

Hafida ZAHER

**ANALYSES EXPÉRIMENTALES ET THÉORIQUES DE LA MOUILLABILITÉ
ET DE L'OCCLUSION PORALE DANS LA STABILISATION STRUCTURALE
D'AGRÉGATS DE SOLS AMENDÉS EN RÉSIDUS ORGANIQUES**

**Thèse
présentée
à la Faculté des études supérieures
de l'Université Laval
pour l'obtention
du grade de Philosophiae Doctor (Ph.D.)**

**Département des Sols
et Génie Agroalimentaire
FACULTÉ DES SCIENCES
DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITÉ LAVAL
QUÉBEC**

Août 2001



**National Library
of Canada**

**Acquisitions and
Bibliographic Services**

**395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

**Bibliothèque nationale
du Canada**

**Acquisitions et
services bibliographiques**

**395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada**

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-65439-7

Canada

RESUMÉ COURT

Comme les résidus papetiers sont une source importante de matière organique et vu le rôle central de celle-ci dans la stabilité structurale des sols, le présent travail constitue une contribution tant théorique qu'expérimentale à la compréhension des mécanismes d'action de tels résidus dans la stabilisation structurale des sols.

Les patrons d'évolution de la stabilité des sols pendant une incubation de 48 semaines ont montré des tendances semblables à ceux des différentes fractions carbonées issues de la décomposition de ces résidus. L'augmentation de la stabilité des sols amendés est proportionnelle à l'accroissement des fractions glucidiques et lipidiques accumulées. Elle est également proportionnelle aux évolutions de pression et à la réduction du gonflement des agrégats. Les sols amendés ont montré également des pressions intra-agrégats et des taux de gonflement plus faibles comparativement aux sols sans amendement. Les modèles utilisés indiquent que les fractions carbonées améliorent la stabilité des sols en augmentant leur cohésion et en ralentissant l'entrée d'eau par l'occlusion des pores et par la diminution de la mouillabilité. Les essais de mouillabilité confèrent un rôle mineur à l'hydrophobie dans la réduction de pénétration d'eau.

RÉSUMÉ LONG

Cette présente étude a pour objectif principal de contribuer à apporter des explications sur les mécanismes d'action de résidus papetiers, riches en matière organique, sur la stabilité structurale du sol.

Une incubation à long terme de 48 semaines a été menée pour évaluer l'effet de l'addition de trois types d'amendements avec des résidus papetiers (un mélange de boues de désencrage-secondaire, un mélange de résidus primaire-secondaire et un compost de désencrage) sur divers indices de stabilité et sur différentes fractions carbonées de trois types de sols de textures différentes (un loam sableux, un loam argileux et un loam limono-argileux). L'application de ces résidus organiques a révélé un effet positif sur la proportion des agrégats humides et des agrégats secs stables >1mm, et a diminué la fraction d'argile dispersée. Elle a amené une accumulation des diverses fractions glucidiques (sucres neutres et sucres uroniques) et lipidiques. Cette augmentation dans les différentes fractions carbonées accumulées fut proportionnelle à l'accroissement de la stabilité des 3 sols étudiés.

À chacune des dates d'incubation, l'action des deux mélanges de résidus sur ces divers paramètres étudiés a été similaire, mais elle fut significativement supérieure à celle notée pour le compost. Le suivi du niveau de décomposabilité de ces différents types d'amendements a révélé que les deux mélanges sont plus décomposables que le compost. L'ensemble des résultats suggère que l'effet des résidus papetiers sur la stabilité structurale de ces trois sols soit de nature biologique. Cependant, ces effets atteignent leurs pics maximums après 2 semaines d'incubation et varient avec le type de sol. En effet, ils sont plus prononcés dans le loam limono-argileux, intermédiaires dans le loam argileux et faibles dans le loam sableux.

Dans une seconde partie, une étude expérimentale a été menée sur des agrégats secs du loam limono-argileux et du loam argileux issus de l'incubation de la première partie.

Elle consiste à suivre simultanément sur des agrégats intacts l'évolution de la pression intra-agrégat, la matière perdue, le gonflement et l'air dégagé lors de l'humectation rapide dans l'eau et dans une solution d'agent mouillant. Elle vise également à vérifier l'importance de l'hydrophobie dans la stabilisation de la structure à l'aide des mesures de taux d'humectation. Les résultats obtenus montrent que le processus d'éclatement induisant la perte de matière est très rapide. Ils indiquent que les élévations de pression et le gonflement sont fortement corrélées à cet éclatement ainsi qu'à la stabilité structurale mesurée. Cet éclatement se produit sur la couche superficielle et dans les huit premières secondes d'humectation rapide des agrégats. Cette perte de matière est faible pour les agrégats amendés reflétant ainsi une stabilité élevée en comparaison avec ceux non amendés. Il ressort également que les pressions intra-agrégats et les taux de gonflement les plus faibles sont enregistrés suite à l'apport des résidus papetiers. Le suivi du pourcentage d'air dégagé du volume initialement présent après les huit premières secondes d'immersion a montré qu'il y a moins de dégagement d'air dans les agrégats amendés comparativement aux agrégats témoins sols sans amendement.

La pression et le gonflement enregistrés suite à l'humectation rapide des agrégats dans l'eau ne sont pas significativement différents de ceux obtenus dans la solution d'agent mouillant. Parallèlement, les essais sur le taux d'humectation des agrégats dans l'eau et la solution d'agent mouillant confirment l'absence d'effet d'hydrophobie sur le ralentissement d'entrée d'eau pour le loam limono-argileux d'une part et attribuent un rôle mineur à l'effet de la mouillabilité sur la réduction de la pénétration d'eau pour le loam argileux d'autre part.

Enfin et en se basant sur les concepts théoriques de la physique du sol et des modèles formulés par Green et Ampt, deux modèles ont été établis afin de prédire l'évolution de la pression interne en cas d'humectation rapide des agrégats selon trois dimensions avec et sans échappement d'air puis appliqués aux données expérimentales de la deuxième partie de cette étude. Ceci dans le but, d'une part, de quantifier suite à l'apport des amendements organiques les divers facteurs régissant l'entrée d'eau, et d'autre part, de vérifier le rôle de la mouillabilité et de l'occlusion porale dans la stabilisation de la

structure. Les résultats montrent que le modèle sans échappement d'air donne une bonne simulation des données expérimentales sur l'évolution de la pression intra-agrégat durant l'humectation. Les paramètres évalués par les deux modèles montrent que l'application des résidus papetiers diminue l'entrée d'eau à travers l'obstruction du réseau poral. En effet, une diminution de la conductivité hydraulique saturée K_s et une augmentation de la perte de cette conductivité α ont été notées suite à l'application de ces amendements. L'augmentation du potentiel au front d'humectation h_f , indicateur de la diminution de la mouillabilité, est observée après apport de ces résidus organiques même dans le loam limono-argileux où l'effet hydrophobe est absent. L'ensemble des résultats confirme le rôle de l'occlusion porale et de l'effet mineur de la mouillabilité dans le ralentissement de la vitesse d'entrée d'eau et dans la stabilisation structurale des sols étudiés.

AVANT PROPOS

À mon Directeur de thèse, le professeur Jean Caron, j'adresse mes profonds remerciements et mon entière reconnaissance, pour tout l'apprentissage dont il m'a fait don. Au-delà de ses compétences scientifiques, ce sont ses grandes qualités humaines que je veux saluer et remercier sincèrement.

Mes remerciements s'adressent également au professeur Denis Angers pour m'avoir fait bénéficier de sa grande expérience et de sa disponibilité. Je tiens à remercier chaleureusement docteur Claire Chenu et les professeurs Jacques Gallichand et Marc Laverdière d'avoir accepté de faire partie du jury.

Je tiens également à remercier la professeure Josée Fortin d'avoir accepté de faire la prélecture de cette thèse ainsi que tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réussite de ce travail en l'occurrence Georges Thériault, Luc Trépanier et Gilles Richard pour leur soutien continu lors des travaux de terrain et de laboratoire et tout le corps professoral du département des sols et de génie agroalimentaire.

Un merci particulier à ma mère et à mon père ainsi qu'à ma sœur Najat qui grâce à leur aide et leurs encouragements, j'ai pu trouver la force tout au long de l'élaboration de cette thèse sans oublier de remercier mon mari pour son soutien et mes deux adorables enfants Mehdi et Saad pour tous les moments de bonheur qu'ils m'ont apportés.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ COURT.....	i
RÉSUMÉ LONG.....	ii
AVANT-PROPOS.....	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	x
LISTE DES FIGURES.....	xiv

INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
-----------------------------------	----------

REVUE DE LITTÉRATURE

INTRODUCTION.....	3
1. IMPORTANCE DE LA STABILITÉ STRUCTURALE.....	4
1.1. LA STRUCTURE DU SOL.....	4
1.2. LES DIVERS NIVEAUX D'ORGANISATION DES AGENTS ORGANIQUES RESPONSABLES DE LA STABILISATION DE LA STRUCTURE.....	5
1.3. LES THÉORIES EXPLIQUANT LES MÉCANISMES DE LA DESTRUCTION DE LA STRUCTURE.....	11
1.4. LES HYDRATES DE CARBONE ET LES AGRÉGATS STABLES DU SOL	13
1.5. LA MATIÈRE HYDROPHOBE ET LA STABILISATION DE LA STRUCTURE.....	17
2. DÉCOMPOSITION DES AMENDEMENTS ORGANIQUES	20
3. VALORISATION AGRICOLE DES RÉSIDUS PAPETIERS	24
4. REVUE DES DIFFÉRENTS TRAVAUX EFFECTUÉS SUR LA VALORISATION DES RÉSIDUS PAPETIERS.....	26
5. DYNAMIQUE DE DÉCOMPOSITION DES RÉSIDUS PAPETIERS.....	27
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	29

CHAPITRE 1 : ÉVOLUTION DE LA STABILITÉ STRUCTURALE ET DES FRACTIONS GLUCIDIQUES ET LIPIDIQUES : EFFET DE L'APPLICATION DES RÉSIDUS PAPETIERS

INTRODUCTION.....	43
I.1. MATÉRIELS ET MÉTHODES	44
I.1.1. STABILITÉ DES AGRÉGATS HUMIDES ET DISPERSION DE L' ARGILE.....	49
I.1.2. MESURE D' AGRÉGATS STABLES À L'EAU SUR SOL SEC	50
I.1.3. MINÉRALISATION DU CARBONE	51
I.1.4. SUCRES NEUTRES.....	52
I.1.5. SUCRES URONIQUES.....	52
I.1.6. LIPIDES TOTAUX	53
I.1.7. ANALYSES STATISTIQUES	53
I.2. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	54
I.2.1. STABILITÉ DES AGRÉGATS HUMIDES AU TAMISAGE À L'EAU.....	54
I.2.2. FRACTION D' ARGILE DISPERSÉE.....	58
I.2.3. STABILITÉ DES AGRÉGATS SECS AU TAMISAGE L'EAU.....	61
I.2.4. MINÉRALISATION DU CARBONE	67
I.2.5. ÉVOLUTION DES SUCRES NEUTRES	72
I.2.6. ÉVOLUTION DES SUCRES URONIQUES.....	75
I.2.7. ÉVOLUTION DES LIPIDES	77
I.2.8. CORRÉLATIONS.....	79
I.3. CONCLUSIONS	85
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	87

CHAPITRE 2 : CONTRIBUTION À L'ÉTUDE DES MÉCANISMES RÉGISSANT LA DÉGRADATION DE LA STRUCTURE DU SOL LORS DE L'HUMECTATION RAPIDE

INTRODUCTION.....	94
II.1. MATÉRIELS ET MÉTHODES	96
II.1.1. MESURE DE LA PRESSION INTRA-AGRÉGAT.....	97
II.1.2. ANALYSE DES IMAGES.....	99
II.1.2.1. Détermination de la matière perdue.....	100

II.1.2.2. Estimation du gonflement.....	100
II.1.2.3. Estimation d'air dégagé.....	101
II.1.3. MESURE DE TAUX D'HUMECTATION.....	102
II.1.4. ANALYSES STATISTIQUES.....	102
II.2. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	103
II.2.1. CAS DE L'HUMECTATION RAPIDE DANS L'EAU.....	103
II.2.1.1. Évolution de la pression intra-agrégat.....	103
II.2.1.2. Perte de matière suite à l'humectation.....	112
II.2.1.3. Gonflement engendré après immersion dans l'eau.....	116
II.2.1.4. Air dégagé lors de l'humectation rapide.....	119
II.2.2. CAS DE L'HUMECTATION RAPIDE DANS L'AGENT MOUILLANT.....	123
II.2.2.1. Évolution de la pression intra-agrégat.....	123
II.2.2.2. Perte de matière suite à l'humectation rapide.....	128
II.2.2.3. Gonflement engendré après immersion dans l'agent mouillant.....	131
II.2.2.4. Air dégagé lors de l'humectation rapide.....	131
II.2.3. TAUX D'HUMECTATION.....	136
II.2.4. CORRÉLATIONS ENTRE LES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES PHYSIQUES ET BIOCHIMIQUES MESURÉS AU SEIN DES SOLS INCUBÉS.....	141
II.3. CONCLUSIONS.....	148
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	149

CHAPITRE 3 : UTILISATION DE MODÈLES CONCEPTUELS TRIDIMENSIONNELS DANS LA QUANTIFICATION DES EFFETS DE MOUILLABILITÉ ET D'OCCLUSION PORALE

INTRODUCTION.....	152
III.1. FORMULATION THÉORIQUE DU PROCESSUS D'HUMECTATION DES AGREGATS DU SOL DANS L'EAU.....	153
III.1.1. INFILTRATION AVEC ÉCHAPPEMENT DE L'AIR.....	157
III.1.2. INFILTRATION SANS ÉCHAPPEMENT DE L'AIR.....	164
III.1.3. CALCUL DE LA PRESSION INTERNE ENGENDRÉE À L'INTÉRIEUR D'UN AGRÉGAT SPHÉRIQUE.....	172
III.2. MATÉRIELS ET MÉTHODES.....	178

III.3. DONNÉES INITIALES DES MODÈLES.....	178
III.4. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS.....	180
III.5. CONCLUSIONS.....	192
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	195

CONCLUSION GÉNÉRALE.....	197
---------------------------------	------------

ANNEXES

ANNEXE 1	199
ANNEXE 2	239
ANNEXE 3	240
ANNEXE 4	241
ANNEXE 5	245
ANNEXE 6	252

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Proportions moyennes des différents sucres de la matière organique totale du sol	14
Tableau 2: Classification des résidus papetiers.....	24
Tableau 1.1: Analyse physico-chimique des trois sols et des différents résidus papetiers.....	46
Tableau 1.2: Désignation des différents traitements étudiés.....	48
Tableau 1.3: Matrice de corrélation entre les indices de stabilité et les fractions glucidiques et lipidiques dosées au sein des échantillons de trois sols de texture différente à diverses périodes d'incubation en présence des amendements en résidus papetiers.....	81
Tableau 2.1: Pics des pressions (kPa) atteints pour le loam limono-argileux pour diverses applications de résidus papetiers après humectation rapide dans l'eau.....	108
Tableau 2.2: Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.....	108
Tableau 2.3: Pics des pressions (kPa) atteints pour le loam argileux pour diverses applications de résidus papetiers après humectation rapide dans l'eau.....	111
Tableau 2.4 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.....	111
Tableau 2.5 : Pourcentage cumulatif de matière perdue après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam limono-argileux.....	113
Tableau 2.6 : Résultats des contrastes sur le pourcentage cumulatif de matière perdue après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.....	113
Tableau 2.7 : Pourcentage cumulatif de matière perdue après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam argileux.....	114
Tableau 2.8 : Résultats des contrastes sur le pourcentage cumulatif de matière perdue après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.....	114

Tableau 2.9: Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam limono-argileux après 8 secondes d'humectation rapide dans l'eau.....	117
Tableau 2.10: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.....	117
Tableau 2.11: Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam argileux après 8 secondes d'humectation rapide dans l'eau.....	118
Tableau 2.12: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.....	118
Tableau 2.13: Pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam limono-argileux.....	120
Tableau 2.14: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.....	120
Tableau 2.15: Pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam argileux.....	121
Tableau 2.16: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.....	121
Tableau 2.17 : Pics des pressions intra-agrégats (kPa) atteints pour le loam limono-argileux pour diverses applications de résidus papetiers lors de l'immersion dans une solution d'agent mouillant.....	126
Tableau 2.18 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.....	126
Tableau 2.19 : Pics des pressions intra-agrégats (kPa) atteints pour le loam argileux pour diverses applications de résidus papetiers après immersion dans une solution d'agent mouillant.....	127
Tableau 2.20 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam argileux.....	127
Tableau 2.21: Résultats de comparaison entre les pics de pressions enregistrés pour le loam limono-argileux et le loam argileux suite à l'humectation dans l'eau et l'agent mouillant.....	127

Tableau 2.22 : Pourcentage cumulatif de matière perdue pour le loam limono-argileux après 8 secondes d’immersion dans une solution d’agent mouillant.....	129
Tableau 2.23: Résultats des contrastes sur le pourcentage de matière perdue après immersion dans une solution d’agent mouillant suite à l’application des résidus pour le loam limono-argileux.....	129
Tableau 2.24: Pourcentage cumulatif de matière perdue après 8 secondes d’immersion dans une solution d’agent mouillant pour le loam argileux.....	130
Tableau 2.25: Résultats des contrastes sur le pourcentage de matière perdue après immersion dans une solution d’agent mouillant suite à l’application des résidus pour le loam argileux.....	130
Tableau 2.26: Résultats de comparaison entre le pourcentage cumulatif de matière perdue pour le loam limono-argileux et le loam argileux suite à l’humectation dans l’eau et l’agent mouillant.....	130
Tableau 2.27 :Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam limono-argileux suite à une humectation avec une solution d’agent mouillant.....	132
Tableau 2.28: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans une solution d’agent mouillant suite à l’application des résidus pour le loam limono-argileux.....	132
Tableau 2.29: Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam argileux après immersion dans une solution d’agent mouillant.....	133
Tableau 2.30: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans une solution d’agent mouillant suite à l’application des résidus pour le loam argileux.....	133
Tableau 2.31: Résultats de comparaison entre le taux de gonflement pour le loam limono-argileux et le loam argileux après immersion dans l’eau et l’agent mouillant.....	133
Tableau 2.32: Pourcentage p(%) d’air dégagé après 8 secondes d’immersion dans une solution d’agent mouillant pour le loam limono-argileux.....	134
Tableau 2.33: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d’air dégagé après 8 secondes d’immersion dans une solution d’agent mouillant suite à l’application des résidus pour le loam limono-argileux.....	134
Tableau 2.34: Pourcentage p(%) d’air dégagé après 8 secondes d’immersion dans une solution d’agent mouillant pour le loam argileux.....	135

Tableau 2.35: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam argileux.....	135
Tableau 2.36: Résultats de comparaison entre le pourcentage d'air dégagé pour le loam limono-argileux et le loam argileux suite à l'humectation dans l'eau et l'agent mouillant.....	135
Tableau 2.37 : Teneur en eau des agrégats après 5 et 10 secondes d'humectation dans diverses solutions pour le loam limono-argileux et le loam argileux.....	140
Tableau 2.38: Matrice de corrélation entre les différents paramètres reliés à la stabilité structurale pour le loam limono-argileux.....	142
Tableau 2.39: Matrice de corrélation entre les différents paramètres reliés à la stabilité structurale pour le loam argileux.....	143
Tableau 3.1: Les valeurs de h_f, K_s et α évaluées par le modèle 1 et le modèle 2 pour les différentes applications de résidus au loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.....	182
Tableau 3.2: Les valeurs de h_f, K_s et α évaluées par le modèle 1 et le modèle 2 pour les différentes applications de résidus au loam argileux après 2 semaines d'incubation.....	182
Tableau 3.3 : Symboles et unités.....	193

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Modèle d'organisation des agrégats avec les principaux agents de cimentation.....	6
Figure 2: Observation sous microscope électronique à balayage de la structure interne des agrégats stables au tamisage à l'eau.....	8
Figure 3: Représentation schématique des principaux agents liants temporaires au sol.....	8
Figure 4: Interactions des agents de liaison persistants avec les surfaces d'argile.....	10
Figure 5 : Schéma illustrant les divers facteurs et mécanismes intervenant dans la destruction de la stabilité d'un agrégat.....	19
Figure 1.1: Effet des amendements en résidus papetiers sur le pourcentage des agrégats humides stables au tamisage à l'eau (AHS) > 1mm de trois sols de texture différente durant 48 semaines d'incubation.....	55
Figure 1.2: Évolution du pourcentage de la fraction d'argile dispersée pour trois sols de texture différente suite à l'apport de résidus papetiers.....	59
Figure 1.3: Variation dans le pourcentage des différentes fractions d'un loam argileux à différentes dates d'incubation pour diverses doses de résidus papetiers.....	62
Figure 1.4: Variation dans le pourcentage des différentes fractions d'un loam limono-argileux à différentes dates d'incubation pour diverses doses de résidus papetiers	63
Figure 1.5: Évolution de la minéralisation du carbone durant 48 semaines d'incubation d'un loam sableux après amendement avec différents types de résidus papetiers.....	68
Figure 1.6: Cinétique de la minéralisation du carbone d'un loam sableux au cours des 48 semaines d'incubation.....	68
Figure 1.7: Évolution de la minéralisation du carbone durant 48 semaines d'incubation d'un loam argileux après amendement avec différents types de résidus papetiers.....	69
Figure 1.8: Cinétique de la minéralisation du carbone d'un loam argileux au cours des 48 semaines d'incubation.....	69

Figure 1.9: Évolution de la minéralisation du carbone durant 48 semaines d'incubation d'un loam limono-argileux après amendement avec différents types de résidus papetiers.....	70
Figure 1.10: Cinétique de la minéralisation du carbone d'un loam limono-argileux au cours des 48 semaines d'incubation.....	70
Figure 1.11: Évolution des quantités de sucres neutres après apport des résidus papetiers pour trois sols de texture différente.....	73
Figure 1.12: Évolution des teneurs en sucres uroniques après amendement avec des résidus papetiers de trois sols de texture différente.....	76
Figure 1.13: Évolution des quantités en lipides après apport des résidus papetiers pour trois sols de texture différente.....	78
Figure 2.1 : Dispositif expérimental pour le suivi du processus d'humectation rapide des agrégats.....	98
Figure 2.2 : Illustration d'un exemple de fixation de l'agrégat au capteur.....	98
Figure 2.3: Images des agrégats du loam limono-argileux incubés pendant 2 semaines à différentes applications de résidus après 3 secondes de leur humectation rapide dans l'eau	104
Figure 2.4: Images des agrégats du loam argileux incubés pendant 2 semaines à différentes applications de résidus après 3 secondes de leur humectation rapide dans l'eau après	105
Figure 2.5 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.....	107
Figure 2.6 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam limono-argileux après 24 semaines d'incubation.....	107
Figure 2.7 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam argileux après 2 semaines d'incubation.....	110
Figure 2.8 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam argileux après 24 semaines d'incubation.....	110
Figure 2.9: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.....	124

Figure 2.10: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam limono-argileux après 24 semaines d'incubation.....	124
Figure 2.11: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam argileux après 2 semaines d'incubation.....	125
Figure 2.12: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam argileux après 24 semaines d'incubation.....	125
Figure 2.13: Taux d'humectation du loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.....	137
Figure 2.14: Taux d'humectation du loam argileux après 2 semaines d'incubation.....	137
Figure 2.15: Taux d'humectation du loam limono-argileux après 24 semaines d'incubation.....	138
Figure 2.16: Taux d'humectation du loam argileux après 24 semaines d'incubation.....	138
Figure 3.1 : Exemple d'un agrégat sphérique suite à son immersion dans l'eau.....	161
Figure 3.2: Exemple de l'évolution du rayon d'humectation en fonction du temps en présence de l'échappement de l'air.....	165
Figure 3.3 : Comparaison de l'évolution du rayon d'humectation avec et sans échappement d'air.....	171
Figure 3.4 : Illustration de l'avancement du front d'humectation en présence d'une fraction d'air échappée.....	176
Figure 3.5: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 1 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam limono-argileux.....	183
Figure 3.6: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 2 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam limono-argileux.....	184
Figure 3.7: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 1 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam argileux.....	185

Figure 3.8: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 2 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam argileux.....	186
Figure 3.9 : Schéma de principaux facteurs et propriétés régissant la stabilité des agrégats en contact avec l'eau.....	191

***INTRODUCTION
GÉNÉRALE***

Quel que soit l'avancement technologique, le sol restera toujours la source de nourriture pour la population présente et future. Comme milieu productif, la protection du sol devrait être un objectif prioritaire de l'humanité, en particulier pour tous ceux qui se préoccupent de la préservation d'un environnement viable.

La protection du sol et de l'environnement passe tout d'abord par la prise de conscience des problèmes de gestion du sol comme les apports insuffisants d'amendements organiques ou le travail excessif du sol. En absence d'un plan de conservation, ce type de pratiques culturales est un précurseur de la détérioration de la structure du sol (Tabi et coll., 1990). Il augmente les risques d'érosion et les pertes des nutriments et de pesticides pouvant conduire à la pollution des plans d'eau et occasionne des diminutions de la production de ces sols (Duchaufour, 1994).

Les études antérieures conduites au laboratoire ou sur le terrain ont souligné l'efficacité, au moins temporaire, des apports de matières organiques aisément biodégradables sur la stabilité structurale du sol (Sidi et Pansu, 1990; Trépanier et coll., 1996a; Nemati, 1998). Elles ont fait apparaître le rôle joué dans cette amélioration par la biomasse microbienne (Metzger et coll., 1987 ; Tisdall, 1994) et par les substances transitoires de décomposition (Metzger et Yaron, 1987 ; Diné et coll., 1990; Wright et coll., 1999).

Considérant ces aspects ainsi que le souci grandissant pour la protection de l'environnement, diverses instances et chercheurs étudient ces dernières décennies les avantages de la valorisation en agriculture des résidus organiques. En effet, divers résidus, comme les résidus papetiers, sont une source importante de matière organique et sont disponibles en grande quantité. Ils peuvent être utilisés comme amendement organique aussi bien pour les sols agricoles que forestiers.

À partir de ces considérations et du rôle central de la matière organique, la présente thèse s'inscrit dans cette optique de valorisation et tente de contribuer à l'explication des mécanismes d'action des résidus papetiers sur la stabilité structurale des sols, afin de pouvoir augmenter éventuellement l'efficacité d'utilisation de telles biomasses. Le plan général de cette thèse sera le suivant:

- Une revue de littérature où nous allons nous attarder sur l'effet des produits de décomposition de la matière organique sur certaines propriétés physiques du sol notamment sur la structure du sol, tout en passant en revue les divers facteurs influençant la dynamique du carbone et de l'azote après incorporation d'un substrat organique.
- Un premier chapitre vise à mettre en relation l'évolution des différentes fractions carbonées issues de la décomposition de divers types de résidus papetiers avec le comportement des agrégats en phase d'humectation.
- Un deuxième chapitre sera consacré à l'étude de l'effet de ces amendements organiques sur les facteurs de la dégradation de la structure du sol notamment l'évolution de la pression intra-agrégat et les variations du gonflement lors de l'humectation rapide, ainsi que sur les mécanismes impliqués dans la désagrégation.
- Enfin, un dernier chapitre dans lequel des modèles sont élaborés et appliqués aux données expérimentales afin de mieux quantifier le rôle de certains mécanismes intervenant dans la dégradation de la structure.

***REVUE
DE
LITTÉRATURE***

INTRODUCTION

Depuis longtemps, on a associé la fertilité du sol à sa teneur en matière organique (Allison, 1973). Une baisse marquée dans la quantité et la qualité de la matière organique conduit graduellement à la dégradation des sols sur tous les plans tant biologiques, physiques que chimiques (N'dayegamiye et Angers, 1990 ; Trudelle et Giroux, 1991 ; Stevenson, 1994).

La matière organique est l'un des éléments fondamentaux de soutien de la vie microbienne, du maintien de la structure et de la fertilité du sol. Une baisse marquée dans la quantité et la qualité de la matière organique conduit fréquemment à une détérioration de la structure du sol. En raison de l'importance de cette composante, il est toujours souhaitable de maintenir l'équilibre humique au sein du sol par l'instauration d'un système de rotations ou par des apports d'amendements organiques. Dans cette optique, l'utilisation des résidus papetiers, source importante de matière organique, serait d'un grand intérêt pour la valorisation des sols agricoles.

L'enfouissement et l'incinération sont les moyens traditionnels utilisés pour disposer de ces résidus. L'enfouissement est la technique privilégiée par les industriels en raison du faible coût associé à cette gestion et de la disponibilité des sites. Cependant, sur le plan agronomique, une valorisation adéquate de ces résidus serait une alternative pour la protection de l'environnement et l'augmentation de la productivité des sols. Ces apports peuvent influencer la structure du sol, notamment sa stabilité, et ainsi maintenir ou améliorer la qualité agricole des sols.

1. IMPORTANCE DE LA STABILITÉ STRUCTURALE

1.1. LA STRUCTURE DU SOL

La structure du sol peut être définie en terme d'état et de stabilité (Kay et coll., 1988). L'état structural représente l'arrangement tridimensionnel, en un temps donné, de sable, de limon et d'argile (particules primaires), de vides et de constituants organiques liant ces particules primaires en agrégats de diverses tailles. La stabilité structurale se définit comme étant la capacité du sol à garder l'arrangement des agrégats et des vides lorsqu'il est exposé à différentes sources de stress (Kay, 1990).

La stabilité des agrégats et des vides existant entre ceux-ci affecte l'activité biologique, le mouvement et la rétention de l'eau, l'aération, l'érosion et la croissance des plantes (Tisdall, 1996). La présence d'agrégats favorise une meilleure infiltration de l'eau (Tisdall et Oades, 1982) et par conséquent, la quantité d'eau disponible pour la plante augmente (Boyle et coll., 1989) et les risques d'érosion hydrique diminuent (Francis et Cruse, 1983). En outre, pour un meilleur développement de la plante, la formation d'agrégats facilite la pénétration des racines dans le sol (Letey, 1985). La stabilité des agrégats confère aussi, une distribution hétérogène aux ressources du sol et aux populations microbiennes (Juma, 1993). Elle influe considérablement sur l'activité biologique du sol. En effet, elle présente un effet protecteur vis-à-vis de la minéralisation de plusieurs éléments nutritifs tels que le carbone et l'azote (Dommergues et Mangenot, 1970).

La stabilité structurale est une propriété du sol qui n'est pas statique ; elle évolue continuellement sous l'effet de l'activité microbienne et des facteurs abiotiques (Aldefér, 1950; Hénin et Monnier., 1969 ; Lynch et Bragg, 1985; Metzger et coll., 1987).

Les agrégats du sol ne sont pas en général arrangés de façon aléatoire mais souvent disposés selon une organisation hiérarchique. Tisdall et Oades (1982) ont présenté un exemple de modèle d'agrégation pour les sols australiens de prairie et qui peut être valable pour les sols où la matière organique est l'agent principal de la stabilisation des agrégats (Oades et Waters,

1991) et pour les sols à climat tempéré (Angers et Carter, 1996). Ce modèle hiérarchique suppose, comme déjà proposé par Edwards et Bremner (1967), que les agrégats sont constitués de plus petits agrégats, eux-mêmes constitués d'agrégats encore plus petits et de particules élémentaires (Figure 1). Toutes ces particules sont liées entre elles par différents agents de cimentation. Ces agents liants qui peuvent être de nature organique ou inorganique participent à la formation d'agrégats de différents diamètres. Oades (1984) regroupe arbitrairement ceux-ci en deux différentes fractions: les micro-agrégats et les macro-agrégats. Les premiers sont constitués d'agrégats ayant moins de 250 μm de diamètre alors que les derniers sont d'un diamètre moyen supérieur à 250 μm .

En général, les agrégats peuvent être soumis à de nombreuses forces externes et internes susceptibles de les briser. Ces forces sont générées par divers phénomènes comme les cycles mouillage-séchage et gel-dégel (Caron et Kay, 1992 ; Musy et Soutter, 1991), le travail du sol (Angers et coll., 1993), et les amendements minéraux et organiques (Kay, 1990 ; Metzger et Yaron, 1987). Afin d'évaluer la stabilité des agrégats face aux forces qui leur sont imposées, différentes méthodes existent. L'un de ces tests est l'utilisation de la pression mécanique pour déterminer la résistance des agrégats à l'écrasement (Hadas, 1990), dans le but de simuler les contraintes verticales résultant du passage de la machinerie agricole. Les mesures de tamisage par immersion d'agrégats dans l'eau sont également utilisées, afin d'estimer le degré de stabilité des agrégats face à l'action de l'eau (Kemper et Roseneau, 1986).

1.2. LES DIVERS NIVEAUX D'ORGANISATION DES AGENTS ORGANIQUES RESPONSABLES DE LA STABILISATION DE LA STRUCTURE

Selon les modes d'action exercés par les diverses fractions carbonées de la matière organique sur la stabilité structurale, on pourrait subdiviser les agents organiques intervenant dans la stabilisation des agrégats en trois principaux groupes: les agents transitoires, temporaires et permanents.

**PRINCIPAUX AGENTS
DE CIMENTATION**

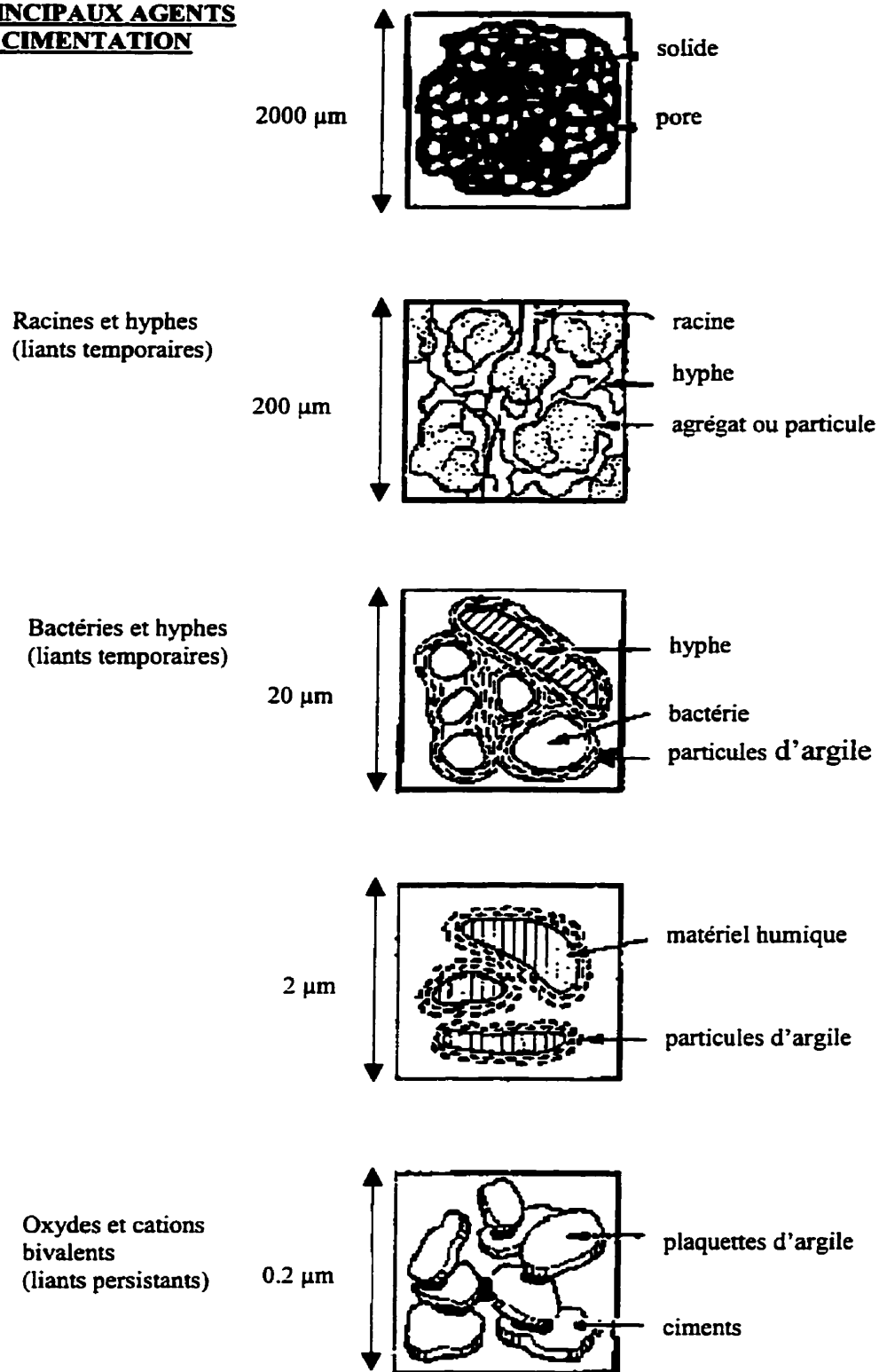


Figure 1 : Modèle d'organisation des agrégats avec les principaux agents de cimentation. Adaptée de Tisdall et Oades (1982).

1/ les agents transitoires sont des matériaux organiques qui sont synthétisés rapidement par les micro-organismes (Figure 2). Le groupe de composés le plus important, intervenant à ce niveau, sont les polysaccharides. Ces derniers incluent les polysaccharides microbiens issus de la décomposition des substrats organiques et certains polysaccharides associés aux racines dans la rhizosphère (Russel, 1973; Oades, 1978). Ces substances sont produites rapidement mais sont décomposées en quelques semaines. Elles sont associées aux agrégats de diamètre supérieur à 250 μm (Guckert et coll., 1975). Ceci explique pourquoi la matière organique fraîche apportée au sol sous forme de résidus végétaux ou animaux doit être retournée périodiquement au sol afin d'apporter une source d'énergie aux micro-organismes.

Cependant, certains chercheurs ont relié l'amélioration de la stabilité des agrégats à l'augmentation des lipides du sol (Jambu et coll., 1978; Capriel et coll., 1990; Diné et coll., 1991b; Diné et coll., 1992). Cette quantité de lipides est le résultat net de plusieurs processus tels l'addition de résidus végétaux et la dégradation ainsi que la synthèse microbienne (Stevenson, 1994), laquelle est plus importante en milieu acide riche en une microflore particulière comme les champignons (Jambu et coll., 1978). Toutefois, le temps de résidence des lipides dans le sol n'a pas fait l'objet de recherches approfondies.

Des études beaucoup plus récentes ont pu mettre également en relation les produits de synthèse de champignons endomycorhiziens qui sont en fait des glycoprotéines (glomaline) (Wright et Upadhyaya, 1996; Wright et coll., 1996) et la formation ainsi que la stabilisation des agrégats du sol (Miller et Jastrow, 1990; Tisdall, 1991; Wright et Upadhyaya, 1996, 1998). L'action de telles substances sur la stabilité tiendrait de leur contribution à l'hydrophobicité des sols (Wright et Upadhyaya, 1998; Wright et coll., 1999).

2/ les agents organiques de type temporaire (Figure 3) correspondent aux fines racines, aux hyphes fongiques et aux corps microbiens (Bond et Harris, 1964; Tisdall et Oades, 1979;

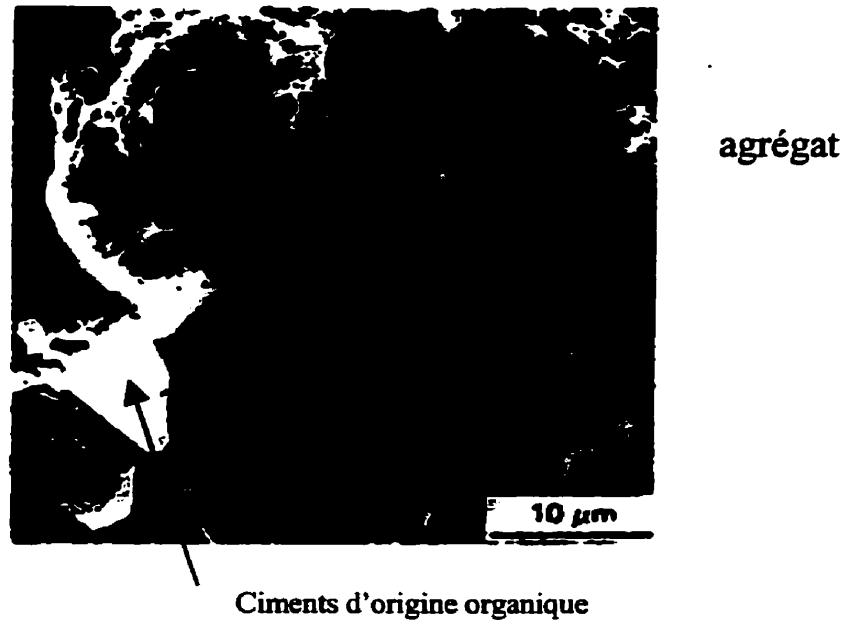


Figure 2 : Observation sous microscope électronique à balayage de la structure interne des agrégats stables au tamisage à l'eau. Adaptée de Metzger et Yaron (1987).

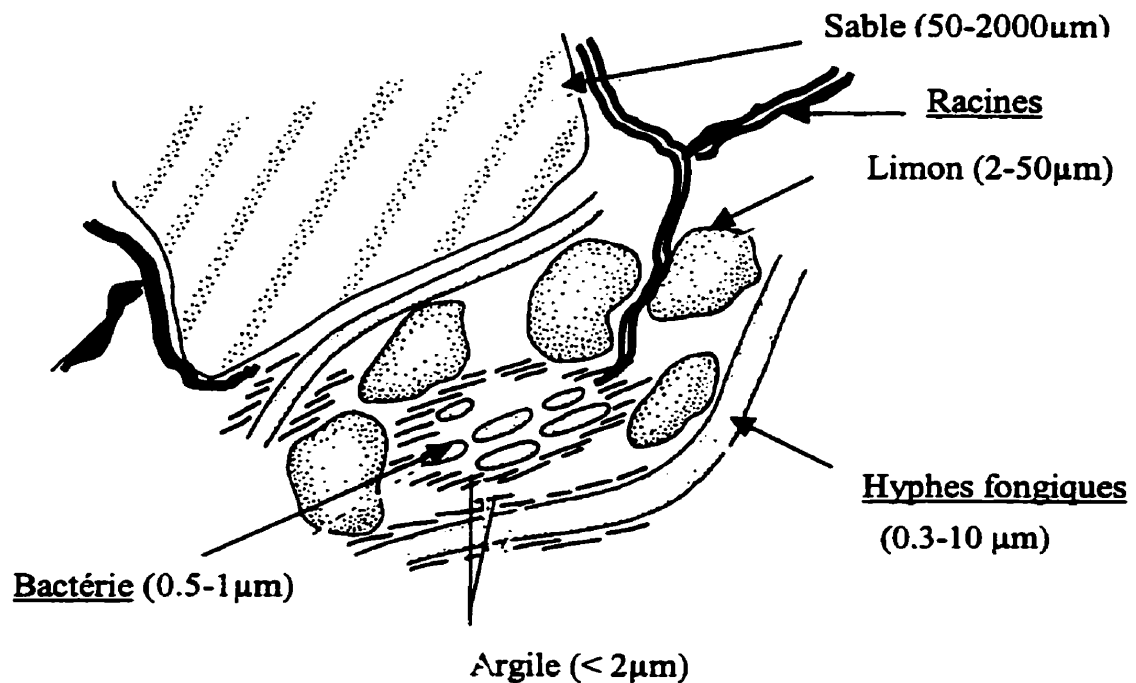


Figure 3 : Représentation schématique des principaux agents liants temporaires au sol (souligné). Adaptée de Lynch et Bragg (1985).

Lynch et Bragg, 1985; Tisdall, 1994 ; Tisdall et coll., 1997). Leur action est plus durable que celle des produits du métabolisme microbien du fait qu'elles se décomposent moins vite que ceux-ci (Foster, 1978; Tisdall et Oades, 1982). De tels agents prennent place dans le sol dans un délai de quelques semaines à quelques mois, le temps que les systèmes racinaires et les hyphes fongiques se développent, mais peuvent persister des mois ou voire même des années.

Les parois cellulaires des micro-organismes pourraient être directement impliquées dans la formation et la stabilisation des agrégats du sol (Santoro et Stotzky, 1968; Fehrmann et Weaver, 1978; Foster, 1978 ; Tisdall et Oades, 1982). Les bactéries interviennent en fixant les particules élémentaires et les micro-agrégats sur leurs parois cellulaires et leurs exopolysaccharides (Tisdall, 1994). Quant aux champignons, ils participent directement dans la stabilisation de la structure. En effet, ils interviennent par enchevêtrement mécanique des particules élémentaires du sol entre les hyphes fongiques pour former des macro-agrégats (Aspiras et Coll., 1971 ; Tisdall et coll., 1997). À ce niveau de l'agrégation, on note que les mycorhizes associés aux racines sont particulièrement très importants (Tisdall et Oades, 1979; Miller et Jastrow, 1990; Thomas et coll., 1993).

3/ Les agents dits persistants sont sous forme de matériaux humiques plus ou moins décomposés et associés avec des formes amorphes de fer, d'aluminium et d'aluminosilicates pour former des fractions organo-minérales stables (Figure 4). Ces fractions qui peuvent être des complexes d'argile (A)-métal polyvalent (P)- matière organique (M.O) ont un diamètre inférieur à 250 μm comme décrit par le modèle de Edwards et Bremner (1967). Ces agents liants sont très résistants à la dégradation, pendant plusieurs années (Tisdall et Oades, 1982).

Puisque la stabilité structurale est une propriété dynamique du sol, elle peut s'altérer sous l'action d'agents de dégradation comme l'eau (Caron et coll., 1996). Dans cette optique, nous passerons en revue les diverses théories qui ont été énoncées pour expliquer les mécanismes de la destruction de la structure.

