

# THÈSE

en vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : Centre Recherche en Energie

Structure de Recherche : Structure de Modélisation et Simulation en Mécanique  
Énergétique

Discipline : Physique

Spécialité : Mécanique Énergétique

Présentée et Soutenue le : 23 / 12 / 2024

par :

**Hicham EL BOUDIHI**

## Modélisation mathématique basée sur une approche théorique, une analyse statistique et expérimentale du processus de compostage

### Devant le JURY :

Rachid AHL LAAMARA	PES	Faculté des science, Université Mohammed V - Rabat	Président
Mohammed CHERRAJ	PES	Faculté des science, Université Mohammed V - Rabat	Examineur/Rapporteur
Abdelhak ZOGLAT	PES	Faculté des science, Université Mohammed V - Rabat	Examineur/Rapporteur
Mohammed TAIBI	MCH	Faculté des sciences, Université Hassan II - Casablanca	Examineur/Rapporteur
Mohamed FIHRI	MCH	Faculté des science, Université Mohammed V - Rabat	Examineur
Omar JELLOULI	MC	Université Internationale de Rabat	Invité
Imane WAHBY	MCH	Faculté des science, Université Mohammed V - Rabat	Co-Directrice de thèse
Fatima KIFANI-SAHBAN	PES	Faculté des science, Université Mohammed V - Rabat	Directrice de thèse

Année Universitaire : 2023 - 24

# Dédicace

Je remercie du fond du cœur ma chère famille pour leur soutien constant tout au long de mes années d'études. Je tiens particulièrement à exprimer ma gratitude envers mes parents, dont l'amour inconditionnel et la sensibilité ont fait de ma réussite leur priorité. Mes remerciements vont également à mes frères **Naoufal** et **Taoufik**, ainsi qu'à leurs épouses, et à mes sœurs **Wafa** et **Asmae**, ainsi qu'à leurs époux, pour leur affection, leur soutien et leurs encouragements. Mes pensées vont aussi à ma femme, **Samira**, pour son amour et son précieux soutien. Je dédie cette thèse à mes parents.

Je souhaite également adresser ma profonde reconnaissance à tous mes amis, sans exception, pour leurs encouragements. Votre amitié a été une source de réconfort, de motivation et de joie tout au long de ce parcours exigeant. Vos mots, vos gestes et vos attentions, qu'ils soient grands ou petits, m'ont profondément touché et ont marqué cette aventure académique. Un merci tout particulier à ceux qui ont été présents lors des moments les plus difficiles, apportant soutien et bonne humeur.

Enfin, je tiens à exprimer ma gratitude à tous les professeurs qui m'ont enseigné, du primaire jusqu'à l'université. Leur dévouement, leurs encouragements et la qualité de leurs enseignements ont largement contribué à façonner mon parcours académique et personnel.

***"You never fail until you stop trying"***

# Remerciements

En premier lieu, et avant tout, je tiens à exprimer ma gratitude envers le Tout-Puissant, qui a éclairé mon chemin et m'a accordé le courage, la force et la patience nécessaires pour mener ce travail.

Je remercie chaleureusement la **Structure de Modélisation et Simulation en Mécanique Énergétique** pour m'avoir offert un cadre propice, ainsi que les ressources indispensables à la réalisation de ce travail.

J'exprime ma plus profonde gratitude à Madame **Fatima KIFANI-SAHBAN**, Professeure d'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour m'avoir encadrée tout au long de ce travail. Je lui suis infiniment reconnaissant pour sa disponibilité, ses précieux conseils, son soutien constant et la confiance qu'elle m'a accordée tout au long de ce parcours. Elle a été d'un soutien inestimable, et j'ai énormément apprécié l'opportunité de travailler à ses côtés, tant pour son expertise académique que pour ses qualités humaines.

Mes sincères remerciements s'adressent également à Madame **Imane WAHBY**, Maître de Conférences Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, ma co-directrice de thèse. Je suis particulièrement reconnaissant pour sa collaboration précieuse, ses orientations scientifiques éclairées, son soutien indéfectible et ses encouragements, qui ont été essentiels à la réalisation de mon travail.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance à Monsieur **Rachid AHL LAAMARA**, Professeur d'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant de présider le jury de cette thèse et pour sa participation active à son évaluation.

J'adresse également ma gratitude à Monsieur **Mohammed CHERRAJ**, Professeur d'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour le temps précieux qu'il a consacré à examiner et à rapporter ma thèse avec attention. Ses observations précises et pertinentes ont enrichi ce travail, me permettant d'affiner mes analyses et de perfectionner ma présentation.

Je suis particulièrement reconnaissant à Monsieur **Abdelhak ZOGLAT**, Professeur d'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, pour sa lecture minutieuse de mon manuscrit. Ses remarques constructives, sa rigueur scientifique et l'intérêt marqué qu'il a porté à mon travail de recherche ont été d'une grande valeur, contribuant significativement à l'amélioration de cette thèse. Je le remercie d'avoir accepté d'être examinateur et rapporteur de cette thèse.

Mes sincères remerciements s'adressent également à Monsieur **Mohammed TAIBI**, Maître de Conférences Habilité à la Faculté des Sciences d'Aïn Chock de Casablanca, pour son examen rigoureux et pour son rapport sur ce manuscrit. Je suis profondément reconnaissant pour ses commentaires avisés et son regard éclairé, qui ont contribué à renforcer la qualité et la clarté de cette thèse.

Je remercie chaleureusement Monsieur **Mohamed FIHRI**, Maître de Conférences Habilité à la Faculté des Sciences de Rabat, pour avoir accepté de faire partie du jury de ma soutenance de thèse. Je lui suis particulièrement reconnaissant pour son examen et son aide précieuse dans l'application des analyses statistiques dans l'exploitation des données expérimentales du compostage et leur interprétation, ainsi que pour ses conseils judicieux et ses encouragements constants tout au long de ce parcours. Son soutien et sa générosité intellectuelle ont constitué une source inestimable de motivation.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Monsieur **Omar JELLOULI**, Maître de Conférences à l'Université Internationale de Rabat, pour avoir accepté de siéger dans le jury de ma soutenance de thèse.

Enfin, je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance à Monsieur **Samir MEN-LA-YAKHAF**, Docteur en physique de l'Université Mohammed V, pour sa disponibilité, ses conseils avisés, son soutien indéfectible et le partage généreux de ses connaissances, qui ont constitué une source précieuse d'orientation de mon travail.

# Résumé

Ce travail porte sur l'application d'outils mathématiques, associés à l'expérience, afin de contribuer à la compréhension et à l'optimisation des processus complexes de compostage des matières végétales. À cet effet, deux approches de modélisation ont été utilisées : une modélisation mathématique, développée à partir d'un cadre théorique, et une modélisation statistique, visant à analyser les données expérimentales du compostage. Ce dernier a été réalisé sur un mélange composé de matériaux lignocellulosiques, du fumier de bétail et des déchets organiques ménagers, dans des bacs ouverts à température ambiante pendant huit semaines, tout en surveillant l'évolution de la température, du pH, de l'humidité, du rapport C/N et les émissions de  $CO_2$ . Les données récoltées, analysées par l'ANOVA et l'ACP, ont conduit à deux corrélations positives fortes reliant la température aux autres paramètres et ont rendu compte de presque toute la variabilité des données. La modélisation mathématique, basée sur les équations de bilan massique et énergétique intégrant la température, la production du  $CO_2$ , la croissance des microorganismes et la dégradation des substrats organiques, a été adaptée au cas de notre étude grâce à des hypothèses simplificatrices. Les équations différentielles ont été résolues par la méthode de Runge-Kutta Fehlberg d'ordre 6. Les simulations générées par ce modèle représentent de manière satisfaisante les évolutions des paramètres précités et se comparent favorablement à celles des modèles similaires de la littérature. Ces résultats valident le modèle proposé dans ce travail, confirmant sa précision et sa fiabilité pour simuler divers scénarios de compostage.

- **Mots-clefs** : Compostage, Matière Organique, Dégradation, Modélisation Mathématique, Stabilisation

# Abstract

This work explores the application of mathematical tools combined with experimental studies to enhance the understanding and optimization of complex composting processes for plant materials. To this end, two modeling approaches were employed: a mathematical model developed from a theoretical framework and a statistical model designed to analyze experimental composting data. Composting experiments were conducted separately on lignocellulosic materials, cattle manure, and household organic waste in open bins at ambient temperature over eight weeks, with monitoring the evolution of temperature, pH, moisture, C/N ratio, and  $CO_2$  emissions. The data collected, analyzed using ANOVA and PCA, revealed two strong positive correlations linking temperature to other parameters and accounted for almost all the variability in the data. The mathematical modeling, based on mass and energy balance equations incorporating temperature,  $CO_2$  production, microbial growth, and the degradation of organic substrates, was adapted to our study through simplifying assumptions. Differential equations were solved using the sixth-order Runge-Kutta Fehlberg method. Simulations from this model accurately represented the evolution of the studied parameters and compared favorably with similar models in the literature. These findings validate the proposed model, confirming its precision and reliability for simulating diverse composting scenarios.

- **Keywords** : Composting, Organic Matter, Degradation, Mathematical Modeling, Stabilization

# Publications et Valorisation

## *Publications issues des travaux de thèse*

---

- **Hicham EL BOUDIHI, MEN-LA-YAKHAF Samir, F KIFANI-SAHBAN, Imane WAHBY.** Modeling the stabilization of organic matter during composting process. Presented at The 2nd International Materials Science and Engineering for Green Energy Conference, 2019.
- **Hicham El Boudihi, Fatima Sahban Kifani, Imane Wahby, Merlin Simo Tagne.** Mathematical Modeling and Simulation of the Stabilization of Organic Matter during the Composting Process. *Compost Science & Utilization*, Volume 30, Issue 1-4, Pages 62-73, Taylor & Francis, 2022.
- **Hicham El Boudihi, Fatima Sahban Kifani, Imane WAHBY, Mohamed FIHRI** Study of temperature dynamics and influencing factors during composting process. *International Journal of Chemical Reactor Engineering (IJCRE)* (2024).

# List of Figures

2.1	processus du compostage (Charnay, 2005). . . . .	7
2.2	Evolution théorique de la température au cours du compostage (Mustin, 1987). . . . .	7
2.3	Processus développés au cours de la phase de fermentation et effets sur la matière. . . . .	8
2.4	Trois phases (gaz, liquide, solide) en interactions dans le compostage (Trémier et al., 2009). . . . .	9
2.5	Bilan matière du processus du compostage (Soudi and Chrifi, 2008). . . . .	18
2.6	Écarts théoriques de température et populations microbiennes pendant le processus de compostage (David, 2013). . . . .	24
2.7	L'évolution du pH au cours du compostage (Station and Poincelot, 1972) . . . . .	30
2.8	Processus d'oxygénation pour un andain en aération passive (Pujol, 2012). . . . .	32
2.9	Principales méthodes d'aération forcée à l'aide de ventilateurs . . . . .	33
2.10	Schéma illustrant les interactions entre les différents facteurs influençant le processus de compostage (Pujol, 2012). . . . .	35
2.11	Schéma de processus généralisé pour le compostage montrant les entrées des substrats d'alimentation, des amendements et des agents de structure. . . . .	43
2.12	Schéma d'un andain avec système de ventilation forcée au sol (Moletta, 2009). . . . .	48
2.13	Schéma d'un procédé en silo horizontal (couloi) (Moletta, 2009). . . . .	50
2.14	Utilisation de vers en lombricompostage (Albrecht, 2007). . . . .	51

---

4.1	Flux d'implémentation numérique pour résoudre les équations. . . . .	81
5.1	Schematic representation of a composting heat balance. . . . .	96
5.2	Temperature change during composting process. . . . .	101
5.3	Evolution of the $CO_2$ during composting process. . . . .	102
5.4	Growth of microorganisms (%) during composting process. . . . .	103
5.5	Substrates utilization (%) during composting process. . . . .	104
6.1	Temperature changes during the first 15 days of composting . . . . .	117
6.2	Temperature Changes During Composting . . . . .	118
6.3	Temporal Changes in the Concentration of Compostable Material Over the Experiment . . . . .	119
6.4	pH Changes During Composting . . . . .	119
6.5	Humidity Changes During Composting . . . . .	120
6.6	C/N ratio Changes During Composting . . . . .	121
6.7	$CO_2$ ratio Changes During Composting . . . . .	122
6.8	Biplot Principal Component Analysis . . . . .	126
6.9	Correlation coefficient between the parameters of the compost . . . . .	129
6.10	Comparison of Real Temperature Values with Fitted Values from Eq.(6.4.1) and Eq. (6.4.2) . . . . .	131

# List of Tables

2.1	Méthodes respirométriques appliquées aux déchets solides (Moletta, 2009) . . . . .	15
2.2	Taux d'humidité optimum pour différents matériaux à composter .	17
2.3	Plage de températures tolérées par différents types de microorganismes . . . . .	23
2.4	Estimation de l'apport d'oxygène pendant le processus de compostage (Mustin, 1987). . . . .	33
2.5	Critères d'intérêt agronomique (Moletta, 2009). . . . .	40
2.6	Evolution de la population et de la production des déchets urbains (Hafidi, 2015). . . . .	52
3.1	Nature de la fraction de matière dégradée dans les modèles de traitement par compostage. . . . .	59
3.2	Modèles d'influence de la température sur les cinétiques de biodégradation . . . . .	63
3.3	Modélisation de l'influence de l'humidité sur les cinétiques de biodégradation . . . . .	65
3.4	Valeurs du coefficient de génération de chaleur biologique ( $\Delta H$ ) utilisées dans la littérature passée en revue. . . . .	69
3.5	Table ANOVA . . . . .	76
5.1	Special material parameters for the simulation of composting processes: horticultural residues/straw-mixture (Kaiser, 1996) . . . . .	89
5.2	Parameters of microbial growth kinetics for the simulation of the composting process (Kaiser, 1996) . . . . .	90

5.3	Technological parameters for modeling composting process: l-m 3 composter . . . . .	91
5.4	Dynamic state variables in the model . . . . .	99
6.1	ANOVA table . . . . .	118
6.2	Compost Quality Analysis after 8 Weeks . . . . .	123
6.3	Statistical Summary of Composting Parameters . . . . .	124
6.4	Initial Eigenvalues . . . . .	127
6.5	Model Coefficients of Temperature . . . . .	130
6.6	Model Coefficients - Temperature . . . . .	130
6.7	Real vs Fitted Values of the Temperature Over Weeks . . . . .	131

## Liste des Abréviations

<b>Abréviation</b>	<b>Signification</b>
<b>ANOVA</b>	<b>AN</b> alysis <b>Of</b> <b>VA</b> riance
<b>PCA</b>	<b>P</b> rincipal <b>C</b> omponent <b>A</b> nalysis
<b>PNDM</b>	<b>P</b> lan <b>N</b> ational de <b>G</b> estion des <b>D</b> échets <b>M</b> énagers
<b>GES</b>	<b>G</b> az à <b>E</b> ffet de <b>S</b> erre
<b>MDP</b>	<b>M</b> écanisme de <b>D</b> éveloppement <b>P</b> ropre
<b>DCO</b>	<b>D</b> emande <b>C</b> himique en <b>O</b> xygène
<b>VS</b>	<b>V</b> olatile <b>S</b> olide
<b>PED</b>	<b>P</b> ays <b>E</b> n <b>D</b> éveloppement
<b>ETM</b>	<b>É</b> léments <b>T</b> races <b>M</b> étalliques
<b>CTO</b>	<b>C</b> omposés de <b>T</b> races <b>O</b> rganiques
<b>HAPs</b>	<b>H</b> ydrocarbures <b>A</b> romatiques <b>P</b> olycycliques
<b>PCB</b>	<b>P</b> oly <b>C</b> hloro <b>B</b> iphényle
<b>BVS</b>	<b>B</b> iodégradables <b>V</b> olatils <b>S</b> olides
<b>ADEME</b>	<b>A</b> gence <b>D</b> e l' <b>E</b> nvironnement et de la <b>M</b> îtrise de l' <b>É</b> nergie
<b>ONG</b>	<b>O</b> rganisation <b>N</b> on <b>G</b> ouvernementale
<b>ENDA</b>	<b>E</b> nvironnement <b>D</b> éveloppement et <b>A</b> ction
<b>UNFCC</b>	<b>U</b> nited <b>N</b> ations <b>F</b> ramework <b>C</b> onvention on <b>C</b> limate <b>C</b> hange
<b>ONU</b>	<b>O</b> rganisation des <b>N</b> ations <b>U</b> nies pour le <b>D</b> éveloppement <b>I</b> ndustriel
<b>MO</b>	<b>M</b> atière <b>O</b> rganique
<b>HA</b>	<b>A</b> cides <b>H</b> umiques
<b>FA</b>	<b>A</b> cides <b>F</b> ulviques
<b>ODEs</b>	<b>O</b> rdinary <b>D</b> ifferential <b>E</b> quations

# Contents

<b>Dédicace</b>	<b>i</b>
<b>Remerciements</b>	<b>ii</b>
<b>Résumé</b>	<b>iv</b>
<b>Abstract</b>	<b>v</b>
<b>Publications et Valorisation</b>	<b>vi</b>
<b>Liste des figures</b>	<b>viii</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>x</b>
<b>Liste des Abréviations</b>	<b>xii</b>
<b>Table des matières</b>	<b>xvi</b>
<b>1 Introduction</b>	<b>1</b>
<b>2 Processus et Mécanismes de Compostage</b>	<b>4</b>
2.1 Introduction . . . . .	4
2.2 Définition du compostage . . . . .	4
2.3 Types de compostage . . . . .	5
2.4 Processus du compostage . . . . .	6
2.4.1 La phase active ou fermentation . . . . .	8
2.4.2 Transformations de la matière et métabolisme des micro-organismes . . . . .	11

---

2.4.3	Phase de refroidissement ou maturation . . . . .	12
2.5	Déchets et matières compostables . . . . .	13
2.5.1	Composition chimique et biochimique des déchets . . . . .	13
2.5.2	Biodégradabilité . . . . .	14
2.5.3	Humidité . . . . .	16
2.5.4	Structure physique . . . . .	16
2.6	Avantages du compost . . . . .	18
2.6.1	Avantages environnementaux . . . . .	18
	Le compostage est à la fois : une voie d'élimination et une voie de valorisation . . . . .	18
	Réduction des gaz à effet de serre . . . . .	18
2.6.2	Avantages agronomiques . . . . .	19
	Amélioration des propriétés physique du sol : . . . . .	19
	Amélioration des rendements de culture (effort en éléments nutritifs): . . . . .	19
	Amélioration des propriétés physico-chimiques du sol : . . . .	19
	Réhabilitation des sols dégradés et lutte contre la désertifi- cation : . . . . .	19
2.7	Biochimie des déchets . . . . .	20
2.7.1	Métabolisme . . . . .	20
	Catabolisme . . . . .	21
	Anabolisme . . . . .	21
2.7.2	Enzymes . . . . .	21
	Catégories fonctionnelles d'enzymes . . . . .	22
	Types d'enzymes selon leur localisation . . . . .	22
2.8	Microbiologie du compost . . . . .	23
2.8.1	Bactéries . . . . .	24
2.8.2	Champignons . . . . .	25
2.8.3	Actinomycètes . . . . .	26
2.9	Principaux paramètres du compostage . . . . .	26
2.9.1	Matière Organique . . . . .	27
2.9.2	Température . . . . .	28
2.9.3	pH . . . . .	29
2.9.4	Aération . . . . .	31

2.9.5	Oxygène, Dioxyde de Carbon, Méthane . . . . .	34
2.10	Évolution de la matière organique au cours du compostage . . . . .	36
2.10.1	Perte de matière et Réduction du volume . . . . .	36
2.10.2	Stabilisation de la matière organique . . . . .	36
2.11	Qualité du compost . . . . .	39
2.11.1	Principaux paramètres utilisés pour qualifier les composts . . . . .	39
2.11.2	Évaluation de la stabilité/maturité . . . . .	41
2.11.3	La phytotoxicité . . . . .	41
2.12	Procédés de compostage dans les Pays En Développement ( <i>P.E.D</i> ) . . . . .	42
	Pré-traitement . . . . .	43
	Fermentation . . . . .	44
	Maturation . . . . .	45
	Post-traitement . . . . .	45
	Compost . . . . .	45
2.13	Les usages du compost . . . . .	46
2.14	Méthodes de compostage . . . . .	47
	Andains . . . . .	47
	Autre procédés statiques: casiers et conteneurs . . . . .	48
	Silos horizontaux et verticaux . . . . .	49
	Tambour ou tube rotatif . . . . .	50
	Autres types de compostage . . . . .	50
2.15	Contexte marocain . . . . .	51
2.15.1	Statistiques de production des déchets ménagers . . . . .	51
2.15.2	Le compostage au Maroc . . . . .	52
2.15.3	Contraintes liées au développement de la filière du compostage au Maroc . . . . .	53
2.15.4	Recommandations techniques pour la réussite de la filière de compostage . . . . .	54
2.16	Conclusion . . . . .	55
<b>3</b>	<b>Formulation Mathématique</b> . . . . .	<b>56</b>
3.1	Introduction . . . . .	56
3.2	Principes généraux de la modélisation . . . . .	57
3.3	Modélisation des réactions de dégradation biologique . . . . .	58

3.3.1	Modélisation de l'influence de la température sur les cinétiques de biodégradation . . . . .	62
3.3.2	Modélisation de l'influence de l'humidité sur les cinétiques de biodégradation . . . . .	64
3.3.3	Modélisation de l'influence de l'oxygène sur les cinétiques de biodégradation . . . . .	64
3.3.4	Modélisation des bilans massiques . . . . .	64
3.3.5	Modélisation du bilan énergétique . . . . .	66
3.4	Résultats et utilisation des modèles actuels . . . . .	70
3.5	Méthode de Résolution . . . . .	71
	Méthode d'Euler . . . . .	72
	Méthode de Runge-Kutta . . . . .	73
3.6	Outils Statistiques . . . . .	75
3.6.1	Optimisation du Compostage par l'Analyse Statistique . . . . .	75
	Analyse des Variances (ANOVA) . . . . .	75
	Analyse en Composantes Principales (ACP): . . . . .	76
	Régression Linéaire . . . . .	77
3.7	Conclusion . . . . .	78
<b>4</b>	<b>Travail chapitre par chapitre</b>	<b>79</b>
4.1	Chapitre 5 : Modélisation mathématique et simulation de la stabilisation de la matière organique pendant le processus de compostage . . . . .	79
4.2	Chapitre 6 : Étude de la Dynamique de la Température et des Facteurs Influent au Cours du Processus de Compostage . . . . .	82
<b>5</b>	<b>Mathematical Modeling and Simulation of the Stabilization of Organic Matter during the Composting Process</b>	<b>84</b>
5.1	Introduction . . . . .	84
5.2	Literature review . . . . .	86
5.3	Material and method . . . . .	88
5.3.1	Model description . . . . .	88
5.3.2	Composting material . . . . .	89
5.3.3	Assumptions . . . . .	89
5.3.4	Mathematical formulation . . . . .	90
	Modelling of biological degradation reactions . . . . .	92

---

Mass balance . . . . .	94
5.3.5 Structure of the model . . . . .	98
5.4 Numerical methods and model validation . . . . .	99
5.5 Results and discussion . . . . .	100
5.6 Conclusion . . . . .	104
<b>6 Study of temperature dynamics and influencing factors during composting process</b>	<b>106</b>
6.1 Introduction . . . . .	107
6.2 Composting parameters . . . . .	109
6.2.1 Temperature . . . . .	109
6.2.2 pH . . . . .	110
6.2.3 Moisture content . . . . .	110
6.2.4 C/N ratio . . . . .	111
6.2.5 Stability, maturity, and quality of the compost . . . . .	112
6.3 Materials and Methods: . . . . .	113
6.3.1 Composting Materials: . . . . .	113
6.3.2 Monitoring and Data Collection: . . . . .	113
6.3.3 Compost Quality Assessment: . . . . .	114
6.3.4 Statistical Analysis . . . . .	114
6.3.5 Kinetic Modeling of Composting Process . . . . .	115
6.4 Results and discussion . . . . .	116
6.4.1 Temperature evolution during the first 2 weeks of the exper- iment . . . . .	116
6.4.2 Evolution of composting parameters during the experiment . . . . .	118
6.4.3 Analysis of Compost Quality after 8 Weeks . . . . .	123
6.5 Conclusion and perspectives . . . . .	132
<b>7 Conclusion et Perspectives</b>	<b>134</b>
<b>Bibliography</b>	<b>137</b>

## Introduction

La problématique de gestion des déchets au Maroc, exacerbée par l'augmentation continue des volumes des déchets liés à la croissance démographique, à l'urbanisation et à l'industrialisation, toutes en progression incessante, intensifie les pressions sur les infrastructures de traitement actuelles. En conséquence, la capacité de ces infrastructures à traiter efficacement les déchets, notamment par l'enfouissement et l'incinération, en est limitée, soulevant ainsi des préoccupations environnementales et sanitaires. Face à ce constat, des solutions durables à faible impact environnemental sont préconisées, en particulier le compostage des déchets organiques pour produire de l'humus. Les sols agricoles marocains, appauvris en nutriments, ont un besoin crucial de cette ressource, d'autant que le Maroc place le secteur de l'agriculture au cœur de ses choix de développement. Justement, le Plan National de Gestion des Déchets Ménagers (PNDM) du Maroc, lancé en 2008, vise entre autres à améliorer la gestion des déchets et à développer des stratégies favorisant la valorisation matière des déchets organiques, telles que le compostage. L'objectif est de réduire la quantité de déchets organiques, qui constituent près de 80% des déchets ménagers (PNDM, 2023), envoyés en décharge, tout en maximisant leur réutilisation sous forme de compost pour enrichir les sols agricoles et, par conséquent, restaurer leur fertilité. Même si le PNDM prévoit également le développement d'infrastructures de compostage, la promotion de la collecte sélective des déchets organiques pour en faciliter le traitement, ainsi que l'établissement de normes de qualité du compost, ces projets en sont encore à leurs débuts au Maroc. En renforçant la formation, en développant la recherche dans ce domaine et en encourageant la coopération entre les acteurs publics, les entreprises privées

et la société civile, le Maroc peut pleinement profiter des avantages du compostage. Cela dit, le processus de compostage demeure très complexe ce qui freine son développement et nécessite, pour en accélérer la progression, une persévérance dans la recherche scientifique. Si l'expérience, pilier essentiel de la recherche scientifique, est indispensable, elle ne suffit pas à elle seule pour comprendre et élucider tous les mécanismes impliqués dans le compostage des matières organiques. Il devient alors nécessaire de recourir à des modélisations mathématiques et statistiques afin de mieux appréhender ce type de phénomènes, d'optimiser le rendement et de garantir un compost de haute qualité. La modélisation mathématique permet, à partir d'un cadre théorique, de simuler et de prédire l'évolution des paramètres du processus tandis que la modélisation statistique, basée sur des données expérimentales, permet d'analyser les relations entre différentes variables, d'estimer les paramètres inconnus et de décrire les processus qui génèrent les données précitées. C'est dans ce contexte que s'inscrit le présent travail qui vise à appliquer des outils mathématiques, combinés à l'expérience, afin de contribuer à la compréhension et à l'optimisation des processus de compostage. Pour ce faire, nous proposons une modélisation mathématique basée sur des équations de conservation, ainsi qu'une modélisation statistique faisant appel à l'ANOVA et l'ACP. Ces modélisations, accompagnées d'une synthèse bibliographique portant à la fois sur le compostage et sur les méthodes de résolution numérique, sont données dans les quatre chapitres qui composent ce mémoire de thèse.

Le deuxième chapitre regroupe les fondamentaux du compostage notamment les processus biologiques et chimiques impliqués dans la transformation de la matière organique en compost. Il aborde également les différentes méthodes de compostage, les avantages et les contraintes liés à cette filière de valorisation au Maroc.

Le troisième chapitre se compose de deux parties. La première établit les expressions mathématiques du modèle proposé, basées sur les équations de conservation de la masse et de l'énergie, ainsi que sur les hypothèses simplificatrices permettant d'adapter le modèle à notre cas d'étude. Elle présente également les méthodes de résolution des équations différentielles utilisées dans ce cadre. La seconde partie aborde les différentes approches statistiques appliquées à l'analyse des données expérimentales de compostage obtenues à l'échelle de laboratoire, ainsi qu'à l'optimisation de l'efficacité et la performance du processus de compostage.

Chapitre 4 résume le travail réalisé chapitre par chapitre.

Le cinquième chapitre constitue l'objet d'une publication scientifique dans laquelle sont présentés les résultats de la modélisation mathématique développée dans notre travail pour simuler la stabilisation de la matière organique au cours du processus de compostage. Les résultats de cette simulation illustrent l'évolution de la composition du compost au fil du temps et contribuent à l'identification des facteurs clés influençant sa stabilisation.

Le sixième chapitre constitue également l'objet d'une publication scientifique portant sur la modélisation statistique du compostage. Cette modélisation s'appuie sur l'ANOVA et l'ACP afin de mettre en évidence l'influence de la nature des déchets et des paramètres du processus de compostage sur les caractéristiques finales du compost, notamment en ce qui concerne l'optimisation de sa qualité. La conclusion de ce travail synthétise les principaux apports de la thèse et ouvre des perspectives de recherche futures dans le domaine du compostage, en intégrant à la fois la modélisation mathématique et les approches expérimentales.

# Processus et Mécanismes de Compostage

## 2.1 Introduction

Le compostage permet de valoriser les déchets organique fermentescibles en un terreau riche en composés humiques : le compost. Cette transformation est réalisée grâce au travail d'organismes biologiques aérobies, préexistant dans les déchets, qui se mettent en activité spontanément dès que les conditions (en particulier l'aération, la teneur en eau, le pH et la température) le permettent, et qui consomment la matière organique présente dans les déchets (Pujol, 2012).

Le compostage est un processus complexe, lié à plusieurs facteurs aussi bien chimiques, physiques que biologiques pour son bon déroulement. Nous présentons dans ce qui suit le processus, les paramètres et les étapes du compostage, les usages du compost ainsi que la situation de cette pratique au Maroc.

## 2.2 Définition du compostage

Ce n'est pas facile de donner une définition simple du compostage, néanmoins plusieurs interprétations du compostage. Haug (Haug, 1993) et Mason (Mason, 2006) définissent le compostage comme suit:

«la décomposition biologique en présence d'oxygène et la stabilisation des substrats organiques solides, sous des conditions qui permettent le développement de températures thermophiles résultant de la production de chaleur biologique, afin d'obtenir un produit final qui soit stable, peu humide, dénué d'agents pathogènes et de graines, et qui puisse être bénéfique à la terre » (Haug, 1993) (Mason, 2007).

Le compostage est une méthode ancienne et traditionnelle, fréquemment utilisée pour l'élimination et la valorisation des déchets organiques. Ce processus est similaire à l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols, ce qui explique probablement pourquoi le compostage est traditionnellement perçu comme une pratique naturelle de décomposition des déchets. Le produit final, l'humus, favorise grandement la croissance des plantes et permet une réduction efficace des déchets organiques, tant à petite qu'à grande échelle. Le compostage peut s'adapter à une vaste gamme de composants de déchets, incluant les déchets solides et liquides. Selon les matériaux traités, des ingrédients spécifiques sont choisis pour optimiser le processus (Misra, Roy and Hiraoka, 2003). Au cours de ce processus, la teneur en humidité des déchets est considérablement réduite et, en présence d'oxygène, les composants organiques se décomposent à une température contrôlée (Richard et al., 2002).

## 2.3 Types de compostage

Le compostage peut être divisé en deux catégories, anaérobie et aérobie, selon la nature du processus de décomposition. Dans le compostage anaérobie, la décomposition se produit en l'absence ou en présence limitée d'oxygène. Les micro-organismes anaérobies dominent et produisent des composés comme le méthane et les acides organiques, qui s'accumulent et peuvent avoir des odeurs fortes et une phytotoxicité. Ce processus, à basse température, laisse intactes les graines de mauvaises herbes et les agents pathogènes, et prend généralement plus de temps que le compostage aérobie. Malgré ces inconvénients, il nécessite peu de travail et entraîne moins de perte de nutriments.

Le compostage aérobie se déroule en présence d'une quantité suffisante d'oxygène. Dans ce processus, les micro-organismes aérobies décomposent la matière organique et produisent du dioxyde de carbone ( $CO_2$ ), de l'ammoniac, de l'eau, de la chaleur et de l'humus, le produit organique final relativement stable. Bien que le compostage aérobie puisse produire des composés intermédiaires tels que des acides organiques, les micro-organismes aérobies les décomposent davantage. Le compost résultant, avec sa forme relativement stable de matière organique, présente peu de risques de phytotoxicité. La chaleur générée accélère la décomposition des protéines, des graisses et des glucides complexes tels que la cellulose

et l'hémicellulose. Par conséquent, le temps de traitement est plus court. De plus, ce processus détruit de nombreux micro-organismes pathogènes pour l'homme ou les plantes, ainsi que les graines de mauvaises herbes, à condition que la température soit suffisamment élevée. Bien que plus de nutriments soient perdus lors du compostage aérobie, il est considéré comme plus efficace et utile que le compostage anaérobie pour la production agricole.

Il existe une autre méthode de compostage appelée vermicompostage, une alternative prometteuse au compostage traditionnel, s'appuie sur la dégradation enzymatique des matières organiques par les vers de terre. Au cours de leur digestion, ces vers transforment les déchets organiques en un compost riche en nutriments et en micro-organismes bénéfiques, appelé vermicompost. Ce fertilisant naturel présente de nombreux avantages pour l'amélioration de la structure et de la fertilité des sols, favorisant ainsi la croissance optimale des plantes. Par rapport au compostage traditionnel, le vermicompostage se distingue par sa rapidité, sa production exempte d'odeurs désagréables et sa capacité à éliminer les agents pathogènes présents dans les déchets organiques. De plus, les vers de terre contribuent à aérer le sol et à améliorer sa capacité de rétention d'eau, renforçant ainsi la santé globale des sols. En somme, le vermicompostage se révèle être une technique écologique et efficace pour transformer les déchets organiques en un fertilisant précieux pour l'agriculture et le jardinage.

## 2.4 Processus du compostage

Les processus de compostage sont principalement décrits par deux phases. La première est la phase de fermentation ou phase de dégradation active et la seconde est la phase de maturation. La première phase, est relative à la dégradation rapide de la matière organique, et la seconde aux réactions de biosynthèse de macromolécules organiques (molécules humiques) (Moletta, 2009).

L'humification peut débuter, lors de la phase active et la dégradation peut se poursuivre au cours de la maturation (Moletta, 2009).

Le compostage commence, dès que les conditions de la décomposition aérobie sont réunies (température, humidité, pH, C/N, oxygène) (figure 2.1). La température est le paramètre le plus perceptible et facilement contrôlable. Son évolution

témoigne de l'activité des décomposeurs qui vont se succéder tout le long du processus. Quatre phases régissent cette évolution (Addou, 2009). Il s'agit des phases mésophile, thermophile, de refroidissement et de maturation (figure 2.2).

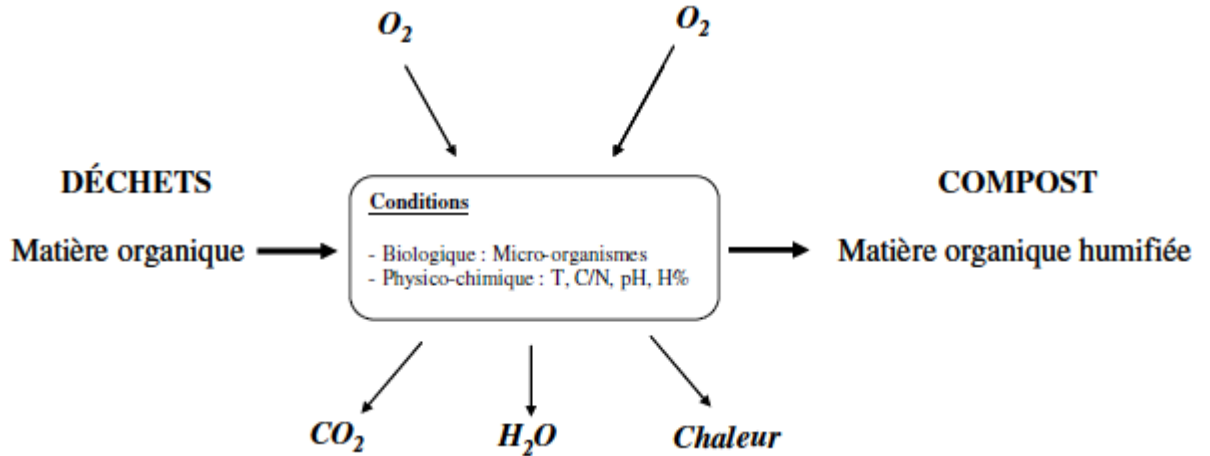


FIGURE 2.1: processus du compostage (Charnay, 2005).

Les micro-organismes sont les seuls actifs au début du compostage, entraînant une grande consommation d'oxygène et une forte augmentation de la température. C'est le stade de dégradation actif (ou fermentation), celui-ci comprend les trois premières phases: mésophile, thermophile et de refroidissement (figure 2.2).

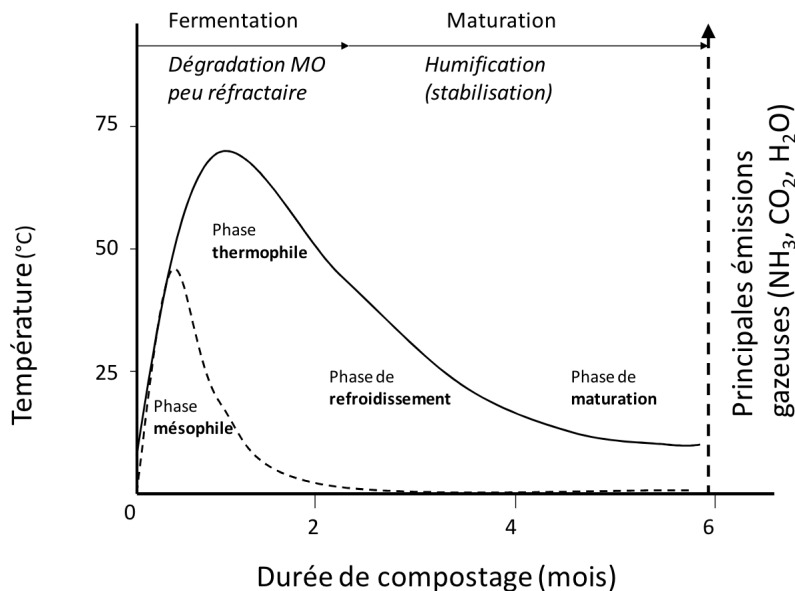


FIGURE 2.2: Evolution théorique de la température au cours du compostage (Mustin, 1987).

### 2.4.1 La phase active ou fermentation

La phase active du compostage développe de nombreux phénomènes réactionnels, qui entraînent divers effets sur la matière organique des déchets traités. Ces effets peuvent être schématisés dans la figure 2.3.

