. Le tableau 4.2 présente le taux de dégradation moyen (deux répétitions) pour l'ensemble de la période d'essai et pour les intervalles de temps entre les échantillonnages. Le terme « dégradation » désigne la dégradation microbienne, la volatilisation ou toute autre voie de dégradation ou de dissipation.

Tableau 4.2: Taux de dégradation moyens du 2,4-D (mg/kg-jour).

Périodes (jours)	Taux de dégradation moyen (mg/kg-jour)
0 - 8	14.4
8 - 22	4.9
22 - 98	0.05
0 - 98	1.9

La préparation des échantillons pour le dosage a probablement contribué à la disparition du produit entre les moments de l'échantillonnage et du dosage puisqu'il y a eu une période de séchage du compost à l'air libre de 66 heures (prévue dans la méthode d'analyse). Pour ce

qui est des causes de la diminution des concentrations dans les composts au cours du temps, elles sont évidemment les mêmes que celles pour les lixiviats, c'est-à-dire surtout la biodégradation et la volatilisation. La figure 4.18 présente l'évolution temporelle des concentrations en 2,4-D.

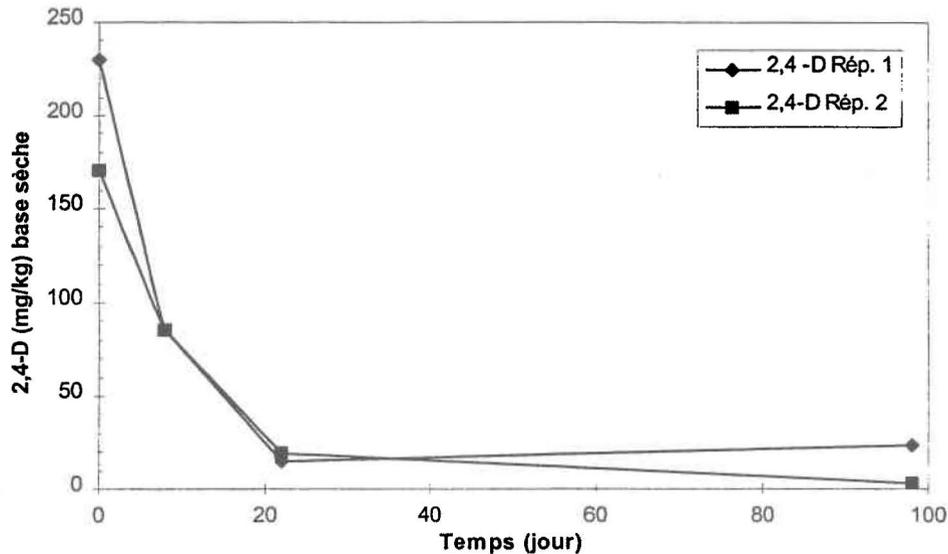


Figure 4.18: Évolution de la teneur en 2,4 D dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Les concentrations initiales (mesurées au jour zéro) sont plus élevées que les concentrations théoriques du tableau 4.1. Ce résultat est étrange et ne peut être expliqué. Par contre, une première hypothèse peut être émise par le fait que l'herbicide ne s'est peut-être pas mélangé uniformément dans la matrice et que l'échantillon ayant servi au dosage au jour zéro en contenait une plus grande quantité.

Le mécoprop (MCP) a aussi suivi dans le compost le même comportement que celui dans les lixiviats (figure 4.19). Encore une fois, il a été un peu plus persistant que le 2,4-D. La concentration moyenne (deux répétitions) a diminué de près de 75 % en 22 jours. Le tableau 4.3 présente le taux de dégradation moyen pour les intervalles de temps entre les échantillonnages ainsi que pour l'ensemble de la période d'essai.

Tableau 4.3 : Taux de dégradation moyens du mécoprop (mg/kg-jour).

Périodes (jours)	Taux de dégradation moyen (mg/kg-jour)
0 - 8	16.3
8 - 22	1.5
22 - 98	0.4
0 - 98	1.9

La volatilisation et la biodégradation peuvent probablement expliquer aussi la disparition de ce produit. Par contre, le fait de retrouver au jour zéro plus du double de la concentration théoriquement introduite est inexplicable (tableau 4.1 et figure 4.19). Dans le cas du 2,4-D, les concentrations retrouvées au jour zéro n'étaient que légèrement supérieures à la concentration théorique introduite. Donc l'hypothèse de l'échantillon contenant beaucoup plus d'herbicide à cause d'un mélange non homogène est mise en doute. Par contre, le 2,4-D étant un composé plus volatil que le MCP, il aurait pu disparaître davantage que le MCP et ainsi ne pas se retrouver en surplus dans les mêmes proportions que le MCP. La figure 4.19 présente l'évolution temporelle des concentrations en MCP.

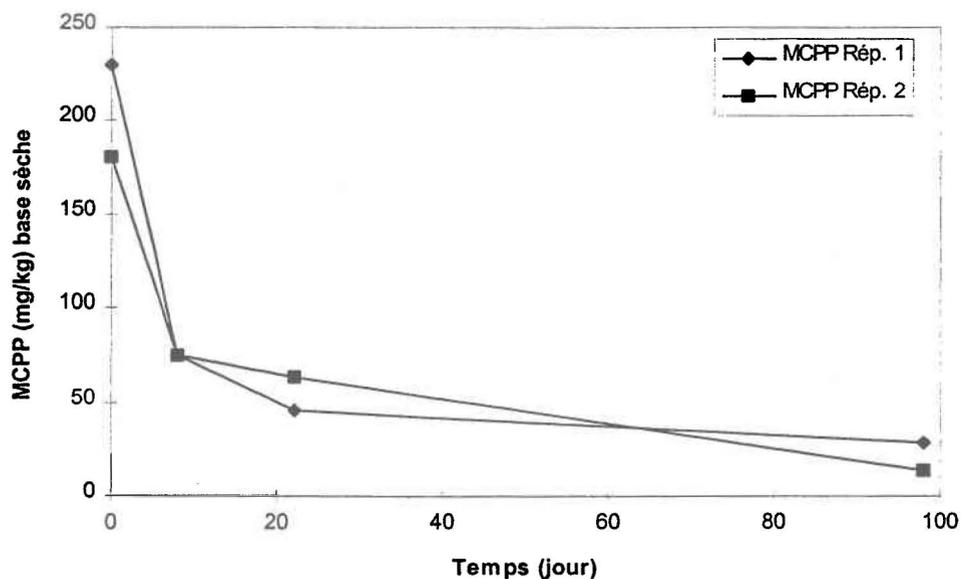


Figure 4.19: Évolution de la teneur en mécoprop dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Dans le cas du dicamba, la répétition no. 2 s'est comportée tout comme les deux répétitions pour le lixiviat (figure 4.4), tel que l'indique la figure 4.20. Il était attendu que les deux répétitions se comportent de la même façon. Une différence est perceptible pour le jour 8. On peut supposer que la répétition no. 2 est celle présentant une erreur. Effectivement, au jour 8, il n'y a pas de raison évidente pour expliquer cette brusque diminution de la concentration. De plus, ce phénomène était expliqué en partie par le pH et par le niveau d'organisation de la matière organique dans le cas des lixiviats.

Pour les composts, ces explications ne tiennent plus. D'abord parce qu'il est possible que le pH intervienne au niveau du filtrat lors de la préparation de l'échantillon de lixiviat et que le niveau d'organisation de la matière organique intervienne au niveau de l'adsorption des herbicides. Dans le cas des composts, il n'y a évidemment pas de filtration et les herbicides sont extraits de l'échantillon solide. Il s'agit peut-être d'une erreur d'échantillonnage. On peut donc penser que les deux répétitions auraient dû se comporter de la même façon et que les concentrations en dicamba diminuent de façon régulière dans les composts. Par contre, les concentrations ont diminué moins rapidement que celles en 2,4-D et en MCP, en partie à cause de la faible constante de Henry du dicamba qui est de $1.2 \cdot 10^{-9} \text{ atm} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$. Il est possible aussi que cet herbicide se dégrade moins rapidement que les deux autres. Malgré le comportement différent des deux répétitions, les taux de dégradation moyens sont tout de même présentés à titre indicatif au tableau 4.4.

Cette fois, les teneurs initiales (jour zéro) sont voisines des concentrations théoriquement introduites dans les bio-réacteurs (tableau 4.1 et figure 4.20). Par conséquent il n'y a plus lieu d'évoquer l'hypothèse d'un mélange hétérogène lors de l'application des herbicides car alors les trois herbicides auraient montré chacun une plus grande concentration que celle prévue au jour zéro.

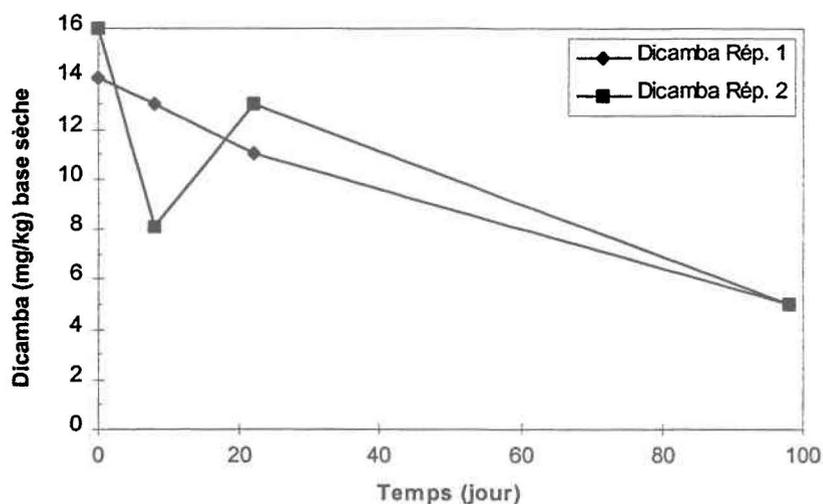


Figure 4.20: Évolution de la teneur en dicamba dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Tableau 4.4 : Taux de dégradation moyens du dicamba (mg/kg-jour).

Périodes (jours)	Taux de dégradation moyen (mg/kg-jour)
0 - 8	0.55
8 - 22	(+)0.1
22 - 98	0.09
0 - 98	0.1

+: augmentation de la concentration moyenne entre les jours 8 et 22.

c) Taux d'oxygène

La figure 4.21 présente les fluctuations temporelles du pourcentage d'oxygène à l'intérieur des bio-réacteurs. Le taux d'oxygène est très variable dans les bio-réacteurs. Il est très difficile de maintenir ce taux entre 5 et 10 %. Cet intervalle est à viser car, par expérience, il permet une alimentation suffisante en oxygène tout en évitant l'assèchement excessif du substrat. Une faible variation du débit provoque une variation importante sur le pourcentage d'oxygène. Lorsque le taux devenait trop élevé, le débit était réduit et, au jour 13, l'aération a été coupée pour les quatre bio-réacteurs. Avant cela le débit était entre 0.05

et 0.09 L/min. À partir du jour 13 et même en ayant coupé tout apport d'air, le taux s'est élevé jusqu'à des valeurs presque constantes de 20.2 à 20.5 %.

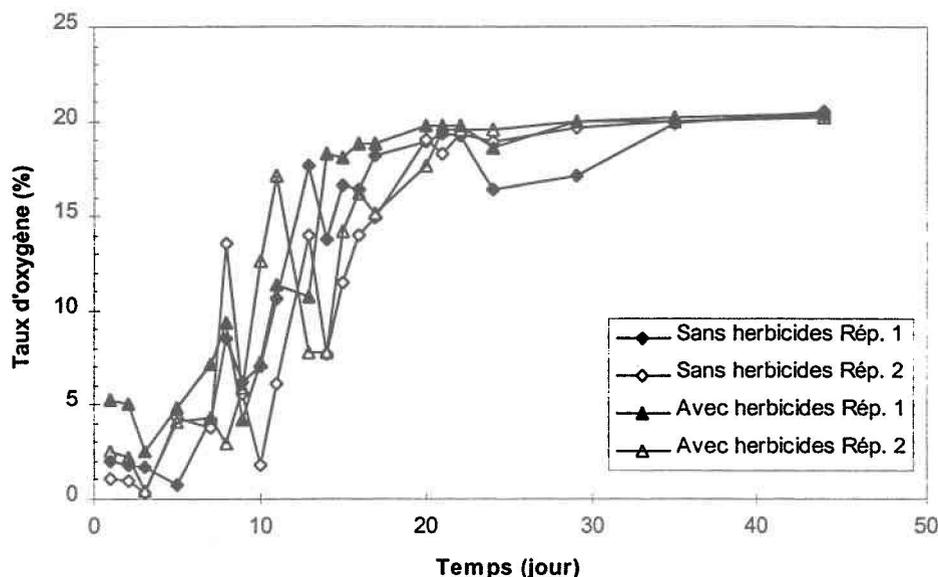
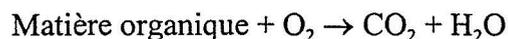


Figure 4.21: Évolution de la teneur en oxygène dans les composts de feuilles et gazon 1996.

d) Teneur en eau

La figure 4.22 présente l'évolution temporelle de la teneur en eau. Globalement, il y a eu diminution de la teneur en eau entre le jour zéro et le jour 98. Il semble y avoir eu une légère hausse de cette teneur au jour 76, puis celle-ci a diminué par la suite. Deux facteurs influencent l'humidité des composts. La teneur en eau a tendance à augmenter car il y a production d'eau par les microorganismes qui dégradent la matière organique en présence d'oxygène selon la réaction suivante:



Cette eau est issue du métabolisme microbien et est appelée "eau métabolique". La teneur en eau a par ailleurs tendance à diminuer sous l'action de la température élevée et de l'aération forcée qui provoquent des pertes en vapeur d'eau [Mustin, 1987]. Pour trois des quatre bio-réacteurs, il semble y avoir eu une augmentation de la teneur en eau dès le deuxième échantillonnage. À ce moment, la production d'eau due à la biodégradation était intense et prédominait sans doute sur l'effet d'assèchement dû à la température élevée et à

l'aération. Ces dernières seraient toutefois responsables de la baisse de la teneur en eau au jour 22. Par la suite, il y a eu une légère hausse puis la teneur en eau a encore une fois diminué. Vers la fin de l'essai, le taux d'oxygène était très élevé donc il est normal que l'humidité ait diminué. Durant le processus, on souhaitait maintenir la teneur en eau au-dessus de 45 % afin d'éviter une inhibition de l'activité des microorganismes. Il y avait peu de chance que ce seuil minimal soit atteint puisque l'eau était très disponible dans le substrat. La teneur en eau n'est pas descendue à cette valeur critique: il n'a donc pas été nécessaire d'ajouter de l'eau lors des retournements mécaniques visant à aérer le compost. La présence d'herbicides n'a pas eu d'impact sur la teneur en eau.

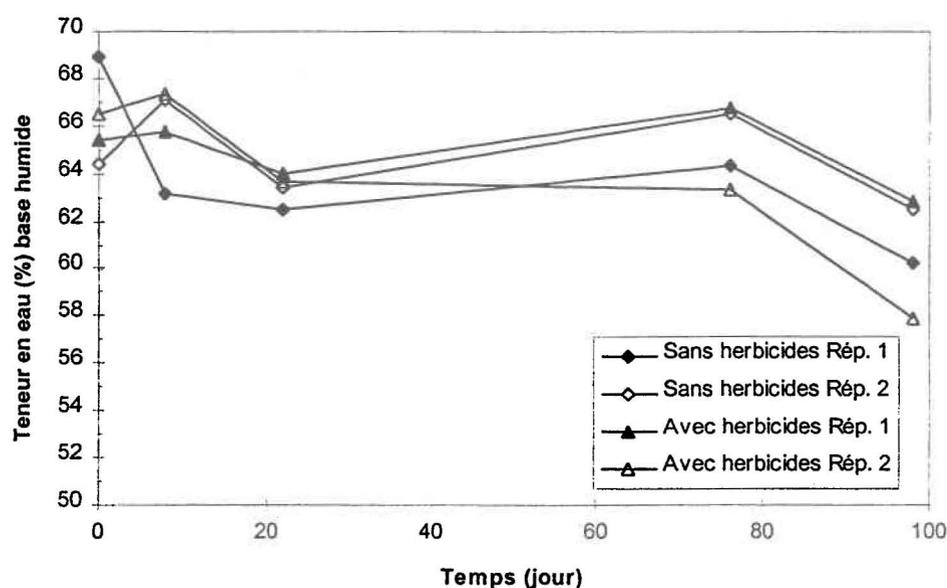


Figure 4.22: Évolution de la teneur en eau dans les composts de feuilles et gazon 1996.

e) Teneur en matière organique

Dans tout processus de compostage, il y a une perte de matière organique par biooxydation des molécules organiques facilement dégradables comme les glucides, l'hémicellulose, les pectines et les acides aminés. Il y a alors dégagement de dioxyde de carbone, de vapeur d'eau et de divers composés volatils. La figure 4.23 présente l'évolution de la matière organique totale au cours du temps. La plus forte diminution s'est produite, comme on pouvait s'y attendre, durant la phase thermophile. Selon la norme du BNQ (Bureau de

Normalisation du Québec) sur les composts, un produit doit contenir un minimum de 30 % de matière organique pour être classé: donc tous les composts obtenus répondent à la norme.

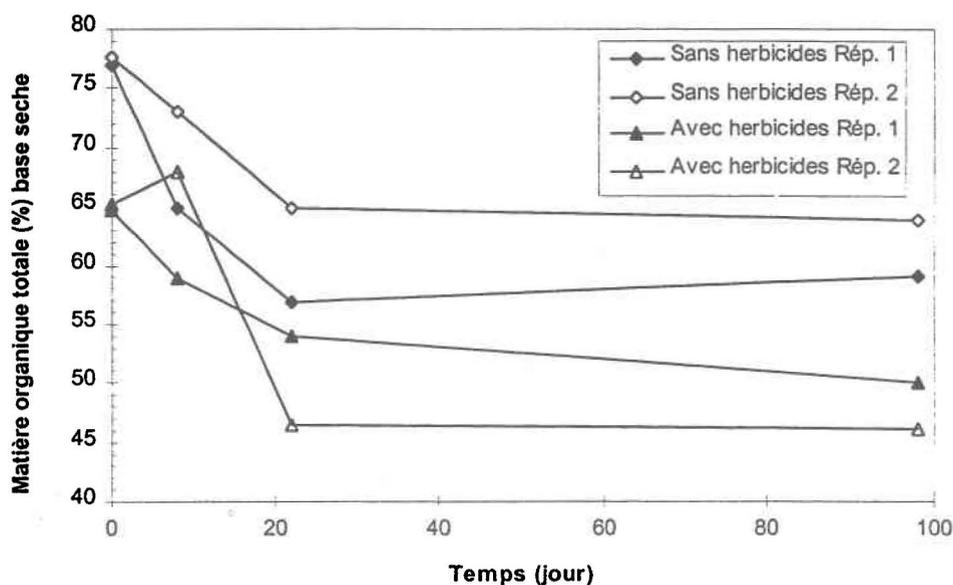


Figure 4.23: Évolution de la matière organique totale dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Selon la figure 4.24, la perte de matière organique semble avoir été légèrement plus importante dans les deux bio-réacteurs contenant des herbicides. Il est difficile d'affirmer qu'il y a un lien entre cette perte de matière organique et la présence de ces herbicides. Par contre, une explication possible serait que l'activité microbienne ait été plus intense pour dégrader les herbicides et qu'il en aurait résulté une plus forte dégradation de la matière organique.

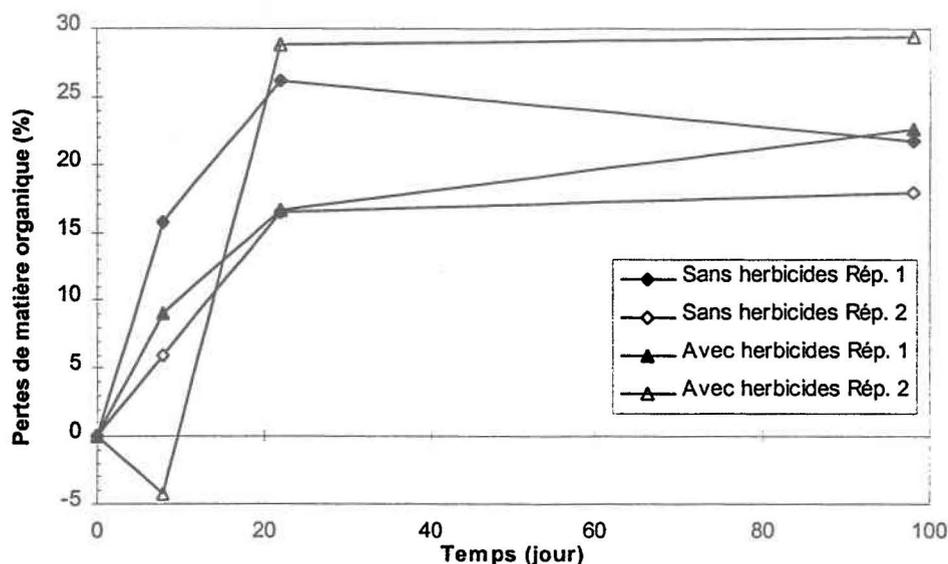


Figure 4.24: Pertes de matière organique au cours du temps dans les composts de feuilles et gazon 1996.

η) pH

Le pH des composts a suivi une évolution normale comme le présente la figure 4.25. Le pH de départ dépend des substrats présents: ici il était voisin de 6.7 sauf pour la deuxième répétition sans herbicides (pH = 5.68). Au jour 8, la tendance est à la baisse car la dégradation était à son maximum et il y avait une intense production de gaz carbonique et d'acides organiques en début de phase thermophile. La deuxième répétition sans herbicides s'est comportée différemment là aussi (augmentation du pH en presumant que la valeur de départ au jour zéro était représentative). Il est difficile d'expliquer cette dernière observation et il est possible qu'elle soit attribuable à l'échantillonnage. Au jour 22, le pH a remonté car il y a eu hydrolyse bactérienne de l'azote protéique et organique avec production d'ammoniaque (NH_3) qui est une base. L'ammoniaque est formée lorsque le pH dépasse la neutralité ($\text{pH} > 7$). Par la suite, le pH s'est stabilisé car les réactions de dégradation sont devenues plus lentes. L'azote est alors utilisé par les microorganismes pour réaliser la biosynthèse des matières humiques. Puis, lorsque la maturité approche, le pH tend vers la neutralité. Il est plus stable car les réactions à la maturation sont très lentes et l'humus possède un bon pouvoir tampon. Les herbicides ne semblent pas avoir eu un impact sur le pH.

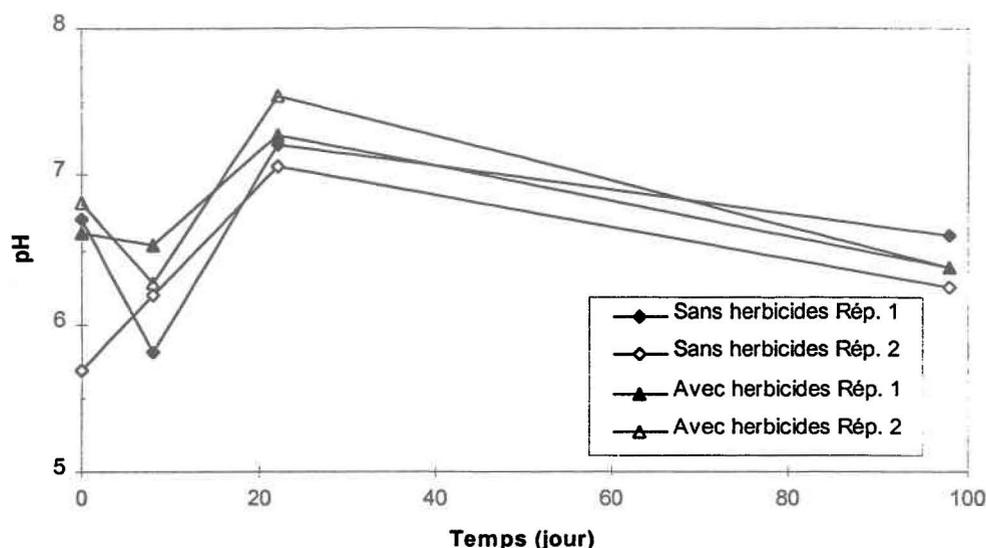


Figure 4.25: Évolution du pH dans les composts de feuilles et gazon 1996.

g) Phosphore total et potassium

La concentration moyenne (quatre répétitions) en phosphore total a augmenté au cours du compostage. La figure 4.26 présente l'évolution de ce paramètre. Il y a eu concentration car aucune perte ne s'est produite. On pourrait croire que deux des quatre mélanges ont présenté une diminution de la concentration en phosphore total au jour 8 et on a observé le même phénomène pour un autre mélange au jour 22. Il s'agit possiblement d'erreurs d'échantillonnage ou de pertes survenues lors de la digestion des échantillons.

Les concentrations sont très élevées dans les composts (en mg/kg), presque 100 fois plus que celles dans les lixiviats (en mg/L). Ceci vient confirmer la présence importante du phosphore sous forme particulaire dans les composts. Toutefois, le phosphore total des composts comprend le phosphore organique et inorganique alors que celui des lixiviats ne comprend que le phosphore inorganique. Par contre, le pourcentage d'augmentation totale de concentration durant l'essai a été moins élevé pour les composts (environ 50 %) que celui observé pour les lixiviats (environ 80 %). Ceci est normal puisque les lixiviats subissent l'effet de la concentration et aussi de la dégradation de la matière organique qui fait en sorte que de plus en plus de phosphore est mis en solution.

La concentration moyenne (quatre répétitions) en potassium a augmenté aussi comme le présente la figure 4.27. Seule la première répétition sans herbicides s'est comportée de façon anormale durant la phase thermophile. À la fin de la phase thermophile, il y avait environ 20 % d'augmentation de concentration en moyenne (quatre répétitions) et environ 30 % après 98 jours. Les concentrations étaient environ 10 fois plus élevées dans les composts (en mg/kg) que dans les lixiviats (en mg/L), ce qui signifie que la lixiviation a entraîné davantage de potassium que de phosphore total car ce dernier était 100 fois plus concentré dans les composts. Fait étrange, le potassium se concentre moins durant la totalité de l'essai que le phosphore total (moyenne de près de 45 %). Il n'y a pas de perte de potassium sous forme gazeuse, donc le facteur de concentration devrait être le même que celui du phosphore total, qui ne subit pas non plus de pertes gazeuses. Toutefois, la différence est faible et n'est peut-être pas significative.

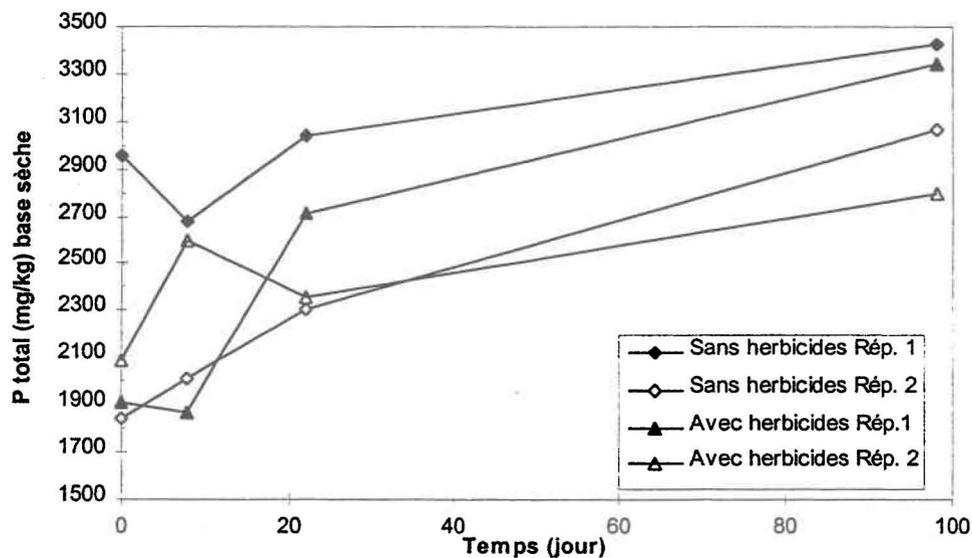


Figure 4.26: Évolution de la teneur en phosphore total dans les composts de feuilles et gazon 1996.

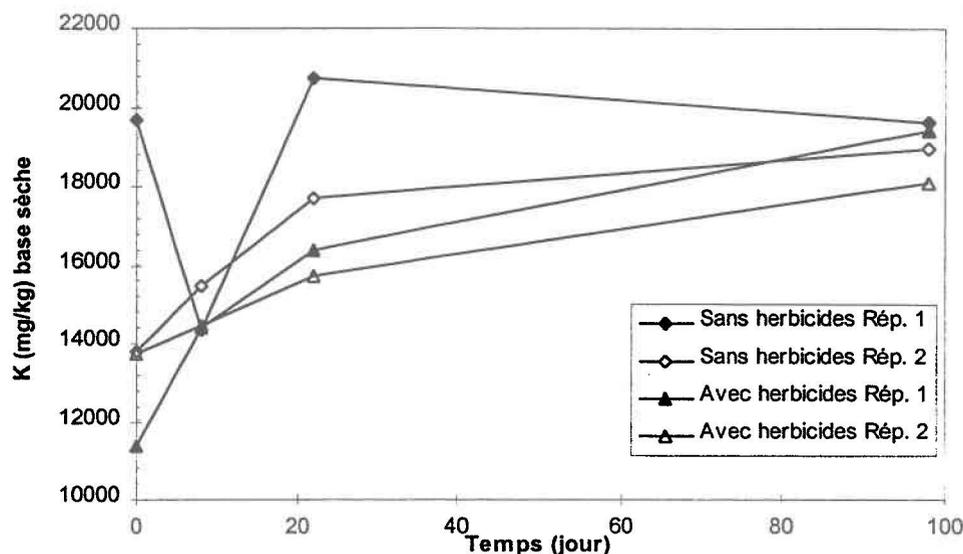


Figure 4.27: Évolution de la teneur en potassium dans les composts de feuilles et gazon 1996.

La première répétition sans herbicides s'est comportée très différemment des autres et a fait augmenter la concentration moyenne au jour 0. En éliminant cette répétition, cette concentration moyenne (trois répétitions) augmente pour se rapprocher de la valeur observée dans le cas du phosphore total. Les herbicides n'ont pas eu d'impact sur l'évolution des concentrations en phosphore total et en potassium.

h) Carbone total

La figure 4.28 présente l'évolution temporelle du carbone total. Le carbone total a diminué au cours du compostage. Essentiellement à cause de la dégradation de la matière organique qui engendre un dégagement de CO_2 . Il est curieux que la teneur en carbone total semble être plus faible dans les mélanges contenant des herbicides, et ceci dès le jour zéro. Les proportions de feuilles et d'herbe étaient les mêmes que dans les mélanges non contaminés.

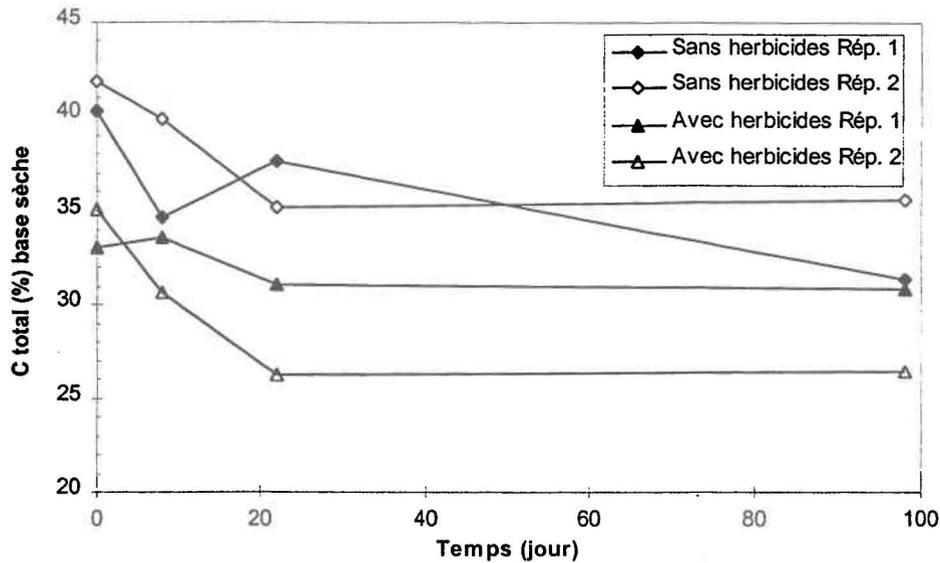


Figure 4.28: Évolution de la teneur en carbone total dans les composts de feuilles et gazon 1996.

i) Azote

La figure 4.29 présente l'évolution temporelle de l'azote ammoniacal. Au cours des premières phases du compostage, il y a généralement un niveau plus élevé d'azote ammoniacal (N-NH_4^+) dans le milieu. Tant que le pH n'est pas beaucoup plus élevé que le pK_a de la réaction $\text{NH}_4^+ \longleftrightarrow \text{NH}_3$ (4.75), il y aurait théoriquement peu de volatilisation sous forme de NH_3 et l'azote inorganique est alors plutôt sous la forme NH_4^+ [Shin et Jeong, 1994]. Au départ, les composés azotés sont dégradés en acides aminés et en ammonium par des exoenzymes et des microorganismes hétérotrophes. L'ammonium domine généralement sur les nitrates au début du processus car l'oxydation ne fait que commencer et le NH_4^+ est l'état le moins oxydé.

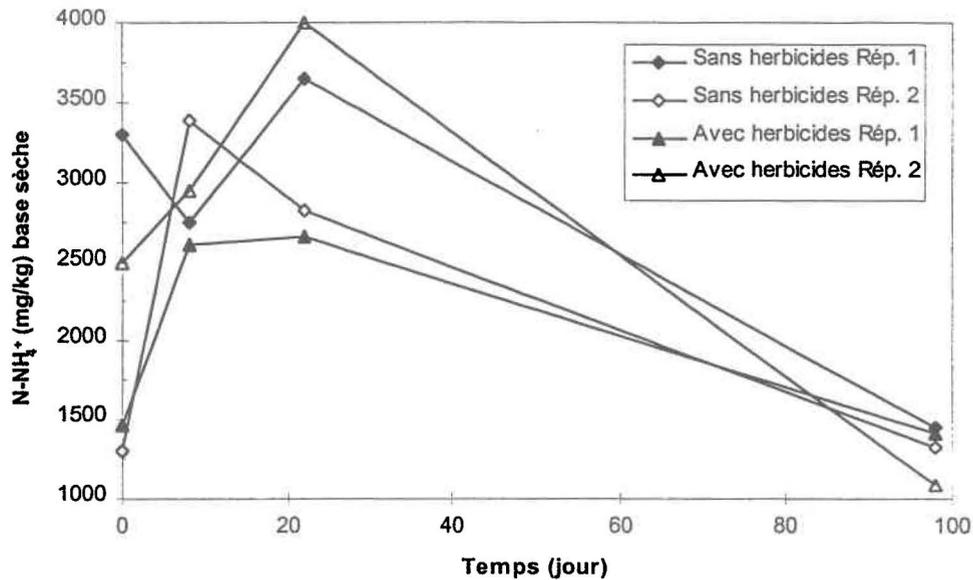


Figure 4.29: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Durant la phase thermophile, qui débute dans ce cas-ci très rapidement, les microorganismes qui oxydent l'azote ammoniacal en nitrates, donc qui participent à la nitrification, sont désavantagés car ce sont des organismes mésophiles se développant à des températures voisines de 28°C. De plus, ils puisent leur énergie de l'oxydation d'éléments inorganiques comme l'azote mais non de composés carbonés. Les bactéries nitrifiantes sont alors désavantagées à trois niveaux: la température ne leur convient pas, il y a compétition pour le NH_4^+ qui est assimilé par les organismes hétérotrophes et il y a compétition pour l'oxygène qui est utilisé afin de minéraliser les composés carbonés [Mathur et al., 1993b]. Donc la concentration en NH_4^+ est élevée au début, puis diminue après la phase thermophile. Ce comportement a déjà été observé par Riffaldi et al. [1986] dans le cas d'un compost de paille et de résidus de l'industrie papetière. La quantité d'azote perdue par volatilisation du NH_3 n'a pas été évaluée précisément. On peut par contre en avoir une idée en faisant des bilans de masse. Les conditions favorisant le plus la volatilisation sont une température élevée, un milieu alcalin, une faible teneur en eau et un rapport C/N inférieur à 20. Il est fort probable qu'il y ait eu des pertes de NH_3 pendant la phase thermophile même si le milieu n'était pas alcalin (pH moyen de 6.2 au jour 8), car le rapport C/N était inférieur à 20. Le surplus d'azote ne peut pas alors être immobilisé par les

microorganismes et il est perdu. Au jour 22, le pH était alcalin et il semble y avoir eu peu de pertes sous forme de NH_3 car la teneur en NH_4^+ est élevée. À ce moment, la température était redescendue sous les 30°C et c'est peut-être ce qui explique la faible volatilisation. La présence d'herbicides ne semble pas influencer les concentrations en NH_4^+ .