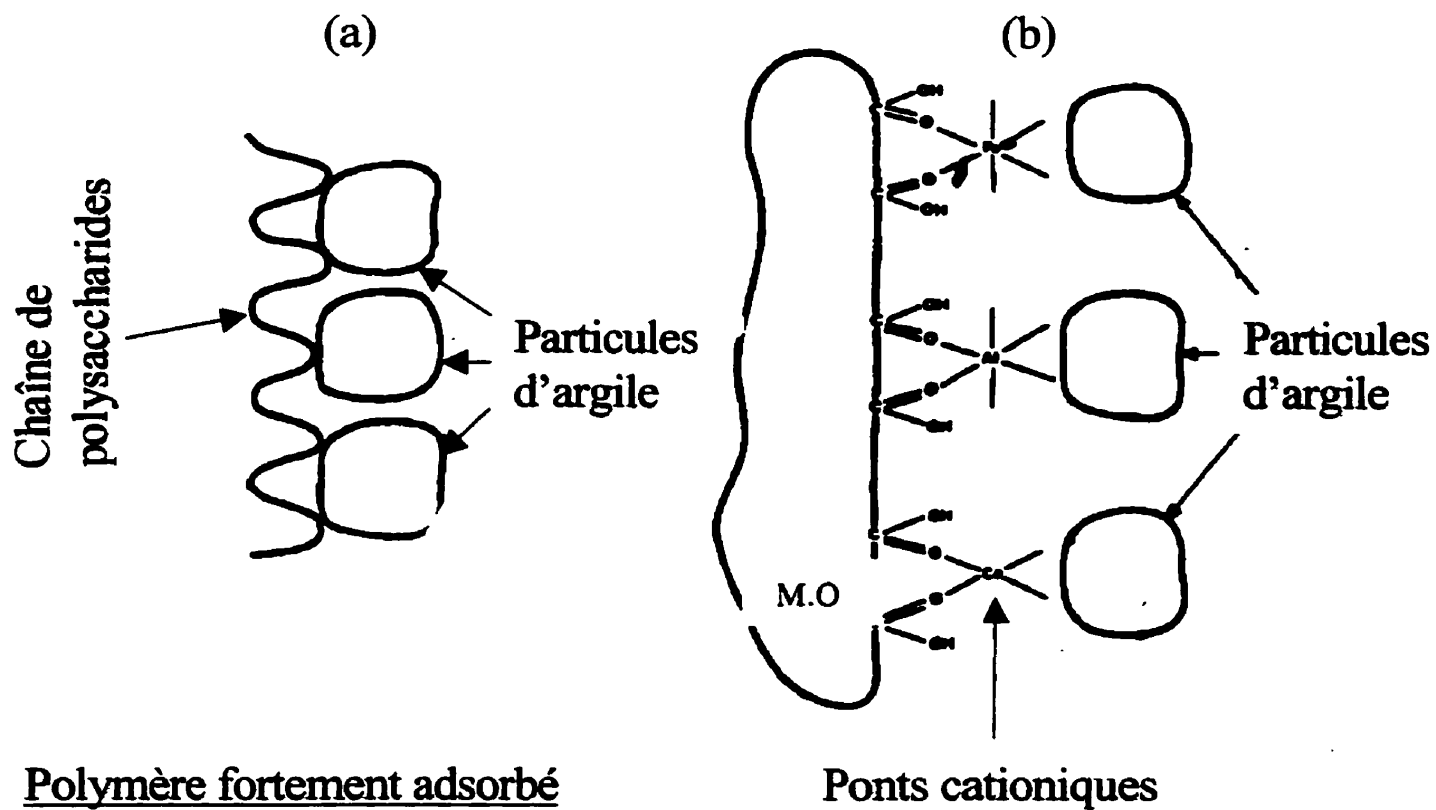


Figure 4 : Interactions des agents de liaison persistants avec les surfaces d'argile. Adaptée de Tisdall et Oades (1982).

- a) Polymère organique directement adsorbée à la surface d'argile
- b) Matériel humique associé avec l'argile par des ponts cationiques

1.3. LES THÉORIES EXPLIQUANT LES MÉCANISMES DE LA DESTRUCTION DE LA STRUCTURE

Depuis longtemps, plusieurs essais au laboratoire, faisant intervenir de différentes manières l'action de l'eau sur le sol dans des conditions standards, ont été menés afin de comprendre l'action de ce stress sur la déstabilisation de la structure.

Deux facteurs paraissent jouer un rôle essentiel:

1/ Le gonflement occasionnant la dispersion des ciments colloïdaux. Le mécanisme de résistance à l'action de stress engendré par ce facteur est commandé par l'état de cohésion du sol.

2/ La pression entraînant l'éclatement des agrégats. L'action de ce facteur sur la désagrégation dépend de l'emprisonnement d'air et de la mouillabilité de l'agrégat. Lorsqu'un agrégat est plongé dans l'eau, la vitesse de pénétration de cette dernière dépend de la mouillabilité de cet agrégat. Dans le cas d'un agrégat mouillable, la vitesse d'entrée d'eau dans les pores capillaires est rapide ce qui, sous l'influence de la poussée des ménisques liquides, laisse seulement une partie faible de l'atmosphère interne de l'agrégat s'échapper par certains capillaires non obstrués. La plus grande part de l'air est piégé dans l'agrégat et subit une compression qui, lorsqu'elle devient suffisante pour vaincre la cohésion, provoque l'éclatement de l'agrégat.

Hénin (1938) était le premier auteur qui a imaginé une théorie simple dans laquelle la condition de la stabilité est régie par ces deux derniers facteurs. Il a montré plus tard les conséquences d'une telle théorie par des résultats obtenus expérimentalement. En effet, on a remarqué que, à cause de l'accroissement du gonflement, la cohésion décroît et le pourcentage des agrégats stables diminue (Hénin et Concaret, 1965). Concernant l'action du facteur pression sur la désagrégation, Hénin (1939) a rapporté que sous un vide même partiel ou bien lorsque le sol est imbibé par capillarité, c'est-à-dire en commençant par les

pores les plus fins, la stabilité augmente. Par contre, après un mouillage du sol sous pression, la stabilité diminue. D'un autre côté, ce dernier auteur a montré qu'une modification de la mouillabilité par fixation au sol d'un corps hydrophobe tel l'acide oléique permet d'accroître la stabilité. Aussi, en imbibant avec précaution des échantillons du sol avec de l'alcool éthylique (liquide miscible à l'eau), la stabilité des agrégats de diamètre supérieur à 0.2mm dans l'eau s'élevait comme si l'on avait chassé l'air avec précaution par une imbibition capillaire avec de l'eau. Des résultats similaires ont été obtenus avec toute une série de liquides miscibles à l'eau (Hémin, 1939). Par contre, lorsque l'imbibition des agrégats avec un liquide non polaire et non miscible à l'eau, comme par exemple le benzène, deux types de résultats ont été obtenus: les sols pauvres en matière organique ont tendance à être beaucoup moins stables, exactement comme si on les avait imbibés d'eau sous une forte pression ; alors que dans les sols riches en matière organique, la stabilité a été moins modifiée, pouvant même, dans certains cas être améliorée. Ce dernier cas peut être interprété en supposant que le liquide organique non polaire se fixe sur la matière organique du sol formant ainsi une couche rendant le sol moins mouillable.

Récemment, des travaux de recherche supportent l'hypothèse de la coexistence de ces deux facteurs dans le mécanisme de la dégradation de la structure. En effet, il a été observé que la diminution de la stabilité des agrégats est reliée à l'augmentation du gonflement et à l'élévation de la pression mesurée à l'intérieur de l'agrégat résultant de l'accroissement de la vitesse d'entrée d'eau et de l'obstruction des pores (Caron, 1996).

Par ailleurs, un des deux mécanismes peut être plus dominant que l'autre. Selon Caron (1996), il a été remarqué que la diminution de la stabilité structurale est attribuée plus à l'augmentation de la pénétration d'eau dans l'agrégat qu'au changement de sa cohésion alors que Diné et Gregorich (1995) ont remarqué de leur côté que les agrégats sont plus affectés par l'action dispersante de l'eau que par les forces d'altération causées par l'emprisonnement de l'air lors de l'humectation rapide. Grant et Dexter (1990) concluent que l'action des deux mécanismes de façon isolée est inefficace et que les deux mécanismes agissent en synergie.

Le rôle de la matière organique dans la formation et la stabilisation de la structure du sol est très important et elle est susceptible d'agir sur ces différents mécanismes. Les apports d'amendements organiques améliorent significativement la structure du sol par l'accroissement des taux d'agrégats stables (Davet, 1996). Cet effet est attribué à l'augmentation de l'activité de la biomasse microbienne suite à ces apports présentant une source d'énergie pour cette population (Duchaufour, 1994). Le résultat de cette activité est la production de composés issus du métabolisme tels les hydrates de carbone, les lipides, ... etc. (Dommergues et Mangenot, 1970). Ces biomolécules néo-synthétisées interagissent avec les constituants inorganiques du sol pour la formation et la stabilisation d'agrégats contre les divers stress auxquels ils sont soumis (Tisdall, 1996 ; Angers et Carter, 1996). Au niveau de la rhizosphère, l'activité racinaire peut aussi générer diverses substances comme des hydrates de carbone (Morse et coll., 2000), des lipides (Garrity et coll., 1996) et des glycoprotéines (Thomas et coll., 1993; Wright et coll., 1999) pouvant jouer un rôle au niveau de la stabilité des agrégats.

1.4. LES HYDRATES DE CARBONE ET LES AGRÉGATS STABLES DU SOL

Les hydrates de carbone représentent 5 à 25% de la matière organique (M.O) du sol (Stevenson, 1994; Gregorich et coll., 1994) et sont ainsi le deuxième constituant le plus abondant de la M.O. Les classes structurales représentées dans cette dernière incluent les glucosides, les polysaccharides neutres et les sucres uroniques (Gupta, 1967).

Les résultats de la procédure d'hydrolyse donnent les gammes approximatives de la contribution des types de sucres individuels dans la matière organique du sol. Dans la plupart des cas, ils se présentent sous formes complexes. Les sucres libres existent dans le sol seulement en quantités traces (Tableau 1).

Après apport au sol de substrat organique, celui-ci subit une décomposition par la population microbienne. Cette dernière synthétise en retour ses polysaccharides et autres hydrates de carbone (Stevenson, 1994). Ces exopolysaccharides peuvent aussi être produits

Tableau 1: Proportions moyennes des différents sucres de la matière organique totale (M.O) du sol (Stevenson, 1994).

Les sucres	% de la M.O
Sucres aminés	2-6
Acides uroniques	1-5
Hexoses	4-12
Pentoses	< 5
Celluloses et ses dérivés	15
Autres	Traces

par les racines des plantes (Martens et Frankenberger, 1990) en plus par certains hyphes de champignons (Kinsbursky et coll., 1989) et par les bactéries (Roberson et coll., 1995 ; Gregorich et coll., 1994). À l'exception de la couche de litière du sol, ce sont les produits microbiens qui forment la grande partie des hydrates de carbone du sol (Stevenson, 1994). Ces produits sont de nature transitoire mais participent grandement à l'amélioration de certaines propriétés dynamiques du sol telles la stabilité structurale et la diminution de la dispersion de l'argile (Metzger et Yaron, 1987).

Ces dernières décennies, l'hypothèse selon laquelle les polysaccharides jouent un rôle important dans la formation des agrégats stables gagne de plus en plus d'intérêt (Martin, 1971). Trois observations expérimentales supportent cette constatation (Angers et Mehuys, 1989) :

- 1/ Les corrélations positives qui sont significatives entre la teneur des polysaccharides et la stabilité des agrégats (Rennie et coll., 1954; Chesters et coll., 1957).
- 2/ Un déplacement sélectif des hydrates de carbone du sol par les anions de périodate qui entraîne une diminution dans la stabilité des agrégats (Cheshire et coll., 1983, 1984).
- 3/ Plusieurs polysaccharides d'origine végétale ou microbienne quand ils sont ajoutés au sol produisent des agrégats stables à l'eau (Harris et coll., 1966).

Parmi les différents constituants de la matière organique, les polysaccharides semblent jouer un rôle important dans le maintien et l'amélioration de la stabilité structurale du sol (Monnier, 1965 ; Chenu, 1985; Stevenson, 1986; Angers et Mehuys, 1989). Cet effet des polysaccharides sur cette propriété du sol se produit à deux niveaux. Les polysaccharides d'origine microbienne ou végétale cimentent les particules élémentaires du sol formant ainsi des micro-agrégats qui sont rassemblés à leur tour en macro-agrégats (Gupta et Germida, 1987; Chenu, 1989).

L'amélioration de la stabilité structurale se résume comme étant une conséquence de l'augmentation de l'agrégation des particules du sol (Monnier, 1965; Stevenson, 1986;

Boyle et coll., 1989; Martens et Frankenberger, 1992) et son maintien n'est autre que le résultat de l'augmentation de la cohésion entre les micro-agrégats ainsi formés (Haynes et Francis, 1993; Stevenson, 1994; Degens, 1997). Le turnover de ces polysaccharides formant le ciment des macro-agrégats est beaucoup plus rapide que celui des constituants des micro-agrégats. Par ailleurs, les macro-agrégats résistent beaucoup moins aux contraintes externes que les micro-agrégats (Kay, 1990). Ces deux effets conjugués expliquent la très grande différence de stabilité des micro-agrégats comparés aux macro-agrégats. En effet, ces derniers sont périodiquement détruits et se reconstruisent dès que les circonstances de la synthèse des polysaccharides et la production d'hyphes et de racines redeviennent favorables (Gupta et Germida, 1987). Dans les sols pauvres en matière organique, cet effet de polysaccharides sur la stabilité structurale est beaucoup plus évident (Guckert, 1973 ; Hamblin et Greenland, 1977 ; Cheshire, 1979 ; Cheshire et coll., 1983).

Comme les exopolysaccharides sont souvent des composés facilement dégradables, leur effet est considéré comme transitoire (Tisdall et Oades, 1982). La stabilité des agrégats devient donc en partie fonction de l'équilibre établi entre la production de polysaccharides et leur dégradation. De ce fait, tout facteur induisant un changement dans la quantité de polysaccharides produite peut résulter en un changement rapide de la stabilité des agrégats du sol (Haynes et Swift, 1990; Angers, 1992; Haynes et Francis, 1993). D'après Monnier (1965), Guckert (1973) et Metzger et coll. (1987), un apport d'amendement organique induit une augmentation de la stabilité structurale pour une durée variant de quelques semaines à quelques mois. Dans ces conditions, la plus grande partie des polysaccharides disparaît au cours des premières phases de renforcement de la stabilité (Sidi et Pansu 1990). Ce renforcement pourrait s'exercer par l'intermédiaire de liaisons cations polyvalents-polysaccharides (Bartoli et coll., 1988) et par des liaisons avec l'argile (Dutartre et coll., 1993).

Les travaux de Haynes et coll. (1991) ont montré que, sous l'effet des différentes pratiques culturales, le changement dans les teneurs des hydrates de carbone est plus rapidement noté que celui dans le carbone organique total. Ces résultats supposent que ces fractions labiles du pool de carbone total du sol peuvent être des indicateurs sensibles au

changement dans la qualité de la M.O. L'implication des hydrates de carbone labiles dans le changement à court terme de la stabilité des agrégats renforce donc cette dernière suggestion.

1.5. LA MATIÈRE HYDROPHOBE ET LA STABILISATION DE LA STRUCTURE

En général, les lipides du sol comptent 4 à 8% du carbone organique du sol (Dinel et coll., 1990). Ils sont constitués principalement par des molécules organiques insolubles dans l'eau qui sont extractibles par des solvants non polaires comme le chloroforme, l'hexane, l'éther ou le benzène (Stevenson, 1994). Les lipides non liés sont extraits par le chloroforme alors que les lipides liés sont extraits suite à un pré-traitement avec un acide (hydrolyse HCl-HF).

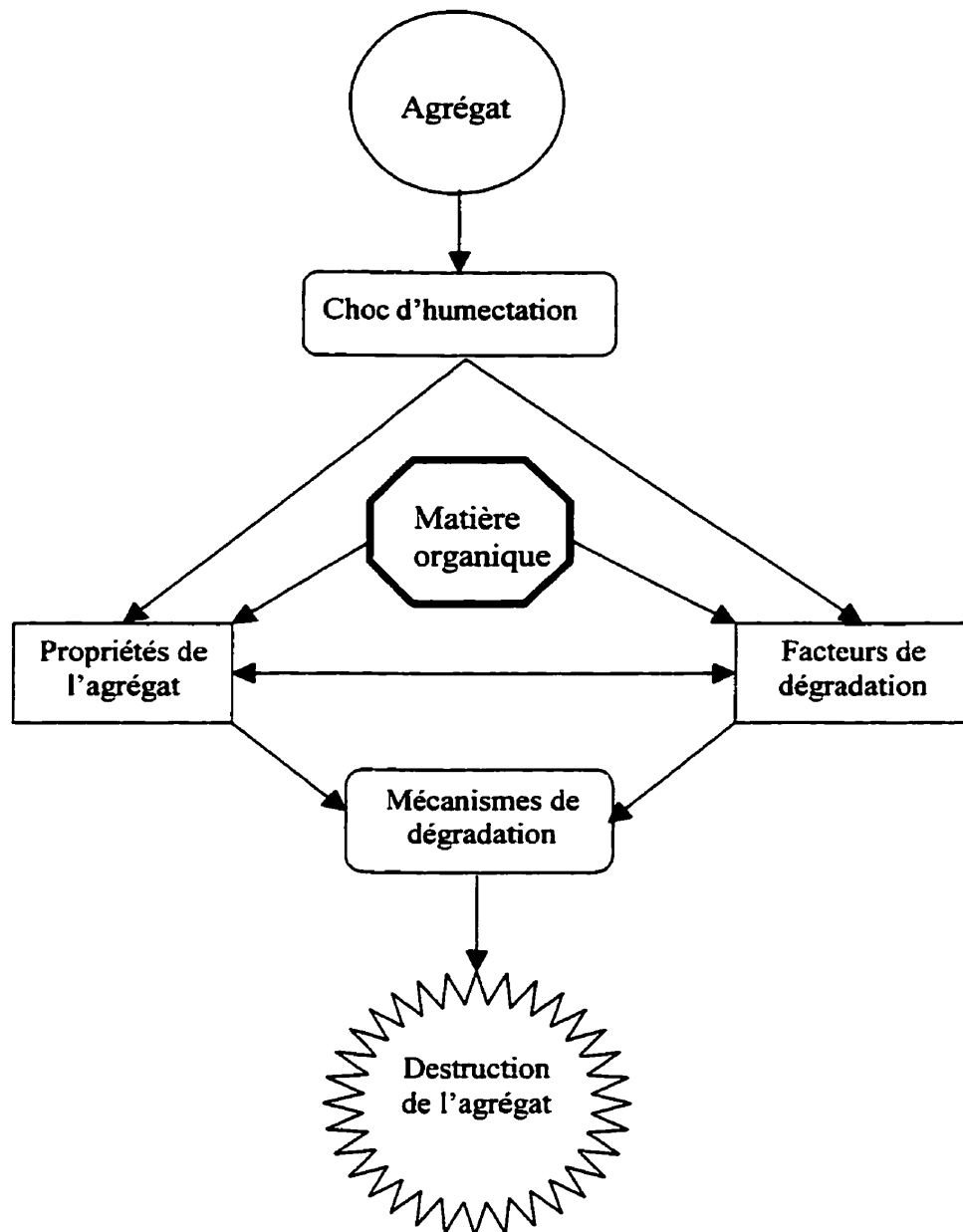
Les lipides du sol ont plusieurs origines tels les résidus végétaux, les racines et les micro-organismes. Ils sont pour l'essentiel d'origine végétale (Jambu et coll., 1978; Magnoux, 1982) et les quantités dosées sont de 2 à 5 fois plus élevées sous forêt que sous culture (Moucawi et coll., 1981). Ces différences ne sont pas liées à l'importance des apports des débris végétaux (Hénin et coll., 1969) ; elles tiennent plutôt à la proportion de lipides de ces apports. En effet, sous culture, les déchets provenant des pailles des céréales ou du maïs contiennent de 1 à 2% de lipides alors que sous forêt les litières de feuilles en ont de 4 à 5% et celles d'aiguilles de pin de 10 à 15% (Moucawi et coll., 1981). En outre, les travaux ayant porté sur la décomposition des lipides dans le sol ont montré que leur composition chimique affecte leur vitesse de dégradation. En effet, les lipides extraits du maïs et du blé se décomposent très rapidement quand ils sont ajoutés aux différents types de sol et seulement 1 à 1.5% de lipides ajoutés reste dans le sol après 4 semaines d'incubation (Jambu et coll., 1985). Par ailleurs, les espèces conifériennes contiennent une proportion importante en lipides extraits (9.4 à 15.9%) et leur incubation en sols similaires donne des quantités importantes en lipides résiduels (8 à 13% des lipides totaux ajoutés).

Quant aux lipides d'origine microbienne, ils sont généralement présents en faibles quantités et leur contribution est minimale dans les lipides contenus dans le sol. Cependant,

la contribution des micro-organismes n'est pas négligeable car ils interviennent dans l'enrichissement en ces substances hydrophobes par le biais de la décomposition de la M.O. (Dinel et coll., 1990). La stimulation des synthèses microbiennes suite à un apport de fertilisant sous forme de K_2HPO_4 au sol a résulté en une augmentation des taux de lipides dans le sol (Jambu et coll., 1987). Ces derniers sont généralement à chaîne courte et sont facilement biodégradables (Ntsikoussalabongui, 1983; Braids et Miller, 1975).

Malgré que les lipides représentent une fraction importante de la M.O du sol, il y a un manque d'informations concernant leur contribution dans la stabilité structurale. Toutefois, des relations ont été notées entre l'augmentation de la stabilité structurale et les fractions hydrophobes du sol. À titre d'exemple, Jambu et coll. (1978) ont noté que l'addition des lipides au sol coïncide avec l'amélioration de la stabilité structurale. Les travaux de recherche de Capriel et coll. (1995) et Dinel et coll. (1991a) ont montré également que les lipides non liés exercent des effets positifs sur la stabilité structurale du sol. Les hypothèses expliquant les mécanismes d'action des lipides sur la stabilité structurale focalisent sur leur caractère hydrophobe (Hénin, 1976 ; Jambu et coll., 1978). En effet, on attribue leur amélioration de la stabilité structurale à une réduction de la mouillabilité du sol (Dinel et coll., 1990). Une diminution de la mouillabilité des agrégats réduit donc leur vitesse d'humectation (DeBano, 1971) et, par conséquent, leur dégradation par éclatement (Hénin, 1938; Concret, 1967a,b; Le Bissonnais, 1989; Sullivan, 1990).

À la base des différentes notions énoncées dans les différents travaux antérieurs, nous pouvons élaborer un schéma explicatif des divers facteurs gouvernant le mécanisme de la destruction des agrégats ainsi que les principaux paramètres du sol concernés (Figure 5). Un agrégat d'un sol donné caractérisé par un certain nombre de propriétés peut être sujet à une désagrégation par le biais d'un ensemble de mécanismes induit par un choc d'humectation. Les deux principaux facteurs qui agissent sur ces mécanismes, suite au choc d'humectation, sont la pression et le gonflement. À ce niveau, la matière organique labile s'avère efficace dans la réduction de la désagrégation et ceci d'une part, en modifiant les propriétés du sol et d'autre part, en agissant sur les deux facteurs de destruction de la stabilité de l'agrégat.



Propriétés de l'agrégat :

- Mouillabilité
- Conductivité à saturation
- Cohésion
- Oclusion porale

Facteurs de dégradation :

- Pression
- Gonflement

Mécanismes de dégradation :

- Eclatement
- Perte de cohésion

Figure 5 : Schéma illustrant les divers facteurs et mécanismes intervenant dans la destruction de la stabilité d'un agrégat.

Puisque les sols sous production intensive souffrent de perte de carbone organique, ils requièrent l'apport d'amendement organique afin de rééquilibrer leur bilan humique. Or, l'apport des amendements à l'état frais, source importante de matière organique susceptible d'amener la production de la matière organique labile utile pour l'agrégation et la stabilisation de la structure, peut induire un état d'immobilisation de l'azote. Dans ce cas, il est judicieux de connaître la cinétique de minéralisation des amendements organiques et dans quelle mesure ceux-ci peuvent être apportés pour une meilleure productivité du sol.

2. DÉCOMPOSITION DES AMENDEMENTS ORGANIQUES

L'apport élevé des résidus organiques frais sur les sols peut causer une immobilisation de l'azote au cours de la phase de leur décomposition, ce qui peut entraîner de graves problèmes nutritifs pour les plantes (N'Dayegamiye, 1991 ; Duchaufour, 1994). Les doses optimales des résidus à incorporer aux sols agricoles doivent de ce fait, être déterminées afin d'éviter une telle situation. Pour ce faire, il est judicieux de faire un suivi de la minéralisation du carbone et de l'azote des résidus sous milieu contrôlé. La minéralisation du carbone peut être mesurée par la détermination de la quantité du gaz carbonique (CO₂) dégagé suite à l'apport des résidus. En effet, la minéralisation microbienne du carbone se définit comme étant le dégagement de CO₂ résultant de la décomposition de la matière organique par les micro-organismes du sol. L'activité de respiration mesurée au laboratoire est donc seulement la résultante de l'activité microbienne. Par ailleurs, l'activité de respiration telle qu'elle peut être mesurée au champ correspond à l'activité biologique globale incluant l'activité respiratoire des racines et des micro-organismes. L'intensité de la respiration au champ est aussi influencée par les fluctuations de température et d'humidité. En outre, les expériences menées au champ sont chères et sont plus longues que les expériences menées au laboratoire (Dommergues et Mangenot, 1970). Cependant, les expériences au champ restent toujours nécessaires pour tester la validité des prédictions et estimer à long terme les effets des résidus organiques (Chaussod et coll., 1986).

Les processus impliqués dans la décomposition (minéralisation du carbone (C), immobilisation/minéralisation du N) reposent sur l'activité microbienne. Quelques caractéristiques de qualité de substrat organique, comme le contenu initial en cellulose, hémicellulose et lignine (Dommergues et Mangenot, 1970; Mellilo et coll., 1982), le contenu initial en azote (Taylor et coll., 1989) et le rapport C/N initial (Berg et Staaf, 1981) sont les plus susceptibles d'influencer le taux de la décomposition du substrat et par conséquent la disponibilité d'éléments retournés à la solution du sol (Polglase et coll., 1992; Berg et Agren, 1984) notamment l'azote. En effet, l'apport des amendements à C/N élevé au sol crée une forte demande en azote par les micro-organismes du sol lors du processus de décomposition du substrat (N'Dayegamiye, 1991). Ces micro-organismes immobilisent alors l'azote, ce qui résulte en une carence temporaire pour les plantes. Cet azote peut être à nouveau minéralisé et accomplir ainsi des cycles répétés d'immobilisation et de minéralisation. Les processus de minéralisation et d'immobilisation de l'azote se déroulent simultanément et l'azote dans le sol évolue entre ces deux formes (Jedidi et coll., 1995).

Les processus d'immobilisation et de re-minéralisation de l'azote, qui dépendent de l'activité microbienne, sont grandement affectés par la disponibilité énergétique de l'amendement envers les micro-organismes évoluant à l'intérieur et dans l'environnement immédiat du substrat (Azam et coll., 1985). En effet, pendant la décomposition, la quantité d'azote immobilisée dépend de la quantité de biomasse microbienne produite. Cette dernière est aussi fonction de la quantité de carbone facilement disponible au sein de l'amendement organique (Reinertsen et coll., 1984). Il y a donc, une relation d'interdépendance des dynamiques de l'azote et du carbone dans le sol (Morel, 1981).

Les cycles du carbone et de l'azote sont étroitement liés. Toutefois, la force motrice de la décomposition du substrat s'accomplit par la métabolisation du carbone. La dynamique d'utilisation du carbone par une population d'organismes du sol dépend de ses besoins nutritionnels, de sa croissance, de ses fluctuations saisonnières, de son temps de régénération et de sa composition intra et inter-population (Lousier et Parkinson, 1978). Durant le processus de décomposition, la qualité de substrat organique résiduel change et il

en est de même pour les sources d'énergie qui sont mises à la disposition des décomposeurs (Hughes, 1971). En raison de la nature chimique des substrats organiques, chacune des fractions carbonées qui les composent (lignine, cellulose et extractibles), se décompose à un taux différent (Mellilo et coll., 1989). À mesure que la décomposition avance, le pool de carbone disponible est graduellement réduit. Le degré de renouvellement de la biomasse microbienne dépend de la compétition intra et inter-spécifique qui s'établit entre les populations microbiennes. Des formes de vie plus complexes ou plus développées s'installent, alors que les formes de vie plus simples ou moins efficaces sont déplacées. Des micro-organismes de plus en plus spécialisés, participant au processus de décomposition, se déplaceront donc vers les sources alimentaires qui offriront les meilleurs rendements énergétiques pour les moindres contraintes de consommation. Certains organismes concentrent leur énergie à la décomposition de matériel microbien ou de ses produits, pendant que d'autres se concentrent sur la dégradation de matériel plus réfractaire, comme la lignine. Dans ces deux cas, les produits de leur activité ainsi que les composés carbonés résiduels deviennent de plus en plus complexes et plus résistants à de nouvelles transformations, ralentissant ainsi le processus de décomposition.

La meilleure connaissance du devenir du carbone (C) et de l'azote (N) issus des résidus organiques permettrait de mieux programmer la période de leur application (Honeycutt et coll., 1988), de savoir la dose à apporter pour une croissance adéquate de la plante (Zhang et coll., 1993) et de comprendre le taux de décomposition des résidus (Zibilske, 1987, 1997 ; Stevenson, 1986).

La composition chimique carbonée d'un substrat organique et son évolution pendant la décomposition affectent grandement le moment où l'azote peut se minéraliser de même que son taux (Skene et coll., 1997). À titre d'exemple, une immobilisation initiale rapide de l'azote impliquerait une quantité significative de carbone facilement disponible (Zibilske, 1987; Singh et coll., 1987).

L'azote est essentiel à tous les organismes décomposeurs puisqu'il est un constituant des enzymes extra-cellulaires et intra-cellulaires, des acides nucléiques et des membranes lipoprotéiques (Bremer et coll., 1991). Il est donc prévisible que le taux de décomposition d'un amendement organique puisse varier en fonction de sa teneur initiale en azote ou de l'azote supplémentaire appliqué sous forme de fertilisant. La disponibilité de l'azote, qu'il soit d'origine endogène ou exogène, peut accélérer (Green et coll., 1995) ou retarder (Cheshire et Chapman, 1996) la décomposition des résidus organiques. Alternativement, une accélération de la décomposition peut avoir lieu hâtivement lorsque la disponibilité de carbone est plus grande (Bremer et coll., 1991).

Plusieurs études ont établi de fortes relations entre les paramètres de qualité des amendements organiques apportés au sol et le taux de leur décomposition. Il est clair que la composition chimique initiale (éléments totaux N, P, K, Ca, Mg et la proportion des fractions carbonées, de labiles à résistantes) des résidus organiques a une influence sur le taux de décomposition ainsi que sur les changements chimiques pouvant se produire dans le substrat organique pendant le processus de décomposition (Swift et coll., 1979; Gosz, 1980).

Le taux de décomposition d'un substrat organique est aussi contrôlé par l'effet des contraintes abiotiques sur les activités biotiques ou sur les conditions qui influencent la croissance et la diversité microbienne (Swift et coll., 1979). Cependant le sujet est complexe étant donné les interactions entre les variables abiotiques (facteurs climatiques) et les variables biotiques tels que la qualité de substrat et les populations microbiennes actives pendant la décomposition (Fogel et Cromack, 1977).

Les variables environnementales, comme la température et l'humidité (Janson et Berg, 1985), peuvent être considérées comme étant les plus importantes dans le contrôle des activités microbiennes du sol (Edmonds, 1980). En effet, la température et l'humidité du sol influencent les taux de décomposition de l'amendement organique et d'immobilisation/minéralisation de l'azote, et ce, durant tout le processus de

décomposition. Les températures optimales, minimales ou maximales pour les micro-organismes du sol sont plus ou moins décalées les unes par rapport aux autres, de sorte qu'à une température donnée, certains micro-organismes ou certains processus sont favorisés ou inhibés électivement (Dommergues et Mangenot, 1970). L'activité biologique du sol est fortement freinée lorsque la température tombe au-dessous de 10°C (Dommergues et Mangenot, 1970). Avec l'augmentation de la température jusqu'à 35°C, l'activité microbienne se trouve stimulée et par conséquent, le taux de décomposition des substrats organiques s'accroît (Moorhead et Reynolds, 1991). L'activité microbienne est aussi influencée par l'humidité de plusieurs manières, d'une part directement parce que l'eau est indispensable au développement des micro-organismes du sol, et d'autre part indirectement en modifiant les échanges gazeux et en transportant diverses substances tels que les substrats énergétiques ou certains éléments de la microflore (Dommergues et Mangenot, 1970). En général, le taux de décomposition augmente avec l'humidité du sol (Singh et Singh, 1986).

3. VALORISATION AGRICOLE DES RÉSIDUS PAPETIERS

L'industrie papetière québécoise génère d'importantes quantités de résidus, source importante de la matière organique, qui s'élèvent à près de 5 millions de tonnes humides par année (Désilets, 1995 ; Brouillette et coll., 1996). Les résidus générés par les usines papetières peuvent être classés en 4 catégories (Tableau 2). Au Québec, ce sont les résidus primaires qui sont produits en plus grande quantité, suivis par ordre décroissant, des résidus de bois et d'écorces, des résidus de désencrage et des résidus secondaires. Les résidus primaires et secondaires proviennent de la fabrication du papier à partir des fibres du bois vierge (Sauvesty et Tabi, 1995). Les résidus primaires sont issus d'un premier traitement qui consiste à séparer les fibres résiduelles des eaux usées par dépôt de la matière solide. Le deuxième traitement de purification de ces eaux usées donnera les résidus secondaires. Au cours de cette dernière opération, des quantités d'azote et de phosphore sont ajoutées afin de faciliter le rôle des micro-organismes (Thacker, 1985). En ce qui concerne les résidus de désencrage, ils sont issus d'un processus semblable à celui dont on obtient les résidus

Tableau 2: Classification des résidus papetiers.

Catégories	Quantité T an ⁻¹ ^a	Origine ^b
Écorces et résidus de bois	1 540 700	Préparation des arbres
Résidus primaires	3 053 050	Traitement primaire des eaux usées par dépôt de la matière solide
Résidus secondaires	50 750	Traitement secondaire par des micro-organismes de la partie la plus liquide du traitement primaire
Résidus de désencrage	309 050	Traitement des eaux usées par dépôt de la matière solide lors de désencrage du papier

^a Désilets (1995)

^b Sauvesty et Tabi (1995)

primaires. À l'opposé de ces derniers, la matière première est du papier recyclé.

Les résidus de papeterie tels que les boues primaires et secondaires sont composés essentiellement de fibres de bois alors que les résidus de désencrage peuvent contenir en plus des fibres de bois, de l'argile (silicates d'aluminium), des résidus d'encre, de la kaolinite et du noir de charbon.

D'après les analyses effectuées à l'Université Laval, les résidus papetiers ne contiennent aucun contaminant problématique (Beauchamp, 1993; Brouillette et coll., 1996; Trépanier et coll., 1996b). Ces analyses ont démontré que ces résidus contiennent de 10 à 270 fois moins de métaux lourds et 100 fois moins de biphényles polychlorés que les boues issues des usines d'épuration des eaux municipales, ce qui est un avantage pour leur utilisation tant en milieu agricole que forestier (Brouillette et coll., 1996; Trépanier et coll., 1996a,b). Ces résidus compostés ou non, peuvent être épandus ou incorporés au sol (NCASI 1959, 1992) sur des terres agricoles et sylvicoles (Thacker, 1985). Ils peuvent aussi être utilisés comme composante de base des substrats pour la culture en pépinière et en contenants (Chong et Cline, 1993).

4. REVUE DES DIFFÉRENTS TRAVAUX EFFECTUÉS SUR LA VALORISATION DES RÉSIDUS PAPETIERS

Les résidus papetiers constituent un matériel pouvant restituer la matière organique du sol. Ils sont utilisés pour augmenter la matière organique du sol pour les cultures horticoles au champ (Pridham et Cline, 1988; Shimek et coll., 1988), pour les cultures en serre (Shimek et coll., 1988; Zhang et coll., 1993), pour les grandes cultures (Simpson et coll., 1983; Logan et Esmaeizadeh, 1985; Trépanier et coll., 1996a), pour les cultures ornementales (Chong et Cline, 1993), pour la régénération des forêts (Henry, 1991; Vera et Servello, 1994) et pour la restauration de sites dégradés (Watson et Hoitink, 1985; Feagley et coll., 1994 ; Fierro, 1998).

Plusieurs études ont montré que l'ajout de résidus papetiers contribue à améliorer la structure du sol (Bellamy et coll., 1990; Feagley et coll., 1994; Chantigny et coll., 1999), l'infiltration de l'eau (Bellamy et coll., 1990; Feagley et coll., 1994 ; Nemati, 1998), la capacité de rétention en eau (Logan et Esmailzadeh, 1985) et permet d'augmenter la porosité et diminuer la densité du sol (Diehn, 1991 ; Nemati, 1998). De plus, les fibres de bois contenues dans les résidus peuvent se structurer en fines couches à la surface du sol et empêcher l'érosion (Watson et Hoitink, 1985). Les améliorations physiques du sol, conférées aux résidus papetiers, permettent de fournir un environnement idéal pour la croissance des plantes (Zhang et coll., 1993).

5. DYNAMIQUE DE DÉCOMPOSITION DES RÉSIDUS PAPETIERS

L'usage de résidus papetiers comme amendements en sols agricoles n'a retenu l'attention des chercheurs que durant ces deux dernières décennies. L'information sur ces résidus semble donc limitée, principalement en ce qui concerne leur décomposition.

En général, les résidus organiques ayant un rapport C/N élevé se décomposent lentement (Henry, 1991 ; Cline et Chong 1991). D'après les travaux de Fierro (1998) pour la revégétation d'une sablière, les résidus de désencrage, ayant un C/N=115 et demeurant 3 ans au champ n'ont perdu que 51% de leur poids. Cette décomposition lente correspondant à l'existence d'un pool récalcitrant important a été attribuée à la teneur élevée de ces résidus en lignine et à la présence de l'argile. Par ailleurs, les travaux de Zibiliske (1987) ont montré que les résidus primaires à C/N \approx 400 perdent 25 et 60% du carbone contenu initialement dans les résidus après 250 jours d'incubation sous 12 et 25 °C respectivement. Cette vitesse est relativement plus faible que celle rapportée pour les résidus végétaux où on assiste à 80% des pertes de carbone dans les 3 à 4 premiers mois d'incubation et de plus de 95% au cours des 6 premiers mois (Pansu, 1991).

Puisque les dynamiques du carbone et de l'azote sont interdépendantes, l'étude simultanée de leur minéralisation a fait l'objet de certaines études suite à un amendement

en résidus papetiers (Zibilske, 1987, 1997 ; Honeycutt et coll., 1988 ; Zhang et coll., 1993). Les résultats obtenus ont montré que l'apport des résidus à C/N élevé entraîne une immobilisation de l'azote (Zibilske, 1987 ; Henry, 1991). La durée de cette immobilisation est fonction de la dose de résidus appliquée. En effet, elle est courte pour les faibles doses (Zibilske, 1987). Par ailleurs, les sols amendés avec des résidus papetiers dont le ratio C/N est faible (7 à 47) n'ont montré aucune immobilisation nette de l'azote à des températures supérieures à 10 °C à l'exception des travaux de Honeycutt et coll. (1988) (Zhang et coll., 1993; Zibilske, 1997). Les travaux de ces derniers auteurs ont montré que le temps nécessaire pour le début de la minéralisation après l'immobilisation est interpolé entre 12 jours à la température de 30°C et 60 jours à 10°C. Un apport supplémentaire d'engrais azoté serait donc avantageux en présence des plantes pour compenser les effets d'immobilisation de cet élément par les micro-organismes. Brouillette et coll. (1996) sont également de cet avis. Cette immobilisation peut cependant se révéler bénéfique en absence des cultures. Elle permet dans ces conditions d'éviter une lixiviation d'azote. Cette réorganisation de l'azote par les micro-organismes n'est de toute façon que transitoire puisque, après l'épuisement de substrat, les populations microbiennes déclineront, libérant progressivement l'azote qu'elles avaient emmagasiné.

Dans le sol, le carbone de la matière organique fraîche, qu'il s'agisse de matière organique incorporée ou de litière naturelle, subit sous l'action de la faune et de la microflore du sol des transformations complexes. Une partie du matériel est utilisée pour les réactions d'oxydoréduction et finalement rejetée sous forme de dioxyde de carbone. Une autre partie subit des transformations biochimiques qui peuvent, soit servir pour l'édification des composants cellulaires (Davet, 1996), soit être sécrétés dans l'environnement immédiat des micro-organismes comme produits de synthèse (biomolécules). Ceux-ci, à leur tour, subissent des transformations dans le temps en formes plus complexes pour subsister sous forme d'humus lié aux constituants minéraux (Duchaufour, 1983; Paul et Clark, 1989). Une troisième partie qui ne peut servir à aucun de ces deux usages, constitue un résidu inutile aux micro-organismes (Davet, 1996).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aldefer, R. B. 1950. Influence of seasonal and cultural conditions on macroaggregation of Hagerstown soil. *Soil Sci.* 69: 193-203.
- Allison, F. E. 1973. *Soil Organic Matter and its Role in Crop Production*. Elsevier Scientific Publishing Co., New York: 637pp.
- Angers, D. A., and Mehuys, G. R. 1989. Effects of cropping on carbohydrate content and water stable aggregation of a clay soil. *Can. J. Soil Sci.* 69 : 373-380.
- Angers, D. A. 1992. Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and alfalfa. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1244-1249.
- Angers, D.A., Samson, N., and Légère, A. 1993. Early changes in water stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.* 73 : 51-59.
- Angers, D. A. and Carter, M. R. 1996. Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils : 193-262. In *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Carter, M.R and Stewart, B.A. eds.. *Advances in Soil Science*: 469pp.
- Aspiras, R. B., Allen, O. N., Harris, R. F., and Chesters, G. 1971. Aggregate stabilization by filamentous microorganisms. *Soil Sci.* 112 (4): 282-284.
- Azam, F., Haider, K., and Malik, A. 1985. Transformation of ¹⁴C labelled plant components in soil in relation to immobilisation and remineralization of ¹⁵N fertilizer. *Plant and Soil* 86 : 15-25.
- Bartoli, F., Philippy, R., and Burtin, G. 1988. Aggregation in soils with small amounts of swelling clays. I. Aggregate stability. *J. Soil Sci.* 39 : 593-616.
- Beauchamp, C. J. 1993. Sources potentielles d'amendements organiques: impacts et limitations. Colloque sur la pomme de terre. 29 Octobre 1993, Québec: 17-24.
- Bellamy, K. L., Delint, N., Pridham, N. F., and Cline, R. A. 1990. Agricultural utilization of pulp and paper mill sludge in the Niagara area. In proceeding on the 13 th international symposium on wastewater treatment, Nov. 1990, Montreal, Québec: 65-81.

Berg, B., and Agren, G. I. 1984. Decomposition of needle litter and its organic chemical components: theory and field experiments. Long-term decomposition in a Scots pine forest. III. *Can. J. Bot.* 62: 2880-2888.

Berg, B., and Staaf, H. 1981. Leaching, accumulation and release of nitrogen in decomposing forest litter. In *terrestrial Nitrogen Cycles*. Clark, F. E., and Rosswall, T. (eds.). *Ecol. Bull. (Stockholm)* 33 : 163-178.

Bond, R. D., and Harris, J. R. 1964. The influence of the microflora on physical properties of soil. I. effects associated with filamentous algae and fungi. *Australian J. of Soil Res.* 2: 111-122.

Boyle, M., Frankenberger, W. T., and Stolzy, L. H. 1989. The influence of organic matter on soil aggregation and water infiltration. *J. Prod. Agric.* 2(4): 290-299.

Braids, O. C., and Miler, R. H. 1975. Fats, Waxes, and Resins in soil (Organic Matter) In *Soil Components*. J. E. Gieseking. (ed.). 1: 343-368.

Bremer, E., van Houtum, W., and van Kessel, C. 1991. Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen, and the absence of soil. *Biol. Fert. Soils* 11 : 221-227.

Brouillette, M., Trépanier, L., Gallichand, J., and Beauchamp, C. J. 1996. Composting Paper Mill Deinking Sludge with Forced Aeration. *Canadian Agricultural Engineering*. 38 (2): 115-122.

Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., and Harter, P. 1990. Relationship between aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 415-420.

Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., Gronholz, J. and Zachmann, G. 1995. Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 27(11) : 1453-1458.

Caron J. 1996. Describing pressure buildup within aggregates following immersion: a model. In *3rd Eastern Canada Soil Structure Workshop*. Caron, J., Angers, D. A., and Topp, G. C. (eds.), 21 et 22 août, Merrickville, Ontario: 59-73.

Caron, J., and Kay, B. D. 1992. Rate of response of structural stability to a change in water content : influence of cropping history. *Soil Till. Res.* 25 : 167-185.

Caron, J., Espindola, C. R., and Angers, D. A. 1996. Soil structural stability during rapid wetting : Influence of land use on some aggregate properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60 : 901-908.

Chantigny, M. H., Angers, D. A., and beauchamp, C. J. 1999. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(5): 1214-1221.