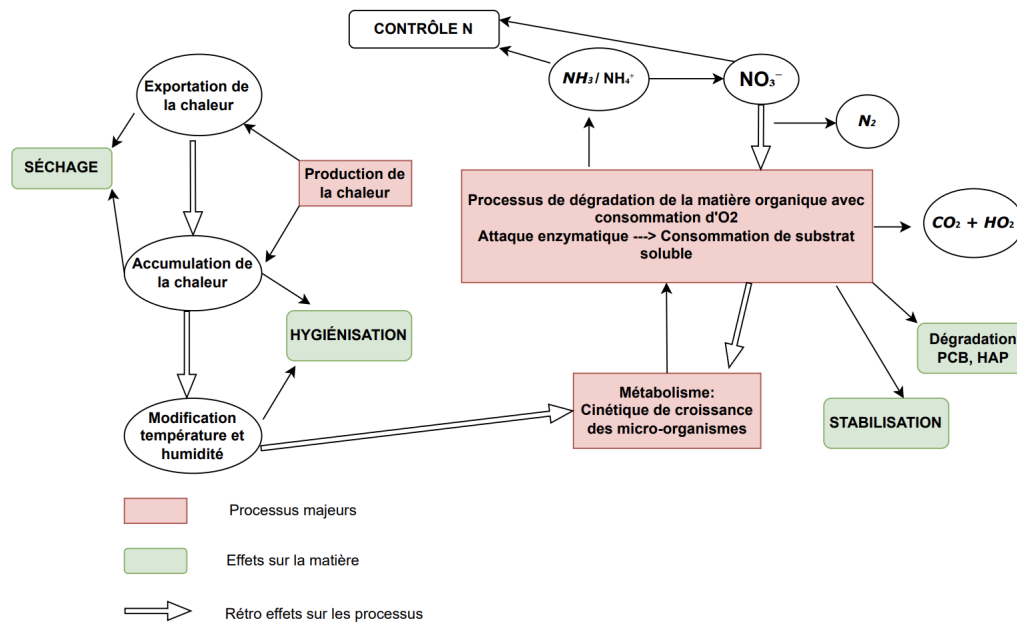


FIGURE 2.3: Processus développés au cours de la phase de fermentation et effets sur la matière.

Cette schématisation des phénomènes réactionnels repose sur l'hypothèse générale que la matière à composter peut être décrite comme un milieu triphasique (De Guardia, 2002; Epstein, 2017; Mustin, 1987) : solide-liquide-gaz (figure 2.4). La phase solide sèche, constituée de matière minérale et organique, est imprégnée d'un film liquide composé d'eau et de matière organique et minérale dissoute. La phase gazeuse est en équilibre avec le film liquide et occupe les espaces lacunaires du système.

L'activité microbiologique est principalement localisée dans le film liquide imprégnant la matière organique, où les micro-organismes jouent un rôle central dans la dégradation des macromolécules. Ces micro-organismes, parmi lesquels on trouve des champignons et des bactéries hydrolytiques, produisent des enzymes spécifiques telles que les lipases, protéases et amylases, qui catalysent la

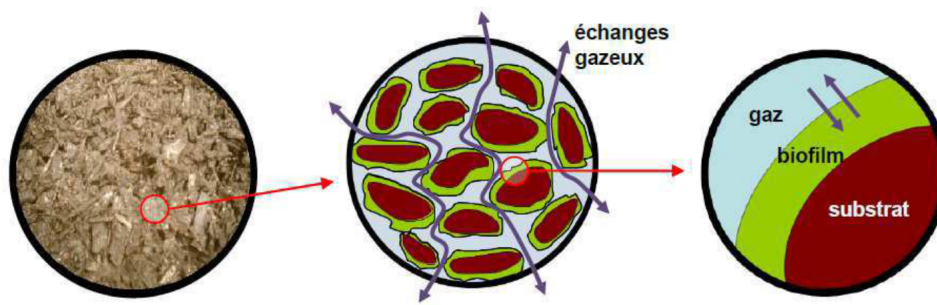


FIGURE 2.4: Trois phases (gaz, liquide, solide) en interactions dans le compostage (Trémier et al., 2009).

dégradation des lipides, protéines et glucides complexes. Les principes fondamentaux de microbiologie (Bailey, Ollis et al., 2018) permettent de poser l'hypothèse que la matière organique dissoute biodégradable est directement utilisée par les micro-organismes pour leur métabolisme, tandis que la matière organique solide biodégradable est hydrolysée par voie enzymatique avant d'être utilisée par les micro-organismes. Cette activité enzymatique et biologique conduit non seulement à la consommation d'oxygène mais aussi à la production d'une nouvelle biomasse, de chaleur, et de métabolites tels que le dioxyde de carbone, l'eau et l'ammoniaque.

Le flux gazeux, par le biais des transferts gaz-liquide, fournit l'oxygène nécessaire aux réactions d'oxydation biologique de la matière organique et exporte les métabolites précités ( $CO_2$ ,  $H_2O$ ,  $NH_3$ ). La phase active du traitement des déchets organiques par compostage, telle que schématisée dans la figure 2.3, apparaît alors comme un ensemble de processus microbiologiques, physiques, chimiques et thermiques complexes et interdépendants. Les effets sur la matière traitée peuvent inclure : stabilisation, séchage, hygiénisation, contrôle de la teneur en azote, et dans certains cas, la dégradation de substances polluantes.

### Phase mésophile

Avant la phase mésophile c.à.d tant que la température est inférieure à 15 °C, l'activité biologique est assurée par les bactéries psychrophiles qui sont actives à basse température. Elles vont envahir le milieu et commencent la décomposition avec consommation de carbone et dégagement de chaleur. Il s'ensuit une

consommation très forte d'oxygène pour maintenir la dégradation aérobie et le déclenchement des premières réactions d'oxydo-réduction d'autre part.

Les micro-organismes mésophiles, en particulier les champignons qui fonctionnent bien lorsque le rapport C/N est élevé, prennent le relais à partir de 20°C (Mustin, 1987). Les champignons attaquent les protéines en premier et produisent suffisamment d'énergie pour élever la température jusqu'à 40-50°C. Elles produisent aussi un dégagement de  $CO_2$  entraînant une diminution du rapport C/N et une acidification du milieu. Il s'ensuit une dégradation totale des substrats qui renferment le carbone tel que les sucres, les lipides et les fractions solubles dans cette phase.

Les bactéries sont les plus nombreuses, plus diverses et plus actives au niveau de la dégradation de la matière première. Les champignons en plus faibles quantités vont consommer les produits non décomposés par les bactéries et deviennent inactif à partir de 50-55 °C (Addou, 2009).

Au cours de cette phase, la transformation de la matière carbonée, constituée essentiellement de cellulose, en  $CO_2$  est responsable de plus de 75% de la perte en masse sèche (Addou, 2009).

### Phase thermophile

La phase thermophile du compostage se caractérise par des températures comprises entre 45 et 70 °C (Finore et al., 2023). Il s'avère qu'il existe des champignons thermophiles et thermo-tolérants qui poursuivent le processus de dégradation (Albrecht, 2007), ainsi qu'une augmentation du pH due à l'utilisation des acides organiques par les micro-organismes. Au-dessus de 60 °C, les actinomycètes et les bactéries thermophiles prennent le relais, et leurs actions ont pour effet :

- d'augmenter la température jusqu'à 70°C et même au delà;
- de dégager des chaleurs très importantes;
- de libérer des quantités énormes de dioxyde de carbone;
- d'entraîner une évaporation de l'eau;
- d'arrêter l'activité des champignons;

- de libérer l'azote sous forme ammoniacale;
- de neutraliser et détruire les substances pathogènes;
- d'assurer l'hygiénisation du compost, ce qui facilite sa conservation pour des longues durée;
- de réduire jusqu'à 50% la masse du substrat due principalement au dégagement  $CO_2$ .

Après 70°C, seuls les enzymes secrétés dans les phases précédentes concourent encore à la dégradation. Les actinomycètes et certains champignons s'attaquent aux structures très résistantes comme la cellulose et la lignine. Les températures élevées caractéristiques de cette phase concernent exclusivement les centres du tas des déchets. La phase de stabilisation se fait pendant quelques jours à des températures de l'ordre de 60 à 70°C.

### 2.4.2 Transformations de la matière et métabolisme des micro-organismes

La dégradation biologique des déchets repose sur l'utilisation métabolique du carbone et de l'azote, essentiels pour les micro-organismes. Un rapport C/N de 15 à 30 est idéal pour un développement équilibré (Mustin, 1987).

Au début du traitement, si les conditions d'oxygénation, de température, d'humidité et de nutriments sont favorables, les micro-organismes hétérotrophes dégradent les sucres simples. Les enzymes hydrolytiques libérées permettent ensuite l'oxydation des métabolites, produisant des acides organiques et du dioxyde de carbone, ce qui abaisse le pH. La dégradation des protéines et autres molécules azotées libère de l'ammoniaque, augmentant légèrement le pH. L'ammoniaque est la seule forme d'azote assimilable par les micro-organismes pour leur croissance.

La respiration biologique, impliquant des réactions exothermiques, se déroule en deux phases : l'oxydation des molécules carbonées et la régénération de l'ATP via la chaîne respiratoire. L'oxygène dissous se combine avec les protons pour former de l'eau. La température peut atteindre jusqu'à 80 °C durant la fermentation, suivie d'un refroidissement progressif. Les émissions gazeuses varient en fonction de la dégradation biologique, de l'élévation de température et de l'aération.

Les émissions d'ammoniac et de composés anaérobies dépendent du substrat et des conditions d'oxygénation.

Enfin, la fermentation produit une matière organique stabilisée, incapable de contribuer à une activité biologique rapide ni de bloquer l'azote disponible pour les plantes lors du retour au sol.

### 2.4.3 Phase de refroidissement ou maturation

La maturation du compost commence généralement lorsque la température du déchet traité se stabilise entre 40 °C et la température ambiante, que la consommation d'oxygène diminue, et que la matière organique la plus biodégradable a été consommée (Cooperband, 2000). Durant cette phase, la matière organique subit principalement une réorganisation en molécules polymérisées complexes, les substances humiques. Bien que la masse carbonée reste constante, la proportion de carbone dans les molécules polymérisées augmente (Garcia, Hernandez and Costa, 1991). Les substances humiques, telles que les acides fulviques et humiques, sont formées par des chaînes de noyaux polymérisés. La polycondensation, catalysée par des enzymes microbiennes, transforme les précurseurs phénoliques en acides fulviques, puis en acides humiques. Ce processus, appelé néoformation, améliore la stabilité de la matière organique, ce qui renforce la structure physique des sols (Duchaufour, 1978).

Malgré son importance, la maturation n'a pas connu de développements technologiques majeurs. La qualité des composts est principalement évaluée en fonction de leur composition élémentaire et de leur stabilité, majoritairement influencées par la phase de fermentation.

Au cours de la phase de refroidissement la température diminue jusqu'à 40-50°C dû au ralentissement de l'activité microbiologique causé par l'épuisement totale des molécules simples. A cette température apparait une nouvelle colonisation par les micro-organismes mésophiles notamment les champignons. Néanmoins ces derniers sont d'une nature différente de celle de la première phase mésophile. Ces nouveaux mésophiles permettent de dégrader la cellulose, l'hémi-cellulose et la lignine. Ce qui entraîne alors le début de la formation d'humus et l'incorporation d'azote dans les molécules complexes.

## 2.5 Déchets et matières compostables

L'obtention d'un compost repose sur les caractéristiques initiales des déchets à traiter ainsi que sur la gestion des paramètres majeurs des processus réactionnels. En théorie, tous les déchets organiques biodégradables sont compostables.

### 2.5.1 Composition chimique et biochimique des déchets

La réussite du compostage dépend de plusieurs facteurs, dont la nature des déchets utilisés. Parmi les paramètres clés à prendre en compte, on trouve la teneur en matière organique des déchets et la présence des éléments chimiques essentiels au développement de l'activité biologique.

La teneur en matière organique des déchets constitue un indicateur prépondérant de leur aptitude à être compostés. En effet, la matière organique représente la source de nourriture des micro-organismes responsables de la décomposition des déchets. Plus la teneur en matière organique est élevée, plus les déchets seront faciles à composter et plus le processus de compostage sera rapide et efficace. Deux éléments chimiques jouent un rôle crucial dans le compostage : le carbone (C) et l'azote (N):

**Le carbone (C):** Source d'énergie primaire pour les micro-organismes, le carbone est utilisé pour la construction de leurs structures cellulaires et la production d'énergie par respiration cellulaire. Il est indispensable au bon déroulement du processus de dégradation.

**L'azote (N):** Élément essentiel à la synthèse des acides aminés, des protéines et des acides nucléiques, l'azote est indispensable à la vie des micro-organismes. Il est également crucial pour la formation de l'humus, le composant stable et fertile du compost.

L'équilibre entre ces deux éléments, exprimé par le rapport C/N, est très important pour le métabolisme des micro-organismes. Ils ont besoin de 15 à 30 unités de carbone par unité d'azote. Par exemple, les boues d'épuration ont un rapport C/N de 6 à 11, tandis que les ordures ménagères varient entre 20 et 30.

La matière organique se divise en plusieurs familles biochimiques, allant des hydrates de carbone rapidement biodégradables aux composés résistants comme la lignine et l'humus. D'un point de vue biochimique, la matière organique peut être décrite selon sept grandes familles (Epstein, 1996):

**Les hydrates de carbone et sucres simples.**

**Les acides aminés, acides aliphatiques et urée.**

**les protéines.**

**Les composés lipidiques.**

**L'hémicellulose.**

**La cellulose.**

**La lignine et l'humus.**

Les quatre premières catégories sont rapidement biodégradables, tandis que les fractions cellulosiques sont plus lentement biodégradables, et la lignine est résistante à la biodégradation.

## 2.5.2 Biodégradabilité

La caractérisation de la biodégradabilité des déchets est primordial pour déterminer la quantité de matière organique susceptible d'être dégradée par les micro-organismes, ainsi que pour comprendre la cinétique de cette dégradation. Cette évaluation est essentielle pour optimiser le processus de compostage et garantir la qualité du produit final. Trois méthodes principales sont utilisées pour évaluer la biodégradabilité des déchets, comme détaillé dans le tableau 2.1.

Les deux premières approches, basées sur des analyses chimique et biochimique, permettent de mesurer les quantités de carbone et d'azote organiques biodégradables. Toutefois, ces mesures ne reflètent pas nécessairement le total biodégradable ni la cinétique de biodégradation potentielle. Les techniques de solubilisation successive, en particulier la méthode de Van Soest et Wine (Soest and Wine, 1967), sont fréquemment employées pour quantifier les fractions biodégradables. Cependant, la spécificité de chaque étape de solubilisation peut varier selon la nature du déchet, ce qui peut compliquer la comparaison des résultats obtenus pour différents types de déchets.

La troisième méthode d'évaluation repose sur l'analyse des cinétiques de consommation d'oxygène par les micro-organismes. Cette technique démontre que la quantité de matière organique dégradée est proportionnelle à la quantité d'oxygène consommée. Développée initialement pour les effluents liquides, cette approche respirométrique a été adaptée pour les substrats solides, offrant ainsi une estimation directe et quantitative de la biodégradabilité. Les adaptations de cette

TABLE 2.1: Méthodes respirométriques appliquées aux déchets solides (Moletta, 2009)

Méthode/Auteur	Facteur mesuré
DRI — Dynamic Respiration Index (Adani et al., 2003)	Cinétique de consommation d'oxygène: moyenne sur 24 heures au moment de l'activité microbiologique maximale dans un réacteur ouvert (148 l, structure physique initiale du déchet). Pas de contrôle de température.
SRI — Static Respiration Index (Adani et al., 2003)	Cinétique de consommation d'oxygène: variation de la concentration en O <sub>2</sub> gazeux dans un réacteur fermé (148 l, structure physique initiale du déchet) pendant 3 heures. Pas de contrôle de température.
SOUR — Specific Oxygen Uptake Rate (Lasaridi and Stentiford, 1998)	Cinétique de consommation d'oxygène: 3 à 8 g (sec) de poudre dans 500 ml d'eau. Mesure de l'oxygène dissous en phase liquide pendant 60 heures puis calcul de la cinétique maximale. Contrôle de température (30°C).
DSOUR — Dry Specific Oxygen Uptake Rate (Iannotti et al., 1994)	Cinétique de consommation d'oxygène: 60 g (sec) de poudre humidifiée à 50%. Variation de la concentration en O <sub>2</sub> gazeux dans une enceinte fermée (500 ml) pendant une heure. Contrôle de température (37°C).
AT4 — Respiration Activity in 4 days (Gómez, Lima and Ferrer, 2006)	Cumul de consommation d'oxygène sur 4 jours. 30 g de poudre à une humidité de 30-40%. Mesure de la variation de la concentration en O <sub>2</sub> gazeux dans une enceinte fermée (500 ml) réalimentée en oxygène. Contrôle de température (20°C).
Germon et al., Nicolardot et al. ((Germon, Nicolardot and CATROUX, 1980); (Nicolardot et al., 1986))	Cinétique de consommation d'oxygène: 1 kg de déchet humide. Mesure de la variation de la concentration en O <sub>2</sub> gazeux dans un réacteur fermé (5 l). Contrôle de température (20°C).
Tremier et al. ((Tremier et al., 2005))	Cinétique de consommation d'oxygène: 2 à 3 kg de déchet humide. Mesure des variations de concentration en entrée et sortie d'un réacteur fermé (10 l), aéré à débit d'air constant. Contrôle de l'humidité et de la température (fixées par l'utilisateur).

méthode tiennent compte de la variabilité de la quantité et de l'état du substrat (par exemple, en poudre ou en suspension dans l'eau) ainsi que de la structure physique initiale du déchet. Ces considérations fournissent une base solide pour optimiser les paramètres du compostage, incluant le temps de traitement et les conditions d'hygiénisation, comme illustré dans le tableau (2.1).

### 2.5.3 Humidité

L'humidité est un facteur crucial dans le métabolisme des micro-organismes, constituant jusqu'à 80% de leur masse en milieu aqueux. Elle joue un rôle essentiel non seulement dans la croissance biologique en servant de vecteur de nutriments, mais aussi en facilitant les échanges entre la phase solide et la phase gazeuse, permettant l'apport d'oxygène nécessaire aux réactions de biodégradation (Miller, 1991; Juarez, 2000).

Pour un compostage efficace, le taux d'humidité des substrats doit généralement se situer entre 20 et 70% de la masse totale (Haug, 1993). Un taux inférieur à ce seuil peut limiter la disponibilité de substrat pour les enzymes, tandis qu'un taux supérieur peut inhiber le processus en créant un milieu anaérobie qui gêne la diffusion de l'oxygène. La gestion optimale de l'humidité est donc essentielle pour maintenir une activité biologique élevée et efficace.

Le tableau suivant (2.2) présente les taux d'humidité optimaux pour différents matériaux à composter, illustrant les conditions spécifiques nécessaires à une biodégradation efficace selon la nature des déchets.

Le taux d'humidité optimal est un outil simple mais fondamental pour évaluer les conditions les plus favorables à la biodégradation rapide des déchets. La compréhension du lien entre la teneur en eau et l'activité biologique a conduit à l'élaboration des notions d'activité de l'eau et de potentiel hydrique matriciel, permettant d'optimiser les procédés de compostage (Juarez, 2000).

### 2.5.4 Structure physique

La structure physique d'un massif de déchets traités par compostage est principalement définie par deux caractéristiques : la taille des particules et la porosité du milieu.

TABLE 2.2: Taux d'humidité optimum pour différents matériaux à composter

Type de déchets	Taux d'humidité optimum (% de la masse totale)	Référence
Paille	75-85	(Mustin, 1987; Haug, 1993)
Sciure, copeau de bois	75-90	(Mustin, 1987; Haug, 1993)
Écosse de riz	75-85	(Haug, 1993)
Papier	65-85	(Mustin, 1987)
Déchets ménagers	55-65	(Mustin, 1987; Haug, 1993)
Boues de station d'épuration	50-65	(Mustin, 1987; Haug, 1993)
Déchets végétaux frais	45-55	(Haug, 1993)

### Taille des particules

La distribution de la taille des particules dans un compost influence directement la surface accessible aux micro-organismes pour la dégradation. Cette surface détermine non seulement les cinétiques de biodégradation par des réactions d'hydrolyse, mais aussi la quantité de matière organique biodégradable accessible aux micro-organismes (Mohee and Mudhoo, 2005). Une granulométrie plus fine augmente l'accessibilité et, par conséquent, peut accélérer la biodégradation. Toutefois, des particules trop fines peuvent aussi conduire à une compaction du lit de déchets, limitant l'écoulement de l'air et la maintenance des conditions aérobies nécessaires au compostage efficace.

### Porosité à l'air

La porosité à l'air, quant à elle, indique la quantité d'air disponible pour les micro-organismes et joue un rôle crucial dans la perméabilité du milieu composté. Elle affecte directement les transferts de masse et les écoulements à travers le milieu

poreux, influençant ainsi indirectement les cinétiques microbiologiques de dégradation (Agnew and Leonard, 2003). Une porosité adéquate est essentielle pour maintenir une aération suffisante au sein du compost, avec des auteurs recommandant une porosité supérieure à 30% pour optimiser les conditions de compostage (Epstein, 1996; Keener et al., 2002; Mohee and Mudhoo, 2005). Lors du traitement, il est conseillé de débiter le compostage avec une valeur de Fraction d'Air Solide (FAS) élevée, généralement entre 60 et 65%, pour favoriser une dégradation rapide et efficace.

## 2.6 Avantages du compost

### 2.6.1 Avantages environnementaux

**Le compostage est à la fois : une voie d'élimination et une voie de valorisation**

En effet, le compostage réduit de 80% le volume des déchets et élimine 40 à 50% de la masse initiale (figure 2.5). La pratique du compostage dans les décharges permet de les décongestionner et d'augmenter leur durée d'exploitation.



FIGURE 2.5: Bilan matière du processus du compostage (Soudi and Chrifi, 2008).

### Réduction des gaz à effet de serre

Un moyen efficace de réduction de la production de méthane est le détournement des déchets ménagers organiques de l'enfouissement ou de l'incinération vers le compostage. En effet, selon les estimations faites par Senhaji (Senhaji, 2005), le compostage permet de réduire si on opte pour le compostage dans le cadre d'un

projet *MDP*, les réductions d'émissions de *GES*, comptées en  $e\text{-CO}_2^1$ , seraient en moyenne de 3 400 tonnes  $e\text{-CO}_2$  par an dans le cas de la décharge de Guercif qui réceptionne près de 14 000 tonnes par exemple (Souidi and Chrifi, 2008).

## 2.6.2 Avantages agronomiques

Les avantages agronomiques sont nombreux, les principaux sont cités ci-après :

### **Amélioration des propriétés physique du sol :**

- capacité de rétention de l'eau ;
- stabilité de la structure du sol ;
- effet mulch<sup>2</sup> (si appliqué en surface): diminution de l'évaporation de l'eau.

### **Amélioration des rendements de culture (effort en éléments nutritifs):**

- amélioration de l'absorption des éléments nutritifs ;
- stimulation du développement des racines et de la partie aérienne par les acides humiques ;
- inhibition des agents phyto-pathogènes (biofumigation).

### **Amélioration des propriétés physico-chimiques du sol :**

- capacité d'échange cationique<sup>3</sup> (rétention des actions) ;
- augmentation de la stabilité des éléments nutritifs (ex: Phosphore) ;
- complexation des éléments traces métalliques.

### **Réhabilitation des sols dégradés et lutte contre la désertification :**

- amélioration de la teneur en matière organique ;
- amélioration de la structure et atténuation de l'érosion ;
- amélioration de l'activité biologique ;

---

<sup>1</sup>émission en  $\text{CO}_2$

<sup>2</sup>Le mot "mulch" vient à l'origine d'un ancien mot français qui a été anglicisé. C'est la technique du paillage de culture, qui consiste à protéger le sol et empêcher l'évaporation naturelle de l'eau qu'il contient. Il s'agit d'une certaine façon d'un compost étalé sur la terre.

<sup>3</sup>la quantité maximale de cations (ions positifs) que la matrice du déchets peut adsorber.

- amélioration des sols de parcours ;
- amélioration des sols forestiers.

## 2.7 Biochimie des déchets

La biochimie des déchets organiques joue un rôle central dans le processus de compostage, où les micro-organismes transforment les matières biodégradables en compost riche en nutriments. Les déchets organiques comprennent les matières provenant d'êtres vivants, comme les restes de nourriture, les déchets de jardin et les matières végétales, ainsi que les déjections animales et autres substances biodégradables. Comprendre les processus biochimiques qui se produisent pendant le compostage est essentiel pour optimiser la décomposition et améliorer la qualité du compost final. L'activité des micro-organismes, qui se manifeste par des transformations biochimiques, libère de l'énergie. La prolifération microbienne augmente sous certaines conditions (Addou, 2009):

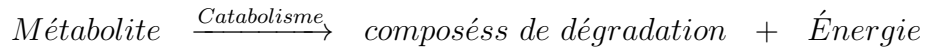
- accumulation des déchets;
- broyages des déchets (augmentation des surfaces de contact) ;
- aérobiose ;
- anaérobiose ;
- humidité ;
- pH ;
- température ;
- éléments nutritifs, carbone, azote...

### 2.7.1 Métabolisme

Le métabolisme est l'ensemble des transformations chimiques avec échange d'énergie qui ont lieu dans un organisme vivant ou dans une cellule. C'est un processus qui englobe le catabolisme et l'anabolisme (Addou, 2009).

## Catabolisme

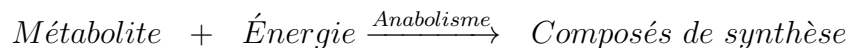
C'est l'ensemble des transformations des molécules relativement grosses et complexes en molécules plus petites et plus simples avec dégagement d'énergie suivant la réaction:



Dans le cas des ordures ménagères, ce sont principalement des réactions chimiques d'oxydation (exothermiques) à chaque étape. Lorsqu'il y a suffisamment d'oxygène (phase aérobie), l'oxydation est totale et conduit à la formation du dioxyde de carbone et de l'eau. Par contre, en absence d'oxygène (phase anaérobie), l'oxydation est partielle et ce sont des composés de type méthane qui sont produits (Addou, 2009).

## Anabolisme

C'est le phénomène contraire de catabolisme. Il désigne l'ensemble des réactions de formation (synthèse) à partir des métabolites de composés indispensables à leur vie et à leur fonction. Ce sont des réactions qui nécessitent de l'énergie et qui sont donc endothermique.



Ces réactions de décomposition et de synthèse, les métabolismes se déroulent en présence de micro-organismes: bactéries, actinomycètes, champignons... Pour se nourrir, ces derniers produisent des enzymes qui vont dégrader la matière organique et surtout décomposer les macromolécules en molécules plus simples. Les micro-organismes sécrètent des enzymes à l'extérieur de leur cellules qui servent à la décomposition des grosses molécules (Addou, 2009).

### 2.7.2 Enzymes

Les enzymes sont des protéines présentant des propriétés catalytiques spécifiques à certaines réactions chimiques du métabolisme de l'organisme qui les produit. Elles jouent un rôle indispensable dans le métabolisme en agissant comme biocatalyseurs, capables d'augmenter la vitesse des réactions et de réduire l'énergie d'activation nécessaire. En tant que catalyseurs biologiques, elles surpassent en efficacité les

réactions catalytiques de la chimie classique, avec des vitesses de réaction pouvant atteindre jusqu'à  $10^{12}$  fois celle d'une réaction non catalytique (Addou, 2009).

### Catégories fonctionnelles d'enzymes

Les enzymes se classent en plusieurs catégories en fonction de leurs activités spécifiques, qui sont essentielles pour la dégradation et la transformation de la matière organique (Addou, 2009). Parmi les principaux groupes d'enzymes impliqués dans le processus de compostage, on distingue :

- **Enzymes hydrolytiques** : Ce groupe inclut des enzymes telles que les lipases (lipolytiques), les cellulases (cellulolytiques), et les protéases (protéolytiques), qui hydrolysent respectivement les lipides, les glucides complexes comme la cellulose, et les protéines.
- **Oxydoréductases** : Ces enzymes catalysent des réactions d'oxydoréduction, facilitant le transfert d'électrons, ce qui est crucial pour la dégradation de composés organiques complexes.
- **Liases** : Ces enzymes catalysent la rupture de liaisons chimiques en libérant des petites molécules, contribuant ainsi à la simplification des macromolécules organiques.
- **Transférases** : Elles catalysent le transfert de groupes fonctionnels entre molécules, participant à diverses modifications biochimiques.
- **Isomérases** : Ces enzymes réarrangent les molécules, modifiant la configuration des substrats pour en faciliter l'assimilation.
- **Ligases** : Elles permettent la formation de nouvelles liaisons chimiques, nécessitant souvent une source d'énergie.
- **Hydrolases** : Elles catalysent la rupture de liaisons avec addition d'eau, jouant un rôle clé dans la décomposition de polymères complexes.

### Types d'enzymes selon leur localisation

Les enzymes se divisent également selon leur localisation et leur rôle dans la transformation des substrats (Addou, 2009) :

- **Enzymes exocellulaires** : Elles opèrent en dehors de la cellule en transformant les macromolécules en molécules de structure plus simple capables de traverser la membrane cellulaire.
- **Enzymes endocellulaires** : Actives à l'intérieur de la cellule, elles convertissent les molécules simples en composés nécessaires aux besoins nutritionnels et énergétiques de l'organisme.

## 2.8 Microbiologie du compost

En tant que processus biologique, le compostage fait intervenir une multitude de microorganismes. Ces derniers jouent un rôle essentiel dans la décomposition de la matière organique et des composés organiques variés. De nombreux facteurs influencent la dynamique de la population microbiologique, notamment la température, l'humidité, la disponibilité en nutriments et le pH. Comprendre et identifier les microorganismes capables de biodégrader des composés spécifiques est crucial pour optimiser le compostage et pour la biodégradation efficace des polluants et des contaminants présents dans le sol.

Durant le compostage, la population microbienne influence activement le processus en générant de la chaleur, ce qui, à son tour, modifie les conditions de vie et la composition des communautés microbiennes. Selon Krueger et coll (Krueger, Gillham and Coggin, 1973), les microorganismes sont classifiés selon les températures qu'ils peuvent tolérer et les conditions dans lesquelles ils peuvent croître (tableau 2.3) Cette interaction entre la chaleur produite et la capacité des microorganismes à s'adapter à des températures spécifiques est fondamentale pour réguler et maintenir le processus de compostage.

Microorganismes	Plage de températures
Cryophiles ou psychrophiles	0–25°C
Mésophiles	25–45°C
Thermophiles	>45°C

TABLE 2.3: Plage de températures tolérées par différents types de microorganismes

Dans le compostage, l'intérêt principal réside dans les organismes qui décomposent la matière organique aux températures les plus efficaces et dans d'autres conditions optimales. Cependant, lors du compostage de déchets contaminés par des agents pathogènes humains, la destruction de ces pathogènes constitue un objectif secondaire important. Cela se produit à des températures thermophiles dépassant 55°C.

Les types spécifiques de microorganismes présents à un moment donné dépendent des sources de nourriture disponibles et des températures de l'environnement de compostage, comme l'indique la figure suivante (2.6):

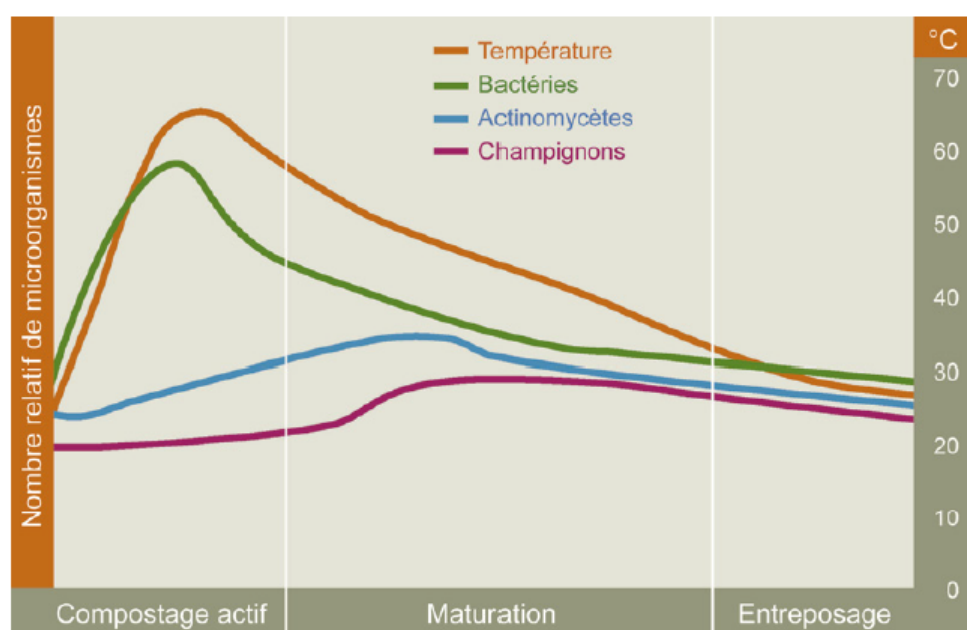


FIGURE 2.6: Écarts théoriques de température et populations microbiennes pendant le processus de compostage (David, 2013).

### 2.8.1 Bactéries

Au cœur du processus de compostage grouille une armée minuscule mais indispensable : les bactéries. Ces micro-organismes, les plus petits et les plus abondants parmi les décomposeurs, jouent un rôle crucial dans la transformation de la matière organique en un amendement riche pour le sol. Rapides et efficaces, elles s'attaquent en priorité aux composés simples comme les sucres et les protéines, libérant de la chaleur en tant que sous-produit de leur métabolisme. Cette chaleur fait grimper la température du tas, favorisant le passage de la phase mésophile à la phase thermophile, une étape clé du compostage.

Présentes du début à la fin, les bactéries restent actives même si leur nombre diminue au fur et à mesure que la matière organique se décompose (figure 2.6). Leur adaptabilité à des conditions variées d'humidité, de température et de pH leur permet de s'accommoder de différents environnements de compostage.

En résumé, les bactéries jouent le rôle de décomposeurs primaires dans le processus de compostage. Elles sont capables de dégrader une vaste gamme de composés organiques, ce qui provoque une augmentation de la température du tas de compost. Cette activité microbiologique est cruciale car elle contribue à transformer les déchets organiques en un amendement riche et fertile, idéal pour l'agriculture. La présence de ces micro-organismes est donc essentielle pour garantir une transformation efficace de la matière organique en un produit bénéfique pour les sols et les cultures (David, 2013; Epstein, 1996).

### 2.8.2 Champignons

Dans le processus de compostage, les champignons prennent le relais là où les bactéries s'arrêtent. Ils s'attaquent aux composés organiques complexes, comme la cellulose et la lignine, qui résistent davantage à l'attaque bactérienne. Ces acteurs clés entrent en scène lorsque la température du tas commence à baisser, après avoir atteint son pic. Les champignons jouent un rôle crucial dans la création d'un compost de qualité. En décomposant les matériaux végétaux plus résistants, ils contribuent à une structure plus uniforme et homogène du compost. Leurs capacités enzymatiques uniques leur permettent de décomposer des substances que les bactéries ne peuvent pas, les rendant indispensables pour une décomposition complète du tas de compost.

En résumé, les champignons sont les architectes du compostage. Ils apportent une contribution essentielle à la transformation de la matière organique en un amendement riche et fertile pour les sols et les plantes (David, 2013; Epstein, 1996).

### 2.8.3 Actinomycètes

Les actinomycètes, souvent décrits comme un pont entre les bactéries et les champignons, sont importants pour la dégradation de la matière organique, surtout pendant les stades ultérieurs du compostage lorsque le matériau s'est partiellement stabilisé. Ces microorganismes sont particulièrement doués pour décomposer les débris résistants de cellulose et de lignine et contribuent souvent à l'odeur terreuse d'un bon compost. Leur croissance est favorisée par des températures légèrement plus basses et des niveaux de pH plus élevés par rapport au pic de la phase thermophile. Les actinomycètes jouent un rôle crucial dans la décomposition des substances organiques complexes en composés plus simples, qui sont ensuite dégradés davantage par les bactéries et les champignons (David, 2013; Epstein, 1996).

La microbiologie joue un rôle déterminant dans le compostage, un processus dynamique qui dépend fortement des interactions entre divers micro-organismes, notamment les bactéries, les champignons et les actinomycètes. Ces organismes évoluent à travers des phases de température distinctes, depuis la phase mésophile jusqu'à la phase thermophile, impactant directement la décomposition du matériau compostable. Les variations de température et de contenu en humidité influencent également l'activité microbienne, ce qui nécessite une compréhension approfondie pour optimiser le processus de compostage et améliorer la dégradation des contaminants organiques.

## 2.9 Principaux paramètres du compostage

Le compostage, processus biochimique de biodégradation des matières organiques, a lieu spontanément dans le milieu naturel, ce processus s'effectue sous l'action d'une série de micro-organismes décomposeurs dont l'activité dépend d'un certain nombre de paramètres qu'il est nécessaire de maîtriser pour réaliser le compostage à une échelle industrielle.

On distingue deux principales catégories de paramètres intervenant lors du procédé de compostage:

- Les paramètres de démarrage du compostage sont des éléments essentiels liés à la nature et à la composition du substrat. Ces paramètres incluent

la composition chimique et biochimique des déchets, leur biodégradabilité, l'humidité, ainsi que la structure physique telle que la taille des particules et la porosité à l'air (voir la section 2.5).

- Les paramètres de contrôle ou de suivi du processus de compostage: la matière organique, la température, le pH, l'aération, oxygène, dioxyde de carbone, méthane et également l'humidité (voir la section suivante).

### Les paramètres de contrôle de compostage

L'évaluation du niveau de dégradation et des transformations de la matière organique, au cours du compostage, peut permettre, de mieux gérer les paramètres du compostage, et aussi sa durée. De plus, comme le compostage est un processus biologique effectué par des micro-organismes, il faut tenir compte des paramètres affectant leur croissance et leur reproduction. Ces facteurs comprennent la température, le pH, l'oxygène ou l'aération et l'humidité du substrat. À l'extérieur, le processus de compostage dépend largement des conditions environnementales, la méthode utilisée, les matières premières, et d'autres éléments, de sorte que certains paramètres peuvent varier. Cependant, ils doivent être constamment surveillés pour être toujours dans une gamme optimale. Les paramètres principaux et leurs gammes optimales sont les suivants:

#### 2.9.1 Matière Organique

La matière organique est un paramètre central dans le processus de compostage, influençant directement l'efficacité de la dégradation des déchets et la qualité du compost final. Elle comprend une large gamme de composants, incluant des substances facilement biodégradables ainsi que des matériaux plus récalcitrants, dont la décomposition est plus lente (Mason, 2006). La composition de cette matière organique, ainsi que sa biodégradabilité, détermine en grande partie l'activité microbienne et le déroulement des réactions biochimiques au sein du tas de compost.

**Biodégradabilité et Accessibilité:** Les micro-organismes jouent un rôle clé dans la décomposition de la matière organique. Leur capacité à accéder aux substrats biodégradables conditionne l'efficacité du processus (Pujol, 2012). Ainsi, une matière organique riche en composés facilement accessibles sera rapidement

décomposée, entraînant une production accrue de chaleur et une baisse rapide du rapport C/N. À l'inverse, les matériaux plus résistants ralentissent le processus, prolongeant les phases de stabilisation et de maturation du compost.