Pour ce qui est des nitrites et des nitrates, il est important d'abord de mentionner qu'il n'y avait pas de nitrites dans aucun échantillon. La figure 4.30 présente l'évolution temporelle des teneurs en nitrates dans les composts.

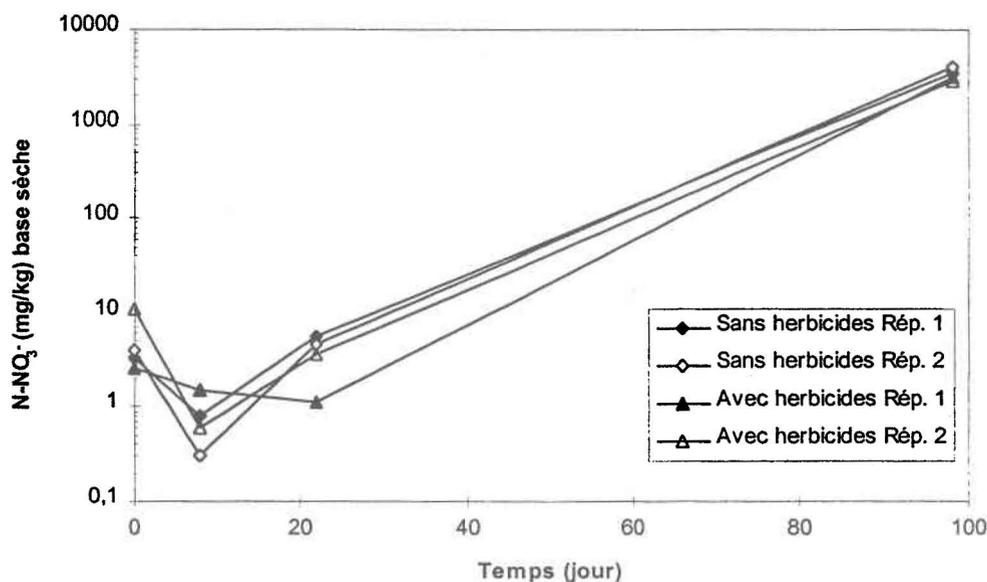


Figure 4.30: Évolution de la teneur en nitrates dans les composts de feuilles et gazon 1996.

En présence d'oxygène, les nitrites sont très rapidement oxydés en nitrates. La légère baisse au jour 8 ne peut être expliquée. Par la suite, les concentrations en nitrates ont augmenté de façon très importante car la nitrification, l'oxydation du NH_4^+ en nitrites puis en nitrates était au préalable possiblement inhibée par les concentrations élevées en ammonium dans le milieu. Lorsque les teneurs en NH_4^+ ont diminué (début de la nitrification), la nitrification s'est intensifiée. Tel que mentionné plus tôt, les bactéries nitrifiantes étaient préalablement désavantagées car les microorganismes hétérotrophes assimilaient le NH_4^+ . Lorsque la température a diminué, les bactéries mésophiles autotrophes responsables de la nitrification ont alors pu prendre le dessus et utiliser

l'oxygène afin d'oxyder le NH_4^+ et le transformer en nitrates tout en y puisant leur énergie. Les herbicides n'ont pas eu d'impact non plus dans ce cas-ci.

La figure 4.31 présente l'évolution temporelle de la teneur en azote total. Lors du compostage, la littérature mentionne que l'azote total augmente toujours. Il y a concentration de l'azote total tout comme pour le phosphore et le potassium, et ce malgré les pertes de certaines formes, particulièrement le NH_3 . La diminution de la teneur en matière sèche fait que la concentration en azote total augmente. Effectivement, la teneur moyenne (quatre répétitions) était de près de 40 % plus élevée au jour 98 qu'au jour zéro, et ceci malgré les pertes d'ammoniaque présumément survenues au cours du processus.

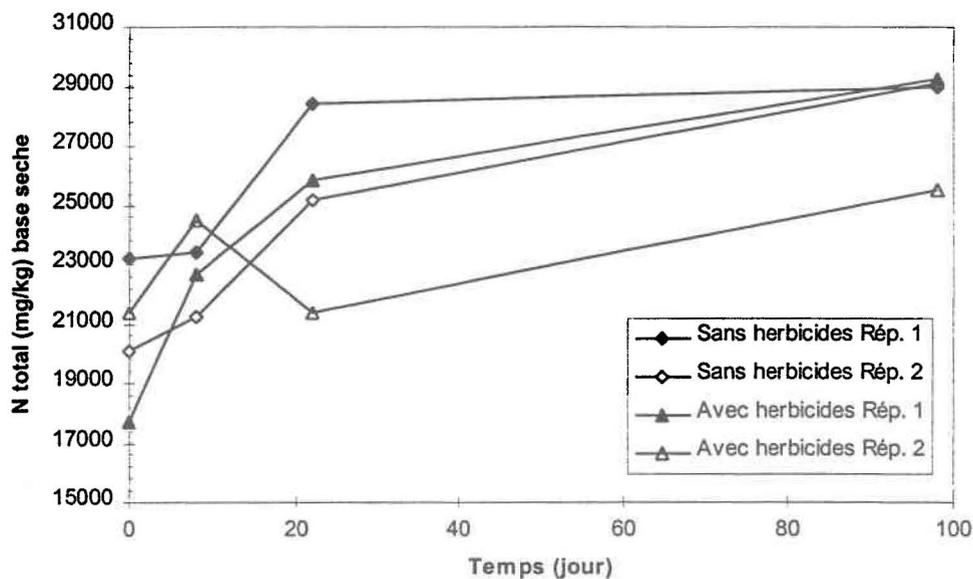


Figure 4.31: Évolution de la teneur en azote total dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Dans les composts, la majorité de l'azote est organique à l'intérieur de protéines, de polypeptides, d'acides aminés libres, d'acides nucléiques et d'amino-sucres. Il y a également de l'azote dans les acides humiques, fulviques et les humines. L'azote inorganique existe surtout sous forme d'ammonium, de nitrites et de nitrates. Comme la

figure 4.31 l'indique, la présence d'herbicides ne semble pas avoir eu d'impact sur les concentrations en azote total.

j) Rapport carbone/azote

En pratique, lorsqu'on parle du rapport C/N et selon la norme nationale CAN/BNQ 0413-200 [1997], il s'agit du carbone organique total sur l'azote total Kjeldahl et ce rapport doit être inférieur ou égal à 25 pour qu'un compost soit considéré mature. Dans le cas de la présente étude, l'azote total a été dosé par analyse élémentaire et l'azote total Kjeldahl (NTK) n'a pas été analysé dans les composts. La différence entre les deux paramètres est que le NTK comprend l'azote organique et inorganique sous toutes ses formes sauf les formes inorganiques oxydées comme les nitrites et les nitrates, alors que l'azote total (analyse élémentaire) comprend absolument toutes les formes d'azote. Par soustraction des nitrates de l'azote total on obtient donc une très bonne estimation du NTK. Étant donné qu'il y a peu de nitrates au temps zéro, l'impact sur le résultat du NTK est négligeable puisqu'il agit au niveau du millième de pour cent ou moins. Par contre, au jour 98, où les nitrates sont en plus grande concentration, la différence se fait sentir au dixième de pour cent, ce qui est non négligeable pour des pourcentages d'azote total compris entre 2 et 3 %.

C'est donc cette approximation du NTK (azote total moins nitrates) qui a été utilisée dans le calcul du rapport C/N. Dans le cas du carbone, ce qui a été dosé ici est le carbone total par analyse élémentaire et non le carbone organique total (COT ou MO/2). Cependant, il est présumé que le carbone total mesuré est très majoritairement composé de carbone organique, vue la nature du compost (faible teneur relative en carbone inorganique). Selon la norme nationale sur les composts, le COT est calculé en divisant par deux la teneur en matière organique totale. Il y a une différence entre le carbone total mesuré et le COT calculé à partir de la matière organique mesurée, comme on peut le constater au tableau 4.5.

Tableau 4.5 : Comparaison entre le carbone total déterminé par oxydation thermique et le carbone organique total (COT) déduit de la teneur en matière organique totale (MOT).

No. échantillon*	COT (M.O./2) (% base sèche)	Carbone total (% base sèche)	Différence (%)
96-06193	38.45	40.28	4.8
96-06194	38.85	41.79	7.6
96-06195	32.35	33.12	2.4
96-06196	32.60	35.14	7.8
96-07026	32.40	34.69	7.1
96-07027	36.55	39.79	8.9
96-07028	29.45	33.58	14.0
96-07029	34.00	30.62	(-9.9)
96-07167	28.40	37.61	32.4
96-07168	32.45	35.22	8.5
96-07169	27.00	31.03	14.9
96-07170	23.20	26.19	12.9
96-10005	29.50	31.42	6.5
96-10006	31.90	35.64	11.7
96-10007	25.05	30.92	23.4
96-10008	23.10	26.47	14.6
Moyenne**	30.95	33.97	11.8

*: Echantillons de compost de feuilles et gazon prélevés au cours des essais

** : Excluant la valeur négative de l'échantillon 96-07029

En moyenne, le carbone total dosé par oxydation thermique surévalue la valeur calculée (MO/2) qui est utilisée pour la norme. Cette valeur calculée a été utilisée pour évaluer le rapport C/N. Donc, pour les fins de calcul du rapport C/N, C = MO/2 et N = NTK approximé (N total - N-NO₃⁻).

La figure 4.32 présente l'évolution temporelle de ce rapport C/N. Les substrats organiques perdent plus rapidement leur carbone qui est métabolisé et dégagé sous forme de gaz carbonique, que leur azote qui est métabolisé ou perdu sous forme de composés azotés volatils comme l'ammoniaque, d'où la chute brutale du rapport C/N en phase thermophile [Mustin, 1987]. Donc le rapport C/N décroît au cours du compostage. En phase mésophile,

la dégradation est ralentie, donc le rapport se stabilise. En moyenne (quatre répétitions), le rapport a diminué de près de 40 % en 98 jours. Il est important qu'il y ait une diminution du rapport C/N car s'il est trop élevé, lors de l'utilisation du compost sur un sol, la faible quantité d'azote risque d'être immobilisée par les microorganismes et les végétaux ne pourront en profiter. Par contre, dans ce cas-ci, les rapports C/N étaient inférieurs à 25 dès le départ et à des valeurs comme celles-là, il n'y a pas de risque d'immobilisation d'azote. Il y a peu de différence entre les valeurs finales du rapport C/N pour les répétitions avec et sans herbicides. Toutefois, les répétitions avec herbicides semblent avoir un rapport C/N plus faible. Par ailleurs, la diminution du rapport n'a pas été plus marquée lors de la phase thermophile pour ces répétitions. Il est donc fort probable que cette variation soit normale.

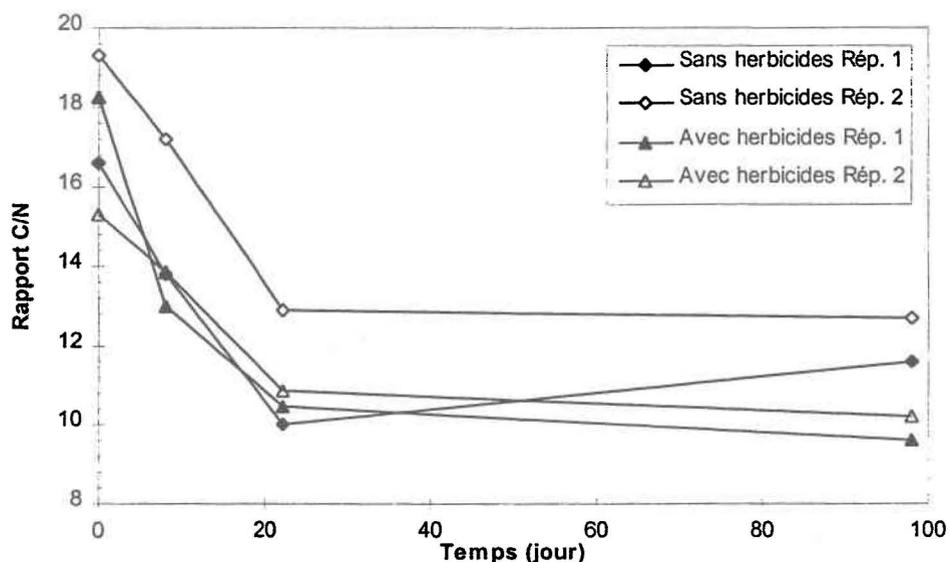


Figure 4.32: Évolution du rapport carbone/azote dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Comme il a été mentionné plus tôt, le C/N d'un compost doit être inférieur ou égal à 25 pour que le produit soit considéré mature. Dans ce cas-ci, les rapports étaient inférieurs à 25 dès le début des essais. Il y a donc lieu ici de faire appel à un autre critère de maturité concernant le rapport C/N. Jiménez et Garcia [1989] ont proposé d'utiliser le rapport (C/N) final / (C/N) initial. Ainsi on peut voir s'il y a eu évolution du matériel à composter. Un tel rapport inférieur à 0.75 indique que le compost est mature. Ce rapport était ici de 0.69 ;

0.65 ; 0.53 et 0.67 respectivement pour les deux répétitions sans herbicide et pour les deux répétitions avec herbicides. Selon ce critère, les composts seraient donc matures.

k) Essais de germination et de croissance

La compilation des résultats des essais de germination et de croissance est présentée au tableau 4.6. La norme canadienne sur les composts mentionne que le taux de germination après sept jours des graines des deux espèces (radis et cresson) doit être supérieur à 90 % du taux de germination de l'échantillon témoin ayant comme substrat un terreau composé de 1/3 sable, 1/3 mousse de tourbe et 1/3 vermiculite. La croissance des plantes, traduite ici par le poids de la biomasse fraîche obtenue immédiatement après la cueillette (21 jours), ne doit pas différer de plus de 50 % de celui de l'échantillon témoin.

Pour ce qui est du taux de germination, le pourcentage était inférieur à 90 % du taux du témoin à quatre reprises dont trois sur le cresson. Dans le cas de la croissance, les composts provenant des deux bio-réacteurs ayant reçu des herbicides n'ont pas permis aux plantes d'atteindre un poids moyen différant de moins de 50 % de celui du témoin. Ce critère de maturité n'a donc pas été respecté. Il pourrait apparaître, comparativement aux résultats obtenus sans herbicides, que ceux-ci soient en cause. Toutefois, des difficultés mécaniques ont été éprouvées avec la chambre de croissance, ce qui rend les résultats peu fiables.

Tableau 4.6: Résultats du test de germination et de croissance du cresson et du radis sur les composts de feuilles et gazon 1996 (valeurs moyennes de quatre répétitions).

Échantillons	Germination (%)	Germination (%) par rapport au témoin	Poids moyen des plants (g)	Poids (%) par rapport au témoin
Témoin R ¹	97.5	100	1.757	100
Témoin C ²	72.5	100	0.051	100
Sans herbicides Rép.1 R	77.5	79.5 ^{√3}	1.312	74.7
Sans herbicides Rép.1 C	72.5	100	0.044	86.3
Sans herbicides Rép.2 R	97.5	100	1.536	87.4
Sans herbicides Rép.2 C	57.5	79.3 [√]	0.030	58.8
Avec herbicides Rép.1 R	95.0	97.4	0.385	21.9 [√]
Avec herbicides Rép.1 C	42.5	58.6 [√]	0.008	15.7 [√]
Avec herbicides Rép.2 R	97.5	100	0.642	36.5 [√]
Avec herbicides Rép.2 C	40.0	55.2 [√]	0.007	13.7 [√]

1: radis

2: cresson

3: ne répond pas à la norme

D) Taux d'assimilation d'oxygène

Concernant le taux d'assimilation d'oxygène, la norme mentionne qu'il doit être inférieur ou égal à 150 mg O₂/kg de solides volatils (S.V.) par heure lors des analyses effectuées conformément au mode opératoire décrit dans la norme CAN/BNQ 0413-220 [1997]. Les solides volatils représentent la matière organique totale exprimée sur une base de poids frais d'échantillon. Or les quatre composts obtenus, à savoir deux sans herbicide et deux avec herbicides, ont montré respectivement des taux d'assimilation d'oxygène de: 118 ; 121 ; 184 et 130 mg O₂/kg S.V.-h. La première répétition du traitement avec herbicides ne serait pas mature alors que les trois autres le sont. Il y a également davantage d'assimilation d'oxygène dans les répétitions avec herbicides que dans celles sans herbicide.

La norme indique que les composts doivent répondre à deux des trois critères de maturité précédents, c'est-à-dire le rapport C/N, à la fois la germination et la croissance pour l'ensemble des deux espèces, puis le taux d'assimilation d'oxygène. La croissance et la germination n'ont pas été respectées par aucun des composts, le rapport C/N l'a été par tous les composts et le taux d'assimilation d'oxygène l'a été par trois sur quatre. Donc, seule la

première répétition du traitement avec herbicides n'est pas mature selon la norme. Le tableau 4.7 résume ces résultats.

Tableau 4.7 : Résumé des critères de maturité des composts et leur respect de la norme.

Critères	Sans herbicides	Sans herbicides	Avec herbicides	Avec herbicides
	Rép. 1	Rép. 2	Rép. 1	Rép. 2
C/N				
Germination	√	√	√	√
Croissance	√	√	√	√
Respiration			√	

√: ne répond pas à la norme

Les composts se sont comportés normalement tout au long des essais. Les herbicides se sont dissipés de façon appréciable. Toutefois, les concentrations retrouvées au jour 98 étaient supérieures à celles proposées par Bugbee et Saraceno [1994] comme étant les concentrations maximales acceptables dans les composts (0.5 mg/kg pour le 2,4-D, 0.6 mg/kg pour le mécoprop et 0.05 mg/kg pour le dicamba). De plus, les essais de germination et de croissance pourraient laisser croire que les herbicides ont un effet néfaste, surtout en ce qui concerne la croissance (tableau 4.6). Le taux d'assimilation d'oxygène est un test plutôt fiable et représentatif de l'état de la maturité, tout comme le rapport C/N. De plus, il est assez facile à réaliser. Par contre, les essais de germination et de croissance exigent beaucoup de temps et de précautions. Ils seraient très coûteux pour une entreprise qui ne possède pas l'équipement requis. L'intérêt pour cette méthode est donc plutôt mince du côté de l'industrie.

Pour ce qui est des autres paramètres, à savoir la teneur en eau, en matière organique, le pH, les teneurs en phosphore total et en potassium, en azote et en carbone, ils se sont comportés de façon prévisible lors du compostage.

4.1.2.2 Bilans de masse

Cette section présente les pertes de masse sèche ainsi qu'un bilan en ce qui concerne l'azote et le carbone. Étant donné que l'azote se retrouve sous plusieurs formes dans les composts, que certaines de ces formes ont été dosées et qu'il y a possiblement eu des pertes, il est intéressant de comparer les teneurs au début et à la fin des essais. Les pertes ou gains moyens indiqués ici constituent la moyenne des quatre pertes ou gains. Il y a aussi des pertes de carbone qui sont assez élevées.

Les pertes en matières sèches sont assez considérables. Elles ont surtout eu lieu au début de la période d'essai pour les raisons énumérées précédemment. La figure 4.33 illustre les pertes en kilogrammes de matière sèche pour chaque mélange. Ces pertes de masse sont réellement les pertes nettes: elles ne comprennent pas les prélèvements d'échantillons. La perte moyenne totale (quatre répétitions) pour toute la durée de l'essai a été de plus de 2 kg de matière sèche, ce qui correspond à plus de 30 % du poids sec moyen (quatre répétitions) au départ. Les herbicides n'ont pas eu d'impact sur les pertes de masse sèche.

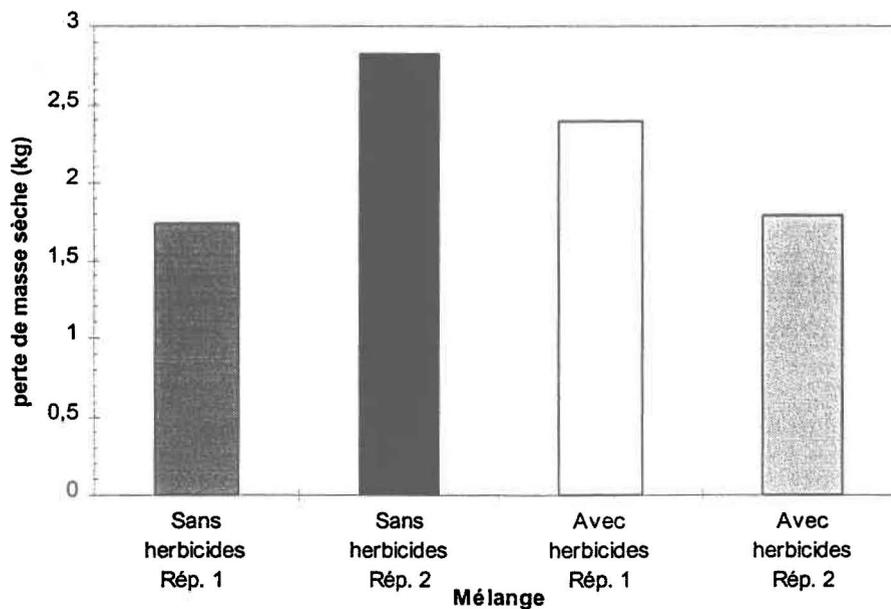


Figure 4.33: Pertes de masse sèche dans les composts de feuilles et gazon 1996.

Le bilan azoté est présenté au tableau 4.8. Les pertes d'azote total (analyse élémentaire) ont été en moyenne d'environ 15 % pour les trois mélanges où il y a eu perte. Ces pertes sont

essentiellement gazeuses sous forme de NH_3 car aucun lixiviat n'a été produit à l'intérieur des bio-réacteurs. La première répétition du mélange avec herbicides n'a pas subi de perte d'azote total. Ce mélange en contenait moins dès le départ selon les résultats. Par ailleurs, il s'agit peut-être d'une erreur d'échantillonnage. Les pertes ont été calculées en soustrayant à la quantité initiale la quantité finale et la quantité prélevée par l'ensemble des échantillonnages (qté ini.-qté fin.-échant.). Les pertes n'incluent donc pas les prélèvements. Par contre, il y a eu une prise d'échantillons au jour 76 où seulement la teneur en eau a été déterminée. Les concentrations en azote total, ammonium et nitrates sont donc inconnues pour ces échantillons. N'ayant été prélevés que pour la teneur en eau, ces échantillons étaient peu volumineux et contenaient donc probablement peu d'azote. Nous présumons tout de même que les pertes indiquées sont en réalité un peu plus faibles (et les gains un peu plus élevés).

Tableau 4.8: Bilan azoté pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de feuilles et gazon 1996.

	Mélanges	N total g (%)	N- NH_4^+ g (%)	N- NO_3^- g (%)	Fraction d'azote non dosée (g) [Ntotal- (N- NH_4^+)- (N- NO_3^-)]
Début essais	Sans herbicides Rép. 1	149.74	21.31	0.02	128.41
	Sans herbicides Rép. 2	141.17	9.18	0.03	131.96
	Avec herbicides Rép. 1	120.81	9.97	0.02	110.82
	Avec herbicides Rép. 2	141.55	16.57	0.07	124.91
Fin essais	Sans herbicides Rép. 1	99.62	4.99	12.11	82.52
	Sans herbicides Rép. 2	84.04	3.84	11.34	68.86
	Avec herbicides Rép. 1	83.68	4.06	9.07	70.55
	Avec herbicides Rép. 2	78.06	3.34	8.79	65.93
Retraits dans les échantillons	Sans herbicides Rép. 1	32.15	3.27	1.34	27.54
	Sans herbicides Rép. 2	30.68	2.76	1.53	26.39
	Avec herbicides Rép. 1	37.16	2.96	1.71	32.49
	Avec herbicides Rép. 2	39.57	3.94	2.04	33.59
Pertes ou gains (+)	Sans herbicides Rép. 1	17.97 (12)	13.05 (61)	+13.43	
	Sans herbicides Rép. 2	26.45 (19)	4.93 (54)	+12.53	
	Avec herbicides Rép. 1	---	5.34 (54)	+10.32	
	Avec herbicides Rép. 2	23.92 (17)	13.70 (83)	+10.04	

Les quantités d'ammonium perdues sont variables selon les quantités présentes au départ. En moyenne (quatre répétitions), près de 65 % de NH_4^+ a disparu à la fin de la période d'essai. Par contre, les mélanges qui en contenaient de plus grandes quantités au début en perdent un plus grand pourcentage. Les voies les plus probables sont la transformation en nitrates et la perte par volatilisation (NH_3). Pour ce qui est des nitrates, dans chacun des cas il y a eu un gain. La moyenne des quatre répétitions est supérieure à 400 fois plus de nitrates à la fin qu'au début. Une partie du NH_4^+ peut s'être transformée en nitrates par nitrification. Il ne faut pas oublier non plus la fraction de l'azote non dosée. Il peut s'agir entre autres d'azote organique mais aussi d'autres formes intermédiaires. L'azote sous forme organique signifie qu'il fait partie d'une molécule organique, donc contenant du carbone. Ces composés sont dégradés et par le fait même une partie de l'azote se minéralise. Il est délicat ici d'entrer dans le détail et de spéculer sur les possibles transformations et pertes d'azote au cours du processus. C'est un système dynamique et il serait ardu d'en définir le comportement. À tout le moins, il faudrait effectuer des dosages supplémentaires comme le NH_3 et l'azote organique. À l'examen du tableau, on ne peut déceler une différence entre les répétitions avec et sans herbicide pour ce qui est du bilan d'azote.

Le tableau 4.9 présente le bilan carboné. Les pertes de carbone total (analyse élémentaire) au terme de l'essai représentent en moyenne (quatre répétitions) près de 45 %. Il est important de mentionner à nouveau que les pertes nettes ne comprennent pas le carbone enlevé par les prélèvements. Elles sont essentiellement gazeuses sous forme de dioxyde de carbone. Il ne faut toujours pas oublier l'échantillonnage du jour 76 où le carbone total n'a pas été dosé. Les échantillons en contenaient sûrement de petites quantités, donc les pertes nettes devraient être plus faibles étant donné que la quantité de carbone s'y retrouvant n'a pas été retranchée des pertes.

Tableau 4.9: Bilan carboné pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de feuilles et gazon 1996.

	Mélanges	C total g (%)
Début essais	Sans herbicides Rép. 1	2602.09
	Sans herbicides Rép. 2	2933.80
	Avec herbicides Rép. 1	2255.68
	Avec herbicides Rép. 2	2329.52
Fin essais	Sans herbicides Rép. 1	1080.78
	Sans herbicides Rép. 2	1029.94
	Avec herbicides Rép. 1	884.17
	Avec herbicides Rép. 2	809.98
Retraits dans les échantillons	Sans herbicides Rép. 1	429.85
	Sans herbicides Rép. 2	470.22
	Avec herbicides Rép. 1	475.84
	Avec herbicides Rép. 2	474.13
Pertes ou gains (+)	Sans herbicides Rép. 1	1091.46 (42)
	Sans herbicides Rép. 2	1433.64 (49)
	Avec herbicides Rép. 1	895.67 (40)
	Avec herbicides Rép. 2	1045.41 (45)

La perte moyenne de carbone total (quatre répétitions) est d'environ 1 kilogramme sur une base de poids sec et celle d'azote (trois répétitions) est de plus de 20 grammes sur cette même base, ce qui fait une perte de masse moyenne attribuable au carbone et à l'azote d'environ 1.2 kilogrammes. La perte moyenne (quatre répétitions) en matière sèche déterminée par les pesées et les teneurs en eau est de plus de 2 kilogrammes (masse sèche de départ - masse sèche prélevée - masse sèche à la fin des essais). Il est normal que ces deux valeurs ne soient pas égales. La différence entre les deux s'explique par la perte d'oxygène et d'hydrogène des composés organiques durant le processus de biodégradation. Il faut aussi mentionner que le rapport entre la masse de carbone + azote (base sèche) sur la masse totale (base sèche) varie d'un composé à l'autre et diminue avec le temps car pendant la dégradation, les produits s'oxydent et se lient avec de l'oxygène, ce qui augmente la masse sèche totale des produits. Celle-ci augmente et la masse de C + N diminue, donc le

rapport diminue. Tout comme dans le cas du bilan azoté, les herbicides ne semblent pas avoir eu d'impact sur le bilan carboné.

Les bilans permettent de bien visualiser les pertes en termes de masse des différents éléments. On y voit clairement que la quantité d'azote diminue avec le temps, alors que sa concentration augmente. Pour ce qui est du carbone, les pertes étant importantes, la quantité diminue, tout comme la concentration.

4.2 Feuilles et gazon 1995

4.2.1 Lixiviats - Évolution des paramètres

Il est important de rappeler ici les méthodes de lixiviation employées et surtout que les trois échantillonnages n'ont pas été faits de la même manière. Le premier lixiviat a été obtenu en ajustant la teneur en eau du matériel à l'intérieur des bio-réacteurs à 75 % de la capacité de rétention pour ainsi recueillir du lixiviat à la base des bio-réacteurs. Les deux autres ont été produits artificiellement en s'inspirant de la méthode SSE.

Les résultats concernant l'évolution de la caractérisation des lixiviats ne sont pas présentés en entier. Comme il a été mentionné plus tôt, la méthode ou plutôt la combinaison de méthodes de lixiviation employée était plus ou moins valable considérant que l'évolution des paramètres était étudiée. Sur les trois échantillonnages, les deux derniers ont été fait différemment du premier. Il devient donc difficile d'évaluer le comportement de l'évolution. Le premier échantillonnage de lixiviat a été fait à la sortie des bio-réacteurs, donc les concentrations retrouvées sont souvent très élevées. Pour ce qui est des deux derniers, avec la méthode SSE, la dilution était moins forte que lors des lixiviations de 1996, mais par contre il n'y avait aucun brassage et les concentrations des différents paramètres étaient peu élevées. En fait, dans plusieurs cas, la concentration obtenue lors du premier échantillonnage est très élevée alors que celles des deux autres échantillonnages sont basses et à peu près égales. C'est l'une des raisons pour laquelle les résultats ne sont pas tous présentés ici. L'autre raison est tout simplement pour éviter de répéter ce qui a été écrit sur les lixiviats de 1996. Les résultats concernant les herbicides sont présentés à des fins de comparaison avec l'année suivante. La demande chimique en oxygène est également présentée car elle se comporte de façon « normale », tout comme les nitrates. Le phosphore dissous n'apparaît pas car il n'a pas été dosé en 1995. Pour ce qui est des matières en suspension, de la demande biochimique en oxygène, du phosphore total, du

potassium, de l'azote ammoniacal, de l'azote total Kjeldahl et du carbone organique dissous, les courbes d'évolution se retrouvent à l'annexe D aux figures D.2 à D.8.

a) Herbicides

L'évolution des concentrations en 2,4-D est semblable à celle obtenue en 1996 comme le démontre la figure 4.34. Par contre, les teneurs sont moins élevées car la masse sèche d'herbe est inférieure. Lors du premier échantillonnage, les lixiviats ont été récoltés directement à la sortie du réacteur et pour les deux autres, la méthode SSE a été utilisée. Donc il n'y a eu aucune agitation contrairement à 1996. Ceci peut aussi expliquer que les concentrations soient plus faibles.

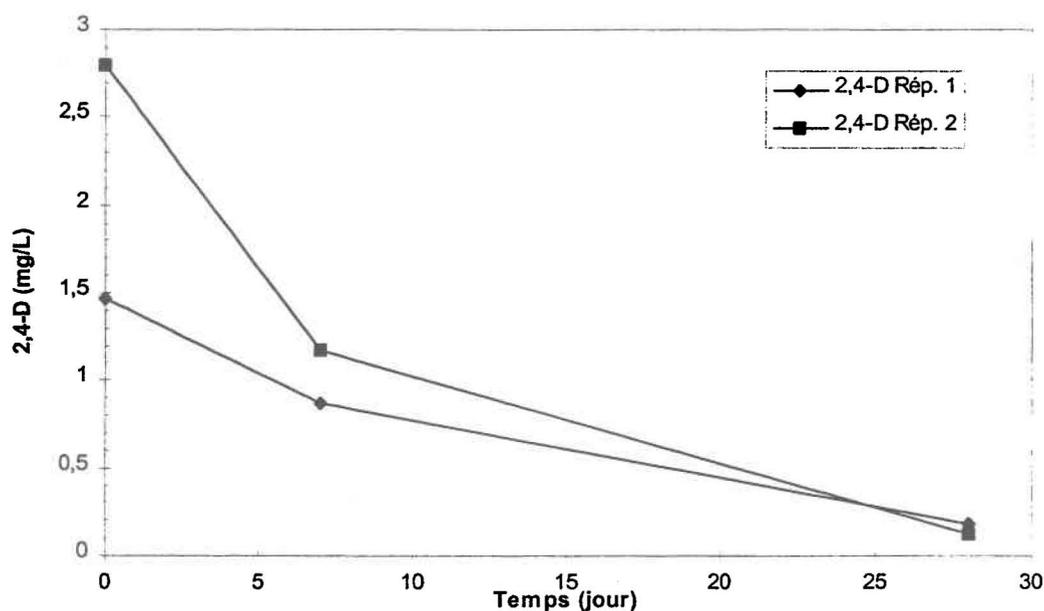


Figure 4.34: Évolution de la teneur en 2,4-D dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

Un autre facteur important est qu'en 1995, le jour zéro dans le cas des lixiviats se situe 7 jours après le mélange. Il fallait ajuster la teneur en eau et attendre qu'il y ait une lixiviation. Donc pendant ce temps le 2,4-D a pu se volatiliser et se biodégrader. Après 7 jours, la concentration moyenne (deux répétitions) a diminué de plus de 50 %, et de près de 100 % après 28 jours. Le même comportement est observé dans le cas du mécoprop comme le présente la figure 4.35.

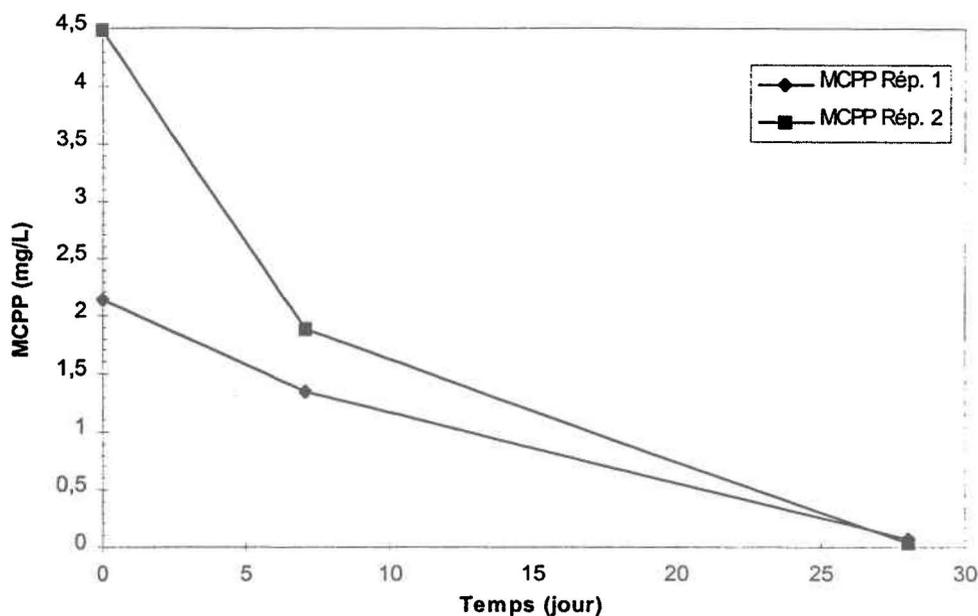


Figure 4.35: Évolution de la teneur en mécoprop dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

Le dicamba a, une fois encore, un comportement différent (figure 4.36). Au second échantillonnage, il y a un pic de concentration où la concentration moyenne est plus de 80 % plus élevée qu'au jour zéro. Cet échantillonnage a été effectué tout de suite après la phase thermophile et le pH était en train de remonter. Ceci vient renforcer l'hypothèse du rôle du K_{oc} : le dicamba est davantage retenu sur la matière organique à faible pH. Le pH ayant probablement remonté au jour 7 (annexe D, figure D.9; le pH n'a pas été déterminé au jour 7 mais aux jours 0 et 14 où il y a eu augmentation entre ces deux mesures), le dicamba est moins retenu et, de plus, la matière organique est moins organisée. Il y a également eu perte de masse, donc le résultat de tout cela est l'augmentation de la concentration. Contrairement à 1996, les concentrations redescendent de façon importante par la suite, pour même devenir plus faibles qu'au jour zéro. La méthode d'échantillonnage est peut-être en cause. Étant donné qu'il n'y a pas de brassage, la mise en solution de l'herbicide est davantage limitée et les concentrations diminuent dans les lixiviats.