Chaussod, R., Catroux, G., and Juste, C. 1986. Effects of anaerobic digestion of organic wastes on carbon and nitrogen mineralization rates: laboratory and field experiments. In *Efficient land use of sludge and manure*. Dam Kofoed, A., Williams, J.H., and L'Hermite P. (eds.) London: 24-36.

Chenu, C. 1985. Étude expérimentale des interactions argiles-polysaccharides neutres. Contribution à la connaissance des phénomènes d'agrégation d'origine biologique dans les sols. Thèse Doct. 3e cycle, Univ. Paris VII.

Chenu, C. 1989. Influence of fungal polysaccharide, scleroglucan, on clay microstructures. *Soil Biol. Biochem.* 21 (2): 299-305.

Cheshire, M. V. 1979. *Nature and origin of carbohydrates in soils*. Academic Press, London: 216pp.

Cheshire, M. V., Sparling, G. P., and Mundie, C. M. 1983. Effect of periodate treatment of soil on carbohydrate constituents and soil aggregation. *J. Soil Sci.* 34 : 105-112.

Cheshire, M. V., Sparling, G. P., and Mundie, C. M. 1984. Influence of soil type, crop and air drying on residual carbohydrate content and aggregate stability after treatment with periodate and tetraborate . *Pant Soil* 76 : 339-347.

Cheshire, M. V., and Chapman, S. J. 1996. Influence of the N and P status of plant material and of added N and P on the mineralization of ¹⁴C-labelled ryegrass in soil. *Biol. Fert. Soils* 21 : 166-170.

Chesters, G., Attoe, O. J., and Allen, O. N. 1957. Soil aggregation in relation to various soil constituents. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 21 : 272-277.

Chong, C., and Cline, R. A. 1993. Response of four ornamental shrubs to container substrate amended with two sources of raw paper mill sludge. *HortScience.* 28: 807-809.

Cline, R. A., and Chong, C. 1991. Putting Paper Mill Waste to Use in Agriculture. *Highlights* 14 (1): 16-19.

Concaret, J. 1967a. Étude des mécanismes de la destruction des agrégats de terre au contact des solutions aqueuses. *Ann. Agron.* 18 (1): 65-90.

Concaret, J. 1967b. Étude des mécanismes de la destruction des agrégats de terre au contact des solutions aqueuses. *Ann. Agron.* 18 (1): 90-144.

Davet, P. 1996. *La vie microbienne du sol et production végétale* Paris : INRA : 383pp.

DeBano, L. F. 1971. The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35 : 340-343.

Degens, B. P. 1997. The contribution of carbohydrate-C and earthworm activity to the water stable aggregation of a sandy soil. *Australian J. of Soil Res.* 35 (1) : 61-71.

Désilets, L. 1995. Produire ou traiter, les enjeux réels de l'industrie du compostage. In 2ème Forum québécois sur le compostage. Association québécoise des industriels du compostage. 26 et 27 avril 1995, Québec: 77-80.

Diehn, K. 1991. Recycling a deinking mill's waste through landspreading. TAPPI Envir. Conf. TAPPI Press : 739-746.

Dinel, H., and Gregorich, E. 1995. Structural stability status as affected by long term continuous maize and bluegrass sod treatments. *Biological Agriculture & Horticulture* 12 (3): 237-252.

Dinel, H., Mathur, S. P., and Levesque, M. 1991a. Improvements of physical properties of degraded shallow organic soils by admixing organic overlays and mineral sublayers. *Can. J. Soil Sci.* 71 (1) : 101-117.

Dinel, H., Mehuys, G. R., and Levesque, M. 1991b. Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Sci.* 151 (2): 146-158.

Dinel, H., Levesque, P. E. M., Jambu, P., and Righi, 1992. Microbial activity and long-chain aliphatics in the formation of stable soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 : 1455-1463.

Dinel, H., Schnitzer, M., and Mehuys, G. R. 1990. Soil lipids: Origin, Nature, Content, Decomposition and Effect on Soil Physical Properties. In *Soil Biochemistry*, volume 6. Bollag, J. M. and Stotzky, G. (eds.): 397-429.

Dommergues, Y., and Mangenot, F. 1970. *Écologie microbienne du sol*, Masson et Cie (eds.) : 487pp.

Duchaufour, Ph. 1983. *Pédologie. 1. Pédogénèse et classification. 2^{ème} édition.* Masson (ed.) Paris : 491pp.

Duchaufour, Ph. 1994. *Pédologie. Sol, Végétation, Environnement. 4^{ème} édition.* Masson (ed.) Paris : 324pp.

Dutartre, Ph., Bartoli, F., Andreux, F., Portal, J. M., and Ange, A. 1993. Influence of content and nature of organic matter on the structure of some sandy soils from West Africa. *Geoderma* 56 : 459-478.

Edmonds, R. L. 1980. Litter decomposition and nutrient release in Douglas-fir, red alder, western hemlock and Pacific silver fir ecosystems in western Washington. *Can. J. For. Res.* 14 : 395-400.

Edwards, A. P., and Bremner, J. M. 1967. Microaggregates in soils. *J. of Soil Sci.* 18: 64-73.

Feagley, S. E., Valdez, M. S., and Hundall, W. H. 1994. Bleached, primary papermill sludge effect on bermudagrass grown on a mine soil. *Soil Sci.* 157: 389-397.

Fehrmann, R. C., and Weaver, R. W. 1978. Scanning electron microscopy of rhizobium sp. adhering to fine silt particles. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 42: 279-281.

Fierro, A. 1998. Implications écologiques de la valorisation de résidus de désencrage du papier comme amendement organique sur la revégétation durable d'une sablière Thèse de Ph.D. Université Laval-Québec, Canada : 152pp.

Fogel, R., and Cromack, K. Jr. 1977. Effect of habitat and substrat quality on Douglas fir litter decomposition in western Oregon. *Can. J. Bot.* 55 :1632-1640.

Foster, R. C. 1978. Ultramicro morphology of some south Australian soils. In *Modifications of soil structure*. Emerson, W. W., Bond, R. D., and Dexter, A. R. (eds.), London: 103-109.

Francis, P. B., and Cruse, R. M. 1983. Soil water matric potential effects on aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47 : 578-581.

Garrity, G. M., Heimbuch, B. K., and Gagliardi, M. 1996. Isolation of zoosporogenous actinomycetes from desert soils. *J. of Industrial microbiology & biotechnology.* 17 (3/4) : 260-267.

Gosz, J. R. 1980. Biomass distribution and production budget for a nonaggrading forest ecosystem. *Ecology* 61(3) : 507-514.

Grant, C. D., and Dexter, A. R. 1990. Air entrapment and differential swelling as factors in the mellowing of moulded soil during rapid wetting. *Aust. J. Soil Res.* 28 : 361-369.

Green, C. J., Blackmer, A. F., and Horton, R. 1995. Nitrogen effects on conservation of carbon during corn residue decomposition in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 59 : 453-459.

Gregorich, E. G., Carter, M. R., Angers, D. A., Monreal, C. M., and Ellert, B. H. 1994. Towards a minimum data set to assess soil organic matter quality in agricultural soils. *Can. J. Soil Sci.* 74: 367- 385.

Guckert, A. 1973. Contribution à l'étude des polysaccharides dans les sols et leur rôle dans les mécanismes d'agréation. Thèse d'état, Univ. Nancy I.

Gucket, A., Chone, T., and Jacquin, F. 1975. Microflore et stabilité structurale des sols. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol.* 12: 211-223.

Gupta, U. M. 1967. Carbohydrates. In *Soil Biochemistry*. McLaren, A.D. et Peterson, G.A. (eds.).

Gupta, V. V. S. R., and Germida, J. J. 1987. Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 20(6): 777-786.

Hadas, A. 1990. Directional strength in aggregates as affected by aggregate volume and by a wet/dry cycle. *J. Soil Sci.* 41 : 85-93.

Hamblin, A. P., and Greenland, D. J. 1977. Effect of organic constituents and complexed metal ions on aggregate stability of some east anglian soils . *J. Soil Sci.* 28 : 410-416.

Harris, R. F., Chesters, G., and Allen, O. N. 1966. Dynamics of soil aggregation. *Adv. Agron.* 18 : 107-169.

Haynes, R. J., and Francis, G. S. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil Sci.* 44: 665-675.

Haynes, R. J., and Swift, R. S. 1990. Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *J. Soil Sci.* 41: 73-83.

Haynes, R. J., Swift, R. S., and Stephen, R. C. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil & Till. Res.* 19 : 77-87.

Hénin, S. 1938. Étude physico-chimique de la stabilité structurale des terres. Thèse Paris.

Hénin, S. 1939. Influence des facteurs climatiques sur la stabilité structurale des sols de limon. *Annal. Agron.* : 301-311.

Hénin, S. 1976. Cours de physique du sol. Tome I et Tome II, ORSTOM-EDITEST, Paris.

Hénin, S., and Concaret, J. 1965. Sur une propriété déterminant la stabilité structurale des terres: la cohésion à l'état humide. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences, Paris*, 261: 2734-2737.

Hénin, S., Gras, R., and Monnier, G. 1969. Le profil cultural. Masson: 332pp.

Henry, C. L. 1991. Nitrogen dynamics of pulp and paper sludge amendment to forest soils. *Water Sci. Technol.* 24: 417-425.

Honeycutt, C. W., Zibilske, L. M., and Clapham, W. M. 1988. Heats units for describing carbon mineralization and predicting net nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1346-1350.

Hughes, M. K. 1971. Seasonal calorific values from deciduous woodland in England. *Ecology* 52 : 923-926.

Jambu, P., Bilong, P., Ambles, A., Ntsikoussalabongui, B., and Fustec, E. 1987. Influence d'apports minéraux sur l'évolution des lipides naturels de sols acides. *Science du Sol* 25(3) : 161-172.

Jambu, P., Fustec, E., and Jacquesy, R. 1978. Les lipides des sols: nature, origine, évolution, propriétés. *Science du Sol* 4: 229: 240.

Jambu, P., Moucawi, J., Fustec, E., Ambles, A., and Jacquesy, R. 1985. Interrelation entre le pH et la nature des composés lipidiques du sol : Étude comparée d'une rendzine et d'un sol lessivé glossique . *Agrochimica* 29(2,3,4) : 186-198.

Janson, P. E., and Berg, B. 1985. Temporal variation of litter decomposition in relation to simulated soil climate : long term decomposition in a Scots pine forest.V. *Can. J. Bot.* 63 : 1008-1016.

Jedidi, N., Van Cleemput, O., and M'hiri, A. 1995. Quantification des processus de minéralisation et d'organisation de l'azote dans un sol en présence d'amendement organique. *Can. J. Soil Sci.* 75 : 85-91.

Juma, N. G. 1993. Interrelationships between soil structure/texture, soil biota/soil organic matter and crop production. *Geoderma* 57 : 3-30.

Kay, B. D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Advances in Soil Science*, Stewart, B. A. (ed.). Vol. 12: 1-52.

Kay, B. D., Angers, D. A., Groenevelt, P. H., and Baldock, J. A. 1988. Quantifying the influence of cropping history on soil structure. *Can. J. Soil Sci.* 68 : 359-368.

Kemper W. D., and Roseneau, R. C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In *Methods of soil analysis- Part I. Physical and mineralogical methods*. Klute, A. (ed.). 2^{ème} édition, Agronomy n° 9, Madison , WI.

Kinsbursky, R.S., Levanon, D., and Yaron, B. 1989. Role of fungi in stabilizing aggregates of sewage sludge amended soils. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 53 (4) : 1086-1091

Le Bissonnais, Y. 1989. Analyse des processus de microfissuration des agrégats à l'humectation. *Science du Sol* 27: 187-199.

Letey, J. 1985. Relationship between soil physical properties and crop production. *Advances in Soil Science*. Stewart, B. A. (ed.). Vol. 1: 227-294.

Logan, T. J., and Esmaeilzadeh, H. 1985. Utilizing papermill sludge....Use on cropland. *Biocycle* 26(5): 52-53.

Lousier, J. D., and Parkinson, D. 1978. Chemical element dynamics in decomposing leaf litter. *Can. J. Bot.* 56 : 2795-2812.

Lynch, J. M., and Bragg, E. 1985. Microorganisms and soil aggregate stability. *Adv. Soil Sci.* 2 : 133-171.

Magnoux, P. 1982. Étude de l'influence d'apports d'argile sur la composition de la fraction lipidique d'un sol carencé. Doctorat de 3e cycle, Poitiers : 115pp.

Martens, D. A., and Frankenberger, Jr. W. T. 1990. Quantification of soil saccharides by spectrophotometric methods. *Soil Biol. Bioch.* 22(8) : 1173-1175.

Martens, D. A., and Frankenberger, Jr. W. T. 1992. Decomposition of bacterial polymers in soil and their influence on soil structure. *Biol. Fertil. Soils.* 13: 65-73.

Martin, J. P. 1971. Decomposition and binding action of polysaccharids in soil. *Soil Biol. Biochem.* 3 : 33-41.

Melillo, J. M., Aber, J. D., and Muratore, J. F. 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63 : 621-626.

Melillo, J. M., Aber, J. D., Linkins, A. E., Ricca, A., Fry, B., and Nadelhoffer, K. J. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum : plant litter to soil organic matter. *Plant and soil* 115 : 189-198.

Metzger, L., and Yaron, B. 1987. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. In *Advances in Soil Science* vol 7 : 141-163.

Metzger, L., Levanon, D., and Mingelgrin, U. 1987. The effect of sewage sludge on soil structural stability : microbiological aspects. *Soil Sci. Soc. Am, J.* 51 : 346-351.

Miller, R. M., and Jastrow, J. D. 1990. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. *Soil Biol. Biochem.* 22: 579-584.

Monnier, G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Ann. Agron.* 16(4) : 327-400.

Moorhead, D. L., and Reynolds, J. F. 1991. A general model of litter decomposition in the northern Chihuahuan Desert. *Ecol. Modelling* 56 : 197-219.

Morel, R. 1981 Cinétiques relatives de l'azote et du carbone dans le sol. *Comptes Rendus des Séances de l'Académie d'Agriculture de France*. 67(10) : 903-912.

Morse, C. C., Yevdokimov, I. V., and DeLuca, T. H. 2000. In situ extraction of rhizosphere organic compounds from contrasting plant communities. *Comm. Soil Sci. and Plant analysis*, V 31 (5/6) : 725-742.

Moucawi, J., Fustec, E., Jambu, P., and Jacquesy, R. 1981. Decomposition of lipids in soils : free and esterified fatty acids, alcohols and ketones. *Soil Biol. Biochem.* 13 : 461-468.

Musy, A., and Soutter, M. 1991. *Physique du Sol*. Publié dans: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes : 335pp.

N'Dayegamiye, A. 1991. Valeur agronomique des composts. Colloque sur la valorisation agricole des boues. *MAPAQ* : 13-24.

N'Dayegamiye, A., and Angers, D. A. 1990. Effet de l'apport prolongé de fumier de bovins sur quelques propriétés physiques et biologiques d'un Laom limoneux neuboiss sous culture de maïs. *Can. J. Soil Sci.* 70 : 259-262.

NCASI (National Council for Air and Stream Improvement). 1959. Pulp and papermill waste disposal by irrigation and land application. *Stream Improvement Technical Bulletin* No. 124.

NCASI. 1992. Solid waste management and disposal practices in the U.S. paper industry. *Technical Bulletin* No. 641.

Nemati, M. R. 1998. Effets de diverses doses de désencrage sur la stabilité du réseau poral de trois types de sol du Québec (Canada). Thèse de Ph.D, Université Laval. 130pp.

Ntsikoussalabongui, B. 1983. Influence d'amendements azotés et phosphorés sur l'évolution de la matière organique. Doctorat de 3e cycle Poitiers : 126pp.

Oades, J. M. 1978. Mucilages at root surface. *J. of Soil Sci.* 29: 1-16.

Oades, J. M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil.* 76: 319-337.

Oades, J. M., and Waters, A. G. 1991. Aggregate hierarchy in soils. *Aust. J. Soil Res.* 29 : 815-828.

Pansu, M. 1991. Détermination de quelques paramètres caractéristiques de la cinétique d'humification et de minéralisation des amendements organiques dans les sols. Cah. ORSTOM, sér, Pédol., vol. XXVI, n°2 :131-144.

Paul, E. A., and Clark, F. E. 1989. Soil microbiology and biochemistry. Academic Press Inc., California: 273pp.

Polglase, P. J., Jokela, E. J., and Comerford, N. B. 1992. Nitrogen and phosphorus release from decomposing needles of southern pine plantations. Soil Sci. Soc. Am. J. 56: 914-920.

Pridham, N. F., and Cline, R. A. 1988. Paper mill sludge disposal: completing the ecological cycle. Pulp and paper Canada 89(2): T73: T75.

Reinertsen, S. A., Elliot, L. F., Cochran, V.L., and Campbell, G.S. 1984. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. Soil Biol. Biochem. 16 : 459-464.

Rennie, D. A., Truog, E., and Allen, O. N. 1954. Soil aggregation as affected by microbial gums, level of fertility and kind of crop. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 18 : 339-403.

Roberson, E. B., Sarig, S., Shennan, C., and Firestone, M. K. 1995. Nutritional management of microbial polysaccharide production and aggregation in an agricultural soil. Soil Sci. Soc. Am. J. 59 : 1587-1594.

Russel, E. W. 1973. Soil Conditions and Plant Growth. Russel, E.W. (ed.) 10th ed., London: 849pp.

Santoro, T., and Stotzky, G. 1968. Sorption between micro-organisms and clay minerals as determined by electrical sensing zone particle analyzer. Can. J. Microbiol. 14: 299-307.

Sauvesty, A., and Tabi, M. 1995. Le compostage au Québec. Consortium sur le développement du compostage au Québec, Québec.

Shimek, S., Nessman, M., Charles, T., and Ulrich, D. 1988. Paper sludge land application studies for three Wisconsin mills. TAPPI J.71(9): 101-107.

Sidi, H., and Pansu, M. 1990. Effets d'apports organiques et de gypse sur la stabilité structurale de deux sols méditerranéens. Science du sol 28(3) : 237-256.

Simpson, G. G., King, L. D., Carlile, B. L., and Blickensderfer, P. S. 1983. Paper mill sludges, coal fly ash, and surplus lime mud as soil amendments in crop production. *TAPPI J.* 66 (7): 71-74.

Singh, C. P., Singh, Y. P., and Singh, M. 1987. Effect of different carbonaceous compounds on the transformation of soil nutrients. I. Immobilisation and mineralization of applied phosphorus. *Biological Agr. Hort.* 4 : 301-307.

Singh, Y. P., and Singh, C. P. 1986. Effect of different carbonaceous compounds on the transformation of soil nutrients. I. Immobilisation and mineralization of applied nitrogen. *Biological Agr. Hort.* 4 : 19-26.

Skene, T. M., Clarke, P., Skjemstad, J. O., Oades, J. M., and Clarke, P. J. 1997. The influence of inorganic matrices on the decomposition of Eucalyptus litter. *Aust. J. Soil Res.* 35 : 73-87.

Stevenson, F. J. 1986. *Cycles of soil: carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, micronutrients.* John Willey & Sons, Inc., New York.: 380pp.

Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions.* 2ème ed., New York: 496pp.

Sullivan, L. A. 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water stable aggregation. *J. of Soil Sci.* 41: 529-534.

Swift, M. J., Heal, O. W., and Anderson, J. M. 1979. The influence of resource quality on decomposition processes. In *Studies in Ecology vol. 5, Decomposition in Terrestrial Ecosystems.* Anderson, D. J., Greig-Smith, P., and Pitelka, F. A. (eds.), University of California: 372pp.

Tabi, M., Tardif, L., Carrier, D., Laflamme, G., and Rompré, M. 1990. *Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec : rapport de synthèse.* MAPAQ, Québec, Canada : 70pp.

Taylor, B. R., Parsons, W. F. J., and Parkinson, D. 1989. Decomposition of *Populus tremuloides* leaf litter accelerated by addition of *Alnus crispa* litter. *Can. J. For. Res.* 19 : 674-679.

Thacker, W. E. 1985. Silvicultural land application of wastewater and sludge from the pulp and paper industry. In *The forest Alternative.* Cole, D. W., Henry, C. L., and Nutter, W. L. (eds.). University of Washington Press.

Thomas, R. S., Franson, R. L., and Bethlenfalvay, G. J. 1993. Separation of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and roots effects on soil aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57 : 77-81.

Tisdall, J. M. 1991. Fungal hyphae and structural stability of soil. *Aust. J. Soil Res.* 29 : 729-743.

Tisdall, J. M. 1994. Possible role of soil microorganisms in aggregation in soils. *Plant Soil* 159: 115-121.

Tisdall, J. M. 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter : 57-96. In *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Carter, M.R and Stewart, B.A. (eds.). *Advances in Soil Science*: 469pp.

Tisdall, J. M., and Oades, J. M. 1979. Stabilization of soil agregates by the root systems of ryegrass. *Australian J. of Soil Res.* 17: 429-441.

Tisdall, J. M., and Oades, J. M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. of Soil Sci.* 33: 141-163.

Tisdall, J. M., Smith, S. E., and Rengasamy, P. 1997. Aggregation of soil by fungal hyphae. *Australian. J. of Soil Res.* 35: 55-60.

Trépanier, L., Caron, J., Yelle, S., Thériault. G., Gallichand, J., and Beauchamp, C. J. 1996a. Impact of deinking sludge amendment on agricultural soil quality. In *Proc. of the TAPPI Environ. Conf.* TAPPI Press: 529-537.

Trépanier, L., Gallichand, J., Caron, J., and Thériault. G. 1996b. Environmental Impact of On-Farm Storage Of Deinking Paper Mill Sludge. *Transactions of the ASAE.* 39: 1853-1859.

Trudelle, M., and Giroux, M. 1991. Effet de l'apport des résidus de pâte et papier frais et compostés sur les propriétés des sols et le rendement des cultures. *Colloque sur les amendements organiques et la productivité du sol*, 7 Oct.

Vera, C. J., and Servello, F. A. 1994. Effects of paper mill sludge in spruce fire forests on wildlife in Maine. *J. Wildl. Manage.* 58: 719-727.

Zhang, X., Campbell, A. G., and Mahler, R. L. 1993. Newsprint pulp and paper sludge as soil additive/amendment for alfalfa and bluegrass greenhouse study. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis.* 24: 1371-1388.

Zibilske, L. M. 1987. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition . Soil Sci. 143 (1): 26- 33.

Zibilske, L. M. 1997. Temperature effects on the decomposition of paper mill sludges in soil. Soil Sci. 162 (3) : 198-204.

Watson, M. E., and Hoitink, H. A. J. 1985. Utilizing paper mill sludge.... longterm effects in stripmine reclamation. Biocycle 26: 50-52.

Wright, S. F., and Upadhyaya, A. 1996. Extraction of an abundant and unusual protein from soil and comparison with hyphal protein of arbuscular mycorrhizal fungi. Soil Sci. 161(9) : 575-586.

Wright, S. F., Franke-Snyder, M., Morton, J. B., and Upadhyaya, A. 1996. Time course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. Plant Soil 181 : 193-203.

Wright, S. F., and Upadhyaya, A. 1998. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. Plant and Soil 198 : 97-107.

Wright, S. F., Starr, J. L., and Paltineau, I. C. 1999. Changes in aggregate stability and concentration of glomalin during tillage management transition. Soil Sci. Soc. Am. J. 63: 1825-1829.

CHAPITRE 1

ÉVOLUTION DE LA STABILITÉ STRUCTURALE ET DES FRACTIONS GLUCIDIQUES ET LIPIDIQUES : EFFET DE L'APPLICATION DES RÉSIDUS PAPETIERS

INTRODUCTION

Dans une perspective d'agriculture durable, l'évaluation de la stabilité des agrégats face aux diverses actions de stress est nécessaire, puisque cette dernière caractéristique est impliquée dans les pertes de sol par l'érosion, la compaction et la modification du profil cultural de surface. Cela pourrait affecter par la suite la croissance végétale et ainsi le rendement.

Le rôle de la matière organique dans l'agrégation du sol est bien reconnue (Tisdall et Oades, 1982; Chaney et Swift, 1986a,b; Stevenson, 1994). Une augmentation dans la quantité et la qualité de la matière organique du sol conduit souvent à une amélioration de la structure du sol (Guckert et coll., 1975; Dormaar, 1983; Oades, 1984; Metzger et Yaron, 1987; Puget et coll., 1999). Toutefois, on a souvent souligné que la stabilité des agrégats est plus liée à la qualité qu'à la quantité de la matière organique (Dormaar, 1983; Dutartre, 1993). On entend par qualité de la matière organique la nature de ses constituants.

L'efficacité des apports organiques sur l'amélioration de la stabilité structurale est d'habitude perçue après leur transformation par les organismes du sol (Dommergues et Mangenot, 1970 ; Tisdall, 1996). Cette amélioration de la stabilité structurale qui passe par la formation et la stabilisation des agrégats est le résultat des interactions complexes entre les facteurs biologiques, chimiques et physiques (Tisdall et Oades, 1982; Moloche et Page, 1986). En effet, la flore microbienne agissant sur la matière organique incorporée et native du sol est considérée promouvoir la stabilité structurale à la fois à travers l'action mécanique des hyphes fongiques et des corps bactériens et/ou à travers la synthèse de nouvelles structures moléculaires. Ces composés carbonés, issus de l'activité microbienne du sol, dont les sucres et les lipides font partie, peuvent intervenir dans l'amélioration de la stabilité structurale du sol en interagissant avec les composantes inorganiques du sol (Harris et coll., 1966; Bolt et coll., 1986). Les sucres par leur pouvoir agrégeant peuvent augmenter la cohésion du sol et les lipides peuvent en diminuer la mouillabilité et atténuer

par la suite l'action destructrice de l'eau (Hénin, 1939; Jambu et coll., 1978; Sullivan, 1990; Dinel et Gregorich, 1995; Degens, 1997).

Des études ont porté depuis plusieurs années sur les avantages de la récupération et de la valorisation des résidus organiques en agriculture afin d'augmenter le taux de la matière organique des sols. L'apport de résidus industriels riches en carbone organique et exempts de contaminants tels les résidus papetiers pourrait s'avérer une solution intéressante aux problèmes de dégradation de la structure dont souffrent la plupart des sols sous culture intensive (Trépanier et coll., 1996; Nemati, 1998).

Cette première partie de ce projet de recherche porte sur l'examen des effets de trois types d'amendements en résidus papetiers, source importante de la matière organique, sur les propriétés physiques et la production de composés glucidiques et lipidiques susceptibles d'influencer la stabilité du sol. Ainsi, les objectifs fixés peuvent être résumés comme suit:

- Étudier l'influence d'un mélange de résidus de désencrage et de résidus secondaires, d'un mélange de résidus primaires et de résidus secondaires ainsi que du compost de boues de désencrage sur l'évolution de la stabilité structurale de trois types de sol de textures différentes (loam sableux, loam argileux et loam limono-argileux).
- Suivre l'évolution de la production des sucres neutres, des sucres uroniques et des lipides pendant l'incubation des trois types de sols amendés en ces résidus.
- Évaluer le niveau de décomposabilité des 3 types d'amendements utilisés au cours d'une incubation à long terme (48 semaines).
- Déterminer les relations éventuelles entre les indices de stabilité des agrégats et les fractions glucidiques et lipidiques de ces 3 sols.

I.1. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Cette première partie de notre étude a été menée sur trois types du sol. Le premier est un loam sableux de la série l'Atrée situé à St-Pierre de l'île d'Orléans, le second sol est

un loam argileux de la série Bedford à Ste-Croix de Lotbinière et le troisième est un loam limono-argileux de la série Tilly à St-Augustin.

Des quantités de 200 g sur une base sèche des différents sols prélevés de l'horizon superficiel (0-20 cm) et préalablement tamisés à 6 mm ont été amendées avec trois types de résidus papetiers: le mélange désencrage-secondaire (Des + II), le mélange primaire-secondaire (I + II) et le compost à base de boues de désencrage mais en ajustant l'azote (nitrate d'ammonium 34-0-0) pour avoir un rapport C/N égal à 30 afin d'éviter l'immobilisation de l'azote (Annexe 1). Le phosphore (superphosphate 0-46-0) et le potassium (chlorure de potassium 0-0-60) ont été également ajoutés afin d'obtenir des rapports C/P et C/K de 60 et 130 respectivement (Mustin, 1987). Pour le mélange désencrage-secondaire, nous avons utilisé trois doses à savoir 8, 16 et 24 T ha⁻¹ en terme de poids sec avec des proportions de 80 % en désencrage et 20 % en résidus secondaires. Ces proportions de boues désencrage et secondaires sont déterminées sur la base de la production moyenne de ces deux résidus par les usines à papeterie. Pour le second mélange (primaire-secondaire), la dose de 18 tonnes anhydres par hectare a été choisie dans le but d'avoir la même quantité de carbone apportée au sol qu'avec la dose élevée de 24 T ha⁻¹ de mélange désencrage-secondaire tout en respectant toujours les mêmes rapports de 80 % pour le primaire et 20 % pour secondaire et ce, afin de pouvoir effectuer la comparaison entre le comportement de ces deux types d'amendements. Pour le compost, la dose utilisée dans cette incubation est la même que celle appliquée dans d'autres expériences menées au champ, soit 24 T ha⁻¹ (Nemati, 1998).

Les principales caractéristiques chimiques des sols et des résidus sont consignées au tableau 1.1. La texture est déterminée par la méthode de l'hydrométrie (Day, 1965), le pH est mesuré dans une solution sol /eau distillée avec un rapport 1 :1. La détermination du carbone organique a été faite par la méthode de Walkley et Black (Nelson et Sommers, 1982) et celle de l'azote total par la méthode de micro-Kjeldahl (Bremner et Mulvaney, 1982). Pour l'extraction du phosphore et du potassium totaux dans le cas des résidus

Tableau 1.1: Analyse physico-chimique des trois sols et des différents résidus papetiers.

Propriétés	Résidus papetiers				Sols		
	primaire	secondaire	désencrage	compost	loam sableux	loam argileux	loam limono-argileux
Sable (g 100g ⁻¹)					71.8	29.8	8.8
Limon (g 100g ⁻¹)					13.3	42.9	51.8
Argile (g 100g ⁻¹)					14.8	27.3	39.4
C. org. (g 100g ⁻¹)	56.2	30.7	40.4	29.2	2.8	2.15	3.7
Azote total (g 100g ⁻¹)	0.22	0.94	0.13	0.33	0.17	0.23	0.3
C/N	255.5	32.6	310.8	88.5	16.5	9.4	12.3
Sucres neutres (mg kg ⁻¹)	72 947	117 686	63 982	22 352			
Sucres uroniques (mg kg ⁻¹)	47 731	25 025	29 978	5 979			
lipides (mg kg ⁻¹)	10 241	26 028	21 234	7 708			
pH	5.6	6.6	8	7.9	5.6	5.8	6.8
phosphore total (mg kg ⁻¹)	779	2440	79	2169	1463	688	774
potassium total (mg kg ⁻¹)	275	1795	300	2835	4935	10985	11490

C/N (désencrage-secondaire) : 128/1

C/N (primaire-secondaire) : 137/1

C/N (Compost) : 89/1

papetiers, nous avons procédé par une pré-digestion à l'acide nitrique puis une digestion à l'acide perchlorique et dans le cas du sol par une digestion avec un mélange de l'acide nitrique et de l'acide perchlorique (Barnhisel et Bertsh, 1982). La détermination des teneurs en phosphore total a été faite par colorimétrie et celles en potassium total à l'aide de la spectrophotométrie par émission de la flamme. L'extraction des sucres neutres et des sucres uroniques a été effectuée par hydrolyse à l'acide sulfurique 0.5M. La détermination des sucres neutres a été réalisée selon la méthode de Cheshire (1979) et celles des sucres uroniques par la méthode colorimétrique de Blumenkrantz et Asboe-Hansen (1973). Les lipides totaux ont été analysés selon la méthode de Bligh et Dyer (1959).

L'incubation durant 48 semaines a été faite dans des bouteilles de verre de 500 ml à la température de 20°C et à une teneur en eau au potentiel matriciel de -33 KPa correspondant pour chaque sol à 0.19 g H₂O g⁻¹ sol pour le loam sableux, 0.25 g H₂O g⁻¹ pour le loam argileux et 0.38 g H₂O g⁻¹ pour le loam limono-argileux.

L'ensemble des traitements et deux témoins (un témoin sans sol ni résidus et un témoin sol sans amendement) sont répétés trois fois (Tableau 1.2). La minéralisation du carbone a été mesurée par titration (Section I.1.3) aux temps suivants: 0, 3 jours, 1 sem., 2 sem., 4 sem., 8 sem., 12 sem., 24 sem. et 48 semaines alors que l'évolution des différentes fractions carbonées (sucres neutres, sucres uroniques et lipides) ainsi que la stabilité structurale par tamisage à l'eau des trois sols à l'état humide (Section I.1.1) et leur fraction d'argile dispersée par turbidimétrie (Section I.1.2) ont été mesurés après 0, 2, 4, 8, 12, 24 et 48 semaines d'incubation. Des mesures de stabilité structurale sur des échantillons à l'état sec ont été également effectuées et ce, pour certaines durées d'incubation soient 0, 2, 4 et 24 semaines. À chacune des durées d'incubation, les contenants du sol sont sacrifiés.

Tableau 1.2 : Désignation des différents traitements étudiés.

Traitements	Désignation	Quantité de carbone apporté par l'amendement en mg par kg du sol
Témoin	Sol sans amendement	-
Des+II (8 T ha ⁻¹)	Sol amendé avec un mélange de désencrage-secondaire à 8 T ha ⁻¹	1345
Des+II (16 T ha ⁻¹)	Sol amendé avec un mélange de désencrage-secondaire à 16 T ha ⁻¹	2690
Des+II (24 T ha ⁻¹)	Sol amendé avec un mélange de désencrage-secondaire à 24 T ha ⁻¹	4035
I+II (18 T ha ⁻¹)	Sol amendé avec un mélange de primaire-secondaire à 18 T ha ⁻¹	4035
Comp (24 T ha ⁻¹)	Sol amendé avec un compost de désencrage à 24 T ha ⁻¹	2776

I.1.1. STABILITÉ DES AGRÉGATS HUMIDES ET DISPERSION DE L'ARGILE

La méthode utilisée pour l'estimation de la stabilité des agrégats humides est celle de Pojasok et Kay (1990) combinant la turbidimétrie et le tamisage à l'eau. L'argile dispersée ainsi que les agrégats stables de plus de 1 mm de diamètre sont ainsi déterminés. Cette méthode consiste à mettre 5 g de sol à l'humidité de l'incubation dans un tube de 100 ml auquel nous ajoutons 40 ml d'eau distillée puis nous agitons pendant 5 minutes avec une vitesse de 28 oscillations par 30 secondes. Le contenu de chaque tube passe à travers un tamis de 1 mm et le filtrat est recueilli dans un erlenmyer de 125 ml. Le matériel du sol restant dans le tube est rincé deux fois avec 40 ml d'eau distillée en passant toujours par le tamis de 1 mm puis le matériel résiduel sur chaque tamis est séché et son poids déterminé. Ces agrégats séchés sont dispersés dans une solution d'hexamétaphosphate de sodium à 50g L⁻¹ d'eau distillée, afin de corriger le vrai poids sec des agrégats en soustrayant la masse de particules élémentaires obtenues après dispersion. Ainsi, le pourcentage d'agrégats humides stables au tamisage à l'eau est calculé selon la formule (équation 1.1):

$$\begin{aligned} & \text{\% des agrégats} \\ & \text{humides stables} = \frac{\text{poids d'agrégats} > 1\text{mm} - \text{poids des particules dispersées} > 1\text{mm}}{\text{poids d'échantillon} - \text{poids des particules dispersées} > 1\text{mm}} * 100 \quad (1.1) \\ & (\% \text{ AHS}) \end{aligned}$$

Le filtrat est ensuite utilisé pour déterminer la quantité des particules d'argile dispersées en mesurant la transmittance à 620 nm d'un échantillon de 0.1 ml recueilli à 1 cm de profondeur de filtrat décanté après 46 minutes et 30 secondes à 20 °C, selon la loi de Stokes. Pour chacun des sols, des courbes standards exprimant les concentrations d'argile en fonction de la transmittance ont été établies. À l'aide de ces dernières, nous avons évalué le pourcentage (g g⁻¹) du matériel de taille moins que 0.002 mm (< 2µm) pouvant se disperser (% FAD). Ce dernier ne représente alors que la fraction d'argile dispersée exprimée en pourcentage du poids initial de l'argile présente.

I.1.2. MESURE D'AGRÉGATS STABLES À L'EAU SUR SOL SEC

Des mesures de stabilité sur des échantillons secs (% ASS) ont été également effectuées afin d'expliquer les mécanismes de la stabilité des agrégats et de l'état de résistance de la structure des sols par rapport à des agents destructeurs externes comme l'eau.

Des évaluations de la distribution de la taille des agrégats secs stables à l'eau ont été déterminées selon la méthode décrite par Kemper et Rosenau (1986). Nous avons utilisé 10 g de sol sec tamisé au préalable avec l'agitateur mécanique de marque Octagon 200 ajusté à puissance 8 pendant 2 minutes, pour effectuer ensuite un tamisage mécanique dans l'eau (cuve de Yoder) sur une série de quatre tamis. Les tailles de tamis sont successivement de 2, 1, 0.5 et 0.25 mm de grillage.

Les agrégats ont donc été soumis à un tamisage sous l'eau à la température de la pièce (20 à 22 °C) pendant 10 minutes à une vitesse de 30 cycles par minute et à une amplitude de 40 mm. Après récupération du sol retenu sur chaque tamis, celui-ci a été séché à 105 °C pendant 24 heures et pesé. La quantité de gravier et de sable est également déterminée après dispersion avec une solution d'hexamétaphosphate de sodium. Les poids des agrégats récupérés sur chaque tamis sont exprimés sur la base de la masse totale du sol sec et sont calculés à partir de la différence entre le poids du sol et la teneur en gravier sur chacun des tamis. Ainsi, le pourcentage d'agrégats secs stables après humectation rapide dans l'eau (% ASS) sur chaque tamis est calculé selon la même formule citée auparavant (éq. 1.1).

I.1.3. MINÉRALISATION DU CARBONE

Pour évaluer le taux de décomposition des résidus papetiers utilisés, la minéralisation du carbone a été suivie durant les 48 semaines d'incubation. Certains échantillons donc ont été dotés d'un dispositif de collecte du CO₂. Ce dernier étant constitué d'un contenant rempli de 20ml d'une solution de NaOH 1N. En plus d'un témoin sans amendement, un témoin sans sol ni résidus est utilisé dans ce cas et ce, afin d'évaluer la part de CO₂ due au sol et celle due à l'atmosphère respectivement.

La minéralisation du carbone organique se traduit par la libération dans le milieu de l'anhydride carbonique (CO₂), qui est fixé par l'hydroxyde de sodium (NaOH, 1N). La quantité de CO₂ est déterminée par une titration avec une solution d'acide chlorhydrique en ajoutant du chlorure de baryum (BaCl₂) (Stotzky, 1965).

En utilisant la formule suivante (équation 1.2), nous avons calculé à partir des données de titration la quantité de carbone minéralisé ou de CO₂ dégagé :

$$\text{mg de C-CO}_2 \text{ minéralisé ou de CO}_2 \text{ dégagé} = (B-V) * N * E \quad (1.2)$$

où :

V= le volume (ml) de l'acide utilisé pour la titration de l'excès de NaOH dans les collecteurs pour chacun des échantillons du sol à chacune des durées d'incubation

B= le volume (ml) de l'acide utilisé pour la titration de l'excès de NaOH dans les collecteurs pour chaque témoin sans sol à chacune des durées d'incubation

N= la normalité de l'acide

E= le poids équivalent. Puisque les données sont exprimées sous forme de carbone alors E= 6. Autrement, si on voulait les exprimer en terme de CO₂ dégagé alors E serait égal à 22.

I.1.4. SUCRES NEUTRES

L'extraction est faite par hydrolyse à l'acide sulfurique en ajoutant 30 ml de H_2SO_4 0.5M à 2 g du sol séché à l'air libre et broyé à 0.15mm. Le tout a été placé dans un bain-marie à 85 °C pendant 24 heures puis centrifugé et filtré. Une aliquote de 4 ml du filtrat est neutralisée à pH 7 par une solution de NaOH 1N puis centrifugée à 2500 rpm pendant 10 minutes pour obtenir une solution pure de sucres, lesquels sont ensuite dosés par auto-analyseur-Technicon selon la méthode au ferrocyanure alcalin (Cheshire, 1979). Des standards préparés à partir d'une solution mère de D- Glucose de 0, 200, 400, 600 et 800 mg L^{-1} ont servi pour déterminer les quantités des échantillons en sucres totaux sur une base de glucose.

I.1.5. SUCRES URONIQUES

La procédure d'extraction est la même que celle des sucres neutres. Des échantillons hydrolysés à l'acide sulfurique sont incubés pendant 24 heures à une température de 85 °C puis centrifugés et filtrés. La méthode colorimétrique de Blumenkrantz et Asboe-Hansen (1973) a été utilisée pour le dosage des sucres uroniques. Un extrait de 0.2 ml auquel nous avons ajouté 2.4 ml de la solution 0.0125 M de tétraborate/ H_2SO_4 concentré, a été placé dans un bain de glace pendant 10 minutes puis chauffé pendant 5 minutes dans un bain d'eau bouillante. Après que cette solution ait été refroidie dans un bain de glace pendant 10 minutes, 40 μl du réactif méta-hydroxydiphenyl ont été ajoutés et l'absorbance de la nouvelle solution a été lue à 520 nm. Les teneurs des échantillons en sucres uroniques ont été calculées à partir d'une courbe standard obtenue en traçant les absorbances versus les doses de 0, 6.5, 26, 52, 102, 175 et 250 mg L^{-1} d'une solution standard de galacturonate de Na. Ces standards ont passé par les mêmes étapes d'extraction et de dosage que les échantillons de sol.

I.1.6. LIPIDES TOTAUX

L'analyse de la teneur en lipides totaux est effectuée sur des échantillons de 100g de sol sur une base humide selon la méthode de Bligh et Dyer (1959). Les lipides sont extraits du sol avec un mélange de chloroforme et de méthanol tout en s'assurant que les volumes de l'eau dans l'échantillon, de chloroforme et de méthanol ajoutés respectent les proportions 0.8: 1: 2. Puisque l'humidité des sols est contrôlée durant toute la période d'incubation, la quantité de mélange méthanol-chloroforme (2 : 1, v/v) est ajustée pour respecter le rapport 0.8:1:2. Par après, nous avons homogénéisé la suspension avec un agitateur pendant 2 minutes. Celle-ci a été diluée avec du chloroforme, ensuite avec de l'eau distillée tout en agitant. Les proportions d'eau, de chloroforme et de méthanol sur une base volumique s'en trouvent modifiées à 1.8:2:2. Pour une clarification partielle du surnageant, on centrifuge à 12 500 rpm puis on filtre. Le filtrat est transféré dans des ballons de décantation et on récolte la couche chloroforme contenant les lipides qui est de couleur foncée dans des ballons, qui vont à l'évaporateur rotatif à la température 35-40 °C. On laisse l'échantillon évaporer à sec. Ce résidu sec est alors pesé et la quantité de lipides est exprimée en pourcentage du sol sec.

I.1.7. ANALYSES STATISTIQUES

Le système SAS 6.12 pour Windows (SAS, Institute, 1996) est utilisé pour l'analyse des résultats expérimentaux des 3 sols étudiés. Après vérification de l'homogénéité de la variance, l'analyse de la variance (ANOVA) des données a été effectuée selon un dispositif en blocs aléatoires complets avec différentes doses d'application de résidus désencrage-secondaire et différents types d'amendements en résidus papetiers pour chacun des 7 temps d'incubation. Quand le test F de l'ANOVA indique la présence de différences significatives entre les traitements, nous procédons alors à l'utilisation de contrastes polynomiaux d'une part, pour vérifier la tendance linéaire des différentes doses du mélange désencrage-secondaire et d'autre part pour effectuer des comparaisons entre les différents types de

résidus papetiers. De même, des évaluations de la plus petite différence significative (ppds) au seuil de 5% sont effectuées pour déterminer les différences significatives entre les moyennes des traitements. Pour chacun des sols, nous avons effectué des corrélations multiples entre les différents paramètres étudiés dans cette section et ce, pour les temps de 2, 4, 8 et 24 semaines puis pour toutes les durées confondues.

I.2. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

I.2.1. STABILITÉ DES AGRÉGATS HUMIDES AU TAMISAGE À L'EAU

L'effet des différents mélanges de résidus papetiers sur le pourcentage des agrégats humides stables >1mm au tamisage à l'eau (AHS) pour les trois types de sol et les différentes dates d'échantillonnage est présenté à la figure 1.1. En début de l'incubation, l'effet de l'amendement est non significatif et ceci pour les 3 sols. Ce qui confirme que chaque différence notée plus tard peut être attribuée à l'effet du traitement.

Le patron d'évolution de la stabilité des agrégats observé suite à l'addition des résidus aux 3 sols étudiés montre 4 phases : une courte période de 2 semaines caractérisée par un taux rapide de formation des AHS puis une période de même durée montrant une diminution dans la proportion des AHS. Une troisième période subséquente s'échelonne entre la 8^{ème} et la 12^{ème} semaine d'incubation et se caractérise par une augmentation secondaire faible des AHS et finalement une longue période de diminution progressive dans la proportion des AHS >1mm est observée (Figure 1.1).

Comme le montre la figure 1.1, le résultat d'apport de ces amendements organiques sur la quantité des AHS >1mm est plus prononcé dans le loam limono-argileux, suivi par le loam argileux et enfin par le loam sableux. D'après cette figure, nous remarquons, à titre d'exemple, qu'après deux semaines d'incubation et pour la dose de 24 T ha⁻¹ de désencrage-secondaire, l'augmentation de la quantité des agrégats humides stables >1mm est en moyenne de l'ordre de 4.5 g 100 g⁻¹ du sol pour le loam sableux, de 11 g 100 g⁻¹ pour le loam argileux et de 17 g 100 g⁻¹ pour le loam limono-argileux.