**Rapport C/N:** Le rapport carbone/azote (C/N) est un indicateur fondamental de la disponibilité des nutriments pour la flore microbienne, de la qualité et de l'efficacité du compostage. Un rapport C/N initial compris entre 25 et 30 est généralement optimal pour la plupart des déchets organiques. Ce rapport favorise un équilibre nutritionnel adéquat pour les micro-organismes, leur fournissant à la fois une source d'énergie essentielle pour la croissance cellulaire (carbone) et des éléments essentiels à la synthèse des protéines (azote) (Miller and Jones, 1995). Au cours du compostage, ce rapport diminue progressivement à mesure que le carbone est minéralisé en dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) et que l'azote est incorporé dans la biomasse microbienne.

**Importance du Suivi:** Le suivi rigoureux de la matière organique et de son évolution au cours du processus de compostage est primordial pour garantir l'obtention d'un compost de qualité. Un déséquilibre du rapport carbone/azote (C/N) peut compromettre l'efficacité du compostage. Un excès de carbone ralentit la dégradation et peut entraîner des pertes d'azote sous forme d'ammoniac, tandis qu'un déficit en azote limite la croissance microbienne. Pour optimiser le processus, il est essentiel d'ajuster la composition de la matière organique en fonction de sa biodégradabilité et de son rapport C/N initial, afin de maintenir un environnement favorable à l'activité microbienne et à la transformation des matières organiques en humus.

En conclusion, la matière organique constitue le cœur du processus de compostage, et sa gestion minutieuse permet de réguler l'activité microbienne, de contrôler la température, et de favoriser la production d'un compost stable et mature.

## 2.9.2 Température

La température est un facteur déterminant dans le processus de compostage. Elle influence directement la diversité et l'activité des micro-organismes, notamment par son effet d'hygiénisation, les cinétiques de biodégradation, le taux d'humidité, la diffusion de l'oxygène et les cinétiques d'hydrolyse enzymatique au

sein du compost. Les intervalles de température de chacune des phases du compostage sont précisés au paragraphe 2.4 (figure 2.2). Les températures optimales pour le compostage dépendent des objectifs visés : assainissement, dégradation rapide, évaporation de l'eau et humification. Bien que les températures élevées puissent être bénéfiques à court terme pour neutraliser les agents pathogènes, leur maintien prolongé est déconseillé car elles peuvent ralentir l'activité biologique et entraîner des modifications chimiques indésirables de la matière organique. À l'inverse, des températures trop basses peuvent empêcher d'atteindre les niveaux nécessaires pour l'assainissement (Mustin, 1987).

Le bilan thermique, résultant de la production de chaleur liée à la dégradation biologique de la matière organique et des pertes de chaleur vers l'extérieur de la masse compostée, provoque des variations de température au sein du milieu. Ainsi, la température est une résultante indirecte de l'activité biologique dans le compost. En général, si la quantité de matière biodégradable est suffisante et si les conditions d'aération et d'humidité sont favorables au développement des micro-organismes, l'activité biologique entraîne, dès les premiers jours, une élévation de la température pouvant atteindre 60 à 70°C. Cette température se stabilise ensuite pendant quelques jours à quelques semaines, selon le procédé utilisé, avant de décroître régulièrement pour atteindre une valeur constante. Cette baisse de température, souvent plus rapide dans les procédés avec aération forcée, indique un ralentissement de l'activité biologique. Ce ralentissement peut être lié à des conditions limitantes telles que l'humidité, la température ou l'aération.

En conclusion, la température est un paramètre crucial à contrôler durant le compostage. Elle affecte non seulement l'activité des micro-organismes, mais aussi la qualité et la rapidité de la décomposition de la matière organique. Une gestion optimale de la température, en association avec l'aération et l'humidité, est essentielle pour garantir un compostage efficace et de qualité.

### 2.9.3 pH

Le pH constitue un paramètre crucial dans le processus de compostage, influençant à la fois la biodisponibilité des nutriments et l'activité microbienne. Les substrats de compostage présentent généralement un pH initial acide, compris entre 4,5 et 6 en moyenne (Eklind et al., 1997), en raison de la présence d'acides

organiques volatils tels que l'acide lactique et l'acide acétique. Au cours de la phase initiale du compostage, la concentration de ces acides augmente, entraînant une acidification du milieu avec un pH pouvant atteindre 5 ou moins.

Afin de réguler l'acidité initiale, l'ajout d'agents structurants peut être bénéfique. Ces matériaux agissent comme une barrière, limitant ainsi la production d'acides organiques et contribuant à maintenir le pH dans une fourchette plus neutre, comprise entre 6 et 8, durant les premières phases du compostage (Haug, 1993). Au fur et à mesure de l'avancement du processus et de la minéralisation des composés organiques, le pH tend à augmenter, atteignant souvent des valeurs comprises entre 8,0 et 8,5. Cette alcalinisation est principalement attribuable à l'ammonification, lors de laquelle l'oxydation des composés azotés libère de l'ammoniac, qui se dissout dans l'eau pour former des ions ammonium ( $NH_4^+$ ) et hydroxyde ( $OH^-$ ). Par ailleurs, les réactions enzymatiques se produisant à l'interface solide-liquide contribuent également à l'augmentation du pH en libérant des bases.

En phase finale du compostage, le pH peut encore augmenter jusqu'à atteindre des valeurs proches de 9, avant de se stabiliser autour de la neutralité. Cette évolution est principalement due à la diminution des réserves en matière organique biodégradable et à la libération d'ions hydrogène ( $H^+$ ) lors des réactions de nitrification.

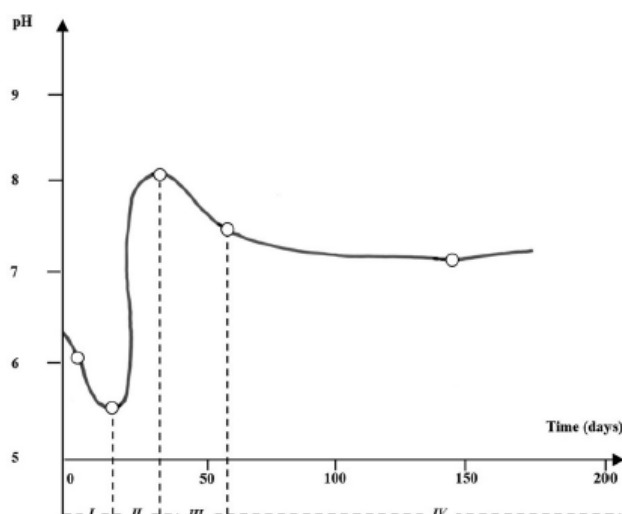


FIGURE 2.7: L'évolution du pH au cours du compostage (Station and Poincelot, 1972)

Le compostage peut se dérouler efficacement dans une large plage de pH, allant

de 3 à 11 (Azim et al., 2018). Cependant, les conditions optimales pour la croissance microbienne se situent généralement entre 5,5 et 8 (Azim et al., 2018). Un pH proche de la neutralité favorise l'activité de la majorité des micro-organismes, bien que les champignons présentent une plus grande tolérance à des conditions légèrement acides. Les variations du pH au cours du compostage sont fortement influencées par la nature des matières premières, l'ajout éventuel d'amendements et la qualité de l'aération. Ces facteurs déterminent en grande partie le pH final du compost, qui constitue un indicateur important de sa maturité et de sa qualité.

La dynamique du pH change durant le compostage, comme illustré dans la figure 2.7, et varie significativement d'une phase à l'autre (Azim et al., 2018):

- **Phase acidogénèse:** le pH diminue initialement, car la flore produit beaucoup de  $CO_2$  et d'acides organiques au début de la phase thermophile;
- **Phase de l'alcalinisation:** avec un pH croissant, l'hydrolyse bactérienne des protéines et de l'azote organique produit de l'ammoniac;
- **Phase de stabilisation du pH:** Le rapport C/N diminue, les réactions deviennent plus lentes. L'ammoniac est perdu par volatilisation (surtout avec un pH de 8), et l'azote est utilisé par les microbes pour synthétiser de nouveaux composés humiques;
- **Phase stable:** Finalement, le compost mature près d'un pH neutre grâce à la lenteur des réactions et l'influence du tampon d'humus.

#### 2.9.4 Aération

L'aération est un élément indispensable au bon déroulement du compostage, un processus biologique aérobie. L'air doit être fourni aux matériaux de compostage pour trois raisons fondamentales. Tout d'abord, il satisfait la demande en oxygène des micro-organismes, nécessaire à la dégradation de la matière organique (demande stœchiométrique). Ensuite, l'air chaud transporte l'humidité contenue dans les substrats, favorisant ainsi leur séchage (demande de séchage). Le séchage est un avantage important à obtenir lors du compostage, en particulier avec des substrats humides. Enfin, l'aération permet d'évacuer la chaleur produite par les réactions biologiques, évitant ainsi des surchauffes susceptibles d'inhiber l'activité microbienne (demande d'élimination de la chaleur). Si elle n'est pas contrôlée, la

température du processus peut atteindre des niveaux si élevés que l'activité biologique en est réellement entravée. Le taux d'aération peut être ajusté pour réguler la température du compost et optimiser le processus (Haug, 1993).

La teneur en air dépend de la porosité (figure 2.4) du tas de substrat. Par conséquent, une attention particulière doit être portée à la taille et à la forme des particules organiques, ainsi qu'à la quantité d'eau présente dans les pores (et donc à l'humidité). De plus, la concentration de  $CO_2$  ne doit pas dépasser 15%, ce qui correspond à environ 6% d'oxygène. La demande en air est très élevée durant la phase initiale du compostage (15 – 20%) en raison du développement rapide des micro-organismes. Par la suite, cette demande diminue au cours de la stabilisation du compost (5 à 10%) et encore plus pendant la phase de maturation (Mustin, 1987).

L'air est fourni dans l'andain de compost par l'intermédiaire d'une aération passive, d'une agitation mécanique ou d'une aération forcée:

**L'aération passive:** est le système de compostage traditionnel en tas. La circulation d'air n'est pas provoquée. Elle se fait par retournements périodiques (figure 2.8). La porosité du tas assure l'aération. Ce système convient aux matériaux compostables bien structurés.

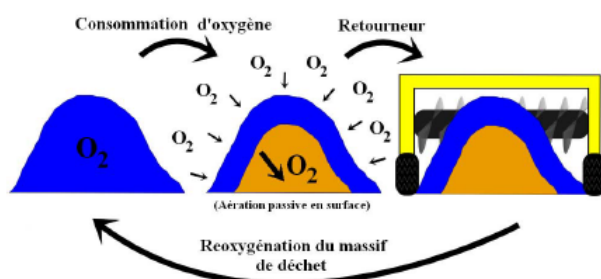


FIGURE 2.8: Processus d'oxygénation pour un andain en aération passive (Pujol, 2012).

**L'agitation mécanique:** L'agitation mécanique du tas de compost expose les matières à l'air ambiant et aide à rétablir l'espace lacunaire au sein de l'andain.

**L'aération forcée:** a pour objectif de forcer l'air à travers l'andain grâce à des ventilateurs à haute pression et à des tuyaux perforés ou par l'intermédiaire

d'autres types de chambres de distribution de l'air. Lorsque les ventilateurs sont utilisés, ils sont conçus pour aspirer l'air vers le bas de l'andain ou souffler l'air vers le haut de l'andain. Cette technique est souvent appliquée aux déchets à fort taux d'humidité comme les déchets de cuisines ou les boues. Elle présente l'avantage d'accélérer le processus de compostage et de limiter les retournements (figure 2.9).

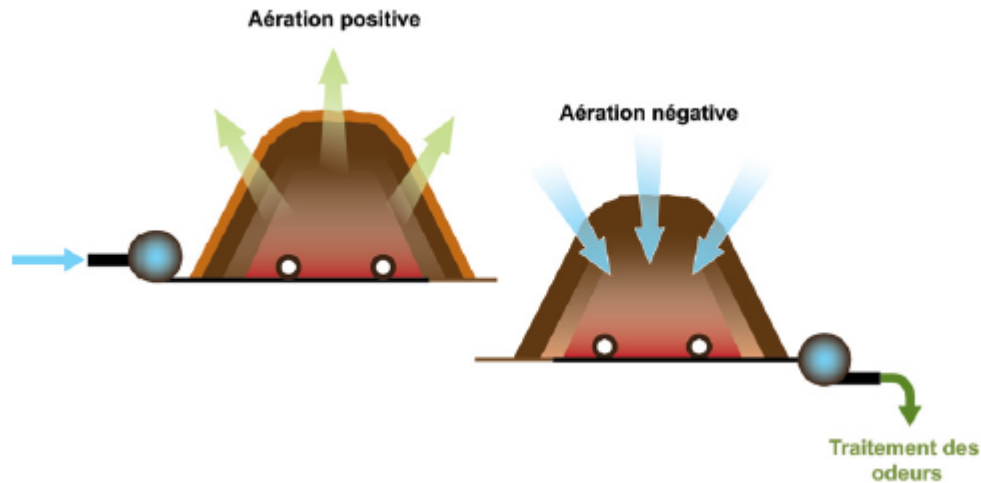


FIGURE 2.9: Principales méthodes d'aération forcée à l'aide de ventilateurs

Le retournement et l'aération forcée peuvent aussi être combinés. Le retournement effectué en parallèle d'une aération forcée permet une meilleure homogénéité du processus de compostage.

Les estimations faites par Mustin (Mustin, 1987) des besoins en oxygène pour chaque phase du compostage sont données dans le tableau 2.4.

Phase	Apport d'oxygène
phase mésophile (4-6 semaines)	0.1 jusqu'à 0.5 $m^3$ air/min/T de MS
Phase thermophile (quelques jours à 1 ou 2 semaines)	0.5-1 $m^3$ air/min/T de MS
Phase maturation	<0.1 $m^3$ air/min/T de MS

TABLE 2.4: Estimation de l'apport d'oxygène pendant le processus de compostage (Mustin, 1987).

### 2.9.5 Oxygène, Dioxyde de Carbon, Méthane

La surveillance des concentrations en oxygène, dioxyde de carbone et méthane peut être réalisée de manière continue grâce à des analyseurs de gaz. Ces analyseurs sont équipés de capteurs électrochimiques ou paramagnétiques pour l'oxygène et de capteurs infrarouges pour le dioxyde de carbone et le méthane. Dans les procédés de compostage avec aération naturelle, l'hétérogénéité des échanges gazeux nécessite la mesure des concentrations en plusieurs points, ce qui peut perturber les processus réactionnels. En revanche, pour les procédés de compostage avec aération forcée, le captage du flux d'air provenant de la masse de déchets en traitement permet de mesurer les concentrations d'oxygène, de dioxyde de carbone et de méthane après consommation et production biologique. En comparant ces valeurs avec les concentrations d'oxygène du flux d'air avant sa circulation dans la masse de déchets, il devient possible d'évaluer les cinétiques de consommation d'oxygène et de production de dioxyde de carbone et de méthane.

Les cinétiques d'oxygène et de dioxyde de carbone augmentent au début du processus, montrant ainsi la dégradation de la matière organique la plus facilement biodégradable. Elles diminuent ensuite en raison de l'utilisation et de la disparition progressive de la matière organique moins biodégradable (Tremier et al., 2005). Le suivi de la consommation d'oxygène et de la production de dioxyde de carbone constitue donc un bon indicateur du déroulement du traitement et de la stabilisation de la matière. Cependant, les valeurs faibles en fin de traitement doivent être interprétées en tenant compte des conditions environnementales telles que la température, l'humidité et le pH, qui influencent l'activité biologique.

La production de méthane, quant à elle, peut indiquer un dysfonctionnement dans le processus de compostage. En effet, le méthane est un sous-produit de la biodégradation anaérobie de la matière organique. Sa production signale donc le développement de zones anaérobies dans la masse de compost, révélant ainsi un problème d'aération.

Tous ces paramètres, en plus d'affecter directement les cinétiques de biodégradation, sont étroitement interdépendants et influencés par les conditions opératoires (type de procédé, caractéristiques du déchet traité, etc.). Cette interdépendance rend leur compréhension et leur prévision complexes (figure 2.10). L'injection d'air dans la masse de déchets assure un renouvellement en oxygène, indispensable à

la dégradation aérobie, dont les sous-produits sont l'eau, le dioxyde de carbone et la chaleur. Cependant, l'aération, en association avec la production de chaleur, déclenche le séchage de la matrice des déchets, réduisant ainsi la teneur en eau.

Il est essentiel de maintenir une teneur en eau suffisante pour ne pas inhiber l'activité biologique, tout en veillant à ce qu'elle reste inférieure à un seuil critique au-delà duquel la saturation des pores limiterait l'apport en oxygène. Par ailleurs, la structure physique du déchet (porosité, perméabilité, granulométrie, etc.) joue également un rôle crucial dans le processus de compostage, car elle influence et est influencée par les paramètres précédemment mentionnés. De plus, toutes ces interactions évoluent au fil du temps, tout au long du processus. Cela illustre la complexité inhérente à la compréhension du procédé de compostage et à l'optimisation de sa gestion.

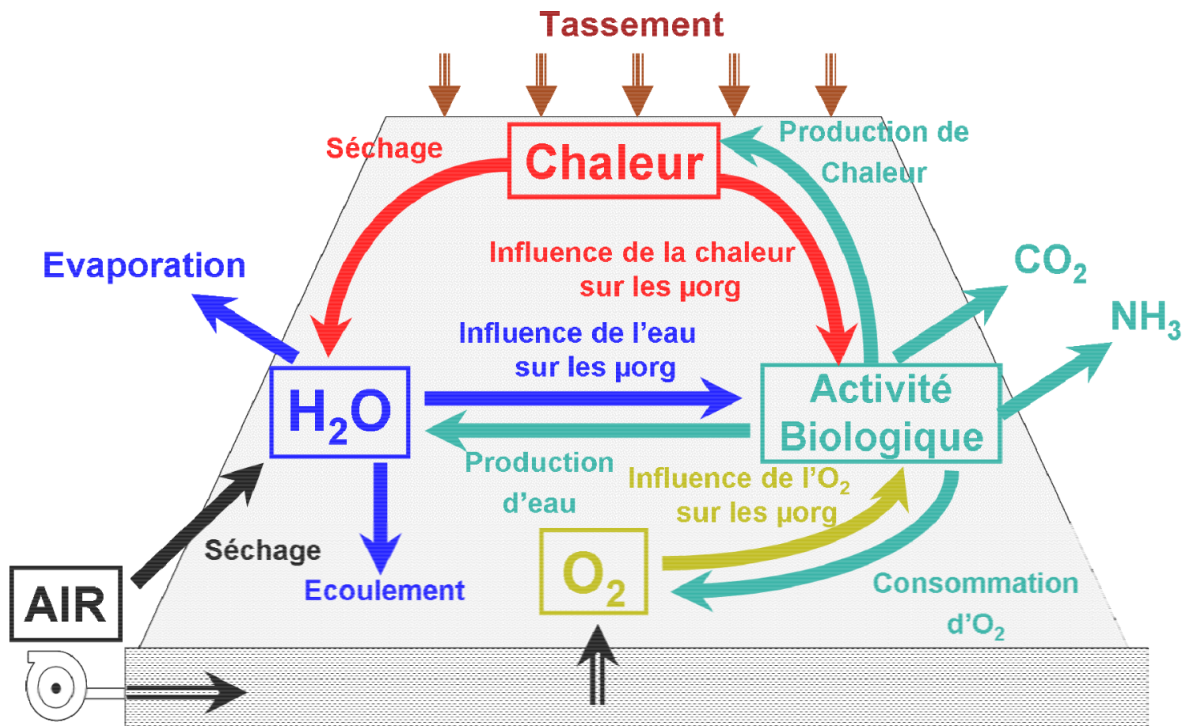


FIGURE 2.10: Schéma illustrant les interactions entre les différents facteurs influençant le processus de compostage (Pujol, 2012).

## 2.10 Évolution de la matière organique au cours du compostage

### 2.10.1 Perte de matière et Réduction du volume

Le compostage s'accompagne d'une perte importante en matière brute (Leclerc, 2001). Cette réduction est provoquée par la perte de masse due à la minéralisation de la matière organique, pouvant atteindre 20% à 60% de la matière organique initiale (Atkinson, Jones and Gauthier, 1996) (Francou et al., 2008) d'une part, d'autre part par l'évaporation de l'eau sous l'effet de la chaleur, des pertes de l'ordre de 50% du taux d'humidité (Canet and Pomares, 1995). La perte en volume, près de 80% (Soudi and Chrifi, 2008), s'explique par la perte en masse à laquelle s'ajoute une réduction de la taille des particules par fragmentation et décomposition des produits initiaux par les microorganismes.

### 2.10.2 Stabilisation de la matière organique

Le terme "stabilisation" fait référence à l'oxydation de la matière organique ou à sa conversion en une forme plus réfractaire. Lorsqu'un substrat organique est oxydé par des microorganismes, une partie de l'énergie libérée est capturée et utilisée pour soutenir la synthèse de nouveau matériel cellulaire à partir du substrat. Lorsque le microbe meurt, le matériel cellulaire devient un substrat pour d'autres microbes et une transformation supplémentaire en  $CO_2$ ,  $H_2O$ , et matière cellulaire se produit. Chaque fois que ce processus est répété, une partie de la matière organique restante devient très résistante à l'attaque microbienne. Ce matériel résistant est communément appelé humus, une forme stable de matière organique. Au fur et à mesure que le compostage progresse, les matières organique facilement dégradables dans le substrat sont oxydés et progressivement remplacés par des matériaux d'humus de moins en moins dégradables. Les composés plus stables qui restent à la fin du compostage sont encore dégradables, mais à un taux beaucoup plus réduit par rapport au substrat d'alimentation initial. La stabilisation doit être suffisante pour réduire le potentiel d'odeurs et d'autres nuisances, ainsi que des métabolites phytotoxiques, mais pas si complète que les organiques soient inutilement perdus du produit final (Haug, 1993).

L'évaluation du niveau de stabilisation de la *MO*, en cours de compostage, peut permettre de mieux gérer les paramètres du traitement (humidité, aération, etc.), ainsi que sa durée. Les odeurs détectables, l'évolution de la température de la matière en cours de traitement, ainsi que la consommation d'oxygène ou la production de dioxyde de carbone dans la masse traitée, sont autant d'indicateurs du niveau de stabilisation de la matière organique qui ne nécessitent pas de prélèvement de matière.

Plusieurs méthodes ont été utilisées pour mesurer le degré de stabilisation et évaluer la qualité du compost. Parmi celles-ci, on compte :

1. la baisse de température à la fin du compostage en lot ou lors de la maturation.
2. Un faible niveau d'auto-échauffement dans le produit final.
3. La teneur en matières organiques du compost, mesurée par la teneur en *VS*, la *DCO*, le contenu en carbone, le contenu en cendres, ou le rapport C/N.
4. Le taux de consommation d'oxygène et/ou de production de dioxyde de carbone.
5. L'effet sur la germination des graines et la croissance des plantes.
6. La présence de certains constituants tels que les nitrates et l'absence d'autres tels que l'ammoniac, les sulfures, les acides organiques et l'amidon.
7. L'absence d'attraction des insectes ou le non-développement de larves d'insectes dans le produit final.
8. Les changements caractéristiques d'odeur pendant le compostage et le potentiel de production d'odeurs du produit final après réhumidification.
9. L'augmentation du potentiel redox.
10. L'expérience de l'opérateur.

## Baisse de température

Une baisse de température vers le niveau ambiant à la fin du compostage indique généralement que le processus est presque terminé, à condition que cette baisse

ne soit pas due à des facteurs externes tels que la mort thermique, le manque d'oxygène, une faible humidité, l'absence de nutriments, ou une isolation insuffisante du tas. Cette observation s'appuie sur la relation entre le taux de production de chaleur et le taux d'oxydation des matières organiques, qui diminue après la décomposition des matériaux les plus dégradables. Une diminution de la température est attendue au fur et à mesure que l'apport de chaleur diminue. Cependant, si le compost reste chaud, il n'est probablement pas encore stable ni mature.

## La teneur en matières organiques

Le contenu organique d'un compost varie principalement en fonction du substrat utilisé pour sa production. Bien que ce contenu soit indicatif de la stabilité pour un substrat spécifique, il n'est pas adapté pour comparer des composts issus de différents substrats. Les méthodes comme la mesure de  $VS$ , de la cendre, du carbone, de la  $DCO$  et du rapport  $C/N$  sont couramment utilisées pour évaluer la fraction organique.

## Caractéristiques chimiques

Certains constituants du compost sont souvent caractéristiques de son niveau de stabilité. L'ammoniac est généralement présent dans les premières étapes du compostage à mesure que l'azote organique se décompose. La concentration d'ammoniac diminue progressivement par volatilisation ou par oxydation en nitrate. Ainsi, la présence de nitrate et l'absence d'ammoniac indiquent un état stabilisé.

## Consommation d'oxygène et production de dioxyde de carbone

Lors du compostage, les micro-organismes intègrent une partie de la matière organique biodégradable pour leur croissance, tandis que la partie résiduelle est oxydée en présence d'oxygène pour fournir de l'énergie, ce qui produit également du  $CO_2$ . La consommation d'oxygène et la production de  $CO_2$ , dont les évolutions sont similaires, sont directement liées à la stabilisation de la matière organique. La mesure des concentrations d'oxygène et de  $CO_2$  peut être réalisée en continu à l'aide d'analyseurs de gaz. Les capteurs électrochimiques ou paramagnétiques mesurent l'oxygène, tandis que les capteurs infrarouges mesurent le  $CO_2$ . Pour

les procédés de compostage à aération naturelle, il est nécessaire de mesurer les concentrations en plusieurs points pour compenser l'hétérogénéité des échanges gazeux. Dans les procédés à aération forcée, le captage du flux d'air permet de mesurer les concentrations résiduelles d'oxygène et de  $CO_2$  après consommation biologique. En comparant ces valeurs aux concentrations initiales, on peut évaluer les cinétiques de consommation d'oxygène et de production de  $CO_2$ .

Le taux de consommation d'oxygène est essentiel pour évaluer la stabilité du compost, car il reflète l'intensité de la décomposition organique en cours. Ce taux diminue significativement à mesure que le compost se stabilise, passant de taux élevés dans les substrats frais à des valeurs nettement plus basses dans les composts stabilisés. Ces cinétiques augmentent en début de procédé, reflétant la dégradation de la matière organique facilement biodégradable, puis diminuent à mesure que la matière organique plus résistante est consommée. Un compost bien stabilisé présente un faible taux de respiration, ce qui est favorable pour des applications horticoles où la sensibilité des plantes au compost est une considération importante. Ainsi, le suivi de la consommation d'oxygène et de la production de  $CO_2$  constitue un bon indicateur de la progression du traitement et de la stabilisation de la matière organique. Toutefois, en fin de traitement, le retour à des valeurs faibles doit être interprété en fonction des conditions environnementales (température, humidité, aération) qui influencent l'activité biologique.

## 2.11 Qualité du compost

### 2.11.1 Principaux paramètres utilisés pour qualifier les composts

En termes de valorisation, les composts se classent dans la catégorie des matières fertilisantes et des supports de culture, servant d'amendements organiques ou d'engrais. Les spécifications de qualité des amendements organiques sont définies par la norme NF U 44-051 (code de la norme Marocaine NM 12.7.142 (2021)) (ONSSA, 2022) pour les composts contenant des matières d'intérêt agronomique issues du traitement des eaux. Ces spécifications portent d'une part sur des critères d'intérêt agronomique (tableau 2.5).

Caractérisation organique	Matière sèche, Matière organique (MO), Rapport MO/Azote organique
Stabilité	Fractionnement biochimique, Minéralisation potentielle du carbone et de l'azote
Éléments fertilisants	Azote total, Azote organique non uréique, Phosphore : anhydride phosphorique ( $P_2O_5$ ), Potassium : oxyde de potassium total ( $K_2O$ ), Magnésium : oxyde de magnésium ( $MgO$ )

TABLE 2.5: Critères d'intérêt agronomique (Moletta, 2009).

Une fois produit, le compost doit être soumis à différents tests pour s'assurer de son innocuité et évaluer les usages auxquels il est adapté. Pour ce faire, des échantillons doivent être prélevés et analysés par des laboratoires en mesure d'indiquer, sur la base des normes en vigueur, la conformité ou non du compost à l'utilisation envisagée.

La qualité minimale du compost tient aux exigences relatives à la teneur en métaux lourds, la teneur en corps étranges et la qualité d'hygiène.

Pour une utilisation du compost en agriculture, à l'issue de la période de maturation, les paramètres de qualité suivants sont mesurés:

1. **Valeur fertilisante du compost:** Mesure des paramètres physiques, chimiques et biochimiques suivants: granulométrie, humidité, rapport C/N, matières organiques oxydables, pH. D'autre part, les éléments nutritifs tel que N, P, K, S, Ca et Mg peuvent également être mesurés dans le compost.
2. **Innocuité du compost:** Les tests de qualité permettent de mesurer les éléments suivants et de vérifier l'innocuité du compost produit (Maghreb, 2007):
  - **Les agents pathogènes:** ce test consiste à rechercher et mesurer la teneur du compost en oeufs d'helminthes viables, E. Coli et en Salmonelles.

- **ETM:** en dépit des opérations de tri indispensables avant le compostage des déchets ménagers, il existe une probabilité de présence de métaux lourds dans le compost produit. Il est donc nécessaire de rechercher et de mesurer les valeurs des principaux métaux lourds (Arsenic (As), Cadmium (Cd), Chrome (Cr), Mercure (Hg), Plomb (Pb), Sélénium (Se), Nickel (Ni), Cuivre (Cu) et Zinc (Zn).
- **CTO:** il s'agit de rechercher et de mesurer la teneur du compost en PolyChloroBiphényle (PCB) et en Hydrocarbures Poly Aromatiques (HAP).
- **Les indésirables:** ce test consiste à repérer et mesurer la teneur en éléments indésirables tels que les plastiques, les verres et les métaux.

### 2.11.2 Évaluation de la stabilité/maturité

La stabilité peut être définie comme le degré de biodégradation au-delà duquel l'activité biologique est fortement ralentie et ne redémarre pas, même en présence de conditions favorables à cette activité. La maturité, quant à elle, désigne un compost prêt à l'usage, tant du point de vue du degré de décomposition que de l'absence de phytotoxicité ou encore de ses qualités amendantes. La maturité englobe donc la notion de stabilité.

De nombreux travaux ont proposé des indicateurs de stabilité/maturité de la matière organique. Cependant, le nombre d'indicateurs proposés et l'absence de standardisation de ces indicateurs rendent parfois difficile leur compréhension et leur utilisation. Parmi ces indicateurs (Moletta, 2009), on retrouve :

- Indicateurs liés au suivi des transformations de la matière organique.
- Indicateurs liés au fractionnement biochimique de la matière organique.
- Indicateurs liés à l'analyse des substances humiques.
- Tests pratiques tels que le test SOLVITA ou le test d'auto-échauffement.

### 2.11.3 La phytotoxicité

La phytotoxicité est définie comme la propriété d'une substance d'occasionner des altérations aux végétaux. Les méthodes de mesure de la phytotoxicité permettent donc d'étudier l'effet du compost, sur le développement des plantes. Les

méthodes les plus courantes sont des tests de germination et de croissance. Les tests de germination mettent en œuvre l'incubation d'un petit nombre de graines dans des boîtes de Pétri, sur un papier filtre imbibé d'extrait aqueux de compost. Cette méthode, initialement proposée pour tester la germination de graines de cresson (Zucconi, 1981), a également été testée pour la germination de graines de Sorgho (Rajbanshi et al., 1998). Le résultat consiste en le dénombrement des graines germées et la mesure de la longueur racinaire totale à l'issue de 24 heures d'incubation.

Un indice de germination (GI) peut alors être déterminé. Cet indice doit être supérieur à 50% pour un compost stable. Le calcul de l'indice de germination se fait selon la formule suivante :

$$GI = \frac{\text{nombre de graines germées}}{\text{nombre de graines total}} \times \frac{\text{longueur racinaire totale essai}}{\text{longueuer racinaire totale témoin}} \times 100 \quad (2.11.1)$$

## 2.12 Procédés de compostage dans les Pays En Développement (P.E.D)

Le processus de compostage est une succession de changements physico-chimiques qui se produisent spontanément dans l'environnement naturel. L'utilisation d'un tel processus de dégradation dans l'industrie exige l'optimisation de tous ces paramètres afin d'obtenir une dégradation complète et rapide dans un laps de temps minimum. Pour cela, le compostage industriel est divisé en plusieurs étapes mécaniques ou non, où chacune peut être optimisé selon les exigences et les conditions spécifiques de l'usine.

### Différentes étapes du compostage

Un schéma de processus pour un système de compostage généralisé est présenté dans la Figure 2.11. Les matières premières, ou substrats, sont illustrées entrant par la gauche du schéma. Strictement parlant, tout matériau ajouté au système doit être considéré comme une matière première pour le processus. Cependant, la pratique conventionnelle a adopté les termes "amendement" et "agent de structure"

pour certains types de substrats ajoutés. Les deux termes devraient être considérés comme des matières premières malgré la nomenclature distincte.

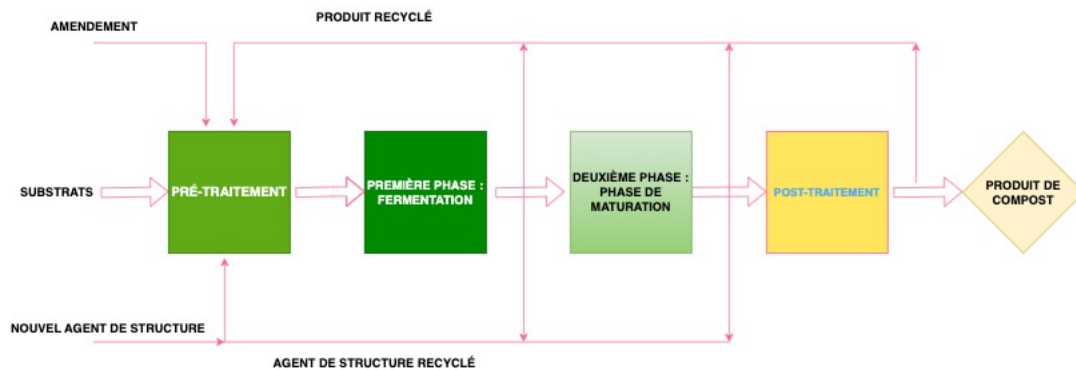


FIGURE 2.11: Schéma de processus généralisé pour le compostage montrant les entrées des substrats d'alimentation, des amendements et des agents de structure.

## Pré-traitement

**Préparation des déchets:** La qualité des matériaux organiques à composter est une condition indispensable pour un compost de qualité. Les expériences de compostage de déchets urbains en provenance d'une collecte non sélective ont démontré, qu'il est difficile de produire un compost conforme aux normes, apte à être utilisé sans risque pour l'environnement.

Pour améliorer la qualité du compost, il convient de préparer le déchet à composter afin d'optimiser les caractéristiques initiales tels que le rapport C/N, la teneur en eau, la granulométrie, la porosité.... Pour cela, différentes actions sont réalisées en fonction du déchet traité. Il est par exemple possible d'avoir une phase de tri, suivi d'une phase de broyage. Cette dernière permet d'une part d'augmenter la surface de contact du déchet avec le milieu ambiant (l'air) et d'autre part de favoriser l'accessibilité de la matière organique aux micro-organismes au coeur du déchet (Pujol, 2012).

1. **Tri:** consiste à séparer les matières organiques fermentescibles, des fractions non valorisables par le biais du compostage dans un déchet extrêmement hétérogène (Charnay, 2005):

**Tri à la source:** c'est la solution la plus favorable par ce que les déchets sont séparés sur leur lieu de production et ne sont donc pas mélangés

et souillés avec d'autres produits. Ce tri réduit et facilite le travail des trieurs sur l'usine de compostage. Malheureusement, ce tri à la source n'est pas encore une démarche de gestion des déchets dans les *PED*, compte tenu des difficultés de collecte et diverses expériences de collecte sélective se sont avérées inopérantes.

**Tri par collecte sélective:** Elle permet de récupérer les produits dangereux ( peintures, piles ...) et de réduire la toxicité dans les déchets à composter.

**Tri après collecte:** il est réalisé sur le site de traitement des déchets. Selon le type de recyclage envisagé, les déchets peuvent être séparés en produits combustibles ou en matières recyclables suivant l'optique de vente. Les caractéristiques les plus fréquentes de séparation sont : la taille, la densité, le magnétisme, mais aussi la nature même du déchet.

2. **Broyage:** a pour objectif d'offrir aux micro-organismes un champ d'action aussi large que possible et de réduire le volume des matières de base. Cette phase facilite donc la biodégradation des déchets par les micro-organismes et diminue la durée du traitement. Le broyage est à recommander uniquement pour les déchets verts (Pujol, 2012).
3. **Mélange:** Les plateformes de compostage qui traitent des substrats peu ou non poreux, tels que les effluents, les boues ou les fractions fines des ordures ménagères, réalisent un mélange initial avec un agent structurant. Ce mélange peut être effectué à l'aide d'un équipement spécifique, comme un malaxeur à vis. Le mélange peut également être réalisé par manipulation et retournement des substrats à l'aide du godet d'un chargeur.

## Fermentation

Après la première étape de "Pré-traitement" vient le compostage proprement dit. La fermentation, cœur du système de l'installation, se divise en deux étapes : la biodégradation et la pré-humification. Cette phase correspond à une intense dégradation des matières organiques, consommant de grandes quantités d'oxygène. Les procédés de fermentation "accélérés" interviennent lors de cette première étape pour améliorer les performances de la biodégradation et réduire sa durée. L'essentiel est de maintenir l'humidité entre 40 et 60 %, d'assurer un

apport d'oxygène adéquat et de contrôler la montée en température. Les procédés de fermentation seront développés dans la section 2.14 suivant.

### **Maturation**

La stabilisation du compost se fait au cours de cette phase, la formation de complexes organo-humiques, la stabilisation de la matière organique, la transformation des éléments. Quelque soit le type de fermentation, la maturation est souvent réalisée en andains statiques et dure en moyenne deux ou trois mois (Charnay, 2005). Pendant cette phase, les andains doivent être suivis pour contrôler la stabilisation du compost et éventuellement pour fournir des mesures correctives (renversements, arrosages).

### **Post-traitement**

**Criblage:** Cette étape intervient à différents stades selon le procédé : avant ou après la maturation. Ce choix dépend de la composition des déchets et influe sur la qualité du produit. Cette étape convertissant le compost mature en un produit commercial exempt d'impuretés. Il consiste à tamiser le compost en fin de maturation d'une part pour pouvoir commercialiser un compost plus adapté aux besoins agronomiques et d'autre part pour récupérer le refus qui sera réutilisé pour un nouveau lot de compost. Il permet également d'ôter les quelques indésirables (ferrailles, plastiques) qui auraient échappé à la vigilance du tri au moment de la réception des déchets.

**Le stockage:** Le compost stocké avant commercialisation doit être entreposé au mieux dans un hangar à l'abri des intempéries pour conserver toutes ses caractéristiques (humidité, granulométrie et teneur en éléments nutritifs). Car les intempéries peuvent faire perdre de la valeur au compost produit: dessèchement ou au contraire humidité trop forte, pertes possibles de potassium par lessivage, ensemencement de graines de mauvaises herbes apportées par le vent, etc... En fonction de la demande, il est ensuite conditionné en sacs facilitant le transport.