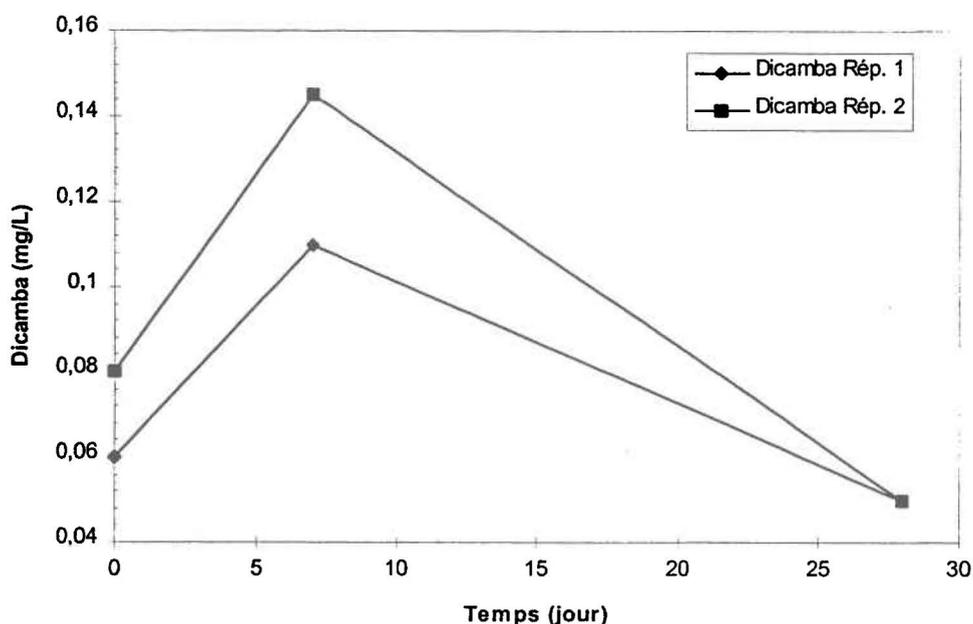


Figure 4.36: Évolution de la teneur en dicamba dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

b) Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) diminue dans le temps, ce qui est normal au cours du processus de compostage (figure 4.37). Effectivement, il y a une diminution du pourcentage de matière organique, donc moins de matière à oxyder et une plus faible DCO. Lors du premier échantillonnage, les valeurs étaient environ quatre fois plus élevées qu'au même moment en 1996. Ce lixiviat de 1995 était peu dilué puisque recueilli au bas du bio-réacteur et il avait percolé à travers le matériel, donc on pouvait s'attendre à de fortes valeurs. À l'échantillonnage du jour 7, la valeur moyenne (quatre répétitions) était de plus de 60 % plus basse qu'au jour zéro alors qu'en 1996, elle était d'environ 60 % plus élevée. Les deux derniers échantillonnages ont été réalisés avec la méthode SSE et l'extraction est faite par pression manuelle. Il n'y a donc pas eu de brassage permettant d'extraire les composés contribuant à la DCO tel que cela a été le cas en 1996. Il y avait peut-être aussi en 1995 moins de transformation de NO_2^- à NO_3^- , ce qui pourrait aider à diminuer la consommation d'oxygène. L'observation de ces données ne permet pas de distinguer une différence pour l'évolution de ce paramètre entre les mélanges avec et sans herbicides.

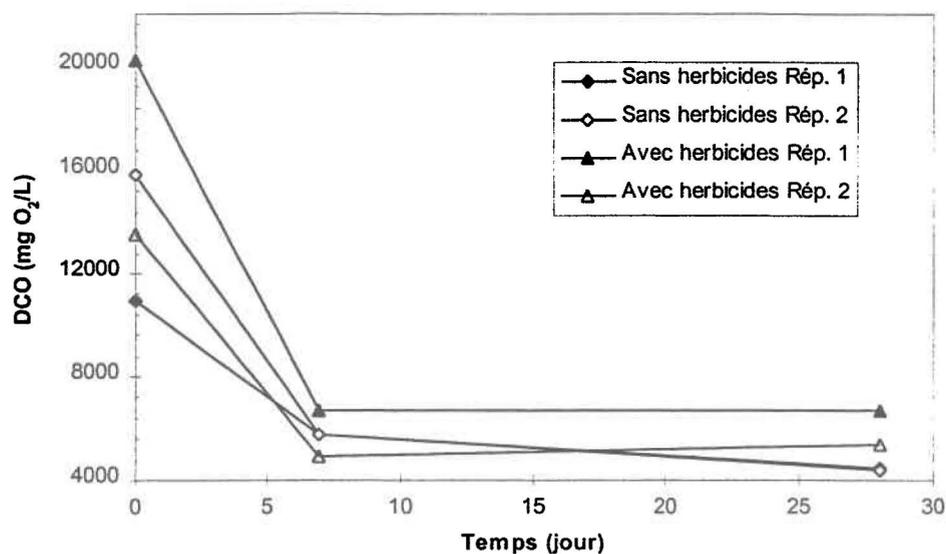


Figure 4.37: Évolution de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

c) Nitrates

Globalement, les nitrates augmentent dans le lixiviat au cours du temps (figure 4.38), et ceci malgré les deux méthodes différentes de production des lixiviats.

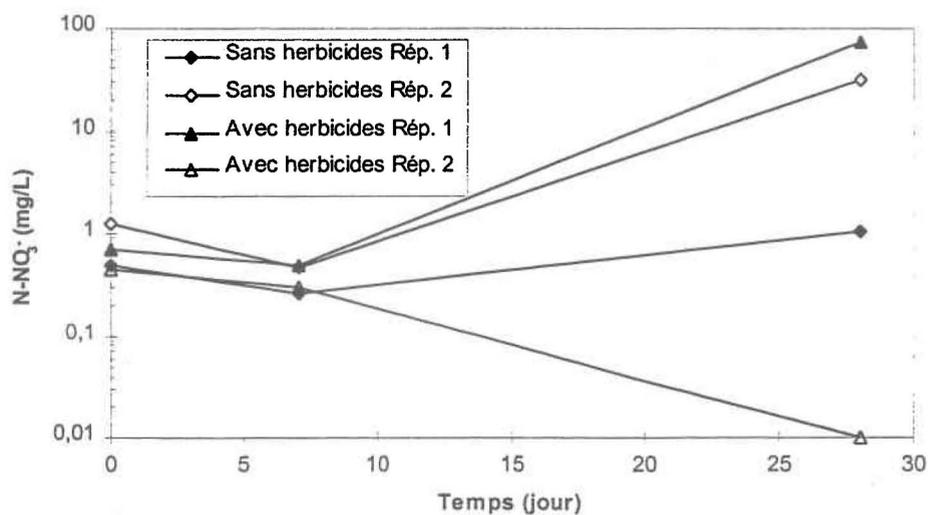


Figure 4.38: Évolution de la teneur en nitrates dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

On en déduit qu'il y a donc une grande quantité de nitrates dans les composts, ce qui était une hypothèse de base et qui est un phénomène normal. Les concentrations sont évidemment plus faibles qu'en 1996 mais, tout de même elles augmentent dans le temps (une observation anormale est la répétition no. 2 avec herbicides au jour 28). Comme le montre la figure 4.38, on ne peut mettre en évidence une différence entre les lixiviats provenant de composts avec et sans herbicides.

Il est difficile de discuter des paramètres en général puisque plusieurs ont été affectés par la méthode de production des lixiviats. On peut tout de même dire que les herbicides se sont comportés sensiblement de la même façon qu'en 1996. La demande chimique en oxygène a diminué, comportement attendu lors du compostage. Par contre, la méthode de lixiviation est peut-être en cause. Les nitrates augmentent dans les lixiviats, ce qui est normal.

4.2.2 Compost

4.2.2.1 Évolution des paramètres

Les résultats de tous les paramètres ne sont pas présentés dans cette section. Ceux concernant la perte de matière organique totale, le pH, le carbone total et l'azote total se retrouvent à l'annexe D car ils sont semblables à ceux de 1996. Les nitrates ont été dosés en septembre 1995 mais les résultats n'étaient pas valables car la couleur des extraits a interféré lors du dosage. Les échantillons sont demeurés congelés jusqu'en mars 1997 où ils ont été dosés à nouveau. Cette fois, les résultats étaient fiables mais pas du tout constants d'un échantillon à l'autre. C'est-à-dire que les deux répétitions de chaque traitement ne contiennent pas du tout les mêmes quantités de nitrates. La figure représentant l'évolution de ce paramètre se retrouve donc également à l'annexe D.

a) Température

La figure 4.39 présente l'évolution de la température. Dès le jour 3, les températures avaient atteint le seuil thermophile de 40°C. Cette phase a duré 8 jours et, par la suite, la seconde phase mésophile (ou la phase de refroidissement) s'est établie jusqu'au jour 33. La première phase mésophile est extrêmement courte car ce substrat est très fermentescible et la température s'élève très rapidement. Par contre, la température n'a pas été haute longtemps à cause du type de substrat mais aussi en raison du pourcentage d'oxygène élevé (supérieur à 15 % à partir du jour 10) qui a contribué à refroidir le matériel.

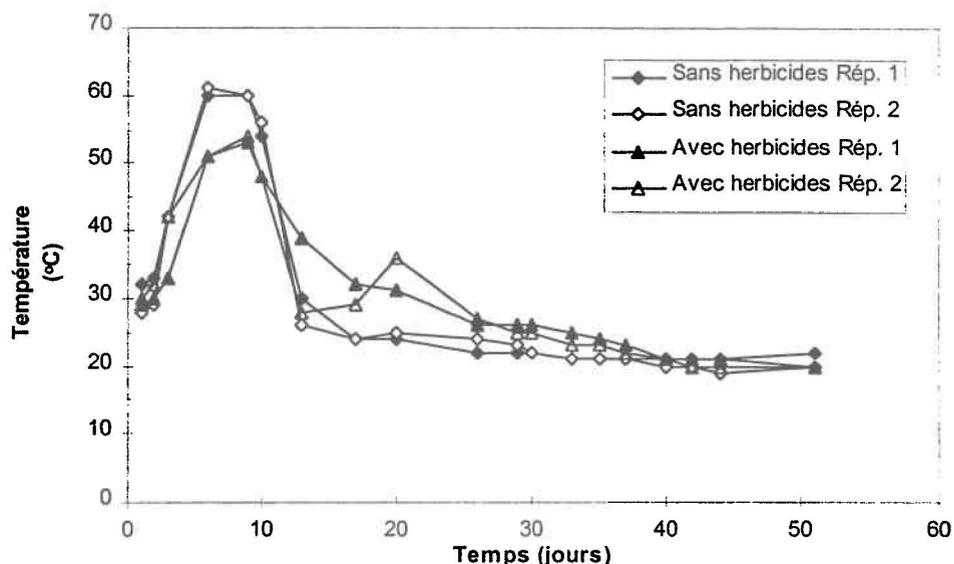


Figure 4.39: Évolution de la température dans les composts de feuilles et gazon 1995.

b) Herbicides

Les concentrations sont beaucoup plus élevées dans les composts (en mg/kg) que dans les lixiviats (en mg/L), tout comme en 1996. Elles sont par contre beaucoup plus faibles que dans les composts de 1996 car le poids sec de gazon, sur lequel a été appliqué le Killex^{MD}, est inférieur. Ceci va permettre de vérifier si l'évolution des concentrations est la même peu importe la teneur initiale en herbicides. Le tableau 4.10 présente les concentrations théoriques initialement introduites aux mélanges.

Tableau 4.10 : Concentrations théoriquement introduites de chacun des herbicides ainsi que celles du produit commercial contenant la somme des trois produits en 1995 en mg/kg base sèche (b.s.).

Produits	Concentrations théoriques (mg/kg) b.s.	
	Rép. 1	Rép. 2
2,4-D	92.6	96.8
MCPD	48.8	51.0
Dicamba	8.8	9.2
Killex ^{MD}	975.3	1019.2

Pour ce qui est du 2,4-D, les concentrations retrouvées pour les deux répétitions au jour zéro représentent respectivement 58 % et 51 % de la concentration initialement introduite (figure 4.40). Cette fois-ci, contrairement à 1996, les concentrations sont plus faibles que celles attendues.

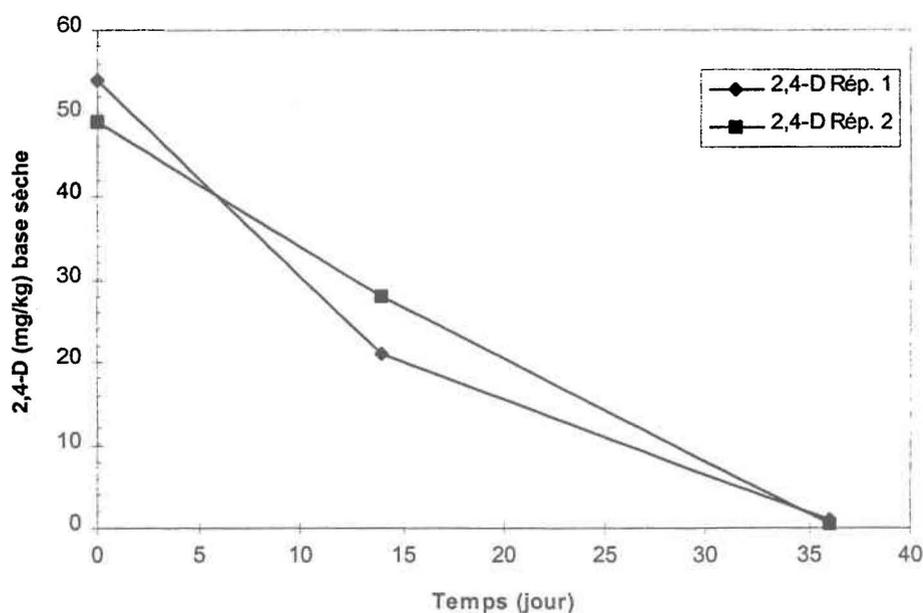


Figure 4.40: Évolution de la teneur en 2,4-D dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Il est plus facile d'interpréter de tels résultats car le 2,4-D est un produit volatil et les pertes peuvent être considérables. Par la suite, au jour 14, ces mêmes concentrations ont diminué de plus de 50 % en moyenne par rapport au jour zéro. Au jour 36, il ne reste pratiquement

plus de 2,4-D dans le mélange avec une concentration moyenne de 0.7 mg/kg sur une base sèche. C'est donc une chute de près de 100 % en 36 jours alors qu'en 1996, en 98 jours, la diminution semblait légèrement inférieure. Donc lorsque la concentration initiale est plus faible, sa chute plutôt rapide permet d'atteindre des concentrations sécuritaires pour l'environnement plus rapidement. La concentration moyenne retrouvée au jour zéro était de 52 mg/kg sur une base sèche. On peut calculer le taux de dégradation moyen pour l'ensemble de la période d'essai et pour les intervalles entre les échantillonnages. Le tableau 4.11 présente ces taux de dégradation.

Tableau 4.11: Taux de dégradation moyens du 2,4-D (mg/kg-jour).

Périodes (jours)	Taux de dégradation moyen (mg/kg-jour)
0 - 14	1.9
14 - 36	1.1
0 - 36	1.4

En 1996, le taux de dégradation moyen était de 1.9 mg/kg-jour sur une période de 98 jours et la concentration initiale était d'environ quatre fois plus élevée qu'en 1995 alors qu'en 1995 le taux de dégradation moyen était de 1.4 mg/kg-jour sur une période de 36 jours. Ceci laisse suggérer que le produit disparaîtrait à un rythme plus élevé lorsqu'il est en plus grande concentration.

Dans le cas du mécoprop (figure 4.41), les deux répétitions montrent au jour zéro plus d'herbicides que les concentrations théoriques introduites. Au jour 14, la teneur moyenne diminue de plus de 50 %, puis de près de 100 % au jour 36.

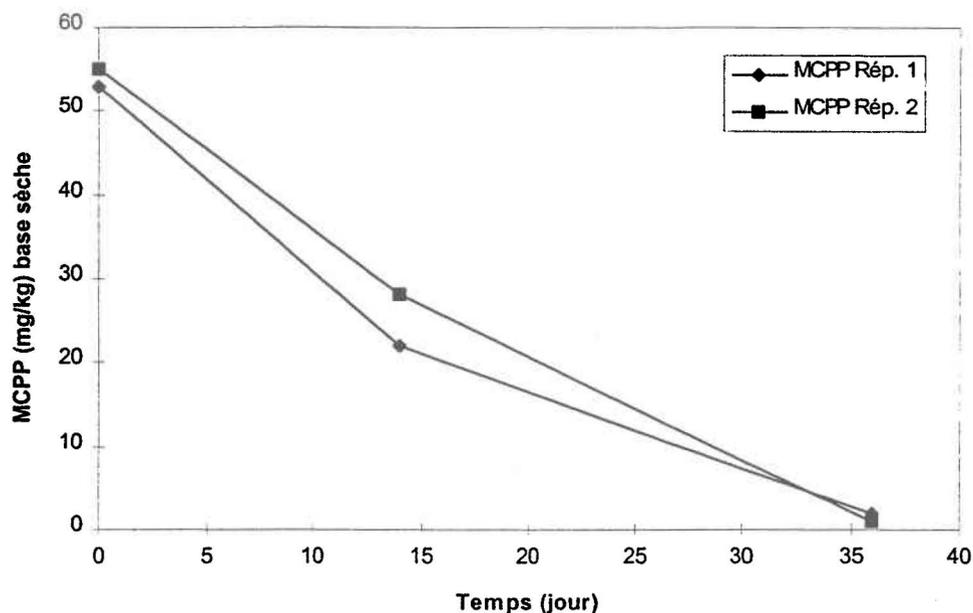


Figure 4.41: Évolution de la teneur en mécoprop dans les composts de feuilles et gazon 1995.

En 1996, en 98 jours, la chute de concentration était d'environ 90 %. Dans ce cas aussi, une concentration initiale beaucoup plus basse en 1995 entraîne une diminution plus rapide du produit. Le tableau 4.12 présente les taux de dégradation moyens du mécoprop pour les intervalles entre les échantillonnages et pour l'ensemble de la période d'essai.

Tableau 4.12 : Taux de dégradation moyens du mécoprop (mg/kg-jour).

Périodes (jours)	Taux de dégradation moyen (mg/kg-jour)
0 - 14	2.1
14 - 36	1.1
0 - 36	1.5

En 1996, au jour zéro, la concentration en mécoprop était également quatre fois plus élevée et le taux de dégradation était de 1.9 mg/kg-jour sur une période de 98 jours. Tout comme dans le cas du 2,4-D, le produit disparaît à un rythme plus élevé lorsqu'il est en plus grande concentration.

Le dicamba dans les composts ne se comporte pas du tout comme dans les lixiviats comme l'illustre la figure 4.42. Les concentrations diminuent dans le temps sans apparition de pic de concentration. En 14 jours, la concentration moyenne diminue d'environ 60 % et, en 36 jours, elle diminue de près de 70%. En 1996, la concentration moyenne a également diminué de près de 70 % mais en 98 jours. On conclut à nouveau qu'une plus faible concentration de départ entraîne une diminution plus rapide du produit.

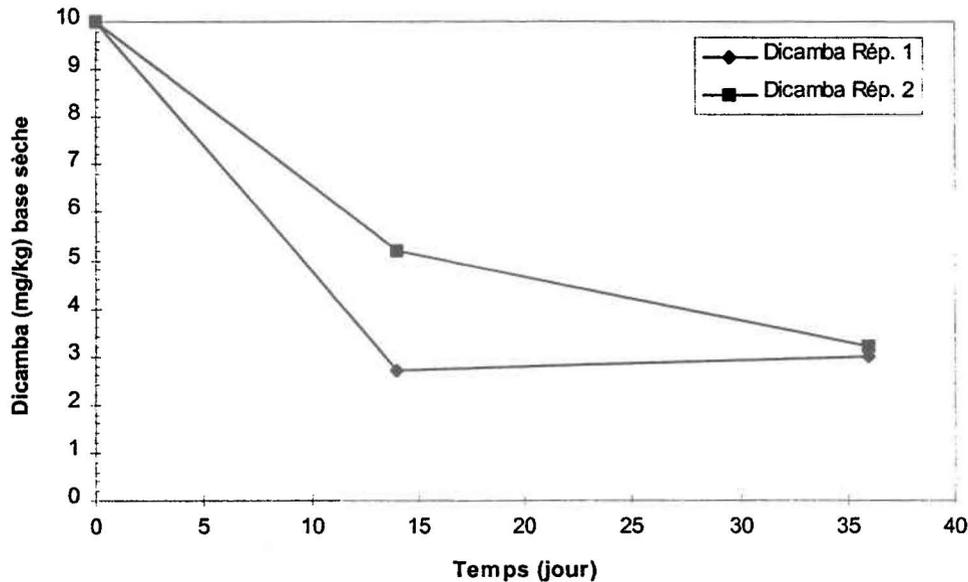


Figure 4.42: Évolution de la teneur en dicamba dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Le tableau 4.13 présente les taux moyens de dégradation du dicamba pour les intervalles entre les échantillonnages et pour l'ensemble de la période d'essai.

Tableau 4.13: Taux de dégradation moyens du dicamba (mg/kg-jour).

Périodes (jours)	Taux de dégradation moyen (mg/kg-jour)
0 - 14	0.43
14 - 36	0.04
0 - 36	1.19

En 1996, en 98 jours, le taux de dégradation moyen était de 0.1 mg/kg-jour avec une concentration moyenne initiale légèrement plus élevée qu'en 1995. Cette fois, le produit ne disparaît pas à un rythme plus élevé lorsqu'il est en plus grande concentration.

Comme il a été mentionné, les concentrations initiales étaient quatre fois plus élevées en 1996 dans le cas du 2,4-D et du MCP. Étant donné que le temps de demie-vie est constant, moins de temps est nécessaire pour que le produit atteigne des teneurs sécuritaires pour une utilisation agronomique. Toutefois, en ce qui concerne le taux de dégradation, les valeurs laissent suggérer que le produit disparaît à un rythme plus élevé lorsqu'il est en plus grande concentration.

c) Taux d'oxygène

L'évolution du taux d'oxygène à l'intérieur des bio-réacteurs n'a rien d'exceptionnel (figure 4.43). Il est tout simplement intéressant de remarquer jusqu'à quel point le pic de température du jour 6 (figure 4.39) correspond à la chute de ce taux d'oxygène. L'activité microbienne était si intense à ce moment que la consommation d'oxygène a été très importante.

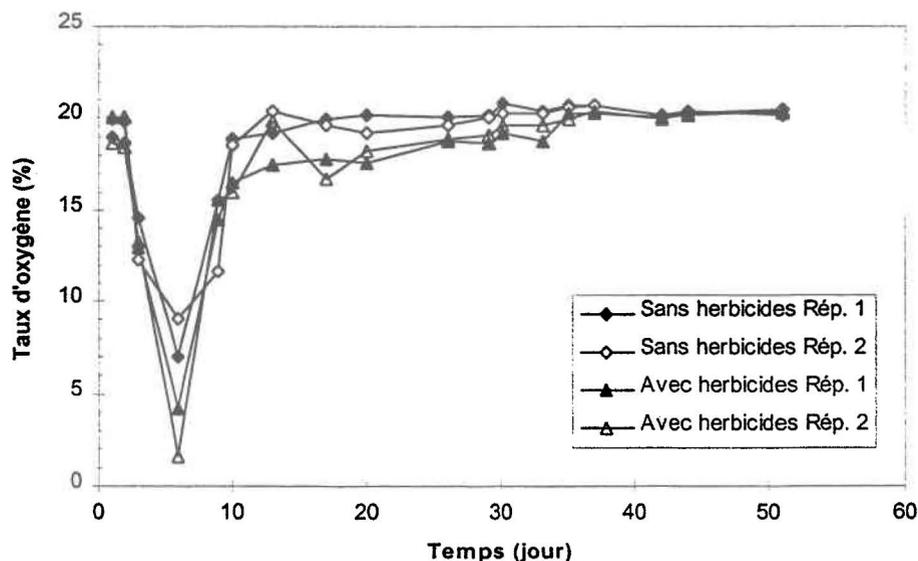


Figure 4.43: Évolution de la teneur en oxygène dans les composts de feuilles et gazon 1995.

d) Teneur en eau

L'évolution de la teneur en eau est différente de celle obtenue en 1996, comme le démontre la figure 4.44.

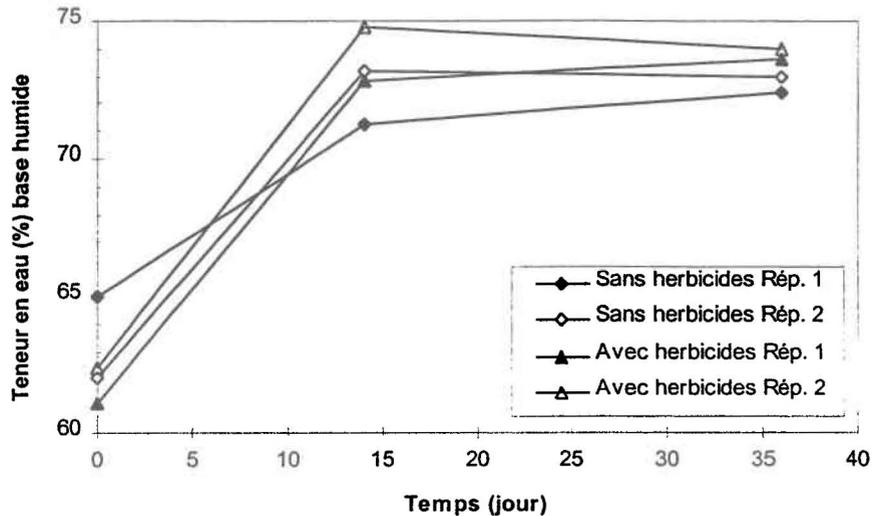


Figure 4.44: Évolution de la teneur en eau dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Elle augmente dès le départ puis demeure constante. La dégradation de la matière organique produit de l'eau et, dans ce cas-ci, la phase thermophile a été de plus courte durée qu'en 1996, ce qui a empêché la montée de température de provoquer suffisamment d'évaporation pour faire diminuer la teneur en eau. En d'autres mots, la dégradation avec la production d'eau qu'elle entraîne a dominé sur le phénomène d'évaporation. Il ne semble pas y avoir de différence significative entre les composts contenant des herbicides et ceux n'en contenant pas.

e) Teneur en matière organique

Comme le présente la figure 4.45, il y a eu des pertes de matière organique pendant le processus de compostage. Tout comme en 1996, la chute la plus importante s'est produite lors de la phase thermophile.

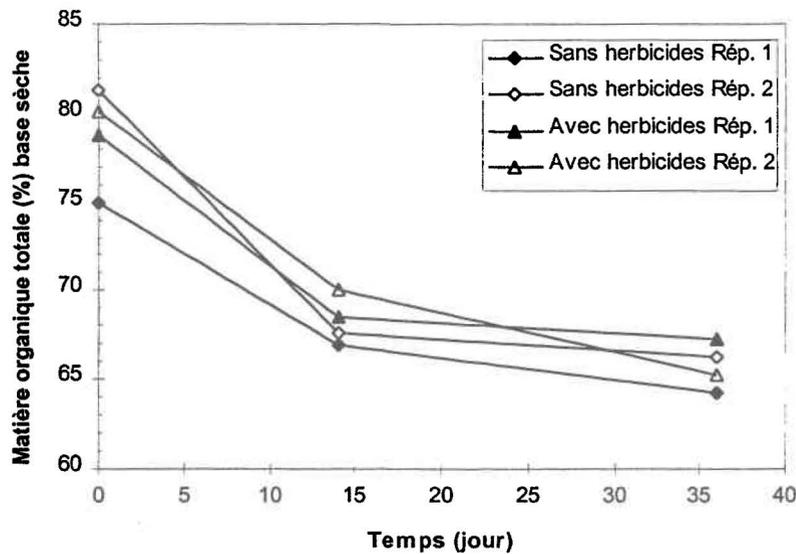


Figure 4.45: Évolution de la teneur en matière organique totale dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Contrairement à 1996, il ne semble pas y avoir de différence apparente entre les mélanges ayant reçu des herbicides et ceux n'en ayant pas reçu. Les concentrations en herbicides sur une base sèche étaient plus faibles en 1995, donc l'activité microbienne ne s'en est peut-être pas trouvée plus intense ou, si elle l'a été, cela n'aura pas été suffisant pour influencer la dégradation de la matière organique. Les pertes ont été moins importantes qu'en 1996 (annexe D, figure D.9). La phase thermophile a duré moins longtemps, ce qui peut expliquer les moins grandes pertes.

f) Phosphore total et potassium

La teneur moyenne (quatre répétitions) en phosphore total augmente au cours du compostage, donc le phosphore se concentre (figure 4.46). L'augmentation de concentration la plus forte a eu lieu durant la phase thermophile et, après 36 jours, il y avait plus de 40 % d'augmentation. Cette valeur se rapproche de celle observée en 1996, ce qui signifie que les pertes de masse doivent être semblables. L'effet que semble avoir eu les herbicides sur les teneurs en phosphore est inexplicable, d'autant plus que cet effet n'a pas été observé en 1996 où les concentrations d'herbicides étaient plus fortes. Globalement, le potassium aussi se concentre (figure 4.47). Au second échantillonnage, la concentration

moyenne (quatre répétitions) était déjà de plus de 10 % plus élevée qu'au jour zéro. Par contre, au dernier échantillonnage, les deux répétitions contenant des herbicides voient leur concentration en potassium diminuer. Ceci est probablement dû aux méthodes de production des lixiviats car la présence d'herbicides ne devrait pas influencer les concentrations en potassium. Tout comme en 1996, le potassium se concentre moins que le phosphore et cette fois-ci l'écart est plus grand. Ce phénomène est difficilement explicable étant donné que les pertes en potassium sont normalement inexistantes au cours du compostage. Par contre, la méthode d'extraction comprenait une étape au four à moufle à 550°C, tout comme en 1996, ce qui entraîne une perte en potassium. Ce fait a été vérifié au CRIQ en comparant certains résultats obtenus en n'utilisant pas le four. De plus, la première lixiviation de 1995, qui était naturelle, a entraîné du potassium. Cet élément étant relativement soluble, il s'est retrouvé dans le lixiviat en forte concentration. Les herbicides ne semblent pas avoir eu d'effet sur ce paramètre. En comparant les données de 1995 et de 1996, on constate que les concentrations en phosphore et en potassium sont moins élevées en 1995 en raison de la moins grande proportion de feuilles. Effectivement, les feuilles contiennent beaucoup de phosphore et de potassium comparativement à l'herbe.

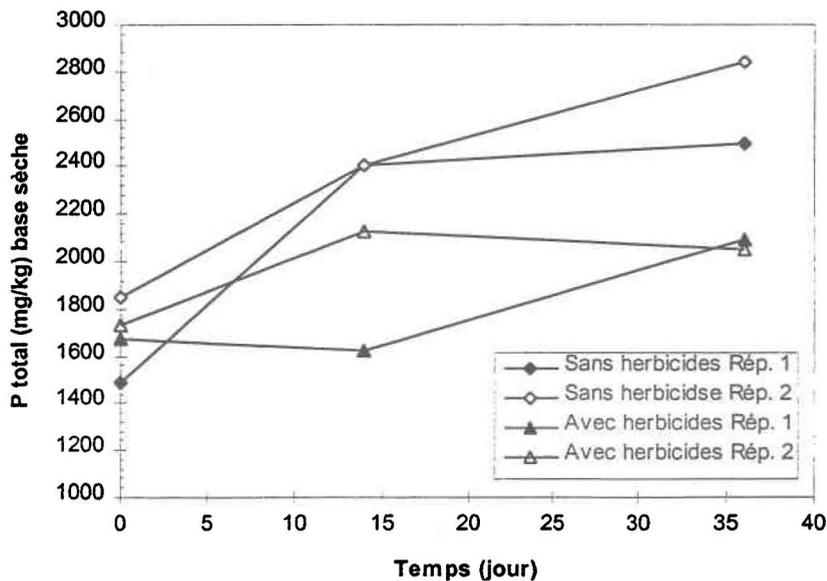


Figure 4.46: Évolution de la teneur en phosphore total dans les composts de feuilles et gazon 1995.

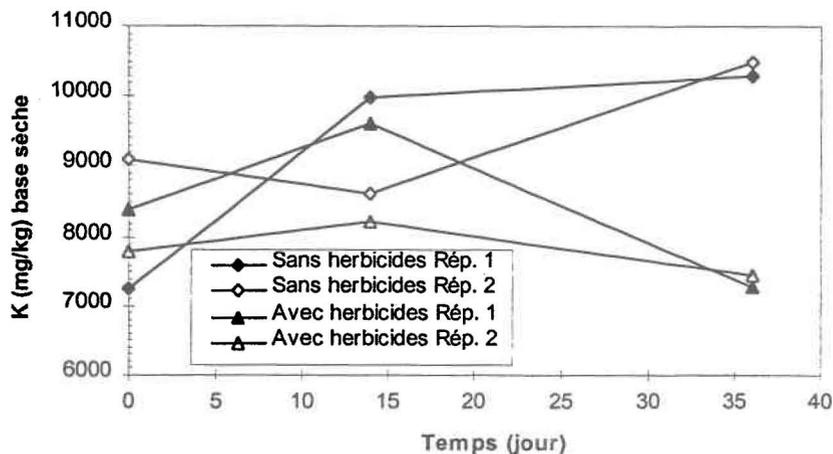


Figure 4.47: Évolution de la teneur en potassium dans les composts de feuilles et gazon 1995.

g) Azote ammoniacal

La figure 4.48 présente l'évolution temporelle des concentrations en azote ammoniacal. L'azote ammoniacal augmente entre le premier et le second échantillonnage, tel qu'anticipé. Par contre les concentrations ne diminuent pas de façon importante par la suite. Il est dommage que les teneurs en nitrates soient plus ou moins faibles car elles sont plutôt faibles (annexe D, figure D.12). Si l'on était assuré que ces teneurs en nitrates étaient faibles au moment de l'échantillonnage, on aurait une explication pour les teneurs élevées en ammonium: le NH_4^+ n'a pas été transformé en nitrates. Par contre, il s'agirait maintenant d'expliquer pourquoi la nitrification a été ralentie. Le pH était adéquat (supérieur à 7) ainsi que la température. Le processus de compostage n'était peut-être pas terminé au jour 36, ce qui expliquerait que les teneurs en azote ammoniacal soient encore élevées. Par contre, les autres paramètres indiquent que le processus était avancé. Il aurait été approprié d'effectuer un autre échantillonnage ultérieur. Les herbicides n'ont pas eu d'impact sur l'évolution de ce paramètre.

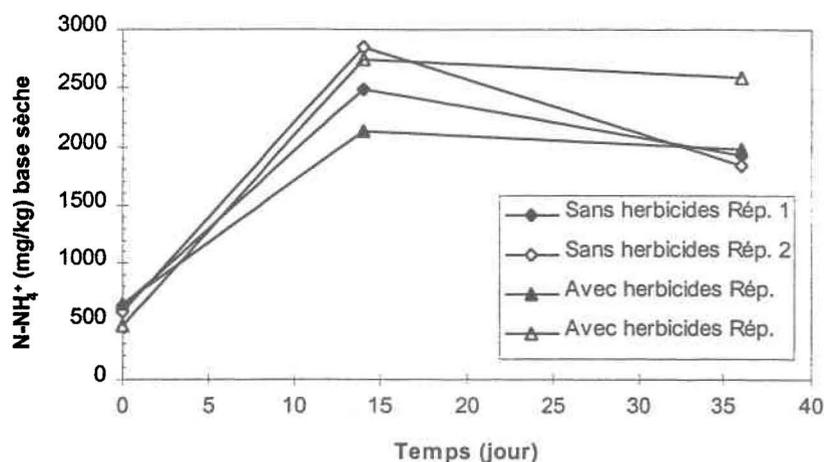


Figure 4.48: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les composts de feuilles et gazon 1995.

h) Rapport carbone/azote

La figure 4.49 illustre l'évolution temporelle du rapport C/N. Dans ce cas-ci, étant donné que les concentrations en nitrates n'ont pas été retenues puisque jugées inexactes, les teneurs en azote Kjeldahl ne peuvent être évaluées. C'est donc l'azote total (analyse élémentaire) qui a été utilisé afin de calculer le rapport C/N. Le carbone total (analyse élémentaire) a été utilisé car il est plus élevé que le carbone organique total (MO/2). L'azote total étant plus élevé que le NTK, le carbone fournissant les résultats les plus élevés a été choisi afin de respecter les proportions. Le rapport diminue au cours du temps, passant d'une valeur moyenne de 24.9 à 15.6 entre les jours zéro et 36.