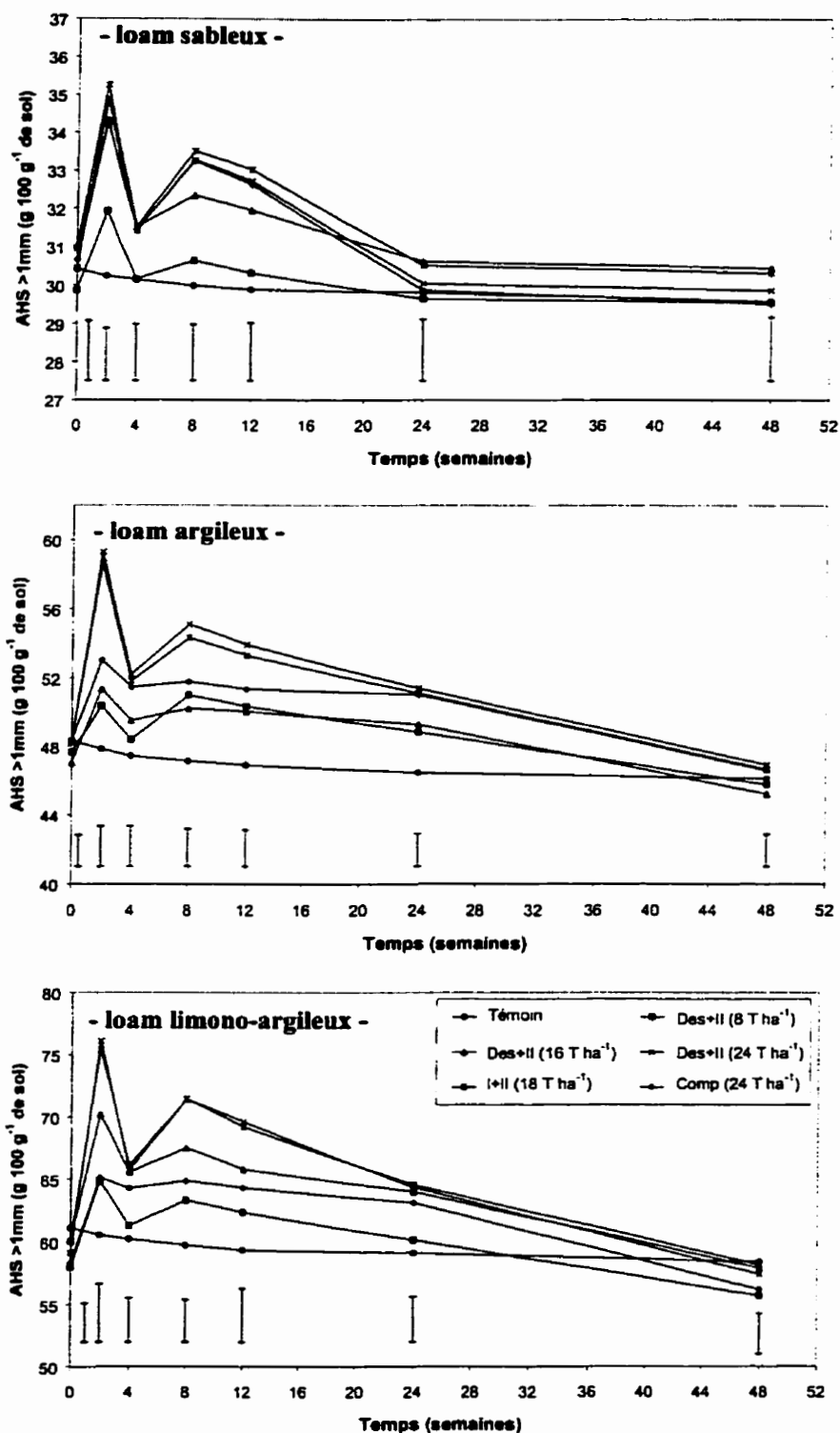


Figure 1.1: Effet des amendements en résidus papetiers sur le pourcentage des agrégats humides stables au tamisage à l'eau (AHS) >1mm de trois sols de texture différente durant 48 semaines d'incubation. Les barres verticales représentent la ppds ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage.

Nous pouvons expliquer cette augmentation élevée dans la proportion des AHS >1mm dans le loam limono-argileux comparativement aux autres sols, par sa teneur élevée en argile qui est de 39 g 100 g⁻¹ de sol comparativement à 27 g 100 g⁻¹ et à 15 g 100 g⁻¹ de sol dans le loam argileux et dans le loam sableux respectivement (Tableau 1.1). Un tel résultat a été bien mis en évidence par les travaux antérieurs de Elustondo et coll. (1990) et de Perfect et coll. (1990), qui ont noté l'effet important de la teneur d'argile sur la macro-agrégation stable à l'eau. En effet, la grande capacité des sols riches en argile à adsorber les produits de décomposition de la matière organique (Christensen, 1985), responsables de la stabilisation des agrégats du sol, leurs grandes surfaces spécifiques et la présence de liaisons électrostatiques sur les surfaces argileuses peuvent expliquer en partie cette observation (Baver et coll., 1972; Angers, 1992).

Pour le loam argileux et le loam limono-argileux, l'addition des différents résidus a montré une augmentation très significative de la stabilité structurale ($p=0.0001$ pour les 2 sols) après 2 semaines d'incubation. À cette même période d'incubation, nous avons observé que le pourcentage des agrégats stables >1mm dans les échantillons amendés avec les 2 mélanges de résidus papetiers à savoir le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire, est nettement supérieur à celui obtenu avec un amendement en compost. Toutefois, nous n'avons observé aucune différence significative entre la proportion des AHS >1mm obtenus avec les 2 premiers mélanges.

En effet à cette durée d'incubation, nous observons, à titre indicatif pour le loam limono-argileux, une augmentation dans le niveau de la proportion des AHS > 1mm de l'ordre de 15 g 100 g⁻¹ par rapport au début de l'incubation avec ces 2 mélanges de résidus pré-cités par comparaison à un accroissement de 7 g 100 g⁻¹ enregistré avec du compost. L'élévation faible dans le pourcentage des agrégats humides stables suite à l'amendement en compost, comparativement aux deux autres mélanges de résidus, peut être expliquée par le degré de stabilité du compost (Annexe 1) dont le matériel facilement décomposable est peut être perdu pendant le compostage.

Pour ces deux sols amendés, nous nous apercevons que l'augmentation dans la stabilité des agrégats reste significative jusqu'à 6 mois d'incubation ($p=0.0013$ et $p=0.02$ respectivement). Cette durée s'étalant sur plusieurs mois s'explique par le fait que les résidus papetiers contiennent une forte proportion de substances récalcitrantes telles la cellulose, l'hémicellulose et la lignine (Fierro, 1998). Ces résultats rejoignent bien ceux de Tisdall et Oades (1982) qui postulent que l'apport des substrats difficilement décomposables comme la cellulose entraîne une augmentation graduelle dans la stabilité structurale qui persiste pour des mois, contrairement aux apports de substrats labiles comme le glucose qui provoque une augmentation dans le pourcentage des agrégats stables que sur une courte durée de quelques semaines. Cependant, l'effet bénéfique de l'apport des résidus sur la stabilité cesse de se maintenir après les 24 semaines d'incubation.

Par ailleurs, pour le loam sableux (Figure 1.1), nous remarquons qu'après 2 semaines d'incubation, l'effet linéaire de l'apport de résidus de désencrage-secondaire est significatif ($p= 0.0001$). À cette même durée d'incubation, les résultats expérimentaux ont montré alors qu'il n'y a pas de différences entre le pourcentage des agrégats stables $>1\text{mm}$ pour les échantillons amendés avec les doses élevées des 2 mélanges de résidus papetiers et du compost. Cela peut s'expliquer par le fait que les quantités des biomolécules accumulées après apport de ces trois types d'amendements ont atteint des niveaux rapprochés (voir section ultérieure sur les sucres et les lipides). Après un mois d'incubation, cet effet linéaire pour le loam sableux disparaît pour montrer une augmentation graduelle de la stabilité des agrégats des sols amendés après 8 semaines. La disparition de cet effet de traitement à 4 semaines est due probablement aux faibles quantités de produits de métabolisme accumulées pendant les premières semaines d'incubation et qui ont par conséquent été dégradées rapidement. À la fin de 8 semaines d'incubation, l'effet de l'amendement en résidus papetiers sur la stabilité du loam sableux redevient significatif ($p= 0.001$) et se maintient jusqu'à 12 semaines d'incubation ($p= 0.003$). Après cette dernière durée d'incubation, cette action d'apport de résidus sur la stabilité des agrégats $> 1\text{mm}$ disparaît et ceci jusqu'à la fin de l'incubation. Comme nous venons de constater, l'effet des

amendements sur la stabilité des AHS dans le loam sableux disparaît après 12 semaines d'incubation en comparaison avec les 2 autres sols étudiés dans cette section où l'apport des résidus papetiers n'a plus d'effet sur l'amélioration de la stabilité qu'après 24 semaines d'incubation. Cela revient probablement à l'accumulation faible de la matière organique labile issue de la décomposition des résidus papetiers combinée à la teneur faible en argile de ce sol. Cette quantité faible en argile va donc assurer moins de protection à cette matière labile contre l'attaque microbienne.

Ce patron de la dynamique de la stabilité avec ses différentes phases d'évolution au cours des 48 semaines d'incubation est relativement semblable pour les 3 sols amendés (Figure 1.1). Les mêmes tendances ont été également notées dans les travaux de Metzger et Yaron (1987) suite à des apports de résidus de stations d'épuration ainsi que par Sidi et Pansu (1990) suite à des ajouts de paille de blé. Cela suggère que le caractère d'augmentation dans la stabilité structurale suite à l'addition de résidus papetiers ressemble à celui induit par l'apport de substances organiques à différents degrés de susceptibilité à la décomposition variant de labiles à résistantes.

1.2.2. FRACTION D'ARGILE DISPERSÉE

L'évolution de la fraction d'argile dispersée (FAD), exprimée en pourcentage du poids initial de l'argile présente dans chaque échantillon, tout le long de la période d'incubation est montrée à la figure 1.2. En début d'incubation (temps 0 semaine), nous remarquons que le pourcentage de FAD est plus élevé dans le loam limono-argileux plus riche en argile (Tableau 1.1) par rapport aux autres sols. Cette constatation rejoint les résultats de Rasiah et coll. (1992) qui énoncent que la dispersion de l'argile est plus élevée dans les sols riches en cette fraction.

Sur cette dernière figure, nous constatons que suite à l'apport des amendements organiques sous forme de résidus papetiers, la fraction d'argile dispersée, qui n'est autre que la micro-agrégation de sol, atteint son minimum après 2 semaines d'incubation et ce

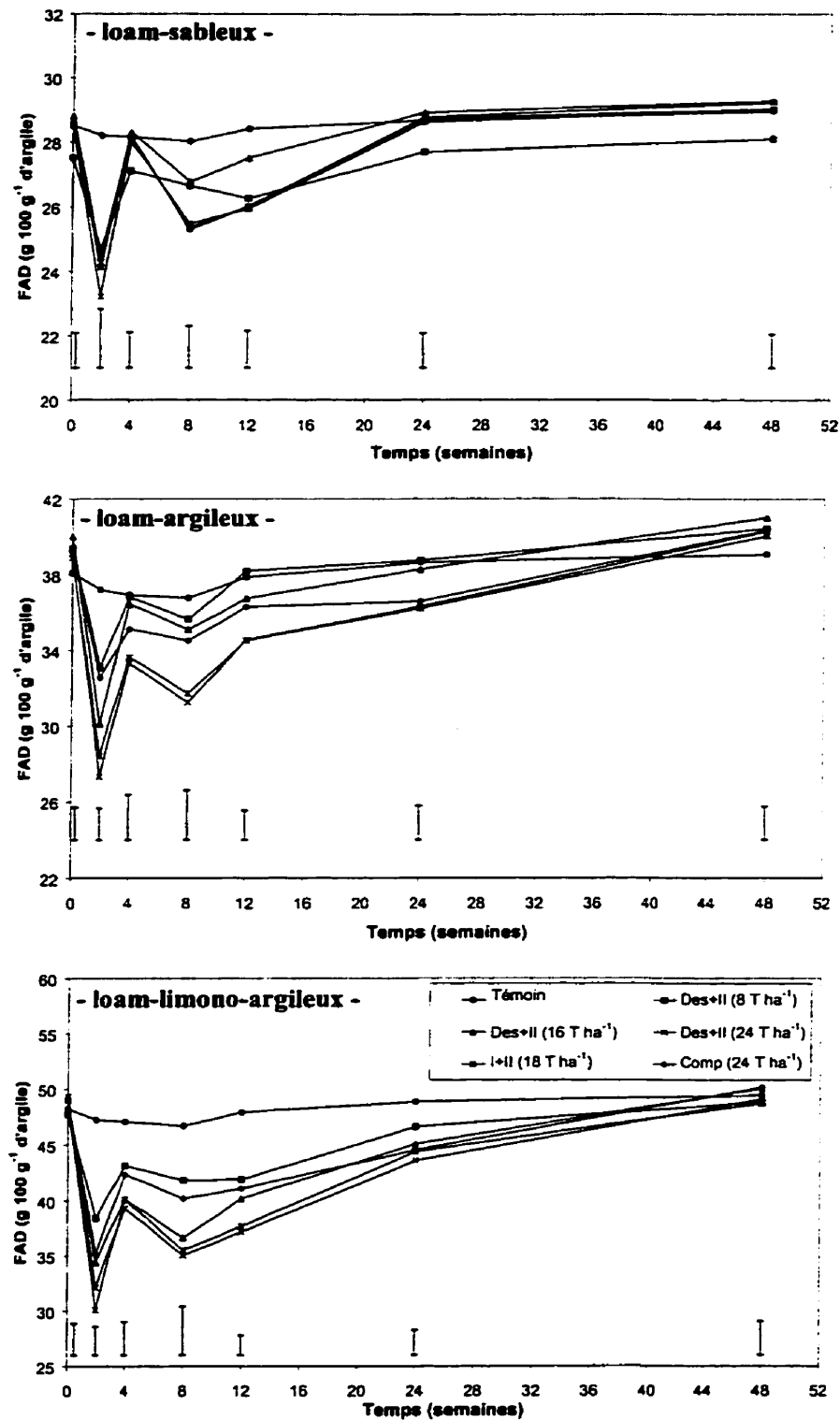


Figure 1.2: Évolution du pourcentage de la fraction d'argile dispersée pour trois sols de texture différente suite à l'apport de résidus papetiers. Les barres verticales représentent la pps ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage.

pour les 3 sols étudiés. Cependant, l'effet des résidus est plus marqué pour le loam limono-argileux que pour le loam sableux (Figure 1.2). Pour le loam argileux, cet effet de résidus sur la dispersion des argiles est intermédiaire entre les deux sols pré-cités (Figure 1.2). En effet, à 2 semaines d'incubation, l'apport de la dose élevée de désencrage-secondaire (24 T ha⁻¹) a approximativement baissé la fraction d'argile dispersée par rapport au temps 0 de 6, de 13 et de 17 g 100 g⁻¹ d'argile dans le loam sableux, le loam argileux et le loam limono-argileux respectivement.

Au-delà des 2 semaines d'incubation, nous assistons à une augmentation progressive de la fraction d'argile dispersée pour les 3 sols pour atteindre des valeurs de FAD après 48 semaines proches de celles enregistrées en début d'incubation.

Les analyses statistiques effectuées à chacune des durées d'incubation sur ce paramètre ont montré que la fraction d'argile dispersée diminue avec l'augmentation de la dose de désencrage-secondaire appliquée de façon significative jusqu'à 12 semaines d'incubation pour le loam sableux (Figure 1.2). Par ailleurs, pour le loam argileux et le loam limono-argileux, l'effet linéaire de l'amendement avec désencrage-secondaire sur la diminution de la fraction d'argile dispersée par rapport à la quantité totale d'argile contenue dans l'échantillon est resté persistant jusqu'à 24 semaines d'incubation (Figure 1.2). En outre, les résultats de comparaison entre les doses élevées des 3 types d'amendements utilisés dans cette expérimentation sont également analogues à ceux énoncés précédemment pour le pourcentage des agrégats humides stables. En effet, pour le loam argileux et le loam limono-argileux, nous avons constaté qu'après 15 jours d'incubation, la fraction d'argile dispersée des échantillons amendés en résidus de désencrage-secondaire n'est pas significativement différente de celle enregistrée suite à l'apport de mélange primaire-secondaire ($p=0.16$ et $p=0.11$ pour les 2 sols respectivement). Cependant, le niveau de cette fraction est significativement supérieur à celui observé avec un apport de compost (Figure 1.2).

Pour les 3 sols étudiés, nous remarquons que le patron d'évolution de la micro-agrégation (FAD) (Figure 1.2) est l'inverse de celui de la macro-agrégation (AHS) (Figure 1.1). Cette constatation concorde bien avec celle notée dans les travaux de Kay et Dexter (1990) qui postulent que l'augmentation de la stabilité des agrégats fait diminuer la fraction d'argile dispersée par diminution des surfaces exposées à la dispersion. D'après ces deux dernières figures, nous constatons une augmentation des AHS et une diminution de FAD suite à un apport d'amendement organique (pour le même traitement). Les mêmes résultats ont été également rapportés par les travaux de Itami (1995), de Piccolo et Mbagwu (1994) et de Chamran (1997). Cela indique que la matière organique joue un rôle à 2 niveaux à savoir la macro-agrégation et la micro-agrégation. Une diminution de la fraction d'argile dispersée (micro-agrégation) suppose que la matière organique augmente la cohésion en atténuant ainsi l'effet de la dispersion d'argile. Cependant, l'augmentation des AHS de taille supérieure à 1mm suggère que les amendements organiques participent dans l'agrégation (formation des agrégats > 1mm) et dans la stabilisation de la structure en renforçant les liaisons intra-agrégat (diminution de la FAD) afin de vaincre le stress occasionné par l'action du tamisage à l'eau.

I.2.3. STABILITÉ DES AGRÉGATS SECS AU TAMISAGE À L'EAU

Suite aux résultats obtenus pour la stabilité des agrégats humides >1mm alors que l'effet des amendements est apparu très marqué après deux semaines d'incubation et persistant jusqu'à 24 semaines sur le loam argileux et le loam limono-argileux, nous avons procédé à des mesures de stabilité au tamisage à l'eau sur des agrégats à l'état sec (ASS). En effet, d'après des recherches antérieures, l'humectation d'échantillons secs permet de mettre en évidence la résistance à l'éclatement alors que le tamisage humide met davantage en évidence les effets de cohésion sur le maintien de l'entité de l'agrégat (Hénin, 1938). La distribution des agrégats secs suite à un tamisage à l'eau dans le loam argileux et le loam limono-argileux est illustrée aux figures 1.3 et 1.4 respectivement. Au début de l'incubation (temps 0), les mesures du pourcentage des ASS et ce pour les différentes fractions (> 2 mm;

- loam argileux -

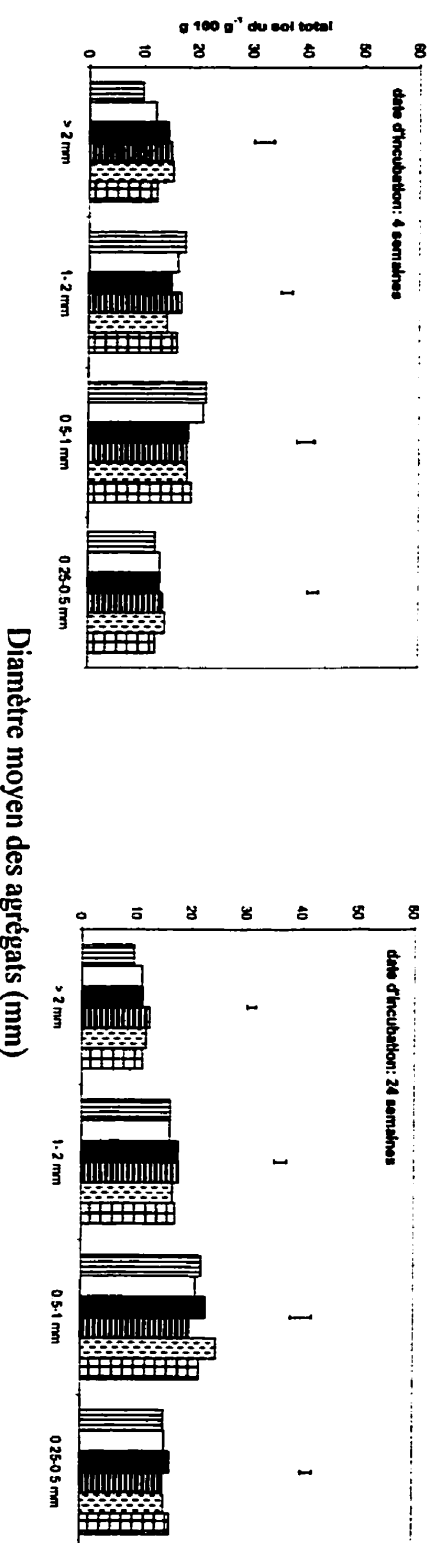
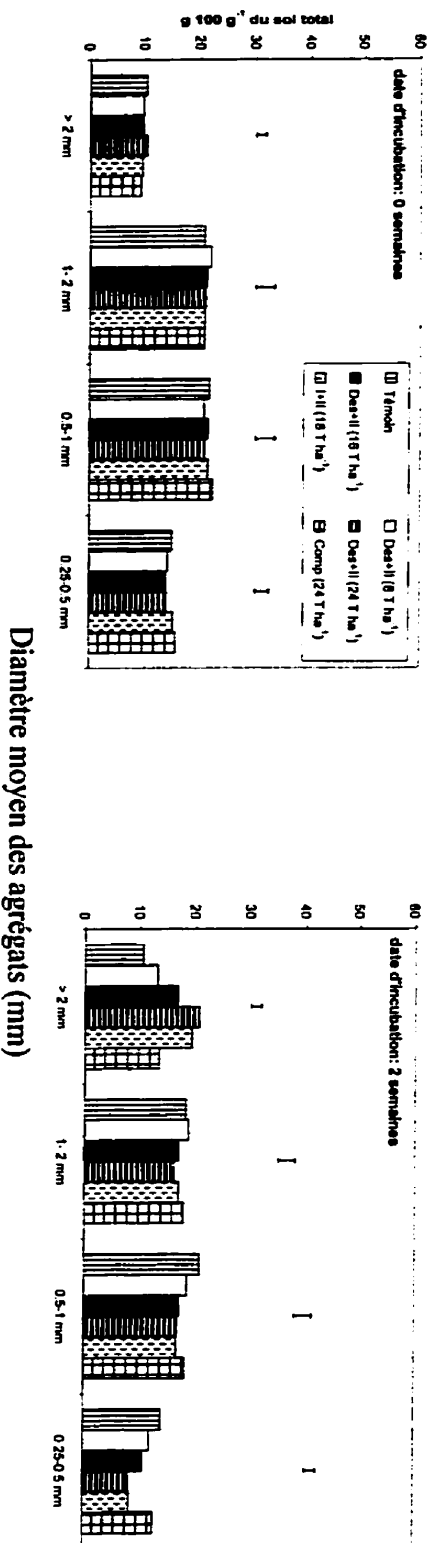


Figure 1.3: Variation dans le pourcentage des différentes fractions d'un loam argileux à différentes durées d'incubation pour diverses doses de résidus papetiers. Les barres verticales représentent la ppds ($\alpha=0.05$) entre les différents traitements pour chacune des fractions du sol.

- loam limono-argileux -

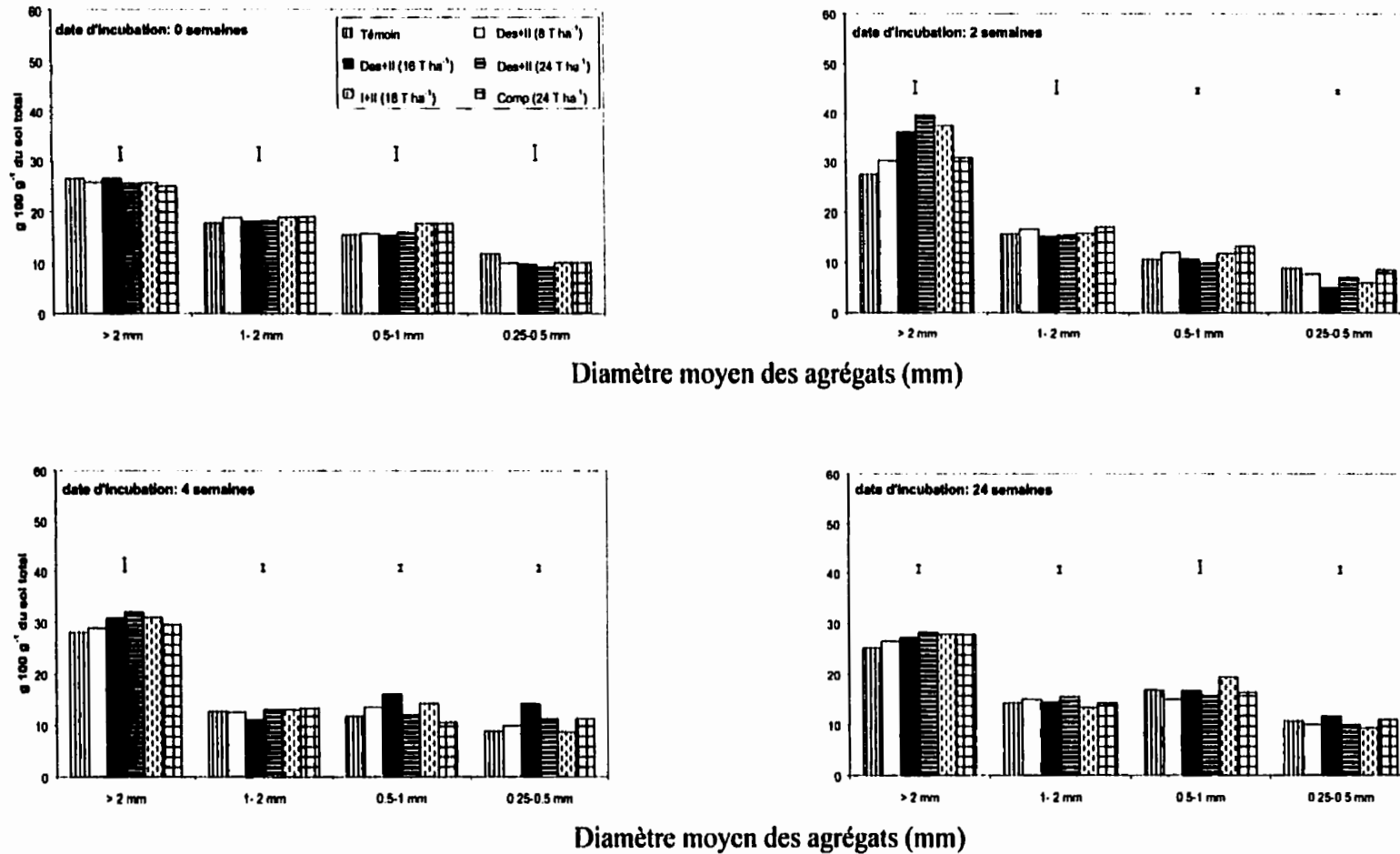


Figure 1.4: Variation dans le pourcentage des différentes fractions d'un loam limono-argileux à différentes durées d'incubation pour diverses doses de résidus papetiers. Les barres verticales représentent la pps ($\alpha=0.05$) entre les différents traitements pour chacune des fractions du sol.

1-2 mm; 0.5-1 mm et 0.25-0.5 mm) n'ont montré aucune différence entre les traitements et ceci pour les deux sols étudiés ($p > 0.05$). Pour le loam limono-argileux, nous avons observé que les agrégats > 2 mm dominant dans la distribution alors que pour le loam argileux, ce sont les agrégats 0.5-2 mm qui représentent la majorité des fractions de ce sol (Figures 1.3 et 1.4).

Après deux semaines d'incubation, l'examen des résultats pour le loam limono-argileux et le loam argileux a montré que ce sont les agrégats de taille > 2 mm qui ont été les plus influencés par l'apport des résidus papetiers alors que la fraction du sol de 1-2mm n'a pas été affectée (Figures 1.3 et 1.4). L'apport de boues de désencrage- secondaire a eu un effet linéaire très significatif sur les agrégats > 2 mm ($p = 0.0001$ pour les 2 sols). La dose la plus élevée de ce mélange n'a pas montré de différence significative avec celle du mélange primaire-secondaire sur cette fraction ($p = 0.06$ et $p = 0.12$ pour les 2 sols respectivement). Par ailleurs, l'effet du compost sur les agrégats > 2 mm est significativement différent des deux autres mélanges de résidus cités auparavant (Figures 1.3 et 1.4). En effet, l'apport du compost n'augmente la fraction > 2 mm que de 4.2 et de 6 g 100 g^{-1} de poids total du sol comparativement à 9.8 et 11.8 g 100 g^{-1} du sol pour le mélange de boues primaire-secondaire et à 10.2 et 14.2 g 100 g^{-1} du sol pour le mélange désencrage-secondaire et ce, au sein du loam argileux et du loam limono-argileux respectivement.

Le suivi dans le temps de la distribution des agrégats au sein du loam argileux a montré qu'après 4 semaines d'incubation, l'effet linéaire de boues de désencrage-secondaire est resté très significatif sur la proportion des agrégats > 2 mm ($p = 0.005$) (Figure 1.3). Nous remarquons également que le pourcentage de la fraction > 2 mm a diminué par rapport à celui noté après 2 semaines. Par ailleurs, les agrégats de taille comprise entre 0.5-1 mm et 0.25-0.5 mm ont augmenté en terme de proportion du sol total.

Pour ce qui est du loam limono-argileux, il existe toujours un effet linéaire de désencrage-secondaire sur le pourcentage des agrégats de taille > 2 mm après 4 semaines d'incubation ($p= 0.004$) (Figure 1.4). Nous notons aussi qu'il n'y a pas d'effet de traitement sur les agrégats 1-2mm comme nous l'avons signalé à 2 semaines d'incubation. Cependant, la proportion des agrégats 1-0.25mm a augmenté à 4 semaines comparativement à celle observée après 2 semaines d'incubation, alors que le pourcentage des agrégats > 2 mm a diminué, comme cela a été le cas le cas pour le loam argileux.

La comparaison de la distribution de la taille des agrégats entre le début et la 4^{ème} semaine d'incubation pour les 2 sols étudiés, montre d'une part, que l'augmentation dans la proportion des agrégats > 2 mm se fait aux dépens des agrégats de 0.25 à 1 mm après 2 semaines et d'autre part, la diminution dans la fraction > 2 mm se produit en faveur des agrégats de taille comprise entre 0.25 et 1 mm après 4 semaines d'incubation.

À la fin de 24 semaines d'incubation, nous observons toujours un effet linéaire des apports de désencrage-secondaire sur la fraction de > 2 mm mais de moindre importance par rapport au temps de 4 semaines. De même, nous remarquons que le pourcentage des agrégats entre 0.5-1 mm a augmenté par rapport à celui de 4 semaines d'incubation et ceci pour les deux sols étudiés (Figures 1.3 et 1.4).

D'après ces constatations sur la distribution des agrégats à ces 4 durées d'incubation, nous observons d'une part, que cette distribution suit bien le modèle conceptuel de Tisdall et Oades (1982) qui postule que les agrégats de grande taille >2 mm sont formés à partir d'autres plus petits. D'autre part, nous observons, que l'apport de matière organique sous forme d'amendements au sein des 2 sols étudiés participe à l'amélioration de la résistance des agrégats secs au choc d'humectation lors du tamisage à l'eau.

Comme a été le cas des données sur la stabilité des agrégats humides >1 mm obtenues avec un tamisage à l'eau, nous constatons également que la proportion des

agrégats secs stables ASS >1mm s'est améliorée par l'apport des résidus papetiers après 2 semaines d'incubation et ce, pour les 2 sols. En effet, à cette durée d'incubation, l'effet linéaire de la dose de désencrage-secondaire est significatif sur la stabilité des fractions d'agrégats secs >1mm pour le loam argileux et le loam limono-argileux ($p=0.003$ et $p=0.003$ respectivement). Cependant, la proportion des ASS >1mm des échantillons amendés avec du compost est significativement inférieure à celle obtenue après une application des 2 autres mélanges soient le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire. Toutefois, aucune différence significative n'est notée entre la proportion des ASS >1mm des 2 sols étudiés suite à un amendement en désencrage-secondaire et celui avec le mélange primaire-secondaire. Par ailleurs, la stabilité des agrégats secs >1mm a diminué à 4 semaines d'incubation pour continuer sa décroissance progressive jusqu'à la 24^{ème} semaine d'incubation tout en notant toujours l'effet linéaire significatif du mélange désencrage-secondaire ($p=0.02$ et $p=0.04$ pour le loam argileux et $p=0.04$ et $p=0.04$ pour le loam limono-argileux après 2 et 24 semaines respectivement).

Suite à l'ensemble des résultats obtenus dans cette section, nous soulignons que l'effet des amendements organiques sur la stabilité des agrégats secs (ASS) est assez similaire à celui sur la stabilité des agrégats humides (AHS) pour les 4 durées d'incubation investiguées. Cependant, les valeurs du pourcentage des ASS >1mm suite à un tamisage à l'eau (Figures 1.3 et 1.4) sont inférieures à celles enregistrées pour les échantillons humides (AHS >1mm) (Figure 1.1). Ceci peut s'expliquer par le fait que l'humectation du sol sec a pu occasionner des pertes supplémentaires de sol par éclatement en plus du délitement que subit l'agrégat durant le tamisage lorsqu'il s'est humecté.

Dans ce contexte, les théories relatives à la dégradation de la structure du sol ont souvent énoncé comme éléments responsables deux facteurs : la pression intra-agrégat et le gonflement. La mise en évidence de la contribution de ces deux facteurs peut dépendre de l'état de l'agrégat (sec ou humide). En présence des agrégats humides, l'action de l'eau affecte leur stabilité plus par le biais de gonflement qui entraîne la dispersion maximale que lors d'un contact prolongé avec l'eau. Par ailleurs, dans le cas des agrégats secs où l'espace poral occupé par l'air est beaucoup plus important, l'effet de l'eau sur la stabilité se

manifeste d'une part, très rapidement dans le temps où on assiste dans la majorité des cas à un éclatement (détachement de fines écailles de la matrice du sol) produit par la compression de l'air suite à l'entrée rapide de l'eau plutôt qu'à une fragmentation de l'agrégat et d'autre part, en engendrant un gonflement différentiel qui dans le cas limite aboutit à la dispersion maximale de l'argile (J. Caron, communication personnelle).

I.2.4. MINÉRALISATION DU CARBONE

Les courbes cumulées de minéralisation du carbone organique des trois sols en fonction du temps rapportées sur les figures 1.5, 1.7 et 1.9 montrent que les quantités de carbone minéralisé des témoins durant les 48 semaines d'incubation sont de 1876 mg C. kg⁻¹ pour le loam sableux, de 2209 mg C. kg⁻¹ pour le loam argileux et de 2644 mg C. kg⁻¹ pour le loam limono-argileux, ce qui représente 6.7 à 10.3 g 100g⁻¹ du C organique total.

En fonction du type de mélange, l'effet de l'apport des trois mélanges de résidus sur la minéralisation du carbone est différent et ceci pour les trois sols. Ainsi, les valeurs cumulées du carbone pour les sols amendés avec les doses élevées du mélange désencrage-secondaire et du mélange primaire-secondaire sont relativement proches mais sont nettement supérieures aux niveaux enregistrés avec un amendement en compost depuis le 3^{ème} jour jusqu'à la fin de l'incubation (Figures 1.5, 1.7 et 1.9). En outre, nous signalons aussi que les quantités cumulées de carbone (C-CO₂) enregistrées à chaque durée d'incubation augmentent avec l'accroissement de niveau de la dose du mélange désencrage-secondaire appliquée. Cela indique que les 2 premiers mélanges ont un taux de décomposition relativement similaire. Par ailleurs, les résultats pour le compost montre que c'est un matériau moins décomposable, dû probablement au fait que le carbone facilement décomposable a été perdu ou stabilisé pendant la phase de compostage.

L'examen des courbes de variation des taux de minéralisation (dC/dt) en fonction du temps d'incubation (Figures 1.6, 1.8 et 1.10), révèle que ces courbes sont caractérisées par trois phases : une première phase s'étendant entre le début et la 4^{ème} semaine d'incubation

- loam sableux -

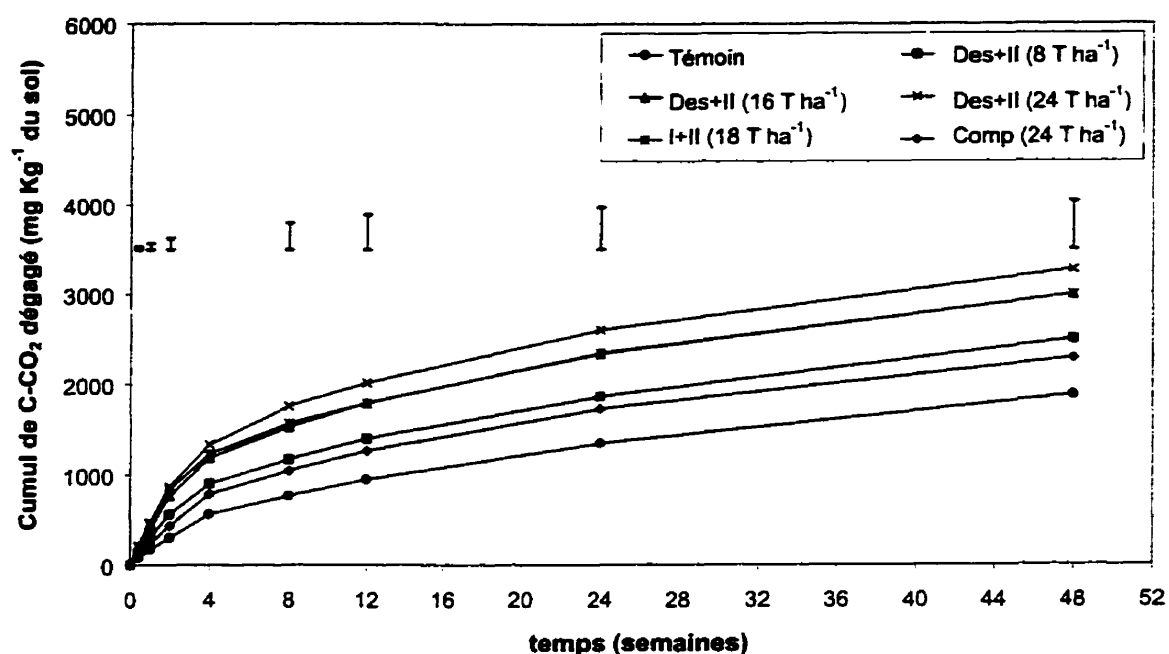


Figure 1.5: Évolution de la minéralisation du carbone durant 48 semaines d'incubation d'un loam sableux après amendement avec différents types de résidus papetiers. Les barres verticales représentent la ppds ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage.

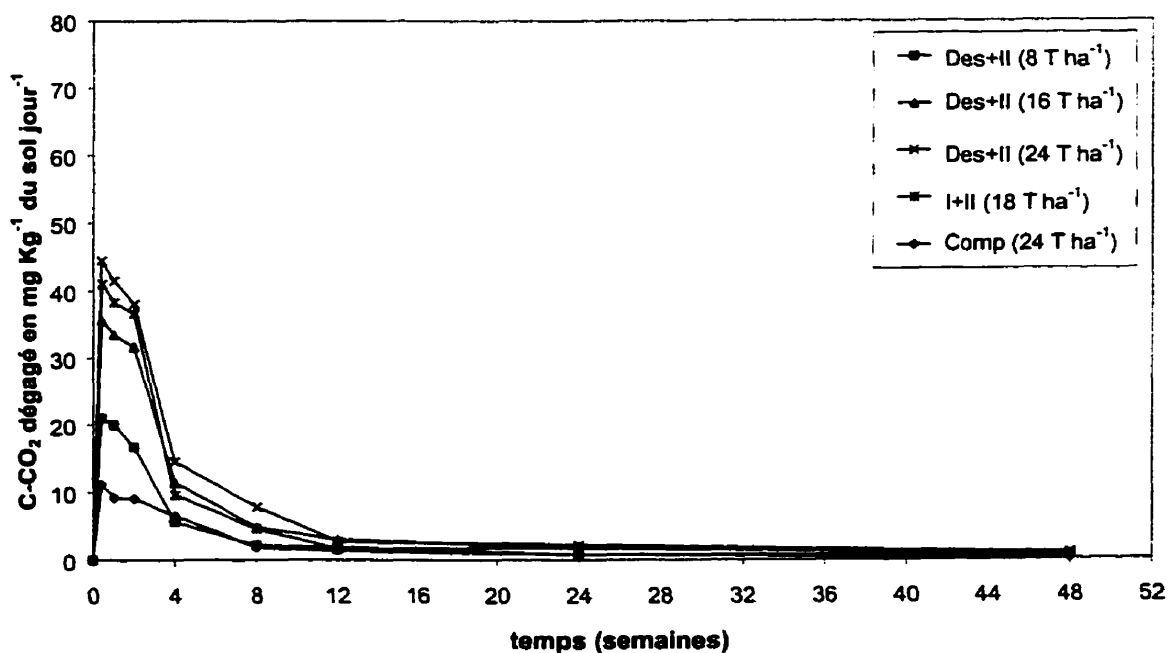


Figure 1.6: Cinétique de la minéralisation du carbone d'un loam sableux au cours des 48 semaines d'incubation. Les valeurs sont corrigées par rapport au témoin. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

- loam argileux -

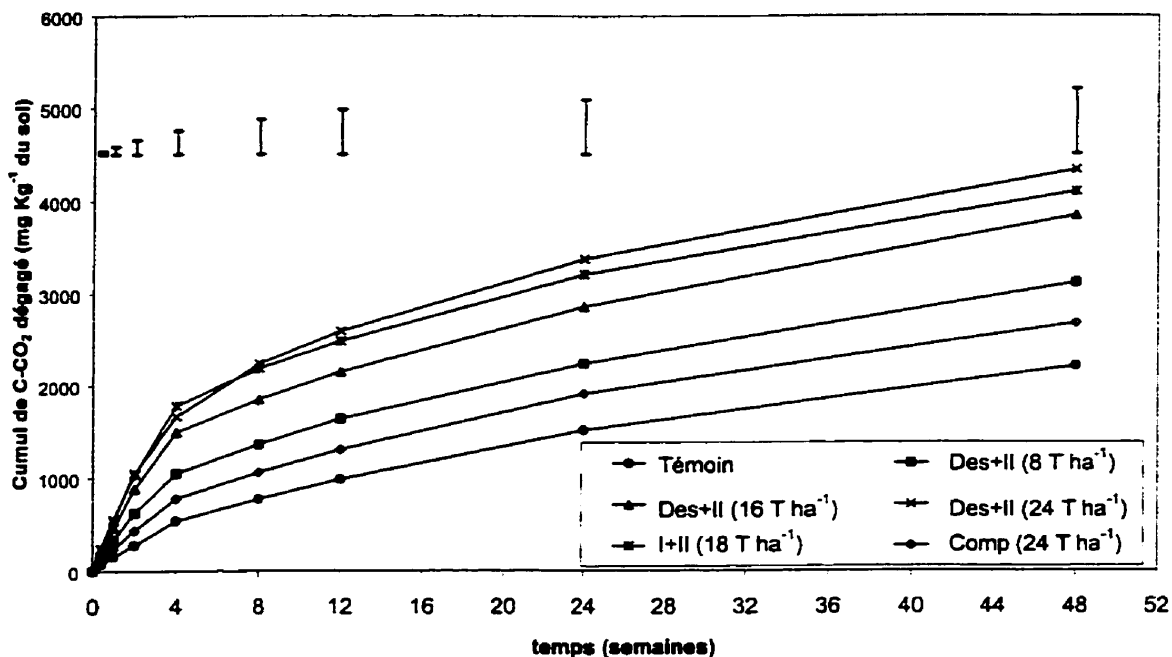


Figure 1.7: Évolution de la minéralisation du carbone durant 48 semaines d'incubation d'un loam argileux après amendement avec différents types de résidus papetiers. Les barres verticales représentent la ppds ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage.