### **Compost**

Le matériau composté, représenté par la sortie à droite dans la Figure 2.11, constitue le produit final du processus. La qualité du compost dépend de plusieurs

facteurs, notamment les caractéristiques des substrats d'alimentation, les paramètres de conception des phases à haute vitesse et de maturation, la quantité de pré- et post-traitement, ainsi que les conditions d'exploitation maintenues dans le système. Il est important de souligner que le processus est conçu pour délivrer un produit d'une qualité spécifique. Par conséquent, la qualité du compost souhaitée doit être définie dès le début de la conception. En réalité, cela devrait être la toute première considération dans la conception du système.

Divers critères peuvent être établis pour définir la qualité du produit. Ceux-ci incluent des critères physiques tels que la distribution de la taille des particules, la texture, la couleur, l'odeur, la teneur en humidité et l'apparence générale. Des critères peuvent également être définis pour évaluer la stabilité ou la maturité du compost. Le taux de consommation spécifique d'oxygène ( $\text{mg } O_2/\text{kg}$  de VS par heure), l'absence de composés phytotoxiques, la réduction des BVS dans le système et le retour à des températures proches de l'ambiance à la fin du processus peuvent être utilisés pour mesurer la stabilité du compost. Des critères peuvent également être établis pour les caractéristiques chimiques du compost, notamment la teneur en nutriments, le ratio nitrate/ammoniaque, l'absence de composés facilement dégradables tels que l'amidon, l'absence d'intermédiaires anaérobies tels que l'acide acétique, la teneur en métaux lourds et l'effet sur la germination des graines. Il est essentiel de se rappeler que l'installation de compostage est une usine de traitement qui doit être conçue et exploitée pour produire un compost répondant aux critères de qualité définis.

## 2.13 Les usages du compost

Différents usages du compost sont possibles selon le degré de maturation et de stabilisation du compost:

- protection des sols contre l'érosion et l'apparition de mauvaises herbes ;
- application en agriculture pour améliorer la teneur en matière organique du sol et certains de ses paramètres physico-chimiques tels que la capacité de rétention en eau du sol, le taux d'éléments nutritifs essentiels à la croissance végétale, etc ;

- utilisation en tant qu'amendement dans le jardinage, les espaces verts, les pelouses, les pépinières, l'arboriculture.

## 2.14 Méthodes de compostage

Les différentes méthodes de compostage utilisées ne concernent que la phase de fermentation, la phase de maturation se déroulant habituellement à l'air libre en tas de grandes dimensions. Les méthodes de compostage se différencient quant à elles sur la base du mode d'aération mis en œuvre et sur le confinement ou non du procédé. Ces deux critères sont fortement liés à la nature du substrat traité: caractéristiques physiques influençant le mode d'aération, potentiels sous-produits de traitement influençant le choix du confinement ou non.

Deux modes d'aération sont pratiqués dans les procédés de compostage:

**L'aération naturelle:** basée sur la circulation de l'air à travers la masse de déchets grâce aux phénomènes de convection. Ces phénomènes étant très vite limités par le tassement du massif, l'aération naturelle nécessite la mise en œuvre de retournement réguliers du déchet par un dispositif adéquat.

**L'aération forcée:** consiste quant à elle à ventiler le massif à l'aide de drains situés sous le déchet et permettant soit l'injection, soit l'aspiration d'air (figure 2.12).

Certains procédés proposent la combinaison d'un système d'aération forcée et de la pratique du retournement.

### Andains

Le compostage en andain se fait en tas généralement mené en extérieur. Le plus souvent, l'andain a une forme trapézoïdale afin de favoriser la circulation d'air par convection et de limiter la pénétration de l'eau (en cas de pluie) et également de limiter les pertes de chaleur grâce à un faible rapport surface/volume (Moletta, 2009).

Le compostage classique en andain exige la réalisation de retournements du déchet traité afin de reconstituer les conditions nécessaires à la circulation d'air

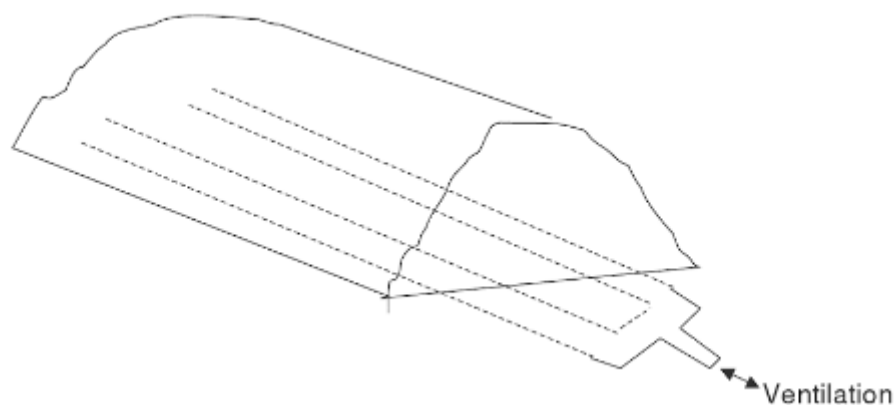


FIGURE 2.12: Schéma d'un andain avec système de ventilation forcée au sol (Moletta, 2009).

(porosité) et de réhomogénéiser le massif. L'andain a souvent une longueur de plusieurs dizaines de mètres et une largeur de 3 à 6 mètres, mais sa hauteur dépend de la nature du substrat et de la technique de retournement. Ainsi pour traiter des substrats denses, les andains auront une hauteur plus faible, qui limitera les phénomènes de tassement. Par ailleurs, le retournement de l'andain peut se faire à l'aide d'un chargeur équipé d'un godet, la hauteur de l'andain dépend alors de la portée du bras du chargeur. Le retournement peut également se faire à l'aide de machine spécialisée: les retournements enjambeurs, qui limitent la hauteur de l'andain à environ 1 m, ou encore les retournements latéraux (Moletta, 2009).

Hormis le retournement, il existe des méthodes d'optimisation de l'aération lors du compostage en andain. Ainsi, les phénomènes de convection de l'air peuvent être facilités en disposant dans l'andain des tuyaux ouverts à leurs extrémités. Ces tuyaux facilitent le passage de l'air et augmentant les contrastes thermiques propices à la convection. Il s'agit alors d'andain aéré passivement. Enfin, il existe des plate-formes où l'andain est formé sur un système de canalisation d'air posé au sol et relié à un ventilateur (Moletta, 2009).

### **Autre procédés statiques: casiers et conteneurs**

Le casier est formé de trois murs en béton (longueur 10 à 30 m, largeur 4 à 6 m). Les procédés en casier reprennent la technique de l'andain avec aération forcée. Le sol est équipé de drains d'aérations qui permettent le soufflage ou l'aspiration d'air. Le chargement du casier est le plus souvent réalisé à l'aide d'un

chargeur frontal. Les casiers sont, soit juste couverts pour limiter l'influence de la pluviométrie, soit confinés en bâtiment pour faciliter le traitement ultérieur de l'air et limiter les impacts environnementaux (Moletta, 2009).

Le compostage peut également être envisagé dans un récipient totalement clos et transportable, de type benne. Ces conteneurs sont équipés de ventilateurs permettant l'aération du déchet. Les conteneurs peuvent être utilisés pour collecter le déchet sur son lieu de production puis transportés sur une installation centrale de compostage pour la phase de traitement (Moletta, 2009).

### **Silos horizontaux et verticaux**

Le compostage en silos correspond en général à des procédés dynamiques. Le massif de déchet est en mouvement au cours du traitement et l'alimentation du réacteur de compostage est continue ou semi-continue.

Deux grands types de silos horizontaux peuvent être décrits (Moletta, 2009):

- Des procédés en couloirs équipés d'une roue de transport du déchet en compostage (figure 2.13). Ces systèmes comportent plusieurs couloirs juxtaposés. Selon les cas, chaque couloir est équipé de sa roue de retournement du compost, ou au contraire il existe un équipement de transport de la roue entre les couloirs. A ce système de retournement/avancement du produit, est associée une aération forcée par ventilation du produit via des drains situés en fond de couloir. Dans certains cas, la roue de retournement est également équipée d'un système d'arrosage permettant de maintenir une humidité optimale pour le compostage.
- Le second type de silo horizontal consiste en une aire rectangulaire de compostage. Le déchet ou mélange de déchets est disposé en continu (ou semi-continu) sur l'un des cotés de l'air et est retourné et avancé latéralement dans l'air, via un retourneur automatique de Compost constitué d'un pont roulant équipé par exemple de vis sans fin et éventuellement d'arroseur.

Les procédés en silos verticaux se sont quant à eux développés en Amérique du Nord pour le traitement des ordures ménagères. Le déchet est chargé de façon

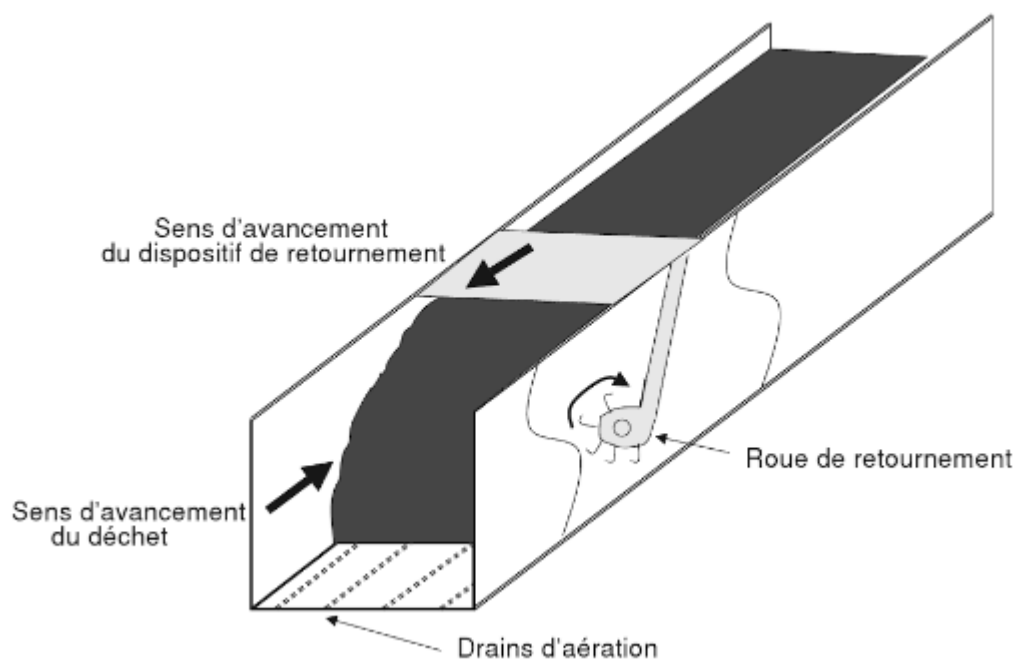


FIGURE 2.13: Schéma d'un procédé en silo horizontal (couloir) (Moletta, 2009).

continue ou intermittente par le haut du réacteur (4 à 9 m) et déchargé par le bas, soit naturellement par effet gravitaire, soit à l'aide d'une vis sans fin (Moletta, 2009).

### Tambour ou tube rotatif

Le compostage en tube rotatif est un procédé appliqué au pré-compostage des ordures ménagères. Le système de compostage est constitué d'un tube (de 3 à 4 mètres de diamètre et 30 à 40 mètres de longueur) mis en rotation par une couronne d'entraînement dentée. Les déchets sont introduits à une extrémité du tube et progressent vers l'autre extrémité grâce à ce mouvement de rotation. Cette progression permet le mélange, l'aération et la réduction de la taille des déchets, via un effet biomécanique du procédé. Le temps de séjour dans le tube est généralement de trois jours (Moletta, 2009).

### Autres types de compostage

Il existe d'autres techniques, moins fréquemment utilisées:

- le lombricompostage: Le terme lombricompostage ou vermicompostage se réfère à l'utilisation de vers pour composter les résidus organiques (Figure 2.14) qui consomment la matière organique et la transforment.
- le co-compostage: mélange de déchets d'origines et de structures différentes (boues de station d'épuration avec des déchets verts par exemple).



FIGURE 2.14: Utilisation de vers en lombricompostage (Albrecht, 2007).

## 2.15 Contexte marocain

### 2.15.1 Statistiques de production des déchets ménagers

Au Maroc, la production des ordures ménagères en milieu urbain diffère de celle du milieu rural. La production diffère également d'un quartier à un autre dans une même ville et même au sein d'un même quartier selon le type de logement et/ou le niveau de vie des citoyens.

Les quantités de déchets produites sont comprises entre 7 et 9 millions de tonnes (Hafidi, 2015). Ceci correspond à 0,7 à 1 kg/hab/jour en milieu urbain et 0,3 à 0,5 kg/hab/jour en milieu rural (Hafidi, 2015). Le taux de croissance des déchets est compris entre 1,36 et 2 % (Hafidi, 2015).

L'évolution de la population et de la production des déchets urbains est donnée dans le tableau 2.6.

Années	Population 10 <sup>3</sup>	Production déchets ménagers 10 <sup>3</sup> tonnes
1995	26074	3800
2005	30484	5220
2020	36914	8400

TABLE 2.6: Evolution de la population et de la production des déchets urbains (Hafidi, 2015).

### 2.15.2 Le compostage au Maroc

Le compostage comme il est recommandé par l'*ADEME*, se justifie pleinement pour les déchets ménagers marocains dont la part de la fraction organique est très importante.

Au Maroc et jusqu'en 2008, toutes les réalisations des unités de compostage à grande échelle n'ont pas abouti. En effet, les usines de Marrakech, de Rabat-Salé, de Meknès, de Tétouan et d'Agadir ont toutes été fermées. Les technologies employées ne conviendraient pas au compostage des déchets trop humides. Pour ce qui est de la commercialisation du compost, les études du marché ne font état que de vagues déclarations d'intentions. De plus, les rares tentatives de commercialisation ont échoué car le compost contenait des substances indésirables comme les plastiques et les métaux. Les opérations de tri et de criblage en amont du compostage n'ayant pas été correctement effectuées. L'*ONG "ENDA Maghreb"* a tenté de développer des projets de petites unités de compostage sans parvenir à les concrétiser.

Parmi les sociétés qui commercialisent le compost au Maroc, la société **Éléphant Vert**, située à Meknès, se distingue par la production et la commercialisation de compost à partir de divers déchets organiques. Ces déchets incluent notamment les déchets agricoles, de l'agro-industrie et de l'élevage. La technologie utilisée par **Éléphant Vert** est l'andain aéré par retournement, une méthode efficace permettant de produire un compost de haute qualité adapté à diverses applications agricoles.

En 2006, dans le cadre du projet MOROCOMP<sup>4</sup> financé par l'Union Européenne, une unité de compostage des boues et des déchets organiques a été installée à Zemamra, au sud-est d'El Jadida. Le compost produit à partir du marc de café y est commercialisé à l'échelle nationale. Il contient 40% d'humidité et se vend à 60 DH le sac de 50 kg.

En 2010, la direction de la décharge d'Oum Azza développe un projet en partenariat avec la Banque Mondiale et le Fonds d'équipement Communal dans le cadre du *MDP* filière déchets sur la méthanisation de la matière organique pour produire du biogaz et du compost. Une demande d'instruction de dossier a été déposée auprès de l'*UNFCC* mais aucune information sur la suite des démarches n'est fournie à notre connaissance.

Le Maroc et l'*ONUDI* coopèrent pour renforcer le recours à la technologie du compostage. La coopération vise à réduire le volume des déchets fermentescibles par compostage et à utiliser le compost pour améliorer la qualité et le rendement des cultures et surtout pour limiter voire éviter l'emploi des pesticides. En 2007 déjà, L'*ONG "ENDA Maghreb"* précisait que l'emploi du compost est pleinement justifié au Maroc compte tenu de la faible teneur en matière organique des sols provoquée d'une part par l'usage intensif des produits phytosanitaires et d'autre part par les processus de désertification.

### 2.15.3 Contraintes liées au développement de la filière du compostage au Maroc

Malgré les expériences réalisées au Maroc en matière de compostage et de valorisation du compost à petite et à grande échelles, des blocages de natures diverses entravent le développement de cette filière assez privilégiée par les instances internationales et qui se justifie davantage dans le contexte marocain (Souidi and Chrifi, 2008). Parmi ces contraintes on cite:

1. échec des expériences : première cause de blocage;
2. difficultés de l'opération de tri;

---

<sup>4</sup>Le projet MOROCOMP, intitulé : "Conception et mise en place d'une unité de compostage innovante pour le traitement des boues et de tout autre déchet organique biodégradable (DOB) au Maroc" est un projet cofinancé par le programme Life-Pays-Tiers de l'Union Européenne (le bénéficiaire est l'Université Chouaib Doukkali).

3. déficit en projets pilotes de démonstration;
4. faible documentation sur la perception des usagers;
5. déficit en formation et information du public sur le compost;
6. la non maîtrise des modalités de commercialisation du compost.

#### **2.15.4 Recommandations techniques pour la réussite de la filière de compostage**

La formulation des recommandations de développement de la filière de compostage des déchets ménagers organiques revient à convertir les problèmes et déficits exposés plus haut en objectifs et actions succinctement résumés comme suit (Soudi and Chrifi, 2008).

- Réaliser une étude préalable sur la faisabilité de compostage et les potentialités de valorisation du compost.
- Intégrer dans l'étude de faisabilité économique les coûts externes relatifs aux impacts du compostage comparés aux autres filières de gestion.
- Adopter des procédés simples, à moindre coût et adaptés à la nature des déchets, au climat et au contexte socio-économique.
- Favoriser le tri à la source ou pendant l'opération de collecte et commencer par un tri sélectif partiel pour éliminer les déchets dangereux à fort potentiel de contamination.
- Conduire des projets pilotes de compostage et de valorisation du compost et produire des fiches techniques pour améliorer les prestations des vulgarisateurs agricoles.
- Maîtriser la qualité du compost produit.
- Organiser des campagnes d'information et de sensibilisation des décideurs et des usagers sur les avantages de cette filière.
- Organiser des sessions de formation au bénéfice des cadres, des techniciens agricoles, des municipalités ainsi qu'aux associations qui œuvrent dans le domaine de la gestion des déchets ménagers.

- Définir des mécanismes par lesquels les autorités locales accordent un soutien financier aux gestionnaires privés des unités de tri compostage, aux associations et aux jeunes promoteurs pour pouvoir surmonter la phase de démarrage et surtout pour développer le marché de compost.

## **2.16 Conclusion**

Dans ce chapitre, nous avons présenté une étude bibliographique de l'état de l'art du compostage. Nous avons commencé par la définition du processus de compostage et ses types. Après, nous avons cité les différents paramètres qui gèrent le processus du compostage et par la suite nous avons essayé de décrire l'évolution de la matière organique. Les normes de qualité du compost produit ont été brièvement introduites et les procédés du compostage ont été bien définies. Finalement, nous avons mis l'accent sur la situation du compostage dans le contexte marocain et plus particulièrement sur les contraintes qui empêchent son développement dans notre pays.

## Formulation Mathématique

### 3.1 Introduction

Dans ce chapitre, nous allons explorer la formulation mathématique des processus impliqués dans le compostage. Le compostage est un phénomène complexe qui englobe une multitude d'interactions physiques, chimiques et biologiques. Afin de mieux comprendre et optimiser ce processus, il est essentiel de développer des modèles mathématiques robustes et précis. Ces modèles permettent non seulement de prédire l'évolution du compostage sous différentes conditions mais aussi d'optimiser les paramètres opérationnels pour améliorer l'efficacité et la qualité du compost produit.

La modélisation mathématique du compostage repose sur plusieurs principes fondamentaux. Tout d'abord, il est crucial de comprendre les mécanismes de dégradation biologique de la matière organique. Ces mécanismes incluent l'influence de divers facteurs tels que la température, l'humidité et l'oxygène sur les cinétiques de biodégradation. Ensuite, il est nécessaire de développer des bilans massiques et énergétiques pour décrire les transformations des matières et de l'énergie au cours du compostage.

Ce chapitre est structuré comme suit : dans un premier temps, nous présenterons les principes généraux de la modélisation, en mettant en avant les hypothèses et les simplifications couramment utilisées. Ensuite, nous détaillerons la modélisation des réactions de dégradation biologique, en se focalisant sur l'influence des principaux paramètres environnementaux. Nous aborderons également les bilans massiques et énergétiques, essentiels pour une compréhension globale du processus

de compostage. Enfin, nous discuterons des méthodes de résolution des équations modélisées et des outils statistiques utilisés dans ce travail.

## 3.2 Principes généraux de la modélisation

A partir des années 1980, plusieurs modèles de simulation de l'étape de fermentation du compostage ont été proposés. Les procédés de compostage abordés par ces modélisations sont divers:

- Compostage en tambour rotatif (kishimito et coll.; 1987);
- Compostage en casier avec aération forcée positive (Das et Keener (Das and Keener, 1997a); Nakasaki et coll. (Nakasaki et al., 1987); Seki (Seki, 2000));
- Compostage en tunnel avec aération forcée (Van Lier et al.,1994);
- Procédés de compostage continu ou discontinu (Haug (Haug, 1993));
- Procédé de compostage en réacteur pilote avec aération forcée (Higgins et Walker (Higgins and Walker, 2001); Kaiser, 1996 (Kaiser, 1996); Sole-Mauri et coll. (Sole-Mauri et al., 2007); Stombaugh et Nokes (Stombaugh and Nokes, 1996); Vander-Gheynst et coll.,1997).

Ils s'appliquent à des déchets ou mélanges de déchets et matériaux structurants multiples: boues de STEP et enveloppes de riz, fumiers, déchets verts, déchets agroalimentaires et copeaux de bois, déchets de cuisine, maïs concassé et rafles de maïs, déjection de volaille, etc.

Deux types de modélisation transparaissent à travers ces travaux (Moletta, 2009)

**Une modélisation totalement inductive ou modélisation statistique:** les lois de variations des paramètres, que l'on cherche à simuler, reposent sur des relations et des analyses de régression, obtenues uniquement à partir de résultats expérimentaux.

**Une modélisation semi-mécanistique:** tous les grands processus caractéristiques du procédé sont envisagés, mais certains sont représentés par des lois empiriques, alors que d'autres sont simulés par des lois fondamentales de biologie, de chimie, de physique, etc. Ce type de modélisation concerne la majorité des travaux de modélisation du compostage.

Les modèles se basent sur les équations couplées de transfert de masse y compris les réactions biologiques, et de chaleur. Une fois établies, les équations de bilan sont résolues par un "modèle" déterministe (Mason, 2006). Les différences entre les modèles proposés dans la littérature reposent sur les processus pris en compte et la dimension spatiale du modèle (0 à 3D). Ainsi, si le réacteur de compostage est considéré parfaitement homogène, sa modélisation est adimensionnelle: seul l'évolution temporelle est décrite. Par contre, si le réacteur présente des hétérogénéités au cours du compostage, sa modélisation est alors mono ou multidimensionnelle: les évolutions des variables sont décrites dans le temps et selon une ou plusieurs directions de l'espace.

### 3.3 Modélisation des réactions de dégradation biologique

L'étude des processus de dégradation biologique s'appuie sur deux piliers fondamentaux : la définition de la fraction de matière sujette à dégradation (détaillée dans le tableau 3.1) et l'établissement d'une cinétique de biodégradation.

Dans certains cas spécifiques, le modèle de dégradation biologique se base sur la masse totale des déchets ou du mélange de déchets à traiter. Cependant, la plupart des chercheurs s'accordent à dire qu'il est plus pertinent de modéliser la dégradation biologique en se basant sur la matière sèche ou la matière organique biodégradable. Cette approche est plus adaptée car elle prend en compte la notion de biodégradabilité du déchet ou du mélange de déchets, en se focalisant sur la fraction de matière sujette à la dégradation biologique (fraction initiale de matière concernée par la biodégradabilité : facilement biodégradable, lentement biodégradable, selon des fractions biochimiques).

À l'exception de Kaiser (Kaiser, 1996), Sole-Mauri (Sole-Mauri et al., 2007) et quelques autres chercheurs, qui emploient une méthode de fractionnement de

Nature du substrat S dont la dégradation est modélisée	Mode de détermination de la valeur initiale de S dans le déchet	Auteur
Masse totale	Mesure	Kishimoto et al., 1987
Matière sèche (MS)	Analyse de la teneur en MS	Das and Keener, 1997a ; Nakasaki et al., 1987 ; Van Lier et al., 1994
Matière sèche directement dégradable	Analyse de la teneur en MS + estimation de la fraction dégradable	Stombaugh and Nokes, 1996
Matière organique biodégradable	Analyse de la teneur en MO + estimation de la fraction biodégradable	Higgins and Walker, 2001
Matière organique facilement biodégradable + matière organique lentement biodégradable	Analyse de la teneur en MO + estimation de la fraction facilement biodégradable + estimation de la fraction lentement biodégradable  Mesure respirométrique et modélisation de la courbe de consommation d'oxygène	Haug, 1993  Tremier et al., 2005
Sucres, protéines, lipides, hémicellulose, cellulose, lignine	Fractionnement biochimique	Kaiser, 1996 ; Sole-Mauri et al., 2007

TABLE 3.1: Nature de la fraction de matière dégradée dans les modèles de traitement par compostage.

la matière organique biodégradable, la plupart des auteurs décrivent un fractionnement selon les fractions biochimiques, sans toutefois préciser la méthode d'évaluation utilisée pour déterminer les différentes fractions.

Les bilans sur ces substrats  $S$  font intervenir des cinétiques de dégradation  $dS/dt$  de trois types.

Des cinétiques purement empiriques sont décrites par Kishimoto et al. (Kishimoto et al., 1987) et par Van Lier et al. (Van Lier et al., 1994). Kishimoto et al. modélisent la cinétique de  $S$  proportionnellement à la cinétique de production de dioxyde de carbone et à la variation d'humidité dans l'air (Eq. 3.3.1), tandis que Van Lier et al. la modélisent proportionnellement à la cinétique de production de chaleur (Eq. 3.3.2) :

$$\frac{dS}{dt} = c_1 \cdot r_{CO_2} + c_2 \cdot Q (H_G^* - H_G) \quad (3.3.1)$$

$$\frac{dS}{dt} = -5.7 \cdot 10^{-8} \cdot r_{\Delta H} \quad (3.3.2)$$

$c_1$  et  $c_2$  sont des coefficients de régression empiriques.  $r_{CO_2}$  représente la cinétique de production de dioxyde de carbone,  $Q$  le débit d'aération,  $H_G^*$  l'humidité de l'air à saturation,  $H_G$  l'humidité de l'air entrant dans le système de compostage,  $r_{\Delta H}$  la cinétique de production de chaleur. Dans les deux cas, la dégradation du substrat  $S$  est modélisée à partir d'observations expérimentales. La détermination des coefficients de régression s'effectue généralement à partir de ces mêmes données expérimentales.

Dans un second cas, la cinétique de dégradation du substrat  $S$  est modélisée par des cinétiques du premier ordre vis-à-vis du substrat. Ces cinétiques s'expriment de la forme suivante (Haug, 1993; Higgins and Walker, 2001; Nakasaki et al., 1987) :

$$\frac{dS}{dt} = -k \cdot S \quad (3.3.3)$$

ou de la forme suivante (Das and Keener, 1997a):

$$\frac{dS}{dt} = -k \cdot S (1 - S_f/S) \quad (3.3.4)$$

où  $k$  représente la constante de vitesse de dégradation du substrat  $S$  et  $S_f$  la quantité de substrat résiduelle en fin de compostage. Il est important de souligner que la détermination de la constante cinétique  $k$  ne s'effectue généralement pas de manière indépendante.

Enfin, le troisième type de cinétique de dégradation du substrat  $S$  s'appuie sur la modélisation des cinétiques de croissance des micro-organismes ( $X$ ) et de leur utilisation métabolique du substrat. Stombaugh et Nokes (1996), Kaiser (1996) et Seki (2000) ont utilisé cette approche cinétique dans leurs modèles de compostage, comme illustré par les équations 3.3.5, 3.3.6 et 3.3.7, respectivement :

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \frac{dX}{dt} + \beta \cdot X = -\frac{1}{Y} \cdot (\mu \cdot X - b \cdot X) + \beta \cdot X \quad (3.3.5)$$

avec  $Y$  coefficient de rendement en micro-organismes,  $\beta$  coefficient de maintenance de micro-organismes,  $\mu$  constante cinétique de croissance des micro-organismes,  $b$  constante cinétique de déclin de micro-organismes.

$$\frac{dS_i}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \sum_{j=i}^{j=4} \frac{dX_j}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \sum_{j=i}^{j=4} (\mu_j \cdot X_j - b \cdot X_j) \quad (3.3.6)$$

où  $S_i$  représente une des quatre fractions biodégradables prises en compte par Kaiser et  $X_j$  représente une des quatre familles de micro-organismes prises en compte dans le modèle de Kaiser.

$$\frac{dS}{dt} = -\frac{1}{Y} \cdot \mu \cdot X, \quad \text{et} \quad \frac{dX}{dt} = \mu \cdot X - b \cdot X \quad (3.3.7)$$

Il est important de souligner que deux modèles récents (Sole-Mauri et al., 2007; Tremier et al., 2005) intègrent également la prise en compte de la fraction de substrats  $S$  issus de l'hydrolyse de molécules plus complexes.

Les constantes cinétiques impliquées dans les cinétiques de dégradation du premier ordre ou dans les cinétiques de croissance ou de déclin des micro-organismes dépendent de plusieurs facteurs. Ces facteurs incluent la concentration en oxygène et en substrat du mélange de déchets à traiter, l'humidité et la porosité du déchet ou du mélange de déchets à traiter. L'influence de la température est systématiquement prise en compte dans tous les modèles. De même, les influences de l'humidité, de la concentration en substrat et de la concentration en

oxygène sont largement considérées dans les modèles de compostage. Ces influences s'expriment généralement comme des facteurs multiplicatifs d'une constante cinétique optimale, limitant ainsi la vitesse de réaction.

### 3.3.1 Modélisation de l'influence de la température sur les cinétiques de biodégradation

De nombreuses études ont démontré que le taux de croissance spécifique des micro-organismes est influencé par la température. Les souches microbiennes se distinguent par trois températures cardinales : la température minimale ( $T_{min}$ ) en deçà de laquelle la croissance cesse, une température maximale ( $T_{max}$ ) au-delà de laquelle la croissance est inhibée, et une température optimale ( $T_{opt}$ ) pour laquelle la croissance atteint son maximum.

Arrhenius fut le premier à tenter de caractériser mathématiquement l'influence de la température sur les micro-organismes en formulant une expression exponentielle fondée sur la théorie moléculaire des réactions chimiques et plus précisément sur les concepts d'énergie d'activation et de constante des gaz parfaits. L'équation d'Arrhenius s'exprime comme suit :

$$k = A \exp(-E/RT) \quad (3.3.8)$$

avec  $k$  : vitesse de réaction ;  $A$  : facteur préexponentiel ;  $E$  : énergie d'activation ;  $R$  : constante des gaz parfaits ;  $T$  : température absolue en Kelvin.

Dans le cas de la croissance des micro-organismes, l'équation d'Arrhénius permet une bonne simulation de l'évolution du taux de croissance spécifique maximum au cours de la phase exponentielle. Toutefois, l'équation d'Arrhénius ne permet pas de prédire l'évolution au-delà de la température optimum: elle ne prévoit pas de phase de déclin de la réaction en fonction de la température.

Afin de prédire les deux phases de l'évolution du taux de croissance en fonction de la température (augmentation exponentielle puis déclin), des relations empiriques ont été proposées. En nous basant sur les travaux de Rosso et al., Kaiser et Richard, et Walker, nous proposons de lister ces relations dans le tableau 3.2.

Auteur	Synthèse des paramètres	Signification des paramètres
Hinshelwood, 1946	$\mu_{max}(T) = A_1 \times \exp(-B_1/T - A_2 \times \exp(B_2/T))$	$A_1, A_2, B_1, B_2$ pas d'interprétation biologique
Andrews, 1973/ Haug, 1980	$K(T) = K \times [C_1^{(T-T_1)} - C_2^{(T-T_2)}]$	$K$ : constante de vitesse de réaction a $T_1, C_1$ et $C_2$ : coefficients, $T_1$ et $T_2$ : températures de références
Ratkowsky et al., 1983	$\mu_{max}(T) = [b \times (T - T_{min}) \times (1 - \exp(c \times (T - T_{max})))^2]$	$b, c$ : constantes, $T_{min}$ et $T_{max}$ : températures cardinales minimum et maximum
Zwietering et al., 1991	$\mu_{max}(T) = [b \times (T - T_{min})^2 \times (1 - \exp(c \times (T - T_{max})))]$	Idem.
Rosso, Lobry and Flandrois, 1993- Modèle CTMI (Cardinal Temperature Model with Inflexion)	$\mu_{max}(T) = \frac{\mu_{opt} \times (T - T_{max}) \times (T - T_{min})^2}{(T_{opt} - T_{min}) [(T_{opt} - T_{min}) \times (T - T_{max}) - (T_{opt} - T_{max}) (T_{opt} + T_{min} - 2 \times T)]}$	$\mu_{opt}$ : taux de croissance spécifique optimum des micro-organismes, $T_{min}, T_{max}$ et $T_{opt}$ : températures cardinales minimum, maximum et optimum
Kaiser, 1996	$\mu_{max}(T) = \mu_{max} \times \left[ \frac{T \times (80 - T)}{1600} \right] (1), \mu_{max}(T) = \mu_{max} \times \left[ \frac{(T \times (60 - T))}{20 \times (80 - T)} \right] (2)$	(1) valable pour les bactéries et nul pour $T > 80^\circ\text{C}$ , (2) valable pour les champignons et actinomycètes et nul pour $T > 60^\circ\text{C}$

TABLE 3.2: Modèles d'influence de la température sur les cinétiques de biodégradation

### 3.3.2 Modélisation de l'influence de l'humidité sur les cinétiques de biodégradation

L'humidité joue un rôle crucial dans les processus de biodégradation, influençant directement l'activité microbienne et la vitesse de dégradation des substrats organiques. Divers modèles ont été développés pour capturer cette relation complexe entre l'humidité et les cinétiques de biodégradation, permettant de prédire et de simuler le comportement des systèmes biodégradatifs sous différentes conditions d'humidité.

Les modèles existants proposent différentes relations pour exprimer l'influence de l'humidité sur les cinétiques de biodégradation. Ces relations définissent généralement des limites d'humidité en dessous desquelles la croissance microbienne et la biodégradation cessent, et au-delà desquelles l'activité microbienne est inhibée. Le tableau 3.3 résume quelques-unes des relations couramment utilisées, mettant en évidence la diversité des approches et des paramètres pris en compte.

### 3.3.3 Modélisation de l'influence de l'oxygène sur les cinétiques de biodégradation

La quantité d'oxygène disponible pour les micro-organismes influence leurs cinétiques de croissance. Cette influence est généralement exprimée par un facteur multiplicatif de type Monod (Mason, 2006), qui dépend de la concentration en oxygène dans l'air circulant dans la matrice de déchets.

$$f_{O_2} = \frac{C_{O_2}}{k_{O_2} + C_{O_2}} \quad (3.3.9)$$

où  $C_{O_2}$  représente la concentration en oxygène dans l'air et  $k_{O_2}$  représente une constante de demi-saturation.

### 3.3.4 Modélisation des bilans massiques

Les bilans massiques, qui concernent le substrat à dégrader, l'oxygène consommé, le dioxyde de carbone produit, l'eau formée et éventuellement d'autres composés issus de la dégradation biologique, sont classiquement construits de la manière suivante :

$$\text{Entrée} + \text{Production/Consommation} = \text{Sortie} + \text{Accumulation}$$

Auteur	Système organique dégradé	Signification des paramètres
(Haug, 1993)	$F_H = \frac{1}{\exp(-17.684 \times (1 - f_S) + 7.0622) + 1}$	$f_S$ : fraction volumique solide du mélange
(Lomander, Kätterer and André, 1998)	$F_H = 1 - d_1 \times (H_{max}^2 - H^2)$	$d_1$ : constante empirique, $H_{max}$ : humidité maximale du milieu, $H$ : humidité réelle du milieu
(Stombaugh and Nokes, 1996)	$F_H = \begin{cases} 0 & \text{si } H_1 < H < H_2 \\ \left(\frac{H}{H_2}\right) - 1 & \text{si } H_2 < H < H_3 \\ 1 & \text{si } H_3 < H \end{cases}$	$H_{1,2,3}$ : seuils d'humidité, $H_1 = 0, H_2 = 0.2, H_3 = 0.4$
(Sole-Mauri et al., 2007)	$F_H = \begin{cases} 0 & \text{si } H < H_2 \\ \left(\frac{H - H_2}{H_3 - H_2}\right) & \text{si } H_2 < H < H_3 \\ 1 & \text{si } H_3 < H \end{cases}$	$H_{2,3}$ : seuils d'humidité, $H_2 = 0.4, H_3 = 0.6$
(Richard et al., 2002)	$F_H = \frac{f(\theta_H, \theta_S)}{f(\theta_{H,max}, \theta_{S,max})}$ $f(\theta_H, \theta_S) = \left[ \frac{1 - \theta_S \cdot (1 + \theta_H)}{\theta_H \cdot (1 - \theta_S)} \right]^n \cdot \left( \frac{\theta_H}{1 + \theta_H} \right)^m$	$\theta_H$ : fraction volumique en eau du mélange, $\theta_S$ : fraction volumique en solide du mélange, $\theta_{H,max}$ : fraction volumique en eau à laquelle la cinétique maximale est atteinte, $\theta_{S,max}$ : fraction volumique en solide à laquelle la cinétique maximale est atteinte, $n, m$ : constantes tenant compte de la taille du réacteur et de l'effet de l'humidité sur la diffusion de l'oxygène et sur la cinétique des croissance des micro-organismes

TABLE 3.3: Modélisation de l'influence de l'humidité sur les cinétiques de biodégradation

Les termes d'entrée et de sortie expriment les flux du composé considéré à l'entrée et à la sortie du volume considéré. Dans le cas du substrat dégradé, ces termes n'existent que s'il s'agit d'un procédé dynamique, avec déplacement du substrat. Pour les composés gazeux ( $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $H_2O$ ), ces termes dépendent de la dynamique de l'écoulement d'air dans le système et des transferts entre la phase gazeuse et la phase aqueuse. Les équations globales de transfert de masse dans le gaz reposent sur une approche des écoulements gazeux en milieu poreux et l'application des équations de l'hydrodynamique en milieu continu. Les transferts des composés entre la phase gazeuse et la phase aqueuse (ou inversement) reposent notamment sur l'application de la théorie du double film de Whiteman (Whiteman, 1923).

Le terme de production/consommation dépend, pour le substrat à dégrader, du modèle cinétique choisi. Pour les autres composés, le terme de production/consommation est généralement le produit d'un coefficient stœchiométrique et de la cinétique de consommation du substrat.

Enfin, le terme d'accumulation, résultat du bilan, exprime l'évolution de la quantité de matière du composé considéré dans le temps.