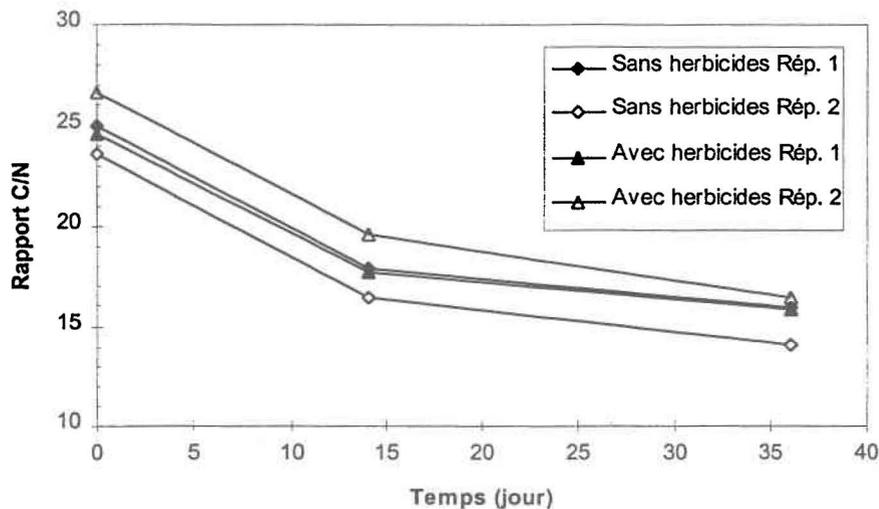


Figure 4.49: Évolution du rapport carbone/azote dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Le rapport C/N doit être inférieur ou égal à 25 pour que le compost soit considéré mature. Tout comme en 1996, les rapports étaient inférieurs à 25 dès le départ sauf pour celui de la répétition no. 2 avec herbicides qui était de 26.6. Le même rapport utilisé en 1996 a donc été calculé ici: $(C/N)_{\text{final}} / (C/N)_{\text{initial}}$. Un rapport inférieur à 0.75 indique que le compost est mature. Or il était de 0.64; 0.60; 0.65 et 0.62 respectivement pour les deux répétitions sans herbicides et pour les deux répétitions avec herbicides. Selon ce critère, les quatre composts seraient matures.

i) Essais de germination et de croissance

La compilation des résultats des essais de germination et de croissance est présentée au tableau 4.14. Rappelons que la norme canadienne sur les composts indique que le taux de germination des deux espèces doit être supérieur à 90 % du taux de germination de l'échantillon témoin, et que la croissance ne doit pas différer de plus de 50 % de celle de l'échantillon témoin. Ce critère de maturité n'a pas été respecté par aucun des composts.

Tableau 4.14: Résultats du test de germination et de croissance du cresson et du radis sur les composts de feuilles et gazon 1995 (valeurs moyennes de quatre répétitions).

Echantillons	Germination (%)	Germination (%) par rapport au témoin	Poids moyen des plants (g)	Poids (%) par rapport au témoin
Témoin R ¹	90.0	100	2.413	100
Témoin C ²	70.0	100	0.240	100
Sans herbicide Rép.1 R	87.5	97.2 √ ³	2.870	118.9
Sans herbicide Rép.1 C	37.5	53.6 √	0.049	20.4 √
Sans herbicide Rép.2 R	75.0	83.3 √	2.239	92.8
Sans herbicide Rép.2 C	10.0	14.3 √	0.047	19.6 √
Avec herbicide Rép.1 R	75.0	83.3 √	1.664	69.0
Avec herbicide Rép.1 C	17.5	25.0 √	0.070	29.2 √
Avec herbicide Rép.2 R	92.5	102.8	2.697	111.8
Avec herbicide Rép.2 C	40.0	57.1 √	0.086	35.8 √

1: radis

2: cresson

3: ne répond pas à la norme

Le cresson semble être plus sensible que le radis puisque l'indice de croissance ne répond pas à la norme dans le cas du cresson pour chaque compost, alors que le radis s'est comporté de façon correcte. Il y a également eu des problèmes mécaniques avec la chambre de croissance lors des essais, donc les résultats sont plus ou moins fiables.

j) Taux d'assimilation d'oxygène

Selon la norme canadienne sur les composts, le taux d'assimilation d'oxygène doit être inférieur ou égal à 150 mg O₂/kg solides volatils (S.V.) par heure. Les quatre composts obtenus, à savoir deux sans herbicides et deux avec herbicides, présentent respectivement des taux d'assimilation d'oxygène de 300; 306; 285 et 182 mg O₂/kg S.V.-h. Aucun compost ne répond à ce critère, donc ils ne seraient pas matures. La courte phase thermophile peut expliquer ce fait. Le tableau 4.15 résume le respect ou non des critères pour chacun des composts.

Tableau 4.15 : Résumé des critères de maturité des composts et leur respect de la norme.

Critères	Sans herbicides	Sans herbicides	Avec herbicides	Avec herbicides
	Rép. 1	Rép. 2	Rép. 1	Rép. 2
C/N				
Germination	√	√	√	√
Croissance	√	√	√	√
Respiration	√	√	√	√

√: ne répond pas à la norme

Les composts se sont comportés sensiblement de la même façon qu'en 1996. Par contre, du côté de l'azote ammoniacal, la diminution de concentration est visiblement moins importante. L'explication la plus probable est que la durée de l'essai n'a pas été la même. En 1995, l'expérience s'est terminée après 36 jours alors qu'en 1996 elle s'est déroulée sur 98 jours. Il est donc normal que l'azote ammoniacal soit encore élevé au jour 36. Pour ce qui est des herbicides, leur comportement est semblable à celui de 1996. Toutefois, en examinant les taux de dégradation, on constate que la disparition des herbicides s'effectue moins rapidement lorsqu'ils sont en concentration plus élevée. La maturité des composts ne semble pas avoir été atteinte. La durée du compostage n'a probablement pas été suffisamment longue pour permettre à la phase de maturation d'être achevée.

4.2.2.2 Bilans de masse

Cette section présente les pertes de masse sèche ainsi qu'un bilan de l'azote et du carbone. Les pertes de masse sèche sont assez importantes. La figure 4.50 présente ces pertes pour chaque mélange. Ces pertes sont nettes, ne comprenant pas les échantillons prélevés. La perte moyenne (quatre répétitions) est de près de 1.8 kg de masse sèche, ce qui correspond à plus de 30 % du poids moyen sec (quatre répétitions) au départ. Ce pourcentage est semblable à celui de 1996. En examinant la figure 4.50, on peut croire que les répétitions contenant des herbicides ont subi une plus forte perte que celles n'en contenant pas. Le poids sec des mélanges contenant des herbicides était plus élevé dès le départ, il est donc normal que les pertes de masse sèche en kilogramme soient plus élevées. Les pourcentages

de perte sont plus révélateurs. Les deux mélanges sans herbicides et les deux mélanges avec herbicides ont tous perdu entre 40 et 50 % de leur masse sèche initiale.

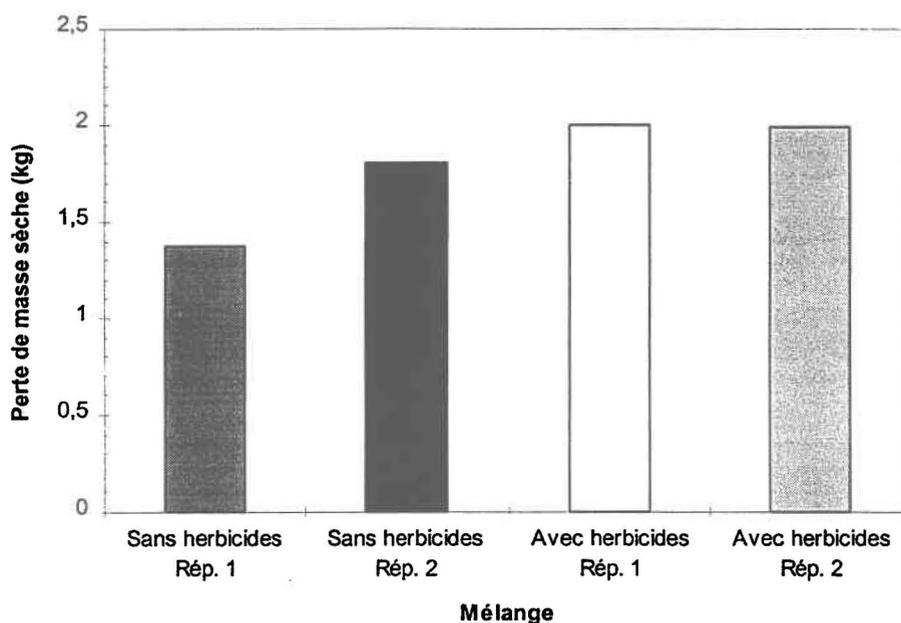


Figure 4.50: Pertes de masse sèche dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Le bilan azoté est présenté au tableau 4.16. La partie du bilan sur les nitrates n'est pas présentée puisque nous ne sommes pas assurés de l'exactitude des données obtenues. Les pertes d'azote total ont été en moyenne (quatre répétitions) d'environ 10 %. La première lixiviation a probablement entraîné une certaine perte d'azote puisque le lixiviat s'est formé dans le bio-réacteur. Les pertes ou les gains ont été calculés de la même façon qu'en 1996. La quantité initiale à laquelle on retranche la quantité finale ainsi que celle prélevée par l'ensemble des échantillonnages constitue la perte ou le gain.

Il est surprenant de retrouver des gains d'azote ammoniacal. La raison la plus probable est que la durée de compostage a été très courte et les teneurs en azote ammoniacal n'auraient pas encore diminué au jour 36 (figure 4.48). Par contre, les pertes d'azote total (en %) sont plus faibles qu'en 1996: donc il ne semble pas y avoir eu un dégagement de NH_3 très important. Pour ce qui est des nitrates (annexe D, figure D.12), ils sont faibles lors du

second et du troisième échantillonnage, ce qui pourrait renforcer l'hypothèse des conditions anaérobies où il ne se produit pas de nitrification. En examinant le tableau 4.16, il semble que les mélanges contenant des herbicides ont perdu moins d'azote total et ont gagné plus d'azote ammoniacal.

Tableau 4.16: Bilan azoté pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de feuilles et gazon 1995.

Mélanges		N total	N-NH ₄ ⁺
		g (%)	g (%)
Début essais	Sans herbicides Rép. 1	81.41	3.08
	Sans herbicides Rép. 2	90.40	2.95
	Avec herbicides Rép. 1	114.66	4.41
	Avec herbicides Rép. 2	97.34	2.83
Fin essais	Sans herbicides Rép. 1	54.89	5.07
	Sans herbicides Rép. 2	61.80	4.70
	Avec herbicides Rép. 1	85.62	7.58
	Avec herbicides Rép. 2	77.66	8.64
Retraits dans les échantillons	Sans herbicides Rép. 1	16.50	1.23
	Sans herbicides Rép. 2	15.20	1.13
	Avec herbicides Rép. 1	20.50	1.61
	Avec herbicides Rép. 2	18.26	1.79
Pertes ou gains (+)	Sans herbicides Rép. 1	10.02 (12)	+ 3.22
	Sans herbicides Rép. 2	13.40 (15)	+ 2.88
	Avec herbicides Rép. 1	8.54 (7)	+ 4.78
	Avec herbicides Rép. 2	1.42 (1)	+ 7.60

Le tableau 4.17 présente le bilan carboné. Les pertes de masse en carbone total au terme de l'essai représentent en moyenne (quatre répétitions) environ 40 %.

Tableau 4.17: Bilan carboné dans les composts de feuilles et gazon 1995.

	Mélanges	C total g (%)
Début essais	Sans herbicides Rép. 1	2032.15
	Sans herbicides Rép. 2	2130.72
	Avec herbicides Rép. 1	2816.36
	Avec herbicides Rép. 2	2593.02
Fin essais	Sans herbicides Rép. 1	873.73
	Sans herbicides Rép. 2	871.73
	Avec herbicides Rép. 1	1358.43
	Avec herbicides Rép. 2	1276.76
Retraits dans les échantillons	Sans herbicides Rép. 1	339.33
	Sans herbicides Rép. 2	277.51
	Avec herbicides Rép. 1	383.75
	Avec herbicides Rép. 2	367.26
Pertes ou gains (+)	Sans herbicides Rép. 1	819.09 (40)
	Sans herbicides Rép. 2	981.48 (46)
	Avec herbicides Rép. 1	1074.18 (38)
	Avec herbicides Rép. 2	949 (37)

Encore une fois, les pertes nettes ne comprennent pas le carbone prélevé par les échantillons. La perte moyenne de carbone total est de près de 1 kg sur une base de poids sec, et celle d'azote est de près de 10 g sur cette même base. La perte de masse moyenne attribuable au carbone et à l'azote est donc près de 1 kg. La perte moyenne en matière sèche est de près de 1.8 kg. Tout comme en 1996, ces deux valeurs ne sont pas égales.

4.3 Boues papetières

Le tableau E.7 de l'annexe E présente les moyennes, les écarts-types et les intervalles de confiance des moyennes de tous les paramètres à chaque échantillonnage. Plusieurs écarts-types et intervalles de confiance sont très variables et il faut en tenir compte lors de la lecture des résultats.

4.3.1 Lixiviats - Évolution des paramètres

La méthode de lixiviation employée est artificielle. En fait, il s'agit de la même méthode que pour les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996. Certaines figures se retrouvent à l'annexe D (D.14 à D.18). Il s'agit des graphiques représentant les six répétitions car à plusieurs reprises dans cette section, les courbes présentées sont celles des moyennes avec et sans lisier.

a) Demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène diminue dans le temps, ce qui est normal pour les raisons mentionnées précédemment. Ceci est probablement dû à la présence de cellulose et de lignine qui sont difficilement biodégradables. La figure 4.51 présente les courbes moyennes (trois répétitions) de ce paramètre ainsi que du carbone organique dissous pour les mélanges avec et sans lisier. La DBO_5 est élevée au début lors de la dégradation des sucres et de l'hémicellulose, puis diminue abruptement pour se stabiliser lorsque les composés peu fermentescibles deviennent en plus forte concentration. Le nombre moyen (six répétitions) de milligrammes d'oxygène par litre diminue de 86 % en 56 jours. Ce taux demeure stable par la suite. La cellulose et la lignine ne sont pas dégradées en 5 jours lors du test, donc la DBO_5 devient peu élevée suite à l'oxydation des composés fermentescibles.

On remarque que les mélanges contenant du lisier présentent des DBO_5 plus faibles dès le second échantillonnage. Normalement, on s'attend à ce que le lisier ait pour effet de faire augmenter la demande biochimique en oxygène étant donné qu'il contient des composés

facilement dégradables ainsi qu'une imposante microflore. C'est probablement ce qui s'est produit entre le jour 0 et le jour 20, moment du deuxième échantillonnage, ce qui fait que le pic n'apparaîtrait pas sur le graphique. Effectivement, le lisier entraîne rapidement une augmentation de l'activité biologique et c'est peut-être pourquoi les valeurs de DBO_5 des mélanges qui en contiennent chutent à un niveau plus bas que les autres. La dégradation a été très intense au tout début, d'ailleurs la valeur moyenne (trois répétitions) est plus élevée au début, puis a chuté rapidement lorsque « l'effet lisier » s'est dissipé.

L'exploitant d'un site de compostage de déchets de fabrique ne doit permettre le rejet dans l'environnement ou dans un égout pluvial des eaux de lixiviation contenant une DBO_5 de plus de 30 mg d'oxygène par litre, selon le règlement sur les fabriques de pâtes et papier [Gouv. Québec, 1995b]. Malgré la forte diminution de la DBO_5 , soit de 87 % en 196 jours, la valeur moyenne (six répétitions) à ce moment est près de quatre fois plus élevée (107 mg/L) que ce qui est permis par le règlement. Encore dans ce cas, la dilution du lixiviat est très forte et on peut s'attendre à obtenir de plus fortes consommations d'oxygène sur une plate-forme de compostage.

b) Carbone organique dissous

Le carbone organique dissous (COD) représente la concentration en composés organiques solubles. Tout comme dans le cas des feuilles et gazon, les teneurs augmentent en début de compostage lorsqu'il y a une forte décomposition, puis diminuent lorsque la phase thermophile se termine. La dégradation est alors moins intense, donc moins de liens sont coupés et moins de composés organiques sont solubilisés. Tout comme dans le cas de la demande biochimique en oxygène, les mélanges contenant du lisier semblent démontrer une teneur plus faible en carbone organique dissous dès le second échantillonnage. En superposant les courbes de DBO_5 et de COD, on constate cette fois que la tendance n'est pas tout à fait la même. Le carbone organique dissous augmente entre le jour zéro et le jour 20 alors que la demande biochimique en oxygène diminue au cours de la même période. Il y a donc une augmentation des composés solubles sans qu'ils ne soient dégradables en cinq jours par les bactéries. Il est difficile de dire quels sont ces composés qui ne provoquent

pas d'augmentation de DBO_5 . Il est peu probable qu'il s'agisse de composés humiques déjà formés à 20 jours. Il se pourrait peut-être que ce soit de l'amidon mais ceci n'est qu'une hypothèse.

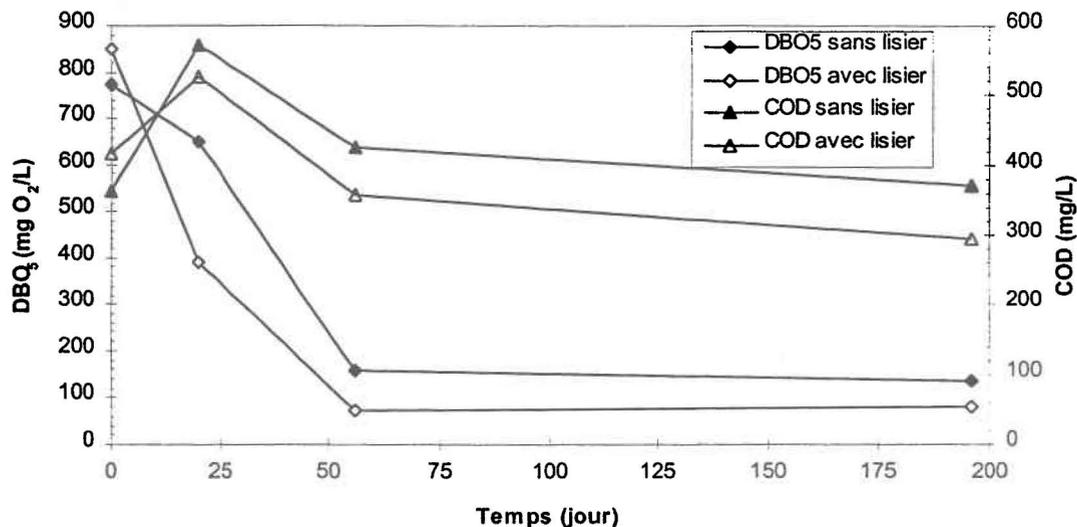


Figure 4.51 : Évolution de la demande biochimique en oxygène et du carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de boues papetières (moyennes de chaque type de mélange).

Lorsque la DBO_5 est exprimée en milligrammes d'oxygène par gramme de carbone organique dissous, elle diminue puis se stabilise de façon semblable à la DBO_5 exprimée en mg d' O_2 /L comme le démontre la figure 4.52. Donc pour une même DBO_5 , la quantité de carbone organique dissous augmente, demeure inchangée ou diminue de façon moins importante. Ceci peut refléter aussi le fait que la diminution de la DBO_5 est plus rapide dans le temps que celle du carbone organique dissous. Cela a aussi été observé dans le cas des feuilles et gazon mais de façon moins importante. Le rapport diminue plus abruptement au début: ceci pourrait être attribué à une augmentation des composés solubles qui ne seraient pas dégradables en 5 jours par les bactéries. Les composés organiques dissous réfractaires pourraient être des produits de dégradation de la cellulose mais qui ne sont pas dégradables en cinq jours par les microorganismes. L'amidon est l'un de ces produits qui est soluble mais non dégradé lors du test de DBO_5 . Également, l'apparition potentielle au cours du temps de composés organiques de plus en plus difficilement oxydables par voie

biologique pourrait en être responsable. Comme on pouvait s'y attendre, les mélanges contenant du lisier ont des valeurs plus faibles.

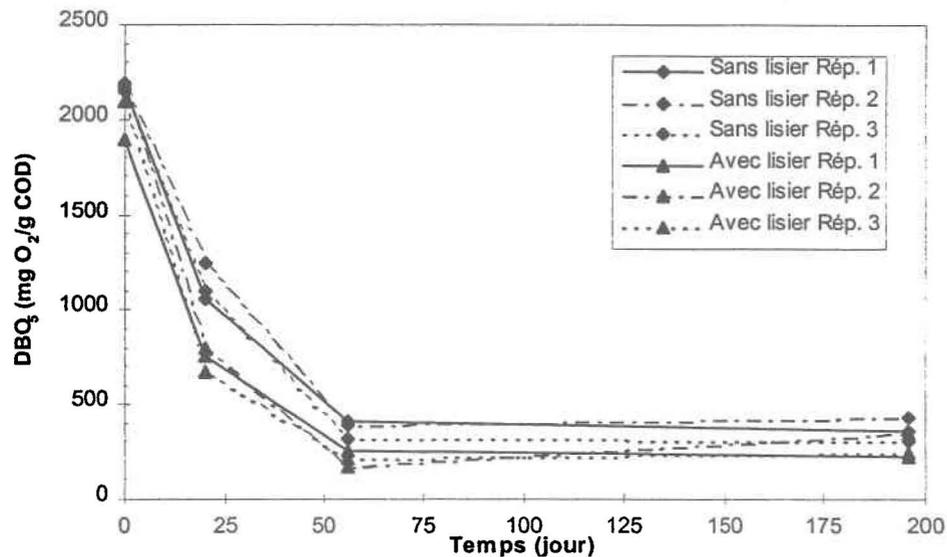


Figure 4.52: Évolution de la demande biochimique en oxygène exprimée en milligrammes d'oxygène par gramme de carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de boues papetières.

c) Demande chimique en oxygène

La demande chimique en oxygène (DCO) augmente dès le début du processus (figure 4.53). Effectivement, au jour 20, la valeur moyenne (six répétitions) a quadruplé. À ce moment, la température est toujours élevée et la dégradation est intense. Les composés organiques solubles dans l'eau sont entraînés dans le lixiviat. Par la suite, il y a une diminution de la DCO, contrairement à ce qui s'est produit dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996, car la cellulose est peu soluble dans l'eau. La valeur moyenne (six répétitions) tend donc à revenir à son niveau initial au jour 196. Le lisier n'a pas eu d'effet sur la DCO.

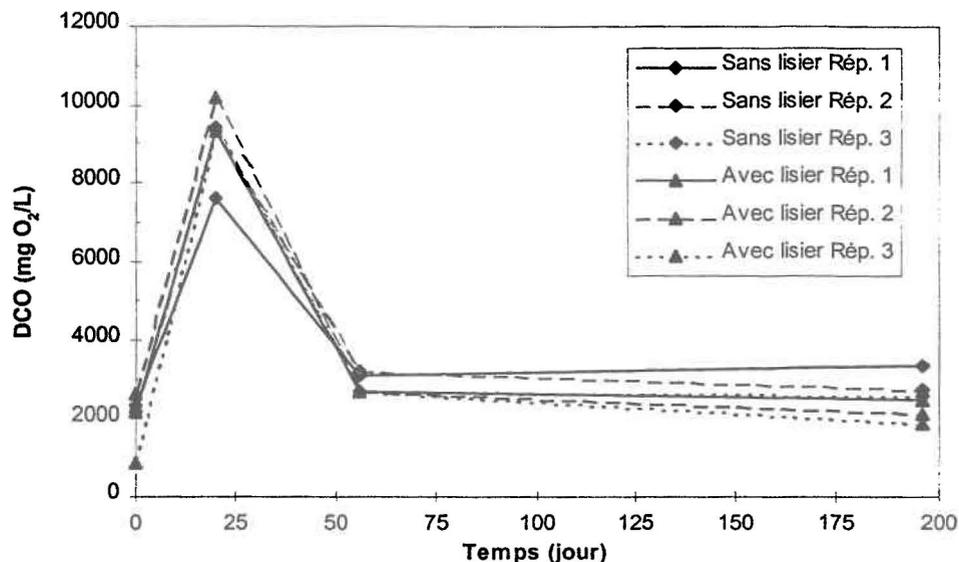


Figure 4.53: Évolution de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats de composts de boues papetières.

d) Matières en suspension

La teneur en matières en suspension (MES) augmente au cours du processus comme la figure 4.54 l'illustre. Par contre, ces teneurs sont moins élevées que dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996 où la technique de lixiviation était la même. La raison la plus probable à cela est qu'il est plus difficile de briser les liens des résidus papetiers. Les liens chimiques de ces résidus sont plus stables que ceux de l'herbe et des feuilles. De plus, la structure de ces résidus est plus solide que celle de l'herbe et des feuilles.

Le règlement sur les fabriques de pâtes et papiers est de 30 mg/L pour les MES. Après 196 jours, la teneur moyenne (six répétitions) était de 873 mg/L, c'est-à-dire bien au-delà du règlement. Cette fois encore, il est difficile d'imaginer de pouvoir rejeter les lixiviats dans l'environnement ou dans un égout pluvial sans le traiter auparavant.

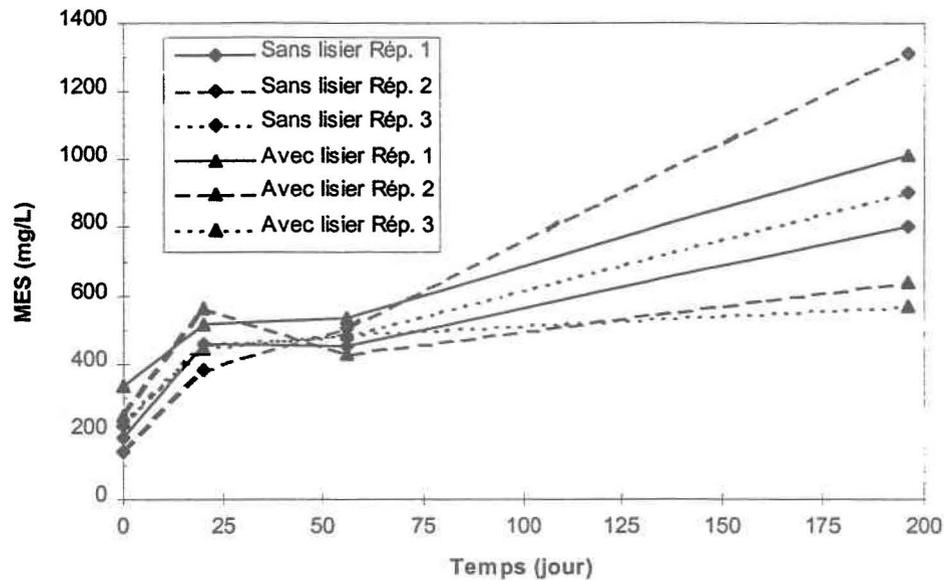


Figure 4.54: Évolution de la teneur en matières en suspension dans les lixiviats de composts de boues papetières.

e) Phosphore total et potassium

Les valeurs moyennes (six répétitions) en phosphore total et en potassium augmentent durant le processus de compostage comme on pouvait s'y attendre (figure 4.55). Effectivement, entre les jours zéro et 196, la teneur moyenne en phosphore total a augmenté de presque 200 % et celle en potassium a augmenté de 79 %. En principe, ces deux éléments devraient avoir le même facteur de concentration puisqu'il n'y a pas de pertes au cours du compostage. De plus, le phosphore est peu soluble donc sa concentration devrait moins augmenter dans les lixiviats comparativement à celle du potassium qui est soluble. Toutefois, il y a des pertes de potassium lors du séjour des échantillons au four à moufle suite à leur évaporation à l'étuve. Par contre, les pertes de potassium ne sont pas assez importantes pour entraîner une si grande différence avec le phosphore total en terme d'augmentation de concentration. Le lisier ne semble pas avoir eu d'impact sur le phosphore total et sur le potassium dans les lixiviats.

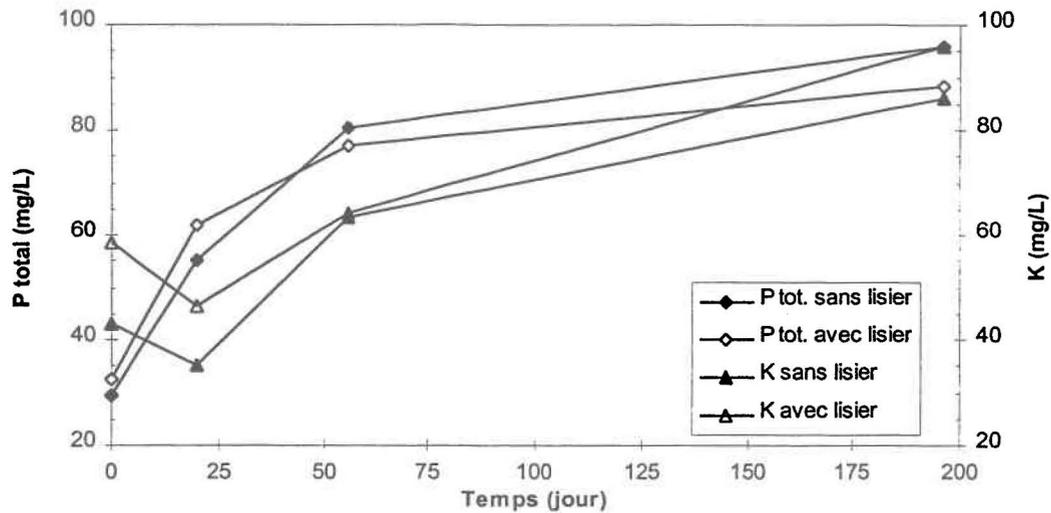


Figure 4.55: Évolution de la teneur en phosphore total et en potassium dans les lixiviats de composts de boues papetières.

f) Phosphore dissous

Le phosphore dissous se comporte de façon presque identique au phosphore total (figure 4.56). Le phosphore extrait lors de la lixiviation est surtout sous forme dissoute. Il n'y aurait très peu de phosphore associé aux matières en suspension dans le lixiviat puisque le phosphore total n'est pas plus élevé. Le phosphore dissous paraît même, dans certains cas, présenter une concentration supérieure à celle du phosphore total: la raison de ce phénomène demeure inexplicée. Cet élément est bien retenu dans les structures et ce qui se retrouve dans le lixiviat serait principalement sous forme dissoute. Le lisier ne semble pas avoir eu d'impact sur le phosphore dissous.

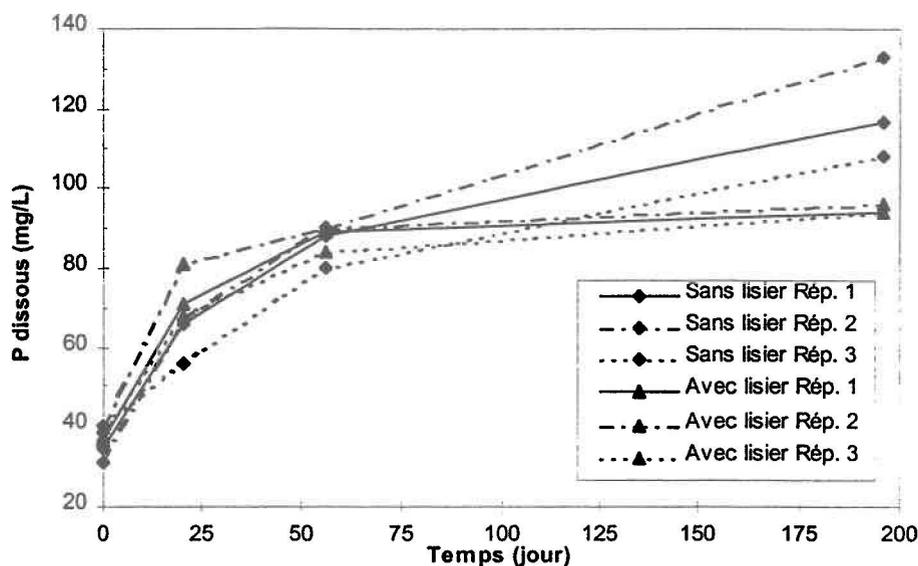


Figure 4.56: Évolution du phosphore dissous dans les lixiviats de composts de boues papetières.

g) Azote

La concentration moyenne (six répétitions) en azote ammoniacal augmente lors de la phase thermophile et demeure élevée jusqu'à ce que la température redescende entre 20 et 25°C aux alentours du jour 50 (figure 4.57). Par la suite, les concentrations redescendent légèrement. Au tout début du processus, les lixiviats provenant des bio-réacteurs contenant du lisier ont montré une concentration en ammonium légèrement plus élevée. L'azote est surtout sous forme de NH_4^+ dans le lisier étant donné l'absence d'oxygène. Le lisier contribue donc à augmenter la teneur en NH_4^+ du mélange. Cette contribution n'est pas très importante car il n'y a que 5 %, sur une base de poids frais, de lisier dans les bio-réacteurs.

Dans le cas des nitrates (figure 4.57), on observe clairement la différence qui existe entre les lixiviats de composts contenant du lisier et ceux n'en contenant pas à partir du jour 56. On constate que les lixiviats dont la teneur en N-NO_3^- augmente le plus rapidement sont ceux provenant des réacteurs contenant du lisier. En fait, le lisier est un liquide et il se retrouve facilement dans le lixiviat. Étant très chargé en NH_4^+ , lorsqu'il devient en contact avec l'oxygène, les bactéries nitrifiantes feraient très vite leur action, oxydant l'ammonium en nitrates. La lixiviation se fait à la température de la pièce, ce qui favorise la nitrification,

et le NH_4^+ présent dans le lixiviat peut aisément être transformé en NO_3^- . Pour ce qui est des lixiviats ne contenant pas de lisier, l'augmentation est minime au début jusqu'au jour 56, puis s'accroît lorsque la température redescend au niveau ambiant et qu'il n'y a plus de formation de NH_4^+ . Il y a donc moins de formation de nitrates dans la matrice solide lorsqu'il n'y a pas de lisier.

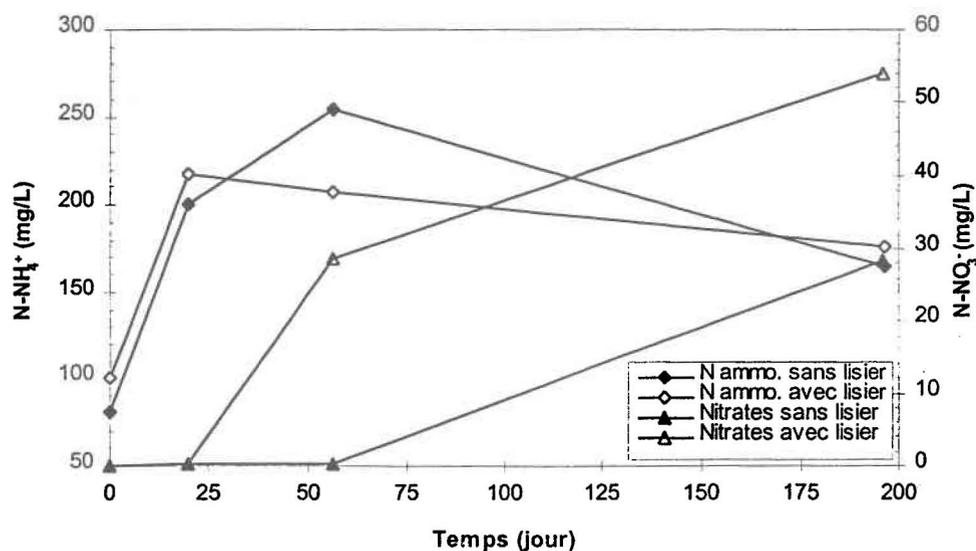


Figure 4.57: Évolution de l'azote ammoniacal et des nitrates dans les lixiviats de composts de boues papetières.