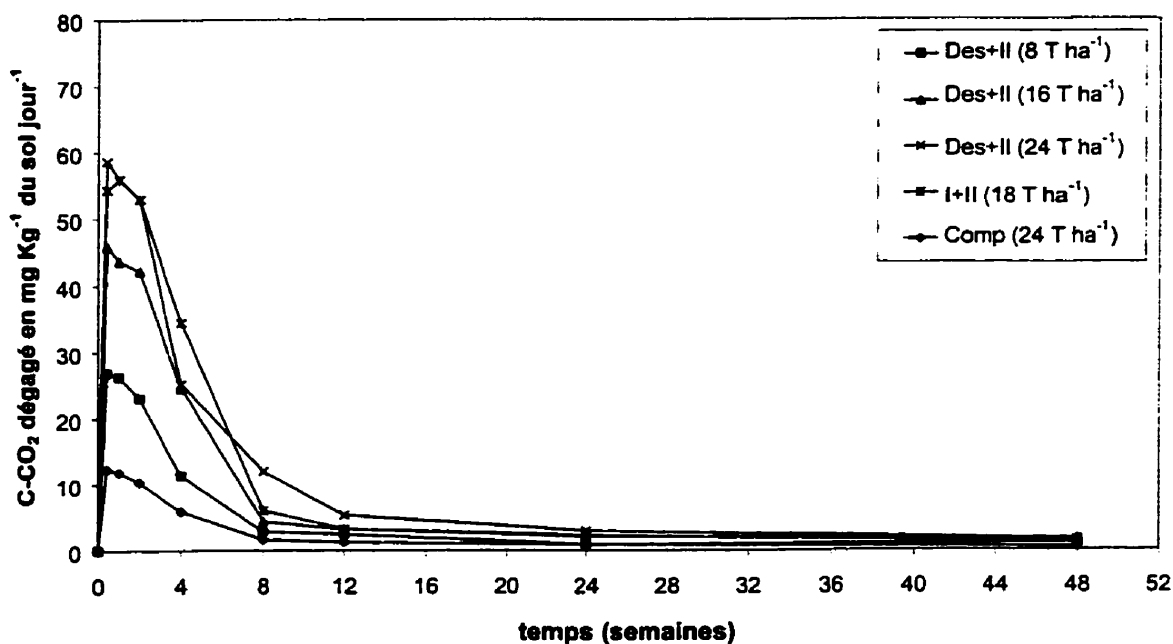


Figure 1.8: Cinétique de la minéralisation du carbone d'un loam argileux au cours des 48 semaines d'incubation. Les valeurs sont corrigées par rapport au témoin. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

- loam limono-argileux -

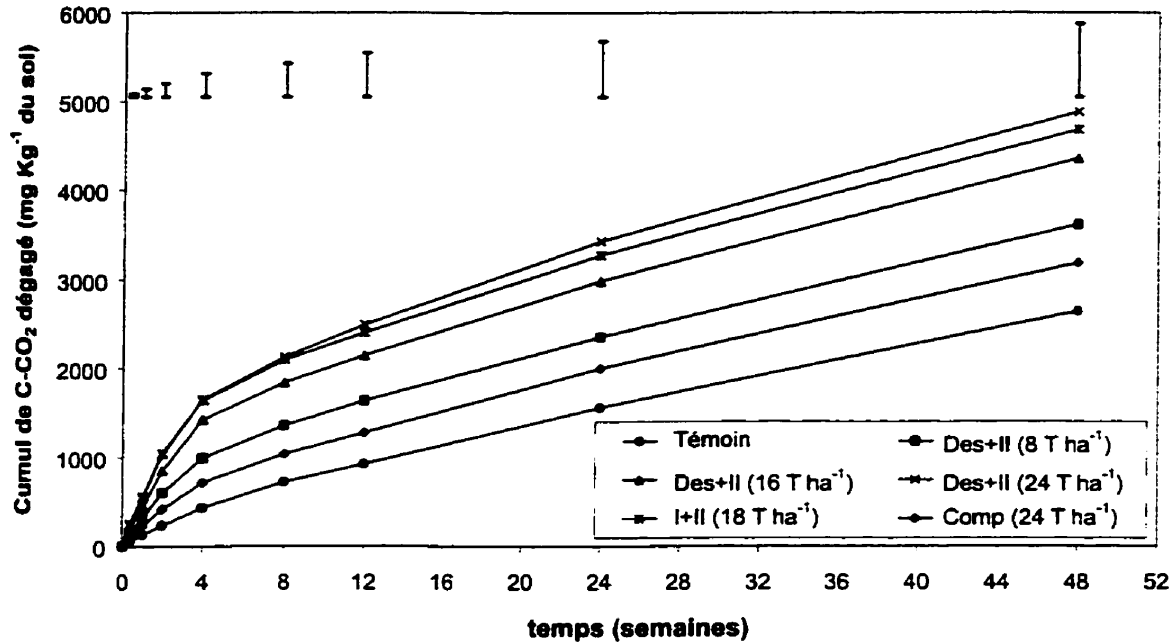


Figure 1.9 : Évolution de la minéralisation du carbone durant 48 semaines d'incubation d'un loam limono-argileux après amendement avec différents types de résidus papetiers. Les barres verticales représentent la ppsd ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage.

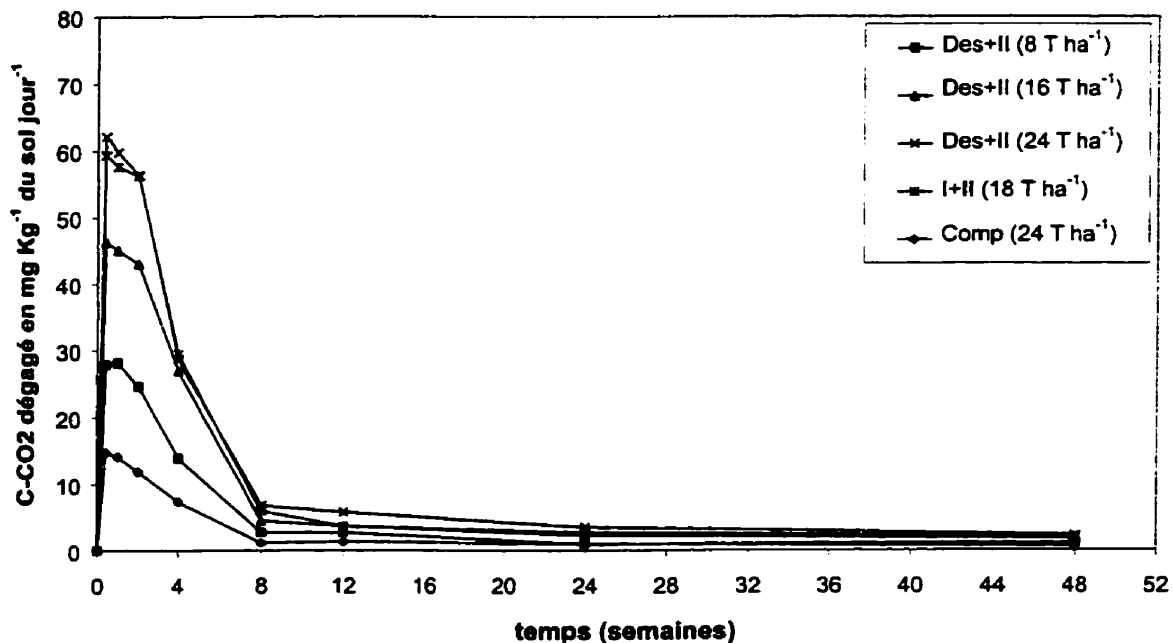


Figure 1.10: Cinétique de la minéralisation du carbone d'un loam limono-argileux au cours des 48 semaines d'incubation. Les valeurs sont corrigées par rapport au témoin. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

avec une pente forte suivie d'une phase à pente modérée entre la 4^{ème} et la 24^{ème} semaine, pendant laquelle la diminution de la vitesse de minéralisation de C se fait de manière graduelle et moins accentuée. Enfin, une troisième phase s'étalant entre la période de 24 semaines et la fin de l'incubation s'ensuit où la cinétique de la minéralisation du carbone s'est très ralentie. Cette diminution de la minéralisation du carbone dans le temps peut être attribuée au fait que la M.O. devient moins disponible aux micro-organismes du sol.

Toutefois, nous remarquons que le taux du carbone minéralisé pour les différents traitements est élevé dans le loam limono-argileux suivi par ordre décroissant de celui enregistré dans le loam argileux puis dans le loam sableux (Figures 1.6, 1.8 et 1.10). Cette différence de niveaux peut être expliquée d'un côté, par l'action protectrice de l'argile sur la biomasse microbienne dans le loam limono-argileux et d'un autre côté, par la teneur initiale de carbone organique de ce sol. En effet, les teneurs en argile et en carbone organique du loam limono-argileux sont de $39 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ et de $3.7 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ respectivement et sont supérieures à ceux du loam argileux ($27 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ et $2.15 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ respectivement) et du loam sableux ($15 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ et $2.8 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ respectivement) (Tableau 1.1). D'après les travaux de Amir et Alabouvette (1993), il a été montré que les argiles ont un effet sur la population microbienne. En effet, une augmentation dans le dégagement de CO_2 a été observée quand un sol sableux est enrichi avec des proportions croissantes d'argile. Il est donc possible, que l'argile stimule certains aspects du métabolisme mais il est plus probable qu'elle augmente le taux de survie plutôt que le taux de multiplication.

Aussi, nous notons que le pic de minéralisation du carbone est enregistré à 3 jours après le démarrage de l'incubation et ceci pour les 3 sols. Une comparaison entre les figures 1.1 et 1.6 pour le loam sableux, les figures 1.1 et 1.8 pour le loam argileux et les figures 1.1 et 1.10 pour le loam limono-argileux montrent que les pics d'évolution de C- CO_2 précèdent les pics de % AHS. Les mêmes résultats ont été rapportés par les travaux de Harris et coll. (1966) sur des sols amendés avec différents matériaux organiques et ceux de Metzger et coll. (1987) avec des apports de résidus des eaux usées sur des sols de textures différentes.

En outre, nous pouvons constater que selon le taux de décomposition des différents amendements avec les résidus papetiers utilisés, la proportion des agrégats humides stables (AHS) >1mm pour les 3 sols étudiés ainsi que des agrégats secs stables (ASS) >1mm pour le loam argileux et le loam limono-argileux est affectée. En d'autres termes, nous remarquons que les échantillons amendés en compost, matériau le moins décomposable par rapport aux autres amendements, (Annexe1, Figures 1.5, 1.7 et 1.9) ont montré les niveaux des AHS>1mm et des ASS>1mm les plus faibles en comparaison avec ceux incubés avec des mélanges de désencrage-secondaire et de primaire-secondaire (Figures 1.1, 1.3 et 1.4). Cependant, les sols amendés avec ces deux derniers mélanges dont le taux de décomposition est assez similaire (Annexe 1, Figures 1.5, 1.7 et 1.9) ont montré des niveaux de stabilité structurale (AHS et ASS) presque identiques (Figures 1.1, 1.3 et 1.4).

Sur la base de ces résultats, nous pouvons dire que la nature de la matière organique apportée, exprimée dans ce cas en terme de niveau de décomposition, influence grandement la stabilité structurale des sols. Le niveau et la nature des produits issus de la décomposition des amendements organiques telles que les fractions glucidiques et lipidiques peuvent jouer un rôle non négligeable sur le maintien et/ou sur l'amélioration de la stabilité des sols (Dommergues et Mangenot, 1970; Stevenson, 1994).

I.2.5. ÉVOLUTION DES SUCRES NEUTRES

Les teneurs initiales des sucres neutres pour les trois sols, le loam sableux, le loam argileux et le loam limono-argileux sont de 2436, 2203 et 4218 mg kg⁻¹ du sol correspondant à 8.7, 10.2 et 11.4 g 100g⁻¹ du carbone organique de ces trois sols respectivement. Comme le montre la figure 1.11, au temps 0, nous notons une différence entre les niveaux des sucres neutres pour les différents traitements due aux teneurs en sucres neutres contenus initialement dans les résidus papetiers (Tableau 1.1).

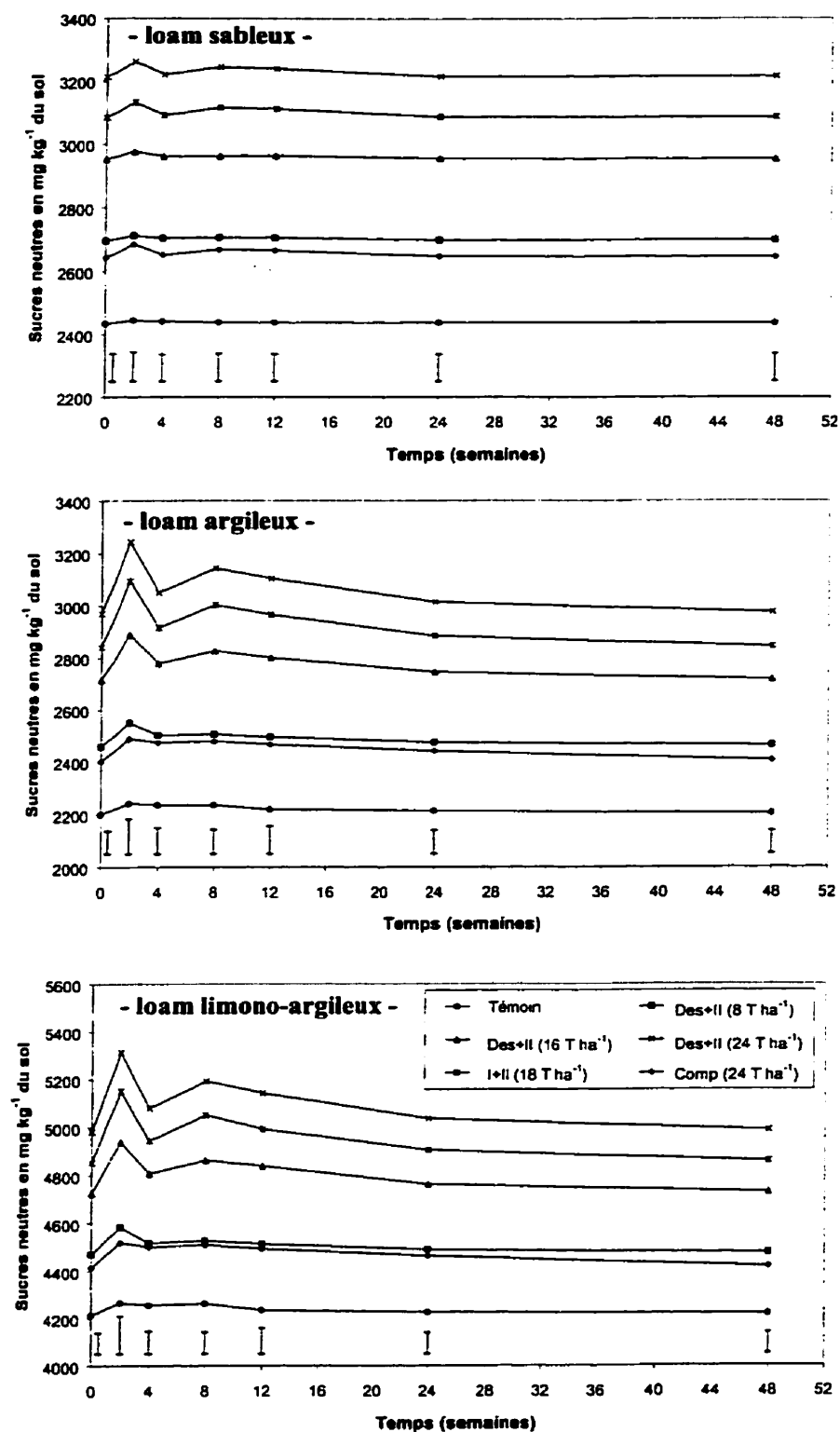


Figure 1.11: Évolution des quantités de sucres neutres après apport des résidus papetiers pour trois sols de texture différente. Les barres verticales représentent la ppds ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

Pour les trois sols, les courbes d'évolution de la teneur en sucres neutres suivent pratiquement la même tendance (Figure 1.11). Un pic est observé après 2 semaines d'incubation puis les quantités des sucres neutres des échantillons amendés chutent après 4 semaines puis subissent ensuite une augmentation secondaire après 8 semaines mais de moindre importance. Cette augmentation se maintient jusqu'à 12 semaines d'incubation après laquelle une phase de diminution s'en suit et ceci, jusqu'à la fin de l'incubation.

Cependant, ces différentes phases d'augmentation et de diminution dans les teneurs des sucres neutres sont moins prononcées pour le loam sableux comparativement aux deux autres sols (Figure 1.11). Ceci indique qu'il y a plus de sucres neutres accumulés dans ces deux derniers sols suite à l'apport des résidus papetiers. Le niveau d'augmentation des sucres neutres après 2 semaines d'incubation est plus élevé pour le loam limono-argileux que pour le loam argileux (Figure 1.11). Cela peut s'expliquer, tel que mentionné, par un effet protecteur de l'argile, contenue en quantité élevée dans ce sol par rapport aux deux autres sols, sur la biomasse microbienne et ce, en augmentant son temps de survie pour lui permettre une participation davantage à la décomposition de ces amendements (Amir et Alabouvette, 1993).

Le suivi dans le temps pour chacun des sols montre, d'une part, que la marge d'augmentation ou de diminution des sucres neutres accumulés est presque similaire entre le sol amendé en désencrage-secondaire et celui en primaire-secondaire. Par ailleurs, la variation dans le niveau de contenu en sucres neutres accumulés est faible pour les échantillons amendés avec du compost comparativement aux deux autres mélanges précités (Figure 1.11). L'explication d'un tel résultat revient à la stabilité du compost en comparaison avec les 2 autres mélanges de résidus qui sont des matériaux plus décomposables (Annexe1; Figures 1.5, 1.7 et 1.9). D'autre part, la figure 1.11 illustre clairement qu'à chaque durée d'incubation, les teneurs en sucres neutres augmentent avec le niveau de la dose de mélange désencrage-secondaire appliqué et ceci pour les différents sols incubés.

I.2.6. ÉVOLUTION DES SUCRES URONIQUES

Les résultats du suivi des teneurs en sucres uroniques dans le temps suite à l'application d'un amendement en résidus papetiers pour les 3 sols de texture différente sont montrés à la figure 1.12. Les teneurs initiales en sucres uroniques pour les trois sols sans amendement sont de 1434 mg kg⁻¹ pour le loam sableux, de 1470 mg kg⁻¹ pour le loam argileux et de 2849 mg kg⁻¹ du sol pour le loam limono-argileux.

Durant toute la période de l'incubation, nous constatons que le contenu des sucres uroniques au témoin est resté toujours inférieur à celui des autres traitements et ceci pour les 3 sols. Concernant l'effet de la dose du mélange désencrage-secondaire, nous remarquons qu'elle a un effet positif sur l'accumulation des sucres uroniques (la différence des teneurs dosées à chaque durée d'incubation par rapport à celles au temps 0) des trois sols amendés. Il est à signaler que le sol amendé en compost est celui qui a enregistré les valeurs les plus faibles en sucres uroniques en comparaison avec les deux autres mélanges de résidus papetiers utilisés dans cette étude soient le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire (Figure 1.12). En outre, nous nous apercevons que, pour chaque date de mesure des sucres uroniques et ce à partir de la 2^{ème} semaine d'incubation, l'accumulation de ces biomolécules au sein des 3 sols amendés en désencrage-secondaire est relativement similaire à celle avec une application du mélange primaire-secondaire. Néanmoins, nous signalons que ce sont les échantillons amendés avec ce dernier mélange qui ont montré les teneurs en sucres uroniques les plus élevées. Cela est dû au fait que les boues primaires contiennent des quantités relativement élevées en sucres uroniques comparativement à celles de désencrage (Tableau 1.1).

Les données sur les sucres uroniques présentées à la figure 1.12, mettent bien en évidence qu'il y a une augmentation des teneurs de ces fractions carbonées dont le pic maximal est obtenu à 2 semaines d'incubation. Puis, nous assistons à une diminution progressive dans le contenu de ces fractions glucidiques à partir de la 2^{ème} semaine jusqu'à

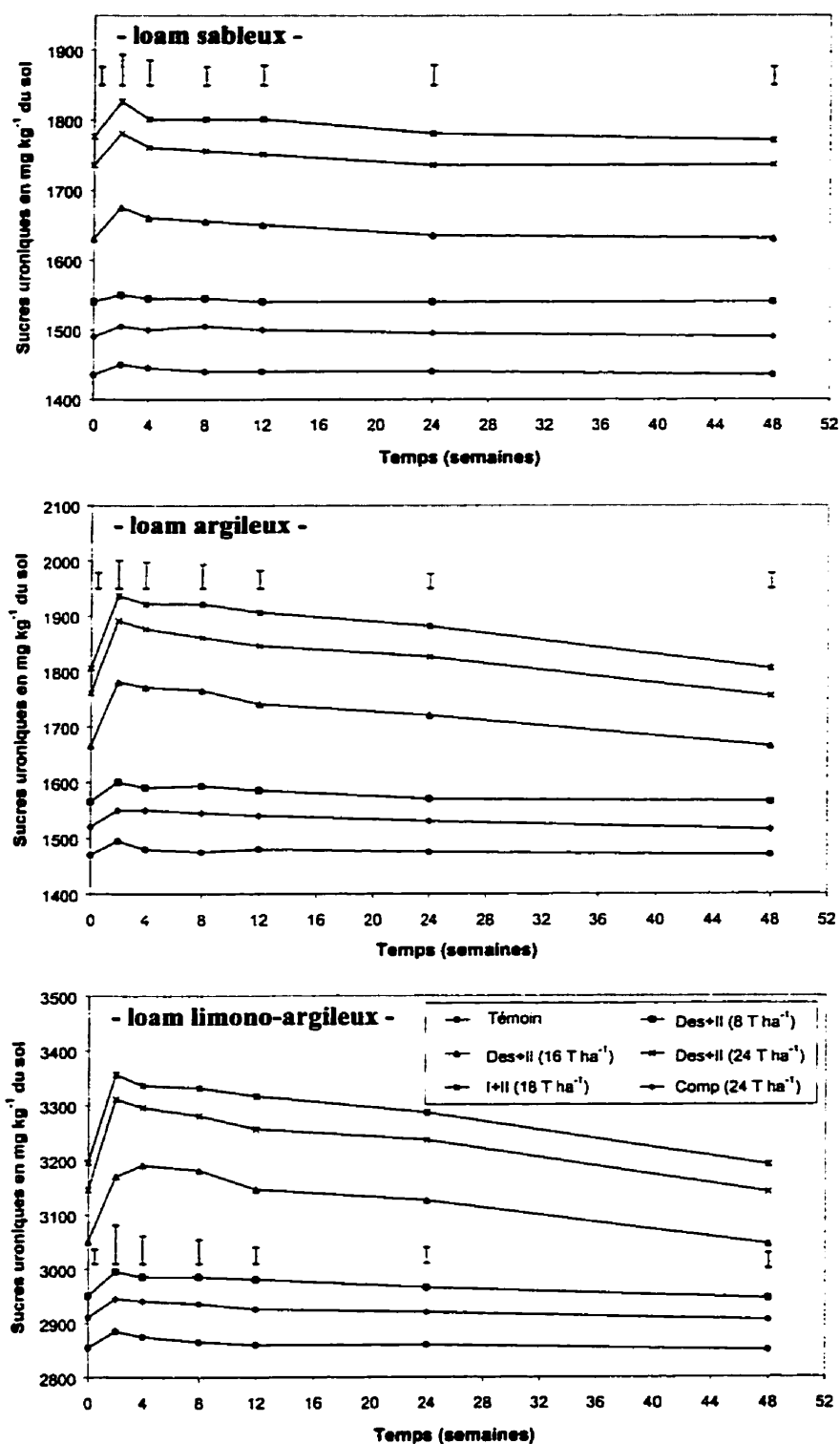


Figure 1.12: Évolution des teneurs en sucres uroniques après amendement avec des résidus papetiers de trois sols de texture différente. Les barres verticales représentent la pps ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

la fin de l'incubation. À cette dernière durée de 48 semaines, nous constatons que les teneurs en sucres uroniques dosées prennent des valeurs qui se rapprochent de celles enregistrées en début de l'incubation et ce, pour chacun des traitements et pour les différents sols étudiés.

Après l'apport de résidus papetiers, nous remarquons également qu'à chaque date d'échantillonnage pendant les 24 premières semaines d'incubation, la variation absolue dans les teneurs en sucres uroniques, par rapport à celles enregistrés en début de l'incubation, est élevée dans le loam limono-argileux suivi du loam argileux et enfin du loam sableux et ceci pour chacun des traitements.

I.2.7. ÉVOLUTION DES LIPIDES

L'évolution des quantités de lipides pour les 3 sols incubés pendant les 48 semaines d'incubation est rapportée à la figure 1.13. Nous remarquons que les teneurs initiales en lipides pour les témoins sont de 1745, 1270 et 1955 mg kg⁻¹ du sol correspondant à 6.2, 5.9 et 5.3 g 100g⁻¹ du carbone organique pour le loam sableux, le loam argileux et le loam limono-argileux respectivement. En se basant sur la teneur de la matière organique dans chacun de ces sols (Tableau 1.1), nous remarquons que le pourcentage de lipide contenu dans cette dernière pour le loam sableux est élevé comparativement à celui enregistré dans les deux autres sols. Ces constatations ont été également notées par les travaux de Capriel et coll. (1995) qui postulent que la M.O. des sols sableux contient plus de C-alkyl que celle des sols argileux.

En début d'incubation, nous observons une différence entre les différents traitements liée à la teneur initiale des lipides contenus dans les résidus (Tableau 1.1) et ceci, pour les 3 sols. Nous remarquons également que le patron d'évolution des lipides dans le temps ressemble relativement à celui mentionné précédemment pour les sucres neutres.

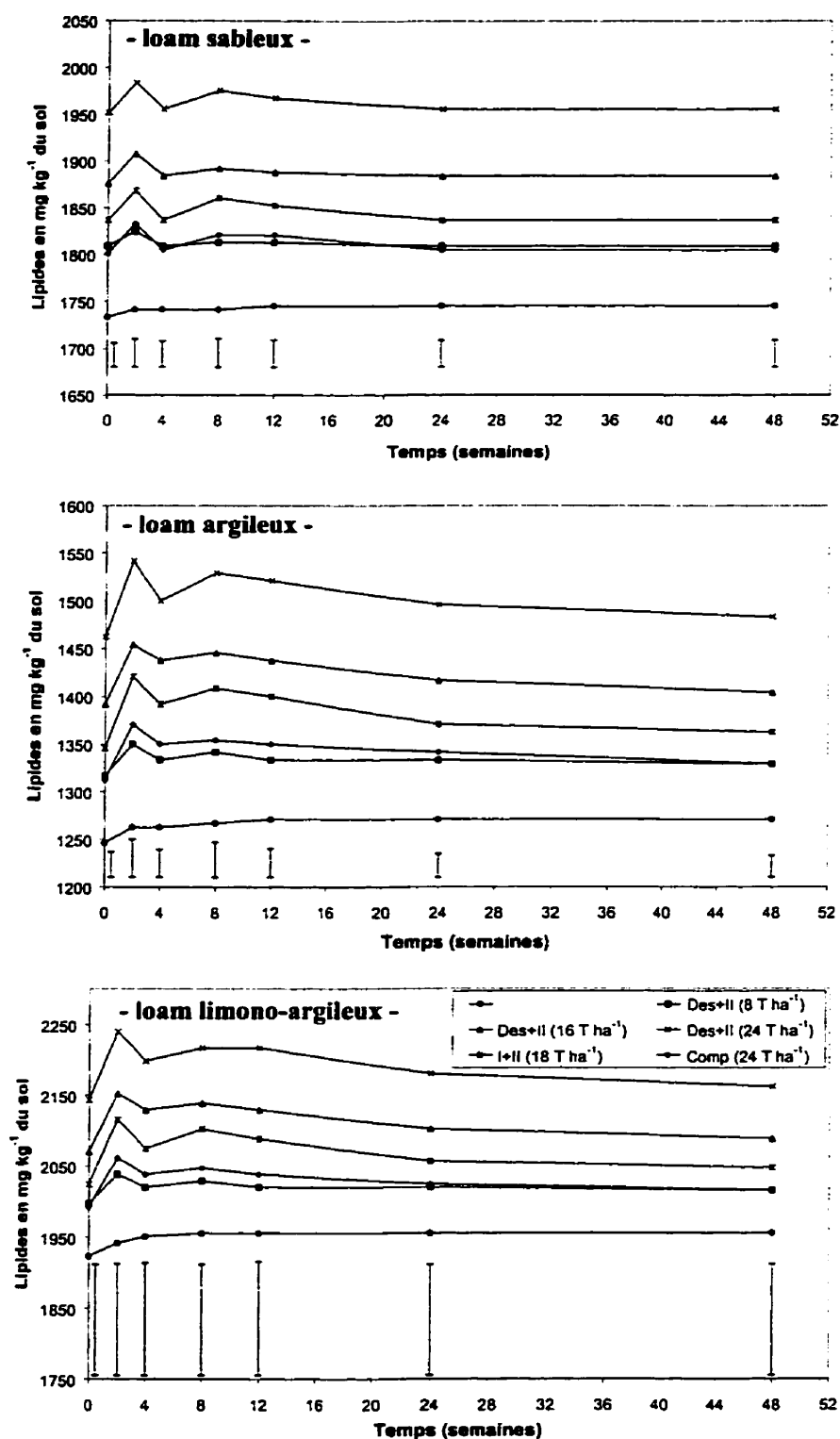


Figure 1.13: Évolution des quantités en lipides après apport des résidus papetiers pour trois sols de texture différente. Les barres verticales représentent la ppds ($\alpha=0.05$) entre les moyennes des différents traitements à chaque date d'échantillonnage. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

En effet, les teneurs en lipides atteignent un pic maximal après 2 semaines d'incubation. Toutefois, la différence entre les valeurs de lipides enregistrées à ce pic et celles correspondantes en début d'incubation pour chaque traitement et pour chacun des sols amendés, montre que celle-ci est élevée dans le loam limono-argileux suivie par celle dans le loam argileux pour noter enfin des valeurs beaucoup plus faibles pour le loam sableux (Figure 1.13).

D'après cette dernière figure, nous notons que la quantité accumulée des lipides à chacune des dates d'échantillonnage dans les 3 sols étudiés suite à un apport de mélange de désencrage-secondaire est relativement proche de celle enregistrée dans les échantillons amendés en mélange primaire-secondaire. Par ailleurs, l'application du compost a engendré des teneurs en lipides accumulées beaucoup plus faibles qu'avec les deux autres mélanges pré-cités. Cela rejoint les résultats précédents sur la décomposabilité du compost. En effet, d'après les figures 1.5, 1.7 et 1.9, nous constatons que le compost représente un matériau stable dont le contenu en carbone facilement décomposable est nettement inférieur à celui des 2 autres mélanges de boues utilisés dans cette étude.

Quant à l'effet de la dose de désencrage-secondaire sur l'accumulation des lipides au sein des 3 sols amendés, nous observons que les quantités accumulées augmentent avec le niveau de la dose appliquée. Cela suggère que l'augmentation de l'apport de ce type de mélange jusqu'à 24 T ha^{-1} stimule davantage l'activité microbienne au sein des sols étudiés.

I.2.8. CORRÉLATIONS

Afin de mettre en évidence les différentes relations éventuelles entre les indices de stabilité et les fractions glucidiques et lipidiques mesurés pour les 3 sols étudiés, nous avons effectué des corrélations multiples entre ces différents paramètres. Nous avons conduit ces corrélations à 4 périodes d'incubation, périodes pendant lesquelles l'effet de traitement s'est avéré significatif soient 2, 4, 8 et 24 semaines.

Pour les 3 sols et à chacune de ces 4 périodes d'incubation, nous remarquons qu'il y a des relations étroites entre les indices de stabilité et les biomolécules dosées à savoir les fractions glucidiques et lipidiques (Tableau 1.3). Aussi, à titre indicatif, les corrélations établies entre le pourcentage d'augmentation de la stabilité et les quantités des diverses fractions carbonées accumulées par rapport au début de l'incubation (résultats non montrés) étaient plus élevées. Cependant et puisque c'est la façon courante de présenter les résultats en terme de fractions dosées et non accumulées, nous avons donc procédé de cette façon comme à l'accoutumé. Comme le montre ce dernier tableau 1.3, à l'échelle de la macro-agrégation, nous constatons que celle-ci, tant à l'état humide que sec (AHS et ASS > 1mm), est très corrélée aux différentes fractions carbonées mesurées. Nous nous apercevons que les fractions glucidiques (sucres neutres et uroniques) sont liées positivement à la stabilité structurale. En effet, un accroissement dans les teneurs de ces fractions carbonées est toujours accompagné d'une augmentation dans la stabilité du sol. Ces hydrates de carbone accumulés dans le sol après un apport de résidus papetiers ont donc pu servir comme des agents liants des agrégats, augmentant ainsi leur cohésion et par suite leur stabilité. Ces constatations ont été également signalées par Monnier (1965), Dommergues et Mangenot (1970), Stevenson (1982, 1994), Chenu (1989), Roberson et coll. (1991), Haynes et coll. (1991) et Angers et coll. (1993b) qui postulent que les hydrates de carbone labiles jouent un rôle prépondérant dans la stabilité structurale. Ils pourraient également causer une obstruction du réseau poral, diminuant ainsi le stress provoquant l'éclatement (Quirk et Williams, 1974). La plupart des études antérieures ont été menées sur les sucres neutres et leur importance dans l'édification de la structure (Angers et Mehuys, 1989; Angers et coll., 1993a; Stevenson, 1994; Gijsman et Thomas, 1995; Haynes et Francis, 1993; Haynes et Beare, 1997; Jastrow et coll., 1998, Puget et coll., 1999). Toutefois, ce sont les études de Dutartre (1993) qui ont mis l'accent sur l'effet prédominant des sucres uroniques par rapport aux sucres neutres sur la stabilité structurale du sol. Les propriétés d'agrégation élevées des sucres uroniques sont liées probablement à leur habilité à former des complexes et des sels avec les métaux et les surfaces cationiques (Hamblin et Greenland, 1977). En outre, les résultats des études de Harris et coll. (1966) et Dhoot et coll. (1974) ont montré que les macro-agrégats contiennent de grandes quantités de sucres uroniques responsables de l'augmentation de la stabilité structurale des sols.

Tableau 1.3 : Matrice de corrélation entre les indices de stabilité et les fractions glucidiques et lipidiques dosées au sein des échantillons de trois sols de texture différente à diverses périodes d'incubation en présence des amendements en résidus papetiers.

- loam sableux -

Variables dépendantes	Variables indépendantes	2 ^s semaines	4 ^s semaines	8 ^s semaines	24 ^s semaines	Toutes les périodes [£]
AHS	Sucres neutres	0.91 ^{***}	0.89 ^{***}	0.89 ^{***}	0.84 ^{***}	0.80 ^{***}
	Sucres uroniques	0.86 ^{***}	0.95 ^{***}	0.87 ^{***}	0.88 ^{***}	0.81 ^{***}
	Lipides	0.87 ^{***}	0.94 ^{***}	0.88 ^{***}	0.88 ^{***}	0.81 ^{***}
FAD	Sucres neutres	-0.75 ^{***}	-0.73 ^{***}	-0.81 ^{***}	-0.70 ^{***}	-0.57 ^{***}
	Sucres uroniques	-0.70 ^{***}	-0.85 ^{***}	-0.81 ^{***}	-0.83 ^{***}	-0.60 ^{***}
	Lipides	-0.70 ^{***}	-0.83 ^{***}	-0.82 ^{***}	-0.80 ^{***}	-0.60 ^{***}

- loam argileux -

Variables dépendantes	Variables indépendantes	2 ^s semaines	4 ^s semaines	8 ^s semaines	24 ^s semaines	Toutes les périodes [£]
AHS	Sucres neutres	0.94 ^{***}	0.91 ^{***}	0.91 ^{***}	0.90 ^{***}	0.91 ^{***}
	Sucres uroniques	0.98 ^{***}	0.95 ^{***}	0.97 ^{***}	0.95 ^{***}	0.96 ^{***}
	Lipides	0.96 ^{***}	0.95 ^{***}	0.96 ^{***}	0.96 ^{***}	0.95 ^{***}
FAD	Sucres neutres	-0.87 ^{***}	-0.75 ^{***}	-0.81 ^{***}	-0.72 ^{***}	-0.66 ^{***}
	Sucres uroniques	-0.75 ^{***}	-0.73 ^{***}	-0.73 ^{***}	-0.71 ^{***}	-0.57 ^{***}
	Lipides	-0.77 ^{***}	-0.70 ^{***}	-0.73 ^{***}	-0.69 ^{***}	-0.58 ^{***}
ASS	Sucres neutres	0.92 ^{***}	0.83 ^{***}	ND	0.93 ^{***}	0.81 ^{***}
	Sucres uroniques	0.90 ^{***}	0.81 ^{***}	ND	0.92 ^{***}	0.76 ^{***}
	Lipides	0.89 ^{***}	0.84 ^{***}	ND	0.96 ^{***}	0.78 ^{***}

- loam limono-argileux -

Variables dépendantes	Variables indépendantes	2 ^s semaines	4 ^s semaines	8 ^s semaines	24 ^s semaines	Toutes les périodes [£]
AHS	Sucres neutres	0.99 ^{***}	0.96 ^{***}	0.98 ^{***}	0.96 ^{***}	0.97 ^{***}
	Sucres uroniques	0.98 ^{***}	0.97 ^{***}	0.99 ^{***}	0.97 ^{***}	0.96 ^{***}
	Lipides	0.82 ^{***}	0.77 ^{***}	0.80 ^{***}	0.76 ^{***}	0.79 ^{***}
FAD	Sucres neutres	-0.70 ^{***}	-0.79 ^{***}	-0.82 ^{***}	-0.81 ^{***}	-0.64 ^{***}
	Sucres uroniques	-0.63 ^{***}	-0.76 ^{***}	-0.77 ^{***}	-0.77 ^{***}	-0.58 ^{***}
	Lipides	-0.71 ^{***}	-0.79 ^{***}	-0.80 ^{***}	-0.81 ^{***}	-0.64 ^{***}
ASS	Sucres neutres	0.89 ^{***}	0.86 ^{***}	ND	0.87 ^{***}	0.70 ^{***}
	Sucres uroniques	0.84 ^{***}	0.84 ^{***}	ND	0.83 ^{***}	0.64 ^{***}
	Lipides	0.85 ^{***}	0.77 ^{***}	ND	0.82 ^{***}	0.66 ^{***}

[§] : N= 18

[£] : N= 72

ND : non déterminé

*, **, *** représentent des probabilités de $p \leq 0.05$; $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

AHS : Agrégats humides stables FAD : Fraction d'argile dispersée

ASS : Agrégats secs stables

Les fractions lipidiques ont montré également des relations positives étroites avec la macro-agrégation du sol (Tableau 1.3). Cela suppose que ces biomolécules à caractère hydrophobe agissent sur la stabilité, probablement par le biais de la modification de la mouillabilité des sols. En effet, le changement au niveau de la mouillabilité provoque un ralentissement de la pénétration d'eau au sein des agrégats, ce qui diminue le stress occasionné par l'entrée d'eau. Aussi, l'effet pourrait être relié au colmatage des pores (Quirk et Williams, 1974). Dans ce contexte, nous mentionnons que des corrélations entre les fractions aliphatiques hydrophobes et la stabilité des agrégats du sol au tamisage à l'eau ont été rapportées par Jambu et coll. (1978), Capriel et coll. (1990) et de Diné et coll. (1991a,b). Ces études ont suggéré que ces composés exercent des effets positifs sur la stabilité structurale à travers leur action sur la diminution de rétention d'eau des sols.

Quant à l'échelle de la micro-agrégation, les résultats de corrélation entre la fraction d'argile dispersée (FAD) et les fractions glucidiques et lipidiques dosées pour les différents traitements étudiés pendant 2, 4, 8 et 24 semaines d'incubation ainsi que pour toutes les périodes confondues (Tableau 1.3) dévoilent qu'il y a une relation négative entre la dispersion de l'argile et ces fractions carbonées et ceci pour les 3 sols étudiés. En d'autres termes, l'augmentation des fractions glucidiques et lipidiques entraîne une diminution de la fraction d'argile dispersée. En effet, d'après les résultats illustrés d'une part, sur l'évolution de la fraction d'argile dispersée au cours de la période de l'incubation (Figure 1.2) et d'autre part, sur l'évolution des sucres neutres (Figure 1.11), des sucres uroniques (Figure 1.12) et des lipides (Figure 1.13), nous remarquons à chacune des périodes d'incubation qu'il y a conjointement une diminution dans le niveau de la dispersion de l'argile par rapport au temps 0 et une augmentation de l'accumulation de ces biomolécules. Cela suggère d'une part, que les fractions glucidiques, connues par leur pouvoir à favoriser l'agrégation, augmentent la cohésion en renforçant les forces attractives entre les constituants des agrégats. Cette amélioration de la cohésion permet une meilleure résistance aux forces anisotropes causées par le gonflement différentiel suite à l'humectation par l'eau et ainsi une atténuation de la dispersion des argiles. À ce propos, nous citons les écrits de Hénin (1976), Tisdall et Oades (1982) et Stevenson (1994) qui ont souligné l'effet positif

des hydrates de carbone sur la cohésion des sols et la diminution de la dispersion. Quant à l'effet des lipides sur la micro-agrégation (FAD), nous pouvons postuler que ces fractions hydrophobes diminuent la vitesse de pénétration de l'eau et ainsi ralentissent le processus du gonflement. Ceci permettrait une meilleure protection contre les effets de stress engendrés par l'humectation et un abaissement de la fraction d'argile dispersée. À ce propos, nous citons les travaux de Diné et Gregorich (1995) qui ont montré que les lipides ont un rôle important dans l'amélioration de la stabilité et ce, en diminuant l'action dispersante de l'eau.

L'examen du tableau 1.3 fait ressortir aussi qu'il y a une certaine dynamique dans la corrélation entre les fractions carbonées et les indices de stabilité. En effet, à chacune des périodes d'incubation, l'intensité de corrélation entre chacune de ces biomolécules et la stabilité change et à chaque fois une biomolécule domine. Cependant, les coefficients de corrélation mentionnés au tableau 1.3 montrent que toutes ces fractions carbonées sont étroitement liées à la stabilité (AHS, FAD et ASS) pour toutes les périodes confondues.

Les résultats élevés de corrélation entre les diverses fractions carbonées et l'indice de stabilité (% AHS) d'une part (Tableau 1.3), et l'examen de la figure relative à la dynamique de l'agrégation des sols amendés avec des résidus papetiers durant les 48 semaines d'incubation d'autre part (Figure 1.1), nous permettent de décrire les différentes phases d'évolution de AHS. En effet, nous pouvons distinguer 4 phases différentes : Une première phase agrégative s'étalant entre le début et l'apparition du pic des AHS enregistré au 15^{ème} jour d'incubation. À cette dernière période d'incubation correspond également l'apparition des pics de pourcentage des sucres neutres, des sucres uroniques et des lipides (Figures 1.11, 1.12 et 1.13) suggérant que la partie labile de résidus soit métabolisée et que le résultat de l'activité microbienne est responsable de la formation de AHS. Ceci rejoint les résultats de Hénin (1944), Monnier (1965) et Martin (1971). Ces matières glucidiques contractent des liaisons avec les surfaces minérales. D'après Greenland (1965 a,b), les chaînes de polysaccharides contractent des liaisons avec les argiles par l'intermédiaire de nombreux points de contact en s'étalant sur leur surface. En ce qui a trait aux lipides issus de la décomposition des amendements organiques, ils ont un

effet favorable sur la structure en ralentissant l'entrée d'eau (Dinel et Gregorich, 1995; Stevenson, 1994).

Nous assistons ensuite à une décroissance des AHS pendant une deuxième phase s'étalant jusqu'à la 4^{ème} semaine d'incubation (Figure 1.1) qui s'accompagne d'une diminution simultanée dans les teneurs des fractions glucidiques et des fractions lipidiques au sein du sol (Figures 1.11, 1.12 et 1.13). Cette diminution peut être expliquée par le fait qu'une partie de ces biomolécules accumulées dans le sol a été biodégradée.

Une troisième phase correspondant à une augmentation secondaire de faible intensité des AHS après 8 semaines d'incubation et qui se maintient à un niveau relativement constant jusqu'à la 12^{ème} semaine. À cette phase, nous remarquons d'une part, que les teneurs en sucres neutres et en lipides subissent également un accroissement et, d'autre part, que les contenus en sucres uroniques des sols sont à un niveau relativement proche de celui enregistré après 2 semaines d'incubation. En fait, cette phase de stabilisation suggère que lorsqu'une partie des lipides et des agents de cimentation organique comme les sucres neutres et uroniques se stabilise, les AHS suivent aussi les processus de la stabilisation telles la consolidation des liaisons de molécules organiques sur les surfaces argileuses (Guckert et coll., 1975).

Durant la quatrième phase s'étendant entre la 12^{ème} semaine et la fin de l'incubation, nous assistons à une diminution des AHS (Figure 1.1) qui correspond à une baisse simultanée dans le niveau des sucres neutres (Figure 1.11), des sucres uroniques (Figure 1.12) et des lipides (Figure 1.13).

Ce schéma que nous venons de décrire brièvement, est en accord avec la dynamique de la formation de AHS dans les sols amendés en substances organiques (Guckert et coll., 1975; Hénin, 1976; Metzger et coll., 1987). En outre et comme nous l'avons déjà signalé, le pic de la minéralisation de carbone (Figures 1.6, 1.8 et 1.10) précède le pic des AHS (Figure 1.1). Ceci rejoint l'idée que l'accélération de l'activité microbienne suite à un apport de résidus organiques peut participer à l'accroissement de la stabilité des agrégats par le biais de la production des biomolécules issues du métabolisme microbien.

I.3. CONCLUSIONS

D'après l'analyse des divers résultats ainsi obtenus, il ressort que l'apport de la matière organique sous forme de résidus papetiers avec trois types d'amendements soient désencrage-secondaire, primaire-secondaire et compost a agi à deux niveaux sur la stabilité de trois sols étudiés. D'une part, cet apport augmente la macro-agrégation (la proportion des agrégats humides et secs stables > 1mm) et d'autre part, il diminue la micro-agrégation (la fraction d'argile dispersée). Cet effet positif sur la stabilité apparaît de nature biologique puisque après amendement avec des résidus papetiers, nous avons noté une accumulation des fractions glucidiques (sucres neutres et sucres uroniques) et des fractions lipidiques au sol.