Les équations 3.3.10 et 3.3.11 illustrent des exemples de modélisation du bilan massique sur l'oxygène, dans le cas d'un modèle adimensionnel.

$$\frac{dC_{O_2}}{dt} = C_{O_2} \cdot Q_{as,out} - C_{O_2,in} \cdot Q_{as,in} + \alpha \cdot \frac{dS}{dt} \quad (3.3.10)$$

$$\frac{dM_{H_2O}}{dt} = H_G^* \cdot Q_{as,out} - H_{Gabs,in} \cdot Q_{as,in} - \gamma \cdot \frac{dS}{dt} \quad (3.3.11)$$

où  $C_{O_2}$  représente la concentration en oxygène dans le flux gazeux,  $M_{H_2O}$  la masse d'eau dans le déchet,  $Q_{as}$  le débit d'air sec, et  $H_{Gabs}$  l'humidité absolue du gaz.

### 3.3.5 Modélisation du bilan énergétique

Quel que soit le modèle de compostage envisagé, l'hypothèse fondamentale à la base de l'établissement du bilan énergétique est l'homogénéité thermique entre les phases. Cela signifie qu'à un instant donné  $t$  et pour une localisation spatiale ( $x$ ,

y, z) au sein de la masse de déchets, la température sera identique dans la matière à composter et dans l'air à traverser.

De même que pour les bilans massiques, le bilan énergétique s'exprime classiquement sous la forme d'une équation bilan:

$$\text{Entrée} + \text{Production} = \text{Sortie} + \text{Accumulation}$$

- **Entrée:** Le terme d'entrée correspond généralement à la chaleur apportée par le flux gazeux entrant dans le réacteur ( $q_{conv,in}$ ).
- **Production:** Le terme de production correspond à la chaleur dégagée par l'activité biologique de dégradation du substrat ( $q_{bio}$ ).
- **Sortie:** Le terme de sortie englobe la chaleur évacuée par le flux gazeux sortant du réacteur ( $q_{conv,out}$ ), la chaleur consommée pour la vaporisation de l'eau ( $q_{vap}$ ) et les pertes de chaleur par conduction vers les parois du réacteur ( $q_{cond}$ ).
- **Accumulation:** Le terme d'accumulation ( $q_{acc}$ ) permet de quantifier la variation de température dans le réacteur au cours du temps.

Les bilans énergétiques complets, tels que décrits par Nakasaki et al., 1987, Das and Keener, 1997a ou encore Van Lier et al., 1994, s'écrivent donc de la façon suivante :

$$q_{acc} = q_{conv,in} - q_{conv,out} - q_{cond} - q_{vap} + q_{bio} \quad (3.3.12)$$

Tous les auteurs n'utilisent pas l'ensemble de ces termes. Haug (Haug, 1993) et VanderGheynst et al. (VanderGheynst, Walker and Parlange, 1997) n'incluent pas les pertes de chaleur par conduction. Higgins et Walker (Higgins and Walker, 2001) ne considèrent ni le transfert de chaleur par le flux d'air ( $q_{conv,in} - q_{conv,out}$ ), ni les pertes par conduction. Stombaugh et Nokes (Stombaugh and Nokes, 1996) n'explicitent pas le flux de chaleur lié à la vaporisation de l'eau (comme le fait également Kaiser) et négligent également les pertes par conduction.

Dans les modèles adimensionnels, le terme  $q_{conv,in} - q_{conv,out}$  est généralement exprimé comme le produit du flux gazeux par une chaleur spécifique et une température (3.3.13) (Haug, 1993; Nakasaki et al., 1987) ou comme le produit du flux gazeux par une enthalpie (3.3.14) (Kaiser, 1996)

$$q_{convin} - q_{convout} = Cp_{as,in} \cdot Q_{as,in} \cdot T_{amb} - Cp_{as,out} \cdot Q_{as,out} \cdot T \quad (3.3.13)$$

$$q_{convin} - q_{convout} = h_{as,in} \cdot Q_{as,in} - h_{as,out} \cdot Q_{as,out} \quad (3.3.14)$$

Le terme  $q_{cond}$  représente le transfert de chaleur par conduction, qui est le produit d'un coefficient de transfert thermique par la différence de température entre l'extérieur et l'intérieur du réacteur. Il est défini comme suit (3.3.15):

$$q_{cond} = U \cdot A \cdot (T_{amb} - T) \quad (3.3.15)$$

La perte de chaleur liée à la vaporisation de l'eau ( $q_{vap}$ ) est égale au produit de la chaleur latente de vaporisation, du débit gazeux et de la différence de fraction massique de vapeur d'eau dans l'air entre l'entrée et la sortie du réacteur :

$$q_{vap} = \lambda \cdot Q_{as} \cdot (H_{G_{abs,in}} - H_G) \quad (3.3.16)$$

La production de chaleur biologique ( $q_{bio}$ ) est calculée par deux voies principales :

**1. Proportionnellement à la consommation d'oxygène (Eq. 3.3.17):**

Cette méthode repose sur l'idée que la consommation d'oxygène est directement liée à la production d'énergie par les micro-organismes. En effet, la respiration cellulaire, qui est le processus par lequel les cellules produisent de l'énergie, consomme de l'oxygène et produit du dioxyde de carbone. En mesurant la consommation d'oxygène, on peut estimer la quantité de chaleur produite par les organismes.

$$q_{bio} = -\Delta H_{O_2} \cdot r_{O_2} \quad (3.3.17)$$

**2. Proportionnellement à la quantité de substrat dégradé (Eq. 3.3.18):**

Cette approche se base sur l'idée que la dégradation du substrat, qui est la matière première utilisée par les organismes vivants pour produire de l'énergie, est également liée à la production de chaleur. En mesurant la quantité de substrat dégradé, on peut estimer la quantité de chaleur produite par les organismes.

$$q_{\text{bio}} = -\Delta G \cdot \frac{dS}{dt} \quad (3.3.18)$$

où  $\Delta G$  est le coefficient de génération de chaleur biologique, représentant la quantité d'énergie générée par masse de substrat consommée. Le tableau 3.4 présente certaines des estimations identifiées dans la littérature, tandis que les valeurs les plus fréquemment utilisées sont 16000 kJ/kg de substrat (Haug, 1993), 18090 kJ/kg de substrat (Ekinici, 2001) et 22097 kJ/kg de substrat (Zhang et al., 2010). Cependant, ces valeurs sont peu susceptibles d'être constantes (Walling, Trémier and Vaneeckhaute, 2020).

Références	Coefficient de génération de chaleur biologique ( $\Delta G$ )	Unités
Mason, 2006	9 760 à 14 000	kJ/kg d' $O_2$
Zhang et al., 2010	22 097	kJ/kg de substrat
Ekinici, 2001	18 090	kJ/kg de substrat
Haug, 1993	16 000	kJ/kg de substrat
Ahn, Richard and Choi, 2007	16 830 à 19 700	kJ/kg de substrat
Wang et al., 2014	16 000 à 18 000	kJ/kg de substrat
Rongfei, Wei and Huiqing, 2017	300 à 19 700	kJ/kg de substrat

TABLE 3.4: Valeurs du coefficient de génération de chaleur biologique ( $\Delta H$ ) utilisées dans la littérature passée en revue.

Enfin, le terme d'accumulation ( $q_{acc}$ ) représente l'énergie thermique stockée ou libérée par le système au cours d'un intervalle de temps donné. Il permet de quantifier le changement d'enthalpie du système et s'exprime par l'équation suivante:

$$q_{acc} = \left( \sum C_{p_i} \cdot M_i \right) \cdot \frac{dT}{dt} \quad (3.3.19)$$

Les composés pris en compte pour le calcul de l'accumulation de chaleur varient selon les auteurs. Haug (Haug, 1993) et Kaiser (Kaiser, 1996) considèrent que la chaleur accumulée est stockée uniquement dans la masse d'eau du déchet composté. En revanche, Higgins et Walker (Higgins and Walker, 2001) incluent également les masses d'air et de vapeur d'eau présentes dans le réacteur dans leur calcul de l'accumulation.

Dans le cas des modèles à une ou plusieurs dimensions dans l'espace, les équations bilans de transport doivent inclure des termes de dispersion. Ces termes, qui reposent souvent sur des dérivées partielles selon les différents axes de transfert, permettent de prendre en compte l'étalement spatial des propriétés transportées.

### 3.4 Résultats et utilisation des modèles actuels

Actuellement, la plupart des modèles proposés dans la littérature parviennent à simuler qualitativement l'évolution de la température du massif en compostage. Cependant, les valeurs numériques simulées ne correspondent pas toujours aux données expérimentales. Les modèles les plus performants sur le plan quantitatif semblent être ceux qui intègrent une cinétique du premier ordre comme terme source de chaleur biologique (Mason, 2006). Ces mêmes modèles s'avèrent également efficaces pour simuler l'évolution de la masse de substrat. Néanmoins, les modèles basés sur des cinétiques biologiques du premier ordre ne parviennent pas à reproduire correctement les profils de concentration en oxygène et en dioxyde de carbone. Ces profils sont bien mieux représentés par des modèles incluant une équation cinétique de consommation d'oxygène par les micro-organismes.

La plupart des modèles de compostage ont été développés à des fins de recherche pour comprendre les phénomènes régissant l'étape active du traitement. Certains d'entre eux (modèles de Haug (Haug, 1993), Keener et al., (Keener, Hansen and Marugg, 1992) en particulier) ont été ultérieurement utilisés par différents auteurs pour approfondir la connaissance des phénomènes ou pour servir d'outils d'aide à la compréhension de l'influence des paramètres sur le compostage. Par exemple, Ekinici et al., (Ekinici, Keener and Akbolat, 2006) ont repris le modèle de

Keener et al. pour étudier l'influence du mode d'aération (débit et recirculation ou non) sur le traitement.

Il est important de noter que chaque procédé de compostage réel dont la simulation est souhaitée nécessitera une adaptation des équations, notamment celles relatives au transfert de chaleur et de masse, afin de prendre en compte correctement la géométrie spécifique du procédé et les particularités de l'aération.

### 3.5 Méthode de Résolution

L'application des lois fondamentales de la physique lors de la modélisation du processus de compostage, conduit à une formulation mathématique de modèles à équations différentielles. Les équations différentielles décrivent le comportement dynamique du processus de compostage. La résolution des équations différentielles est une tâche cruciale dans la détermination des réponses dynamiques des systèmes. Dans cette section, nous nous intéressons à la résolution numérique des équations différentielles du processus de compostage. À cet effet, nous présentons la méthode de Runge-Kutta-Fehlberg (RKF) d'ordre 6, qui sera appliquée dans le chapitre suivant.

La résolution des équations différentielles n'est généralement pas explicite, selon ce qu'elles sont linéaires ou non linéaires. Dans le cas du non linéaire, on a parfois une sérieuse obstruction pour la résolution, pour cela nous faisons appel aux méthodes numériques. La détermination de l'évolution d'un système consiste à la recherche des solutions  $y(t)$ . Pour cela, nous utilisons des méthodes analytiques ou numériques dont elles ne sont pas applicables sur toutes les équations différentielles, et même leur résolution nécessite parfois la liaison entre les deux procédures précédentes (Shampine, Gladwell and Thompson, 2003) pour qu'elle soit effectuée.

**Les méthodes analytiques:** utilisent des théorèmes comme référence, ces derniers conçus pour de tel but, mais malheureusement leur champ de validité dépend de la capacité de convertir l'écriture de l'équation à résoudre en la forme spécifiée dans le théorème (Havlik et al., 1984). Dans des cas avérés, même les solutions fournies par ces méthodes, ne sont parfois pas compréhensibles que lorsqu'on accède à une méthode numérique, qui aura pour origine la méthode

de Picard, Méthodes basées sur la série de Taylor (Euler, Runge-Kutta ...) et d'autres (Stout, 2007).

**Les méthodes numériques:** donnent un nouveau souffle au domaine de résolution des équations différentielles, avec leurs performances elles l'ont élargi en offriront la possibilité de résoudre ce que les méthodes analytiques étaient incapables de faire. Or, ces dernières qui semblent être les plus parfaites et les plus puissantes deviennent plus valables (Shampine, Gladwell and Thompson, 2003) avec des équations ayant des singularités ou des oscillations si rapides, c'est dû parfois au mauvais choix de l'intégrateur numérique de base.

La plupart des méthodes numériques de résolution des équations différentielles s'appliquent à des problèmes du type *problème de Cauchy* suivant le nom donné par les mathématiciens. Ce problème se formule de la manière suivante :

$$\begin{cases} \frac{\partial y}{\partial t} = f(t, y) \\ y(t = 0) = y_0 \end{cases} \quad (3.5.1)$$

## Rappel sur les méthodes basées sur la série de Taylor

Les méthodes basées sur la série de Taylor se prêtent bien à des traitements numériques. Commençons par subdiviser l'intervalle  $[t_0, t_0 + L]$  en  $N$  sous intervalles de même longueur  $h$  et appelons  $t_n$  les points de subdivision. Nous avons donc:

$$h = \frac{L}{N} \quad t_n = t_0 + nh \quad n = 0, \dots, N \quad (3.5.2)$$

Le développement de la série de Taylor de  $y(t_{n+1})$  jusqu'à l'ordre  $m$  autour du point  $t_n$  s'écrit:

$$y(t_{n+1}) = y(t_n) + hy^{(1)}(t_n) + \frac{h^2}{2!}y^{(2)}(t_n) + \dots + \frac{h^m}{m!}y^{(m)}(t_n) + O(h^{m+1}) \quad (3.5.3)$$

### Méthode d'Euler

Si on arrête la série de Taylor à l'ordre 1 on obtient :

$$y(t_{n+1}) \simeq y(t_n) + hy^{(1)}(t_n) \quad (3.5.4)$$

L'application de cette formule pour calculer les  $y(t_n)$  est connue comme méthode d'Euler. On remarque que l'erreur commise à chaque étape est de l'ordre de  $O(h^2)$ . Il est clair qu'on peut augmenter la précision de cette méthode en diminuant la taille de  $h$ , mais un  $h$  petit implique qu'on doit évaluer la fonction un grand nombre de fois ce qui est coûteux en temps d'exécution. Qui plus est, un grand nombre d'évaluations de la fonction peut provoquer un cumul des erreurs numériques commises par la machine (Stout, 2007).

La méthode d'Euler permet ainsi de calculer  $y(t_n + h)$  en fonction de  $y(t_n)$  et la dérivée en  $y(t_n)$ . Cette méthode n'est pas symétrique par rapport à l'intervalle puisqu'il ne fait pas intervenir l'information sur la dérivée en fin d'intervalle, i.e.  $f(t_n, y(t_{n+1}))$  n'intervient pas (Stout, 2007).

### Méthode de Runge-Kutta

C'est une procédure d'intégration numérique, donc de résolution des équations différentielles. Cette méthode repose sur le principe de l'itération, c'est-à-dire on ait une première estimation de la solution et on l'utilise pour calculer une seconde estimation, plus précise et, ainsi de suite. La méthode de Runge-Kutta peut être à pas unique ou variable, implicite ou explicite et elle peut prendre différents ordres, comme RKF de l'ordre 6 qu'on présentera ci-dessous.

**Méthode à pas unique:** Elle calcule la solution approximative  $y_{n+1}$  au moment  $t_{n+1} = t_n + h$ , seulement à partir de la connaissance de  $y_n$  la solution précédente de l'équation différentielle [25], avec la possibilité de changer le pas en fonction des estimations d'erreur résultantes.

**Méthode à pas variable:** Elle est utilisée généralement dans le cas d'un mauvais choix de la méthode d'intégration, là où les solutions trouvées ne collent pas avec le comportement attendu de l'équation différentielle ordinaire [25]. Elle calcule  $y_{n+1}$  au moment  $t_{n+1}$  à partir de la connaissance de deux termes et jusqu'à  $n - k$  termes précédents.

**Méthode implicite:** Caractérisée par sa stabilité courante qui lui rendra utile pour les problèmes hautement non linéaires. Elle appelle le calcul de la dérivée au point prévu de le calculer. D'où elle aura besoin d'une méthode associée telle que Newton-Raphson (Ashino, Nagase and Vaillancourt, 2000).

$y_{n+1} = y_n + hf(x_{n+1}, y_{n+1})$  Le nombre important d'itérations qu'elle demande pour assurer la convergence, entraîne des erreurs numériques qui peuvent être amplifiées avec les non linéarités présentes dans le système (CHATTI, 2011).

**Méthode explicite:** Cette méthode cherche  $y_{n+1}$  directement à partir de  $y_n$  avec un pas d'intégration  $h$ . Cette exige un pas d'intégration minime pour avoir une cohérence des résultats.

La méthode de Runge-Kutta-Fehlberg d'ordre 6 est plus symétrique par rapport à la méthode d'Euler puisqu'elle revient à évaluer numériquement la dérivée de manière plus précise à plusieurs points de l'intervalle. Les équations de cette méthode sont :

$$y_{n+1} = y_n + \sum_{i=1}^6 b_i k_i \quad (3.5.5)$$

Avec,

$$k_1 = h \times f(t_n, y_n) \quad (3.5.6)$$

$$k_2 = h \times f\left(t_n + \frac{1}{4}h, y_n + \frac{1}{4}k_1\right) \quad (3.5.7)$$

$$k_3 = h \times f\left(t_n + \frac{3}{8}h, y_n + \frac{3}{32}k_1 + \frac{9}{32}k_2\right) \quad (3.5.8)$$

$$k_4 = h \times f\left(t_n + \frac{12}{13}h, y_n + \frac{1932}{2197}k_1 - \frac{7200}{2197}k_2 + \frac{7296}{2197}k_3\right) \quad (3.5.9)$$

$$k_5 = h \times f\left(t_n + h, y_n + \frac{439}{216}k_1 - 8k_2 + \frac{3680}{513}k_3 - \frac{845}{4104}k_4\right) \quad (3.5.10)$$

$$k_6 = h \times f\left(t_n + \frac{1}{2}h, y_n - \frac{8}{27}k_1 + 2k_2 - \frac{3544}{2565}k_3 + \frac{1859}{4104}k_4 - \frac{11}{40}k_5\right) \quad (3.5.11)$$

Les coefficients  $b_i$  sont choisis pour obtenir une méthode d'ordre 6.

## 3.6 Outils Statistiques

### 3.6.1 Optimisation du Compostage par l'Analyse Statistique

Dans cette section, nous détaillerons les outils statistiques utilisés pour analyser et optimiser le processus de compostage. L'application de méthodes statistiques permet d'interpréter les données recueillies de manière rigoureuse, en assurant la validité et la reproductibilité des résultats.

#### Analyse des Variances (ANOVA)

L'analyse de la variance (ANalysis Of VAriance: ANOVA) est une méthode statistique utilisée pour comparer les moyennes de plusieurs groupes et déterminer s'il existe des différences significatives entre eux. Cette méthode est particulièrement utile dans l'évaluation des différents paramètres du compostage, tels que la température dans plusieurs lots. Contrairement à une comparaison des moyennes de deux échantillons, elle peut être réalisée en utilisant le test de Student qui repose sur la loi normale. En revanche, pour analyser les moyennes de trois échantillons indépendants ou plus, il est nécessaire de recourir à l'ANOVA.

L'hypothèse à vérifier (notée  $H_0$ ) est que tous les échantillons ont la même moyenne. L'hypothèse alternative ( $H_1$ ) est qu'au moins un des échantillons a une moyenne sensiblement différente des autres.

Le principe de l'ANOVA repose sur la décomposition de la variance en deux composantes : la variance intra-classe et la variance interclasse. L'ANOVA utilise la statistique  $F$  de Fisher pour comparer ces deux composantes d'une même variance, plutôt que de comparer deux variances d'échantillons.

On a donc les hypothèses suivantes :

- $H_0$  : Les moyennes des échantillons sont égales.
- $H_1$  : Au moins une moyenne est différente des autres.

Pour réaliser ce test, plusieurs logiciels sont recommandés (SPSS, JAMOVI, le langage R, Python,...). Ces derniers logiciels permettent d'effectuer le test ANOVA à un facteur, aussi connu sous le nom de One-way ANOVA. Les résultats sont présentés sous la forme d'un tableau appelé tableau ANOVA.

La table ANOVA (3.5) théorique est donnée dans le tableau suivant :

TABLE 3.5: Table ANOVA

Source de Variation	Somme des Carrés (SS)	Degrés de Liberté (df)	Carré Moyen (MS)
Interclasses	$SS_B$	$k - 1$	$MS_B = \frac{SS_B}{k-1}$
Intra-classes	$SS_W$	$N - k$	$MS_W = \frac{SS_W}{N-k}$
Total	$SS_T$	$N - 1$	

où :

- $SS_B$  est la somme des carrés interclasses;
- $SS_W$  est la somme des carrés intra-classes;
- $SS_T$  est la somme des carrés totale;
- $k$  est le nombre de groupes ou d'échantillons;
- $N$  est le nombre total d'observations.

La statistique  $F$  est calculée comme suit :

$$F = \frac{MS_B}{MS_W}$$

Si  $F$  est supérieur à la valeur critique pour un niveau de signification donné (par exemple,  $\alpha = 0.05$ ), alors  $H_0$  est rejetée, indiquant qu'il existe une différence significative entre les moyennes des échantillons. L'hypothèse nulle ( $H_0$ ) est rejetée si la statistique  $F$  est supérieure à sa valeur critique.

Une autre manière de savoir si on rejette l'hypothèse nulle en utilisant le logiciel est d'examiner la valeur  $p$  : si la valeur  $p$  est supérieure à  $\alpha$ , alors on accepte l'hypothèse nulle, sinon on rejette  $H_0$ .

### Analyse en Composantes Principales (ACP):

L'analyse en composantes principales (ACP) est une technique de réduction de dimensionnalité qui transforme un ensemble de variables corrélées en un ensemble de variables non corrélées appelées composantes principales. Cette méthode est utile pour identifier les principaux facteurs influençant le processus de compostage.

**Application de l'ACP :** L'ACP est utilisée pour:

- Réduire la complexité des données en conservant l'essentiel de l'information.
- Identifier les paramètres les plus influents dans le processus de compostage.
- Visualiser les relations entre les différents paramètres.

**Calcul et Interprétation :** L'ACP commence par la construction de la matrice de corrélation des variables d'origine. Ensuite, les valeurs propres et les vecteurs propres de cette matrice sont calculés. Les valeurs propres indiquent la quantité de variance expliquée par chaque composante principale. Les vecteurs propres, ou "charges factorielles," montrent comment chaque variable d'origine contribue à chaque composante principale.

### Régression Linéaire

La régression linéaire est utilisée pour modéliser la relation entre une variable dépendante et une ou plusieurs variables indépendantes. Dans le contexte du compostage, elle peut être employée pour prédire l'évolution de paramètres tels que la température ou le ratio C/N en fonction du temps et d'autres facteurs environnementaux.

### Modélisation

- **Régression simple:** Utilisée pour examiner la relation entre une seule variable indépendante et la variable dépendante. L'équation de la régression simple est  $y = a + bx$ , où  $y$  est la variable dépendante,  $x$  est la variable indépendante,  $a$  est l'ordonnée à l'origine, et  $b$  est le coefficient de régression.
- **Régression multiple:** Utilisée pour examiner l'effet de plusieurs variables indépendantes sur la variable dépendante. L'équation de la régression multiple est  $y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n$ , où  $y$  est la variable dépendante,  $x_1, x_2, \dots, x_n$  sont les variables indépendantes, et  $b_1, b_2, \dots, b_n$  sont les coefficients de régression correspondants.

**Calcul et Interprétation** Les coefficients de régression indiquent l'ampleur et la direction de l'effet des variables indépendantes sur la variable dépendante. Le coefficient de détermination ( $R^2$ ) mesure la proportion de la variance expliquée par le modèle. Un  $R^2$  proche de 1 indique que le modèle explique bien les données, tandis qu'un  $R^2$  proche de 0 suggère que le modèle n'explique pas bien la variance des données.

### 3.7 Conclusion

Dans ce chapitre, nous avons développé une formulation mathématique détaillée du processus de compostage. En commençant par les principes généraux de la modélisation, nous avons établi les fondements nécessaires pour comprendre les interactions complexes entre les paramètres environnementaux et les réactions biologiques impliquées dans la dégradation de la matière organique.

Nous avons mis en évidence l'importance de divers facteurs tels que la température, l'humidité et l'oxygène, et leur influence sur les cinétiques de biodégradation. En construisant des modèles pour ces influences, nous avons pu intégrer des bilans massiques et énergétiques qui décrivent les transformations des matières et de l'énergie au cours du compostage. Ces bilans sont cruciaux pour prévoir l'évolution du processus sous différentes conditions et pour optimiser les paramètres opérationnels.

Les méthodes de résolution des équations modélisées, telles que les méthodes d'Euler et de Runge-Kutta, ont été discutées pour leur capacité à fournir des solutions précises et stables. De plus, les outils statistiques, y compris l'analyse des variances (ANOVA) et l'analyse en composantes principales (ACP), se sont avérés essentiels pour valider et affiner les modèles développés.

La formulation mathématique du compostage, telle que présentée dans ce chapitre, offre un cadre robuste pour l'analyse et l'optimisation du processus. Elle permet non seulement de mieux comprendre les mécanismes sous-jacents mais aussi de concevoir des stratégies d'amélioration efficaces pour la gestion des déchets organiques. En optimisant les conditions de compostage, nous pouvons améliorer la qualité du compost produit, contribuant ainsi à des pratiques agricoles plus durables et à une réduction significative de l'empreinte environnementale des déchets organiques.

## Travail chapitre par chapitre

### **4.1 Chapitre 5 : Modélisation mathématique et simulation de la stabilisation de la matière organique pendant le processus de compostage**

Au Maroc, la gestion des déchets constitue une problématique majeure, aggravée par l'augmentation continue des volumes générés, en lien avec la croissance démographique, l'urbanisation et l'industrialisation en constante progression. Cette situation exerce une pression croissante sur les infrastructures de traitement existant, dont la capacité à gérer efficacement les déchets, notamment par l'enfouissement et l'incinération, reste limitée. Ce contexte soulève d'importantes préoccupations environnementales et sanitaires. Dans ce cadre, des solutions durables et à faible impact environnemental, comme le le compostage des déchets organiques pour la production d'humus, apparaît comme une réponse privilégiée.

Le compostage est un processus biologique aérobie, durant lequel des micro-organismes transforment les matières organiques biodégradables en un produit organique stabilisé le compost. Ce processus, qui permet de réduire la quantité de déchets organiques et leur valorisation matière en compost, présente un impact environnemental limité et joue un rôle significatif dans la fertilisation des sols appauvris en nutriments et dans la gestion durable des déchets organiques. Malgré ces avantages, le compostage demeure un processus complexe dont les mécanismes ne peuvent pas être élucidés que par l'expérience. D'où l'intérêt de recourir à la modélisation théorique pour contribuer à l'explication et à l'interprétation des

mécanismes difficilement accessibles par l'expérience. Seulement, il n'existe pas un modèle standard de compostage capable de représenter avec précision tous les aspects du processus dans des contextes variés. C'est pourquoi, nous avons développé un modèle mathématique visant à prédire la stabilisation de la matière organique au cours du compostage. Le développement de notre modèle a fait l'objet d'une publication que nous présentons dans ce chapitre.

Le modèle repose sur des équations de conservation de la masse et de l'énergie, équations établies et simplifiées en faisant appel aux hypothèses simplificatrices suivantes :

- Le substrat est considéré comme un mélange homogène de composition uniforme.
- Le taux de croissance des micro-organismes est proportionnel au taux de consommation du substrat.
- La température du processus est équivalente à celle de l'air d'échappement.
- La pression est constante.
- Le débit d'air entrant et l'air d'échappement sont égaux, garantissant un flux d'air constant.
- Les activités enzymatiques sont négligées.

Dans cette publication, nous avons opté pour le modèle développé par Kaiser (Kaiser, 1996) pour décrire la dégradation de la matière végétale. La résolution numérique des équations de conservation de la masse et de l'énergie a été faite par la méthode de Runge-Kutta-Fehlberg d'ordre 6 et a nécessité plusieurs étapes (figure 4.1) toutes décrites dans la publication. Les intrants du modèle ont été empruntés aux travaux de Kaiser (Kaiser, 1996) et les extrants correspondent aux évolutions, en fonction du temps, de la température, de la production de  $CO_2$ , de la croissance microbienne et de la dégradation des substrats. Les résultats des évolutions précitées sont en accord satisfaisant avec la littérature ce qui permet la validation de notre modèle dans la prédiction des paramètres critiques du compostage et l'identification des interactions biologiques et thermiques essentielles, tout en fournissant des bases prometteuses pour des optimisations futures.

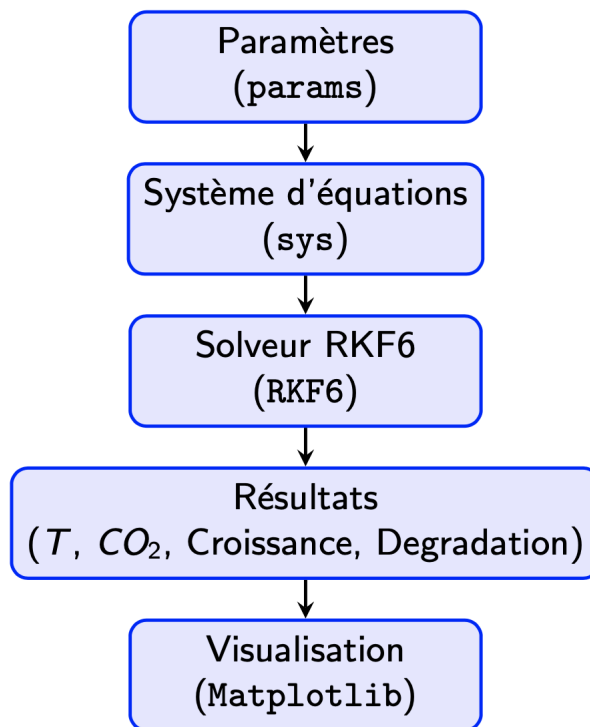


FIGURE 4.1: Flux d'implémentation numérique pour résoudre les équations.

Toutes les informations mentionnées précédemment sont développées en détail dans la publication présentée ci-après

## 4.2 Chapitre 6 : Étude de la Dynamique de la Température et des Facteurs Influent au Cours du Processus de Compostage

La production de déchets organiques augmente au Maroc, comme partout ailleurs, rendant plus que jamais nécessaire la mise en œuvre de méthodes efficaces et respectueuses de l'environnement pour leur gestion durable. Le compostage se présente comme une solution prometteuse, offrant une valorisation matière de ces déchets en compost, capable d'améliorer la fertilité des sols appauvris en nutriments.

Dernièrement, de nombreuses recherches scientifiques se sont concentrées sur le compostage, avec pour objectif principal d'optimiser à la fois l'efficacité du processus et la qualité du compost produit. Cependant, il reste difficile de déterminer clairement les leviers permettant d'accélérer le taux de décomposition du substrat tout en garantissant une qualité optimale du produit final. Cette difficulté s'explique en partie par la complexité du processus de compostage, la variabilité de la composition des déchets organiques et les fluctuations des conditions environnementales, notamment la température et l'humidité. À cela s'ajoutent les pratiques de gestion, telles que la fréquence de retour et l'aération. Par ailleurs, l'expérience pratique à elle seule ne permet pas d'atteindre pleinement les objectifs des travaux de recherche sur le compostage. Le recours à des outils de modélisation mathématique, notamment à l'analyse statistique, s'avère indispensable pour comparer les traitements, évaluer leur efficacité et modéliser les interactions entre les variables du processus. C'est dans ce contexte que s'inscrit le travail présenté dans ce chapitre, lequel a fait l'objet d'une publication scientifique.

Cette publication porte sur une modélisation statistique réalisée à partir de données expérimentales provenant du compostage d'un mélange composé de 20 % de matériaux lignocellulosiques, de 50 % de fumier de bétail et de 30 % de déchets organiques ménagers. Le processus a été conduit sur trois lots identiques, chacun composé de 20 bacs ouverts d'une capacité de 50 kg, maintenus à température ambiante pendant huit semaines.

Durant cette période, les données relevées ont confirmé des variations conformes aux tendances rapportées dans la littérature pour des paramètres clés :

température, pH, humidité, rapport C/N et émissions de  $CO_2$ . De même, la composition finale du compost en éléments nutritifs (carbone, azote, phosphore et potassium) était en accord avec les références bibliographiques.

L'analyse statistique, intégrant l'ANOVA (analyse de variance) et l'ACP (analyse en composantes principales), a permis d'expliquer une partie significative de la variabilité observée. Plus spécifiquement, l'ANOVA a démontré la reproductibilité et la cohérence des conditions appliquées entre les lots. En parallèle, l'ACP a mis en évidence deux corrélations positives majeures :

1. Une corrélation entre la température et les paramètres tels que le pH, l'humidité, le rapport C/N et les émissions de  $CO_2$ .
2. Une corrélation associe exclusivement la température aux émissions de  $CO_2$ .

Les analyses statistiques se révèlent essentielles dans ce contexte, car elles simplifient le processus de suivi en identifiant les paramètres les plus déterminants. Parmi eux, la corrélation étroite entre la température et les émissions de  $CO_2$  indique que ces deux variables peuvent à elles seules suffire à optimiser et réguler l'efficacité.

Toutes les informations évoquées précédemment sont approfondies et détaillées dans la publication ci-après.

# Mathematical Modeling and Simulation of the Stabilization of Organic Matter during the Composting Process

## Abstract

Due to insufficient understanding of the complex nature of the composting process, there is a need to provide a useful tool that can help to enhance the prediction of its performance. This work focuses on modeling the stabilization of organic matter during composting, based on coupled mass transfer equations, including biological reactions and heat. Once established, the aforementioned balance equations were solved using the sixth-order Runge-Kutta-Fehlberg method and implemented under Python. During the process, the model tended to predict the state variables values (Temperature, carbon dioxide production, organic matter degradation and microorganism growth). This study shows that the obtained results are consistent with previous literature. Carbon dioxide and temperature were the most accurately predicted dynamic state variables.

## 5.1 Introduction

Nowadays, the world generates a significant amount of waste annually, which is about 2.01 billion tonnes of Municipal Solid Waste (MSW). According to the World Bank, that number will increase to 2.2 billions tonnes by 2025 (Hoornweg and Bhada-Tata, 2012). Approximately 50% of the waste is composed of organic

matter coming from human, animal, food waste, gardens and wood products (Hoorweg and Bhada-Tata, 2012). Nevertheless, waste is most often destined for disposal by landfill which is environmentally unsustainable. Landfill may pose several problems such as vegetation damage, greenhouse emissions (GHG), explosion hazards, and contamination of the surrounding land and groundwater. However, with growing interest in circular economies and sustainable development, governmental leaders and industry are turning their eyes towards biological biomass conversion technologies such as composting to address waste management issues

Composting is a biological decomposition, in the presence of oxygen, where the microorganisms convert the initial organic materials into a useful product called compost. The main role of compost, which is rich in carbon and nutrients, is to provide organic matter to the soil in order to increase its fertility, quality, and stability (Zeng et al., 2010). Furthermore, the latter is generally accepted by the general population, compared to products of other biomass conversion processes, such as biochar from pyrolysis and gasification and the digestate from anaerobic digestion which require work to become accepted in the eyes of the consumers (Walling, Trémier and Vaneeckhaute, 2020). The most significant parameters in controlling the process are moisture content, oxygen, pH, C/N ratio, and temperature. Mathematical modeling has been proven to be a very effective tool for understanding the dynamic interactions between the different mechanisms (physical and biological) involved in the process, for improving the process, and for predicting the stability of the final product.

There are two main approaches to composting models. The first one is analytical, which use mass balance, energy and kinetics. This approach is also referred to as inductive by some authors (Hamelers, 1993) and the most complete model within this category is developed by Haug (Haug, 1993), which considers temperature, oxygen gas, moisture, biodegradable volatile solids, and free air space (FAS). The second approach is numerical and is used when the model is described by differential equations that cannot be solved analytically (De Guardia et al., 2001; Kaiser, 1996). Despite the various approaches mentioned earlier, no standard model has been developed to offer comprehensive and detailed information on composting processes. The complexity of the interactions between physical and

biochemical factors remains the underlying cause. For this reason, it was necessary to simplify the hypotheses in order to develop models that best represent the composting processes (Seki, 2002; Li and Jenkins, 2003). The most successful models in predicting the profiles of temperature were those which incorporated either empirical kinetic expression, or which utilized a first-order model for volatile solids degradation with empirical corrections for temperature. Models incorporating Monod-type kinetic expression were less successful (Mason, 2006). Thus, most of the recent studies give mathematical models which predict satisfactorily the evolution of temperature, humidity, and solids profiles, whereas oxygen and carbon dioxide profiles were generally poorly modeled (Mason, 2006).

In this thesis, we propose a model to predict the stabilization of organic matter during composting. For this purpose, we have used the model of Kaiser (Kaiser, 1996) which is based on coupled mass transfer equations, including biological reactions and heat. The model was numerically solved using six order Runge-Kutta-Fehlberg method implemented under Python, to predict the evolution of temperature, dioxide carbon, and growth of microorganisms. The expressions suggested by Vlyssides et al., (Vlyssides, Mai and Barampouti, 2009) have been utilized to substitute the heat flow through the intake and exhaust air in the energy balance. By implementing this modification, we were able to achieve satisfactory outcomes in terms of temperature change, carbon dioxide production, and biomass growth throughout the process.

The rest of the chapter is organized as follows: Section 5.2 presents a brief review of the models available in the literature. Section 5.3, introduces the proposed model description. Section 5.4 outlines the numerical methods utilized to solve the system of equations that describe the composting process, as well as the validation of our simulation results. Section 5.5, illustrates the results of the simulation study, while Section 5.6 presents our conclusions.

## 5.2 Literature review

Mathematical modeling has been used to study the composting process for many years. The goal of composting modeling is to develop a mathematical representation of the process that can be used to predict its behavior and optimize its design

and operation. In the latter context, according to I.G. Mason in his comprehensive review, mathematical models offer the potential to reduce, or even replace, the need for physical experimentation when exploring new materials and/or process options.

There are many different types of composting models, which can be classified based on their complexity, their scope, and their purpose. Some models are simple and focus on a single aspect of the composting process, such as the degradation of organic matter and/or the production of heat (Seng et al., 2016). Other models are more complex and consider multiple aspects of the composting process, such as the transport of oxygen and nutrients, the growth and activity of microorganisms, and the effects of environmental factors (Lin, 2008). Some models are developed to simulate the composting process at a microscopic level, while others are developed to simulate the process at a macroscopic level. Microscopic models consider the behavior of individual microorganisms and the biochemical reactions that they catalyze. Macroscopic models consider the composting process as a whole and do not explicitly model individual microorganisms or biochemical reactions. Composting models can be used for a variety of purposes, to predict the time required to produce compost of a desired quality, to optimize the design and operation of composting facilities, to assess the environmental impact of composting, and to develop new composting methods and technologies (see the review of Mason, 2006 (Mason, 2006)).

One of the key challenges of composting modeling is the complexity of the process. The composting process involves a wide range of physical, chemical, and biological processes, which are all interconnected. This complexity makes it difficult to develop accurate and comprehensive models of the composting process. Another challenge of composting modeling is the difficulty of obtaining accurate data. The composting process is a dynamic process, and the properties of the compost pile can vary significantly over time and space. This makes it difficult to collect accurate data on the key parameters that affect the composting process. Despite the challenges, composting modeling has made significant progress in recent years. There are now a number of composting models that can be used to predict the behavior of the composting process with reasonable accuracy. These models are being used to improve the design and operation of composting facilities, to assess the environmental impact of composting, and to develop new composting

methods and technologies.