L'azote total Kjeldahl suit à peu près le même patron que l'azote ammoniacal sauf que les concentrations sont un peu plus élevées (figure 4.58). Cette différence provient fort probablement de l'azote organique. Cette forme d'azote n'a pas été dosée directement, donc on ne connaît pas son importance mais il est certain qu'une partie de l'azote total Kjeldahl provient de la fraction organique, et ceci à chaque échantillonnage. Sur toute la durée de l'expérience, les teneurs en NTK augmentent, ce qui est normal pour les mêmes raisons que l'azote total augmente (figure 4.67). Dans ce cas, il n'y a pas de différence entre les répétitions sans lisier et celles avec lisier.

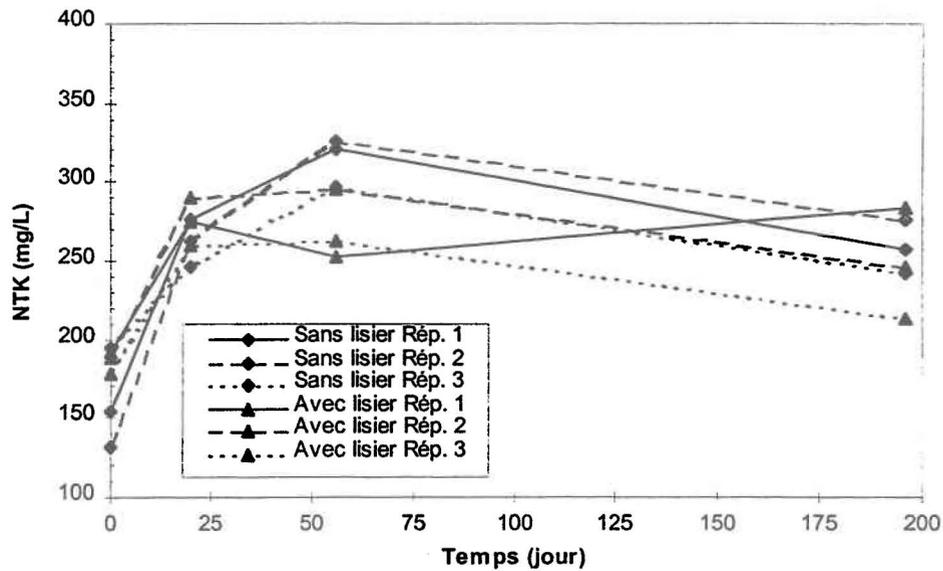


Figure 4.58 : Évolution de l'azote total Kjeldahl dans les lixiviats de composts de boues papetières.

Globalement, les lixiviats ont suivi des patrons de concentrations pouvant être anticipés en ce qui concerne les paramètres évalués. Il y a certaines particularités, par exemple la demande chimique en oxygène qui diminue probablement parce que la cellulose est peu soluble dans l'eau, et les matières en suspension qui s'élèvent moins que dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon en raison du caractère plus « solide » des liens existants dans les résidus papetiers.

4.3.2 Composts

4.3.2.1 Évolution des paramètres

Certaines figures se retrouvent à l'annexe D (D.19 à D.21) lorsque les six répétitions ne sont pas présentées dans cette section.

a) Température

La température à l'intérieur des bio-réacteurs s'élève très rapidement pour atteindre, entre les jours 2 et 5, la zone thermophile et y demeurer pendant 15 à 20 jours (figure 4.59). La baisse entre le jour 10 et 20 est attribuable au taux d'oxygène qui s'est élevé pour atteindre près de 20 %. Ceci a refroidi le matériel mais lorsque ce pourcentage d'oxygène a redescendu, la température s'est élevée à nouveau. La cause de cette hausse d'oxygène est discutée au point suivant. L'aération était pourtant complètement arrêtée dans tous les bio-réacteurs depuis le jour 14 puisqu'il y avait suffisamment d'oxygène dans le matériel. La phase mésophile et la maturation ont suivi. Ce genre de matériel étant plus difficile à dégrader, la phase thermophile a peut-être été un peu plus courte que dans le cas de l'herbe et des feuilles mortes. Les répétitions contenant du lisier ont atteint une température légèrement plus élevée.

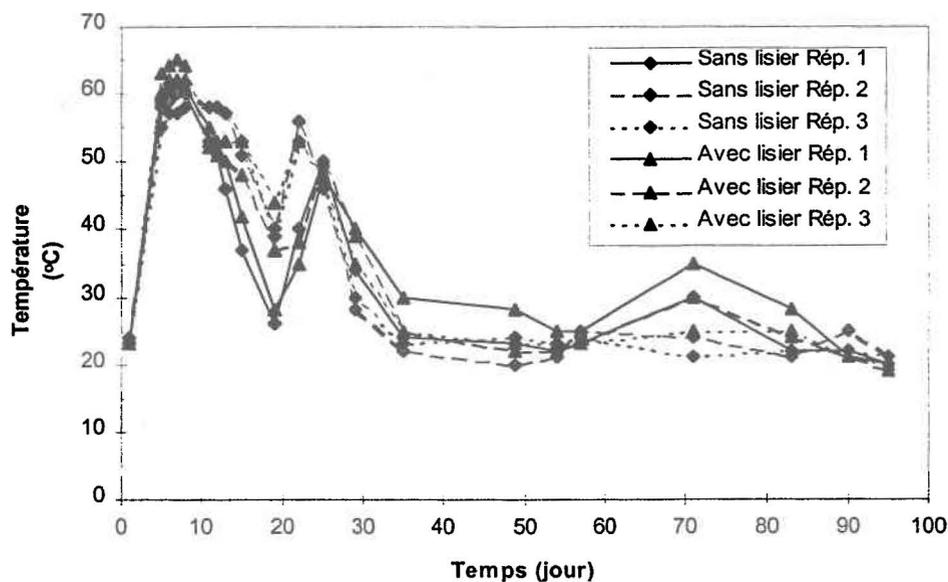


Figure 4.59: Évolution de la température dans les composts de boues papetières.

b) Taux d'oxygène

Le taux d'oxygène a été une fois encore assez difficile à maintenir (figure 4.60). Il fallait fournir suffisamment d'oxygène en début de processus afin de subvenir aux besoins des microorganismes. Par contre, le taux d'oxygène est demeuré élevé après la coupure de

l'alimentation en air. Ceci a causé un refroidissement incontrôlable pouvant être dû aux espaces lacunaires visuellement plutôt volumineux. Un taux d'oxygène élevé accompagné d'un refroidissement jusqu'à des températures mésophiles fait en sorte que la microflore est modifiée et s'il reste des composés facilement biodégradables, comme par exemple des glucides, des protéines et des lipides, ils seront dégradés beaucoup plus lentement. Il est donc important de bien contrôler le taux d'oxygène à l'intérieur du matériel. Le lisier n'a pas affecté de façon notable l'évolution du taux d'oxygène.

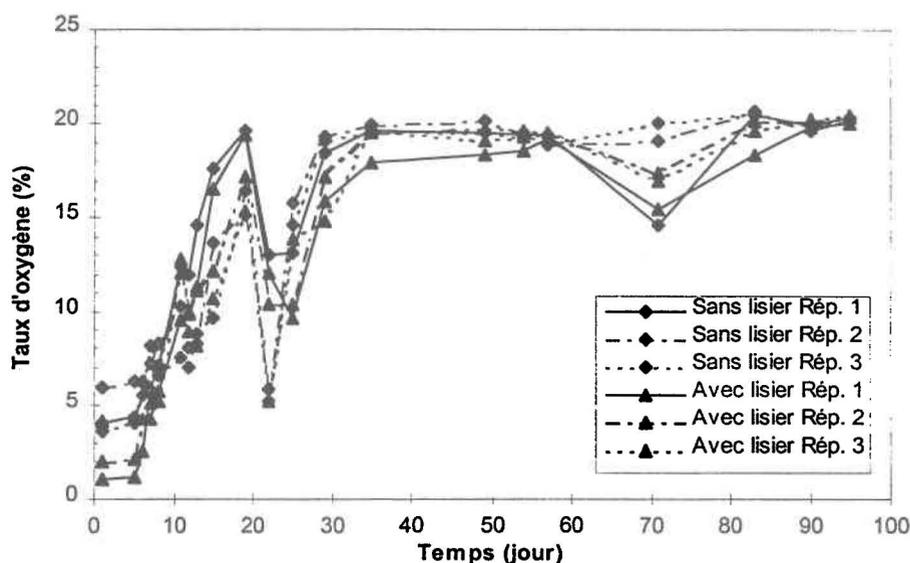


Figure 4.60: Évolution de la teneur en oxygène dans les composts de boues papetières.

c) Teneur en eau

Les teneurs en eau (TEE) diminuent lentement tout au long du processus (figure 4.61). On remarque que les mélanges contenant du lisier ont une TEE qui se maintient alors que les autres sans lisier subissent une baisse. Le lisier a en quelque sorte inoculé le matériel en lui apportant des microorganismes supplémentaires. Ces bactéries permettent normalement une dégradation plus importante. L'effet de la température et de l'aération sur la teneur en eau est peut-être dans ce cas-ci en partie contrebalancée par la production d'eau métabolique. On s'attendrait alors à obtenir des valeurs de DBO_5 plus élevées dans les lixiviats de ces bio-réacteurs, ce qui n'est pas le cas à partir du second échantillonnage

(figure 4.51). L'explication possible est que les composés alors présents sont plus difficilement dégradables et qu'en cinq jours les microorganismes n'arrivent pas à les dégrader. Dans le cas des boues ne contenant pas de lisier, les microorganismes en place dégradent moins rapidement les composés plus réfractaires et le fort taux d'oxygène à l'intérieur des lacunes assècherait le matériel. Ceci n'est qu'hypothèse mais pourrait bien expliquer les différences observées.

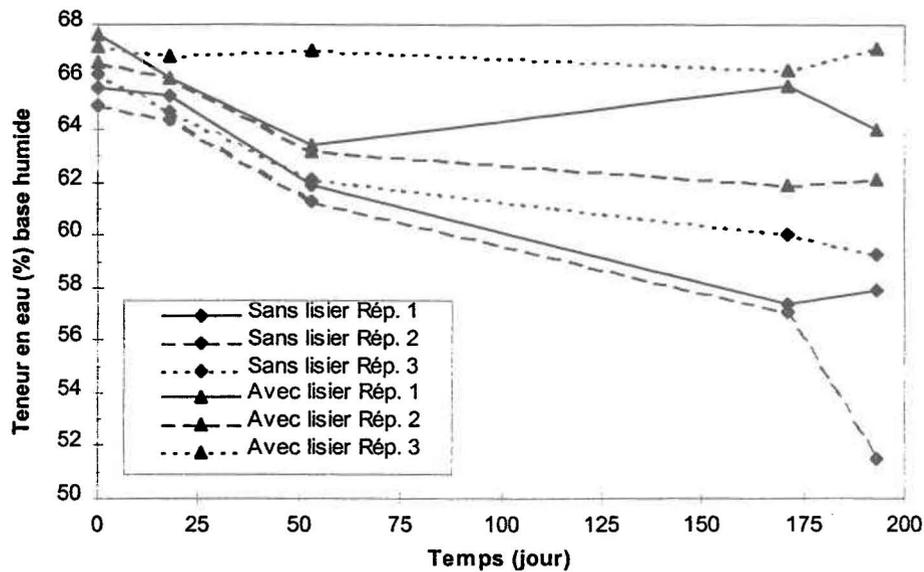


Figure 4.61: Évolution de la teneur en eau dans les composts de boues papetières.

d) Teneur en matière organique

La teneur en matière organique totale ne diminue pas beaucoup au cours du processus comme le démontre la figure 4.62.

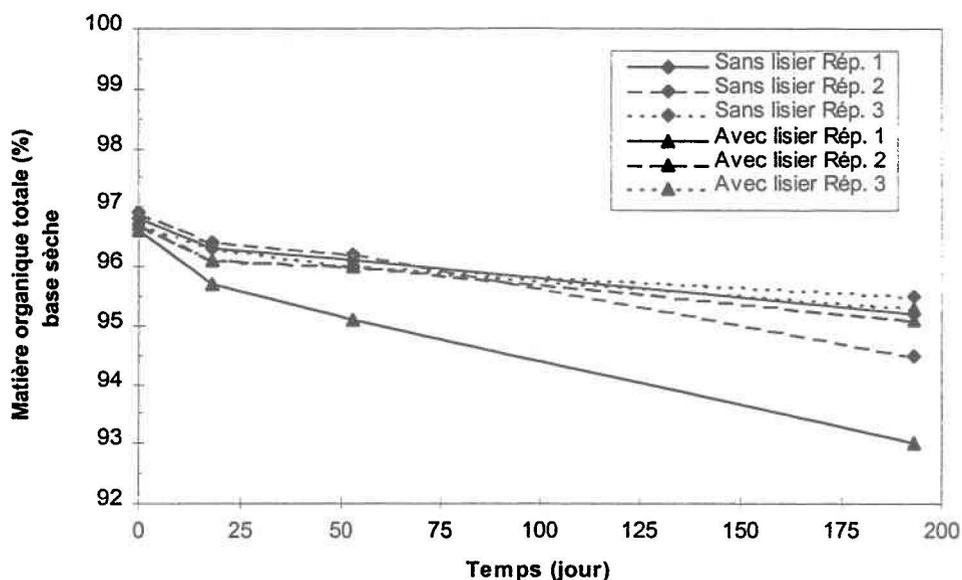


Figure 4.62: Évolution de la teneur en matière organique totale dans les composts de boues papetières.

Les pertes sont moins importantes que dans le cas des feuilles et gazon 1995 et 1996. La fraction organique est peu dégradée comparativement à d'autres matériaux. Il est possible que ce soit à cause de la moins grande disponibilité de la fraction organique dans les boues papetières. Le matériel est plus dense, ligneux et sous forme d'agrégats, donc plus difficile à atteindre par les microorganismes. Moins de carbone étant disponible, ces microorganismes dégradent à une vitesse réduite.

e) pH

Le pH s'élève de façon très rapide (figure 4.63) entre le jour 0 et 20 car l'ammoniaque formé se dissocie pour former un milieu basique. On n'observe pas la légère diminution habituelle du pH du début (figure 2.3), à moins qu'elle ne se soit produite entre les deux premiers échantillonnages où la température était plus élevée. Au troisième échantillonnage, les trois répétitions contenant du lisier ont un pH plus bas que les autres répétitions. Au même moment l'azote ammoniacal est également plus faible pour les répétitions contenant du lisier (figure 4.66). Par la suite, il y a une diminution du pH en

même temps que les quantités d'ammonium diminuent et que celles en nitrates augmentent (figure 4.66).

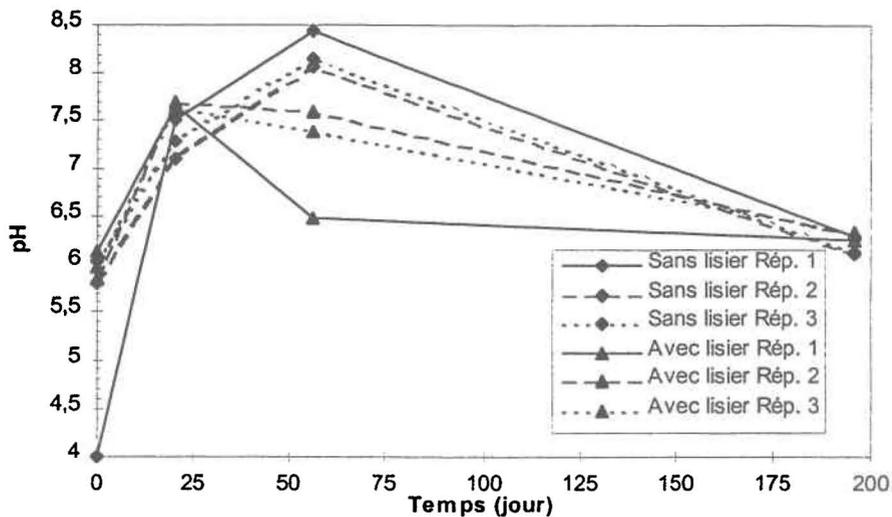


Figure 4.63: Évolution du pH dans les composts de boues papetières.

f) Phosphore total et potassium

La figure 4.64 présente l'évolution de ces deux paramètres. La teneur moyenne (six répétitions) en phosphore total a augmenté de 24 % au cours de la période d'essai. Cet élément s'est concentré car il y a eu perte de masse sèche. Les concentrations (en mg/kg) sont beaucoup plus élevées que celles dans les lixiviats (en mg/L), tout comme dans le cas des feuilles et gazon 1995 et 1996. Le lisier ne semble pas avoir d'impact sur le phosphore total.

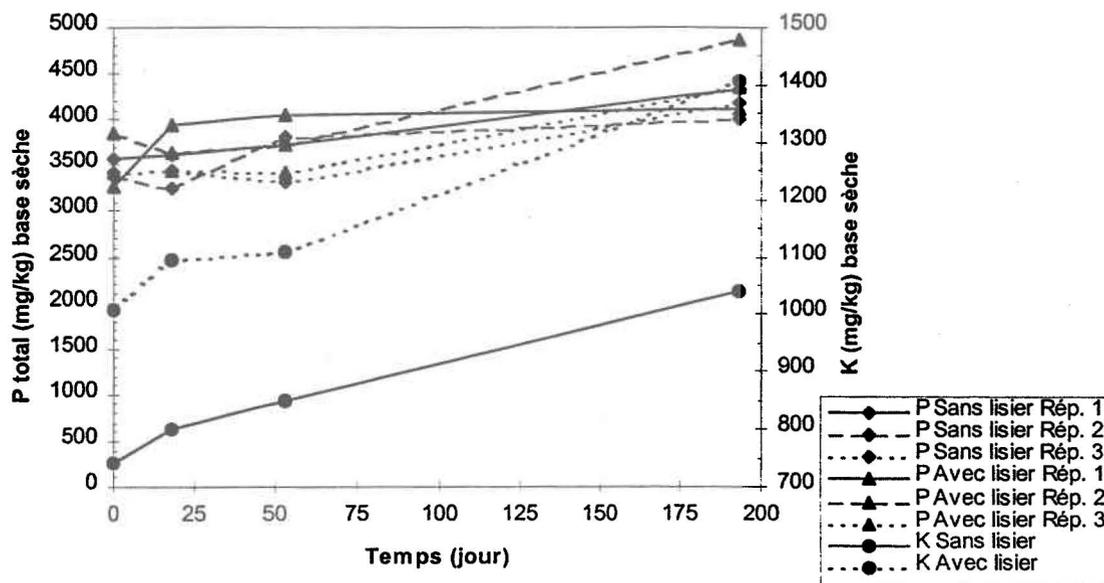


Figure 4.64: Évolution de la teneur en phosphore total et en potassium dans les composts de boues papetières.

Pour ce qui est du potassium, il y a une différence évidente entre les mélanges contenant du lisier et ceux n'en contenant pas. Les moyennes des trois répétitions contenant du lisier sont plus élevées à tous les échantillonnages. Sur cette figure, toutes les répétitions pour le phosphore total sont présentées, c'est-à-dire pour les six mélanges, afin de voir les fluctuations. Par contre, pour le potassium, les courbes moyennes (trois répétitions par courbe) sont présentées car il y a peu de différence intra-répétitions. Le lisier contient beaucoup de potassium et fait augmenter de façon significative la concentration moyenne dans les répétitions qui en contiennent. Cet élément se concentre dans le matériel d'environ 40 % pour les répétitions avec et sans lisier. Le facteur de concentration n'est pas le même dans le cas du phosphore total. La perte de masse sèche est de 39 %, donc le potassium s'est concentré comme on pouvait le prévoir, c'est-à-dire d'un facteur équivalent à la perte de masse sèche. Par contre, le phosphore total n'a pas atteint ce niveau selon les résultats. Ce phénomène demeure non expliqué.

g) Carbone total

Le carbone total diminue légèrement jusqu'au jour 53, puis remonte à peine, comme l'illustre la figure 4.65. Cinq bio-réacteurs sur six ont présenté cette légère hausse. L'hypothèse de l'erreur d'échantillonnage ne tient donc pas et il y a bel et bien une augmentation du carbone total à la fin de la période d'essai. Les boues papetières contiennent beaucoup de lignine et de cellulose qui sont des macro-molécules difficiles à dégrader. Au début du processus, les composés facilement bio-oxydables, qui sont peu nombreux pour ce type de compost, sont rapidement décomposés, ce qui explique la baisse jusqu'au jour 53. La légère hausse observée par la suite, excepté pour la répétition no. 1 avec lisier, demeure inexpliquée.

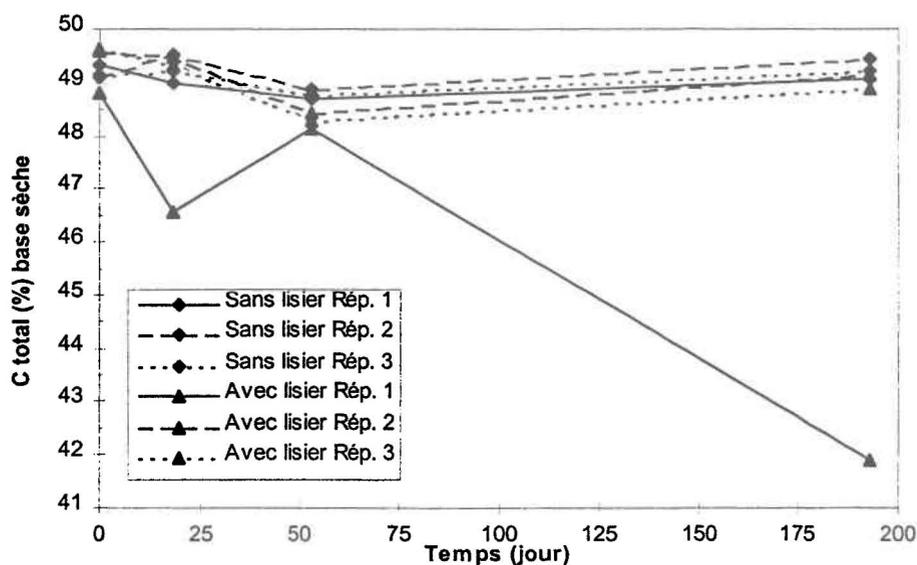


Figure 4.65 : Évolution de la teneur en carbone total dans les composts de boues papetières.

En considérant seulement les valeurs initiales et finales, deux des six composts voient leur teneur en carbone total augmenter. On ne peut affirmer que la présence de lisier a eu un impact sur l'évolution du carbone total.

h) Azote

Tel qu'anticipé, les concentrations moyennes en azote ammoniacal sont très élevées au début du processus (figure 4.66). Elles atteignent presque 7000 mg/kg, ce qui est presque le double des valeurs atteintes dans les mélanges d'herbe et de feuilles.

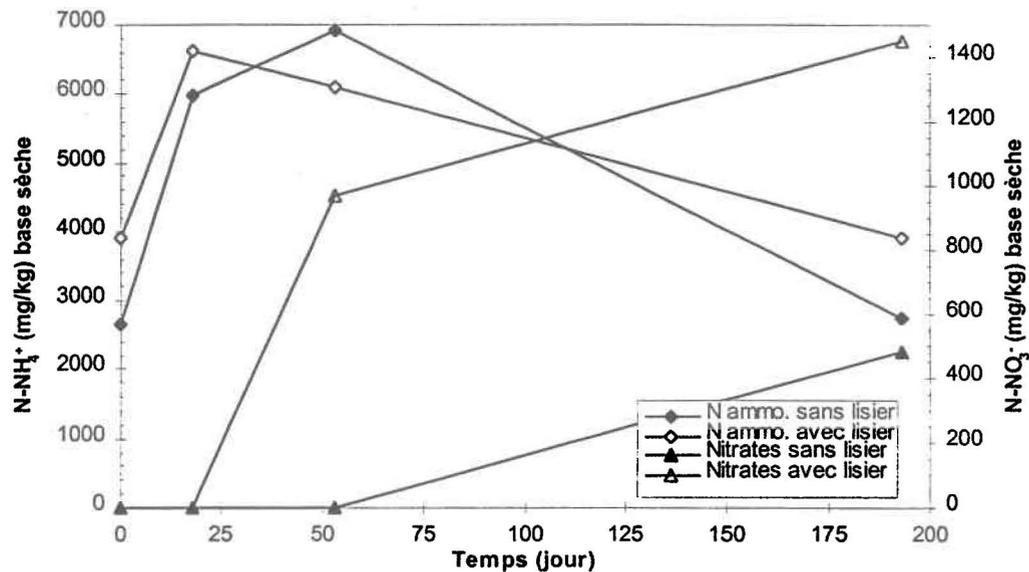


Figure 4.66 : Évolution de la teneur en azote ammoniacal et en nitrates dans les composts de boues papetières.

Cette fois encore, aucun nitrite n'a été dosé dans les échantillons. On constate clairement sur la figure 4.66 la différence entre les bio-réacteurs contenant du lisier et ceux n'en contenant pas. La nitrification apparaît plus rapidement et est plus intense en présence de lisier. La concentration en nitrates des échantillons sans lisier (moyenne de trois répétitions) n'augmente qu'après le troisième échantillonnage et là aussi cette période correspond à la diminution de l'azote ammoniacal. Le contenu initial moins élevé en azote pourrait en partie expliquer cette plus faible nitrification.

Sur toute la période où a duré l'essai, il semble y avoir eu augmentation des teneurs en azote total (figure 4.67). Par contre, lors du second échantillonnage, cinq des six bio-réacteurs présentaient une teneur inférieure en azote total par rapport au jour zéro, alors qu'au troisième échantillonnage trois résultats étaient plus bas. Toutefois, la teneur moyenne a augmenté d'environ 20 % malgré la perte présumée de NH₃.

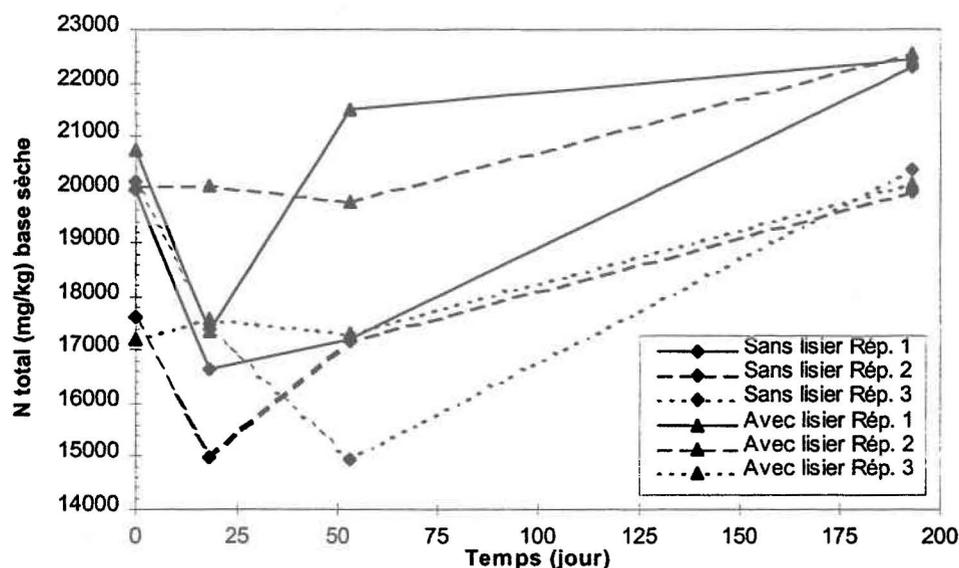


Figure 4.67 : Évolution de la teneur en azote total dans les composts de boues papetières.

i) Rapport carbone/azote

La figure 4.68 présente l'évolution du rapport C/N au cours du temps en se servant du carbone organique total (MO/2) et d'une approximation de l'azote total Kjeldahl (N total par analyse élémentaire moins les nitrates). Normalement, le rapport C/N diminue au cours du compostage alors que les concentrations en carbone organique total diminuent et que celles en NTK augmentent. Le rapport diminue légèrement sur la durée totale de l'essai, passant d'une valeur moyenne (six répétitions) de 25.2 à 23.0. Cette très faible diminution peut laisser croire que les composts ne sont pas mûrs. Les résultats d'assimilation d'oxygène donneront une meilleure indication de l'état des composts. Malgré la moyenne de 25.2 au début des essais, seulement deux répétitions avaient un rapport C/N supérieur à 25 à ce moment. Il y a donc lieu d'utiliser le critère du rapport (C/N) final / (C/N) initial. Il doit être inférieur à 0.75 pour que le compost soit mûr. Il est de 0.89; 0.88; 1.02; 0.95; 0.94 et 0.82, respectivement pour les trois répétitions sans lisier et pour les trois répétitions avec lisier. Selon ce critère, aucun des composts ne serait mûr, probablement en raison de la phase thermophile de courte durée pour ce genre de matériel. Globalement, le rapport C/N est plus faible en présence de lisier.

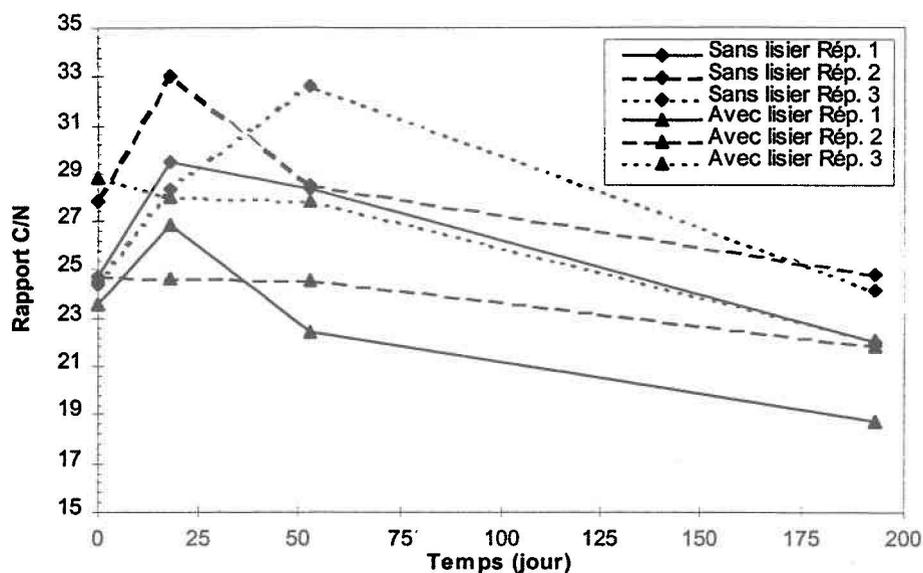


Figure 4.68 : Évolution du rapport carbone/azote dans les composts de boues papetières.

j) Essais de germination et de croissance

Le tableau 4.18 présente la compilation des résultats des essais de germination et de croissance pour chacune des répétitions de chaque traitement. Le pourcentage de germination ne répond pas au critère de la norme à six reprises, ce qui touche cinq composts sur six. Le seul compost conforme est la répétition no.2 sans lisier. Par contre, tous les essais ont répondu amplement au critère de croissance. Ces résultats sont une fois de plus discutables en raisons des problèmes mécaniques de la chambre de croissance.

Tableau 4.18: Résultats des tests de germination et de croissance du cresson et du radis sur les composts de boues papetières.

Échantillon	Germination (%)	Germination (%) p/r au témoin	Poids moyen des plantes (g)	Poids (%) p/r au témoin
Témoin R ¹	97.5	100	1.757	100
Témoin C ²	72.5	100	0.051	100
Sans lisier Rép. 1 R	77.5	79.5 ³	1.385	78.8
Sans lisier Rép. 1 C	82.5	113.8	0.039	76.5
Sans lisier Rép. 2 R	92.5	94.9	3.017	171.7
Sans lisier Rép. 2 C	70.0	96.6	0.099	194.1
Sans lisier Rép. 3 R	87.5	89.7 [√]	3.313	188.6
Sans lisier Rép. 3 C	70.0	96.6	0.083	162.7
Avec lisier Rép. 1 R	82.5	84.6 [√]	2.407	137.0
Avec lisier Rép. 1 C	72.5	100	0.054	105.9
Avec lisier Rép. 2 R	82.5	84.6 [√]	2.567	146.1
Avec lisier Rép. 2 C	60.0	82.8 [√]	0.063	123.5
Avec lisier Rép. 3 R	82.5	84.6 [√]	1.925	109.6
Avec lisier Rép. 3 C	67.5	93.1	0.051	100

1: radis

2: cresson

3: ne répond pas à la norme

k) Taux d'assimilation d'oxygène

Les six composts obtenus, à savoir trois sans lisier et trois avec lisier, ont montré respectivement des taux d'assimilation d'oxygène de 228, 192, 108, 157, 145 et 142 mg O₂/kg S.V.-h. La norme sur les composts mentionne qu'un compost est mature à partir de 150 mg O₂/kg S.V.-h et moins. La première répétition avec lisier, de même que les deux premières répétitions sans lisier ont un taux d'assimilation d'oxygène supérieur à 150, donc ne sont pas matures. Les trois autres composts répondent à ce critère de maturité.

Les composts doivent répondre à deux des trois critères de maturité précédents, c'est-à-dire le rapport C/N, à la fois la germination et la croissance pour l'ensemble des deux espèces, puis le taux d'assimilation d'oxygène. La croissance et la germination n'ont été respectées que par un des composts, soit la répétition no.2 sans lisier. Le rapport C/N n'a pas été

respecté par aucun compost et le taux d'assimilation d'oxygène l'a été par trois sur six. Donc, aucun compost n'est mature selon la norme. Le tableau 4.19 résume ces résultats.

Tableau 4.19 : Résumé des critères de maturité des composts et leur respect de la norme.

Critère	Sans lisier Rép. 1	Sans lisier Rép. 2	Sans lisier Rép. 3	Avec lisier Rép. 1	Avec lisier Rép. 2	Avec lisier Rép. 3
C/N	√	√	√	√	√	√
Germination	√		√	√	√	√
Croissance						
Respiration	√	√		√		

√: ne répond pas à la norme

Les composts se sont comportés de façon plutôt normale au cours des essais. Par contre, la maturité n'a pas été atteinte. C'est pourquoi le taux de matière organique a peu descendu et que les teneurs en carbone total n'ont pas diminué. L'ensemble des résultats montre que le lisier de porc (2 % en volume) n'affecte que quelques-unes des caractéristiques étudiées. Dans une optique de traitement et de valorisation, l'utilisation de cet effluent d'élevage lors du compostage de résidus papetiers peut donc être favorable, permettant une disposition sans impact négatif sur les caractéristiques de ce compost. Si le lisier n'entraîne pas une baisse importante du rapport C/N ni une augmentation trop élevée du contenu en eau, il pourrait être introduit en plus grande quantité comme intrant lors du compostage de résidus papetiers.

4.3.2.2 Bilans de masse

Cette section fait état des pertes de masse sèche et présente des bilans de masse pour l'azote et le carbone total. La figure 4.69 illustre les pertes de masse sèche de chaque mélange pour toute la durée de l'essai.

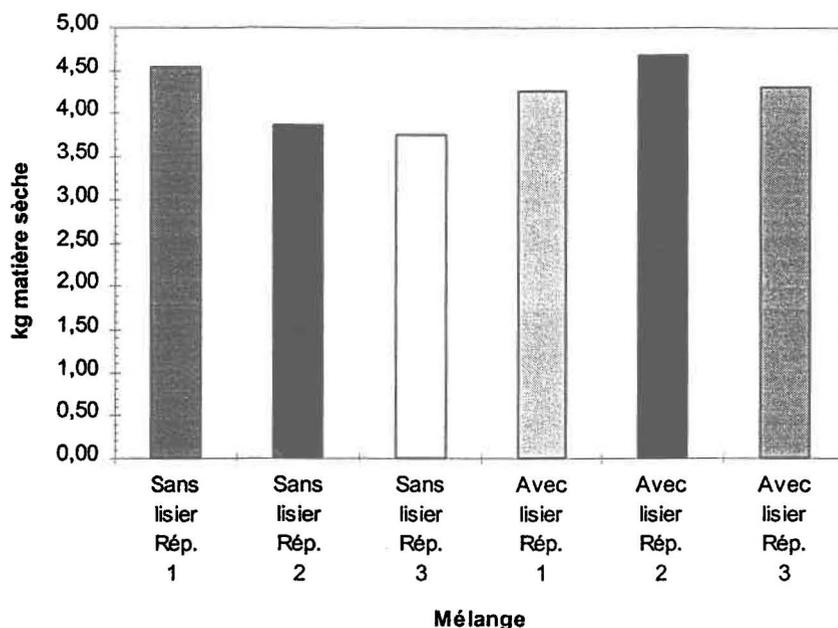


Figure 4.69 : Pertes de masse sèche dans les composts de boues papetières.

La perte totale (moyenne des trois répétitions) de masse sèche est d'environ 4 kg pour les composts sans lisier et un peu plus pour les composts avec lisier. Ces valeurs représentent respectivement environ 30 % du poids sec moyen au début de l'expérience. En pourcentage, les pertes sont donc semblables à celles survenues dans les composts de feuilles et gazon. L'ajout du lisier n'a pas eu d'impact sur ces pertes.