Suite à l'application des résidus papetiers, nous avons remarqué que le pic d'évolution du carbone minéralisé précède celui des agrégats stables. Cependant, l'apparition de ce dernier coïncide avec la date de celle des sucres neutres, des sucres uroniques et des lipides. Ces résultats supposent que le pic d'accumulation de ces fractions carbonées suite à la décomposition des amendements organiques apportés peut être la conséquence de l'accélération de l'activité microbienne pendant les 15 premiers jours de l'incubation.

Nous avons noté également que l'apport de désencrage-secondaire et de primaire-secondaire avait un effet similaire pour les deux types de mélanges de résidus. De plus, cet effet est observé tant sur les paramètres physiques de sol en améliorant la stabilité (augmentation des agrégats stables > 1mm et diminution de la fraction d'argile dispersée) que sur les paramètres biochimiques (augmentation de l'accumulation des fractions glucidiques et lipidiques). Toutefois, cet effet est minime lors d'une application du compost. Cela apparaît dû au fait que c'est un matériau stable, puisque nous avons noté les plus faibles quantités minéralisées de carbone ajouté avec ce type de résidu. L'activité microbienne générée donc après apport du compost est réduite, ce qui a entraîné une

accumulation faible des fractions glucidiques et lipidiques au sol et par conséquent, une amélioration faible de la stabilité.

Aussi, nous avons relevé une relation étroite entre les divers indices de stabilité mesurés (la macro-agrégation et la micro-agrégation) et les différentes fractions carbonées (les glucides et les lipides). L'importance des relations et l'absence de supériorité nette pour une fraction par rapport à une autre, suggère que toutes ces différentes fractions puissent jouer un rôle dans la stabilisation. Les chapitres suivants essaieront donc, de quantifier les rôles respectifs de ces fractions.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amir, H., and Alabouvette, C. 1993. Involvement of soil abiotic factors in the mechanisms of soil suppressiveness to *Fusarium* wilts. *Soil Biol. Biochem.* 25 : 157-164.
- Angers, D. A. 1992. Changes in soil aggregation and organic carbon under corn and alpha. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 : 1244-1249.
- Angers, D. A., Bissonnette, A., Légère, A., and Samson, N. 1993a. Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil. Sci.* 73 : 39-50.
- Angers, D. A., and Mehuys, G. R. 1989. Effects of cropping on carbohydrate content and water stable aggregation of a clay soil. *Can. J. Soil Sci.* 69 : 373-380.
- Angers, D. A., Samson, N., and Légère, A. 1993b. Early changes in water stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Can. J. Soil Sci.* 73 : 51-59.
- Barnhisel, R., and Bertsh, P. M. 1982. Digestion with perchloric-nitric-acids. In *Methods of Soil Analysis*. Page, A.L. (ed.), N°9, part.2. Am. Soc. Agron. Madison. Wisc. : 279-280.
- Baver, L. D., Gardner, W. H., and Gardner, W. R. 1972. *Soil physics* 4^e ed. John Wiley & Sons. N.Y.: 498pp.
- Bligh, E. G., and Dyer, W. J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. and Physiol.* 37 (8): 911-917.
- Blumenkrantz, N., and Asboe-Hansen, G. 1973. New method for quantitative determination of uronic acids. *Analytical Biochemistry.* 54: 484-489.
- Bolt, G. H., De Boodt, M. F., M. Hayes, H. B., Mc Bride, M. B. and Destrooper, E. B. A. 1986. *Interactions at the Soil Colloid - Soil Solution Interface*. Kluwer Academic, Dordrecht, Boston : 410-463.
- Bremner, J. M., and Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen-total. In *Methods of Soil Analysis. Part2. Chemical and microbiological properties*. Page, A. L. (ed.). Agron. 9: 595-624. Madison, Wisc.

Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., Gronholz, J., and Zachmann, G. 1990. Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biol. Biochem.* 27 (11) : 1453-1458.

Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., and Härter, P. 1995. Relationship between soil aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass, and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54 : 415-420.

Chamran, S. 1997. Organic matter, sodicity, and clay type : influence on soil aggregation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61(4) : 1131-1137.

Chaney, K., and Swift, R.S. 1986a. Studies on aggregate stability. I. Re-formation of soil aggregates. *J. of Soil Sci.* 37 (2) : 329-335.

Chaney, K., and Swift, R.S. 1986b. Studies on aggregate stability. II. The effect of humic substances on the stability of re-formed soil aggregates. *J. of Soil Sci.* 37 (2) : 337-343.

Chenu, C. 1989. Influence of fungal polysaccharide, scleroglucan, on clay microstructures. *Soil Biol. & Biochem.* 21 (2): 299-305.

Cheshire, M. V. 1979. Nature and origin of carbohydrates in soils. Academic Press, London, U.K.: 216pp.

Christensen, B. T. 1985. Carbon and nitrogen in particle size fractions isolated from Danish arable soils by ultrasonic dispersion and gravity sedimentation. *Acta Agric. Scand.* 35 : 175-187.

Day, P. R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. In *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and mineralogical properties.* Black, C.A. (ed.). Agron. 9: 545-567. Madison, Wisc.

Degens, B. P. 1997. The contribution of carbohydrate-C and earthworm activity to the water stable aggregation of a sandy soil. *Australian J. of Soil Res.* 35 (1) : 61-71.

Dhoot, J. S., Singh, N. T., and Brar, S. S. 1974. Note on the influence of organic matter on polyuronides of soils aggregates. *Indian J. of Agric. Sci.* 44 : 243-244.

Dinel, H., Lévesque, M., and Mehuys, G. R. 1991a : Influence of humic and fibric materials on the aggregation and aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Sci.* 151(2) : 146-158.

Dinel, H., Lévesque, M., and Mehuys, G. R. 1991b. Effect of long-chain aliphatic compounds on the aggregate stability of a lacustrine silty clay. *Soil Sci.* 151(3) : 228-239.

Dinel, H., and Gregorich, E. 1995. Structural stability status as affected by long term continuous maize and bluegrass sod treatments. *Biological Agriculture & Horticulture* 12 (3): 237-252.

Dommergues, Y., and Mangenot, F. 1970. *Écologie microbienne du sol*. Masson, Paris : 796pp.

Dormaar, J. F. 1983. Chemical properties of soil and water stable aggregates after sixty seven years of cropping to spring wheat. *Plant Soil* 75 : 51-61.

Dutartre, Ph. 1993. Influence of content and nature of organic matter on the structure of some sandy soils from West Africa. *Geoderma* 56 : 459-478.

Elustondo, J., Angers, D. A., Laverdière, M. R., and N'Dayegamiye, A. 1990. Étude comparative de l'agrégation et de la matière organique associée aux fractions granulométriques de sept sols sous culture de maïs ou en prairie. *Can. J. Soil Sci.* 70 : 395-402.

Fierro, A. 1998. Implications écologiques de la valorisation de résidus de désencrage du papier comme amendement organique sur la revégétation durable d'une sablière. Thèse de Ph.D. Université Laval-Québec, Canada. : 152pp.

Gijsman, A. J., and Thomas, R. J. 1995. Aggregate size distribution of an oxisol under legume based and pasture grass pastures in the eastern colombian savannas. *Aust. J. of Soil Res.* 33 (1) : 153-165.

Greenland, D. J. 1965a. Interaction between clays and organic compounds in soil. Part.I. Mechanisms of interaction between clays and defined organic compounds. *Soils Fertil.* 28 : 415-425.

Greenland, D. J. 1965b. Interaction between clays and organic compounds in soil. Part.II. Adsorption in soil organic compounds and its effect on soil properties. *Soils Fertil.* 28. 521-532.

Guckert, A., Chone, T., and Jacquin, F. 1975. Microflore et stabilité structurale des sols, *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 12 (1) : 211-223.

Hamblin, A. P., and Greenland, D. J. 1977. Effect of organic constituents and complexed metal ions on aggregate stability of some east anglian soils . *J. Soil Sci.* 28 : 410-416.

Harris, R. F., Chesters, G., and Allen, O. N. 1966. Dynamics of soil aggregation. *Adv. Agron.* 18 : 107-169.

Haynes, R. J., and Beare, M. H. 1997. Influence of six crop species on aggregate stability and some labile organic matter fractions. *Soil Biol. Biochem.* 29 (11/12): 1647-1653.

Haynes, R. J., Swift, R. S., and Stephen, R. C. 1991. Influence of mixed cropping rotations (pasture-arable) on organic matter content, water stable aggregation and clod porosity in a group of soils. *Soil & Till. Res.* 19 : 77-87.

Haynes, R. J., and Francis, G. S. 1993. Changes in microbial biomass C, soil carbohydrate composition and aggregate stability induced by growth of selected crop and forage species under field conditions. *J. Soil Sci.* 44: 665-675.

Hénin, S. 1944. Influence des corps microbiens sur la formation d'une structure stable. *C. R. Acad. Agric., Fr.*

Hénin, S. 1938. Etude physico-chimique de la stabilité structurale des terres. Thèse Paris.

Hénin, S. 1939. Influence des facteurs climatiques sur la stabilité structurale des sols de limon. *Annal. Agron.* 9: 301-311.

Hénin, S. 1976. Cours de physique du sol. Tome I et Tome II, ORSTOM-EDITEST, Paris.

Itami, K. 1995. Dispersion behavior of soils from reclaimed lands with poor soil physical properties and their characteristics with special reference to clay mineralogy. *Soil Sci. and Plant Nutrition* 41(1) : 45-54.

Jambu, P., Fustec, E., and Jacquesy, R. 1978. Les lipides des sols: nature, origine, évolution, propriétés. *Science du Sol* 4: 229: 240.

Jastrow, J. D., Miller, R. M., and Lussenhop, J. 1998. Contributions of interacting biological mechanisms to soil aggregate stabilization in restored prairie. *Soil Biol. Biochem.* 30 (7) : 905-916.

Kay, B. D., and Dexter, A. R. 1990. Influence of aggregate diameter, surface area and antecedent water content on the dispersibility of caly. *Can. J. Soil Sci.* 70 : 655-671.

Kemper W. D., and Roseneau, R. C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In *Methods of soil analysis- Part I. Physical and mineralogical methods*. Klute, A. (ed.). 2^{ème} édition, Agronomy n° 9, Madison , WI.

Martin, J. P. 1971. Decomposition and binding action of polysaccharides in soil. *Soil Biol. Biochem.* 3 : 33-41.

Metzger, L., Levanon, D., and Mingelgrin, U. 1987. The effect of sewage sludge on soil structural stability : microbiological aspects. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51 : 346-351.

Metzger, L., and Yaron, B. 1987. Influence of sludge organic matter on soil physical properties. In *Advances in soil science* vol 7 : 141-163.

Molope, M. B., and Page, E. R. 1986. The contributions of fungi, bacteria and physical processes in the development of aggregate stability of a cultivated soil. *Biol. Agric. Hortic.* 3 : 233-249.

Monnier, G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Ann. Agron.* 16(4) : 327-400.

Mustin, M. 1987. *Le compost. Gestion de la matière organique*. Dubusc, F. (ed.), Paris: 954pp.

Nelson, D. W., and Sommers, L. E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and mineralogical properties*. Black, C.A. (ed.). Agron. 9: 539-579. Madison, Wisc.

Nemati, M. R. 1998. Effets de diverses doses de résidus de désencrage sur la stabilité du réseau poral de trois types de sol du Québec (Canada). Thèse de Ph.D, Université Laval, Canada : 130pp.

Oades, J. M. 1984. Soil organic matter and structural stability: mechanisms and implications for management. *Plant and Soil* 76: 319-337.

Perfect, E., Kay, B. D., Van Loon, W. K. P., Sheard, R. W., and Pojasok, T. 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54 : 173-179.

Piccolo, A. and Mbagwu, J. S. C. 1994. Humic substances and surfactants effects on the stability of two tropical soils. *Soil Sci. Soc. of Am. J.* 58 (3) : 950-955.

Pojasok, T., and Kay, B. D. 1990. Assessment of a combination of wet sieving and turbidimetry to characterize the structural stability of moist aggregates. *Can. J. Soil Sci.* 70: 33-42.

Puget, P., Angers, D. A., and Chenu, C. 1999. Nature of carbohydrates associated with water stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31 (1): 55-63.

Quirk, J. P., and Williams, G. B. 1974. The disposition of organic materials in relation to stable aggregation. In *Trans. Int. Congr. Soil Sci.* 10th. Voronin, A. D. et coll. (eds.). *Inst. Pochvovedeniya y Agrokhimii, Moscow*: 165-173.

Rasiah, V., Kay, B. D., and Martin, T. 1992. Variation of structural stability with water content : influence of selected soil properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56 : 1604-1609.

Roberson, E. B., Sarig, S., and Firestone, M. K. 1991. Cover crop management of polysaccharide-mediated aggregation in an orchard soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55 : 734-739.

SAS Institute. 1996. Release 6.12. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Sidi, H., and Pansu, M. 1990. Effets d'apports organiques et de gypse sur la stabilité structurale de deux sols méditerranéens. *Science du sol* 28(3) : 237-256.

Stevenson, F. G. 1982. *Humus Chemistry*, Jones Wiley & Sons, NY.: 435pp.

Stevenson, F. J. 1994. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. 2^{ème} ed., New York: 496pp.

Stotzky, G. 1965. Microbial respiration. In *Methods of soil analysis, Part 2*. Agronomy. Black et al. (eds.), Am. Soc. Of Agron., Inc., Madison, Wis : 1550-1572.

Sullivan, L. A. 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water stable aggregation. *J. of Soil Sci.* 41: 529-534.

Tisdall, J. M. 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter : 57-96. In *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. Carter, M.R and Stewart, B.A. (eds.). *Advances in Soil Science*: 469pp.

Tisdall, J. M., and Oades, J. M. 1982. Organic matter and water stable aggregates in soils. *J. of Soil Sci.* 33: 141-163.

Trépanier, L., Gallichand, J., Caron, J., and Thériault, G. 1996. Environmental Impact of On-Farm Storage Of Deinking Paper Mill Sludge. Transactions of the ASAE. 39: 1853-1859.

Chapitre 2

CONTRIBUTION À L'ÉTUDE DES MÉCANISMES RÉGISSANT LA DÉGRADATION DE LA STRUCTURE DU SOL LORS DE L'HUMECTATION RAPIDE

INTRODUCTION

Un agrégat est un ensemble de particules primaires qui se lient plus fortement les unes aux autres qu'aux particules du sol environnant (Kemper et Roseneau, 1986). La stabilité des agrégats est la résistance des liaisons intra-agrégat face aux forces de stress externes (Kay, 1990). Cette résistance qui détermine la stabilité structurale d'un sol, donne une idée sur la susceptibilité du sol à l'érosion, à la formation de croûtes de battance et à la compaction.

De plus en plus, praticiens et chercheurs sont amenés à se préoccuper de la structure du sol. Deux facteurs, souvent cités dans la littérature, commandent le mécanisme de la dégradation de celle-ci durant l'humectation soient le gonflement et la pression intra-agrégat. Lors de l'humectation rapide des agrégats à l'état sec, on assiste généralement à un phénomène d'éclatement lié soit à une augmentation de la pression engendrée par l'emprisonnement de l'air à l'intérieur de l'agrégat dépassant ses forces de cohésion (Concaret, 1967b; Le Bissonnais, 1988; Caron et coll., 1998), soit à un gonflement différentiel entraînant une fissuration de l'agrégat (Le Bissonnais, 1989). Récemment, des travaux de recherche ont confirmé la contribution en synergie de ces deux facteurs dans la dégradation de la structure (Grant et Dexter, 1990). Par ailleurs, certaines études ont signalé qu'un des deux facteurs peut être plus dominant que l'autre. Selon Caron (1996), il a été remarqué que la diminution de la stabilité structurale est attribuée plus à l'augmentation de la pénétration de l'eau dans l'agrégat qu'au changement de sa cohésion alors que Diné et Gregorich (1995) ont remarqué de leur côté que les agrégats sont plus affectés par le processus du gonflement que par les forces d'altération causées par l'emprisonnement d'air lors de l'humectation rapide. L'importance des contributions relatives semble donc varier selon les auteurs.

Les effets des apports de matières organiques sont mis en évidence sur l'amélioration de stabilité structurale du sol (Hénin et coll., 1958; Sullivan, 1990). L'importance de la réduction d'éclatement dans les sols sous prairie comparativement aux sols sous culture intensive est attribuée à différents modes d'action de la matière organique trouvée en plus grande quantité dans les premiers sols que dans les derniers. En bref, on attribue à la matière organique une restriction du gonflement différentiel et une réduction de la pression interne maximale atteinte en phase d'humectation en réduisant l'entrée rapide de l'eau à l'intérieur de l'agrégat (action sur la mouillabilité) (Panabokke et Quirk, 1957; Sullivan, 1990; Capriel et coll., 1990; Caron et coll., 1998). Cette pression maximale susceptible d'être atteinte par l'air emprisonné dépend à la fois de la vitesse de pénétration du liquide dans l'espace poral à l'intérieur de l'agrégat (eau,...etc.) et des possibilités de dégagement offertes à une partie de l'air inclus (Concaret, 1967b ; Caron, 1996).

Dans le but de comprendre les mécanismes d'action de résidus papetiers, source importante de matière organique et dont l'ajout modifie significativement la stabilité structurale (Chantigny et coll., 1999; Nematy et coll., 2000a,b ; Zaher, 2001), et de l'intervention de la diminution de la mouillabilité dans le maintien de la stabilité structurale du sol, une étude expérimentale a été menée sur des agrégats secs de deux sols de textures différentes. Les objectifs fixés dans cette section se résument en trois grands volets à savoir:

- Étudier l'évolution de la pression intra-agrégat, la matière perdue, le gonflement et l'air dégagé lors de l'humectation rapide dans l'eau de deux sols de texture différente (loam limono-argileux et loam argileux) amendés avec différents types de résidus papetiers.
- Vérifier l'importance de l'hydrophobie durant la phase d'humectation et sa contribution dans la stabilité structurale.
- Mettre en relation les différents facteurs régissant la dégradation de la structure avec les fractions glucidiques et lipidiques.

II.1. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Sur la base des résultats obtenus au chapitre 1 relatifs à la stabilité des agrégats secs au tamisage à l'eau, nous nous sommes intéressés particulièrement à deux sols sur lesquels l'effet de l'amendement en résidus papetiers sur leur stabilité a été significatif pendant 24 semaines d'incubation. Ces deux sols sont un loam argileux de la série Bedford à Ste Croix de Lotbinière et un loam limono-argileux de la série Tilly à St Augustin. Le loam argileux contient 27 g 100 g⁻¹ argile, 43 g 100 g⁻¹ limon, 30 g 100 g⁻¹ sable avec 2.15 g 100 g⁻¹ carbone organique et le loam limono-argileux est constitué de 39 g 100 g⁻¹ d'argile, 52 g 100 g⁻¹ de limon et 9 g 100 g⁻¹ de sable avec 3.7 g 100 g⁻¹ de carbone organique. Un total de 6 traitements est utilisé pour chacun des sols. Les traitements consistent en 3 doses de mélange désencrage-secondaire (8, 16 et 24 T ha⁻¹ sur une base sèche), une dose de mélange primaire-secondaire (18 Tonnes anhydres ha⁻¹) apportant la même quantité de carbone que la dose élevée de 24T ha⁻¹ désencrage-secondaire. Les traitements incluent aussi une dose du compost de désencrage (24 T ha⁻¹) et un témoin sol sans amendement. Les rapports C/N, C/P et C/K de ces 3 types de résidus papetiers ont été ajustés à 30, 60 et 130 respectivement (Mustin, 1987). Les plus importantes caractéristiques physico-chimiques de ces sols et des résidus papetiers utilisés sont présentées au tableau 1.1 du chapitre 1.

Comme l'objectif de cette partie de l'étude est de comprendre les mécanismes régissant la dégradation de la structure, notre choix s'est arrêté sur des agrégats secs de rayon d'environ 6 mm. En effet, nous avons observé au chapitre précédent (chapitre 1) d'une part, que la stabilité des agrégats humides est étroitement liée à celle des agrégats secs (Annexe 2) et d'autre part, qu'au contact de l'eau la désagrégation est plus évidente sur des agrégats secs que sur des agrégats humides. En outre, la stabilité des agrégats secs est surtout influencée par la fraction des gros agrégats de taille > 2 mm.

Afin d'étudier l'effet de la mouillabilité sur la stabilité structurale du sol, l'immersion rapide des agrégats secs a été effectuée dans l'eau et dans une solution d'agent mouillant. Une solution d'agent mouillant non ionique de type AquaGro 2000.L (Aquatrols Corporation of America, Media wetting agent, USA) préparée selon les recommandations du fabricant assurant une humectation uniforme et rapide (1.2 ml de l'agent mouillant dans 1 litre d'eau distillée), a donc été utilisée comme solution d'humectation. Cette dose se situe à la concentration micellaire critique, c'est-à-dire à la dose minimale nécessaire pour abaisser la tension de surface de la solution obtenue à sa valeur minimale.

Cette présente section de la thèse a été menée sur des agrégats obtenus après 2 et 24 semaines d'incubation (des mêmes échantillons étudiés au chapitre 1), périodes pour lesquelles nous avons remarqué respectivement le pic de la stabilité des agrégats secs (ASS) et un effet résiduel encore persistant à long terme (24 semaines) pour le loam argileux et le loam limono-argileux suite à un apport de résidus papetiers. Cette étude consiste à effectuer des mesures de la pression intra-agrégat et la prise simultanée d'images dont l'analyse permettra l'évaluation d'autres paramètres tels que le gonflement, la perte de matière et l'échappement de l'air lors de l'humectation rapide des agrégats secs avec l'eau distillée et la solution d'agent mouillant à ces 2 périodes d'incubation. Tous ces traitements ont été répétés trois fois. Un total de 144 agrégats secs a donc été étudié dans cette partie expérimentale.

II.1.1. MESURE DE LA PRESSION INTRA-AGRÉGAT

Afin de suivre la variation de la pression interne lors de l'immersion des agrégats dans l'eau et dans l'agent mouillant, un dispositif expérimental a été établi (Figure 2.1).

Des aiguilles de type 23G*1" (Terumo Medical corporation, Elkton, MD, USA) ont

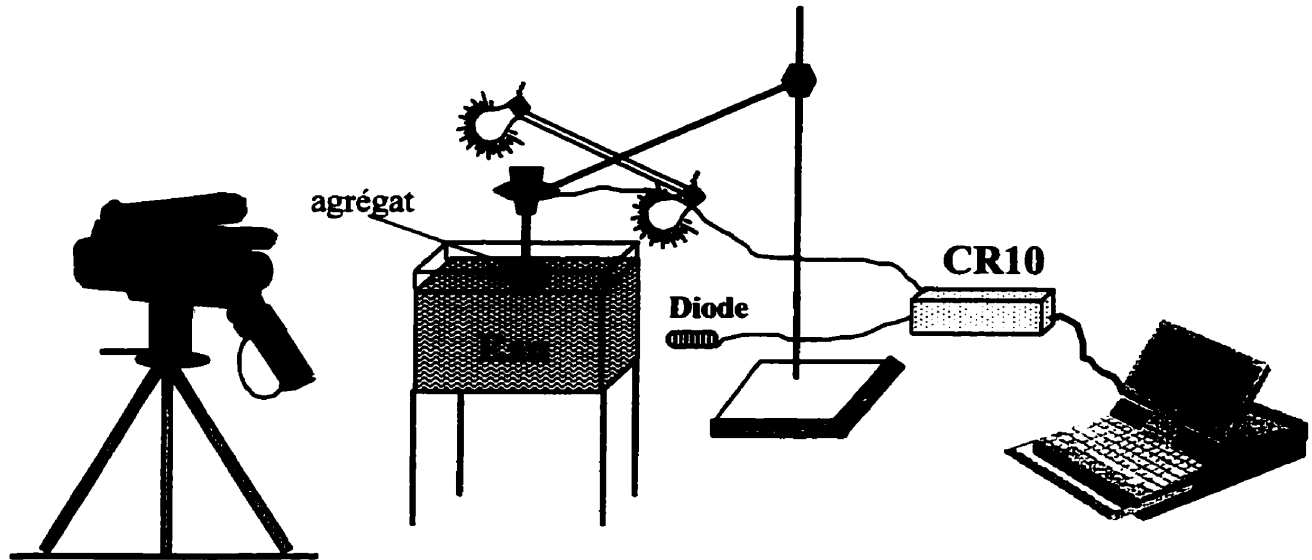


Figure 2.1 : Dispositif expérimental pour le suivi du processus d'humectation rapide des agrégats.

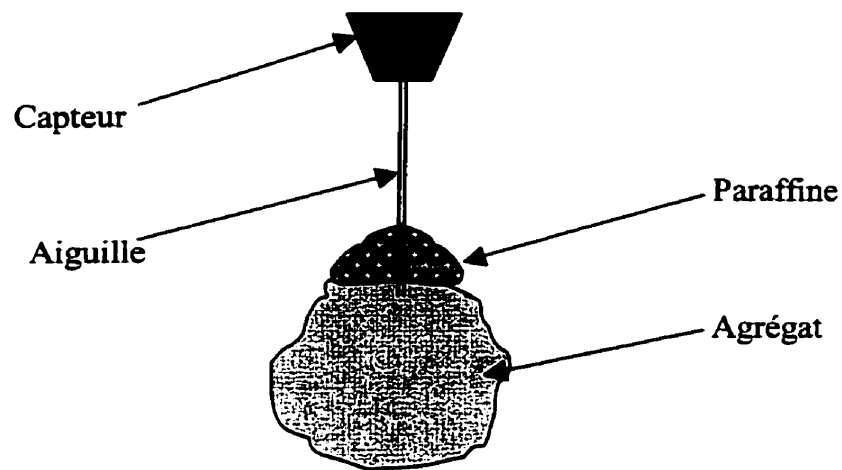


Figure 2.2 : Illustration d'un exemple de fixation de l'agrégat au capteur.

été mises en contact avec la surface des agrégats à l'aide de la paraffine liquide (Figures 2.1 et 2.2). Pour chaque agrégat testé, l'aiguille a été reliée à un capteur de haute sensibilité (PX26-15DV, Omega Corporation, USA) qui est connecté aussi à un acquiiseur de données (CR10). Par la suite, l'agrégat est plongé dans l'eau à une profondeur de 1 cm.

À l'aide d'une diode électroluminescente filmée, nous synchronisons ainsi le début de l'acquisition des données stockées sur le CR10 avec la prise d'images (voir section suivante). Par la suite, ces images sont transférées sur un ordinateur à des fins d'analyse. Comme les données recueillies ne reflètent que la tension de sortie à la pointe du capteur, une courbe d'étalonnage a été établie pour convertir les lectures en millivolts en unité de pression (kPa). La pression enregistrée par le capteur est la pression intra-agrégat relative par rapport à la pression atmosphérique.

II.1.2. ANALYSE DES IMAGES

Au cours de l'acquisition des données, les agrégats ont été filmés à l'aide d'une caméra vidéo pendant une minute. L'enregistrement a été fait à 30 images par seconde, puis une numérisation a été effectuée à raison de 4 images par seconde. À l'aide d'un logiciel d'édition 'Adobe premiere' version 5.0 pour Mac OS (Adobe System, 1998), l'image correspondante au début de l'immersion de l'agrégat dans l'eau (l'instant zéro) a été visualisée et les fichiers correspondants aux images qui succèdent ont été comprimés en une image par seconde. Les images ainsi obtenues sont analysées à l'aide d'un logiciel de traitement d'images 'NIH Image' version 1.62 pour Mac OS (Wayne rasband, National Institutes of Health USA, 1999) afin de quantifier le volume d'air dégagé, la quantité de matière perdue et pour suivre l'évolution de l'aire des agrégats (gonflement) de 0 à 8 secondes par tranche de 1 seconde.

II.1.2.1. DÉTERMINATION DE LA MATIÈRE PERDUE

Avec le logiciel d'analyse d'image, la perte de matière due à l'éclatement a été suivie en particulier au cours des huit premières secondes d'immersion. Après chaque seconde, la perte de matière a été évaluée en terme d'un pourcentage par rapport à la surface initiale de l'agrégat avant son humectation. Un pourcentage cumulatif a été alors déterminé à la fin des 8 secondes d'immersion.

II.1.2.2. ESTIMATION DU GONFLEMENT

Au cours de leur humectation, les agrégats du sol sont généralement sujets à un gonflement. À l'aide de la caméra vidéo utilisée dans cette partie expérimentale, l'évolution de la surface des agrégats a été suivie en fonction du temps jusqu'à la fin de chaque test et évaluée à l'aide du logiciel d'analyse d'images pendant 8 secondes. Comme le suivi du gonflement a été réalisé dans un plan (surface 2D), le taux de gonflement correspondant à chaque agrégat a été déterminé à la base de l'évolution en fonction du temps de la surface des agrégats. Ainsi, pour chacun des agrégats, le taux de gonflement (tg) correspondant après un instant 't' est tel que:

$$tg(t) = \frac{S(t) - S_0}{S_0} \times 100 \quad (2.1)$$

Avec :

$S(t)$: Surface de l'agrégat évaluée à l'instant t

S_0 : Surface de l'agrégat avant l'immersion

II.1.2.3. ESTIMATION D'AIR DÉGAGÉ

Le suivi de la quantité d'air dégagé en fonction du temps d'immersion a été également effectué sur l'ensemble des agrégats examinés. À l'aide de l'analyseur d'image utilisé, nous avons pu évaluer la quantité cumulative d'air dégagé (QCA) durant les huit premières secondes. En connaissant la porosité initiale et le diamètre de chaque agrégat examiné, nous avons pu estimer le pourcentage d'air dégagé par rapport à la quantité d'air initialement présente dans chaque agrégat ($p(\%)$). Un tel pourcentage est donné comme suit :

$$p(\%) = \frac{QCA}{\frac{4}{3}\pi a^3 f} \times 100 \quad (2.2)$$

où f : la porosité initiale de l'agrégat ($f = \theta_s - \theta_i$) avec θ_i et θ_s représentent respectivement la teneur en eau volumique initiale et à saturation de l'agrégat.

et a : le rayon de l'agrégat avant immersion dans l'eau.

Pour chaque sol et traitement, les teneurs en eau pondérale initiale et à saturation correspondantes ont été mesurées. Pour la teneur en eau pondérale à saturation, 2 g d'agrégats secs ont été versés dans des nacelles d'humectation. Ces dernières sont des tubes en acrylique de 2.5 cm de diamètre et de 2 cm de hauteur scellés à leur base par du nylon à maillage de 15 μm avec du chlorure de méthylène. Après 48 heures d'humectation sur des matelas capillaires sous une tension de -1 cm sous vide, la teneur en eau des agrégats a été déterminée par gravimétrie. La teneur en eau initiale quant à elle a été obtenue par simple pesée avant et après séchage au four à 105°C. Afin d'obtenir les données des teneurs en eau volumique θ_s et θ_i , des mesures de la masse volumique apparente des agrégats pour chacun des traitements ont été effectuées (Monnier et coll., 1973). Les données expérimentales relatives à ces deux paramètres θ_s et θ_i sont consignées dans l'annexe 3.

II.1.3. MESURE DE TAUX D'HUMECTATION

Dans le but de comparer la mouillabilité des agrégats lors de leur immersion dans la solution d'agent mouillant par rapport à celle obtenue dans l'eau, leur taux d'humectation a été également suivi pour les deux sols étudiés après 2 et 24 semaines d'incubation et ce, uniquement pour le témoin et le sol amendé avec la dose élevée en mélange désencrage-secondaire (24 T ha⁻¹). La solution d'agent mouillant a la même concentration que celle utilisée pour l'humectation rapide des agrégats.

Dans des nacelles en acrylique de 2.5 cm de diamètre et de 2 cm de hauteur dont le fond est scellé avec un nylon à maillage de 15 µm à l'aide de chlorure de méthylène, nous avons placé 2 g d'agrégats secs. Ces nacelles ont été déposées sur des matelas capillaires sous une tension de -1 cm et la teneur en eau a été suivie continuellement par gravimétrie à partir de 5 secondes d'imbibition dans l'eau et la solution d'agent mouillant (Caron et coll., 1996).

II.1.4. ANALYSES STATISTIQUES

Le logiciel SAS pour Windows version 6.12 (SAS Institute, 1996) est utilisé pour analyser les résultats obtenus. Ceux-ci ont été analysés suivant un protocole expérimental en blocs aléatoires complets à 3 répétitions avec différentes doses de désencrage-secondaire et divers types d'amendements en résidus papetiers (désencrage-secondaire, primaire-secondaire et compost). Pour chacune des 2 durées d'incubation, nous avons effectué des corrélations multiples entre les différents paramètres étudiés dans cette section (matière perdue, gonflement et pression) et ceux du chapitre précédent (les indices de stabilité, les fractions glucidiques et lipidiques).

II.2. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

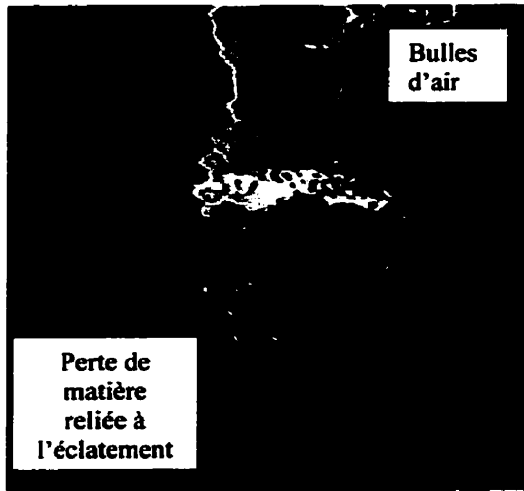
Dans cette section, nous analyserons séparément les résultats obtenus lors de l'humectation rapide dans l'eau et dans la solution d'agent mouillant des divers agrégats des deux sols étudiés. Dans les deux cas, nous examinerons l'évolution de la pression intra-agrégat enregistrée et la matière perdue, le gonflement et l'air dégagé obtenus par analyse d'images.

II.2.1. CAS DE L'HUMECTATION RAPIDE DANS L'EAU

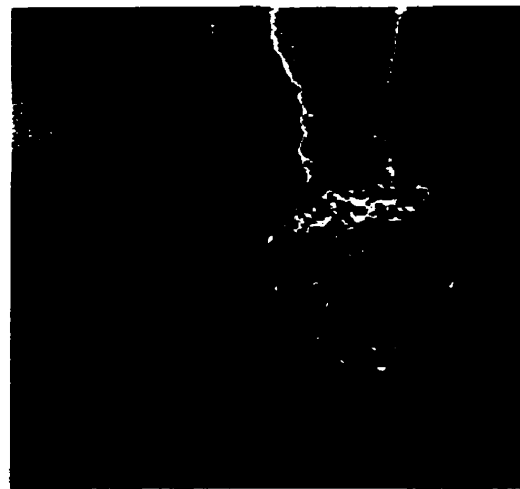
Dans le cas de l'humectation rapide dans l'eau, les images des agrégats filmés des deux sols étudiés, ont permis de bien visualiser le comportement de tels agrégats lors de leur immersion. En effet, l'examen des images prises après différents temps d'immersion dans l'eau met bien en évidence le phénomène de dégradation auquel sont sujets les agrégats du sol au contact avec l'eau. À titre d'exemple, nous montrons sur les figures 2.3 et 2.4 ci-dessous les images des agrégats obtenues après deux semaines d'incubation pour les deux sols avec et sans amendement organique. Sur ces figures, nous remarquons bien le phénomène d'éclatement et le dégagement d'air l'accompagnant. La mise en évidence du phénomène de gonflement ne peut toutefois être obtenue que par analyse d'image avec plus de précision sur une série d'observations dans le temps.

II.2.1.1. ÉVOLUTION DE LA PRESSION INTRA-AGRÉGAT

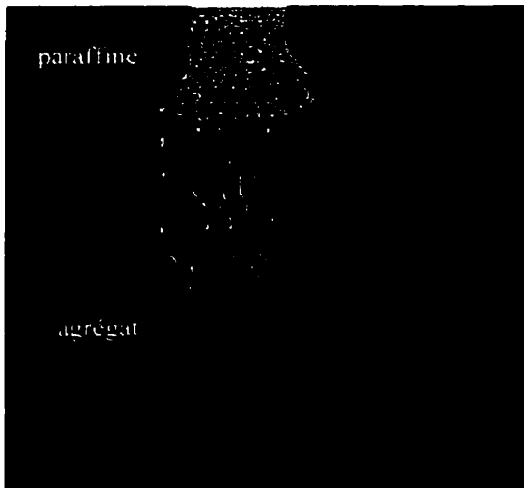
L'examen des données recueillies de la pression régnant à l'intérieur de chaque agrégat examiné a montré que le niveau maximum de celle-ci est généralement atteint au cours des cinq premières secondes d'immersion (Figures 2.5 à 2.8). Dans chaque cas, nous assistons à une augmentation de la pression régnant à l'intérieur de l'agrégat suivie d'une chute. Le maximum de pression atteint diffère en fonction du type de sol, du traitement et



Témoin (sol sans amendement)

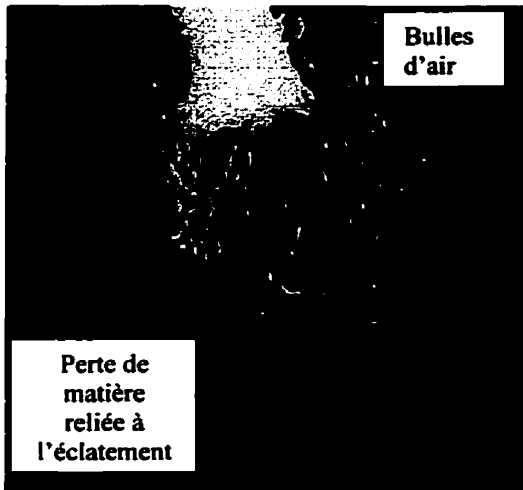


désencrage-secondaire (24 T ha⁻¹)

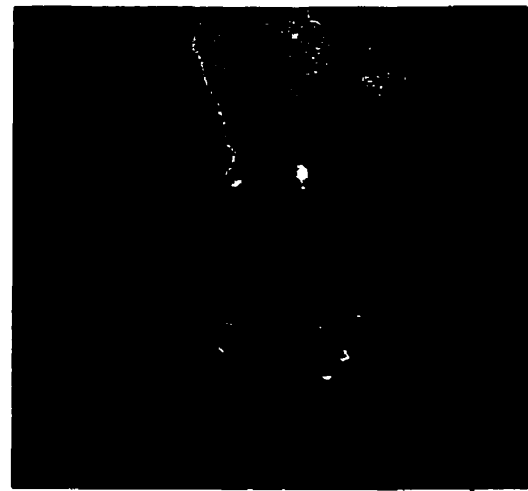


Compost (24 T ha⁻¹)

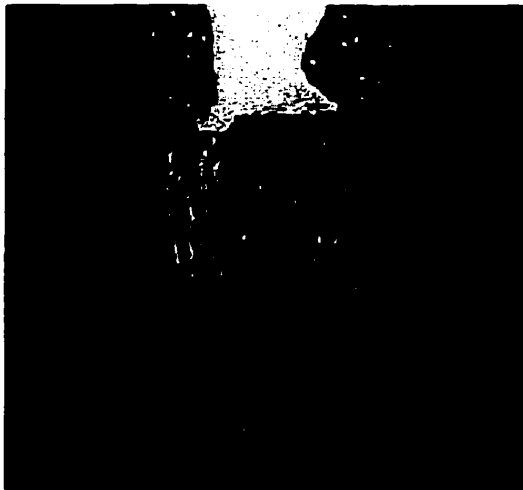
Figure 2.3: Images des agrégats du loam limono-argileux incubés pendant 2 semaines à différentes applications de résidus après 3 secondes de leur humectation rapide dans l'eau.



Témoin (sol sans amendement)



Désencrage-secondaire (24 T ha⁻¹)



Compost (24 T ha⁻¹)

Figure 2.4: Images des agrégats du loam argileux incubés pendant 2 semaines à différentes applications de résidus après 3 secondes de leur humectation rapide dans l'eau.

de la durée de l'incubation. Sur l'ensemble des agrégats testés, ce type d'évolution est souvent observé à l'intérieur des huit premières secondes.

Pour le loam limono-argileux, les pressions intra-agrégats enregistrées pendant les huit premières secondes d'immersion dans l'eau sont montrées aux figures 2.5 et 2.6 pour les deux durées d'incubation de 2 et de 24 semaines respectivement. L'examen de ces dernières figures met bien en évidence l'effet du traitement et de la durée d'incubation sur l'allure de l'évolution de la pression régnant à l'intérieur des agrégats et les niveaux des pics de pression atteints.

Dans le cas des deux semaines d'incubation, nous remarquons tout d'abord que le maximum de pression atteint est d'autant plus faible que l'apport des résidus papetiers est élevé. Au-delà du maximum atteint, nous assistons également à une décroissance de la pression de plus en plus faible lorsque la dose des résidus papetiers s'élève. En effet, comparativement à l'évolution de la pression dans l'agrégat témoin sans amendement organique, le suivi de la pression intra-agrégat peut être considéré comme un indicateur de la vitesse d'entrée de l'eau au sein de l'agrégat qui entraîne de ce fait une compression de l'air emprisonné.

Après 24 semaines d'incubation, nous assistons à une évolution de la pression intra-agrégat plus ou moins similaire pour les différents traitements appliqués. Le maximum de pression atteint est relativement plus élevé par rapport à celui noté après 2 semaines d'incubation pour le témoin alors que pour les autres traitements, une augmentation nette des pics de pression est toutefois observée.

Sur les tableaux 2.1 et 2.2, nous donnons les niveaux maximums des pressions enregistrées pour chacun des traitements (moyennes des trois répétitions effectuées) et les résultats des analyses statistiques respectivement. D'après ces derniers tableaux, nous notons bien une diminution hautement significative des niveaux des pics des pressions

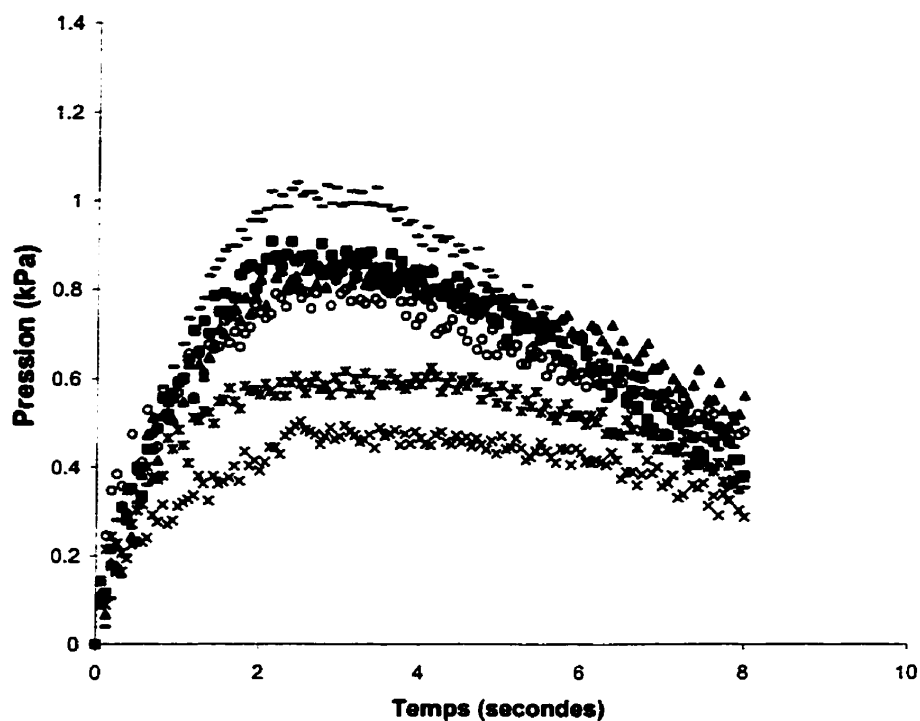


Figure 2.5 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.

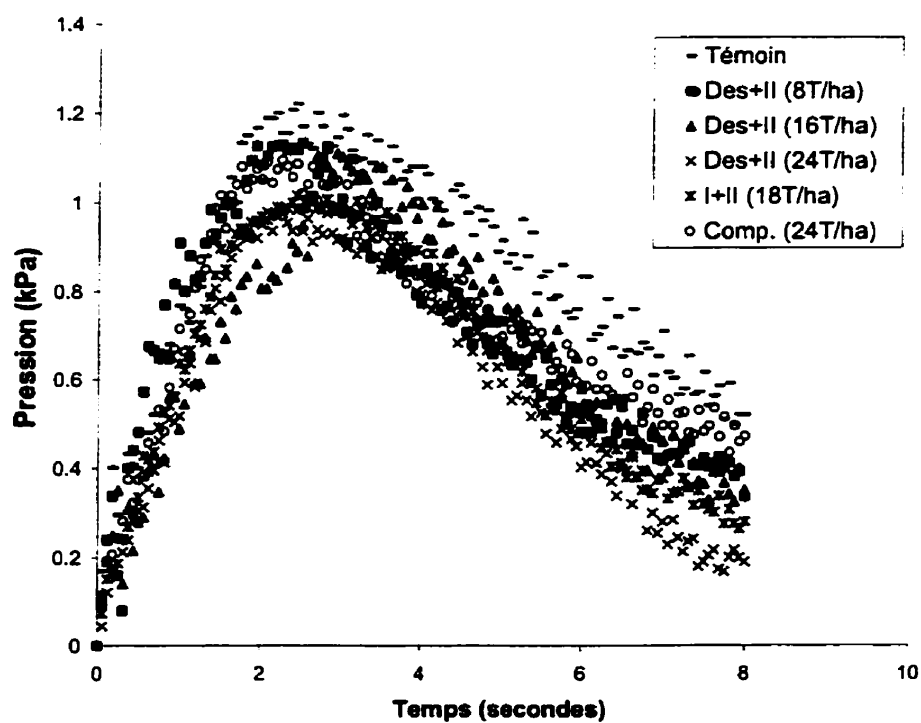


Figure 2.6 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam limono-argileux après 24 semaines d'incubation.