Despite the progress that has been made, there are still a number of knowledge gaps in the mathematical modeling of the composting process. Some of the key knowledge gaps include:

- modeling the effects of different feedstock compositions on the composting process,
- modeling the effects of different composting methods, such as windrow composting, in-vessel composting, and vermicomposting,
- modeling the effects of environmental factors, such as temperature and moisture content, on the composting process,
- modeling the transport of oxygen and nutrients within the compost pile,
- developing models that can be used to predict the end product quality of compost.

Research addressing any of these knowledge gaps would be considered novel and would contribute to the advancement of the field of composting modeling.

## **5.3 Material and method**

### **5.3.1 Model description**

Aris, (Aris, 1994), defines a mathematical model concisely as “any set of equations that under certain conditions and for a certain purpose provide an adequate description of a physical system”. The model considers microbial kinetics, mass balance, and heat balance. The substrate consists of water, an inorganic part, and an organic part. The latter undergoes degradation through biochemical reactions, involving oxygen consumption and the generation of carbon dioxide, water, and ammonia. Since the reaction is exothermic, heat is released. The heat transfers considered in the model include heat released from biochemical reactions, heat flow to the ambient air, convective heat transfer, heat flow via intake air, and heat transfer of evaporated/condensed water.

### 5.3.2 Composting material

The data used in this modeling was obtained by composting a mixture of horticultural residues and straw, that meets the ideal conditions for composting (tables 5.1, 5.2, 5.3). Data were extracted from (Kaiser, 1996).

TABLE 5.1: Special material parameters for the simulation of composting processes: horticultural residues/straw-mixture (Kaiser, 1996)

Component	$c_i(\%)$	$\rho_i(kg/m^3)$	$c_i^{sp}(kJ/kgK)$
Sugar, starches	5	1000	2.3
Hemicellulose	10	200	2.3
Cellulose	15	50	2.3
Lignin	10	10	2.3
Humic substances	0	20	2.3
Mineral substances	10	1000	0.8
Bacteria	0.001	1000	4.2
Actinomycetes	0.001	1000	4.2
Brown-rot fungi	0.02	20	4.2
White-rot fungi	0.1	20	4.2
Water	50	1000	4.2

### 5.3.3 Assumptions

Herein, simplifications are built into the model, which are summarized in the following assumptions:

1. the substrate is a homogeneous mixture of uniform composition,
2. the growth rate of microorganisms is proportional to the rate of substrate utilization,

TABLE 5.2: Parameters of microbial growth kinetics for the simulation of the composting process (Kaiser, 1996)

Microorganisms	$\mu_{max}(h^{-1})$	$K_s$ (%)
Bacteria	0.2	2
Actinomycetes	0.1	2
Brown-rot fungi	0.05	2
White-rot fungi	0.03	2

3. the temperature of the process is equivalent to that of the exhaust air,
4. constant pressure,
5. flow intake air and exhaust air are equal (air has a constant flow),
6. the enzymatic activities are neglected or not considered in the model.

The third assumption about uniform temperature comes from the fact that there is no resistance to heat transfer from the compost matrix to the air in the reactor (Higgins and Walker, 2001; Nakasaki et al., 1987; Petric and Selimbašić, 2008). The assumption about constant pressure is justified by the fact that the variations of the total pressure of the gas phase are smaller than the pressure of the surroundings (Li and Jenkins, 2003). The assumption about constant airflow ensures that oxygen is distributed uniformly in the voids, eliminating anaerobic conditions (Petric and Selimbašić, 2008). Finally, enzymatic activities are often neglected in the composting process due to the practical challenges involved in assessing them. The measurement of these activities typically requires labor-intensive and expensive laboratory analyses. However, it is important to acknowledge that enzymatic activities play a significant role in composting, and further research could explore cost-effective methods for incorporating these activities to enhance our understanding of the process (Sole-Mauri et al., 2007).

### 5.3.4 Mathematical formulation

The application of mathematical modeling has been extensively utilized in the fields of science and engineering to enhance comprehension of system behavior,

TABLE 5.3: Technological parameters for modeling composting process: l-m 3 composter

Parameters	Values
$c_{composter}(KJ/K)$	90
$u(KJ/Kh)$	30
$q_{in}(m^3/h)$	1
$T_a, T_{in}(^{\circ}C)$	10
$MM_{CO_2}(g/mol)$	44.01
$MM_C(g/mol)$	12
$c_C$	0.44
$Y(kg/kg)$	0.2
$\delta(h^{-1})$	0.001
$r(kJ/kg)$	2360
$c_p^{dry}(kJ/m^3K)(at1atm, 18^{\circ}C)$	0.59

investigate novel theoretical ideas, forecast system performance, and, increasingly, assist in solving real-world design challenges. In this context, mathematical models have the potential to minimize or even replace the necessity for physical experiments when exploring new material or process alternatives. Considering the difficulties and expenses associated with conducting suitable laboratory and pilot-scale investigations, the enhanced capability to evaluate new process options through modeling is highly advantageous.

As mentioned before, there is no standard mathematical model of the composting process. Therefore, there are many ways to express relevant knowledge and assumptions in models. The equations chosen to model the composting process are thermodynamic formulas for the conversion of matter in reactors (Nakasaka et al., 1987).

### Modelling of biological degradation reactions

The general approach to model the production of biological energy in composting has been to describe solids degradation and to apply appropriate heat yield factors in order to obtain the expression of energy (Mason, 2006). According to Mason (2006), modelers have used first-order substrate degradation kinetics, empirical substrate degradation, or Monode-type expression which is used in our case in modeling biological energy production.

The modeling of biological degradation reactions is based on the definition of the fraction of material concerned by the degradation (Kaiser, 1996). On the other hand, is based on the establishment of biodegradation kinetics. In rare cases, the biological degradation model is based on the total mass of waste or mixture of waste to be treated. However, the majority of authors only consider the mass of dry matter as a degradable substrate (Moletta, 2009). Some authors are more restrictive in defining the degradable fraction of the material: organic matter or biodegradable organic matter. In the most detailed models, the fraction of material concerned by the degradation can even be subdivided according to its biodegradability: easily biodegradable or slowly biodegradable, depending on the biochemical fractions (hemicellulose, cellulose, etc.) (Moletta, 2009).

However, Kaiser (Kaiser, 1996), Sole-Mauri (Sole-Mauri et al., 2007) and Tremier (Tremier et al., 2005) in the method of dividing the degradable matter are well identified, the biomass active was divided into different populations (bacteria, actinomycetes, brown-rot fungi and white-rot fungi), each specialized in certain categories of the substrate (sugar & starches, hemicellulose, cellulose and lignin).

The corresponding equations of substrate degradation are given by Kaiser (Kaiser, 1996):

$$\frac{ds_i}{dt} = -\frac{1}{Y} \sum_{j=i}^{j=4} \frac{dX_j}{dt} \quad (5.3.1)$$

where

- $\frac{ds}{dt}$ : rate of substrate utilization, and  $i = 1$  (sugar and starches), 2 (hemicellulose), 3 (cellulose), 4 (lignin).

- (-): the negative sign is used to indicate that substrate concentration decreases as a result of microbial activity.
- $Y$ : growth yield coefficient, ( $kg_x/kg_s$ )
- $\frac{dX}{dt}$ : net growth rate of microorganisms, ( $kg_x/kg_s$ ), where  $j = 1$  (bacteria), 2 (actinomycetes), 3 (brown-rot fungi), 4 (white rot-fungi).

The use of substrate can be related to the growth of microorganisms by the following equation:

$$\frac{dX_j}{dt} = \mu_j X_j - bX_j \quad (5.3.2)$$

$X_j$ : concentration of microorganisms  $j$  (kg / kg composting material).

$b$ : denote the microbial death rate, ( $h^{-1}$ )

$\mu_j$ : corresponds to the microbial growth rate of microorganisms  $j$  ( $h^{-1}$ ), and can be defined by the equation below.

$$\mu_j = \begin{cases} \mu_{max,j} f_j^T \frac{S_j}{K_{s,j} + S_j} & \text{if } c_{O_2} > 0 \\ 0 & \text{if } c_{O_2} = 0 \end{cases} \quad (5.3.3)$$

where  $\mu_{max,j}$  is the maximum growth rate of microorganisms  $j$  ( $h^{-1}$ ),  $S_j$  is the total concentration of growth defining substrates for microorganisms  $j$  (i.e.  $S_1 = s_1$ ,  $S_2 = s_1 + s_2$ ,  $S_3 = S_4 = s_1 + s_2 + s_3$  (kg/kg composting material),  $K_{s,j}$  is the saturation constant of microorganisms  $j$  (kg/kg composting material) and  $f_j^T$  is the coefficient of temperature-dependent growth of microorganisms  $j$ . The temperature coefficient in the equation above, which is used to adjust the effect of temperature on both substrate degradation and microbe activity, is defined as follows (Kaiser, 1996):

$$f_j^T = \begin{cases} \frac{T(80-T)}{1600} & \text{valid for } j=1 \quad [0, 80^\circ C] \\ \frac{T(60-T)}{20(80-T)} & \text{valid for } j=2,3,4 \quad [0, 60^\circ C] \end{cases} \quad (5.3.4)$$

## Mass balance

Mass balances, which concern the substrate to be degraded, oxygen consumed, carbon dioxide, water, and possibly other compounds production during biological degradation, can be summarized as the following expression (Moletta, 2009):

$$\text{Input} + \frac{\text{Production}}{\text{Consumption}} = \text{Output} + \text{Accumulation},$$

- the input and output terms express the flows of the considered compound at the input and output of the composted volume. For gaseous compounds ( $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $H_2O$ ), these terms depend on the dynamics of the airflow in the system and the transfers between the gas phase and the aqueous phase,
- the *production/consumption* term depends on the substrate to be degraded and the chosen kinetic model. For other compounds, the term *production/consumption* is generally the product of a Stoichiometric coefficient and substrate consumption kinetics,
- finally, the term accumulation is the result of the balance and expresses the evolution of the mass of the compound considered over time.

**Mass balance of carbon dioxide** The carbon dioxide ( $CO_2$ ) balance is given by the following equation (Kaiser, 1996).

$$\frac{dM_{co_2}}{dt} = \frac{dM_{co_2}^{bio}}{dt} - M_{co_2} \times \frac{q_{ex}}{V} \quad (5.3.5)$$

The first term describes the carbon dioxide produced during the degradation of carbonaceous organic matter, and it can be defined by:

$$\frac{dM_{CO_2}^{bio}}{dt} = c_C \frac{mm_{CO_2}}{mm_C} (Y - 1) \times \left( \sum_{i=1}^4 \frac{ds_i}{dt} \right) M \quad (5.3.6)$$

with  $c_C$ : mass concentration of carbon in the substrates (0.44),  $mm$ : molecular masses,  $Y$ : yield coefficient ( $kg/kg$ ) and  $M$ : mass of composting material ( $kg$ )

Note that the unit of Equation 5.3.5 is  $kg.h^{-1}$ .

**Mass balance of Water** It was assumed that water is generated only in the process of biodegradable volatile solids oxidation. It was also assumed that the

water vapor in the saturated air used for aeration is the only source of moisture to the reactor. The water balance is defined by the following equation (Kaiser, 1996):

$$\frac{dM_w}{dt} = \frac{dM_w^{bio}}{dt} + \frac{dM_w^{in}}{dt} - \frac{dM_w^{ex}}{dt} \quad (5.3.7)$$

The first term in equation 5.3.7 corresponds to the water generated by the biological activity of microorganisms during the oxidation of initial organic matter in the mixture, which is directly proportional to the evolution of  $CO_2$ . According to the oxidation equation of glucose ( $C_6H_{12}O_6 + 6O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O$ ), 1 mol of  $H_2O$  evolves per mol of  $CO_2$ , and 1 mol of  $O_2$  is consumed per mol of  $CO_2$  ( $\beta = 1$ ), consequently:

$$\frac{dM_w^{bio}}{dt} = \frac{dM_{CO_2}^{bio}}{dt} = c_C \frac{mm_{CO_2}}{mm_C} (Y - 1) \left( \sum_{i=1}^4 \frac{ds_i}{dt} \right) M \quad (5.3.8)$$

The second term in the equation 5.3.7 represents the water intake via intake air (kg/h) and is defined as follows:

$$\frac{dM_w^{in}}{dt} = f_{in} q_{in} \quad (5.3.9)$$

where  $f_{in}$ : moisture content in air ( $kg/m^3$ ),  $q_{in}$ : flow of intake air ( $m^3/h$ )

The last term represents the water vapor exits the reactor via exhaust air (kg/h) and is given by:

$$\frac{dM_w^{ex}}{dt} = f_{sat}(T) q_{ex} \quad (5.3.10)$$

with  $f_{sat}(T)$  is the saturation humidity of air ( $kg/m^3$ ), defined by  $f_{sat}(T) = 10^{0.213T-2.19}$ ,  $q_{ex}$ : flow of exhaust air ( $m^3/h$ ).

Note that equation 5.3.7 is expressed in units of  $kg.h^{-1}$ .

**Energy balance** During the composting process, energy is released from decomposition. Primarily resulting in an increase in temperature for both the organic matter and water (Fan et al., 2021). Additionally, heat is lost through convection and conduction, as well as water evaporation, as presented in figure 5.1. The heat is present in two different forms: sensible heat, which represents the energy associated with a rise in temperature, and latent heat, which represents the energy associated with phase transformations.

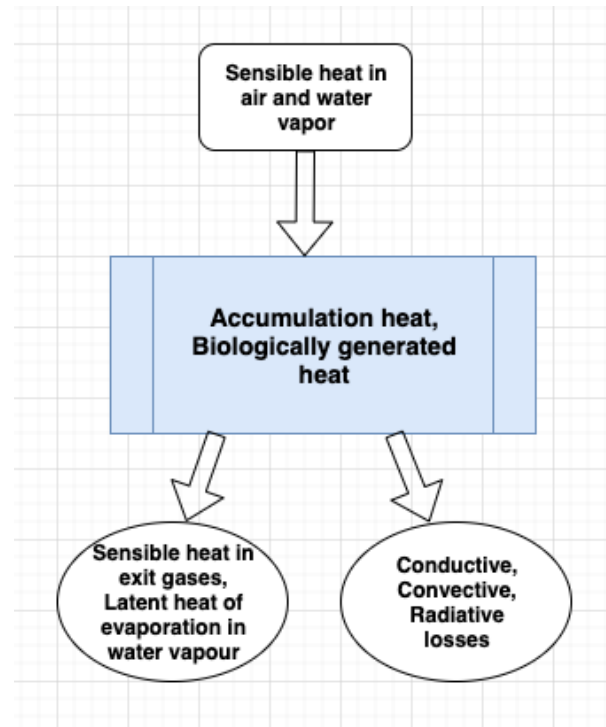


FIGURE 5.1: Schematic representation of a composting heat balance.

Heat balances have been developed in various formats. Regardless of the composting model being considered, the fundamental assumption for establishing an energy balance is as follows: there is thermal homogeneity between the phases. This implies that at a given time  $t$  and a spatial location  $(x,y,z)$  in the waste mass, the temperature will be the same in the material to be composted and in the air passing through it (Moletta, 2009).

Same as for mass balance, the energy balance is given by the following equation (Moletta, 2009):

$$\text{Input} + \text{Production} = \text{Output} + \text{Accumulation.}$$

As described by Nakasaki et al. (Nakasaki et al., 1987), Das & Keener (Das and Keener, 1997a) and Van Lier et al. (1994) (Van Lier et al., 1994), the complete energy balance is writing as follow (Moletta, 2009):

$$\frac{dQ}{dt} = \frac{dQ_{cvin}}{dt} - \frac{dQ_{cvout}}{dt} - \frac{dQ_{cond}}{dt} - \frac{dQ_{vap}}{dt} + \frac{dQ_{bio}}{dt} \quad (5.3.11)$$

None of the authors have incorporated all the terms present in equation 5.3.11.

Haug (Haug, 1993) and VanderGheynst et al. (VanderGheynst, Walker and Parlange, 1997) have not accounted for conduction heat loss. Higgins and Walker (Higgins and Walker, 2001) have omitted both conduction heat loss and heat transfer by airflow (the first and second terms in equation 5.3.11). However, Stombaugh and Nokes (Stombaugh and Nokes, 1996) have not included the heat flow associated with water vaporization and have also neglected conduction loss. According to Mason (Mason, 2006) biological heat production and latent heat of evaporation of water have been shown to be the most significant terms in the heat balance for full-scale systems.

In our study, we have disregarded the fourth term in equation 5.3.11, which represents the heat of evaporation of water. Consequently, the energy balance can be expressed by the following equation:

$$\frac{dQ}{dt} = \frac{dQ_{cvin}}{dt} - \frac{dQ_{cvout}}{dt} - \frac{dQ_{cond}}{dt} + \frac{dQ_{bio}}{dt} \quad (5.3.12)$$

- The first term in equation (5.3.11) corresponds to the heat flow via intake air (kJ/h), defined by (Vlyssides, Mai and Barampouti, 2009):

$$H_{in} \times q_{in} = (H_{in}^{wv} + H_{in}^{dry})q_{in} = (r f_{in} + C_p^{dry})T_{in}q_{in} \quad (5.3.13)$$

- The second term corresponds to the heat flow via exhaust air (kJ/h), defined by (Vlyssides, Mai and Barampouti, 2009):

$$H_{ex} \times q_{ex} = (H_{ex}^{wv} + H_{ex}^{dry})q_{ex} = (r f_{sat}(T) + C_p^{dry})Tq_{ex} \quad (5.3.14)$$

with  $r$  is the specific heat of vaporization of water ( $r = 2360 \text{ kJ/kg(at } 60^\circ\text{C)}$ ),  $C_p^{dry}$  is the specific heat of dry air and equal to  $0.59 \text{ kJ/(m}^3\text{K)(at } 1 \text{ atm, } 18^\circ\text{C)}$

- The third term represents the heat flow to the ambient air (kJ/h)

$$\frac{dQ_{cond}}{dt} = u(T - T_a) \quad (5.3.15)$$

with  $u$  is the overall heat transfer coefficient of the surface when convection occurs within the composter ( $\text{kJ/Kh}$ ) (without convection,  $u$  is significantly lower - the thermal insulation properties of standing air take effect (Kaiser, 1996)),  $T_a$ : ambient temperature  $^\circ\text{C}$

- The last term represents the evolution of bioreaction heat (kJ/h= kW/ 3600) which is directly proportional to the evolution of  $CO_2$  and the consumption of  $O_2$  (Kaiser, 1996). In our case, a relation of 14000 kJ/kg  $O_2$  was used (Finstein, 1986). According to (Mason, 2006), the latter is defined by the following equation:

$$\frac{dQ_{bio}}{dt} = -rO_2 \times \Delta(H_{O_2}) = \frac{dM_{CO_2}^{bio}}{dt} \times \beta \times 14000 \quad (5.3.16)$$

with  $rO_2$  is the consumption rate of  $O_2$ ,  $rCO_2$  is the production rate of carbon dioxide,  $\beta$  is the respiration coefficient ( $\beta = -rCO_2/rO_2$ ),  $\beta$  is taken equal to 1 i.e.  $rCO_2 = -rO_2$ .

The temperature evolution is closely related to the heat balance according to this equation (Mason, 2006):

$$\frac{d(T)}{dt} = \frac{dQ}{dt} / (C_{co} + C_m + C_{air}) \quad (5.3.17)$$

- $C_{co}$  denotes the heat capacities of the composter,
- $C_m$  express the heat capacities of the composting material, defined by the following equation:

$$C_m = \sum_i c_i^{spec} m_i \quad (5.3.18)$$

with  $c_i^{spec}$  being the specific heat of component  $i$ ,

- $C_{air}$  represents the heat capacity of air and is very much dependent on temperature, defined as follows:

$$C_{air} = c_{p,air} V = \left( r \frac{df_{sat}(T)}{dT} + c_p^{dry} \right) V \quad (5.3.19)$$

### 5.3.5 Structure of the model

The model consists of 10 nonlinear, ordinary differential equations 2-19. The considerable number of parameters and variables of the system requires more than one diagram, for our application the following subdivision has been chosen:

- Figure 5.2: Temperature change.
- Figure 5.3 :  $CO_2$  evolution.

TABLE 5.4: Dynamic state variables in the model

No.	Dynamic state variable	Symbol	Initial value	Units
1	Mass of dissolved $CO_2$	$M_{CO_2}$	0.0	kg
2	Temperature of process	$T$	25.0	$^{\circ}C$
3	Concentration of sugar, starches	$s_1$	5.	%
4	Concentration of hemicellulose	$s_2$	10.	%
5	Concentration of cellulose	$s_3$	15.	%
6	Concentration of lignin	$s_4$	10.	%
7	Concentration of bacteria	$x_1$	0.001	%
8	Concentration of actinomycetes	$x_2$	0.001	%
9	Concentration of brown-rot fungi	$x_3$	0.02	%
10	Concentration of white-rot fungi	$x_4$	0.1	%

- Figure 5.4: Growth of the 4 microorganisms ( $X_j$ )
- Figure 5.5: Degradation of the 4 substrates ( $s_i$ )

## 5.4 Numerical methods and model validation

The application of the fundamental laws of physics when modeling the process of composting leads to a mathematical formulation of differential equation models. Moreover, they describe the dynamic behavior of the composting process. The resolution of the differential equations is a very important task in determining the responses of the dynamic system.

The differential equations describing the system were numerically solved using the six-order Runge-Kutta-Fehlberg method. The Runge-Kutta-Fehlberg, also referred to as RKF, method is a powerful and versatile numerical method for solving ordinary differential equations (ODEs). It is one of the most popular and widely used Runge-Kutta methods, and it is known for its accuracy, robustness,

and efficiency. The RKF method is a one-step method, meaning that it only requires the solution at the current time step to compute the solution at the next time step. This makes it easy to implement and efficient to use. The RKF method is also an embedded method, meaning that it provides two estimates of the solution at the next time step, one of lower order and one of higher order. This allows the method to perform automatic error estimation and step size control. This means that the method can automatically adjust the time step size to ensure that the desired accuracy is achieved. The RKF method is typically used with a fourth-order accuracy, which means that it is very accurate for most non-stiff ODEs. The RKF method is also relatively robust to numerical errors, meaning that it is less likely to produce inaccurate results than some other numerical methods. The RKF method can be used to solve a wide variety of ODEs in a variety of scientific and engineering fields, such as physics, chemistry, biology, fluid dynamics, and engineering. For example, the RKF method can be used to simulate the motion of planets in the solar system, model the spread of a disease through a population, price options in financial markets, or solve differential equations in fluid dynamics (Press, 2007).

The algorithm was implemented under Python. All differential equations are mutually connected and they have to be solved simultaneously.

To validate the accuracy of the model, we compare our results with others from literature (Higgins and Walker, 2001; Mohee, White and Das, 1998; Scholwin and Bidlingmaier, 2003; Petric and Selimbašić, 2008; Petric, Avdihodžić and Ibrić, 2015; Xi, Wei and Liu, 2005; Van Lier et al., 1994; Sole-Mauri et al., 2007; Khater, Bahnasawy and Ali, 2014) and we found that the model fits well with some state variables such as Temperature change and Carbon Dioxide evolution which are the most important parameters during the composting process.

## 5.5 Results and discussion

The evolution of temperature is an important indicator of microbial activities during composting. Consequently, it may be considered as a convenient and direct parameter to determine the status of the composting process (see, (Haug, 1993), (Kaiser, 1996)). High temperatures should be avoided for a long period since

they slow biological activity and cause undesirable chemical modifications of the organic matter. Low temperatures as well are undesirable (Mustin, 1987).

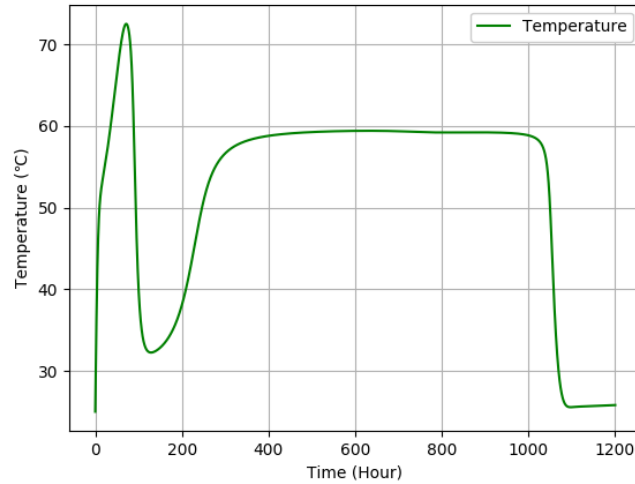


FIGURE 5.2: Temperature change during composting process.

Figure 5.2 illustrates the temperature profile as a function of time during the fermentation phase of composting. In general, the temperature in the process begins to increase, since the beginning of the process, this is due to the high level of biological activity from the breakdown of substrates, particularly those that are easily degraded such as sugar and starches, and reach its maximum (74 ° C) four days after the process starts. Comparing these findings with other models from the literature, we observed variations in the peak temperatures and corresponding time frames. For instance, in the model proposed by Petric (Petric and Selimbašić, 2008), the peak temperature was reported to be 69 ° C, achieved two days after the start of the process. According to the model presented by Xi (Xi, Wei and Liu, 2005), the peak temperature was reported to be 69 ° C, achieved two days after the initiation of the process. Additionally, in the model of Sole-Mauri (Sole-Mauri et al., 2007), the peak was reported to be 66 ° C, reached six days after the process started.

As the temperature rises above about 50 ° C most microorganisms are unable to survive and only bacteria remain. These bacteria continue to grow, as they can tolerate higher temperatures until the easily degraded substrates are consumed as shown in figures 5.4 and 5.5. However, temperatures higher than 50 ° C were found to be unfavorable for the microorganisms. This decrease in microbial activity

coincided with the complete consumption of sugars and starches (as shown in figure 5.5). Consequently, a significant drop in temperature is observed on the fifth day (Wang et al., 2018), with the temperature reaching 33 ° C. As this temperature is optimal for microbial populations to take place and restart the degradation of organic matter and growth, the temperature begins to rise again as the decomposition continues. As long as the temperature stays below 60 ° C and substrates are present in the mixture, the degradation will continue until the substrates are exhausted.

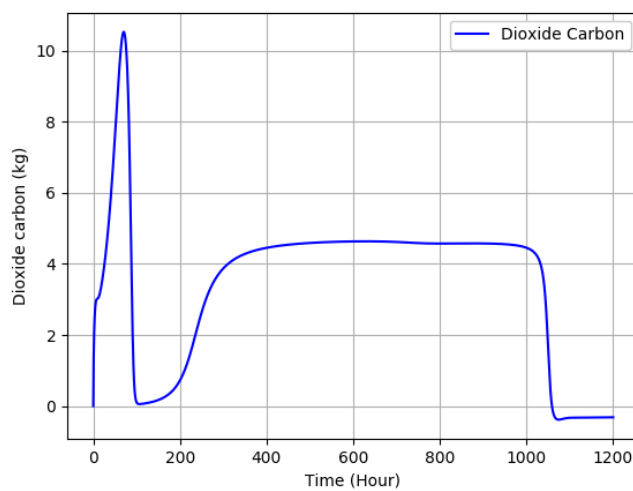


FIGURE 5.3: Evolution of the  $CO_2$  during composting process.

The graph in Figure 5.3 illustrates the production of  $CO_2$ , which is a byproduct of organic matter decomposition, during the composting process. The rate at which  $CO_2$  is released during composting serves as a valuable indicator of the overall microbial activity and the degree of organic matter decomposition occurring in the process. The initial spike in  $CO_2$  emissions is observed when the temperature reaches its peak, suggesting a direct correlation between temperature and  $CO_2$  emissions. The high  $CO_2$  production in the first four days is a result of high microbial activity on carbon-rich substrates, leading to the release of organic acids that are then consumed by microorganisms. This process can potentially cause a decrease in pH levels, which, in turn, can have an impact on the growth of microorganisms. As the pH decreases and the mixture becomes more acidic, it has an adverse effect on the growth of microorganisms, which subsequently leads to a reduction in  $CO_2$  emissions (as illustrated in the figure 5.3). As  $CO_2$  emissions

decrease, the pH begins to rise again, indicating the reactivation of thermophilic microorganisms and the continuation of microbial degradation until the carbon-rich substrates are exhausted.

The growth of microorganisms is restricted to temperatures between 0 and 80 ° C, with optimal growth occurring around 40 ° C. However, only certain types of bacteria can survive at temperatures as high as 80 ° C, while other microorganisms stop growing at temperatures around 60 ° C.

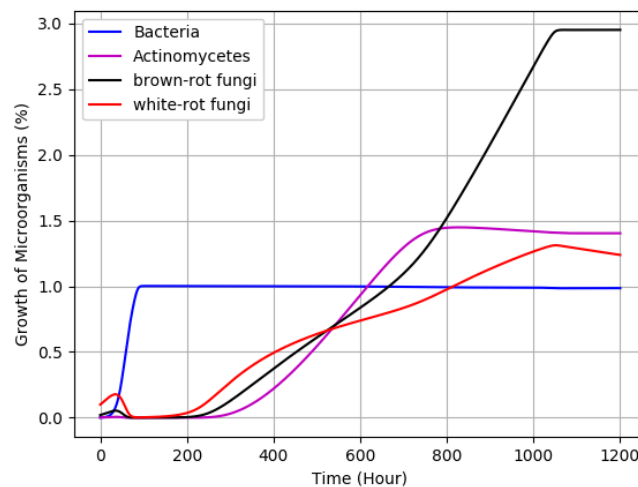


FIGURE 5.4: Growth of microorganisms (%) during composting process.

Figure 5.4 provides an illustration of the growth patterns of various microbial populations considered in the model. Throughout the composting process, microorganisms play a crucial role in the decomposition of organic matter and its conversion into nutrient-rich compost. Initially, bacteria exhibit a lag phase, while fungi are the first microorganisms to appear and undergo rapid growth until the third day. The growth of bacteria experiences a delay of approximately 30 hours, likely due to their positive correlation with temperature, as depicted in Figure 5.4. As the decomposition process advances, heat is generated, leading to a rapid increase in temperature, which results in the elimination of most microorganisms (recall that temperature reached its peak, at this stage, as mentioned in figure 5.2), except for bacteria. Notably, a significant decrease in temperature is observed, facilitating the reactivation of microorganisms and their ability to degrade

the available organic matter once again. This microbial activity persists until the substrates are completely exhausted.

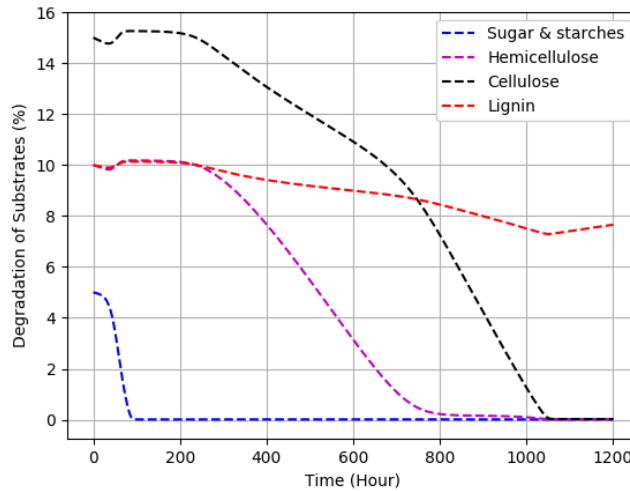


FIGURE 5.5: Substrates utilization (%) during composting process.

Monitoring the degradation of substrates during composting is essential for optimizing the process. By understanding the dynamics of substrate degradation, composters can make adjustments to factors such as moisture, aeration, and carbon-to-nitrogen ratio to ensure an efficient and effective composting process. In figure 5.5, the utilization of organic matter in substrate 1 (sugar & starches) was remarkable in the first five days of the process, because of the increased degradation of easily degradable fractions (see figure 5.4). On the other hand, the utilization of organic matter in substrates 2, 3, and 4 (hemicellulose, cellulose, and lignin, respectively) was not significant during the first ten days of the process, because of the presence of hardly degradable substrates. Faster degradation of the hemicellulose and cellulose was shown after the tenth day of the process, while the degradation of lignin ceased because it is particularly difficult to biodegrade.

## 5.6 Conclusion

The composting is a process that converts organic matter in the waste (unstable) into a stable product. The main goal of the present study was to produce a model predicting the stabilization of organic matter during the process of composting. We evaluated the degree of stability based on factors such as the production of

$CO_2$  (or consumption of  $O_2$ ), temperature variations, and the growth of microorganisms. To validate our prediction model, we compared it with existing models reported in the literature that were developed under similar composting conditions. The predicted peak temperatures and  $CO_2$  production rates aligned closely with the results reported in previous studies. Furthermore, through a comprehensive comparison of simulation outcomes, we demonstrated that our model exhibits a high level of accuracy in predicting the evolution of the composting process. These findings support the effectiveness and reliability of our predictive model in assessing the stability of organic matter during composting. By accurately capturing key parameters and their relationships, our model offers valuable insights into the composting process and can be utilized as a valuable tool in waste management and agricultural practices. Further research and validation under a wider range of composting conditions will help enhance the applicability and robustness of our model.

## Study of temperature dynamics and influencing factors during composting process

### Abstract

This study investigated the most influential composting parameters (temperature, pH, humidity, C/N ratio, and  $CO_2$  emissions) on final compost quality. Composting bags (turned daily) containing prunings, lignocellulose material, cattle manure, and household organic waste were monitored for eight weeks across three batches. All the temperature data registered daily were statistically analyzed with one-way ANOVA to verify the consistency between batches. This study employs a first-order kinetic model to quantify the decomposition of organic matter in composting, revealing the influence of temperature on the decomposition rate. Principal component analysis was conducted for these factors and their interactions with respect to the final compost quality. Finished compost showed a significantly high nitrogen, phosphorus, and potassium content compared with that in the feedstock of the initial compost mixture, while there was constant organic carbon content. In addition to the control of key parameters, a linear regression analysis allowed us to identify the factors that most influenced temperature. We identified two key models: one including pH, humidity, C/N ratio, and  $CO_2$  emissions, and another focusing only on  $CO_2$ . This study emphasized the importance of monitoring and controlling the crucial parameters of the composting process in order to obtain quality compost suitable for application in soil use. Moreover, high temperatures possibly attained in the process of aerobic decomposition destroy the pathogens,

making the end products safer for uses in agriculture.

## 6.1 Introduction

Organic matter plays a vital role in sustainable agricultural production due to the various desirable properties it possesses such as high water holding capacity, cation exchange capacity (CEC), ability to sequester contaminants of both organic and inorganic origins, and improvement in the physical, chemical, and biological attributes of soil. Plant and animal waste is an excellent source of nutrients to enhance the fertility of the soil, given its biodegradable nature (Padmavathiamma, Li and Kumari, 2008). As global waste production rises, implementing effective and eco-friendly disposal methods becomes increasingly crucial. Landfills, while traditionally used for waste disposal, may pose several problems such as vegetation damage, greenhouse gas emissions, explosion hazards, and contamination of the surrounding land and groundwater (El Boudihi et al., 2022). Composting offers a compelling alternative, diverting organic waste from landfills and creating a valuable soil amendment. This process supports sustainable agricultural practice by reducing reliance on synthetic fertilizers that have negative impacts on the environment but also contribute to a circular economy in the conversion of waste into resources that are valuable. Interest in studies concerning composting processes has increased considerably among many researchers, mainly in the line of maximizing the efficiency of the process (He et al., 2009; Iqbal, Shafiq and Ahmed, 2010; Kumar, Ou and Lin, 2010). However, how different waste compositions affect the rate of decomposition and quality of the produced compost has not been clearly understood to date. In this study, we focus on aerobic composting, a biological decomposition, in the presence of oxygen, where the microorganisms convert the initial organic materials into a useful product called compost (El Boudihi et al., 2022).

One of the main goals of the composting process is to achieve thermophilic temperatures above 45°C. This ensures the destruction of pathogens and viable seeds (El Boudihi et al., 2022). Aerobic composting has the advantage of consuming oxygen to produce carbon dioxide, water, and heat as the main byproducts. The anaerobic alternative is not so popular because it has reduced energy efficiency coupled with more potential odors. As part of the experimental design,

mixing three kinds of biomass materials is selected to establish the effectiveness of composting from different natural conditions. Amongst those materials added were prunings and lignocellulosic wastes, which totaled up to 20% of the mix. These materials are characterized by high carbon content and, more importantly, by slow decomposition rates. Since cattle manure comprised 50% of the mixture, there was a significant amount of nitrogen at play—precisely what is needed and is intended to direct microbial growth toward a balanced composition in the process of composting. Of these other ingredients, the remainder focused on 30% organic household waste—kitchen scraps and yard wastes—exempting non-compostable materials such as cardboard, plastic, and glass. This mixture was prepared to represent common organic waste and to quantify how composting occurs with such a mixture of organic matter. This work is targeted at contributing to the optimization of the efficiency of composting for various types of organic waste streams by finding out how such a mixture may influence the decomposition rate, compost quality, and its use in agriculture. Therefore, the experiment is well-planned, with 50-kg bags that are turned daily to ensure adequate oxygen supply for the aerobic composting process.

To enhance our understanding of these dynamics, we have incorporated a first-order kinetic model that relates the rate of decomposition to the concentration of compostable material, highlighting the crucial role of temperature in accelerating microbial activity. This model allows us to precisely quantify the effects of temperature variations on the decomposition rates within our composting trials. By linking these changes directly to microbial activity, the model provides insights into how to manage the composting environment effectively, ensuring that the composting process remains within the optimal range for efficient decomposition and pathogen destruction.

To test the consistency and repeatability of results, the setup is replicated three times, amounting to 20 bags in total across the three batches. The study targets providing meaningful information on the composting process by establishing how different compositions affect the rate of decomposition, and hence the quality of compost obtained, which affects its use for various agricultural purposes under controlled conditions. The setting of the experiment from a practical point of

view is also addressed in the study, aside from the strong statistical methods used to analyze the data collected.

Specifically, in the present study, we are trying to determine and understand, through ANOVA and PCA, the amount of variation and communication between temperature, pH, moisture content, C/N ratio, and  $CO_2$  emissions as composting parameters. ANOVA is used to statistically prove the differences in composting conditions applied for each batch as a measure for proving the reproducibility and consistency of the experimental design. In contrast, PCA reduces the dimensionality of the data by extracting the maximal variance/abstraction factor information contained in our data, while measuring the links—that is, correlations—produced by the composting parameters and the factorial axes that we determine (Laghzal et al., 2016). In addition, this study describing two regression-based approaches, the first one models the relationship between temperature and other parameters, while the second approach focuses on temperature and  $CO_2$  emission modeling during composting. In the present study, two key equations were obtained via regression analysis. Among the main advantages is that knowing the evolution of only one of the parameters allows us to predict the evolution of the other. In this way, measurement of both parameters will not be necessary at the same time, which will simplify significantly the data collection and eventually speed up composting process modeling for researchers and practitioners.