Le tableau 4.20 présente le bilan azoté. Les pertes en azote total sont de 24 % en moyenne (six répétitions). Cette moyenne est supérieure à celle des pertes d'azote total dans les composts d'herbe de tonte et de feuilles mortes. Cet azote a probablement été perdu sous forme de NH_3 . Les répétitions contenant du lisier ont subi une perte moyenne (trois répétitions) en azote total sensiblement la même que celles n'en contenant pas, soit entre 20 et 25 %. Les quantités d'azote ammoniacal perdues sont de 27 % en moyenne (six répétitions). Cette fois les répétitions avec lisier ont subi une perte moyenne plus importante, soit 28 % comparativement à 19 % pour les répétitions sans lisier. Les nitrates se sont accumulés dans les composts au cours du processus en raison des conditions oxydantes. Toutefois, ils se sont accumulés de façon plus importante dans les répétitions

contenant du lisier que dans celles n'en contenant pas. La présence de nitrates dans les composts est normale et souhaitable puisque l'azote est facilement assimilable par les végétaux sous cette forme, ce qui est important lors de l'utilisation des composts.

Tableau 4.20 : Bilan azoté pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de boues papetières.

	Mélange	N total g (%)	N-NH ₄ ⁺ g (%)	N-NO ₃ ⁻ g	Fraction d'azote non dosée (g) [Ntot- (N-NH ₄ ⁺)-(N-NO ₃ ⁻)]
Temps initial	Sans lisier Rép. 1	281.12	33.82	0	247.30
	Sans lisier Rép. 2	252.99	32.42	0	220.57
	Sans lisier Rép. 3	278.86	45.97	0	232.89
	Avec lisier Rép. 1	289.67	60.40	0	229.27
	Avec lisier Rép. 2	288.81	53.95	0	234.86
	Avec lisier Rép. 3	243.04	52.00	0	191.04
Temps final	Sans lisier Rép. 1	165.91	16.91	1.98	147.02
	Sans lisier Rép. 2	165.59	24.71	2.79	138.09
	Sans lisier Rép. 3	163.49	24.03	6.83	132.63
	Avec lisier Rép. 1	168.23	31.31	10.92	126.00
	Avec lisier Rép. 2	169.88	30.02	11.72	128.14
	Avec lisier Rép. 3	171.13	27.34	10.39	133.40
Retraits dans les échantillons	Sans lisier Rép. 1	38.98	8.61	0.20	30.17
	Sans lisier Rép. 2	36.99	9.05	0.26	27.68
	Sans lisier Rép. 3	36.04	9.35	0.58	26.11
	Avec lisier Rép. 1	43.60	10.56	1.78	31.26
	Avec lisier Rép. 2	43.45	11.11	1.76	30.58
	Avec lisier Rép. 3	37.21	10.03	1.13	26.05
Pertes ou gains (+)	Sans lisier Rép. 1	76.23 (27)	8.30 (25)	+ 2.18	70.11
	Sans lisier Rép. 2	50.41 (20)	+ 1.34 (4)	+ 3.05	54.80
	Sans lisier Rép. 3	79.33 (28)	12.59 (27)	+ 7.41	74.15
	Avec lisier Rép. 1	77.84 (27)	18.53 (31)	+ 12.70	72.01
	Avec lisier Rép. 2	75.48 (26)	12.82 (24)	+ 13.48	76.14
	Avec lisier Rép. 3	34.70 (14)	14.63 (28)	+ 11.52	31.59

Le tableau 4.21 présente le bilan carboné. La perte moyenne en carbone total (six répétitions) est de 32 %, ce qui est inférieur aux pertes moyennes en carbone total des

composts d'herbe et feuilles de 1995 et 1996 qui sont d'environ 40 %. Ce carbone a été perdu essentiellement sous forme de gaz carbonique. Moins de carbone est perdu dans ce type de compost probablement parce qu'il contient beaucoup de fibres. Ces fibres sont riches en carbone mais difficilement dégradables. Puisque la perte en matière sèche est différente pour les deux types de composts, il convient de calculer les pertes en carbone et en azote indépendamment. Tout d'abord dans les composts sans lisier, la perte moyenne (trois répétitions) de matière sèche est d'environ 4 kg, la perte moyenne en azote total est de près de 70 g et celle en carbone total est d'environ 2 kg. Il y a donc près de 2 kilogrammes de différence entre les pertes cumulées d'azote et de carbone et la perte de matière sèche. L'explication de cet écart est la même que dans le cas des feuilles et gazon. Dans les composts contenant du lisier, les pertes moyennes sont de près de 4.5 kg en matière sèche, d'environ 60 g en azote total et de près de 2.5 kg en carbone. L'écart est également aux alentours de 2 kg, ce qui est très semblable au cas du compost sans lisier.

Tableau 4.21: Bilan carboné pour chacun des bio-réacteurs dans les composts de boues papetières.

	Mélange	C total (g)
Temps initial	Sans lisier Rép. 1	6939.46
	Sans lisier Rép. 2	7046.71
	Sans lisier Rép. 3	6810.80
	Avec lisier Rép. 1	6813.32
	Avec lisier Rép. 2	7133.70
	Avec lisier Rép. 3	7011.02
Temps final	Sans lisier Rép. 1	3649.25
	Sans lisier Rép. 2	4104.35
	Sans lisier Rép. 3	3950.92
	Avec lisier Rép. 1	3143.48
	Avec lisier Rép. 2	3706.51
	Avec lisier Rép. 3	3784.32
Retraits dans les échantillons	Sans lisier Rép. 1	980.07
	Sans lisier Rép. 2	1024.96
	Sans lisier Rép. 3	971.87
	Avec lisier Rép. 1	955.21
	Avec lisier Rép. 2	1021.36
	Avec lisier Rép. 3	964.58
Pertues ou gains(+)	Sans lisier Rép. 1	2310.14
	Sans lisier Rép. 2	1917.40
	Sans lisier Rép. 3	1888.01
	Avec lisier Rép. 1	2714.63
	Avec lisier Rép. 2	2405.83
	Avec lisier Rép. 3	2262.12

5. CONCLUSION

La présente étude avait pour objet d'étudier la caractérisation et l'évolution de deux types de composts: mélange de feuilles mortes et herbe de tonte ainsi que mélange de boues papetières primaires et secondaires, de même que la caractérisation et l'évolution des lixiviats engendrés par ces deux types de composts. La phase expérimentale s'est déroulée sur deux périodes. Le mélange de feuilles et d'herbe a été réalisé deux fois de façon identique (deux répétitions sans herbicides et deux répétitions avec herbicides). La formulation d'herbicides en est une commerciale contenant trois produits: le 2,4-D, le mécoprop et le dicamba. Cet ajout s'est fait tel que recommandé pour une utilisation résidentielle. Le mélange de boues papetières a eu lieu la deuxième année (après un essai non concluant la première année) et il s'agissait de boues primaires et secondaires sans ajout de lisier (trois répétitions) et avec ajout de lisier de porc (trois répétitions). Des échantillonnages de composts et de lixiviats ont été effectués et plusieurs paramètres physiques, chimiques et biologiques ont été analysés.

Le premier objectif de l'étude était de mieux évaluer les impacts potentiels sur l'environnement des lixiviats générés par les composts. Cet objectif est en lien direct avec le second qui vise à examiner si les charges en matières organiques dans les lixiviats produits lors du processus nécessitent le captage et le traitement de ces eaux. Concernant les mélanges d'herbe de tonte et de feuilles mortes, des résidus d'herbicides sont retrouvés à la fin du processus mais en faibles concentrations, ce qui n'entraînerait pas de danger important pour l'environnement. Par contre, les concentrations sont plutôt élevées au début du processus, lorsque la température s'élève. À ce moment, les concentrations ne dépassaient pas 5 mg/L. Il n'y a pas de règlement concernant les concentrations en herbicides dans les lixiviats. Toutefois, il existe des normes en ce qui concerne le 2,4-D et le dicamba relativement à la vie aquatique. Pour le 2,4-D, la norme est de 4 µg/L et pour le dicamba elle est de 10 µg/L [Ministère de l'Environnement et de la faune, 1997]. Tout de même, des piles industrielles de composts de résidus verts pourraient relarguer des quantités importantes d'herbicides. En cas de percolation, il existe aussi des risques de

contamination de la nappe phréatique. Par contre, les plate-formes de compostage sont généralement munies de systèmes de captage et de traitement des lixiviats. Dans les composts, la présence de résidus d'herbicides peut aussi avoir un certain impact. Par exemple, la croissance des plants testés a été très faible dans les terreaux contenant les composts de feuilles et gazon 1996 traités aux herbicides. Toutefois, la quantité de compost était plutôt élevée (1/3 du mélange du substrat de croissance). De plus, la durée de compostage n'a été que de 98 jours. Du côté de la demande biochimique en oxygène, elle est élevée au début du processus puis diminue au cours du compostage. Par contre, elle est toujours supérieure à ce que mentionne le règlement, même après 98 jours. Un lixiviat avec une forte teneur en DBO_5 peut évidemment avoir des impacts sur l'environnement. Les nitrates sont également néfastes pour l'environnement. Étant peu retenus dans le sol, ils atteignent les nappes d'eau et peuvent présenter une toxicité. Au cours du compostage, la concentration en nitrates augmente car le NH_4^+ est transformé en NO_3^- . Le phosphore est aussi un élément à surveiller. Le nouveau Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole du Ministère de l'Environnement et de la Faune est particulièrement sévère en ce qui concerne le phosphore. Il présente un danger pour les cours d'eau et les lacs, notamment concernant l'eutrophisation. Or, le phosphore total augmente dans le lixiviat au cours du temps.

Le second objectif visait à examiner si les charges en matières organiques des lixiviats nécessitent l'application d'un captage et d'un traitement. Le Règlement sur les déchets solides, qui concerne le compostage des résidus verts, mentionne des normes de rejet de 40 mg d'oxygène/L en DBO_5 et 100 mg d'oxygène/L pour la DCO. Le Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers indique pour sa part 30 mg d'oxygène/L en DBO_5 et 30 mg/L en MES. Or, en regardant les résultats sur les composts de feuilles et gazon 1996, on constate que les valeurs sont beaucoup plus élevées, et ceci après 98 jours. Il est important une fois de plus de mentionner que la lixiviation artificielle ne peut pas se comparer à une lixiviation naturelle (aire ouverte) survenant dans une usine de compostage. Toutefois, ces valeurs nous indiquent que la DBO_5 et la DCO peuvent encore être élevées suite à la phase thermophile. Les résultats concernant les boues papetières sont aussi beaucoup plus élevés que les normes du Règlement. Le captage et le traitement sont obligatoires durant toute la

durée du compostage. L'industrie s'est déjà posé la question à savoir si ceci était nécessaire tout au long du processus. Selon les résultats de la présente étude et dans les conditions utilisées, il semblerait que de telles dispositions seraient réellement nécessaires. Toutefois, l'agitation lors de la lixiviation fait probablement en sorte que les teneurs sont plus élevées que ce que l'on pourrait retrouver sur une plate-forme de compostage.

Le troisième objectif était d'améliorer la compréhension des processus de compostage en termes d'échanges de matières et de bilans des éléments en phases solide et liquide. Il est effectivement très intéressant de faire un suivi à la fois sur les solides et sur les lixiviats. En terme d'échanges de matières entre les deux phases, il est possible de tirer certaines conclusions. Tout d'abord, dans tous les cas où un parallèle peut être fait entre le compost et le lixiviat, soit dans les feuilles et gazon ou dans les boues papetières, les concentrations en composés sont plus élevées dans le compost en mg/kg que dans le lixiviat en mg/L.

Dans le cas des feuilles et gazon 1996, les herbicides sont 50 fois plus concentrés dans les composts, comparativement aux lixiviats, tout au long du processus de compostage. Les produits organiques carbonés solubilisables n'ont pas été dosés dans les solides mais, par contre, ces composés font partie des analyses de carbone organique dissous et de demande biochimique en oxygène des lixiviats. On peut croire que l'évolution temporelle de ces composés serait la même si tous ces produits étaient extraits du milieu solide. Du côté du phosphore total et du potassium, dans le premier cas les concentrations sont 100 fois plus élevées dans les composts et dans l'autre elles sont 50 fois plus élevées (en partie par million). Le potassium étant soluble, il est donc normal que la différence soit moins grande entre les phases solide et liquide. Du côté de l'azote, il y a des transformations et des pertes au cours du processus, donc les différences entre les deux phases varient. L'azote ammoniacal est environ 50 fois plus concentré dans les composts que dans les lixiviats au jour zéro et environ 25 fois plus concentré à la fin des essais. Donc lorsque le processus progresse, l'azote ammoniacal a tendance à « s'équilibrer » dans les deux phases. Pour les nitrates, le phénomène inverse se produit. Les composts sont 25 fois plus concentrés en nitrates à la fin du processus qu'au début.

Les boues papetières se comportent différemment. Le phosphore varie au cours du temps, les concentrations passant de 100 fois à 50 fois plus élevées dans les composts que dans les lixiviats au cours de l'essai. Le potassium varie peu, passant de 20 fois à 15 fois plus concentré dans les composts que dans les lixiviats durant l'essai. L'azote ammoniacal va dans le même sens en passant de 40 fois plus concentré dans les composts que dans les lixiviats à 20 fois durant l'essai. Les nitrates sont absents au début du processus et, à la fin de l'essai, il y en a 35 fois plus dans les composts que dans les lixiviats. La demande biochimique en oxygène est élevée dans les lixiviats, et ce même après 196 jours. Étant donné que la dilution est très forte, on peut s'attendre à des charges plus élevées sur une plate-forme de compostage. Des données comme celles-là peuvent évidemment varier d'un type de compost à l'autre, mais elles fournissent tout de même une indication des charges retrouvées dans les lixiviats au cours du temps.

Pour ce qui est du bilan des éléments, il n'a été fait qu'en tenant compte des composts. Les lixiviats n'étant pas produits naturellement, on ne pouvait pas établir les quantités d'éléments perdus par le biais de la lixiviation. Ils permettent cependant de voir, en terme de quantité, l'importance des pertes ou des gains de carbone et des différentes formes d'azote. Ceci peut nous renseigner sur la valeur fertilisante des produits et sur les transformations chimiques s'effectuant dans les composts.

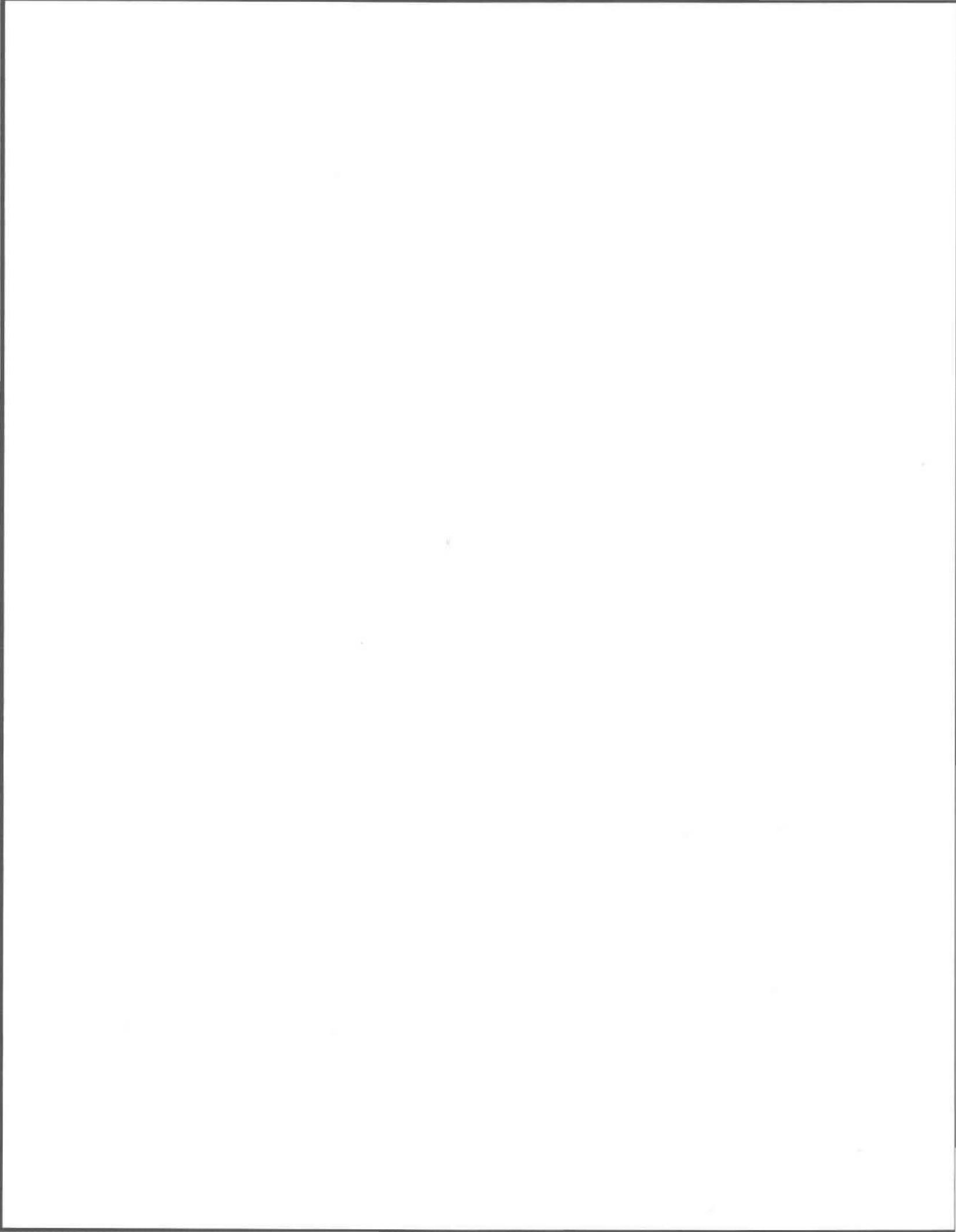
En plus des trois objectifs précédents, il y avait trois hypothèses à la base des travaux. Tout d'abord, la phase thermophile est celle qui génère les charges les plus élevées en matières organiques. Cette hypothèse a été vérifiée par les analyses de demande biochimique en oxygène et de carbone organique dissous. Ces valeurs étaient très élevées lors de la phase thermophile et diminuaient par la suite. Toutefois, la charge organique était encore assez élevée à la fin du processus. Ceci justifie un captage et un traitement des lixiviats tout au long du processus.

La seconde hypothèse était que les composts matures génèrent principalement des formes oxydées des éléments. Cette hypothèse visait les nitrates et a été vérifiée. Cette forme

oxydée de l'azote augmente continuellement dès la fin de la phase thermophile. Voici une autre évidence qu'il est nécessaire de traiter les lixiviats en tout temps.

La troisième hypothèse était que des résidus d'herbicides peuvent se retrouver dans certains lixiviats ou composts issus de matières végétales et ainsi constituer une nuisance pour les milieux aquatiques et pour la valeur agronomique des composts. Cette hypothèse a aussi été vérifiée. Des résidus d'herbicides ont été détectés dans les composts et dans les lixiviats. Les concentrations dans les lixiviats étaient plutôt faibles mais celles dans les composts pourraient avoir un impact sur la qualité agronomique des composts. Ceci a été vérifié à partir des bio-essais de germination et de croissance, même si les résultats sont plus ou moins valables en raisons de problèmes avec l'équipement.

Si des futures recherches s'effectuaient sur un sujet semblable, il serait approprié de faire des essais à grande échelle. En faisant des piles à l'extérieur, on pourrait obtenir des lixiviats représentatif de l'industrie du compostage et faire des bilans plus complets. Cependant, il faudrait apporter une attention particulière aux moments de prélèvements (par exemple après un événement pluvial), capter la totalité des lixiviats produits, et mettre au point une méthode de prélèvement du compost qui minimiserait l'hétérogénéité des matériaux dans la pile. Il pourrait être intéressant aussi d'aller plus loin en ce qui concerne les herbicides. On ne connaît pas pour l'instant les impacts de la présence de résidus d'herbicide sur le milieu aquatique, pas plus que la présence et l'impact de sous-produits possible de dégradation. Pour ce qui est des effets sur la germination et la croissance de végétaux, d'autres tests seraient nécessaires pour vérifier à partir de quelle concentration il peut y avoir une nuisance. Ces derniers paramètres sont en effet d'une grande importance pour la valorisation agricole ou horticole des composts obtenus.



6. BIBLIOGRAPHIE

- AQIC (Association Québécoise des Industriels du Compostage) (1998). La Production de compost au Québec-période 1992-1996. Sainte-Foy, 10p.
- Atlas, R.M. et R. Bartha (1987). *Microbial Ecology: Fundamentals and Application*. Menlo Park, Benjamin Cummings 2th edition, 533 p.
- Biomax Inc. (1992). *Récupération et valorisation de l'herbe d'origine municipale par voie de compostage*, 127 p.
- Brassard, J. (1995). Allocution du ministre de l'Environnement et de la Faune. Dans: *Textes des conférences et plénière du 2^e forum québécois sur le compostage: textes des conférences et plénière*. Sainte-Foy, 26 et 27 avril. pp.1-2.
- Bugbee, G.J. et R.A. Saraceno (1994). Phytotoxicity of compost treated with lawn herbicides containing 2,4-D, Dicamba, and MCPP. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 52: 606-611.
- Bureau d'audiences publiques sur l'environnement (1997). *Déchets d'hier, ressources de demain: Rapport de la commission sur la gestion des matières résiduelles au Québec*. 477 p.
- Bureau de Normalisation du Québec (1995). *Norme amendements organiques: compost*, 0413-200, F10, 25 p.
- Bureau de normalisation du Québec (1997). *Norme nationale du Canada: amendements organiques - composts*. CAN/BNQ 0413-200, 25 p.
- Campbell, A., R. Engebretson et B. Tripepi (1991). Composting of a combined RMP/CMP pulp and paper sludge. Dans: *Environmental Conference*, San Antonio, Texas. pp. 727-737.
- Campbell, A.G., X. Zhang et R.R. Tripepi (1995). Composting and evaluating a pulp and paper sludge for uses as a soil amendment/mulch. *Compost Science and Utilization*, 3 (1): 84-95.
- Carroll, R.C. et T.P. Gajda (1990). Mills considering new deinking line must answer environmental questions. *Pulp and paper*, 64 (9): 201-205.
- Choinière, J.A. et G. Gangbazo (1982). *Étude sur le compostage à base de lisier de porc*. Sainte-Foy, Département de génie rural.
- Conseil canadien du compostage (1995). *Enquête nationale sur les opérations de compostage au Canada*. Seconde édition.

- Désilets, L. (1995). Le compostage et l'industrie forestière au Québec. Dans: *Textes des conférences et plénière du 2^e forum québécois sur le compostage: textes des conférences et plénière*. Sainte-Foy, 26 et 27 avril. pp. 77-80.
- Fafard, B. (1995). Le marché du compost. Dans: *Textes des conférences et plénière du 2^e forum québécois sur le compostage: textes des conférences et plénière*. Sainte-Foy, 26 et 27 avril. pp. 113-116.
- Fogarty, A.M. et O.H. Tuovinen (1991). Microbiological degradation of pesticides in yard waste composting. *Microbiol. Rev.*, 55 (2): 225-233.
- Fortin, J.A., M. Chapleau, M. Couture et E. Guay (1982). Décomposition de la matière organique et compostage de surface. Revue de littérature. Faculté de Foresterie et de Géodésie, Université Laval, Québec, 89 p.
- Genois, C. (1995). L'association québécoise des industriels du compostage (AQIC). Dans: *Textes des conférences et plénière du 2^e forum québécois sur le compostage: textes des conférences et plénière*. Sainte-Foy, 26 et 27 avril. pp. 5-9.
- Gouin, F.R. (1995). Market strength in horticultural industries. *Biocycle*, 36 (8): 68-70.
- Gouvernement du Québec (1995a). Règlement sur les déchets solides, Editeur officiel du Québec. [Q-2, r.3.2], 25 p.
- Gouvernement du Québec (1995b). Règlement sur les fabriques de pâtes et papiers, Editeur officiel du Québec. [Q-2 r.12 et Q-2 r.12.1], 48 p.
- Govi, M., C. Ciavatta, L. Sitti et C. Gessa (1993). Evolution of organic matter in sewage sludge: a study based on the use of humification parameters and analytical electrofocusing. *Bioresource Technol.*, 44: 175-180.
- Haug, R.T. (1980). *Compost Engineering: Principles and Practice*. Ann Arbor, MI. 655 p.
- Jiménez, E.I. et V.P. Garcia (1989). Evaluation of city refuse compost maturity: A review. *Biological Wastes*, (27): 115-142.
- Lafrance, C. (1995). *Traitement de l'effluent d'une usine de compostage de résidus verts par biofiltration sur tourbe et compost*. Mémoire de maîtrise. Sainte-Foy, Université Laval, 100 p.
- Léger, S. (1995). La mission de la société québécoise de récupération et de recyclage. Dans: *Textes des conférences et plénière du 2^e forum québécois sur le compostage: textes des conférences et plénière*. Sainte-Foy, 26 et 27 avril. pp. 33-40.

- Mathur, S.P. (1992). Agriculture Canada's passively aerated windrow system of composting farm, food and industrial wastes. Dans: *Proceedings of the second annual meeting of the Composting Council of Canada*. pp. 387-397.
- Mathur, S.P., H. Dinel, G. Owen, M. Schnitzer et J. Dugan (1993a). Determination of compost biomaturity: II-Optical density of water extracts of composts as a reflection of their maturity. *Biol. Agric. and Hortic.*, 10: 87-108.
- Mathur, S.P., G. Owen, H. Dinel et M. Schnitzer (1993b). Determination of compost biomaturity: I-Literature review. *Biol. Agric. and Hortic.*, 10: 65-85.
- McKeage, J. A. (1978). *Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols*. Société canadienne de la science du sol, seconde édition, 250 p.
- Michel, F.C., D. Graeber, L.J. Forney et C.A. Reddy (1996). The fate of lawn care pesticides during composting. *Biocycle*, 37 (3): 64-66.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1997). *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec*. Direction des écosystèmes aquatiques.
- Ministère de l'Environnement du Québec (1993). *Guide de la collecte et du compostage des résidus verts*. Les Publications du Québec, 85 p.
- Ministère de l'Environnement et de la Faune (1995). *Analyse du degré de dégradabilité des pesticides en cours de compostage*. Direction de la récupération et du recyclage, document de travail (non publié).
- Montgomery, J.H. (1993). *Agrochemicals Desk Reference: Environmental Data*. Lewis Publisher, Chelsea, MI. 625 p.
- Mustin, M. (1987). *Le compost*. François Dubusc, Paris, France, 954 p.
- Poincelot, R.P. (1975). *The Biochemistry and Methodology of Composting*. Connecticut agriculture experiment station, New Haven, CT, Bulletin 754, 18 p.
- Potvin, D. (1995). État de la situation du compostage au Québec. Dans: *Textes des conférences et plénière du 2^e forum québécois sur le compostage: textes des conférences et plénière*. Sainte-Foy, 26 et 27 avril. pp. 11-16.
- Potvin, D. et R. Cloutier (1989). *Le compostage au Québec: problématique technique et inventaire des matériaux*. Sainte-Foy, Centre québécois de la valorisation de la biomasse, 223p.

- Prudent, P., M. Domeizel, C. Massiani et O. Thomas (1995). Gel chromatography separation and U.V. spectroscopic characterization of humic-like substances in urban composts. *Sci Total Environ.*, 172: 229-235.
- RECYC-QUÉBEC (1996). *Bilan des matières récupérées et recyclées au Québec*. 70 p.
- Riffaldi, R., R. Levi-Minzi, A. Pera et M. de Bertoldi (1986). Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste Manag. Res.*, 4: 387-396.
- Sauvesty, A. et M. Tabi (1995). *Le compostage au Québec*. Consortium sur le développement du compostage au Québec, 76 p.
- Shin, H.S. et Y.K. Jeong (1994). The degradation of cellulosic fraction in composting of source separated food waste and paper mixture with change of C/N ratio. *Environ. Technol.*, (17): 433-438.
- Sobel, A.T., D.C. Ludington et K.V. Yow (1988). Altering dairy manure characteristics for solid handling by the addition of bedding. *International Agrophysics*, 4 (1-2): 31-38.
- Stevenson, F.J. (1982). *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. Wiley, Toronto. 443 p.
- Toth, S.J. et B. Gold (1971) . Composting. Dans: *Cornell University conference on agricultural waste management. Agricultural wastes principles and guidelines for practical solutions*. New-York, NY. 172 p.
- Tripepi, R.R., X. Zhang et A.G. Campbell (1996). Use of raw and composted paper sludge as a soil additive or mulch for cottonwood plants. *Compost Science and Utilization*, 4 (2): 26-36.
- Zucconi, F. et M. De Bertoldi (1987). Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. Dans: *Compost: Production Quality and Use*, M. De Bertoldi, M.P. Ferranti, P. L'Hermite and F. Zucconi, (eds). Elsevier Applied Science.

ANNEXE A

Concentrations mesurées dans le Killex^{MD}

À deux reprises, soit en décembre 1995 et en mai 1997, un échantillon de la formulation commerciale Killex^{MD} a été analysé. La dilution dans de l'eau déminéralisée était de 50 000. Voici la séquence de dilution:

10 mL / 1000 mL 10 mL / 1000 mL 50 mL / 250 mL
 100X 100X 5X = 50 000X

Le tableau suivant présente les concentrations théoriques, prévues et obtenues.

Tableau A.1: Concentrations théoriques, prévues et obtenues des herbicides.

Herbicide	Concentrations théoriques dans le produit d'origine	Concentrations attendues suite à la dilution de 50 000	Concentrations obtenues	
			Décembre 1995	Mai 1997
2,4-D	95 g/L	1900 µg/L	1370 µg/L	1900 µg/L
Mécoprop	50 g/L	1000 µg/L	1740 µg/L	1750 µg/L
Dicamba	9 g/L	180 µg/L	47 µg/L	<40 µg/L

Les résultats obtenus sont différents de ceux attendus. En ce qui concerne le 2,4-D, les résultats de décembre 1995 et de mai 1997 représentent respectivement 72 % et 100 % du résultat attendu. Pour le mécoprop, les pourcentages sont de 174 % et 175 % dans le même ordre. Enfin, pour le dicamba, les concentrations représentent 26 % et 22 %, en considérant que la concentration de mai 1997 est de 40 µg/L. Malgré les différences entre les deux essais, la tendance demeure la même. Toutefois, les résultats et les discussions à l'intérieur de ce document sont basés sur les concentrations obtenues.

ANNEXE B

Quantités de Killex^{MD} à appliquer aux
mélanges

La quantité de Killex^{MD} à appliquer aux mélanges a été déterminée à partir des concentrations retrouvées dans le gazon arrosé en 1995. Ces concentrations, sur une base sèche, sont les suivantes:

2,4-D: 230 mg/kg

Mécoprop: 220 mg/kg

Dicamba: <150 mg/kg

Le calcul suivant a été fait d'une part en se basant sur la concentration en 2,4-D et d'autre part en se basant sur celle en mécoprop. Le dicamba n'a pas été retenu car on ne connaît pas la concentration exacte. Seul le calcul sur la base du mécoprop est présenté car c'est dans ce cas qu'on appliquait le plus de Killex^{MD} et c'est le calcul qui a été utilisé. Lorsque l'on se basait sur la teneur en 2,4-D, la quantité de Killex^{MD} à ajouter aux mélanges pour obtenir 230 mg de 2,4-D par kg de gazon sec était inférieure. L'exemple de calcul est celui effectué pour la première répétition de 1995.

teneur en eau du gazon: 77.2 %

teneur en matière sèche: 22.8 %

Nous voulons 220 mg de mécoprop par kilogramme de gazon sec. La masse fraîche de gazon est de 6.699 kg.

masse sèche de gazon: $6.699 * 0.228 = 1.53$ kg

$220 \text{ mg/kg} * 1.53 \text{ kg} = 336.6$ mg de mécoprop.

Dans le Killex^{MD}, il y a 50 000 mg de mécoprop par litre

$336.6 \text{ mg} / 50\,000 \text{ mg} * \text{L}^{-1} = 0.006732 \text{ L} = 6.7 \text{ mL}$ de Killex^{MD}

Donc, 6.7 mL de Killex^{MD} a été ajouté au gazon.

Ce même calcul a été effectué pour l'autre répétition de 1995 ainsi que pour les deux répétitions de 1996.

ANNEXE C

Méthodes analytiques utilisées pour les
composts et les lixiviats

Tableau C.1: Paramètres analysés sur les lixiviats et références.

Paramètres	Références
Lixiviation	MENVIQ, direction des laboratoires (1985). Procédure d'évaluation des caractéristiques physiques et chimiques des déchets solides et liquides.
Carbone organique dissous	Standard methods (1995), 5310C. Persulfate-UV oxidation method.
Nitrites et nitrates	Standard methods (1995), 4500 - NO ₃ F. Automated Cd reduction method.
Azote ammoniacal	Standard methods (1995), 4500 - NH ₃ . Nitrogen (ammonia).
Azote Kjeldahl	Standard methods (1995), 4500 - N org B. Macro Kjeldahl method.
Phosphore total et potassium	1. MAPAQ, FO-1, (1988). Mise en solution des tissus végétaux. 2. Rutledge, B.E. et J.E. McCurg (1981). Technical note no.1. Plant tissue analysis by inductively coupled Argon Plasma Spectrometry. Jarrell ASH Plasma Newsletter, 1 july 1980, vol. 3(3): 4-5. Minéralisation des tissus végétaux.
P dissous	Aucune référence car analyse directe par spectrométrie au plasma d'argon.
Demande chimique en oxygène	1. Standard methods (1995), 5220C. Closed reflux, titrimetric method. 2. MENVIQ, 91.03/315-DCO 1.2. Effluent-Détermination de la DCO, reflux en système ouvert, méthode titrimétrique.
Demande biochimique en oxygène	1. Standard methods (1995), 5210B. 5 day BOD test. 2. MENVIQ, 88.10/304 DBO 1.1.
Herbicides	1. US EPA, 8270. Test method for evaluating solid waste physical/chemical methods. 2. MENVIQ, 89.11/40 3 - P.Ao. 1.1. Eaux-Détermination des pesticides de type aryloxyacides, extraction avec C-18 suivie d'une estérification, dosage par chromatographie en phase gazeuse.

Note: Les références citées ici ne sont pas incluses dans la bibliographie.

Tableau C.2: Paramètres analysés sur les composts et références.

Paramètres	Références
Teneur en eau	1. McKeague, J.A. (1978). Manuel d'échantillonnage et d'analyse des sols. 2. CEMAGREF-ANRED (1985). Méthode d'analyses des impuretés dans le compost urbain.
Matière organique totale	1. CPVQ, Agdex 533 (1988). Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux. 2. CEMAGREF-ANRED (1985). Méthode d'analyses des impuretés dans le compost urbain.
Azote ammoniacal	1. Standard methods (1995), 4500 - NH ₃ . Nitrogen (ammonia). 2. CPVQ, Agdex 533 (1988). Méthodes d'analyses des sols, des fumiers et des tissus végétaux.
Azote total et carbone total	Manuel de l'appareil Carlo-erba.
Phosphore total et potassium	1. MAPAQ, FO-1, (1988). Mise en solution des tissus végétaux. 2. Rutledge, B.E. et J.E. McCurg (1981). Technical note no.1. Plant tissue analysis by inductively coupled Argon Plasma Spectrometry. Jarrell ASH Plasma Newsletter, 1 July 1980, vol. 3(3): 4-5. Minéralisation des tissus végétaux.
Nitrites et nitrates	1. Methods of soil analysis, (1982). Extraction of exchangeable ammonium, nitrate, and nitrite. 2. Standard methods (1995), 4500 NO ₃ -N. Automated reduction method.
Herbicides	MENVIQ, 91.11/406-P.Ao. 1.2. Tissus végétaux-Détermination du MCPP, du dicamba, du MCPA, du 2,4-DP et du 2,4-D-extraction en milieu basique suivie d'une concentration sur C-18, d'une estérification et d'une purification sur florisil, dosage par chromatographie en phase gazeuse.
Respirométrie	Bureau de normalisation du Québec, CAN/BNQ 0413-220/1997.
Bioessais	Bureau de normalisation du Québec, CAN/BNQ 0413-200/1997.
Concentration minimale inhibitrice (test qualitatif et quantitatif)	Manual of clinical microbiology (1985), 4th edition, American Society for Microbiology, Washington d.c.
Capacité de rétention en eau	Sobel, A.T., D.C. Ludington et K.V. Yow (1988). Altering dairy manure characteristics for solid handling by the addition of bedding. International Agrophysics, 4: 31-48.
SSE (soil saturated extracts)	McKeague, J.A. (1978). Manuel d'échantillonnage et d'analyse des sols.