Tableau 2.1 : Pics des pressions (kPa) atteints pour le loam limono-argileux pour diverses applications de résidus papetiers après humectation rapide dans l'eau.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines)§
Témoin	1.04a	1.22a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	0.91ab	1.13ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.87b	1.11ab
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.50c	0.98c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.63c	1.02bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.83b	1.09bc
MCE	0.007	0.004
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.2 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8,16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0013 ^{***}
Des+II vs I+II	NS (p=0.11)	NS (p=0.54)
Des+II vs Compost	P=0.0009 ^{***}	NS (P=0.06)
I+II vs Compost	P=0.015 [*]	NS (P=0.17)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

atteints pour les différentes doses du mélange de résidus de désencrage-secondaire par rapport au témoin ($p=0.0001$) après deux semaines d'incubation (Tableau 2.2). L'effet du mélange primaire-secondaire ne diffère cependant pas de celui engendré par la dose la plus élevée de 24 T ha^{-1} du mélange désencrage-secondaire. Par contre, l'application d'une dose de 24 T ha^{-1} de compost diffère significativement de celles des deux doses les plus élevées des 2 mélanges soient désencrage-secondaire (24 T ha^{-1}) et primaire-secondaire (18 T ha^{-1}) ($p=0.0009$ et $p=0.015$ respectivement).

En ce qui concerne la durée d'incubation de 24 semaines, nous notons toujours un effet significatif de moindre importance du mélange désencrage-secondaire sur les niveaux des pics des pressions ($p=0.0013$), comparativement à ce qui a été observé après deux semaines d'incubation (Tableaux 2.1 et 2.2). Par contre, à cette même durée d'incubation, nous remarquons que la pression maximale enregistrée pour le compost est non significative par rapport à celles observées avec les deux mélanges désencrage-secondaire et primaire-secondaire, malgré que son niveau soit relativement supérieur à ceux atteints pour ces derniers.

Pour le loam argileux, nous montrons sur les figures 2.7 et 2.8 l'évolution des pressions intra-agrégats enregistrées pendant les huit premières secondes. L'examen préliminaire de ces dernières figures ne montre pas de grande différence des niveaux de pression à partir du début d'immersion des agrégats dans l'eau jusqu'aux pics maximums atteints entre la 2^{ème} et la 24^{ème} semaine d'incubation. Cependant, suite à la 2^{ème} semaine d'incubation, une variation dans la diminution des pressions est observée entre les différents traitements au-delà des pics. Cela peut s'expliquer par l'amélioration du niveau de cohésion intra-agrégat suite à l'amendement organique. Cet état de cohésion élevée au sein des agrégats amendés présente donc, une contrainte contre la chute rapide de la pression interne engendrée, comme c'est le cas de l'échantillon témoin. Cette variation dans la chute de la pression entre les traitements devient relativement moins évidente après 24 semaines d'incubation puisque l'effet des différents amendements en résidus papetiers est moins accentué sur ce paramètre en comparaison à celui observé après 2 semaines (Tableau 2.4).

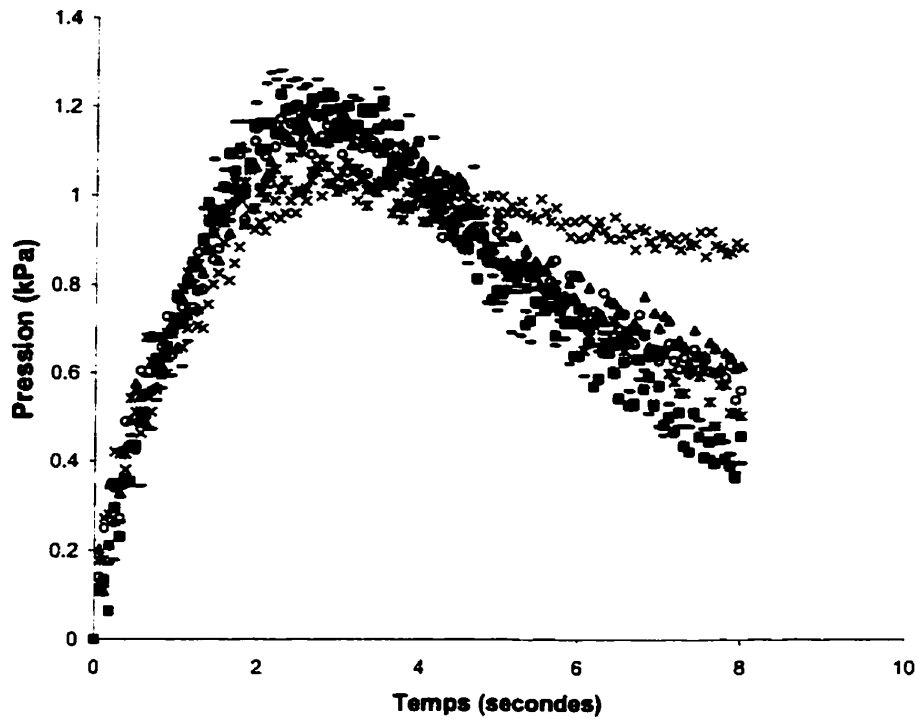


Figure 2.7 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam argileux après 2 semaines d'incubation.

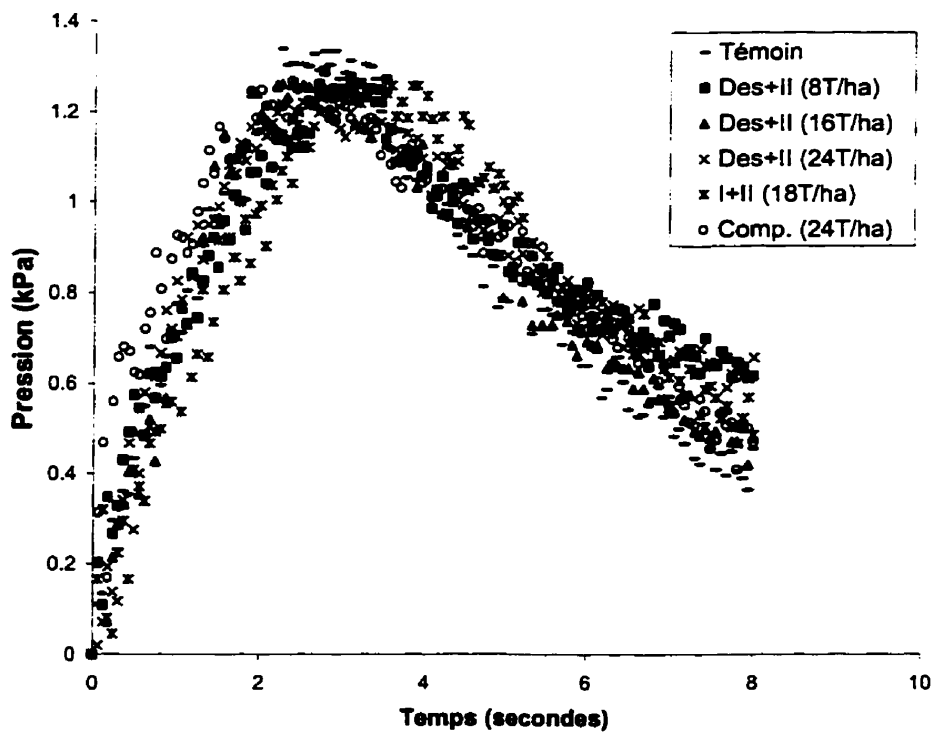


Figure 2.8 : Évolution des pressions intra-agrégats suite à l'humectation rapide dans l'eau pour le loam argileux après 24 semaines d'incubation.

Tableau 2.3 : Pics des pressions (kPa) atteints pour le loam argileux pour diverses applications de résidus papetiers après humectation rapide dans l'eau.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)§	Durée d'incubation (24 semaines)§
Témoin	1.28a	1.33a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	1.22ab	1.29ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	1.18b	1.26bc
Des+II (24 T ha ⁻¹)	1.07c	1.22c
I+II (18 T ha ⁻¹)	1.09c	1.26bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	1.19b	1.27bc
MCE	0.0011	0.0013
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.4 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0021 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.40)	NS (p=0.23)
Des+II vs Compost	P=0.0009 ^{***}	NS (p=0.11)
I+II vs Compost	P=0.0035 ^{**}	NS (p=0.65)

*, **, *** significatifs à p≤0.05, p≤0.01 et p≤0.001 respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

Comme pour le cas du loam limono-argileux, nous observons pour le loam argileux un effet linéaire très significatif du mélange désencrage-secondaire sur les maximums des pressions atteints après 2 semaines d'incubation (Tableaux 2.3 et 2.4). Pour les trois types d'amendements appliqués, les pics des pressions enregistrés à l'intérieur des agrégats amendés avec 24 T ha^{-1} de compost ont été significativement différents de ceux avec 24 T ha^{-1} du mélange désencrage-secondaire et 18 T ha^{-1} du mélange primaire-secondaire ($p=0.0009$ et $p=0.0035$ respectivement). Cependant, pour ces deux derniers mélanges aucune différence significative n'est observée ($p=0.40$) (Tableau 2.4). Par ailleurs, après 24 semaines d'incubation les différences observées entre les diverses doses élevées des 3 types d'amendements commencent à s'estomper ($p=0.23$, $p=0.11$ et $p=0.65$). Toutefois, il est à noter qu'un effet résiduel linéaire de mélange désencrage-secondaire est toujours significatif ($p=0.0021$).

II.2.1.2. PERTE DE MATIÈRE SUITE À L'HUMECTATION

Lors de l'humectation des agrégats secs dans l'eau, nous assistons souvent à une perte de matière de plus en plus importante que la stabilité de ceux-ci est plus faible. Cette perte de matière désignée par le terme éclatement, se produit très rapidement suite au choc d'humectation que subit l'agrégat sec lors de l'immersion rapide dans l'eau. À partir des images illustrées sur les figures 2.3 et 2.4, nous remarquons que l'agrégat ne se détruit pas dans son ensemble (fragmentation). Plutôt, il est observé que de fines écailles de matière se détachent de sa périphérie.

Des mesures de cette perte de matière ont été conduites à différents temps d'immersion et cumulées après 8 secondes d'immersion (Tableaux 2.5 et 2.7), pour le loam limono-argileux et le loam argileux respectivement après 2 semaines et 24 semaines d'incubation.

Tableau 2.5 : Pourcentage cumulé de matière perdue après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	3.91a	4.55a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	3.78ab	4.20ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	3.13b	3.77b
Des+II (24 T ha ⁻¹)	1.64c	3.59b
I+II (18 T ha ⁻¹)	2.15c	3.65b
Compost (24 T ha ⁻¹)	3.20b	4.06ab
MCE	0.14	0.12
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.6 : Résultats des contrastes sur le pourcentage cumulé de matière perdue après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	0.004 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.12)	NS (p=0.84)
Des+II vs Compost	P=0.0004 ^{***}	NS (p=0.13)
I+II vs Compost	P=0.0059 ^{***}	NS (p=0.18)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

Tableau 2.7 : Pourcentage cumulé de matière perdue après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	4.34a	4.98a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	3.71ab	4.73ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	3.13bc	4.42bc
Des+II (24 T ha ⁻¹)	2.13d	4.33c
I+II (18 T ha ⁻¹)	2.77cd	4.40bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	3.44b	4.59bc
MCE	0.12	0.03
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.8 : Résultats des contrastes sur le pourcentage cumulé de matière perdue après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0008 ^{***}
Des+II vs I+II	NS (p=0.051)	NS (p=0.69)
Des+II vs Compost	P=0.0011 ^{***}	NS (p=0.12)
I+II vs Compost	P=0.042 [*]	NS (p=0.22)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durée d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

D'après ces derniers tableaux, la quantité de matière perdue après 8 secondes d'immersion est relativement plus grande pour le loam argileux que pour le loam limono-argileux. Dans les deux cas, nous assistons à une diminution de cette perte avec l'apport des résidus. En effet, les trois types d'amendements ont amélioré significativement la résistance à la dégradation des agrégats, contre l'action destructrice de l'eau, par rapport au témoin après deux semaines d'incubation. Le minimum de perte de matière a été toutefois observé pour les mélanges désencrage-secondaire et primaire-secondaire. Bien qu'avec le mélange désencrage-secondaire, nous ayons observé la plus faible perte de matière, la différence de stabilité des agrégats amendés avec les deux mélanges n'est pas significative ($p=0.12$ et $p=0.051$ pour le loam limono-argileux et le loam argileux respectivement) (Tableaux 2.6 et 2.8). Par ailleurs, l'éclatement des agrégats amendés avec du compost est significativement supérieur à celui des agrégats amendés avec les deux autres mélanges (Tableaux 2.6 et 2.8). Dans ce sens, notre choix s'est porté sur les images correspondant aux agrégats amendés en mélange désencrage-secondaire et compost ainsi que sur un témoin afin de montrer leur différences de stabilité pour les deux sols étudiés (Figures 2.3 et 2.4).

Après 24 semaines d'incubation, nous observons encore un effet linéaire de désencrage-secondaire et ce, pour le loam limono-argileux et le loam argileux ($p=0.004$ et 0.0008 respectivement) (Tableaux 2.6 et 2.8). Cependant, nous ne remarquons aucune différence significative entre les trois types d'amendements.

Pour les deux sols étudiés, l'examen simultané des résultats relatifs à la perte de matière et à la pression maximale atteinte montre que les éclatements les plus faibles correspondent aux pressions minimales intra-agrégats (Tableaux 2.1 et 2.5 pour le loam limono-argileux et tableaux 2.3 et 2.7 pour le loam argileux). Selon les derniers travaux de Caron (1996) et Caron et coll. (1998), il a été également observé que les agrégats résistants à la désagrégation sont caractérisés par des pressions internes maximales plus faibles que ceux qui sont plus susceptibles à la désagrégation.

II.2.1.3. GONFLEMENT ENGENDRÉ APRÈS IMMERSION DANS L'EAU

Après l'examen de l'évolution de taux de gonflement $tg(t)$ (éq. 2.1) en fonction du temps pour les différents agrégats testés, nous avons remarqué que ce taux de gonflement est pratiquement linéaire entre 0 et 8 secondes d'humectation. Ainsi, par régression linéaire, l'expression analytique correspondante a été déduite et est de la forme :

$$tg(t) = \beta.t \quad (2.3)$$

Dans les tableaux 2.9 et 2.11, nous donnons l'ensemble des résultats expérimentaux obtenus sur le taux de gonflement par seconde (β) pour les deux sols étudiés après les durées d'incubation de 2 et de 24 semaines. L'examen des telles données montre que le taux du gonflement par seconde est relativement faible pour le loam argileux par rapport au loam limono-argileux. Cela peut s'expliquer par le fait que ce dernier sol a une teneur en argile ($39 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ de sol) plus élevée en comparaison avec le loam argileux ($27 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ de sol) (Tableau 1.1).

L'examen statistique de ces données expérimentales montre également que l'apport des résidus papetiers a diminué significativement le taux du gonflement des agrégats. Bien que ce taux soit relativement plus élevé pour les agrégats amendés avec du mélange primaire-secondaire par rapport à ceux avec du désencrage-secondaire, cette différence n'est pas significative pour les deux sols étudiés après deux semaines d'incubation (Tableaux 2.10 et 2.12). À cette même durée d'incubation, les agrégats auxquels nous avons appliqué du compost, ont montré un taux de gonflement nettement supérieur à celui des agrégats amendés avec les 2 mélanges pré-cités.

Après 24 semaines d'incubation, l'effet de l'application des différents types d'amendements est toujours significatif sur le taux de gonflement des agrégats et ce, pour le loam limono-argileux et le loam argileux (Tableaux 2.10 et 2.12). En effet, nous constatons

Tableau 2.9: Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam limono-argileux après 8 secondes d'humectation rapide dans l'eau.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	0.00052a	0.00063a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	0.00050a	0.00059ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.00036b	0.00054bc
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.00011c	0.00053c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.00019c	0.00055bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.00037b	0.00059abc
MCE	0.000000002	0.0000000013
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.10: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0022 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.063)	NS (p=0.41)
Des+II vs Compost	P=0.0001 ^{***}	NS (p=0.07)
I+II vs Compost	P=0.001 ^{***}	NS (p=0.25)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

Tableau 2.11: Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam argileux après 8 secondes d'humectation rapide dans l'eau.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	0.00037a	0.000434a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	0.00030b	0.00041ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.00020c	0.00039ab
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.00012d	0.000365b
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.00017cd	0.00037b
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.00026b	0.0004ab
MCE	0.0000000012	0.0000000005
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.12: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.003 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.084)	NS (p=0.79)
Des+II vs Compost	P=0.0004 ^{***}	NS (p=0.08)
I+II vs Compost	P=0.0093 ^{**}	NS (p=0.13)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

qu'il n'y a pas de différence significative entre les doses élevées des 3 types d'amendements, mais l'effet linéaire de mélange désencrage-secondaire est significatif ($p=0.0022$ et $p=0.003$ pour les 2 sols respectivement).

La diminution du taux de gonflement (Tableaux 2.9 et 2.11) notée simultanément avec la réduction de la pression maximale (Tableaux 2.1 et 2.3) atteinte à l'intérieur de l'agrégat peut expliquer l'abaissement de l'éclatement (Tableaux 2.5 et 2.7) suite à l'apport des amendements organiques. Parmi les hypothèses fréquemment posées pour l'explication des mécanismes de la stabilisation structurale, une augmentation de la cohésion et une restriction du gonflement des argiles par la matière organique sont identifiées comme étant des éléments intervenant dans la résistance à la désagrégation (Monnier, 1965). En outre, les effets du gonflement ont été identifiés par Grant et Dexter (1990) comme étant des mécanismes déstabilisateurs conjointement avec la pression. Par examen du parallélisme entre les données d'une part, sur la pression et le gonflement et d'autre part, sur la perte de la matière par éclatement, nous pouvons déduire que la pression et le gonflement pourraient être considérés comme des facteurs dont le rôle est important dans la destruction de la structure du sol.

Cette restriction du gonflement des agrégats amendés peut être due à une entrée plus lente de l'eau à l'intérieur de l'agrégat et/ou à une amélioration de la cohésion à l'état humide entraînant moins de contraintes causant la déstabilisation. Quant à la diminution de la pression intra-agrégat suite à l'amendement organique, elle peut être expliquée par la diminution de l'entrée rapide de l'eau ou par l'augmentation de dégagement de l'air à l'extérieur de l'agrégat. Les données relatives à ce dernier paramètre vont être analysées dans la section suivante.

II.2.1.4. AIR DÉGAGÉ LORS DE L'HUMECTATION RAPIDE

Sur les tableaux 2.13 et 2.15, nous donnons les résultats de pourcentage d'air dégagé par rapport à la quantité d'air initialement présente dans chaque agrégat $p(\%)$

Tableau 2.13: Pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §
Témoin	1.44a	1.80a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	1.16b	1.64ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.96bc	1.52bc
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.28e	1.41c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.52d	1.48bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.84c	1.56bc
MCE	0.014	0.013
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.14: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0014 ^{**}
Des+II vs I+II	P=0.03 [*]	NS (p=0.46)
Des+II vs Compost	P=0.0002 ^{***}	NS (p=0.13)
I+II vs Compost	P=0.0078 ^{**}	NS (p=0.42)

*, **, *** significatifs à p≤0.05, p≤0.01 et p≤0.001 respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

Tableau 2.15: Pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §
Témoin	2.32a	2.72a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	2.16a	2.08bc
Des+II (16 T ha ⁻¹)	1.12bc	2.28ab
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.48d	1.64c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.84c	2.00bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	1.24b	2.08bc
MCE	0.03	0.08
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.16: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans l'eau suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0016 ^{**}
Des+II vs I+II	P=0.034 [*]	NS (p=0.14)
Des+II vs Compost	P=0.0004 ^{***}	NS (p=0.08)
I+II vs Compost	P=0.022 [*]	NS (p=0.73)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif

p= probabilité

vs :versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire.

obtenus pour les deux sols étudiés après 2 semaines et 24 semaines d'incubation. D'après ces deux derniers tableaux, nous remarquons bien que l'air dégagé diminue avec l'apport des résidus papetiers. Cet emprisonnement d'air peut être le résultat des faibles vitesses d'entrée d'eau résultant de l'obstruction des pores par la matière organique ou par les bulles d'air ou résultant d'une diminution de la mouillabilité de la surface des agrégats par la présence des substances hydrophobes.

En général, la résistance des agrégats à la destruction accompagnée de l'emprisonnement de l'air peut s'expliquer par la diminution de la vitesse d'entrée d'eau à l'intérieur de l'agrégat (Sullivan, 1990 ; Zhang et Hartage, 1992) et la possibilité d'échappement d'air (Gras, 1974 ; Concaret, 1967b). Dans notre cas, nous pouvons toutefois noter qu'en présence des doses élevées de résidus papetiers, les faibles quantités d'air dégagé accompagnées par des faibles niveaux des maximums de pression intra-agrégat atteints ne peuvent correspondre qu'à des avancements plus faibles du front d'humectation. La possibilité d'un échappement d'air plus grand semble donc une explication à rejeter et la diminution de l'entrée de l'eau une avenue à privilégier.

L'analyse statistique menée sur le pourcentage d'air dégagé montre que la diminution de ce paramètre suite à l'amendement est nettement mise en évidence après deux semaines d'incubation qu'après 24 semaines pour les deux sols (Tableaux 2.13 et 2.15) et entre les différents types d'amendements utilisés. Cependant, nous remarquons que les quantités d'air dégagé des agrégats amendés diffèrent selon le type d'amendement. Ce mode de comportement ne ressemble pas à celui des autres paramètres suivis dans cette expérimentation. Un tel comportement est complexe car l'échappement de l'air est fonction de plusieurs éléments comme l'obstruction des pores, la tortuosité et la rugosité du réseau poral (Gras, 1974 ; Caron et coll., 1996).

II.2.2. CAS DE L'HUMECTATION RAPIDE DANS L'AGENT MOUILLANT

II.2.2.1. ÉVOLUTION DE LA PRESSION INTRA-AGRÉGAT

L'examen préliminaire de l'évolution de la pression intra-agrégat suite à l'immersion dans la solution d'agent mouillant des agrégats des deux sols étudiés n'a pratiquement pas montré de grande différence de comportement par rapport aux résultats obtenus lors de l'immersion dans l'eau. À titre d'exemple, nous montrons l'évolution de la pression des échantillons témoins et ceux amendés avec la dose élevée de désencrage-secondaire (24 T ha^{-1}) après 2 et 24 semaines d'incubation aux figures 2.9 et 2.10 pour le loam limono-argileux et aux figures 2.11 et 2.12 pour le loam argileux et ce, suite à leur humectation dans l'eau et la solution d'agent mouillant. D'après ces figures, nous constatons que le patron d'évolution de la pression pour chacun des traitements suite à l'immersion rapide dans la solution d'agent mouillant est similaire à celui dans l'eau.

Comme le pic de pression atteint à l'intérieur de chaque agrégat lors de son humectation rapide est un paramètre qui permet d'apporter plus d'informations sur la susceptibilité à la désagrégation, nous nous limiterons dans cette section à l'examen des différents pics atteints puis à une analyse statistique de ces données lors de l'immersion des agrégats dans la solution d'agent mouillant et ensuite à leur comparaison avec celles après immersion dans l'eau. Le but de cette comparaison est de mettre en évidence le rôle de l'hydrophobie dans la stabilité de la structure du sol.

Sur les tableaux 2.17, 2.18, 2.19 et 2.20, nous donnons les résultats des pics de pressions intra-agrégats atteints après humectation dans une solution d'agent mouillant ainsi que les résultats des contrastes correspondant aux deux sols étudiés à savoir le loam limono-argileux et le loam argileux. Sur chaque tableau, nous donnons également les résultats obtenus après 2 et 24 semaines d'incubation.

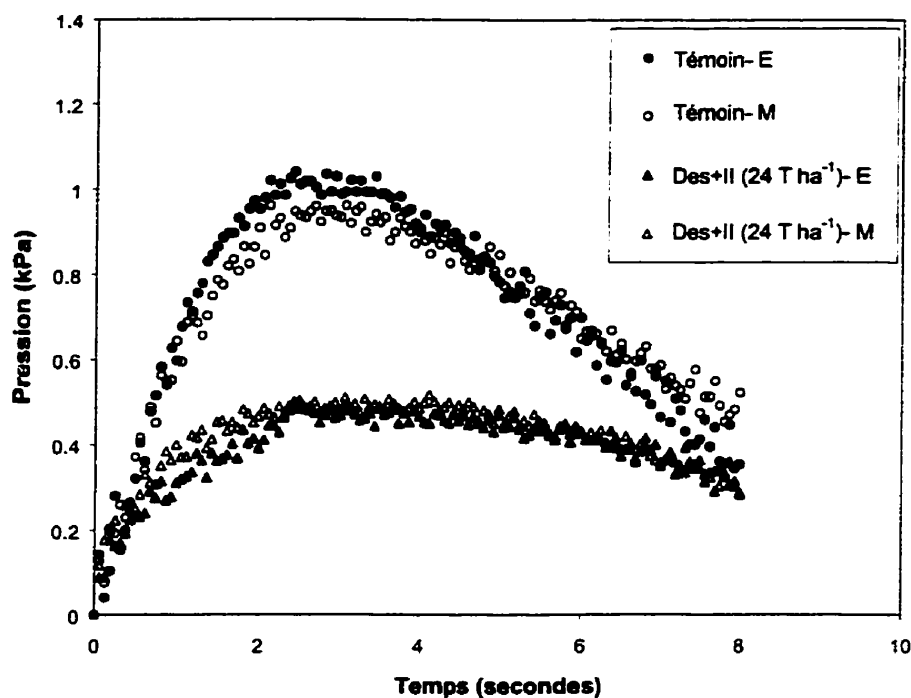


Figure 2.9: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.

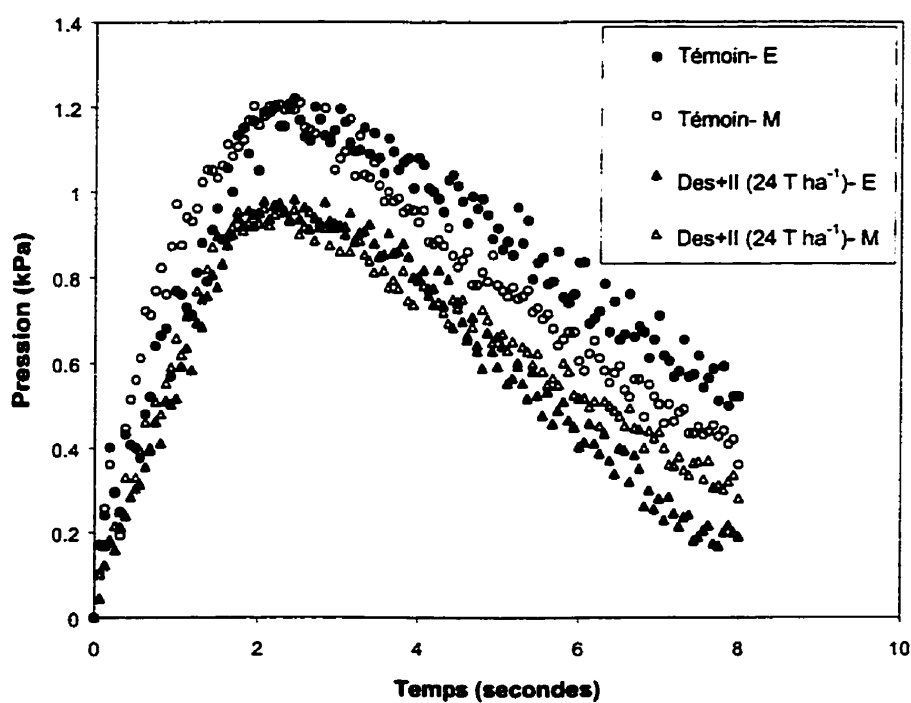


Figure 2.10: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam limono-argileux après 24 semaines d'incubation.

E : eau

M : Solution d'agent mouillant

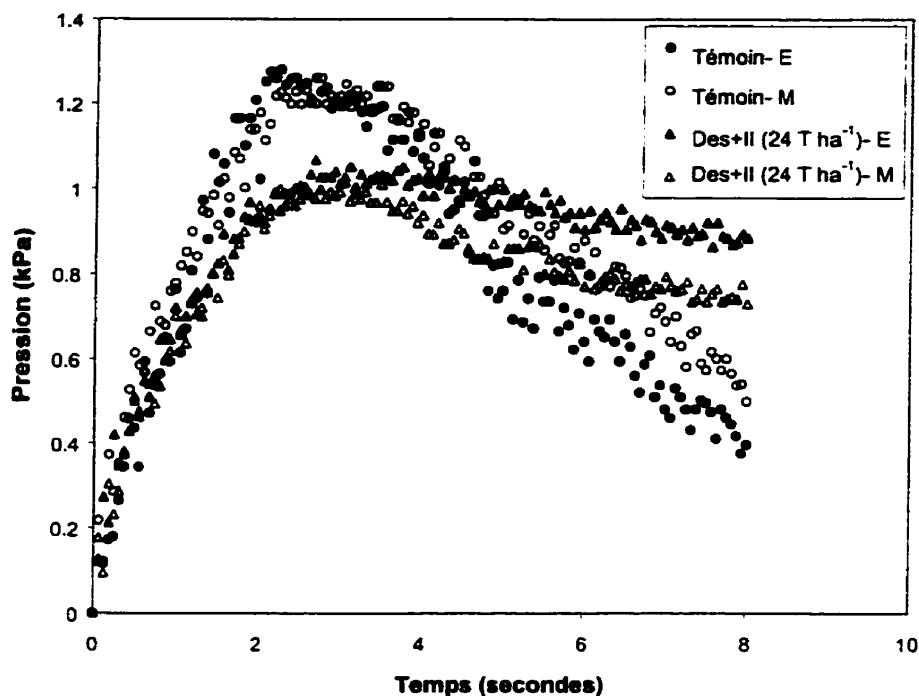


Figure 2.11: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam argileux après 2 semaines d'incubation.

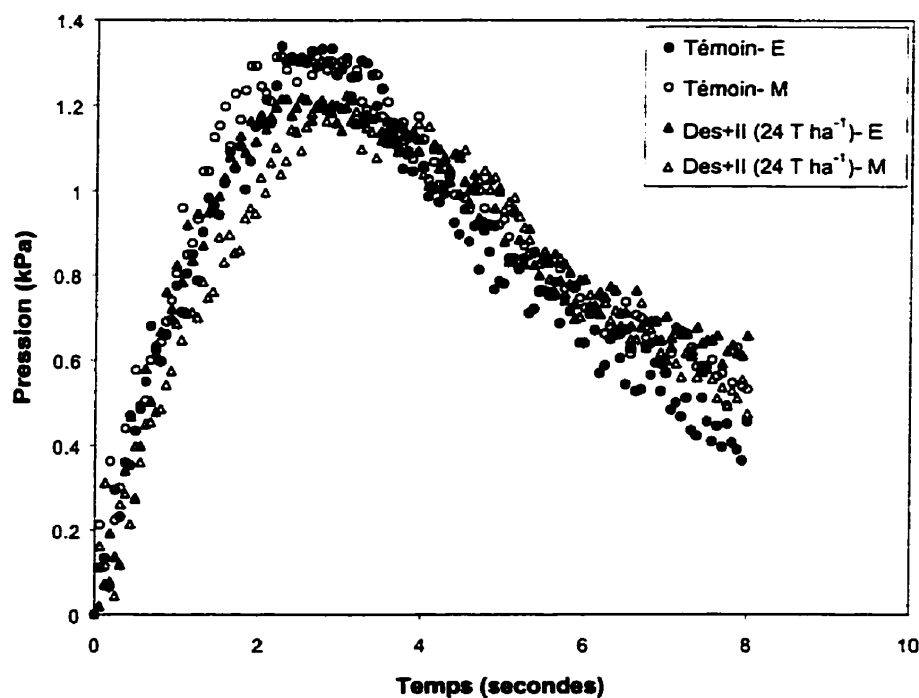


Figure 2.12: Évolution de la pression intra-agrégat après humectation rapide dans l'eau et l'agent mouillant pour le loam argileux après 24 semaines d'incubation.

E : eau

M : Solution d'agent mouillant

Tableau 2.17 : Pics des pressions intra-agrégats (kPa) atteints pour le loam limono-argileux pour diverses applications de résidus papetiers lors de l'immersion dans une solution d'agent mouillant.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	0.96a	1.21 a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	0.96ab	1.26a
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.80bc	1.08ab
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.52d	0.97b
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.60d	0.98b
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.79c	1.08ab
MCE	0.007	0.009
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.18 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0044 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.29)	NS (p=0.90)
Des+II vs Compost	P=0.003 ^{**}	NS (p=0.18)
I+II vs Compost	P=0.02 [*]	NS (P=0.22)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire

Tableau 2.19 : Pics des pressions intra-agrégats (kPa) atteints pour le loam argileux pour diverses applications de résidus papetiers après immersion dans une solution d'agent mouillant.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	1.26a	1.32a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	1.28a	1.23b
Des+II (16 T ha ⁻¹)	1.21ab	1.28a
Des+II (24 T ha ⁻¹)	1.03c	1.23b
I+II (18 T ha ⁻¹)	1.09bc	1.23b
Compost (24 T ha ⁻¹)	1.22a	1.23b
MCE	0.005	0.008
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.20 : Résultats des contrastes sur les pics des pressions après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.002**	P=0.011*
Des+II vs I+II	NS (p=0.33)	NS (p=0.89)
Des+II vs Compost	P=0.007**	NS (p=0.89)
I+II vs Compost	P=0.04*	NS (p=0.99)

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.21: Résultats de comparaison entre les pics de pressions enregistrés pour le loam limono-argileux et le loam argileux suite à l'humectation dans l'eau et l'agent mouillant.

Types de sol	Source de variation	2 semaines	24 semaines
Loam limono-argileux	Solution	P=0.41	P=0.97
	Traitement	P=0.0001***	P=0.0002***
	Solution*Traitement	P=0.77	P=0.61
	MCE; dl	0.0077; 22	0.0072; 22
Loam argileux	Solution	P=0.71	P=0.07
	Traitement	P=0.0001***	P=0.0003***
	Solution*Traitement	P=0.73	P=0.37
	MCE, dl	0.0038; 22	0.0010; 22

N= 36

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité

vs : versus

Des+II : Mélange désencrage-secondaire

I+II : Mélange primaire-secondaire

Solution : Eau, Agent mouillant

Traitement : Amendement organique

Comme il a été mentionné plus haut, l'analyse statistique des différents résultats obtenus avec l'agent mouillant ne révèle pas de différence significative dans le comportement des agrégats suite à leur immersion dans l'agent mouillant comparativement à l'eau. En effet, après 2 et 24 semaines d'incubation, l'analyse des données sur les pics de pressions obtenus sur les deux sols ne montre pas d'effet significatif entre l'immersion des agrégats dans l'eau et dans l'agent mouillant pour le loam limono-argileux et le loam argileux (Tableau 2.21).

II.2.2.2. PERTE DE MATIÈRE SUITE À L'HUMECTATION RAPIDE

Comme dans le cas de l'humectation dans l'eau, le suivi de la perte de matière lors de l'humectation des agrégats dans la solution d'agent mouillant a été effectué pour l'ensemble des agrégats des deux sols étudiés. Sur les tableaux 2.22, 2.23, 2.24 et 2.25, nous donnons les résultats des pourcentages cumulatifs de la matière perdue après 8 secondes d'immersion dans l'agent mouillant avec les données des analyses statistiques correspondantes pour les deux sols étudiés après 2 semaines et 24 semaines d'incubation. Par comparaison aux résultats obtenus dans les mêmes conditions expérimentales que celles réalisées en cas d'immersion dans l'eau, aucune différence significative n'a été également mise en évidence (Tableau 2.26). En effet, après deux semaines d'incubation, l'analyse de la variance sur les données de matière perdue obtenues avec l'eau et l'agent mouillant ne révèle pas de différence significative pour le loam limono-argileux ($p=0.39$) et le loam argileux ($p=0.37$). Aussi, les mêmes résultats ont été obtenus quant à la comparaison de l'humectation avec l'eau et l'agent mouillant après 24 semaines d'incubation pour ces deux sols ($p=0.38$ et $p=0.08$ respectivement) (Tableau 2.26).

Tableau 2.22 : Pourcentage cumulatif de matière perdue pour le loam limono-argileux après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	3.89a	4.43a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	3.68ab	4.29a
Des+II (16 T ha ⁻¹)	2.85c	3.54b
Des+II (24 T ha ⁻¹)	1.68d	3.52b
I+II (18 T ha ⁻¹)	1.92d	3.59b
Compost (24 T ha ⁻¹)	3.14bc	3.89ab
MCE	0.15	0.10
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.23: Résultats des contrastes sur le pourcentage de matière perdue après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0015 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.45)	NS (p=0.77)
Des+II vs Compost	P=0.001 ^{***}	NS (p=0.17)
I+II vs Compost	P=0.0034 ^{**}	NS (p=0.27)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire

Tableau 2.24: Pourcentage cumulatif de matière perdue après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	4.23a	4.94a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	3.87ab	4.78ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	3.35bc	4.54b
Des+II (24 T ha ⁻¹)	2.32d	4.48b
I+II (18 T ha ⁻¹)	2.79cd	4.55b
Compost (24 T ha ⁻¹)	3.62ab	4.77ab
MCE	0.15	0.03
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.25: Résultats des contrastes sur le pourcentage de matière perdue après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.004 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.17)	NS (p=0.63)
Des+II vs Compost	P=0.002 ^{**}	NS (p=0.053)
I+II vs Compost	P=0.024 [*]	NS (p=0.12)

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.26: Résultats de comparaison entre le pourcentage cumulatif de matière perdue pour le loam limono-argileux et le loam argileux suite à l'humectation dans l'eau et l'agent mouillant.

Types de sol	Source de variation	2 semaines	24 semaines
Loam limono-argileux	Solution	P=0.39	P=0.38
	Traitement	P=0.0001 ^{***}	P=0.0001 ^{***}
	Solution*Traitement	P=0.98	P=0.97
	MCE; dl	0.13; 22	0.10; 22
Loam argileux	Solution	P=0.37	P=0.08
	Traitement	P=0.0001 ^{***}	P=0.0001 ^{***}
	Solution*Traitement	P=0.97	P=0.84
	MCE, dl	0.13; 22	0.03; 22

N= 36

*, **, *** significatifs à p≤0.05, p≤0.01 et p≤0.001 respectivement.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité

Des+II : Mélange désencrage-secondaire

Solution : Eau, Agent mouillant

vs : versus

I+II : Mélange primaire-secondaire

Traitement : Amendement organique

II.2.2.3. GONFLEMENT ENGENDRÉ APRÈS IMMERSION DANS L'AGENT MOUILLANT

En utilisant la solution d'agent mouillant, le gonflement des agrégats suite à leur humectation dans cette solution a été également suivi selon la même procédure expérimentale adoptée lors de l'humectation des agrégats dans l'eau. Pour les deux sols étudiés, les données relatives aux taux de gonflement obtenus et les résultats de contrastes sur ce paramètre sont montrés sur les tableaux 2.27, 2.28, 2.29 et 2.30. Comme dans le cas de la pression intra-agrégat et de la matière perdue, les analyses statistiques n'ont montré également aucune différence significative entre les résultats de l'humectation dans l'eau et dans l'agent mouillant pour le loam limono-argileux après 2 et 24 semaines d'incubation (Tableau 2.31). Les mêmes constatations ont été observées pour le loam argileux pour ces deux durées d'incubation (Tableau 2.31).

II.2.2.4. AIR DÉGAGÉ LORS DE L'HUMECTATION RAPIDE

En ce qui concerne le suivi de la fraction d'air dégagé lors de l'humectation des agrégats dans la solution d'agent mouillant, la même procédure de mesure et d'évaluation du pourcentage du volume d'air dégagé utilisée pour le cas de l'humectation dans l'eau a été effectuée. Sur les tableaux 2.32, 2.33, 2.34 et 2.35, nous donnons l'ensemble des résultats obtenus sur le pourcentage du volume d'air dégagé après huit secondes d'immersion par rapport au volume d'air initialement présent dans les agrégats ainsi que les résultats de contrastes sur ce pourcentage pour les deux sols étudiés. L'examen de telles données ne met en évidence aucune différence significative entre les résultats de l'humectation dans l'eau et dans la solution d'agent mouillant pour le loam limono-argileux après 2 semaines et 24 semaines ainsi que pour le loam argileux à ces 2 périodes d'incubation (Tableau 2.36).

Tableau 2.27 : Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam limono-argileux suite à une humectation avec une solution d'agent mouillant.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	0.00050a	0.00064a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	0.00050a	0.00060ab
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.00032b	0.00051c
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.00012c	0.00051c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.00018c	0.00052c
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.00038b	0.00054bc
MCE	0.000000002	0.000000001
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.28: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0004 ^{***}
Des+II vs I+II	NS (p=0.12)	NS (p=0.74)
Des+II vs Compost	P=0.0001 ^{***}	NS (p=0.34)
I+II vs Compost	P=0.0004 ^{***}	NS (p=0.52)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif

p= probabilité

vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire

Tableau 2.29: Taux de gonflement par seconde (β) pour le loam argileux après immersion dans une solution d'agent mouillant.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines) §	Durée d'incubation (24 semaines) §
Témoin	0.00037a	0.00044a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	0.00032a	0.00044a
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.00022b	0.00042ab
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.00014c	0.00038c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.00016c	0.00039bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.00025b	0.00041abc
MCE	0.000000001	0.0000000004
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.30: Résultats des contrastes sur le taux de gonflement par seconde (β) après immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.003 ^{**}
Des+II vs I+II	NS (p=0.48)	NS (p=0.68)
Des+II vs Compost	P=0.002 ^{**}	NS (p=0.08)
I+II vs Compost	P=0.008 ^{**}	NS (p=0.15)

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.31: Résultats de comparaison entre le taux de gonflement pour le loam limono-argileux et le loam argileux après immersion dans l'eau et l'agent mouillant.

Types de sol	Source de variation	2 semaines	24 semaines
Loam limono-argileux	Solution	P=0.58	P=0.15
	Traitement	P=0.0001 ^{***}	P=0.0001 ^{***}
	Solution*Traitement	P=0.96	P=0.69
	MCE; dl	0.0000000018; 22	0.0000000012; 22
Loam argileux	Solution	P=0.65	P=0.08
	Traitement	P=0.0001 ^{***}	P=0.0001 ^{***}
	Solution*Traitement	P=0.86	P=0.87
	MCE, dl	0.0000000014; 22	0.0000000004; 22

N= 36

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité

Des+II : Mélange désencrage-secondaire

Solution : Eau, Agent mouillant

vs : versus

I+II : Mélange primaire-secondaire

Traitement : Amendement organique

Tableau 2.32: Pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §
Témoin	1.28a	1.92a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	1.20a	1.72a
Des+II (16 T ha ⁻¹)	0.81b	1.40b
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.34c	1.25b
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.45c	1.30b
Compost (24 T ha ⁻¹)	0.78b	1.43b
MCE	0.014	0.014
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Tableau 2.33: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam limono-argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001 ^{***}	P=0.0001 ^{***}
Des+II vs I+II	NS (p=0.30)	NS (p=0.63)
Des+II vs Compost	P=0.0012 ^{**}	NS (p=0.10)
I+II vs Compost	P=0.007 ^{**}	NS (p=0.22)

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité vs : versus

Des+II : Mélange de désencrage-secondaire.

I+II : Mélange de résidus primaire-secondaire

Tableau 2.34: Pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §	% de volume dégagé par rapport au volume d'air initial §
Témoin	2.20a	2.48a
Des+II (8 T ha ⁻¹)	2.24a	2.03bc
Des+II (16 T ha ⁻¹)	1.36b	2.37ab
Des+II (24 T ha ⁻¹)	0.50d	1.88c
I+II (18 T ha ⁻¹)	0.77c	2.12bc
Compost (24 T ha ⁻¹)	1.41b	2.20abc
MCE	0.013	0.040
dl	10	10

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.35: Résultats des contrastes sur le pourcentage p(%) d'air dégagé après 8 secondes d'immersion dans une solution d'agent mouillant suite à l'application des résidus pour le loam argileux.

Traitements	Durée d'incubation (2 semaines)	Durée d'incubation (24 semaines)
Des+II linéaire (0, 8, 16 et 24 T ha ⁻¹)	P=0.0001***	0.015
Des+II vs I+II	P=0.02*	NS (p=0.16)
Des+II vs Compost	P=0.0001***	NS (p=0.07)
I+II vs Compost	P=0.0001***	NS (p=0.62)

N (nombre d'échantillons) = 18 à chacune des durées d'incubation.

Tableau 2.36: Résultats de comparaison entre le pourcentage d'air dégagé pour le loam limono-argileux et le loam argileux suite à l'humectation dans l'eau et l'agent mouillant.

Types de sol	Source de variation	2 semaines	24 semaines
Loam limono-argileux	Solution	P=0.20	P=0.16
	Traitement	P=0.0001***	P=0.0001***
	Solution*Traitement	P=0.57	P=0.30
	MCE; dl	0.016; 22	0.018; 22
Loam argileux	Solution	P=0.31	P=0.57
	Traitement	P=0.0001***	P=0.0003***
	Solution*Traitement	P=0.34	P=0.65
	MCE, dl	0.024; 22	0.064; 22

N= 36

* **, *** significatifs à p≤0.05, p≤0.01 et p≤0.001 respectivement.

MCE et dl = Moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté de terme de l'erreur.

NS : non significatif p= probabilité

vs : versus

Des+II : Mélange désencrage-secondaire.