## 6.2 Composting parameters

### 6.2.1 Temperature

The temperature evolution is an indicator of microbial activities during composting, and it may be considered as a direct parameter to determine the status of the process (Kaiser, 1996; Haug, 2018; Tang et al., 2011). The temperature has an impact on both the specific nature of the microbiological population and the rate of decomposition (Kumar, Ou and Lin, 2010), driving the exothermic process (Alkokaik, 2019) where organic waste generates heat through aerobic metabolism, promoting batch warming. High temperatures should be avoided for a long period, and should not exceed  $70^\circ\text{C}$  to maintain microbial activity (Antizar-Ladislao et al., 2007; Liang, Das and McClendon, 2003), since they slow biological activity and

cause undesirable chemical modifications of the organic matter. Low temperatures as well are undesirable (El Boudihi et al., 2022; Mustin, 1987), and should not drop below 55°C for 3 to 5 days to effectively inactivate pathogenic bacteria and ensure safe treatment (Li et al., 2013; Azim, 2018).

### 6.2.2 pH

The variation of pH levels during composting has a significant role, especially when dealing with nitrogen-rich substrates. According to De Bertoldi et al (De Bertoldi, Vallini and Pera, 1983), organic material can be composted within the pH range of 3 to 11, with optimal values between 5.5 and 8. A near-neutral pH is favorable, for microorganisms to grow, and continue the process of decomposition. According to Li et al in their review (Li et al., 2013), both high and low pH levels can cause adverse effects on composting processes. In the beginning, the pH decreases because of the release of organic acids during the decomposition of simple organic substrates and the ammonia volatilization. As composting progresses, the pH increases because of the disappearance of easily degradable organic materials and mineralization (McKinley and Vestal, 1985). Providing proper aeration and good management of temperature are important as they influence pH levels by promoting organic material degradation and ammonia volatilization. Overall, the pH changes several times during composting. Generally, there are four phases (Azim, 2018; Poincelot, 1972): an initial acid phase, followed by alkalization, stabilization, and finally, a stable phase where the compost matures at near-neutral pH.

### 6.2.3 Moisture content

As one of the most significant factors during composting, humidity has a great effect on the physical and chemical properties of waste materials in the course of degrading organic matter (Iqbal, Shafiq and Ahmed, 2010). The latter plays a remarkable role in composting as it directly influences microbial activity and the rate of decomposition. During the process of composting, moisture is important for transporting the dissolved nutrients that are required for the physiological and metabolic activities of microorganisms (Liang, Das and McClendon, 2003). If the process starts with low moisture levels, below 30%, the compost loses water rapidly, which stops biological processes and results in a physically stable but

biologically unstable product (De Bertoldi, Vallini and Pera, 1983). On the other hand, excessively high humidity levels at the beginning of the process, above 80%, can create anaerobic conditions, which are detrimental to the quality of the final product (Yulipriyanto, 2001). The optimum water content for composting varies with the waste to be composted, but generally, the mixture should be at 50–60% (Gajalakshmi and Abbasi, 2008). When the moisture content exceeds 60%  $O_2$  movement is inhibited and the process tends to become anaerobic (Das and Keener, 1997b). During composting a large quantity of water can evaporate, to control temperature, and as water content diminishes the rate of decomposition decreases, then rewetting should be required in order to maintain the optimum moisture content for the microbial activity. Maintaining a balance between adequate moisture for microbial activity and sufficient porosity for gas exchange is required for producing high-quality compost.

#### 6.2.4 C/N ratio

As the processes of composting consist mainly of biological degradation reactions, the C/N ratio has a fundamental significance because nitrogen supports cellular synthesis and carbon constitutes the largest fraction of organic molecules in the cell (Haug, 2018; Guo et al., 2012). During active aerobic metabolism, microbes use about 15 to 30 parts of carbon for each part of nitrogen, i.e.,  $C/N = 15$  to 30. The identification of an optimal C/N ratio is of great significance for getting a favorable composting result and highly depends on the property of the composting materials (Adhikari et al., 2008).

An ideal C/N ratio ranging from 25 to 30, in the initial material, is suggested for most composting processes (Choi, 1999). High C/N ratios make the process very slow as there is an excess of degradable substrate for the microorganisms. But with a low C/N ratio, there is an excess of N per degradable C, and inorganic N is produced in excess and can be lost by ammonia volatilization, especially under high temperatures and basic pH conditions, or by leaching from the composting mass. This consequently leads to unpleasant odor and atmospheric pollution but also reduces the content of nitrogen from the final product, thereby limiting its value as an organic fertilizer. Furthermore, low C/N ratios can be corrected by adding a bulking agent to provide degradable organic-C.

In summary, the C/N ratio of composting materials is a critical parameter that requires careful management to ensure efficient composting and high-quality final compost (Kumar, Ou and Lin, 2010).

### 6.2.5 Stability, maturity, and quality of the compost

The terms “stability” and “maturity” are sometimes used interchangeably, but are considered by many to refer to different properties of compost (Iannotti et al., 1993; Ge, McCartney and Zeb, 2006). The term stabilization refers to the oxidation of organic matter or its conversion to a more refractory form. When an organic substrate is oxidized by microbes, a portion of the released energy is captured and used to support the synthesis of new cell material from the substrate. When the microbe dies, the cell material becomes a substrate for other microbes and a further transformation to  $CO_2$ ,  $H_2O$ , and cell matter occurs. Each time this process is repeated, a portion of the remaining organic matter becomes very resistant to microbial attack. This resistant material is commonly called humus, a stable form of organic matter. As composting proceeds, the readily degradable organics in the substrate are oxidized and gradually replaced by increasingly less degradable humus materials. The more stable compounds that remain at the end of composting are still degradable but at a much-reduced rate compared to the original feed substrate. Stabilization must be sufficient to reduce the potential for odors and other nuisances, as well as phytotoxic metabolites, but not so complete that organics are unnecessarily lost from the final product (Haug, 2018). Meanwhile, maturity refers to the degree of completion of the composting process. Compost that is not fully mature may contain phytotoxic compounds such as ammonia, organic acids, or other soluble compounds in quantities sufficient to adversely affect seed germination, seedling, and root development, or to cause odors. Maturity assessment is complex and is not determined by a single measurement (Wichuk and McCartney, 2013).

Given these considerations, compost should meet absolute safety for application into soils and this can only happen when compost is highly mature. This means the compost does not contain phytotoxic compounds, no plants, and has a stable organic matter. However, in most cases, stability and maturity are interlinked because phytotoxic compounds are found in unstable composts (Zucconi

et al., 1985; Bernal, Albuquerque and Moral, 2009). Some of the most used indicators in the process of determining compost maturity are the pH of the compost, the C/N ratio, and the organic matter content. For example, a general indicator of a well composted material is its pH range of 7-9 and a low C/N ratio of less than 20.

## **6.3 Materials and Methods:**

### **6.3.1 Composting Materials:**

In a laboratory-scale experiment, we utilized three types of biomass materials: 20% of the total mix of prunings and lignocellulosic waste as carbon sources, whereas cattle manure, which contributed 50% to the mixture, provided a source of nitrogen for microbial activity. The remaining 30% was made up of organic household waste (excluding cardboard, plastic, and glass), which helped to give the compost more structure besides contributing to the nutrients. The above components were then mixed and placed in well-ventilated bags, each weighing 50 kg (laboratory scale). In order to obtain more accurate results and to control the variability of results the bags were distributed across three batches, each batch containing 20 bags in total.

### **6.3.2 Monitoring and Data Collection:**

Monitored the effectiveness and changes occurring during the composting process, extensive monitoring was carried out. In the first two weeks of the experiment, the temperature was taken daily to capture the daily fluctuation of the thermal regime due to microbial activity. This frequent monitoring facilitated the study of the first phase of composting involving the thermophilic stage which aids pathogen destruction and faster degradation of organic matter. After the first two weeks of monitoring, data collection was switched to weekly basis until the end of the experiments. During these intervals, we measured not only temperature but also relative humidity, pH, C/N ratio, and carbon dioxide production. This allowed us to monitor the composting process as it was undergoing the transformation from highly active phases to more mature phases. Temperature and humidity were determined with a portable thermo-hygrometer whereas pH, C/N ratio, and  $CO_2$  emissions were analyzed with standard laboratory procedures. A portable thermo

hygrometer guaranteed the accuracy of data recorded for the temperature and humidity. The determination of the pH, C/N ratio, and carbon dioxide levels was precise since specific instruments and methods were used. Thus, the use of this multi-parameter monitoring system allowed us to observe the composting process comprehensively and identify the role and mutual influence of various factors on compost formation.

### **6.3.3 Compost Quality Assessment:**

The compost quality was evaluated, after 8 weeks, to determine its suitability as a soil amendment or organic fertilizer. This evaluation included:

- Nitrogen levels: Measured using the Kjeldahl method to quantify the available nitrogen content, critical for understanding the compost's fertilizing potential.
- Phosphorus content: Total phosphorus was assessed to determine the nutrient availability crucial for plant growth.
- Potassium content: Total potassium levels were determined, providing insight into the compost's overall nutrient richness.
- Organic Carbon: The degree of decomposition and formation of stable organic matter was evaluated by analyzing the organic carbon content, indicating the maturity of the compost.

These assessments were designed to provide a comprehensive analysis of the compost's nutrient composition and its potential impact on soil health and plant growth.

### **6.3.4 Statistical Analysis**

In our research, we used two statistical tools, Analysis of Variance (ANOVA) and Principal Component Analysis (PCA), to make sense of the data that we got from the experiment. We applied these tools to deal with the multivariate data obtained from the composting experiment to extract the key influencing factors.

One-way ANOVA was conducted using the user-friendly tool for statistical analyses JAMOVI to test differences in all of the composting temperatures across

the three batches. This approach allowed us to identify which of the observed differences were statistically significant and not just randomly due to variations (Ryan, 2006). Complementing ANOVA, principal component analysis (PCA), which was written in Python, was applied to find underlying structures in our multivariate dataset. The technique successfully reduced the dimensionality of the data whilst still retaining a high proportion of variability in the data, thus placing more emphasis on principal factors underlying variability across similar composting parameters. Applying PCA revealed the important variables influencing the overall data which is very important for understanding the nature of the composting process. The reduction simplified the data analysis and as well as significantly improved the visualization of the composting process dynamics (Husson, Lê and Pagès, 2011).

Moreover, a linear correlation matrix will be used to study the relations between couples of parameters (Laghzal et al., 2016), with a biplot provided for visual representation. This analysis provides a unique insight into the temporal dynamics of composting to the community, highlighting a variety of environmental and biochemical factors implicated in the process and how they interact throughout the life of a compost pile. It also displays the correlations between parameters that are being measured, and it evolves on a week-by-week basis, making it a great resource for unraveling and improving the composting process.

### 6.3.5 Kinetic Modeling of Composting Process

In order to quantify the rate of organic matter decomposition during the composting process, a first-order kinetic model was employed. This model assumes that the rate of decomposition is proportional to the concentration of the compostable material remaining. The mathematical expression for the model is given by (Manu, Kumar and Garg, 2016):

$$\frac{dC}{dt} = -k \times C \quad (6.3.1)$$

where  $C$  represents the concentration of compostable material at time  $t$ , and  $k$  is the first-order rate constant. The integration of this differential equation leads to:

$$C = C_0 \times e^{-k \times t} \quad (6.3.2)$$

where  $C_0$  is the initial concentration of the compostable material. The rate constant  $k$  is assumed to be dependent on the temperature, reflecting the increased microbial activity at higher temperatures within the optimal range for composting. Temperature data collected from the composting trials were used to adjust the rate constant dynamically, assuming a linear relationship between  $k$  and the temperature within the biologically active range. The model was utilized to simulate the decomposition kinetics and analyze the stability and maturity phases of the composting process based on the concentration of compostable material over time. The first-order kinetic model was chosen for its proven efficacy in simplifying the complex dynamics of organic matter decomposition within heterogeneous composting systems.

## 6.4 Results and discussion

### 6.4.1 Temperature evolution during the first 2 weeks of the experiment

The evolution of temperature is an important indicator of microbial activities during composting. Consequently, it may be considered as a convenient and direct parameter to determine the status of the composting process (see, Haug, 2018, Kaiser, 1996). High temperatures should be avoided for a long period since they slow biological activity and cause undesirable chemical modifications of the organic matter. Low temperatures as well are undesirable (Mustin, 1987).

The fluctuations of the temperature during the first two weeks of the experiment were illustrated in Figure 6.1 below. The initial temperatures in all three batches are quite similar and are somewhat moderate and range between 25 and 28 °C, after which they steadily rise. By the fifth day, the temperatures remained constant at approximately 32 °C. It is normal to observe an increase in mass at this stage because microbial activities tend to increase due to the decomposition of easily degradable organic matter. Day 6 marks the beginning of the thermophilic phase, with a noticeable rise in temperature. This is seen to rise gradually reaching a peak between 54-59 °C by day 10. In this stage there is a variation of microbial population and the heat produced by microbes eliminates the pathogens and weed seeds and this is also crucial in creating safe compost. Once the peak was attained, it is followed by an isotherm where temperatures hover around 58 °C

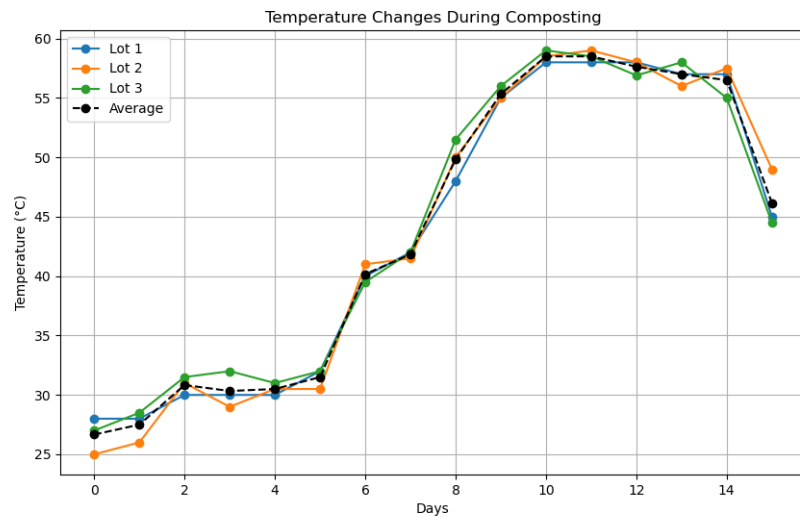


FIGURE 6.1: Temperature changes during the first 15 days of composting

from Day 11 to Day 13 and then began to progressively drop. The corresponding temperature is slightly lower and by Day 15 the mean temperature is equal to 47 °C. This drop shows that composting has gone through the thermophilic stage to the cooling and/or maturation stage. At this stage, the microbial activity is low, as most of the easily degradable organic compounds are exhausted and, therefore, the production of heat reduces. The established temperature fluctuations correspond to reasonable composting activities as evidenced in composting literature that states that constant high temperatures throughout the composting period are essential to suffice composting and sanitation (see Haug, 2018).

The analysis of variance (ANOVA) method was applied to investigate the pivotal role of temperature in the composting process. In this study, temperature data from three distinct batches (Batch 1, Batch 2, and Batch 3) were subjected to One-way ANOVA analysis. Composting is highly sensitive to temperature fluctuations, as it directly impacts the rate of decomposition and microbial activity. By employing ANOVA on temperature data, we aimed to discern any significant differences among the batches throughout the composting duration. This statistical approach allows for a rigorous examination of how temperature variations influence the composting process, providing valuable insights into optimizing conditions for efficient decomposition and organic waste management.

The results from this ANOVA table 6.2 suggest that the **Batches** does not significantly influence the variability in the data with significant p-value (probability of accepting the null hypothesis:  $p - value = 0.995$ ).

TABLE 6.1: ANOVA table

	Sum of Squares	df	Mean Square	F	p_value
Batches	1.65	2	0.823	0.00514	0.995
Residuals	7205.44	45	160.121	-	-

### 6.4.2 Evolution of composting parameters during the experiment

Since the three batches did not significantly influence the variability in the data, our experiment focuses on studying batch 1 over an 8 week period, as the temperature closely aligned with the average temperature across all batches.

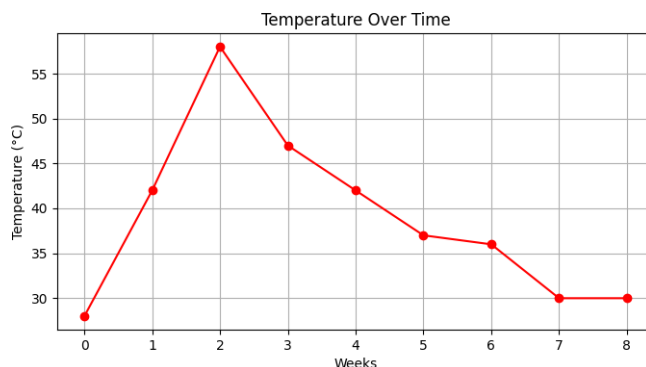


FIGURE 6.2: Temperature Changes During Composting

The process starts at a moderate temperature of 28 °C and rapidly rises to a peak of 58 °C by the end of the second week, as shown in Figure 6.2. This initial increase indicates the thermophilic phase of composting, in which microbial activity is high as microorganisms break down easily decomposable organic matter. Additionally, the high temperature accelerates the biodegradation process and is crucial for destroying any pathogens and weed seeds present in the mixture. After reaching its peak, the temperature gradually decreases to 42 °C by week 4. This decline marks the transition from the thermophilic to the cooling phase. During

this phase, the decomposition rate slows as the easily decomposable materials are exhausted, and more resistant materials begin to break down at a slower rate. From week 6 onwards, the temperature further declines and stabilizes around 30 °C, nearing the ambient temperature. This stabilization signifies the maturation phase of the compost.

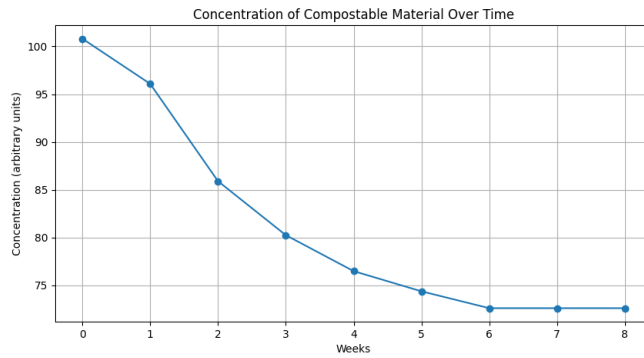


FIGURE 6.3: Temporal Changes in the Concentration of Compostable Material Over the Experiment

The compost concentration rapidly decreased in the first two weeks, as shown in figure 6.3, indicating high microbial activity during the thermophilic phase. After that, the decline slowed as more resistant materials remained, signaling a transition to slower decomposition processes. The curve stabilized towards the end, suggesting the start of the maturation phase where the compost achieves a stable, humified state.

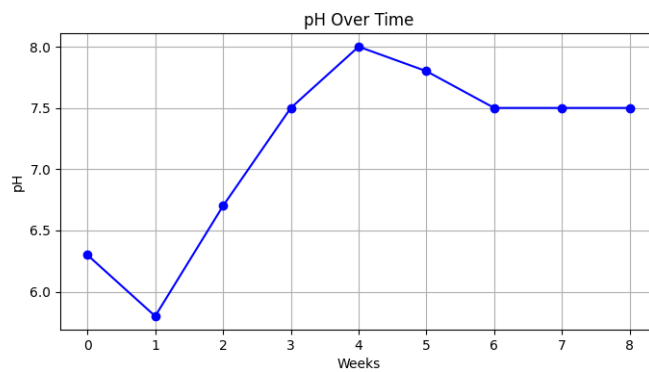


FIGURE 6.4: pH Changes During Composting

The changes in pH observed during the 8 week composting process are shown in Figure 6.4. A decrease in the pH levels, from 6.3 to 5.8, was recorded during

the first week of the process, this was due to the organic acids released from the degradation of carbohydrates and lipids by microorganisms (Kaiser, 1983; Mustin, 1987; Tuomela et al., 2000). By the end of the second week, an increase in the pH values was observed reaching 6.7 due to the degradation of organic acids by microorganisms and the release of ammonia during protein decomposition, leading to ammonification. This shift towards a more alkaline environment continued into the next two weeks, reaching a peak of 8.0, indicative of maximum ammonification. During the final weeks of the process, which typically ranged between five and eight weeks, ammonia was lost by volatilization, and nitrogen was used by microbes to synthesize new humic compounds. this leads the pH to drop and then stabilize around 7.5. This stable pH indicates the start of the maturation phase, during which the activity of microbes decreases and the compost becomes stable. Toward the end of the composting process, the pH generally stabilizes within a range that is considered normal for mature compost, which is between 6 and 8.8 (Tatàno et al., 2015). This range aligns with the regulatory standards for compost pH, and it indicates that the compost has matured successfully and meets quality control standards.

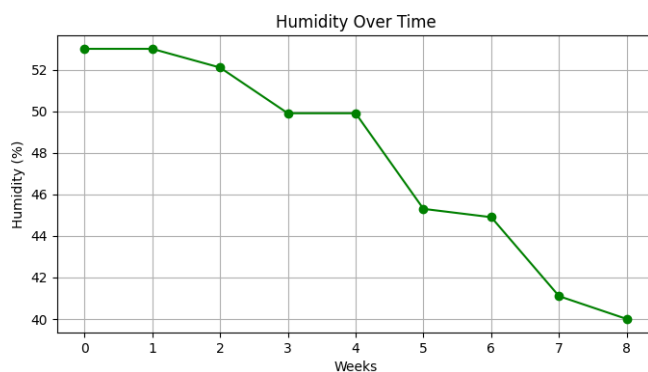


FIGURE 6.5: Humidity Changes During Composting

Figure 6.5 shows the variation of moisture content during the experiment of composting. The moisture content in the mixture was 53%, which is considered high, facilitating the initial microbial activities and their colonization. During the first week of the process, humidity remained constant because the activity of microorganisms had been acting slowly during this period. As microorganisms degrade the substrate available in the mixture, water is initially retained due to the absorption by fresh organic matter. However, as the activities of microbes

intensify, especially after the second week, a gradual decline in moisture content is observed. This resulted in an increased temperature during the thermophilic phase, enhancing the evaporation rate of water. During the last week (week 8) of the composting process, a noticeable decrease in humidity is observed, which drops to 40%. This stage is characterized by a slowdown in microbial activity as the readily available organic matter decreases and harder-to-decompose materials remain. The decline in humidity could also be due to increased aeration and the reduction of water-producing metabolic activities in the compost.

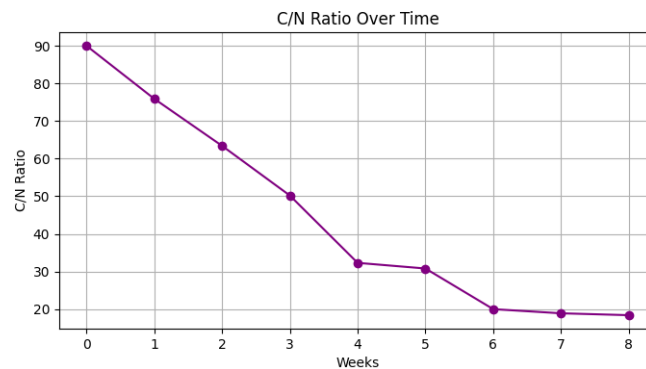
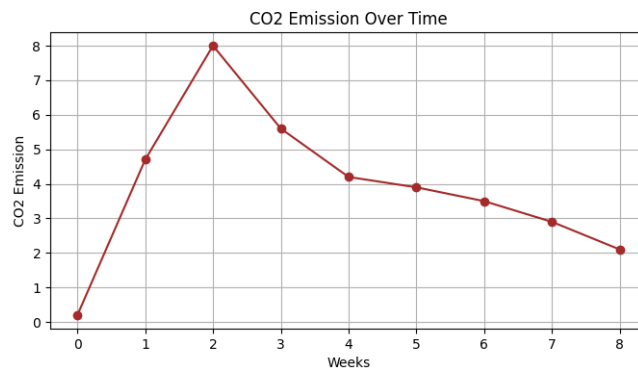


FIGURE 6.6: C/N ratio Changes During Composting

With an initial C/N ratio of 90, the high organic content in the mixture was evident before the start of the experiment. The graph of Figure 6.6 shows a rapid decrease in the C/N ratio from 90 to around 50 within the first three weeks, indicating that microbes are efficiently degrading carbon-rich substrates. This decomposition is made possible by the high nitrogen content of cattle manure and the diverse microbial environment provided by organic household waste. Following the rapid decrease, the C/N ratio stabilizes around 20 for the remainder of the experiment, which indicates that the compost reached maturity quite quickly. This likely resulted from the balanced mix of materials that optimally supports both microbial growth and the decomposition process.

FIGURE 6.7:  $CO_2$  ratio Changes During Composting

Respiration measures, based on the respiratory activity of microorganisms in the compost, provide valuable insight into the maturity of compost. Immature compost requires a high rate of oxygen, consequently producing high  $CO_2$  emission, due to intense microbial activity. The intense microbial activity leads to a high biodegradability of the substrates in comparison with a mature compost, which is more stable, and less active (Azim, 2018).

The graph presented in Figure 6.7 illustrates the production of  $CO_2$  during the process. The rate at which  $CO_2$  is released during composting serves as a valuable indicator of the overall microbial activity and the degree of organic matter degradation occurring in the process (El Boudihi et al., 2022). The high  $CO_2$  emissions were produced in the first week, reaching its peak around week 2, is a result of high microbial activity on carbon-rich substrates, leading to the release of organic acids that are then consumed by microorganisms. Throughout the experiment, there is a noticeable decrease in  $CO_2$  emissions by week 4, suggesting a low microbial activity rate due to the exhaustion of easily available organic matter in the mixture. This reduction aligns with the shift from the thermophilic phase to the cooler phases of composting. As the readily available organic matter diminishes during this period, the microbial metabolic rates slow down. The decline in  $CO_2$  emissions indicates that the material is becoming more stable and that the microbial demand for oxygen is decreasing as the decomposition rate slows.

### 6.4.3 Analysis of Compost Quality after 8 Weeks

The compost quality analysis after 8 weeks, as presented in table 6.2, underlines a significant change in organic carbon levels and nutrient content in the mixture compared to the initial values at the start of the experiment.

TABLE 6.2: Compost Quality Analysis after 8 Weeks

Parameter	Compost Value	Control Value (T0)
Organic Carbon (%)	$42.3 \pm 1.3$	$50 \pm 2.3$
Total Nitrogen (%)	$2.3 \pm 0.15$	$1.9 \pm 0.05$
Phosphorus Content (%)	$1.56 \pm 0.3$	$0.7 \pm 0.09$
Potassium Content (%)	$1.73 \pm 0.2$	$1.2 \pm 0.03$

The analysis showed a decrease in the carbon organic content from 50% to 42.3%. This reduction is due to the decomposition of organic matter by microorganisms into simpler forms, indicating that the compost is maturing well.

Despite this reduction, the high level of organic carbon still present in the compost is good for the soil, it suggests that the compost is rich with organic carbon which is necessary when applying it to soil. It helps improve the structure of soil, retain moisture, and support healthy microbial activity. An increase in total nitrogen content from 1.9% to 2.3% was observed in the compost. This increase is important because nitrogen is a crucial nutrient for plant growth, helping to make proteins and other important substances. This rise suggests that nitrogen is being effectively retained and concentrated in the compost, despite the intense degradation of organic matter, which makes it more available to plants. The phosphorus content in the compost increased by more than double from 0.7% to 1.56%, as shown in the table 6.2 above. Phosphorus is essential for plant growth, playing a critical role in regulating plant growth and photosynthesis (Khan et al., 2023). This significant increase, observed during the experiment, is very beneficial, as it can greatly improve crop yields and enhance soil fertility. The potassium content in the compost also increased from 1.2% to 1.73%. Potassium is important for plant health, as it is associated with the movement of water, because it helps with water absorption, activates enzymes, and supports photosynthesis.

The increased potassium levels in the compost will strengthen plants resistance to diseases and harsh conditions.

The nutrient content (N, P, K) along with the organic carbon levels typically indicate high-quality compost. These factors show that the compost has matured and stabilized well, making it suitable for use on land.

The table 6.3 provides a comprehensive statistical summary of key parameters in the composting process, including temperature, pH, humidity, carbon/nitrogen ratio, and  $CO_2$  emissions. It details the minimum, first quartile, median, mean, third quartile, and maximum values for each parameter, offering insights into the variability and distribution of conditions within the composting environment.

TABLE 6.3: Statistical Summary of Composting Parameters

Statistic	T (°C)	pH	Humidity (%)	C/N Ratio	CO <sub>2</sub> Emission
Min.	28.00	5.8	40.00	18.40	0.20
1st Qu.	30.00	6.7	44.90	20.00	2.90
Median	37.00	7.50	49.90	32.30	3.90
Mean	38.90	7.18	47.70	44.40	3.90
3rd Qu.	42.00	7.50	52.10	63.40	4.70
Max.	58.00	8.00	53.00	90.00	8.00
Standard Deviation	9.61	0.740	5.02	26.7	2.19
CV (%)	24.7	10.3	10.52	60.13	56.15

- Temperature (°C):** The temperature ranged from 28°C to 58°C with a mean slightly higher than the median, suggesting a skewed distribution towards higher temperatures, potentially due to periods of intense microbial activity. The standard deviation of 9.61 indicates moderate variability in temperature measurements, suggesting fluctuations influenced by environmental conditions or microbial activity. The coefficient of variation of 24.7% implies significant temperature variation relative to the mean, highlighting the importance of temperature control for consistent composting results.

- **pH:** The pH values ranged from 5.8 to 8.0, with most data points centering around a neutral to slightly alkaline range, which is favorable for composting microbes. The standard deviation of 0.740 indicates low variability in pH measurements, suggesting a stable environment for microbial activity. The coefficient of variation of 10.3% implies that, while stable, there are still some fluctuations in pH relative to the mean, which might slightly affect microbial efficiency but generally remains within a favorable range.
- **Humidity (%):** Humidity values show a significant range from 40% to 53%, indicating varying levels of moisture that could affect the speed and efficiency of the composting process. The standard deviation of 5.02 indicates moderate variability in moisture content, which could impact microbial activity by either speeding up or slowing down the decomposition process. The coefficient of variation of 10.52% reflects a reasonable consistency in humidity levels, crucial for effective composting, though there is some fluctuation that could affect process efficiency.
- **C/N Ratio:** The carbon to nitrogen ratio shows a broad range from 18.4 to 90, decreasing over time as expected in a healthy composting process where nitrogen is more stable compared to carbon, which is progressively lost as  $CO_2$ . The standard deviation of 26.7 indicates significant variability in the carbon-to-nitrogen ratios, which could be due to varying material compositions or stages of decomposition within the compost. The coefficient of variation of 60.13% reflects a high level of variability relative to the mean, suggesting that managing the balance of carbon and nitrogen in the input materials could be key to optimizing the composting process.
- **$CO_2$  Emission:**  $CO_2$  emissions are a direct indicator of microbial respiration and compost activity, ranging from 0.2 to 8.0, which shows how activity levels can change based on the balance of composting materials and environmental conditions. The standard deviation of 2.19 indicates that while there is variability in  $CO_2$  emissions, it's relatively moderate. This suggests that microbial activity levels vary within a narrower range than previously suggested. The coefficient of variation of 56.15% shows that the variability

in  $CO_2$  emissions is quite high relative to the mean emission rate, highlighting potentially fluctuating microbial activity within the compost, despite the moderate standard deviation.

After conducting the Principal Component Analysis (PCA), it was observed that the first two principal axes accounted for approximately 93% of the variance. Figure 6.8 displays the projection of the parameters and their variations over eight weeks onto these two principal axes.

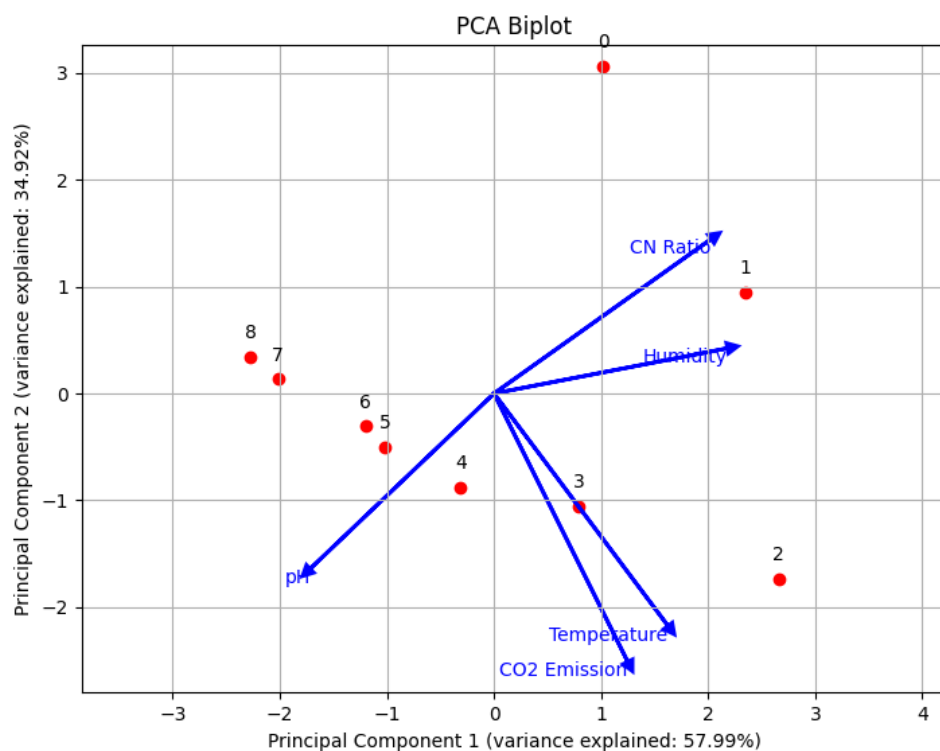


FIGURE 6.8: Biplot Principal Component Analysis

- **Principal Component 1 (PC1)** captures a significant portion of the variance in the dataset, around 58%, which suggests that it represents the major trends and patterns in the data. This component is particularly influenced by pH, humidity, and the carbon/nitrogen (C/N) ratio.
- **Principal Component 2 (PC2)** explains around 35% of the variance, which, although smaller, still captures important variability in the data. Particularly associated with Temperature and  $CO_2$  emissions.

Together, these two components explain approximately 93% of the total variance. The rest of the information is explained by the other 3 factors (see 6.4 for more details).

TABLE 6.4: Initial Eigenvalues

Composante	Eigenvalue	% de la variance	% cumulés
1	2.89947	57.989	58.0
2	1.74621	34.924	92.9
3	0.31130	6.226	99.1
4	0.03460	0.692	99.8
5	0.00842	0.168	100.0

Additionally in this study, we calculated the Pearson's correlation coefficient between all parameters to determine which are related. To confirm this relationship, a Student's t-test was conducted. This test is as follows:

- **Null Hypothesis (H0):** There is no correlation between the two variables ( $r = 0$ ), i.e., the correlation between two variables is not significant.
- **Alternative Hypothesis (H1):** There is a correlation between the two variables ( $r \neq 0$ ), i.e., the correlation is statistically significant.

The test statistic is as follows:

$$t = \frac{r\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-r^2}}$$

This statistic follows a  $t$  distribution with  $n - 2$  degrees of freedom (DOF), where  $n$  is the number of data pairs, (in our study DOF = 7).

Note that we reject the null hypothesis (H0) if the p-value is less than  $\alpha$  ( $\alpha = 0.05$ ).

**CO<sub>2</sub> Emission** and **Temperature** are closely aligned with each other (which means that they are positively correlated, see figure 6.9,  $corr = 0.96$ ,  $p - value < .001$ ): As **CO<sub>2</sub> Emissions** increase, so do the **Temperature**, reflecting increased

microbial activity and decomposition. **Humidity** has a moderate loading on PC2 pointing upwards, and it's also related to **C/N Ratio** with the same degree of increasing (see figure 6.9,  $corr = 0.883$ ,  $p - value = 0.004$ ),

On the other side, one can see that **pH** Loads negatively on PC2, indicating that higher **pH** values are associated with lower scores on PC2. A negative correlation between **pH** degree and other parameters can be remarked. As seen in figure 6.9, the correlation between **pH** and the parameters **C/N Ratio** and **Humidity** are successively  $corr = -0.844$ ,  $p - value = 0.004$  and  $corr = -0.624$ ,  $p - value = 0.072$ . This might reflect conditions where lower acidity is linked with certain stages of the composting process.

The positions of the weeks on the plot (labeled 0 through 8) show how each week's conditions relate to the two principal components (strong correlation, since the points are far away in the factorial plane  $\{PC1, PC2\}$ ).

Weeks 0 through 1 and 2 appear to move progressively, suggesting a decrease in the values of **C/N Ratio** and **Humidity** over time, then after weeks 3 to 6 move gradually to arrive at weeks 7 and 8 which show the stabilization phase of the composting process.

Weeks 7 and 8 are grouped closely together and distant from earlier weeks, indicating a significant change in conditions.

As for the environmental Factors, the Humidity and pH appear to influence the process differently and are captured more distinctly in PC2, implying they may be influenced by factors not directly linked to the microbial decomposition captured by PC1.

Figure 6.9 demonstrates the pairwise correlations among various composting parameters, including temperature (T), pH, humidity, C/N ratio, and CO2 emissions. A particularly strong positive correlation ( $r = 0.960$ ) was observed between temperature and CO2 emissions, indicating a significant relationship. As microbial activity increases, reflected by rising temperatures, CO2 production intensifies, suggesting more vigorous composting. With a degree of freedom (DOF) of 7, these findings provide a strong statistical basis for concluding that temperature control is crucial for optimizing the composting process. This highlights the dynamic interplay between biological activity and environmental factors within the composting system.

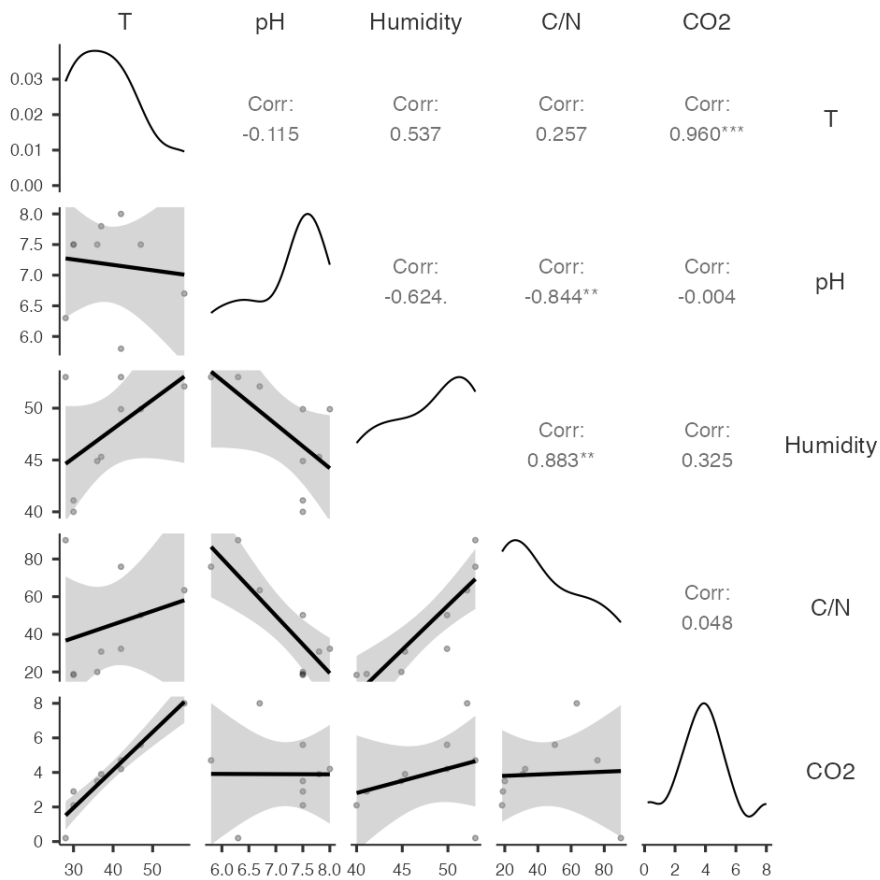


FIGURE 6.9: Correlation coefficient between the parameters of the compost

From the above, we see that we can develop a relationship between the temperature and the other parameters. We tried (using Jamovi) a linear regression between the temperature and the other parameters and we found the following regression model (table 6.5 and equation (6.4.1)).

$$T = -10.7977 + 2.2084 \times pH + 0.3181 \times Humidity + 0.0756 \times C/N + 3.9248 \times CO_2 + \varepsilon \quad (6.4.1)$$

where  $\varepsilon$  represents the error.