Note: Les références citées ici ne sont pas incluses dans la bibliographie.



ANNEXE D

Résultats complémentaires

Cette annexe, divisée en trois sections, présente des résultats complémentaires à l'étude. Elle présente certains résultats concernant les lixiviats et les composts de feuilles et gazon de 1996, de 1995 et de boues papetières qui n'ont pas été présentés dans le chapitre quatre.

D.1 Feuilles et gazon 1996

D.1.1 Lixiviats

a) Demande chimique en oxygène

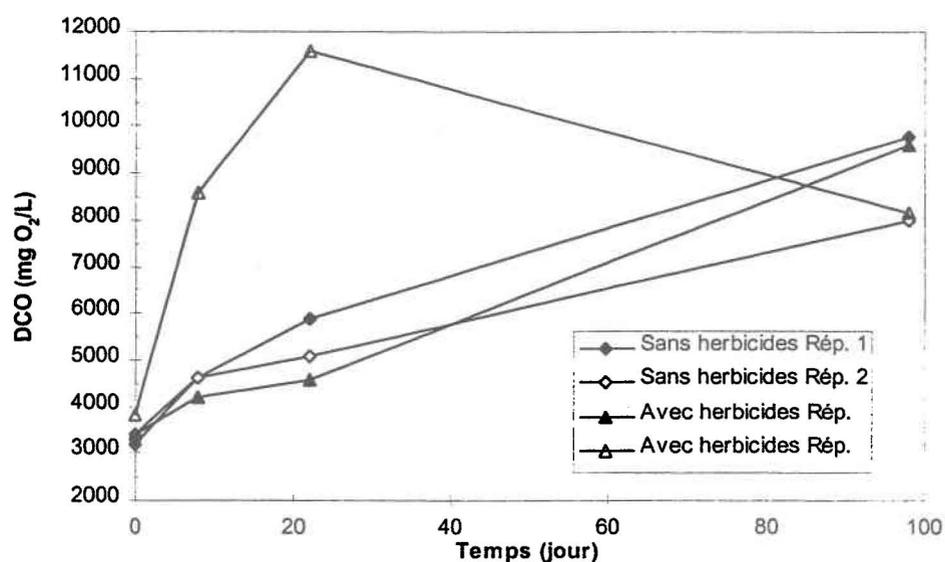


Figure D.1: Évolution de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats de feuilles et gazon 1996.

D.2 Feuilles et gazon 1995

D.2.1 Lixiviats

a) Matières en suspension

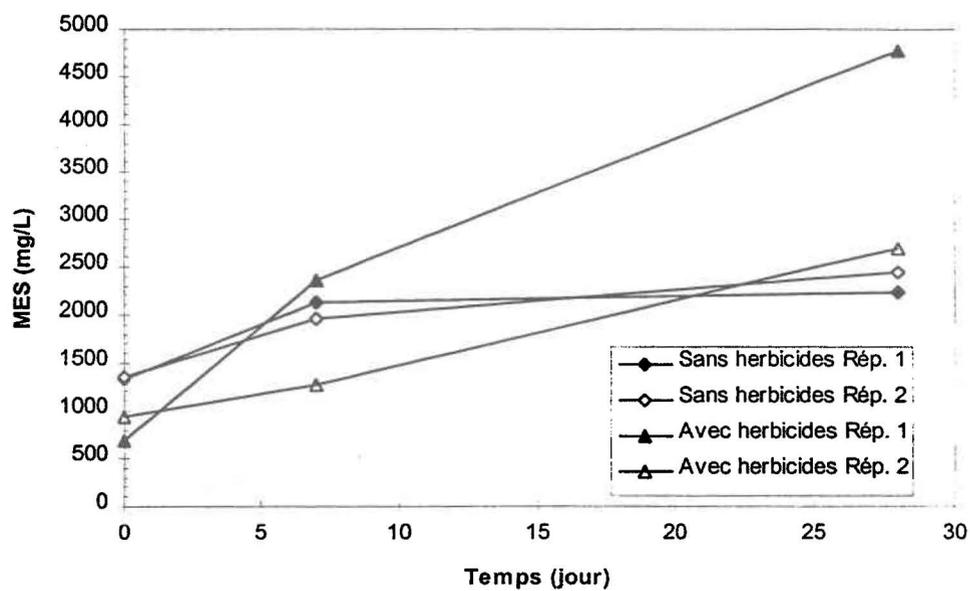


Figure D.2: Évolution des matières en suspension dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

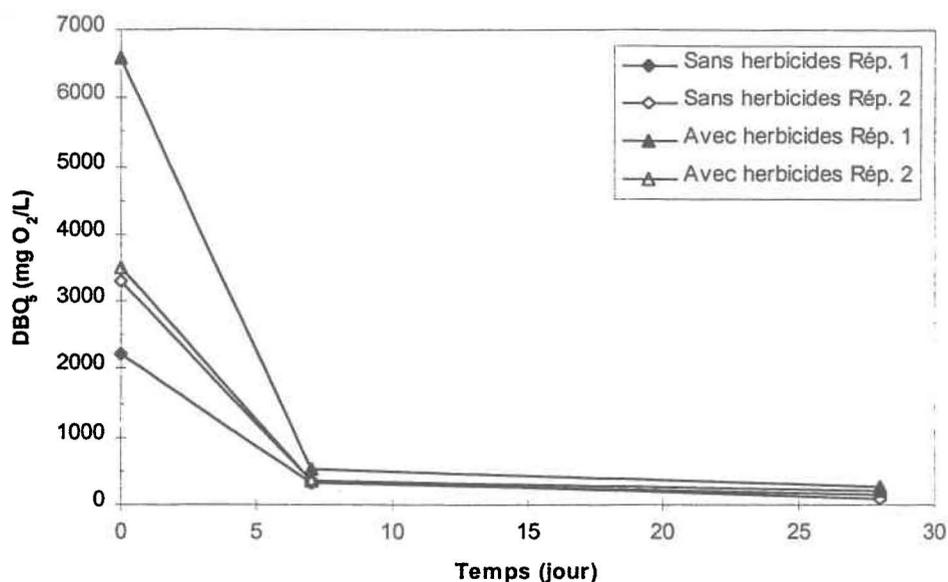
b) Demande biochimique en oxygène

Figure D.3: Évolution de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

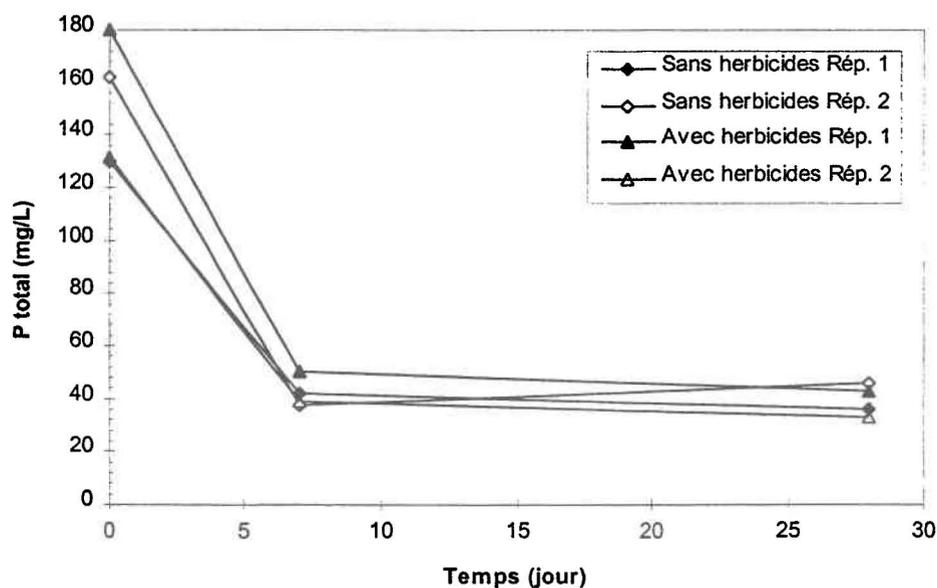
c) Phosphore total et potassium

Figure D.4: Évolution de la teneur en phosphore total dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

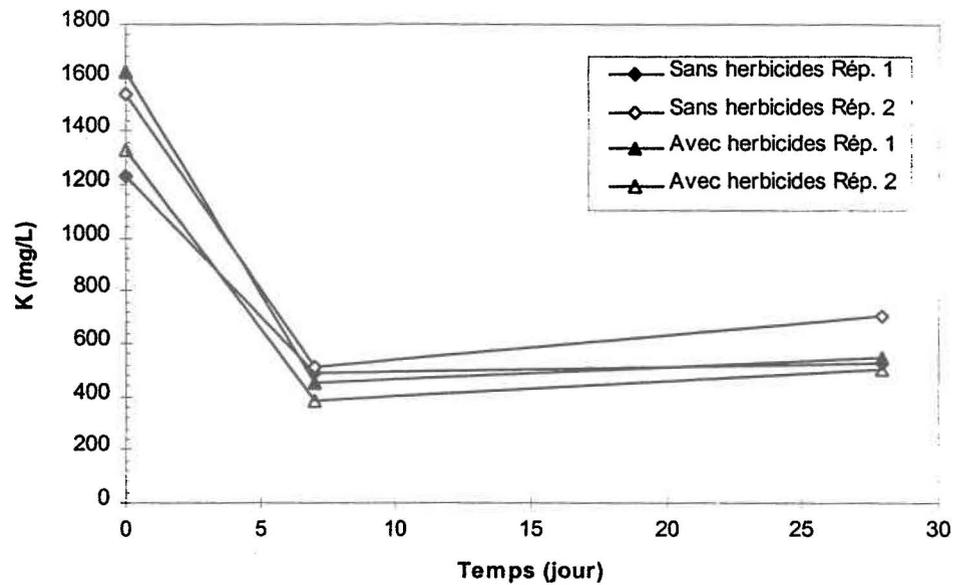


Figure D.5: Évolution de la teneur en potassium dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

d) Azote

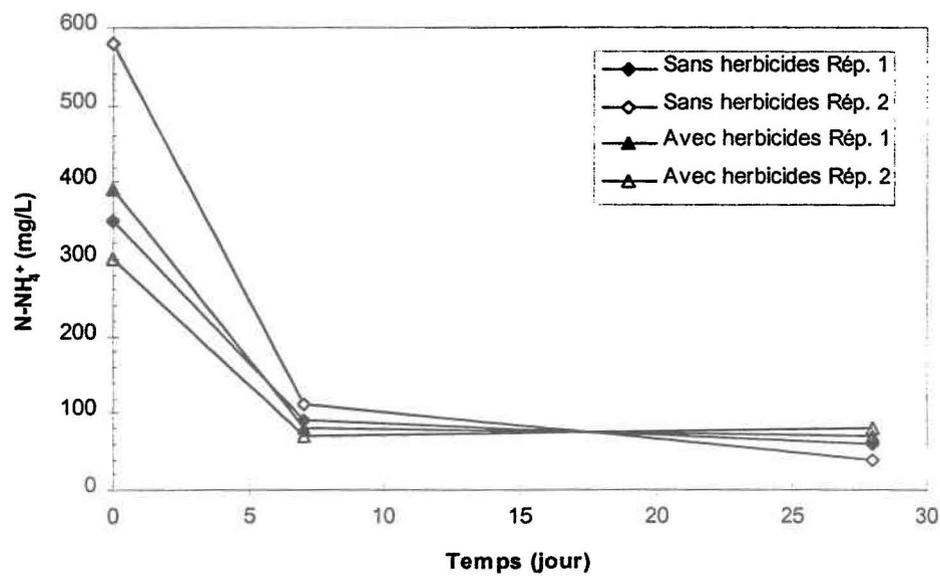


Figure D.6: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

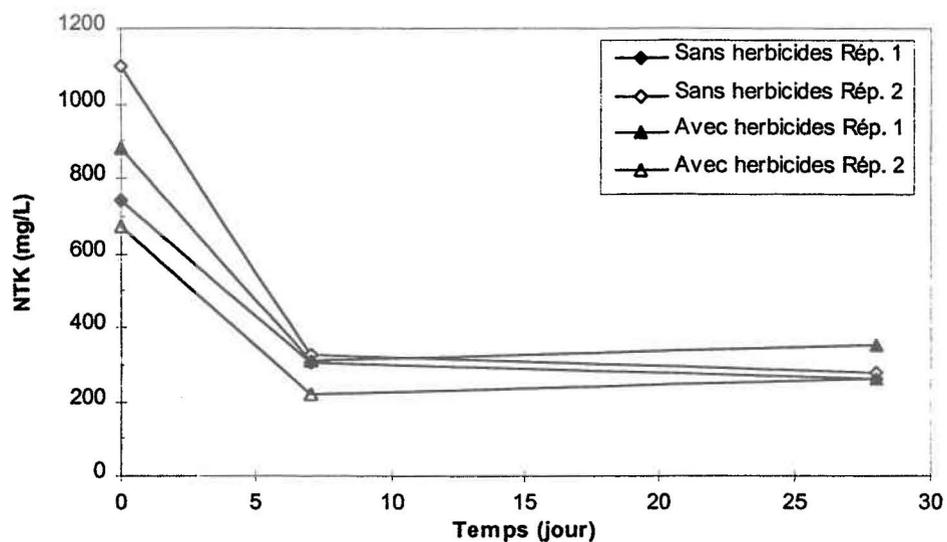


Figure D.7: Évolution de la teneur en azote total Kjeldahl dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

e) Carbone organique dissous

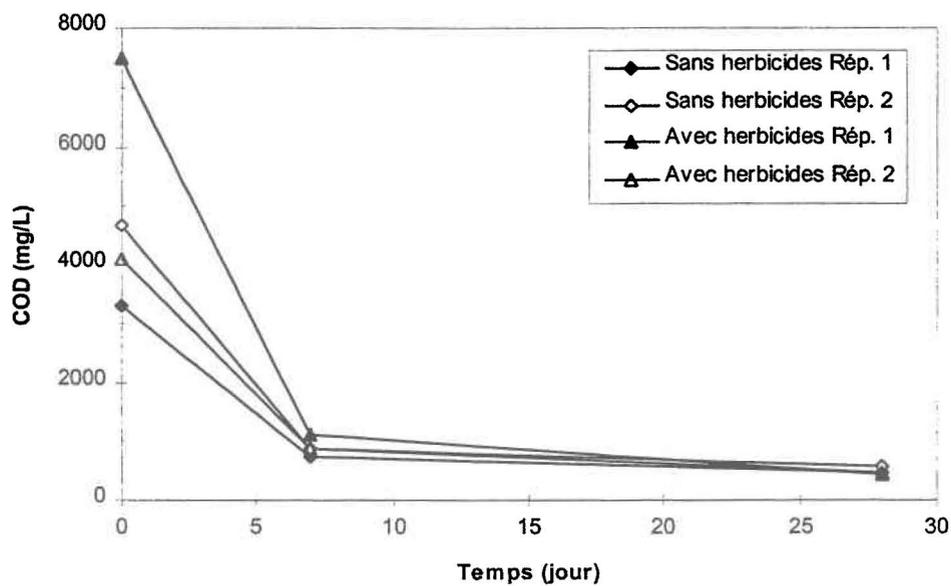


Figure D.8: Évolution de la teneur en carbone organique dissous dans les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

D.2.2 Composts

a) Matière organique totale

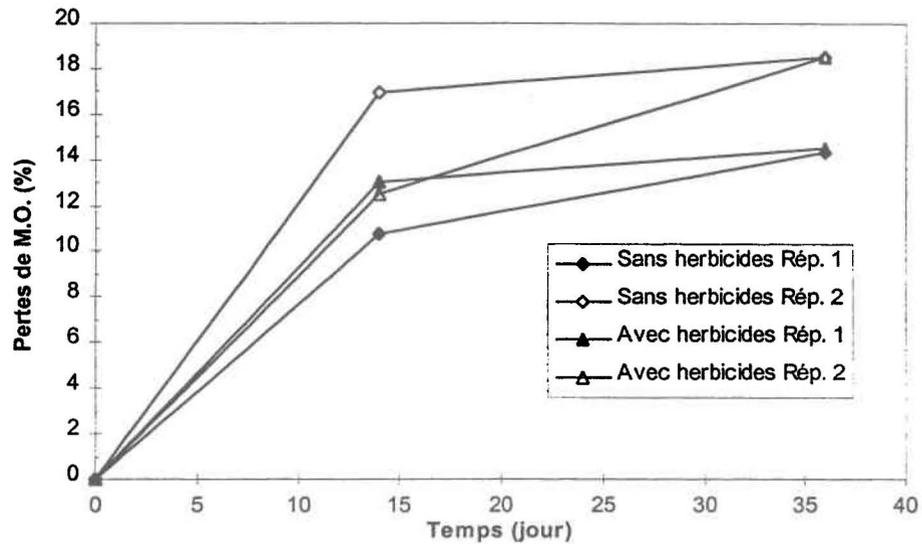


Figure D.9: Pertes de matière organique au cours du temps dans les composts de feuilles et gazon 1995.

b) pH

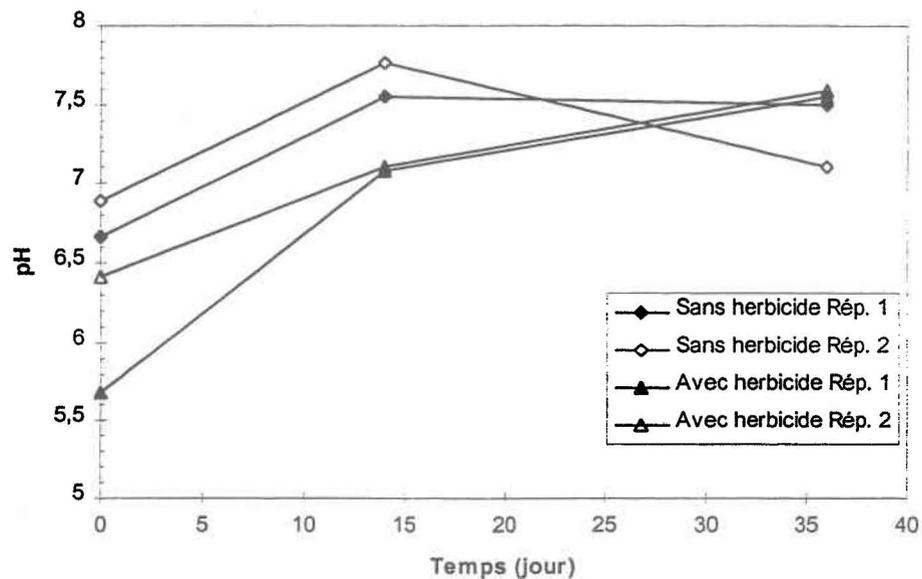


Figure D.10: Évolution du pH dans les composts de feuilles et gazon 1995.

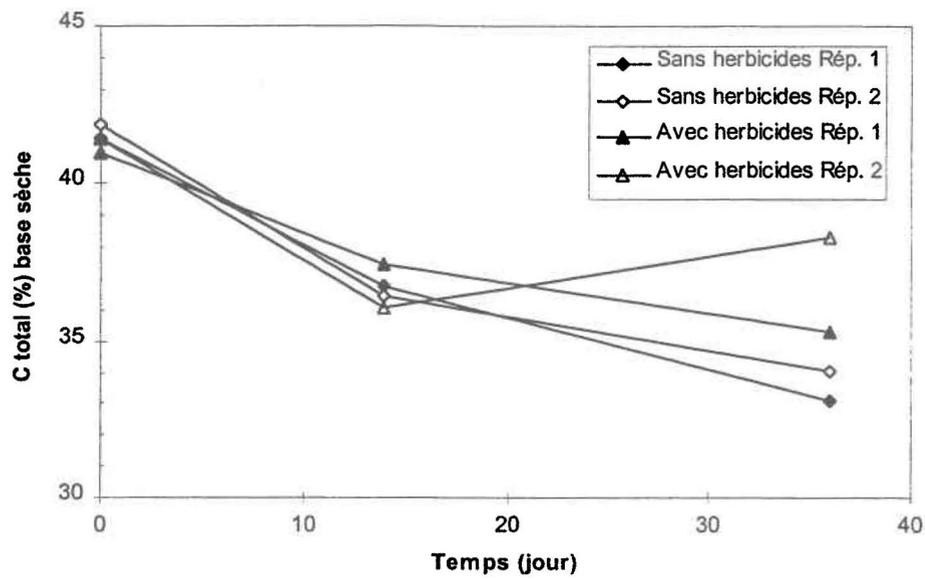
c) Carbone total

Figure D.11: Évolution de la teneur en carbone total dans les composts de feuilles et gazon 1995.

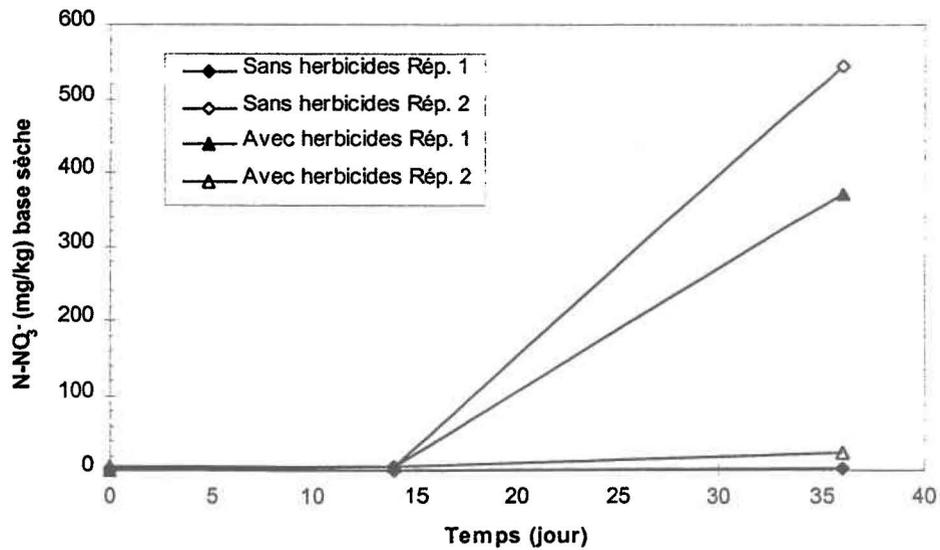
d) Azote

Figure D.12: Évolution de la teneur en nitrates dans les composts de feuilles et gazon 1995.

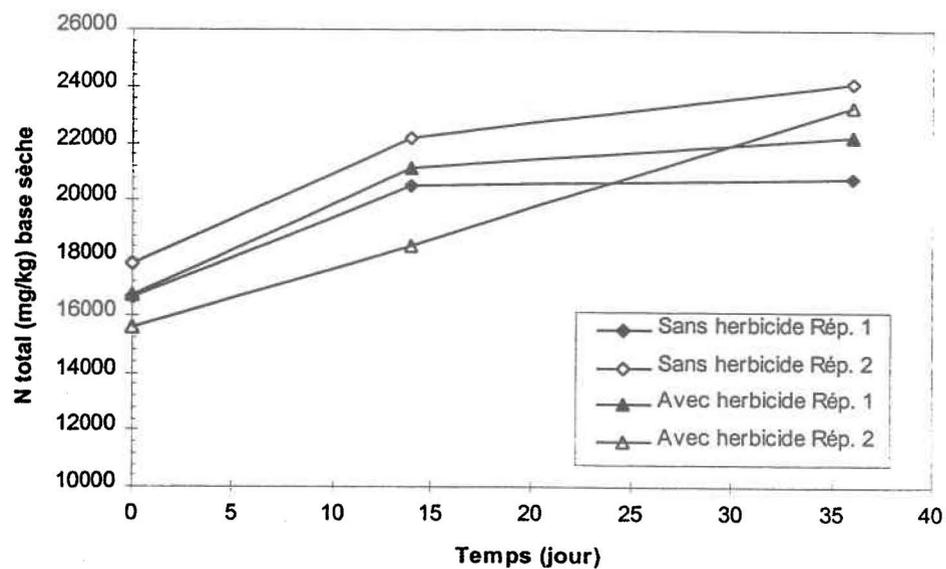


Figure D.13: Évolution de la teneur en azote total dans les composts de feuilles et gazon 1995.

D.3 Boues papetières

D.3.1 Lixiviats

a) Demande biochimique en oxygène

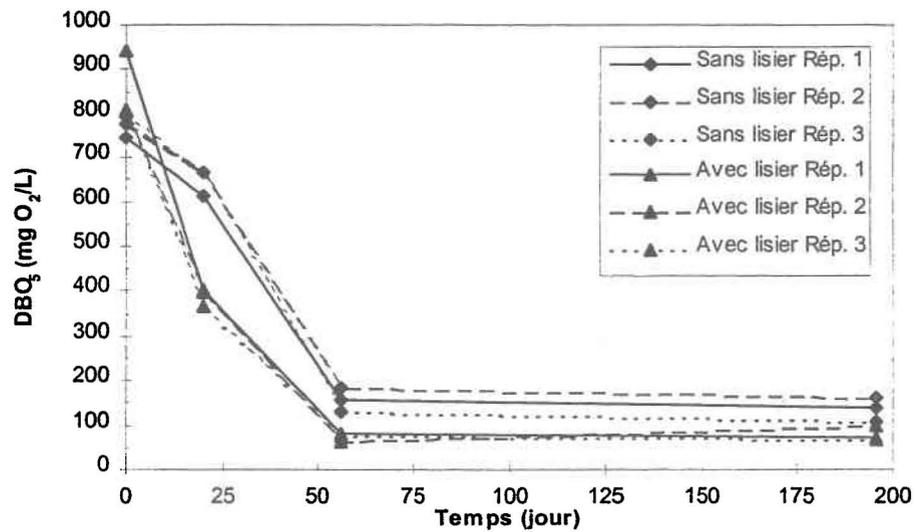


Figure D.14: Évolution de la demande biochimique en oxygène dans les lixiviats de composts de boues papetières.

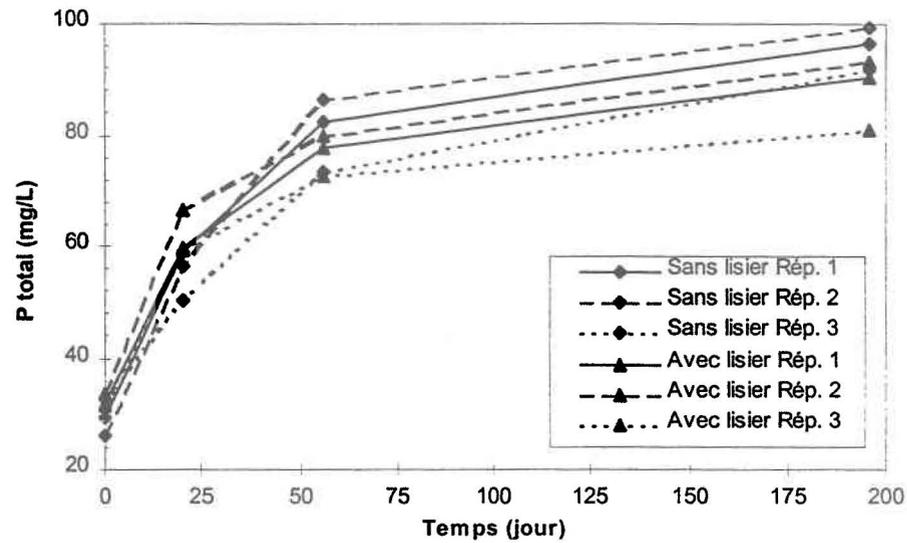
b) Phosphore total et potassium

Figure D.15: Évolution de la teneur en phosphore total dans les lixiviats de composts de boues papetières.

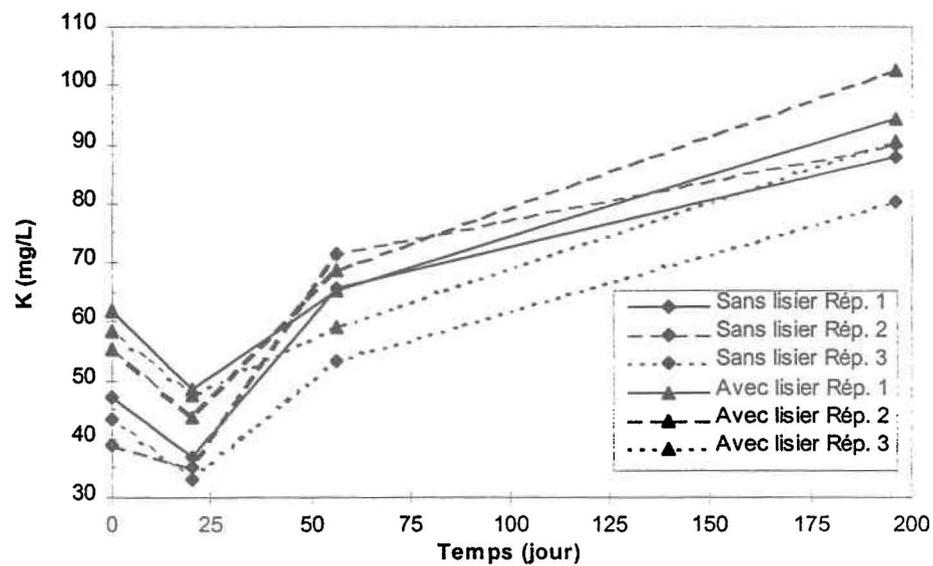


Figure D.16: Évolution de la teneur en potassium dans les lixiviats de composts de boues papetières.

c) azote

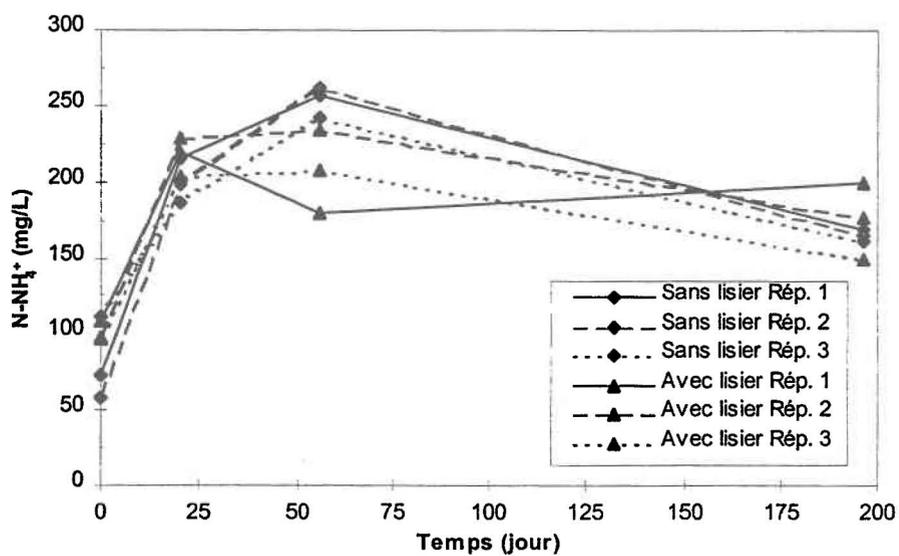


Figure D.17: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les lixiviats de composts de boues papetières.

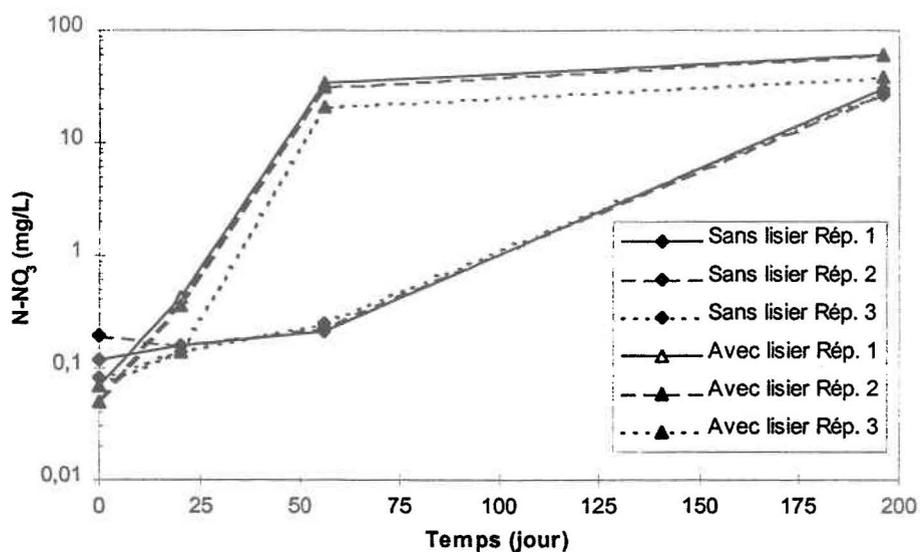


Figure D.18: Évolution de la teneur en nitrates dans les lixiviats de composts de boues papetières.

D.3.2 Composts

a) Potassium

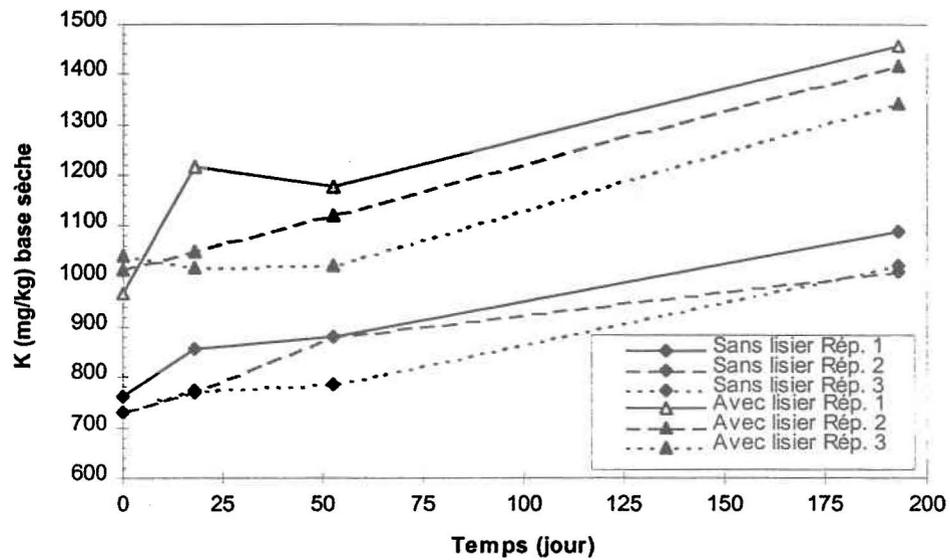


Figure D.19: Évolution de la teneur en potassium dans les composts de boues papetières.

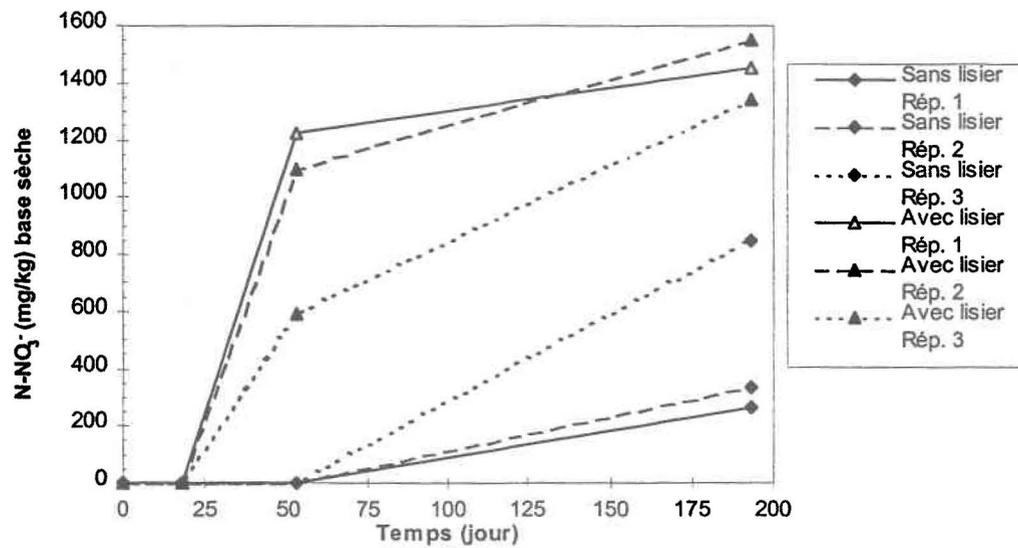
b) Azote

Figure D.20: Évolution de la teneur en nitrates dans les composts de boues papetières.