It should be noted that with model 1, the value of  $R$  (which represents the correlation coefficient) is 0.992, and the value of  $R^2$  (which represents the coefficient of determination) is 0.984. The correlation coefficient  $R$  measures the strength and direction of the linear relationship between two variables. The coefficient of determination  $R^2$  indicates the proportion of the variance in the dependent variable

TABLE 6.5: Model Coefficients of Temperature

Predictor	Estimate	Standard Error	t	p
Intercept	-10.7977	14.2837	-0.756	0.492
pH	2.2084	1.8515	1.193	0.299
Humidity	0.3181	0.3885	0.819	0.459
C/N Ratio	0.0756	0.0971	0.778	0.480
$CO_2$ Emissions	3.9248	0.3684	10.653	< .001

that is explained by the independent variable in the model.

Note that the coefficient associated with  $CO_2$  (3.9248) is significantly different from zero (a t-test shows a p-value less than 0.001). Additionally, a strong correlation between Temperature and  $CO_2$  previously found suggests a regression between these two parameters. The results found (by Jamovi) are given in Table 6.6 (with  $R = 0.960$  and  $R^2 = 0.921$ ).

TABLE 6.6: Model Coefficients - Temperature

Predictor	Estimate	Standard Error	t	p
Intercept	22.50	2.055	10.95	< .001
$CO_2$ Emissions	4.20	0.465	9.03	< .001

$$T = 22.5 + 4.20 \times CO_2 + \varepsilon \quad (6.4.2)$$

The relationship between real temperature measurements, obtained from the experiment, and the fitted values from the two different equations, Equation (6.4.1) and Equation (6.4.2), for a period of 8 weeks is shown in table 6.7 and represented in figure 6.10.

TABLE 6.7: Real vs Fitted Values of the Temperature Over Weeks

Weeks	Real Values	Fitted Values (Eq.1)	Fitted Values (Eq.2)
0	28.00	27.56	23.34
1	42.00	43.05	42.24
2	58.00	56.76	56.10
3	47.00	47.41	46.02
4	42.00	41.67	40.14
5	37.00	38.47	38.88
6	36.00	35.30	37.20
7	30.00	31.65	34.68
8	30.00	28.12	31.32

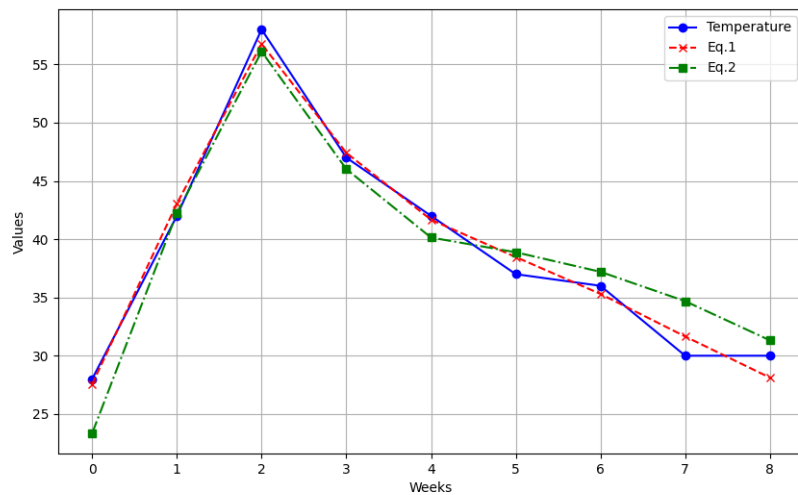


FIGURE 6.10: Comparison of Real Temperature Values with Fitted Values from Eq.(6.4.1) and Eq. (6.4.2)

From this figure, it can be observed that the real temperature values show good agreement with the fitted values from both equations, suggesting that both are suitable and can be used to model the temperature data. For weeks 0-2, all three sets of values were nearly following the trend with a peak at week 2. From week 3 to 8, minor deviations were observed between the real values and the fitted values for both equations. Equation (6.4.1) seems to stay closer to the real values compared to Equation (6.4.2) during these weeks. Deviations are noted despite which, both equations provide a reasonable representation of the trend in temperature over time, with Equation 1 typically fitting slightly better to the actual data than Equation 2. The figure clearly shows that both equations (Eq.(6.4.1) and Eq.(6.4.2)) are useful in modeling changes in temperature with time, with Eq.(6.4.1) fitting marginally better. This comparison underlines how important it is to choose a proper model for the prediction and analysis of temperatures.

## 6.5 Conclusion and perspectives

Composting is a biological process of decomposition, maturing and transforming organic matter in the waste into a stable product. This study investigated the composting experiment of a mixture containing 20% of the total of prunings and lignocellulosic waste as carbon sources, while cattle manure that contributed 50% to the mixture provided as a source of nitrogen for microbial activity. The rest, 30%, was organic household waste excluding cardboard, plastic and glass and this helped give the compost more structure besides contributing to the nutrients. All the above components were thoroughly mixed and placed in well-ventilated bags weighing 50 kg each for one bag. To make the results more accurate and to control or minimize the variability in results, the bags were distributed in three 'batches' where each batch contained a total of 20 bags. The study aims to assess the interactions among these different constituents and their impacts on the most relevant parameters like temperature, humidity, pH, C/N ratio, and emission of  $CO_2$ . These parameters are fundamentals in giving quality compost production with maximum efficiency. This study aims to determine the most relevant parameters that affect the composting process by analyzing batch-to-batch variability using statistical tools on collected data like ANOVA and PCA in a bid to enable the production of an agriculturally viable final product. This

information will be useful in the fine-tuning of the composting process, hence achieving enhanced results in efforts to sustainably deal with waste.

The findings from this study contribute to understanding the non-trivial dynamics of the composting process and encourage the production of quality compost to amend soil properties sustainably. Notably, kinetic modeling results indicate that compost concentration decreased rapidly in the first two weeks, suggesting high microbial activity during the thermophilic phase, followed by a slower decline as decomposition processes slowed. This transition marks the beginning of the maturation phase, leading to the compost reaching a stable, humified state. Future research should explore variations in composting mixture ratios and duration under optimized protocols as potential future study areas for organic wastes with different characteristics. The application of sophisticated real-time monitoring techniques could be further refined in order to fine-tune the control and efficiency of the composting process, possibly with some use of prediction techniques or analytics to better control maturation phases. Developments that make large-scale composting more viable will also make global contributions toward waste reduction and circular economy drivers. This will finally see the insights integrated into policy and used in community education, leading to a wider spread of effective composting practices in the interest of environmental sustainability and resource conservation.

## Conclusion et Perspectives

Comme indiqué dans l'introduction générale de ce mémoire, l'objectif principal était de combiner des outils mathématiques et l'expérience pratique pour contribuer à la compréhension et à l'optimisation des processus complexes de compostage des déchets végétaux. Dans ce cadre, deux approches de modélisation ont été employées : une modélisation mathématique, développée à partir des équations de bilan de matière et d'énergie, et une modélisation statistique, destinée à analyser les données expérimentales issues du processus de compostage.

La modélisation mathématique a nécessité l'introduction d'hypothèses simplificatrices pour adapter les équations de bilan à notre cas d'étude. Nous avons supposé que le substrat constitue un mélange homogène et de composition uniforme, que la croissance des micro-organismes est proportionnelle à la consommation du substrat, et que la température du processus est identique à celle de l'air évacué. De plus, nous avons considéré une pression constante, un débit d'air entrant égal à celui de l'air sortant, et une activité enzymatique négligeable. Les équations décrivant la dégradation de la matière végétale et la production de compost sont basées sur le modèle proposé par Kaiser (1996). Les données utilisées dans cette modélisation ont été obtenues en compostant un mélange de résidus horticoles et de paille, répondant aux conditions idéales pour le compostage. Les équations de bilan ont été résolues par la méthode de Runge-Kutta Fehlberg d'ordre 6. Les paramètres simulés par notre modèle sont la température, les émissions de  $CO_2$ , la croissance des microorganismes et la dégradation des substrats organiques. La validation du modèle de prédiction a été réalisée en comparant les résultats de la simulation des paramètres précités à ceux obtenus à partir de modèles issus

de la littérature, développés dans des conditions de compostage similaires. Nos résultats concordent étroitement avec ceux rapportés dans la littérature, tout en offrant une précision supérieure dans la prédiction de l'évolution des paramètres étudiés, notamment la dégradation des substrats au cours du compostage, qui s'est révélée particulièrement performante. Cette comparaison valide la performance et la fiabilité de notre modèle prédictif pour évaluer la stabilité de la matière organique durant le compostage, tout en soulignant son potentiel pour une extrapolation à plus grande échelle, à d'autre type de déchets et à divers scénarios de compostage.

La modélisation statistique a été réalisée à partir de données expérimentales issues du compostage d'un mélange composé de 20 % de matériaux lignocellulosiques, 50 % de fumier de bétail et 30 % de déchets organiques ménagers. Le compostage a été effectué sur trois lots de ce mélange. Chaque lot comprenait 20 bacs ouverts, d'une capacité individuelle de 50 kg, maintenus à température ambiante pendant huit semaines.

Les mesures collectées au cours de cette période montrent que les variations de la température, du pH, de l'humidité, du rapport C/N et des émissions de  $CO_2$  sont conformes aux tendances rapportées dans la littérature. Il en va de même pour la composition finale du compost en carbone, azote, phosphore et potassium.

L'analyse statistique des données expérimentales, réalisée à l'aide de l'ANOVA et de l'ACP, a permis d'expliquer une grande partie de la variabilité observée, confirmant à la fois l'utilité et l'efficacité de ces outils. Plus précisément, l'ANOVA a mis en lumière la reproductibilité et la cohérence des conditions expérimentales appliquées à chaque lot, tandis que l'ACP a révélé deux fortes corrélations positives. La première relie la température au pH, à l'humidité, au rapport C/N et aux émissions de  $CO_2$ . La seconde associe exclusivement la température aux émissions de  $CO_2$ , une observation en parfait accord avec les résultats de la modélisation mathématique.

Les analyses statistiques jouent ici un rôle clé, car elles permettent de réduire le nombre de paramètres à contrôler, en se concentrant sur les plus significatifs. La corrélation entre la température et les émissions de  $CO_2$  suggère que ces deux paramètres suffisent pour optimiser et contrôler le processus de compostage. Cette

simplification faciliterait le suivi, tant à l'échelle de laboratoire qu'à une échelle industrielle.

Nous avons évoqué, dans ce travail, les bénéfices environnementaux et agricoles du compostage des déchets organiques. Maximiser ces bénéfices nécessite une maîtrise des mécanismes du compostage, que ce soit par l'expérience ou par la modélisation. L'une comme l'autre ayant leurs limites, combiner les deux permettraient une meilleure compréhension des mécanismes du compostage, un contrôle simplifié grâce à un nombre réduit de paramètres, l'optimisation de sa production et, par là même, les performances des composteurs. Plus précisément, nous avons démontré que la modélisation, lorsqu'elle est validée par l'expérience, permet d'examiner l'impact des paramètres pertinents sur les mécanismes du compostage ainsi que sur la qualité finale du compost. Cette approche intégrée ouvre la voie à de nombreuses perspectives de recherches scientifiques et d'innovations, permettant de tirer le meilleur profit de cette voie de valorisation matière des déchets organiques. Comme mentionné précédemment, notre modèle est en mesure de prédire l'évolution des paramètres ainsi que de simuler différents scénarios de compostage. Il serait ainsi souhaitable, à la suite à ce travail, de confronter les évolutions des paramètres expérimentaux obtenus dans ce travail aux prédictions de notre modèle mathématique. De même, il serait approprié d'appliquer ce dernier à des unités de compostage à grande échelle et à d'autres types de déchets organiques afin d'évaluer son potentiel et sa pertinence. Si les simulations générées par le modèle reproduisent fidèlement les résultats attendus, cela confirmerait sa performance et son adéquation sans nécessiter d'améliorations supplémentaires. En revanche, si des écarts significatifs sont observés, il serait essentiel de réviser le cadre théorique et d'affiner les hypothèses sous-jacentes afin d'en assurer l'applicabilité. De même, il serait approprié d'appliquer notre modèle à des unités de compostage à grande échelle et à d'autres types de déchets organiques afin d'évaluer son potentiel et sa pertinence. Les résultats qui en découleraient pourraient contribuer au développement d'outils d'aide à la décision visant à assister les professionnels de compostage dans le choix des conditions optimales, en fonction de leurs objectifs. Enfin, travailler à l'intégration de notre modèle dans une plateforme numérique permettant de simuler et d'optimiser des systèmes de compostage à l'échelle industrielle.

# Bibliography

- Adani, Fabrizio et al. (2003). ‘Respiration index determination: a comparative study of different methods’. In: *Compost science & utilization* 11.2, pp. 144–151.
- Addou, Ahmed (2009). *Traitement des déchets: valorisation, élimination*. Ellipses.
- Adhikari, Bijaya K et al. (2008). ‘Characterization of food waste and bulking agents for composting’. In: *Waste Management* 28.5, pp. 795–804.
- Agnew, JM and JJ Leonard (2003). ‘The physical properties of compost’. In: *Compost Science & Utilization* 11.3, pp. 238–264.
- Ahn, HK, TL Richard and HL Choi (2007). ‘Mass and thermal balance during composting of a poultry manure—Wood shavings mixture at different aeration rates’. In: *Process Biochemistry* 42.2, pp. 215–223.
- Albrecht, Remy (2007). ‘Co-compostage de boues de station d’épuration et de déchets verts: Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique’. PhD thesis. Université de droit, d’économie et des sciences-Aix-Marseille III.
- Alkoaik, Fahad N (2019). ‘Integrating aeration and rotation processes to accelerate composting of agricultural residues’. In: *PLoS One* 14.7, e0220343.
- Andrews, John F (1973). ‘Thermophilic Aerobic Digestion of Organic Solid Wastes.’ In: *Office of Research and Development, US EPA.*, pp. 222–396.
- Antizar-Ladislao, Blanca et al. (2007). ‘The influence of different temperature programmes on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coal-tar contaminated soil by in-vessel composting’. In: *Journal of Hazardous Materials* 144.1-2, pp. 340–347.
- Aris, R. (1994). *Mathematical modelling techniques*. Courier Corporation.
- Ashino, Ryuichi, Michihiro Nagase and Rémi Vaillancourt (2000). ‘Behind and beyond the MATLAB ODE suite’. In: *Computers & Mathematics with Applications* 40.4, pp. 491–512.
- Atkinson, Cheryl F, Daniel D Jones and Joseph J Gauthier (1996). ‘Biodegradabilities and microbial activities during composting of municipal solid waste in bench-scale reactors’. In: *Compost science & utilization* 4.4, pp. 14–23.
- Azim, Khalid (June 2018). ‘Composting parameters and compost quality: a literature review’. In: *Organic Agriculture* 8, pp. 1–18. DOI: [10.1007/s13165-017-0180-z](https://doi.org/10.1007/s13165-017-0180-z).

- Azim, Khalid et al. (2018). 'Composting parameters and compost quality: a literature review'. In: *Organic agriculture* 8, pp. 141–158.
- Bailey, James E, David F Ollis et al. (2018). *Biochemical engineering fundamentals*. McGraw-Hill.
- Bernal, M P, JA Alburquerque and Raúl Moral (2009). 'Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review'. In: *Bioresource technology* 100.22, pp. 5444–5453.
- Canet, Rodolfo and Fernando Pomares (1995). 'Changes in physical, chemical and physico-chemical parameters during the composting of municipal solid wastes in two plants in Valencia'. In: *Bioresource Technology* 51.2, pp. 259–264.
- Charnay, Florence (2005). 'Compostage des déchets urbains dans les pays en développement: élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost'. PhD thesis. Limoges.
- CHATTI, Sami (2011). 'Choix d'un algorithme explicite ou implicite pour la simulation du retour élastique'. In.
- Choi, Kyungho (1999). 'Optimal operating parameters in the composting of swine manure with wastepaper'. In: *Journal of Environmental Science & Health Part B* 34.6, pp. 975–987.
- Cooperband, Leslie R (2000). 'Composting: art and science of organic waste conversion to a valuable soil resource'. In: *Laboratory Medicine* 31.5, pp. 283–290.
- Das, K and HM Keener (1997a). 'Numerical model for the dynamic simulation of a large scale composting system'. In: *Transactions of the ASAE* 40.4, pp. 1179–1189.
- Das, Keshav and Harold M Keener (1997b). 'Moisture effect on compaction and permeability in composts'. In: *Journal of environmental engineering* 123.3, pp. 275–281.
- David, Alain (2013). *Technical document on municipal solid waste organics processing*. Environment Canada= Environnement Canada.
- De Bertoldi, M de, Giovanni Vallini and A Pera (1983). 'The biology of composting: a review'. In: *Waste Management & Research* 1.1, pp. 157–176.
- De Guardia, A (2002). 'Traitement biologique aérobie des déchets solides: le procédé de compostage'. In.
- De Guardia, A. et al. (2001). 'Development of a composting simulation model'. In: *Proceedings of ORBIT*, pp. 329–336.
- Duchaufour, Ph (1978). 'Pedologie 1. Pedogenese et classification'. In: *Soil Science* 126.1, p. 59.
- Ekinci, K, HM Keener and D Akbolat (2006). 'Effects of feedstock, airflow rate, and recirculation ratio on performance of composting systems with air recirculation'. In: *Bioresource Technology* 97.7, pp. 922–932.
- Ekinci, Kamil (2001). *Theoretical and experimental studies on the effects of aeration strategies on the composting process*. The Ohio State University.
- Eklind, Y et al. (1997). 'Chemical characterization of source-separated organic household wastes'. In: *Swedish Journal of Agricultural Research* 27, pp. 167–178.

- El Boudihi, Hicham et al. (2022). ‘Mathematical Modeling and Simulation of the Stabilization of Organic Matter during the Composting Process’. In: *Compost Science & Utilization* 30.1-4, pp. 62–73.
- Epstein, Eliot (1996). *The science of composting*. CRC press.
- (2017). *The science of composting*. CRC press.
- Fan, Shiyang et al. (2021). ‘Heat potential, generation, recovery and utilization from composting: A review’. In: *Resources, Conservation and Recycling* 175, p. 105850.
- Finore, Ilaria et al. (2023). ‘Thermophilic bacteria and their thermozyms in composting processes: a review’. In: *Chemical and Biological Technologies in Agriculture* 10.1, p. 7.
- Finstein, M. S. (1986). ‘Waste treatment composting as a controlled system’. In: *Biotechnology* 8, pp. 366–398.
- Francou, Cédric et al. (2008). ‘Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting’. In: *Bioresource Technology* 99.18, pp. 8926–8934.
- Gajalakshmi, S and SA Abbasi (2008). ‘Solid waste management by composting: state of the art’. In: *Critical reviews in environmental science and technology* 38.5, pp. 311–400.
- Garcia, Carlos, Teresa Hernandez and Francisco Costa (1991). ‘Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes’. In: *Environmental Management* 15, pp. 433–439.
- Ge, Bo, Daryl McCartney and Jehan Zeb (2006). ‘Compost environmental protection standards in Canada’. In: *Journal of Environmental Engineering and Science* 5.3, pp. 221–234.
- Germon, JC, B Nicolardot and Gérard CATROUX (1980). ‘Mise au point d’un test rapide de détermination de la maturité des composts’. In.
- Gómez, Raquel Barrena, Felicitas Vázquez Lima and Antoni Sánchez Ferrer (2006). ‘The use of respiration indices in the composting process: a review’. In: *Waste management & research* 24.1, pp. 37–47.
- Guo, Rui et al. (2012). ‘Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost’. In: *Bioresource technology* 112, pp. 171–178.
- Hafidi, Mohamed (2015). ‘L’impact et la gestion des déchets solides’. In: *Konrad-Adenauer-Stiftung EV 104p*.
- Hamelers, H. V. M. (1993). *A theoretical model of composting kinetics*.
- Haug, Roger Tim (1980). ‘Compost engineering: principles and practice’. In.
- (1993). *The practical handbook of compost engineering*. CRC Press.
- Haug, RogerTim (2018). *The practical handbook of compost engineering*. Routledge.
- Havlik, I et al. (1984). ‘Parametric sensitivity in modeling of anaerobic digestion’. In: *Biotechnology letters* 6.9, pp. 607–610.
- He, Li et al. (2009). ‘Identifying optimal regional solid waste management strategies through an inexact integer programming model containing infinite objectives and constraints’. In: *Waste Management* 29.1, pp. 21–31.

- Higgins, Chad W and Larry P Walker (2001). 'Validation of a new model for aerobic organic solids decomposition: simulations with substrate specific kinetics'. In: *Process Biochemistry* 36.8, pp. 875–884.
- Hinshelwood, CN (1946). 'Influence of temperature on the growth of bacteria'. In: *The chemical kinetics of the bacterial cell*. Clarendon Press, Oxford, pp. 254–257.
- Hoorweg, D. and P. Bhada-Tata (2012). 'What a waste: a global review of solid waste management'. In.
- Husson, François, Sébastien Lê and Jérôme Pagès (2011). *Exploratory multivariate analysis by example using R*. Vol. 15. CRC press Boca Raton.
- Iannotti, DA et al. (1994). *Oxygen respirometry to assess stability and maturity of composted municipal solid waste*. Tech. rep. Wiley Online Library.
- Iannotti, Donna A et al. (1993). 'A quantitative respirometric method for monitoring compost stability'. In: *Compost Science & Utilization* 1.3, pp. 52–65.
- Iqbal, Muhammad Khalid, Tahira Shafiq and Khurshed Ahmed (2010). 'Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost'. In: *Bioresource technology* 101.6, pp. 1913–1919.
- Juarez, Oscar Aguilar (2000). 'Analyse et modelisation des reactions biologiques aerobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier de decharge d'ordures menageres'. PhD thesis. Toulouse, INSA.
- Kaiser, J (1996). 'Modelling composting as a microbial ecosystem: a simulation approach'. In: *Ecological modelling* 91.1-3, pp. 25–37.
- Kaiser, M (1983). 'L'analyse de la microbiologie du compost. 1ère partie'. In: *Compost information* 12, pp. 9–13.
- Keener, HM, RC Hansen and C Marugg (1992). *Optimizing the efficiency of the composting process*.
- Keener, HM et al. (2002). 'Principles of composting process optimization'. In: *Proceedings of the international Conference „Composting*.
- Khan, Fahad et al. (2023). 'Phosphorus plays key roles in regulating plants' physiological responses to abiotic stresses'. In: *Plants* 12.15, p. 2861.
- Khater, E. S. G., A. H. Bahnasawy and S. A. Ali (2014). 'Mathematical model of compost pile temperature prediction'. In: *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* 4.6, p. 1.
- Kishimoto, M et al. (1987). 'Simulation of an aerobic composting of activated sludge using a statistical procedure'. In: *World Journal of Microbiology and Biotechnology* 3.2, pp. 113–123.
- Krueger, R. G., N. W. Gillham and J. H. Jr. Coggin (1973). *Introduction to Microbiology*. New York: The Macmillan Co.
- Kumar, Mathava, Yan-Liang Ou and Jih-Gaw Lin (2010). 'Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio'. In: *Waste management* 30.4, pp. 602–609.
- Laghzal, A et al. (2016). 'Evaluation of physico-chemical and bacteriological quality of water springs by using a principal component analysis (PCA): A case study of Tingitane Peninsula (Morocco)'. In: *Journal of Materials and Environmental Science* 7.2, pp. 456–462.

- Lasaridi, Katia E and Ed I Stentiford (1998). 'A simple respirometric technique for assessing compost stability'. In: *Water research* 32.12, pp. 3717–3723.
- Leclerc, B (2001). *Guide des matières organiques. Institut Technique Agriculture Biologique, tomes 1 et 2.*
- Li, C. H. and D. R. Jenkins (2003). *Modeling and numerical simulation of composting process.* Tech. rep. 3. CSIRO Mathematical and information sciences, p. 26.
- Li, Zhentong et al. (2013). 'Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review'. In: *Chemosphere* 93.7, pp. 1247–1257.
- Liang, C, KC Das and RW McClendon (2003). 'The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend'. In: *Bioresource technology* 86.2, pp. 131–137.
- Lin, Chitsan (2008). 'A negative-pressure aeration system for composting food wastes'. In: *Bioresource technology* 99.16, pp. 7651–7656.
- Lomander, Anja, Thomas Kätterer and Olof Andrén (1998). 'Modelling the effects of temperature and moisture on CO<sub>2</sub> evolution from top-and subsoil using a multi-compartment approach'. In: *Soil Biology and Biochemistry* 30.14, pp. 2023–2030.
- Maghreb, enda (2007). *Guide de gestion des déchets solides municipaux à l'usage des petites et moyennes collectivités.* enda Maghreb.
- Manu, MK, R Kumar and A Garg (2016). 'Drum composting of food waste: a kinetic study'. In: *Procedia Environmental Sciences* 35, pp. 456–463.
- Mason, Ian George (2007). 'A study of power, kinetics, and modelling in the composting process'. In.
- Mason, IG (2006). 'Mathematical modelling of the composting process: a review'. In: *Waste management* 26.1, pp. 3–21.
- McKinley, Vicky L and J Robie Vestal (1985). 'Effects of different temperature regimes on microbial activity and biomass in composting municipal sewage sludge'. In: *Canadian journal of microbiology* 31.10, pp. 919–925.
- Miller, FREDERICK C (1991). 'Biodegradation of solid wastes by composting'. In: *Biological degradation of wastes* 1, pp. 1–30.
- Miller, JH and N Jones (1995). *Organic and compost-based growing media for seedling nurseries. World Bank Technical Paper No. 264.* Tech. rep. World Bank Group, Washington, DC (United States).
- Misra, R.V., R.N. Roy and H. Hiraoka (2003). *On-farm Composting Methods.* Land and water discussion paper. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Mohee, R., R. K. White and K. C. Das (1998). 'Simulation model for composting cellulosic (bagasse) substrates'. In: *Compost Science & Utilization* 6.2, pp. 82–92.
- Mohee, Romeela and Ackmez Mudhoo (2005). 'Analysis of the physical properties of an in-vessel composting matrix'. In: *Powder Technology* 155.1, pp. 92–99.
- Moletta, René (2009). *Le traitement des déchets.* Éd. Tec & Doc/Lavoisier.
- Mustin, Michel (1987). *Le compost: Gestion de la matière organique.* Paris, France: François Dubusc.

- Nakasaka, K. et al. (1987). 'A new composting model and assessment of optimum operation for effective drying of composting material'. In: *Journal of fermentation technology* 65.4, pp. 441–447.
- Nicolardot, Bernard et al. (1986). 'Appréciation simple de la maturité des composts urbains en relation avec leurs effets sur la production végétale'. In: *Agronomie* 6.9, pp. 619–827.
- ONSSA (2022). *Normes relatives aux Commissions de Normalisation instituées au niveau de l'ONSSA*. Tech. rep. Mise à jour : Novembre 2022.
- Padmavathiamma, Prabha K, Loretta Y Li and Usha R Kumari (2008). 'An experimental study of vermi-biowaste composting for agricultural soil improvement'. In: *Bioresource technology* 99.6, pp. 1672–1681.
- Petric, I., E. Avdihodžić and N. Ibrić (2015). 'Numerical simulation of composting process for mixture of organic fraction of municipal solid waste and poultry manure'. In: *Ecological Engineering* 75, pp. 242–249.
- Petric, I. and V. Selimbašić (2008). 'Development and validation of mathematical model for aerobic composting process'. In: *Chemical Engineering Journal* 139.2, pp. 304–317.
- PNDM (2023). *Programme National des Déchets Ménagers (PNDM)*. Accédé: 2025-01-06. URL: <https://www.collectivites-territoriales.gov.ma/fr/programme-national-des-dechets-menagers-pndm>.
- Poincelot, R. P. (1972). *The biochemistry and methodology of composting*. Bulletin 127. Connecticut Agricultural Experimental Station bulletin 127. New Haven: Connecticut Agricultural Experimental Station.
- Press, William H (2007). *Numerical recipes 3rd edition: The art of scientific computing*. Cambridge university press.
- Pujol, Arnaud (2012). 'Modélisation du procédé de compostage-Impact du phénomène de séchage'. PhD thesis.
- Rajbanshi, Shashi S et al. (1998). 'Stabilization of chemical and biochemical characteristics of grass straw and leaf mix during in-vessel composting with and without seeding material'. In: *Soil science and plant nutrition* 44.4, pp. 485–495.
- Ratkowsky, DA et al. (1983). 'Model for bacterial culture growth rate throughout the entire biokinetic temperature range'. In: *Journal of bacteriology* 154.3, pp. 1222–1226.
- Richard, Tom L et al. (2002). 'Moisture relationships in composting processes'. In: *Compost science & utilization* 10.4, pp. 286–302.
- Rongfei, Zhao, Gao Wei and Guo Huiqing (2017). 'Comprehensive review of models and methods used for heat recovery from composting process'. In: *International Journal of Agricultural and Biological Engineering* 10.4, pp. 1–12.
- Rosso, Laurent, Jean R Lobry and Jean-Pierre Flandrois (1993). 'An unexpected correlation between cardinal temperatures of microbial growth highlighted by a new model'. In: *Journal of theoretical biology* 162.4, pp. 447–463.
- Ryan, T.P. (2006). *Modern Experimental Design*. Wiley Series in Probability and Statistics. Wiley. ISBN: 9780470074343. URL: <https://books.google.co.ma/books?id=WajPk4UU124C>.

- Scholwin, F. and W. Bidlingmaier (2003). ‘Fuzzifying the composting process: a new model based control strategy as a device for achieving a high grade and consistent product quality’. In: *Proceedings of the 4th international conference of Orbit association on biological processing of organics*, pp. 739–751.
- Seki, H (2000). ‘Stochastic modeling of composting processes with batch operation by the Fokker-Planck equation’. In: *Transactions of the ASAE* 43.1, p. 169.
- Seki, H. (2002). ‘A new deterministic model for forced-aeration composting processes with batch operation’. In: *Transactions of the ASAE* 45.4, p. 1239.
- Seng, Bunrith et al. (2016). ‘Mathematical model of organic substrate degradation in solid waste windrow composting’. In: *Bioprocess and biosystems engineering* 39, pp. 81–94.
- Senhaji, F. (2005). *Etude évaluative des émissions de gaz à effet de serre des décharges des villes de Midelt, Guercif, Taourirt, Berkane*. Tech. rep. Enda Maghreb (PBREM).
- Shampine, Lawrence F, Ian Gladwell and Skip Thompson (2003). *Solving ODEs with matlab*. Cambridge University Press.
- Soest, PJ Van and RH Wine (1967). ‘Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. IV. Determination of plant cell-wall constituents’. In: *Journal of the Association of Official Analytical Chemists* 50.1, pp. 50–55.
- Sole-Mauri, Francina et al. (2007). ‘An integrated biochemical and physical model for the composting process’. In: *Bioresource technology* 98.17, pp. 3278–3293.
- Soudi, B and H Chrifi (2008). ‘Options de gestion des déchets solides municipaux adaptées aux contextes des Pays du Sud’. In: *Enda Maghreb* 11.
- Station, Connecticut Agricultural Experiment and Raymond P Poincelot (1972). *Biochemistry and methodology of composting*.
- Stombaugh, D. P. and S. E. Nokes (1996). ‘Development of a biologically based aerobic composting simulation model’. In: *Transactions of the ASAE* 39.1, pp. 239–250.
- Stout, Brian (2007). *Méthodes numériques de résolution d’équations différentielles*.
- Tang, Zhu et al. (2011). ‘Different analysis techniques for fluorescence excitation–emission matrix spectroscopy to assess compost maturity’. In: *Chemosphere* 82.8, pp. 1202–1208.
- Tatàno, Fabio et al. (2015). ‘Biowaste home composting: Experimental process monitoring and quality control’. In: *Waste management* 38, pp. 72–85.
- Tremier, A et al. (2005). ‘A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted’. In: *Bioresource Technology* 96.2, pp. 169–180.
- Trémier, Anne et al. (2009). ‘Le traitement des déchets - Chapitre 11: Le compostage’. In: *Le traitement des déchets*. Éditions Techniques de l’Ingénieur. Chap. 11.
- Tuomela, M et al. (2000). ‘Biodegradation of lignin in a compost environment: a review’. In: *Bioresource technology* 72.2, pp. 169–183.
- Van Lier, J. J. C. et al. (1994). ‘Composting of mushroom substrate in a fermentation tunnel: compost parameters and a mathematical model’. In: *NJAS wageningen journal of life sciences* 42.4, pp. 271–292.

- VanderGheynst, J. S., L. P. Walker and J. Y. Parlange (1997). 'Energy transport in a high-solids aerobic degradation process: mathematical modeling and analysis'. In: *Biotechnology progress* 13.3, pp. 238–248.
- Vlyssides, A., S. Mai and E. M. Barampouti (2009). 'An integrated mathematical model for co-composting of agricultural solid wastes with industrial wastewater'. In: *Bioresource technology* 100.20, pp. 4797–4806.
- Walling, E., A. Trémier and C. Vaneeckhaute (2020). 'A review of mathematical models for composting'. In: *Waste Management* 113, pp. 379–394.
- Wang, Ke et al. (2018). 'Insight into effects of mature compost recycling on N<sub>2</sub>O emission and denitrification genes in sludge composting'. In: *Bioresource technology* 251, pp. 320–326.
- Wang, Yongjiang et al. (2014). 'Estimating thermal balance during composting of swine manure and wheat straw: A simulation method'. In: *International Journal of Heat and Mass Transfer* 75, pp. 362–367.
- Whiteman, WG (1923). 'The two-film theory of gas absorption'. In: *Chem. Metal. Engng* 29, pp. 146–148.
- Wichuk, Kristine M and Daryl McCartney (2013). 'Compost stability and maturity evaluation: a literature review'. In: *Journal of Environmental Engineering and Science* 8.5, pp. 601–620.
- Xi, B., Z. Wei and H. Liu (2005). 'Dynamic simulation for domestic solid waste composting processes'. In: *The Journal of American Science* 1.1, pp. 34–45.
- Yulipriyanto, Hiéronymus (2001). 'Emission d'effluents gazeux lors du compostage de substrats organiques en relation avec l'activité microbologique (nitrification/dénitrification)'. PhD thesis. Université Rennes 1.
- Zeng, G. et al. (2010). 'Effects of inoculation with *Phanerochaete chrysosporium* at various time points on enzyme activities during agricultural waste composting'. In: *Bioresource technology* 101.1, pp. 222–227.
- Zhang, Jun et al. (2010). 'Simulation of substrate degradation in composting of sewage sludge'. In: *Waste Management* 30.10, pp. 1931–1938.
- Zucconi, F et al. (1985). 'Phytotoxins during the stabilization of organic matter.' In: *Composting of Agricultural and Other Wastes*. Ed. by J. K. R. Gasser.
- Zucconi, Franco (1981). 'Evaluating toxicity of immature compost'. In: *Biocycle*, pp. 54–57.
- Zwietering, MH et al. (1991). 'Modeling of bacterial growth as a function of temperature'. In: *Applied and environmental microbiology* 57.4, pp. 1094–1101.

**Résumé (200 mots max.)**

Ce travail porte sur l'application d'outils mathématiques, associés à l'expérience, afin de contribuer à la compréhension et à l'optimisation des processus complexes de compostage des matières végétales. À cet effet, deux approches de modélisation ont été utilisées : une modélisation mathématique, développée à partir d'un cadre théorique, et une modélisation statistique, visant à analyser les données expérimentales du compostage. Ce dernier a été réalisé sur un mélange composé de matériaux lignocellulosiques, du fumier de bétail et des déchets organiques ménagers, dans des bacs ouverts à température ambiante pendant huit semaines, tout en surveillant l'évolution de la température, du pH, de l'humidité, du rapport C/N et les émissions de CO<sub>2</sub>. Les données récoltées, analysées par l'ANOVA et l'ACP, ont conduit à deux corrélations positives fortes reliant la température aux autres paramètres et ont rendu compte de presque toute la variabilité des données. La modélisation mathématique, basée sur les équations de bilan massique et énergétique intégrant la température, la production du CO<sub>2</sub>, la croissance des microorganismes et la dégradation des substrats organiques, a été adaptée au cas de notre étude grâce à des hypothèses simplificatrices. Les équations différentielles ont été résolues par la méthode de Runge-Kutta Fehlberg d'ordre 6. Les simulations générées par ce modèle représentent de manière satisfaisante les évolutions des paramètres précités et se comparent favorablement à celles des modèles similaires de la littérature. Ces résultats valident le modèle proposé dans ce travail, confirmant sa précision et sa fiabilité pour simuler divers scénarios de compostage.

**Mots-clefs (5) :** Compostage, Matière Organique, Dégradation, Modélisation Mathématique, Stabilisation

**Abstract**

This work explores the application of mathematical tools combined with experimental studies to enhance the understanding and optimization of complex composting processes for plant materials. To this end, two modeling approaches were employed: a mathematical model developed from a theoretical framework and a statistical model designed to analyze experimental composting data. Composting experiments were conducted separately on lignocellulosic materials, cattle manure, and household organic waste in open bins at ambient temperature over eight weeks, with monitoring the evolution of temperature, pH, moisture, C/N ratio, and CO<sub>2</sub> emissions. The data collected, analyzed using ANOVA and PCA, revealed two strong positive correlations linking temperature to other parameters and accounted for almost all the variability in the data. The mathematical modeling, based on mass and energy balance equations incorporating temperature, CO<sub>2</sub> production, microbial growth, and the degradation of organic substrates, was adapted to our study through simplifying assumptions. Differential equations were solved using the sixth-order Runge-Kutta Fehlberg method. Simulations from this model accurately represented the evolution of the studied parameters and compared favorably with similar models in the literature. These findings validate the proposed model, confirming its precision and reliability for simulating diverse composting scenarios.

**Keywords (5) :** Composting, Organic Matter, Degradation, Mathematical Modeling, Stabilization.