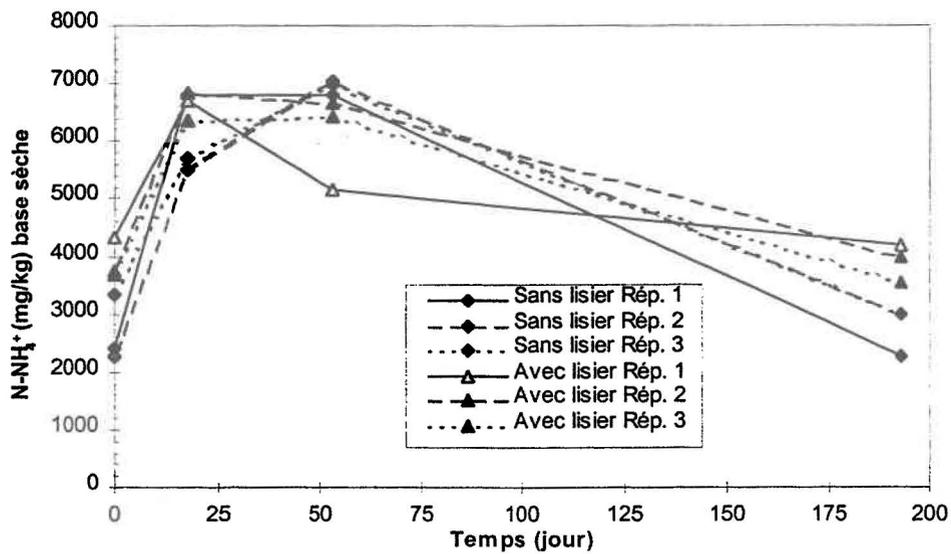


Figure D.21: Évolution de la teneur en azote ammoniacal dans les composts de boues papetières.

ANNEXE E

Résultats bruts

Tableau E.1: Résultats bruts pour les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1996.

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
DBO ₅ (mg/L)	0	682	918	800	1036	642	839	820
	8	1088	712	900	959	908	934	917
	22	320	420	370	369	639	504	437
	98	83	86	85	67	78	73	79
COD (mg/L)	0	478	685	582	374	349	362	472
	8	778	714	746	694	596	645	696
	22	435	409	422	624	459	542	482
	98	256	217	237	258	274	266	252
DCO (mg/L)	0 (a)	3200	3400	3300	3400	3800	3600	3450
	8 (a)	4600	4600	4600	4200	8600	6400	5500
	22 (a)	5900	5100	5500	4580	11593	8087	6794
	98 (a)	9777	8007	8892	9580	8143	8862	8877
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	0 (a)	70	29	50	26	38	32	41
	8 (a)	102	105	104	95	133	114	109
	22 (a)	111	90	101	115	170	143	122
	98 (a)	57	61	59	54	49	52	56
NTK (mg/L)	0 (a)	150	101	126	91	111	101	113.5
	8 (a)	225	256	241	246	419	333	287
	22 (a)	342	306	324	291	591	441	382.5
	98 (a)	216	269	243	218	211	215	229
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0	0.2	0.48	0.34	0.14	0.31	0.23	0.29
	8	0.16	0.26	0.21	0.22	0.16	0.19	0.20
	22	0.35	0.43	0.39	0.30	0.44	0.37	0.38
	98	141	110	125.5	77.2	307	192.1	158.8
P total (mg/L)	0	22.1	19.6	20.85	19.3	20.0	19.65	20.25
	8	19.04	22.90	20.97	19.20	26.9	23.05	22.01
	22	25.80	28.50	27.15	33.50	40.30	36.9	23.66
	98	34.50	39.70	37.10	33.40	30.0	31.70	34.40
P dissous (mg/L)	0	21.60	22.10	21.90	15.90	18.10	17.0	19.45
	8	18.60	26.70	22.70	18.20	27.0	22.60	22.65
	22	20.40	22.40	21.40	30.20	37.30	33.75	27.58
	98	24.50	39.70	32.10	32.90	19.40	26.15	29.13
K (mg/L)	0	200.50	203.80	202.15	165.90	185.90	175.90	189.03
	8	162.70	194.10	178.40	197.90	209.90	203.90	191.15
	22	260.10	202.70	231.40	271.50	283.10	277.30	254.35
	98	404.80	384.90	394.85	343.90	354.20	349.05	371.95
MES (mg/L)	0	852	1076	964	1243	1103	1173	1069
	8	1587	813	1200	1645	2279	1962	1581
	22	2583	2682	2633	2203	2277	2240	2437
	98	2829	3843	3336	3098	3006	3052	3194

a: échantillon acidifié en attendant l'analyse

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
2,4-D (µg/L)	0				4750	3850	4300	
	8				2520	2440	2480	
	22				1040	580	810	
	98				125	200	163	
MCP (µg/L)	0				4850	4000	4300	
	8				2600	2520	2560	
	22				1680	1200	1440	
	98				330	640	485	
Dicam- ba (µg/L)	0				260	200	230	
	8				95	150	123	
	22				420	400	410	
	98				<200	340	270	

Tableau E.2: Résultats bruts pour les composants de feuilles et gazon 1996.

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
Teneur en eau (%) b.h	0	68.9	64.4	66.7	65.4	66.5	66.0	63.4
	8	63.1	67.1	65.1	65.7	67.3	66.5	65.8
	22	62.5	63.4	63.0	64.0	63.6	63.8	63.4
	76	64.3	66.5	65.4	66.7	63.3	65.0	65.2
	98	60.2	62.5	61.4	62.8	57.9	60.4	60.9
Matière organi- que (%) b.s.	0	76.9	77.7	77.3	64.7	65.2	65.0	71.2
	8	64.8	73.1	69.0	58.9	68.0	63.5	66.3
	22	56.8	64.9	60.9	54.0	46.4	50.2	55.6
	98	59.0	63.8	61.4	50.1	46.2	48.2	54.8
N-NH ₄ ⁺ (mg/kg) b.s.	0	3299	1307	2303	1464	2499	1982	2143
	8 (c)	2751	3381	3066	2601	2943	2772	2919
	22 (c)	3649	2825	3237	2660	3999	3330	3284
	98 (c)	1451	1328	11390	1419	1091	1255	1323
N-NO ₃ ⁻ (mg/kg) b.s.	0	3.2	3.9	3.6	2.6	10.7	6.7	5.2
	8 (c)	0.8	0.3	0.6	1.5	0.6	1.1	0.9
	22 (c)	5.6	4.6	5.1	1.1	3.6	2.4	3.8
	98 (c)	3519.4	3923.1	3721.3	3172.0	2874.1	3023.1	3372.2
Azote total (%) b.s.	0 (c)	2.318	2.011	2.165	1.774	2.135	1.955	2.060
	8 (c)	2.344	2.124	2.234	2.265	2.451	2.358	2.296
	22 (c)	2.843	2.515	2.679	2.585	2.139	2.362	2.521
	98 (c)	2.896	2.908	2.902	2.926	2.551	2.739	2.821

c: échantillon congelé en attendant l'analyse

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
Azote total (mg/kg) b.s.	0	23180	20110	21645	17740	21350	19545	20595
	8	23440	21240	22340	22650	24510	23580	22960
	22	28430	25150	26790	25850	21390	23620	25205
	98	28960	29080	29020	29260	25510	27390	28203
Carbone total (%) b.s.	0 (c)	40.280	41.792	41.036	33.123	35.136	34.130	37.583
	8 (c)	34.689	39.786	37.238	33.584	30.620	32.102	34.670
	22 (c)	37.614	35.215	36.415	31.026	26.190	28.608	32.512
	98 (c)	31.418	35.638	33.528	30.915	26.470	28.693	31.111
Carbone total (mg/kg) b.s.	0	402800	417920	410360	331230	351360	341300	375830
	8	346890	397860	372380	335840	306200	321020	346700
	22	376140	352150	364150	310260	261900	286080	325120
	98	214180	356380	335280	309150	264700	286930	311110
P total (mg/kg) b.s.	0 (c)	2959	1842	2401	1906	2084	1995	2198
	8 (c)	2680	2009	2345	1866	2598	2232	2288
	22 (c)	3043	2304	2674	2714	2357	2536	2605
	98 (c)	3426	3065	3246	3338	2796	3067	3156
K (mg/kg) b.s.	0 (c)	19654	13783	16719	11352	13762	12557	14638
	8 (c)	14365	15458	14912	14381	14431	14406	14659
	22 (c)	20753	17686	19220	16361	15711	16036	17628
	98 (c)	19637	18956	19297	19443	18076	18760	19028
C/N selon norme	0	16.588	19.319	17.954	18.236	15.276	16.756	17.355
	8	13.823	17.208	15.516	13.002	13.872	13.437	14.476
	22	9.993	12.903	11.448	10.445	10.846	10.646	11.047
	98	11.596	12.679	12.138	9.601	10.203	9.902	11.020
2,4-D (mg/kg) b.s.	0				230	170	200	
	8				85	85	85	
	22				15	19	17	
	98				23	2.9	13	
MCPD (mg/kg) b.s.	0				230	180	205	
	8				75	75	75	
	22				45	63	54	
	98				28	14	21	
Dicamba (mg/kg) b.s.	0				11	13	12	
	8				13	8.1	10.6	
	22				11	13	12	
	98				<5	<5	<5	

c: échantillon congelé en attendant l'analyse

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides	Sans herbicides	Moyenne sans	Avec herbicides	Avec herbicides	Moyenne avec	Moyenne
		Rép. 1	Rép. 2	herbicides	Rép. 1	Rép. 2	herbicides	des quatre
pH	0	6.71	5.68	6.20	6.62	6.81	6.72	6.46
	8	5.81	6.20	6.0	6.54	6.28	6.41	6.21
	22	7.20	7.06	7.13	7.27	7.54	7.41	7.27
	98	6.60	6.25	6.43	6.39	6.38	6.39	6.41

Tableau E.3: Résultats bruts pour les lixiviats de composts de feuilles et gazon 1995.

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides	Sans herbicides	Moyenne sans	Avec herbicides	Avec herbicides	Moyenne avec	Moyenne
		Rép. 1	Rép. 2	herbicides	Rép. 1	Rép. 2	herbicides	des quatre
DBO ₅ (mg/L)	0	2207	3290	2749	6596	3506	5051	3900
	7	313	348	331	534	361	448	390
	28	148	99	124	258	201	230	177
COD (mg/L)	0	3307	4665	3986	7508	4117	5813	4900
	7	727	867	797	1109	858	984	891
	28	461	563	512	439	456	448	480
DCO (mg/L)	0 (a)	10951	15860	13406	20200	13550	16875	15140
	7 (a)	5800	5800	5800	6700	4900	5800	5800
	28 (a)	4500	4400	4450	6700	5400	6050	5250
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	0	350	580	465	390	300	345	405
	7	90	110	100	80	70	75	88
	28	60	40	50	70	80	75	63
NTK (mg/L)	0	740	1100	920	880	670	775	848
	7	305	325	315	310	220	265	290
	28	260	280	270	350	260	305	288
Nitra-tes (mg/L)	0	0.50	1.26	0.88	0.70	0.45	0.58	0.73
	7	0.26	0.47	0.37	0.50	0.30	0.40	0.39
	28	1.03	31.30	16.17	73.50	0	36.75	26.46
P total (mg/L)	0	130	162	146	180	131	156	151
	7	42.0	37.6	39.8	50.1	38.8	44.5	42.2
	28	36.2	45.7	41.0	42.9	32.7	37.8	39.4
K (mg/L)	0	1231	1537	1384	1623	1325	1474	1429
	7	490	513	502	453	382	418	460
	28	524	706	615	545	504	525	570
MES (mg/L)	0	1325	1359	1342	690	940	815	1079
	7	2130	1966	2048	2349	1262	1806	1927
	28							
2,4-D (µg/L)	0				1470	2800	2135	
	7				865	1170	1018	
	28				70	35	53	

a: échantillon acidifié en attendant l'analyse

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
MCPP (µg/L)	0				2140	4480	3310	
	7				1350	1880	1615	
	28				180	120	150	
Dicamba (µg/L)	0				60	80	70	
	7				110	145	128	
	28				<50	<50	50	

Tableau E.4: Résultats bruts pour les composts de feuilles et gazon 1995.

Paramètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
Teneur en eau (%) b.h	0	65.0	62.0	64.0	61.1	62.4	61.8	62.9
	14	71.2	73.2	72.2	72.8	74.8	73.8	73.0
	36	72.4	73.0	72.7	73.6	74.0	73.8	73.3
Matière organique (%) b.s.	0	74.9	81.3	78.1	78.7	80.1	79.4	78.8
	14	66.9	67.6	67.3	68.5	70.1	69.3	68.3
	36	64.2	66.3	65.3	67.3	65.3	66.3	65.8
NH ₄ ⁺ (mg/kg) b.s.	0	628	579	604	642	452	547	576
	14	2497	2839	2668	2133	2739	2436	2552
	36	1919	1835	1877	1970	2596	2283	2080
Nitrates (mg/kg) b.s.	0	0.3	2.1	1.2	4.4	0.3	2.4	1.8
	14	0.7	6.0	3.4	4.8	6	5.4	4.4
	36	1.8	544.4	273.1	370.1	24.6	197.4	235.3
Azote total (%) b.s.	0 (c)	1.658	1.776	1.717	1.669	1.555	1.612	1.165
	14 (c)	2.048	2.216	2.132	2.116	1.842	1.979	2.056
	36 (c)	2.079	2.414	2.247	2.224	2.332	2.278	2.263
Azote total (mg/kg) b.s.	0 (c)	16580	17760	17170	16690	15550	16120	11650
	14 (c)	20480	22160	21320	21160	18420	19790	20560
	36 (c)	20790	24140	22470	22240	23320	22780	22630
Carbone total (%) b.s.	0 (c)	41.388	41.861	41.625	40.995	41.422	41.209	41.417
	14 (c)	36.764	36.426	36.595	37.420	36.055	36.738	36.667
	36 (c)	33.096	34.052	33.574	35.284	38.341	36.813	35.194
C total (mg/kg) b.s.	0 (c)	413880	418610	416250	409950	414220	412090	414170
	14 (c)	367640	364260	365950	374200	360550	367380	366670
	36 (c)	330960	340520	335740	352840	383410	368130	351940
P total (mg/kg). b.s.	0	1485	1849	1667	1669	1732	1701	1684
	14	2400	2404	2402	1623	2128	1876	2139
	36	2497	2844	2671	2095	2047	2071	2371
K (mg/kg) b.s.	0	7260	9095	8178	8386	7797	8092	8135
	14	9973	8619	9296	9622	8203	8913	9105
	36	10297	10487	10392	7288	7459	7374	8883

c: échantillon congelé en attendant l'analyse

Para- mètres	Temps (jours)	Sans herbicides Rép. 1	Sans herbicides Rép. 2	Moyenne sans herbicides	Avec herbicides Rép. 1	Avec herbicides Rép. 2	Moyenne avec herbicides	Moyenne des quatre
C/N	0	24.963	23.570	24.267	24.563	26.638	25.601	24.934
	14	17.951	16.438	17.195	17.684	19.574	18.629	17.912
	36	15.920	14.106	15.013	15.865	16.441	16.153	15.583
2,4-D (mg/kg)	0				54	49	52	
	14				21	28	25	
	b.s.				0.9	<0.5	0.7	
MCPD (mg/kg)	0				53	55	54	
	14				22	28	25	
	b.s.				1.9	1.0	1.5	
Dicamba (mg/kg)	0				<10	<10	10	
	14				2.7	5.2	4.0	
	b.s.				<3.0	3.2	3.1	
pH	0	6.67	6.89		5.68	6.41		
	14	7.55	7.76		7.08	7.11		
	36	7.5	7.1		7.55	7.59		

Tableau E.5: Résultats bruts pour les lixiviats de composts de boues papetières.

Paramè- tres	Temps (jours)	Sans lisier Rép.1	Sans lisier Rép. 2	Sans lisier Rép. 3	Moyenne « sans lisier »	Avec lisier Rép. 1	Avec lisier Rép. 2	Avec lisier Rép. 3	Moyenne « avec lisier »	Moyenne des six
DBO ₅ (mg/L)	0	747	777	795	773	940	805	809	851	812
	20	610	666	667	648	403	397	366	389	519
	56	157	184	131	157	81	62	78	74	116
	196	138	162	108	136	70	97	69	79	108
COD (mg/L)	0	344	356	388	363	497	369	386	417	390
	20	576	533	606	572	533	499	545	526	549
	56	387	478	411	425	327	371	375	358	392
	196	383	378	352	371	316	278	286	293	332
DCO (mg/L)	0 (a)	2322	2186	2186	2231	2186	2623	874	1894	2063
	20 (a)	7619	9312	9418	8783	9312	10159	9312	9594	9189
	56 (a)	3099	3213	2683	2998	2683	2683	2683	2683	2841
	196 (a)	3343	2743	2571	2886	2486	2143	1886	2172	2529
N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	0 (a)	73	58	111	81	108	98	97	101	91
	20	215	198	187	200	219	229	204	217	209
	56 (a)	257	262	242	254	180	234	207	207	231
	196 (a)	169	165	161	165	200	177	150	176	171
NTK (mg/L)	0 (a)	154	132	194	160	192	188	178	186	173
	20 (a)	276	262	246	261	275	290	260	275	268
	56 (a)	320	326	297	314	253	295	263	270	292
	196 (a)	258	276	242	259	284	246	214	248	254
N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	0	0.12	0.19	0.08	0.13	0.07	0.05	0.07	0.06	0.10
	20	0.16	0.16	0.14	0.15	0.43	0.36	0.14	0.31	0.23
	56	0.21	0.23	0.25	0.23	34.10	31.00	20.90	28.70	14.50
	196	29.90	26.70	28.40	28.30	61.20	61.80	38.70	53.90	41.10

a: échantillon acidifié en attendant l'analyse

Paramètres	Temps (jours)	Sans lisier Rép.1	Sans lisier Rép. 2	Sans lisier Rép. 3	Moyenne « sans lisier »	Avec lisier Rép. 1	Avec lisier Rép. 2	Avec lisier Rép. 3	Moyenne « avec lisier »	Moyenne des six
P total (mg/L)	0	29.3	26.3	32.7	29.4	31.9	33.7	31.5	32.4	30.9
	20	58.8	56.4	50.3	55.2	59.5	66.4	59.4	61.8	58.5
	56	82.2	86.2	73.2	80.5	77.8	79.9	72.7	76.8	78.7
	196	96.4	99.3	91.6	95.8	90.3	93.3	80.9	88.2	92.0
P dissous (mg/L)	0	34.8	31.1	40.3	35.4	36.7	39.8	37.4	38.0	36.7
	20	66	67	56	63	71	81	68	73	68
	56	88	90	80	86	89	90	84	88	87
	196	117	133	108	119	94	96	94	95	107
K (mg/L)	0	47.0	38.8	43.4	43.1	61.8	55.3	58.5	58.5	50.8
	20	36.8	35.1	33.2	35.0	48.3	43.7	47.5	46.5	40.8
	56	65.6	71.5	53.2	63.4	65.1	68.5	59.1	64.2	63.8
	196	87.8	89.7	80.1	85.9	94.4	102.5	90.6	95.8	90.9
MES (mg/L)	0	184	141	214	180	333	248	227	269	225
	20	454	379	454	429	513	561	443	506	468
	56	452	501	480	478	532	430	487	483	481
	196	802	1314	902	1006	1016	638	567	740	873

Tableau E.6: Résultats bruts pour les composts de boues papetières.

Paramètres	Temps (jours)	Sans lisier Rép.1	Sans lisier Rép. 2	Sans lisier Rép. 3	Moyenne « sans lisier »	Avec lisier Rép. 1	Avec lisier Rép. 2	Avec lisier Rép. 3	Moyenne « avec lisier »	Moyenne des six
Teneur en eau (%) b.h.	0	65.6	64.9	66.1	65.5	67.6	66.6	67.2	67.1	66.3
	18	65.3	64.4	64.7	64.8	66.0	66.0	66.8	66.3	65.6
	53	61.9	61.3	62.1	61.8	63.4	63.2	67.0	64.5	63.2
	193	57.9	51.5	59.3	56.2	64.0	62.1	67.1	64.4	60.3
Matière organique (%) b.s.	0	96.8	96.9	96.7	96.8	96.6	96.7	96.7	96.7	96.8
	18	96.3	96.4	96.3	96.3	95.7	96.1	96.1	96.0	96.2
	53	96.1	96.2	96.0	96.1	95.1	96.0	96.0	95.7	95.9
	193	95.2	94.5	95.5	95.1	93.0	95.1	95.3	94.5	94.8
N-NH ₄ ⁺ (mg/kg) b.s.	0	2404	2259	3317	2593	4327	3749	3680	3919	3256
	18	6790	5478	5684	5984	6682	6849	6346	6626	6305
	53	6788	7022	6953	6921	5159	6678	6433	6090	6506
	193 (c)	2273	2977	2992	2747	4175	3982	3532	3896	3322
N-NO ₃ ⁻ (mg/kg) b.s.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	18	0	0	0	0	1.2	0.6	0	0.6	0.3
	53	0.3	0.3	0.3	0.3	1221	1101	588	970	485.2
	193	266	336	850	484	1456	1554	1343	1451	968
Azote total (%) b.s.	0 (c)	1.998	1.763	2.012	1.924	2.075	2.007	1.720	1.934	1.929
	18 (c)	1.662	1.499	1.738	1.633	1.736	2.006	1.759	1.834	1.734
	53 (c)	1.719	1.715	1.494	1.643	2.151	1.976	1.733	1.953	1.798
	193 (c)	2.230	1.995	2.036	2.087	2.243	2.253	2.211	2.236	2.162
Azote total (mg/kg) b.s.	0	19980	17630	20120	19240	20750	20070	17200	19340	19290
	18	16620	14990	17380	16330	17360	20060	17590	18340	17335
	53	17190	17150	14940	16430	21510	19760	17330	19530	17980
	193	22300	19950	20360	20870	22430	22530	22110	22360	21615

c: échantillon congelé en attendant l'analyse

Paramètres	Temps (jours)	Sans lisier Rép.1	Sans lisier Rép. 2	Sans lisier Rép. 3	Moyenne « sans lisier »	Avec lisier Rép. 1	Avec lisier Rép. 2	Avec lisier Rép. 3	Moyenne « avec lisier »	Moyenne des six
Carbone total (%)	0 (c)	49.321	49.106	49.140	49.189	48.806	49.574	49.618	49.333	49.261
	18 (c)	49.002	49.519	49.203	49.241	46.548	49.462	49.323	48.444	48.843
	53 (c)	48.694	48.889	48.772	48.785	48.149	48.432	48.268	48.283	48.534
	b.s.	193 (c)	49.049	49.450	49.202	49.234	41.913	49.158	48.893	46.655
Carbone (mg/kg)	0	493210	491060	491400	491890	488060	495740	496180	493330	492610
	18	490020	495190	492030	492410	465480	494620	493230	484440	488430
	53	486940	488890	487720	487850	481490	484320	482680	482830	485340
	b.s.	193	490490	494500	492020	492340	419130	491580	488930	466550
P total (mg/kg)	0 (c)	3578	3367	3412	3452	3264	3862	3410	3512	3482
	18 (c)	3618	3255	3446	3440	3931	3630	3432	3664	3552
	53 (c)	3724	3811	3301	3612	4039	3730	3423	3731	3671
	b.s.	193 (c)	4326	4008	4169	4168	4108	4880	4351	4446
K (mg/kg)	0 (c)	761	732	729	741	969	1016	1043	1009	875
	18 (c)	855	769	773	799	1217	1051	1020	1096	948
	53 (c)	882	880	785	849	1178	1123	1024	1108	979
	b.s.	193 (c)	1088	1011	1022	1040	1457	1416	1342	1405
C/N	0	24.224	27.482	24.031	25.246	23.277	24.091	28.110	25.159	25.203
	18	28.971	32.155	27.704	29.610	27.563	23.953	27.317	26.278	27.944
	53	27.952	28.047	32.129	29.376	23.435	25.723	28.674	25.944	27.660
	193	21.607	24.095	24.475	23.392	22.175	22.664	22.942	22.594	22.993
pH	0	4.00	5.79	6.03	5.27	6.13	5.83	5.97	5.98	5.63
	20	7.51	7.10	7.29	7.30	7.66	7.69	7.63	7.66	7.48
	56	8.43	8.07	8.15	8.22	6.48	7.60	7.39	7.16	7.69
	196	6.29	6.10	6.13	6.17	6.25	6.32	6.34	6.30	6.24

c: échantillon congelé en attendant l'analyse

Tableau E.7: Moyennes, écarts-types et intervalles de confiance à 95 % pour tous les paramètres et tous les échantillonnages.

Paramètres	Jour	Moyenne	Écart-type	Intervalle de confiance 95 %
Lixiviats				
DBO ₅ (mg O ₂ /L) 6 Rép.	0	812	66.6	53.3
	20	519	143.9	47
	56	116	49.2	39.4
	196	108	37.1	29.7
DBO ₅ Sans lisier (mg O ₂ /L) 3 Rép.	0	773	24.2	27.4
	20	648	32.6	36.9
	56	157	26.5	30
	196	136	27.1	30.6
DBO ₅ Avec lisier (mg O ₂ /L) 3 Rép.	0	851	76.8	86.9
	20	389	19.9	22.5
	56	74	10.2	11.6
	196	79	15.9	18

Paramètres	Jour	Moyenne	Écart-type	Intervalle de confiance 95 %
COD (mg/L) 6 Rép.	0	390	55.1	44.1
	20	549	37.4	30
	56	392	50.5	40.4
	196	332	45.6	36.5
COD Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	363	22.7	25.7
	20	572	36.7	41.5
	56	425	47.2	53.4
	196	371	16.6	18.8
COD Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	417	69.5	78.7
	20	526	23.9	27
	56	358	26.6	30.1
	196	293	20	22.7
DBO ₅ (mg O ₂ /g COD) 6 Rép.	0	2112	36.4	29.2
	20	939	229.2	183.4
	56	289	96.9	77.5
	196	318	77.9	62.3
DBO ₅ Sans lisier (mg O ₂ /g COD) 3 Rép.	0	2168	17.3	19.6
	20	1137	100.4	113.6
	56	370	45.4	51.4
	196	365	61.2	69.2
DBO ₅ Avec lisier (mg O ₂ /g COD) 3 Rép.	0	2056	149.5	169.2
	20	741	63.3	71.6
	56	208	40.5	45.8
	196	271	68.5	77.5
DCO (mg O ₂ /L) 6 Rép.	0	2063	606.6	485.4
	20	9189	837.1	669.8
	56	2912	246.9	197.6
	196	2529	504.9	404
DCO Sans lisier (mg O ₂ /L) 3 Rép.	0	2231	78.5	88.9
	20	8783	1009.4	1142.3
	56	2998	279	315.7
	196	2886	405.3	458.6
DCO Avec lisier (mg O ₂ /L) 3 Rép.	0	1894	910.2	1030
	20	9594	489	553.4
	56	2683	0	
	196	2172	301	340.6
MES (mg/L) 6 Rép.	0	225	64.9	51.9
	20	467	62.6	50.1
	56	480	36	28.8
	196	873	303.6	242.9
MES Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	180	36.7	41.5
	20	429	43.3	49
	56	478	24.6	27.8
	196	1006	271.4	307.1
MES Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	269	56.1	63.5
	20	506	59.3	67.1
	56	483	51.1	57.8
	196	740	241.4	273.1
P tot. (mg/L) 6 Rép.	0	30.9	2.7	2.2
	20	58.5	5.2	4.2
	56	78.7	5.2	4.2
	196	92	6.3	5.1
P tot. Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	29.4	3.2	3.6
	20	55.2	4.4	5
	56	80.5	6.7	7.5
	196	95.8	3.9	4.4
P tot. Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	32.4	1.2	1.3
	20	61.8	4	4.5
	56	76.8	3.7	4.2
	196	88.2	6.5	7.3

Paramètres	Jour	Moyenne	Écart-type	Intervalle de confiance 95 %
K (mg/L) 6 Rép.	0	50.8	9.1	7.3
	20	40.8	6.5	5.2
	56	63.8	6.6	5.3
	196	90.9	7.4	5.9
K Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	43.1	4.1	4.7
	20	35	1.8	2
	56	63.4	9.3	10.6
	196	85.9	5.1	5.8
K Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	58.5	3.3	3.7
	20	46.5	2.5	2.8
	56	64.2	4.8	5.4
	196	95.8	6.1	6.9
P dissous (mg/L) 6 Rép.	0	36.7	3.4	2.7
	20	68.2	8.1	6.5
	56	86.8	4	3.2
	196	107	15.7	12.6
P dissous Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	35.4	4.6	5.2
	20	63	6.1	6.9
	56	86	5.3	6
	196	119	12.7	14.3
P dissous Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	38	1.6	1.8
	20	73	6.8	7.7
	56	88	3.2	3.6
	196	95	1.2	1.3
N-NH ₄ ⁺ (mg/L) 6 Rép.	0	91	20.9	16.7
	20	209	15.3	12.2
	56	231	31.4	25.2
	196	171	17.1	13.7
N-NH ₄ ⁺ Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	81	27.3	30.9
	20	200	14.1	16
	56	254	10.4	11.8
	196	165	4	4.5
N-NH ₄ ⁺ Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	101	6.1	6.9
	20	217	12.6	14.2
	56	207	27	30.6
	196	176	25	28.3
N-NO ₃ ⁻ (mg/L) 6 Rép.	0	0.1	0.05	0.04
	20	0.23	0.1	0.1
	56	14.5	16.2	12.9
	196	41.1	16.3	13.1
N-NO ₃ ⁻ Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	0.13	0.06	0.06
	20	0.15	0.01	0.01
	56	0.23	0.02	0.02
	196	28.3	1.6	1.8
N-NO ₃ ⁻ Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	0.06	0.01	0.01
	20	0.31	0.2	0.2
	56	28.7	6.9	7.8
	196	53.9	13.2	14.9
NTK (mg/L) 6 Rép.	0	173	24.9	19.9
	20	268	15.4	12.3
	56	292	29.4	23.6
	196	254	25.3	20.3
NTK Sans lisier (mg/L) 3 Rép.	0	160	31.4	35.6
	20	261	15	17
	56	314	15.3	17.3
	196	259	17	19.2
NTK Avec lisier (mg/L) 3 Rép.	0	186	7.2	8.2
	20	275	15	17
	56	270	21.9	24.8
	196	248	35	39.7

Paramètres	Jour	Moyenne	Écart-type	Intervalle de confiance 95 %
Composts				
TEE (%) b.h. 6 Rép.	0	66.3	1	0.8
	18	65.6	0.9	0.7
	53	63.2	0.9	0.7
	171	61.4	4	3.2
	193	60.3	5.4	4.3
TEE Sans lisier (%) b.h. 3 Rép.	0	65.5	0.6	0.7
	18	64.8	0.5	0.5
	53	61.8	0.4	0.5
	171	58.2	1.6	1.8
	193	56.2	4.2	4.7
TEE Avec lisier (%) b.h. 3 Rép.	0	67.1	0.5	0.6
	18	66.3	0.5	0.5
	53	64.5	2.1	2.4
	171	64.6	2.4	2.7
	193	64.4	2.5	2.9
MOT (%) b.s. 6 Rép.	0	96.8	0.1	0.08
	18	96.2	0.3	0.2
	53	95.9	0.4	0.3
	193	94.8	0.9	0.7
	MOT Sans lisier (%) b.s. 3 Rép.	0	96.8	0.1
18		96.3	0.06	0.07
53		96.1	0.1	0.1
193		95.1	0.5	0.6
MOT Avec lisier (%) b.s. 3 Rép.		0	96.7	0.06
	18	96	0.2	0.3
	53	95.7	0.5	0.6
	193	94.5	1.3	1.4
	pH 6 Rép.	0	5.63	0.8
18		7.48	0.2	0.2
53		7.69	0.7	0.6
193		6.24	0.1	0.08
pH Sans lisier 3 Rép.		0	5.27	1.1
	18	7.3	0.2	0.2
	53	8.22	0.2	0.2
	193	6.17	0.1	0.1
	pH Avec lisier 3 Rép.	0	5.98	0.2
18		7.66	0.03	0.03
53		7.16	0.6	0.7
193		6.3	0.05	0.05
P tot. (mg/kg) b.s. 6 Rép.		0	3482	211.9
	18	3552	231.5	185.2
	53	3671	268.2	214.6
	193	4307	309.4	247.6
	P tot. Sans lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	3452	111.1
18		3440	181.6	205.5
53		3612	272.8	308.7
193		4168	159	179.9
P tot. Avec lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.		0	3512	311.8
	18	3664	251.3	284.3
	53	3731	308	348.5
	193	4446	394.7	446.7
	K (mg/kg) b.s. 6 Rép.	0	875	149.5
18		948	178.6	142.9
53		979	154.4	123.5
193		1223	204.8	163.9
K Sans lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.		0	741	17.7
	18	799	48.5	54.9
	53	849	55.4	62.7
	193	1040	41.6	47.1
	K Avec lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	1009	37.4
18		1096	105.9	119.9
53		1108	78	88.3
193		1405	58.3	66

Paramètres	Jour	Moyenne	Ecart-type	Intervalle de confiance 95 %
C tot. (%) b.s. 6 Rép.	0	49.261	0.3	0.2
	18	48.843	1.1	0.9
	53	48.534	0.3	0.2
	193	47.945	3	2.4
C tot. Sans lisier (%) b.s. 3 Rép.	0	49.189	0.1	0.1
	18	49.241	0.3	0.3
	53	48.785	0.1	0.1
	193	49.234	0.2	0.2
C tot. Avec lisier (%) b.s. 3 Rép.	0	49.333	0.5	0.5
	18	48.444	1.6	1.9
	53	48.283	0.1	0.2
	193	46.655	4.1	4.6
N-NH ₄ ⁺ (mg/kg) b.s. 6 Rép.	0	3256	810.8	648.7
	18	6305	590.7	472.6
	53	6506	692.1	553.8
	193	3322	712.1	569.8
N-NH ₄ ⁺ Sans lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	2593	573.6	649.1
	18	5984	705.6	798.4
	53	6921	120.2	136.1
	193	2747	410.9	464.9
N-NH ₄ ⁺ Avec lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	3919	355.3	402.1
	18	6626	256.2	289.9
	53	6090	815.5	922.8
	193	3896	329.9	373.4
N-NO ₃ ⁻ (mg/kg) b.s. 6 Rép.	0	0	0	
	18	0.3	0.5	0.4
	53	485.2	572.1	457.8
	193	968	573	458.5
N-NO ₃ ⁻ Sans lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	0	0	
	18	0	0	
	53	0.3	0	
	193	484	318.9	360.9
N-NO ₃ ⁻ Avec lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	0	0	
	18	0.6	0.6	0.7
	53	970	336.2	380.5
	193	1451	105.6	119.5
N tot. (mg/kg) b.s. 6 Rép.	0	19290	1485.2	1188.4
	18	17335	1643.4	1315
	53	17980	2306.8	1845.8
	193	21615	1257.7	1006.4
N tot. Sans lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	19240	1398.9	1583
	18	16330	1221.1	1381.8
	53	16430	1287.6	1457.1
	193	20870	1255.3	1420.4
N tot. Avec lisier (mg/kg) b.s. 3 Rép.	0	19340	1884.2	2132.2
	18	18340	1496.9	1693.8
	53	19530	2099.2	2375.4
	193	22360	1369.2	1549.4
C/N 6 Rép.	0	25.203	2	1.6
	18	27.944	2.7	2.1
	53	27.66	2.9	2.3
	193	22.993	2.2	1.8
C/N 3 Rép.	0	25.246	1.9	2.2
	18	29.61	2.3	2.6
	53	29.376	2.4	2.7
	193	23.392	4	4.5
C/N 3 Rép.	0	25.159	2.6	3
	18	26.278	2	2.3
	53	25.944	2.6	3
	193	22.594	0.4	0.4

Paramètres	Moyenne	Ecart-type	Intervalle de confiance 95 %
Perte de masse sèche (kg) 6 Rép.	4.2	0.4	0.3
Perte de masse sèche (kg) Sans lisier 3 Rép.	4.05	0.4	0.5
Perte de masse sèche (kg) Avec lisier 3 Rép.	4.4	0.2	0.3
Perte azote total (g) sec 6 Rép.	65.7	18.6	14.9
Perte azote total (g) sec Sans lisier 3 Rép.	68.7	15.9	18
Perte azote total (g) sec Avec lisier 3 Rép.	62.7	24.3	27.4
Perte carbone total (g) sec 6 Rép.	2249.7	311.6	249.4
Perte carbone total (g) sec Sans lisier 3 Rép.	2038.5	235.7	266.7
Perte carbone total (g) sec Avec lisier 3 Rép.	2460.9	231.2	261.6