I+II : Mélange primaire-secondaire

Solution : Eau, Agent mouillant

Traitement : Amendement organique

II.2.3. TAUX D'HUMECTATION

Les résultats antérieurs suggèrent que la contribution de la matière organique à l'amélioration de la stabilité structurale serait attribuable à la réduction de la vitesse d'entrée d'eau au sein de l'agrégat. Ce ralentissement de la pénétration d'eau peut avoir plusieurs causes dont la présence des matières organiques hydrophobes affectant la mouillabilité du sol et l'obstruction de l'espace poral. Nous n'avons pas pu confirmer l'hypothèse de l'hydrophobie à date car les résultats expérimentaux avec et sans agent mouillant n'ont révélé aucune différence significative entre les différents paramètres mesurés soient la pression, la matière perdue, le gonflement et l'air dégagé suite à l'humectation rapide des agrégats dans une solution d'agent mouillant et dans l'eau (Tableaux 2.21, 2.26, 2.31 et 2.36). Il se pourrait que l'agent mouillant n'ait pas fonctionné. Des vérifications sur l'humectation des agrégats dans différentes solutions cherchent donc à vérifier cette possibilité.

Les données relatives au taux d'humectation pour les agrégats témoins et ceux amendés avec la dose forte de désencrage-secondaire (24 T ha^{-1}) à 2 et 24 semaines d'incubation sont présentées respectivement aux figures 2.13 et 2.15 pour le loam limono-argileux et aux figures 2.14 et 2.16 pour le loam argileux. L'examen de telles figures montre que la cinétique d'humectation de ces deux sols est différente. En effet, pour le loam limono-argileux, nous remarquons que pour le même traitement, la vitesse d'humectation dans la solution d'agent mouillant est voisine de celle dans l'eau. De plus, la vitesse d'humectation est plus rapide en sol amendé que dans le témoin. Par ailleurs, pour le loam argileux nous constatons que le taux d'humectation des agrégats amendés en désencrage-secondaire est plus faible dans l'eau que dans la solution d'agent mouillant et ce, pour les 2 durées d'incubation.

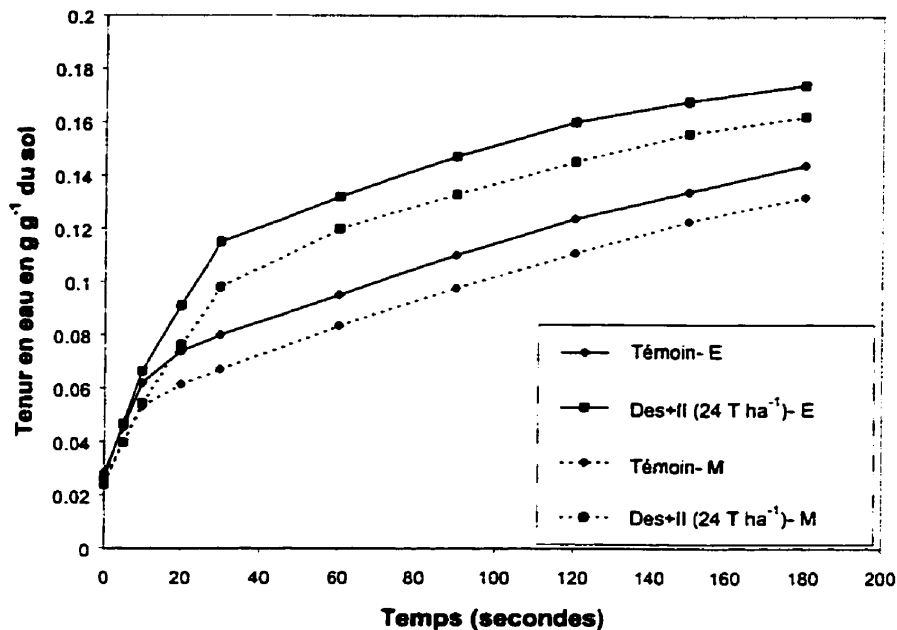


Figure 2.13: Taux d'humectation du loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

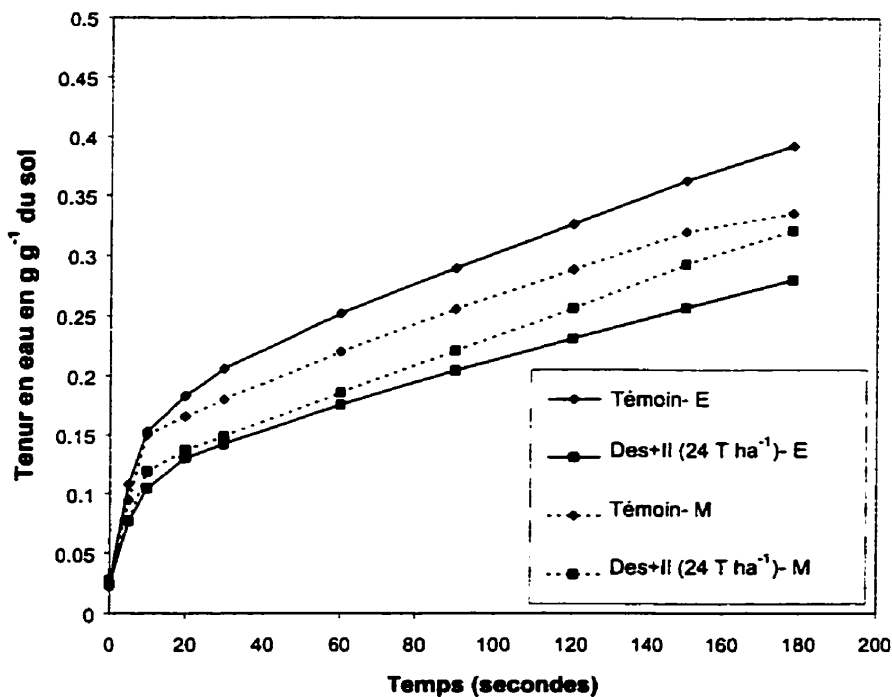


Figure 2.14: Taux d'humectation du loam argileux après 2 semaines d'incubation. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

E : eau

M : Solution d'agent mouillant

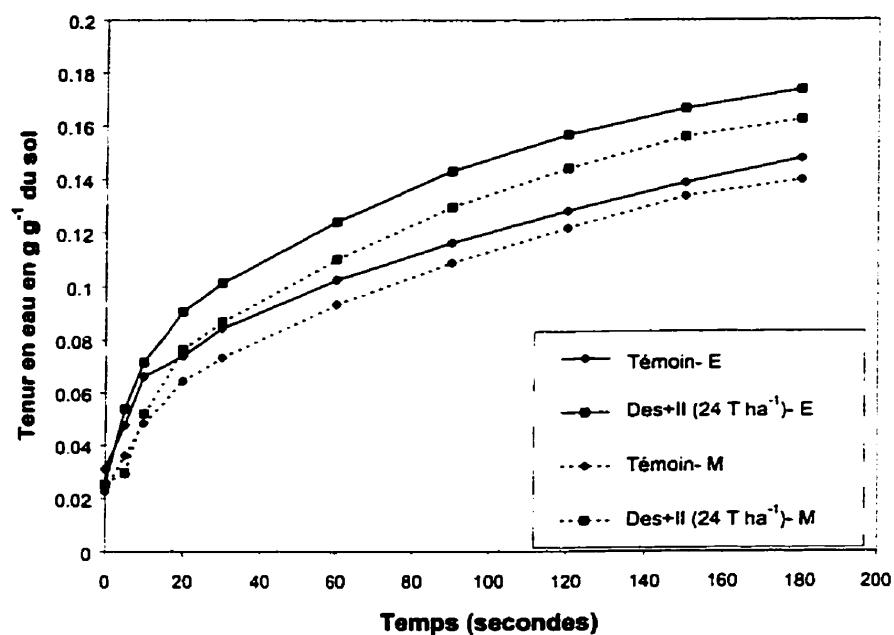


Figure 2.15: Taux d'humectation du loam limono-argileux après 24 semaines d'incubation. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

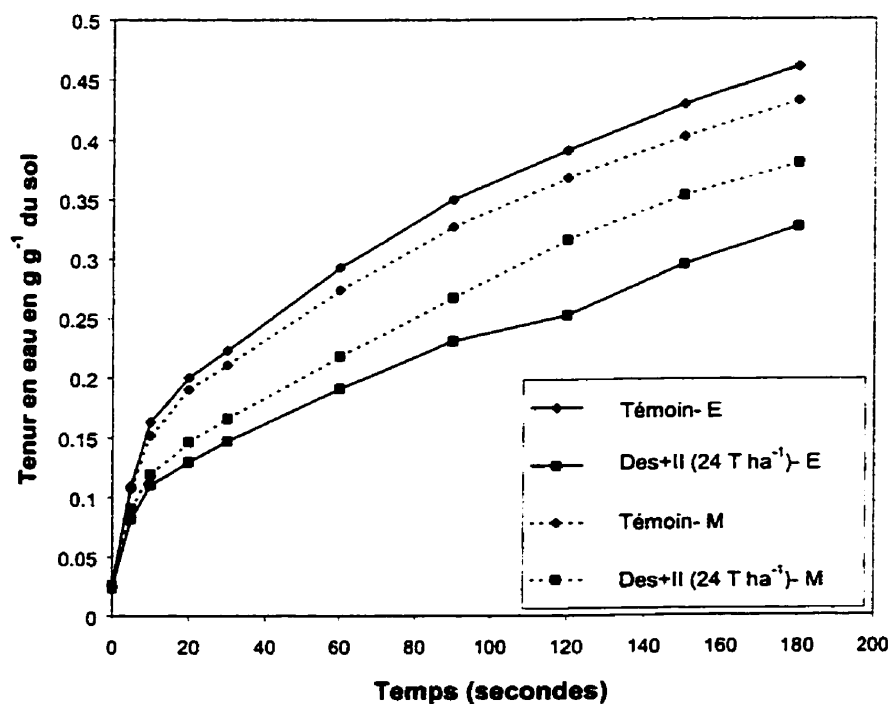


Figure 2.16: Taux d'humectation du loam argileux après 24 semaines d'incubation. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

E : eau

M : Solution d'agent mouillant

À la lumière des résultats présentés sur les figures 2.13 et 2.15 pour le loam limono-argileux, nous constatons que l'humectation des agrégats n'est pas affectée par le type de solution d'humectation pour les 2 durées d'incubation. D'après le tableau 2.37, nous remarquons que les teneurs en eau des agrégats témoins et amendés après 5 et 10 secondes d'humectation dans l'eau ne sont pas significativement différentes de celles dans la solution d'agent mouillant. Au contraire, les échantillons amendés s'imbibent plus vite que les témoins (Figures 2.13 et 2.15). Ce résultat confirme que l'hydrophobie ne peut être citée, comme élément entraînant la diminution d'entrée d'eau par ce type de sol, puisque l'ajout des résidus de désencrage-secondaire augmente la stabilité tout en améliorant l'humectation des agrégats.

Concernant le loam argileux, la vitesse d'humectation dans la solution d'agent mouillant est différente de celle dans l'eau pour les 2 durées d'incubation (Figures 2.14 et 2.16). La différence entre les teneurs en eau des agrégats amendés avec le mélange de désencrage-secondaire après humectation dans l'eau et dans la solution d'agent mouillant devient de plus en plus évidente à partir de 30 secondes d'humectation et ce, pour les deux durées d'incubation. Les analyses statistiques ont bien montré, que pendant les dix premières secondes, les teneurs en eau des agrégats amendés après humectation dans la solution d'agent mouillant ne sont pas significativement différentes de celles dans l'eau (Tableau 2.37). Toutefois, nous notons qu'environ les deux tiers de l'impact de l'hydrophobie a pu être retiré. En effet, nous observons que l'effet de l'hydrophobie résiduel après application de la solution d'agent mouillant exprimé par la valeur de F (9.6) du contraste (témoin versus désencrage-secondaire dans la solution mouillante) est aux environs au tiers de la valeur de F (30.3) du contraste (témoin versus désencrage-secondaire dans l'eau) (Tableau 2.37). Les mêmes ordres de grandeur des différences sont observés après 10 secondes d'humectation, et pour les 2 périodes d'incubation (Tableau 2.37).

Tableau 2.37 : Teneur en eau des agrégats après 5 et 10 secondes d'humectation dans diverses solutions pour le loam limono-argileux et le loam argileux.

Type de sol	Traitement	2 semaines		24 semaines	
		5 secondes §	10 secondes §	5 secondes §	10 secondes §
Loam limono-argileux	Tém-eau	0.045	0.062	0.048	0.066
	Tém-mouill	0.040	0.053	0.036	0.048
	Des+II-eau	0.047	0.066	0.054	0.072
	Des+II-mouill	0.039	0.054	0.030	0.052
Loam argileux	Tém-eau	0.108a	0.153a	0.109a	0.163a
	Tém-mouill	0.095a	0.150a	0.107a	0.152a
	Des+II-eau	0.077b	0.105b	0.082b	0.110b
	Des+II-mouill	0.077b	0.119b	0.091b	0.119b

Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

§ : Les traitements suivis de la même lettre ne sont pas significativement différents.

Résultats des analyses statistiques

Type de sol	Source de variation	2 semaines		24 semaines	
		5 secondes	10 secondes	5 secondes	10 secondes
Loam limono-argileux	Traitement	P=0.71	P=0.56	P=0.10	P=0.24
	MCE ; dl	0.000083; 6	0.00016; 6	0.00011 ; 6	0.0002 ; 6
Loam argileux	Traitement	P=0.0039**	P=0.001***	P=0.005**	P=0.0012**
	Tém-eau vs Des+II-eau	P=0.0015** (30.3)	P=0.004** (49.3)	P=0.0018** (28)	P=0.0004*** (48)
	Tém-mouill vs Des+II-mouill	P=0.021* (9.6)	P=0.0039** (20.8)	P=0.02* (10)	P=0.005** (18)
	Des+II-eau vs Des+II-mouill	P=0.95	P=0.08	P=0.13	P=0.27
	MCE ; dl	0.000047; 6	0.00007; 6	0.00004 ; 6	0.00009 ; 6

N= 12

vs :versus

Le chiffre entre parenthèse représente la valeur de F de Fisher.

*, **, *** significatifs à $p \leq 0.05$, $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

MCE et dl sont la moyenne des carrés des écarts et degrés de liberté du terme de l'erreur.

Tém : témoin Des+II : désencrage-secondaire mouill : solution d'agent mouillant

Solution : Eau, Agent mouillant

Traitement : Amendement organique

À la base de ces résultats, nous pouvons donc conclure que l'amendement avec le désencrage-secondaire n'avaient pas rendu les agrégats plus hydrophobes (au contraire, ils sont plus hydrophiles) dans le loam limono-argileux. Nous détectons cependant un effet hydrophobe dans le loam argileux, qui a pu être significativement diminué aux environs des deux tiers (2/3) par l'ajout de tensioactif.

II.2.4. CORRÉLATIONS ENTRE LES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES PHYSIQUES ET BIOCHIMIQUES MESURÉS AU SEIN DES SOLS INCUBÉS

Afin de comprendre l'importance des différents facteurs régissant le mécanisme de destruction de la structure, nous avons mené des corrélations entre la matière perdue par éclatement et les deux facteurs soient le gonflement et la pression mesurés directement sur chaque agrégat aux deux périodes d'incubation (2 et 24 semaines) et ce, pour les 2 sols étudiés (Tableaux 2.38 et 2.39). D'après ces derniers tableaux, nous constatons que les niveaux de participation de ces 2 facteurs au processus de la désagrégation semblent être tout aussi importants l'un que l'autre, leur valeur de corrélation avec la stabilité étant très proche.

Nous avons essayé également de relier ces deux facteurs d'une part, aux autres indices de stabilité mesurés sous tamisage à l'eau et d'autre part, aux fractions glucidiques et lipidiques rapportées au chapitre précédent. Il ressort donc d'un côté des résultats de corrélation que tant à l'échelle de la macro-agrégation (pourcentage des agrégats humides stables (AHS) et des agrégats secs stables (ASS) >1mm) que de la micro-agrégation (fraction d'argile dispersée (FAD)), la stabilité des agrégats est gouvernée par les 2 facteurs à savoir le gonflement et la pression.

À l'échelle de la macro-agrégation, nous remarquons que quand les pressions maximales atteintes à l'intérieur des agrégats ainsi que leur gonflement sont élevés, le pourcentage des AHS et des ASS sont faibles. Ces constatations suggèrent que la destruction des agrégats soit sous l'influence de ces deux facteurs. Nous remarquons également que, avec les deux méthodes de mesure de stabilité utilisées dans notre étude à

Tableau 2.38: Matrice de corrélation entre les différents paramètres reliés à la stabilité structurale pour le loam limono-argileux.

Variables dépendantes	Variables indépendantes	2 semaines	24 semaines
		Coefficient de corrélation	Coefficient de corrélation
AHS	Gonflement	-0.58*	-0.65**
	Pression	-0.71***	-0.83***
	Sucres neutres	0.99***	0.96***
	Sucres uroniques	0.98***	0.97***
	Lipides	0.82***	0.76***
FAD	Gonflement	0.83***	0.83***
	Pression	0.81***	0.88***
	Sucres neutres	-0.70**	-0.81***
	Sucres uroniques	-0.63**	-0.77***
	Lipides	-0.71***	-0.81***
ASS	Gonflement	-0.80***	-0.55*
	Pression	-0.81***	-0.79***
	Sucres neutres	0.89***	0.87***
	Sucres uroniques	0.84***	0.83***
	Lipides	0.85***	0.82***
Matière perdue	Gonflement	0.95***	0.77***
	Pression	0.84***	0.88***
	Sucres neutres	-0.72***	-0.93***
	Sucres uroniques	-0.65**	-0.92***
	Lipides	-0.65**	-0.86***
Gonflement	Sucres neutres	-0.59**	-0.74***
	Sucres uroniques	-0.50*	-0.72***
	Lipides	-0.62**	-0.71***
Pression	Sucres neutres	-0.75***	-0.88***
	Sucres uroniques	-0.66**	-0.85***
	Lipides	-0.77***	-0.76***

N= 18

*, **, *** représentent des probabilités de $p \leq 0.05$; $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

AHS : Agrégats humides stables FAD : Fraction d'argile dispersée

ASS : Agrégats secs stables

Tableau 2.39: Matrice de corrélation entre les différents paramètres reliés à la stabilité structurale pour le loam argileux.

Variables dépendantes	Variables indépendantes	2 semaines	24 semaines
		Coefficient de corrélation	Coefficient de corrélation
AHS	Gonflement	-0.66**	-0.82***
	Pression	-0.86***	-0.72***
	Sucres neutres	0.94***	0.90***
	Sucres uroniques	0.98***	0.95***
	Lipides	0.96***	0.96***
FAD	Gonflement	0.96***	0.69**
	Pression	0.88***	0.66**
	Sucres neutres	-0.87***	-0.72***
	Sucres uroniques	-0.75***	-0.71***
	Lipides	-0.77***	-0.69**
ASS	Gonflement	-0.76***	-0.84***
	Pression	-0.84***	-0.84***
	Sucres neutres	0.92***	0.93***
	Sucres uroniques	0.90***	0.92***
	Lipides	0.89***	0.96***
Matière perdue	Gonflement	0.94***	0.79***
	Pression	0.85***	0.74***
	Sucres neutres	-0.81***	-0.84***
	Sucres uroniques	-0.68**	-0.78***
	Lipides	-0.72***	-0.77***
Gonflement	Sucres neutres	-0.83***	-0.91***
	Sucres uroniques	-0.68**	-0.89***
	Lipides	-0.72***	-0.87***
Pression	Sucres neutres	-0.91***	-0.82***
	Sucres uroniques	-0.87***	-0.75***
	Lipides	-0.87***	-0.79***

N= 18

*, **, *** représentent des probabilités de $p \leq 0.05$; $p \leq 0.01$ et $p \leq 0.001$ respectivement.

AHS : Agrégats humides stables FAD : Fraction d'argile dispersée

ASS : Agrégats secs stables

savoir la méthode destructive par tamisage des agrégats dans l'eau et la non destructive par évaluation de la matière perdue par éclatement à l'aide de l'analyseur d'images après humectation rapide dans l'eau, les 2 facteurs pré-cités interviennent dans le processus de la destruction de la stabilité des agrégats. Les mêmes constatations ont été signalées par les travaux de Grant et Dexter (1990) qui postulent que lorsque les 2 facteurs existent simultanément, on peut assister à un délitement des agrégats et à une désagrégation beaucoup plus importante que lorsqu'un des ces facteurs agit seul. Par ailleurs, les travaux de Le Bissonnais (1989) ont montré que la désagrégation peut être causée, suivant la texture des sols, par l'un des deux facteurs à savoir la pression régnant à l'intérieur des agrégats et le gonflement différentiel. Cependant, ce dernier auteur a rapporté qu'il est probable que dans la gamme des textures intermédiaires (30 à 50% d'argile), les deux facteurs pourraient intervenir conjointement. Soulignons que dans notre cas, les deux sols étudiés appartiennent à cette gamme de texture.

En général, avec la pénétration de l'eau au sein de l'agrégat, on assiste à un phénomène de gonflement. L'accentuation de ce dernier suppose qu'il y a une réduction de la cohésion intra-agrégat (Hénin, 1938; Concaret, 1967a,b). Dans une telle situation, il y a une moindre résistance à la pression engendrée par le piégeage de l'air suite à l'avancement du front d'humectation au sein de l'agrégat et un éclatement de l'agrégat peut être provoqué (diminution de % des AHS, des ASS et de la matière perdue) qui dans le cas extrême soit d'un plus fort gonflement et/ ou de plus forte pression, peut alors engendrer une désagrégation totale de l'agrégat.

Au niveau de la micro-agrégation, les résultats consignés aux tableaux 2.38 et 2.39 montrent que la fraction d'argile dispersée est liée positivement à la pression et au gonflement engendrés par l'humectation. En effet, quand l'eau pénètre brutalement à l'intérieur de l'agrégat, ce dernier subit un gonflement différentiel d'une façon irrégulière (du fait que la mouillabilité varie d'un point à l'autre au sein d'un agrégat) qui, lorsqu'il devient important, crée des zones de faiblesse entraînant des fissurations (Kheyrabi et

Monnier, 1968 ; Le Bissonais, 1989). En plus, lors de l'humectation prolongée (tamisage sous l'eau), ces fissures engendrées entraînent des surfaces de contact additionnelles avec l'eau et donc d'une part, une augmentation de la pression intra-agrégat suite à l'avancement du front d'humectation et d'autre part, une accentuation du gonflement. Cette élévation de la pression et du gonflement peut engendrer alors un éclatement et une dispersion de l'argile si l'humectation se prolonge, car les forces de cohésion deviennent faibles pour vaincre cet accroissement de pression et l'expansion des doubles couches augmente la probabilité de dispersion (Hénin, 1976 ; Musy et Soutter, 1991 ; Hillel, 1998).

D'après les tableaux 2.38 et 2.39, nous nous apercevons que les 2 facteurs gonflement et pression sont liés étroitement et de façon négative aux fractions glucidiques et lipidiques aux 2 périodes d'incubation et ce, pour le loam limono-argileux et le loam argileux. En parallèle à ces données, les essais sur l'humectation des agrégats pendant les dix premières secondes dans l'eau et la solution mouillante pour le loam limono-argileux (Figures 2.13 et 2.15; Tableau 2.37) supportent l'absence d'hydrophobie sur la vitesse d'entrée d'eau au sein des agrégats. Puisque les quantités d'air dégagé suite à l'humectation rapide des agrégats dans l'eau diminuent avec l'application des amendements organiques (Tableau 2.13), les diminutions des pressions maximales intra-agrégats (Tableau 2.1) ne peuvent être que la conséquence des faibles vitesses d'avancement du front d'humectation suite à l'obstruction des pores soit par les bulles d'air soit par la matière organique. Cette matière organique peut être aussi bien des fractions glucidiques que lipidiques. Il est donc logique d'attribuer davantage l'agrégation de ce sol à l'occlusion des pores puisque le changement dans le rythme d'évolution de pression causé par les résidus papetiers est resté également inchangé avec l'utilisation de la solution mouillante (Figures 2.9 et 2.10). Cette atténuation de la vitesse d'entrée d'eau au sein de l'agrégat à cause du colmatage poral peut induire d'une part, une réduction du gonflement et d'autre part, un ralentissement de l'avancement du front d'humectation et donc de faibles pressions intra-agrégats. Les corrélations entre le gonflement et les fractions glucidiques qui sont connues pour leur caractère hydrophile suggèrent également que les glucides réduisent le gonflement en créant davantage de liens entre les particules de l'agrégat. Ces forces de liaison qui s'établissent entre les particules améliorent donc, la cohésion intra-agrégat pour vaincre le

stress occasionné par l'entrée d'eau (Reid et Goss, 1982) en augmentant la résistance au gonflement.

Pour le loam argileux, le rôle de l'hydrophobie dans le ralentissement d'entrée d'eau pourrait être plus important que dans le loam limono-argileux. En effet, les essais de mouillabilité avec la solution d'agent mouillant ont mis en évidence que ce dernier n'a pu enlever que partiellement l'effet de l'hydrophobie pendant les 10 premières secondes d'humectation des agrégats (Figures 2.14 et 2.16; Tableau 2.37), période critique pour l'entrée de l'eau et l'éclatement. Cependant, comme la solution mouillante n'a rien changé à l'évolution de pression ni au gonflement mesuré malgré une augmentation très significative de l'humectation, cela suggère que les lipides jouent un rôle mineur.

Nous pouvons résumer le mécanisme expliquant cette interrelation entre la macro-agrégation et la micro-agrégation avec les facteurs de perte de stabilité. L'augmentation d'une part, de la cohésion entre les unités de l'agrégat par le pouvoir agrégatif des fractions glucidiques et des corps microbiens et probablement lipidiques et la diminution d'autre part, d'entrée d'eau par l'occlusion des pores par des bulles d'air ou par diverses fractions de la matière organique (les fractions glucidiques et lipidiques ou corps microbiens), participent à l'atténuation de l'ampleur du gonflement et de la compression de l'air à l'intérieur de l'agrégat. Le résultat d'un tel mécanisme traduit donc une élévation dans la macro-agrégation (stabilité des macro-agrégats) et une diminution dans la micro-agrégation (dispersion de l'argile).

L'ensemble de ces résultats nous amène à proposer un schéma explicatif de l'intervention de la matière organique dans le mécanisme du ralentissement d'entrée d'eau pour les deux sols étudiés. Dans ce schéma, les matières organiques liantes (corps microbiens et fractions glucidiques) et hydrophobes peuvent en occupant l'espace poral à la périphérie de l'agrégat, diminuer la vitesse d'entrée d'eau au sein du réseau poral résultant en des pressions plus faibles. De plus, ces matières organiques, en diminuant le gonflement, réduisent les contraintes différentielles susceptibles d'accroître l'éclatement. L'action

hydrophobe des fractions lipidiques joue un rôle mineur dans le processus, et des essais de modélisation sont conduits (chapitre 3) pour quantifier, d'une manière indépendante, la contribution relative de la mouillabilité et de l'occlusion porale dans la stabilisation de la structure.

II.3. CONCLUSIONS

Des mesures quantitatives et simultanées de la pression intra-agrégat, de la matière perdue par éclatement, du gonflement et de l'air dégagé sur des agrégats après leur humectation rapide dans l'eau ont bien mis en évidence l'effet de la matière organique dans l'amélioration de la stabilité structurale. Le processus de l'éclatement est très rapide. Il se manifeste dans les huit premières secondes d'immersion, et se produit à la périphérie des agrégats. L'éclatement est régi par deux facteurs en l'occurrence l'élévation de la pression et le gonflement, dont l'importance diminue avec l'apport de la matière organique. Il ressort également des résultats obtenus que la matière organique joue un rôle dans la stabilité du sol à travers son amélioration de la cohésion et sa participation dans la diminution d'entrée d'eau. Le changement de ces deux propriétés de l'agrégat par l'amendement organique entraîne une diminution du gonflement et de la pression intra-agrégat.

Les essais de mouillabilité ont révélé l'absence d'effet d'hydrophobie pour un sol et lui attribuent un rôle mineur dans un second sol. La réduction d'entrée d'eau est attribuée plutôt à l'occlusion du réseau poral que les études de corrélations pourraient relier de façons toutes aussi importantes aux composantes glucidiques (neutres ou chargées) ou lipidiques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Adobe Premiere. 1998. Release 5.0. Adobe System Inc., CA, USA.

Capriel, P., Beck, T., Borchert, H., and Harter, P. 1990. Relationship between aliphatic fraction extracted with supercritical hexane, soil microbial biomass and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 415-420.

Caron J. 1996. Describing pressure buildup within aggregates following immersion: a model. In 3rd Eastern Canada Soil Structure Workshop. Caron, J., Angers, D. A., and Topp, G. C. (eds.), 21 et 22 août, Merrickville, Ontario: 59-73.

Caron, J., Espindola C. R., and Angers, D. A. 1996. Soil structural stability during rapid wetting : Influence of land use on some aggregate properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60 : 901-908.

Caron, J., Reid, E., and Trépanier, L. 1998. Pression interne et éclatement suite à l'humectation : influence des antécédents cultureux. 16^{ème} Congrès Mondial de Science du Sol, Montpellier, France : 20-26 août.

Concuret, J. 1967a. Étude des mécanismes de la destruction des agrégats de terre au contact des solutions aqueuses. *Ann. Agron.* 18 (1): 65-90.

Concuret, J. 1967b. Étude des mécanismes de la destruction des agrégats de terre au contact des solutions aqueuses. *Ann. Agron.* 18 (1): 90-144.

Chantigny, M. H., Angers, D. A., and Beauchamp, C. J. 1999. Aggregation and organic matter decomposition in soils amended with de-inking paper sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63(5): 1214-1221.

Dinel, H., and Gregorich, E. 1995. Structural stability status as affected by long term continuous maize and bluegrass sod treatments. *Biological Agriculture & Horticulture* 12 (3): 237-252.

Grant, C. D., and Dexter, A. R. 1990. Air entrapment and differential swelling as factors in the mellowing of moulded soil during rapid wetting. *Aust. J. Soil Res.* 28 : 361-369.

Gras, R. 1974. L'emprisonnement d'air lors de l'humectation des corps poreux. *Science du sol*, 1 : 49-60.

Hénin, S. 1938. Étude physico-chimique de la stabilité structurale des terres. Thèse Paris.

Hénin, S., Monnier, G., and Combeau, A. 1958. Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annal. Agron.* 1 :71-90.

Hénin, S. 1976. Cours de physique du sol. Tome I et Tome II, ORSTOM-EDITEST, Paris.

Hillel, D., 1998. Environmental soil physics. San Diego (ed.), CA, Toronto, Academic Press. : 771pp.

Kay, B. D. 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Advances in Soil Sci.*, Stewart, B. A. (ed.). Vol. 12: 1-52.

Kemper, W. D., and Roseneau, R. C. 1986. Aggregate stability and size distribution. In *Methods of soil analysis- Part I. Physical and mineralogical methods*. Klute, A. (ed.). 2^{ème} édition, Agronomy n° 9, Madison, WI.

Kheyrabi, D., and Monnier, G. 1968. Étude expérimentale de l'influence de la composition granulométrique des terres sur la stabilité structurale. *Ann. Agr.* 19(2): 129-152.

Le Bissonnais, Y. 1988. Comportement d'agrégats terreux soumis à l'action de l'eau : analyse des mécanismes de désagrégation. *Agronomie* 8(10) : 915-924.

Le Bissonnais, Y. 1989. Analyse des processus de microfissuration des agrégats à l'humectation. *Science du Sol* 27: 187-199.

Monnier, G. 1965. Action des matières organiques sur la stabilité structurale des sols. *Ann. Agron.* 16(4) : 327-400.

Monnier, G., Stengel, P., and Fiès, J. C. 1973. Une méthode de mesure de la densité apparente de petits agglomérats terreux. Application à l'analyse des systèmes de porosité du sol. *Ann. Agron.* 24(5) : 533-545.

Mustin, M. 1987. Le compost. Gestion de la matière organique. Dubusc, F. (ed.), Paris, 954pp.

Musy, A., and Soutter, M. 1991. *Physique du Sol*. Publié dans: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 335pp.

Nemati, M. R., Caron, J., and Gallichand, J. 2000a. Using paper de-inking sludge to maintain soil structural form : field measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64 : 275-285.

Nemati, M. R., Caron, J., and Gallichand, J. 2000b. Stability of structural form during infiltration : laboratory measurements on the effect of de-inking sludge. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64 : 543-552.

NIH Image. 1999. Release 1.62. National Institutes of Health, Wayne Rasband, USA.

Panabokke, C. R., and Quirk, J. P. 1957. Effect of initial water content on stability of soil aggregates in water. *Soil Science* 83 : 185-195.

Reid, J. B., and Goss, M. J. 1982. Interactions between soil drying due to plant water use and decreases in aggregate stability caused by maize roots. *J. Soil Sci.* 33 (1): 47-53.

SAS Institute. 1996. Release 6.12. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Sullivan, L. A. 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water stable aggregation. *J. of Soil Sci.* 41: 529-534.

Zaher, H. 2001. *Analyses expérimentales et théoriques de la mouillabilité et de l'occlusion porale dans la stabilisation structurale d'agrégats de sols amendés en résidus organiques*. Chapitre 1. Thèse de Ph.D. Université Laval : 259pp.

Zhang, H. Q. and Hartage, K. H. 1992. Effect of differently humified organic matter on aggregate stability by reducing aggregate wettability. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 155(2) : 143-149.

Chapitre 3

UTILISATION DE MODÈLES CONCEPTUELS TRIDIMENSIONNELS DANS LA QUANTIFICATION DES EFFETS DE MOUILLABILITÉ ET D'OCCLUSION PORALE

INTRODUCTION

Sous les conditions de l'humectation rapide dans l'eau, on a souvent énoncé deux facteurs causant la dégradation des agrégats: le gonflement et la pression. Ces derniers ont montré une relation significative avec la stabilité de la micro et de la macro-agrégation (chapitre 2).

Puisque le suivi de la pression intérieure sur des agrégats intacts après humectation rapide n'a pas fait l'objet d'études exhaustives, les paramètres contrôlant cette évolution sont méconnus. Cette évolution a été longtemps attribuée à l'hydrophobie (Concaret, 1967; Le Bissonais, 1989). Pourtant, les études de Quirk et Williams (1974), Caron (1996) et Caron et coll. (1998) suggèrent qu'on puisse être en présence de causes multiples: l'occlusion des pores, l'hydrophobie ou l'échappement d'air.

Dans la section précédente de cette étude, des mesures directes de la pression intra-agrégat sur des agrégats secs avec et sans agent mouillant confèrent un rôle mineur à la mouillabilité. Dans le présent chapitre, nous développerons pour la première fois une approche de calcul tridimensionnelle sur des agrégats sphériques afin d'identifier les facteurs contrôlant l'évolution de la pression intra-agrégat.

En se basant sur les concepts théoriques de la physique du sol et des modèles formulés par Green et Ampt (1911), deux modèles ont été établis et concernent principalement le cas de l'humectation rapide des agrégats supposés de formes sphériques dans l'eau, avec et sans échappement d'air. L'intérêt d'une telle étude est de pouvoir modéliser d'une part, l'évolution de la pression interne lors de l'humectation des agrégats et d'estimer d'autre part, les différents paramètres et constantes régissant l'infiltrabilité de l'eau et qui sont difficilement mesurables expérimentalement. Ainsi, moyennant des hypothèses simplificatrices et à la base des observations et des données expérimentales recueillies dans la deuxième partie de cette étude, l'application des modèles proposés pour les différents types d'agrégats testés précédemment permettra de comprendre les

mécanismes gouvernant l'évolution de la pression intra-agrégat et d'examiner principalement l'effet des amendements organiques apportés aux sols étudiés sur ce facteur de désagrégation après 2 semaines d'incubation, période pendant laquelle l'action de la matière organique sur la stabilité des agrégats s'est avérée très prononcée (chapitre 1).

Les principaux objectifs de cette partie de l'étude peuvent donc, se résumer comme suit :

- Le suivi temporel de la pression interne des agrégats à l'aide d'une approche théorique développée.
- La quantification avec cette approche conceptuelle des différents facteurs régissant l'entrée d'eau au sein des agrégats suite à un amendement organique.
- La vérification de la contribution de la matière organique dans la stabilité structurale du sol et ses modes d'action.

III.1. FORMULATION THÉORIQUE DU PROCESSUS D'HUMECTATION DES AGREGATS DU SOL DANS L'EAU

Dans cette partie d'étude et afin de mettre en équation les différents paramètres pouvant intervenir durant le processus d'humectation des agrégats du sol dans l'eau, une approche théorique a été développée. Les symboles désignant les différents paramètres utilisés au cours des développements théoriques ainsi que les unités correspondantes sont consignées dans un tableau à la fin de ce chapitre (Tableau 3.3).

La compréhension et la description des phénomènes physiques se produisant lors de l'humectation dans une phase liquide (de l'eau en particulier) des agrégats de sol restent à l'heure actuelle l'une des préoccupations importantes de nombreux chercheurs dans ce domaine. En effet, la connaissance des divers paramètres régissant l'infiltration de l'eau dans un sol de texture donnée permettra, en première approximation, de contrôler sa stabilité structurale et de suivre le processus de sa dégradation en présence ou non des éléments stabilisants sa structure.

Le comportement dynamique global de la phase liquide (eau) en milieu non saturé est généralement décrit par une relation flux-gradient de potentiel essentiellement non linéaire. La loi de Darcy ne s'applique ainsi que de manière discrète, si bien que sa généralisation aux écoulements non saturés implique que le gradient de potentiel soit exprimé de manière ponctuelle et la conductivité hydraulique sous la forme d'une fonction de la teneur en eau (θ) ou du potentiel de pression (H). En effet, suivant que le paramètre choisi est la teneur en eau ou le potentiel de pression, la densité de flux ou flux par unité de surface ' q ' peut être décrit respectivement par l'une des équations suivantes (Musy et Soutter, 1991) :

$$\bar{q} = -K(h).\text{grad}\bar{H} \quad (3.1)$$

ou
$$\bar{q} = -K(\theta).\text{grad}\bar{H} \quad (3.2)$$

Le débit d'eau total Q transitant alors au travers une surface S du sol sera alors :

$$Q = qS \quad (3.3)$$

À saturation, l'équation générale des écoulements que l'on dénomme également équation de Laplace et résultant de la combinaison de l'équation dynamique et de l'équation de continuité (Musy et Soutter, 1991) est décrite par:

$$\text{div}(K.\text{grad}\bar{H}) = 0 \quad (3.4)$$

ou

$$\nabla^2 H = 0 \quad (3.5)$$

où ∇^2 est l'opérateur de Laplace ou Laplacien.

Lorsque nous considérons que la conductivité hydraulique du sol est identique quelqu'en soit la direction de l'écoulement, c'est à dire lorsque le sol est isotrope, la loi de Darcy peut être généralisée à trois dimensions. Ainsi, en coordonnées sphériques, on peut écrire :

$$\vec{q} = -K \cdot \text{grad}H = - \begin{bmatrix} K \frac{\partial H}{\partial x} \\ K \frac{\partial H}{\partial y} \\ K \frac{\partial H}{\partial z} \end{bmatrix} \quad (3.6)$$

Si r désigne la position d'un point $M(x,y,z)$ dans l'espace par rapport à une origine choisie et où $r^2 = x^2 + y^2 + z^2$, on peut écrire:

$$\begin{aligned} \frac{\partial H}{\partial x} &= \frac{\partial H}{\partial r} \cdot \frac{\partial r}{\partial x} = \frac{\partial H}{\partial r} \cdot \frac{x}{r} \\ \frac{\partial H}{\partial y} &= \frac{\partial H}{\partial r} \cdot \frac{\partial r}{\partial y} = \frac{\partial H}{\partial r} \cdot \frac{y}{r} \\ \frac{\partial H}{\partial z} &= \frac{\partial H}{\partial r} \cdot \frac{\partial r}{\partial z} = \frac{\partial H}{\partial r} \cdot \frac{z}{r} \end{aligned} \quad (3.7)$$

La densité de flux ou flux par unité de surface « q » ne sera alors autre que la norme du vecteur \vec{q} telle que :

$$q = \|\vec{q}\| = \left[K^2 \left(\frac{\partial H}{\partial r} \frac{x}{r} \right)^2 + K^2 \left(\frac{\partial H}{\partial r} \frac{y}{r} \right)^2 + K^2 \left(\frac{\partial H}{\partial r} \frac{z}{r} \right)^2 \right]^{1/2} \quad (3.8)$$

Comme $r^2 = x^2 + y^2 + z^2$, on obtient :

$$q = K \frac{\partial H}{\partial r} \quad (3.9)$$

Si, à la surface d'un sol, le processus d'infiltration est caractérisé par un flux d'eau pénétrant $i(t) = q$, l'infiltration cumulative $I(t)$ n'est alors que l'intégrale dans le temps de $i(t)$ donnée par :

$$I(t) = \int_0^t i(t)dt \quad \text{ou} \quad i(t) = q = \frac{dI(t)}{dt} \quad (3.10)$$

Pour décrire le processus régissant l'infiltration de l'eau dans le sol, l'application théorique de telles formulations a fait l'objet de nombreuses approches, qui dans la plupart des cas, sont basées sur des hypothèses simplificatrices rendant les calculs plus aisés et simples à décrire. Dans cette optique, nous pouvons citer en particulier le modèle de Green et Ampt (1911) où l'écoulement horizontal et vertical peuvent être étudiés séparément. La combinaison des deux types d'écoulement n'ayant toutefois pas abouti à des résultats concluants.

Dans les diverses expressions décrites ci-dessus, le potentiel de pression H est une variable qui dépend de la position du front d'humectation. Cette grandeur qui caractérise l'intensité des forces de capillarité et d'absorption dues à la matrice du sol permet toutefois de déterminer la capacité du sol à absorber ou non la phase liquide (eau).

La détermination de ce potentiel au front d'humectation est difficile à obtenir expérimentalement puisque le front est souvent trop diffus pour permettre une localisation précise et reste donc, dans la plupart des cas, empirique. Les approches théoriques proposées à cet effet sont souvent basées sur les formulations de Green and Ampt (Neuman, 1976 ; Brakensiek et Onstad, 1977 ; Brakensiek, 1979 ; Chong et coll., 1982 ; Kunze et Shayya, 1993 ; Caron, 1996).

Pour un sol de porosité donnée, la vitesse d'avancement du front d'humectation peut être entravée par une augmentation du potentiel pneumatique engendré par l'emprisonnement de l'air dans les pores du sol (Youngs et coll., 1994). Dans cette section, et afin de permettre une analyse des agrégats de forme sphérique d'un sol donné, nous étudierons séparément le cas d'une infiltration d'eau avec et sans échappement de l'air. Le développement théorique de l'infiltration d'eau à partir de la surface vers le centre de

l'agrégat dans les 2 cas permettra d'estimer la position du front d'humectation des différents agrégats testés et qui ne sera autre que le rayon au front d'humectation.

III.1.1. INFILTRATION AVEC ÉCHAPPEMENT DE L'AIR

Dans le cas où nous supposerions qu'au cours de l'avancement du front d'humectation, le mouvement d'eau n'est pas empêché par la pression intra-agrégat, l'air s'échappera continuellement sans générer aucun potentiel pneumatique au front. Dans ce cas, la variation du potentiel matriciel au front d'humectation ne sera alors autre que $h_0 - h_f$ où h_0 et h_f représentent le potentiel matriciel à la surface de l'agrégat et au front d'humectation respectivement.

Pour une infiltration horizontale ($H=h$) et selon Green et Ampt (1911), la position du front d'humectation à un instant t donné est représentée par l'équation différentielle suivante:

$$x(t) \cdot \partial x(t) = K \frac{(h_0 - h_f)}{\theta_s - \theta_i} \partial t \quad (3.11)$$

avec: θ_s : Teneur en eau à saturation
 θ_i : Teneur en eau initiale

Dans cette dernière expression, le potentiel matriciel au front d'humectation h_f , est considéré comme une constante dans le temps et dans l'espace. En développant l'équation 3.7 suivant une seule direction 'x', le flux d'eau par unité de surface entrant peut alors être exprimé selon la loi de Darcy par :

$$q = \frac{K(h_0 - h_f)}{x} \quad (3.12)$$

À partir donc des équations 3.10, 3.11 et 3.12, nous pouvons également écrire :

$$\begin{aligned} \frac{dx}{dt} &= \frac{K(h_0 - h_f)}{\theta_s - \theta_i} \cdot \frac{1}{x} \\ &= \frac{dI(t)}{dt} \cdot \frac{1}{\theta_s - \theta_i} \end{aligned} \quad (3.13)$$

et l'intégration de cette dernière équation entre l'instant initial ($t=0$) et un instant t donné, permet de déduire une relation directe liant l'infiltration cumulative $I(t)$ en fonction de l'avancement du front d'humectation dans le sol tel que:

$$I(t) = (\theta_s - \theta_i) \cdot x(t) \quad (3.14)$$

En négligeant l'effet de la gravité, ces dernières expressions peuvent toutefois être appliquées pour évaluer le processus d'humectation d'un agrégat de sol sphérique suite à son immersion dans l'eau. En considérant donc un agrégat de forme sphérique, l'équation 3.9 permet d'écrire

$$KdH = qdr \quad (3.15)$$

Si nous nous référons à l'équation 3.12 ci-dessus et nous désignons par le rapport $L_x=K/x$ la conductance unidirectionnelle de la surface saturée du sol, il devient toutefois plus facile d'appliquer les dernières formulations décrites pour un écoulement horizontal au cas d'un écoulement radial pour un agrégat de forme sphérique. Ce dernier rapport qui est exprimé en général par l'unité de surface d'humectation, permet toutefois de lier la densité de flux d'eau transitant au travers une surface du sol à la différence du potentiel matriciel (h_0-h_f). Ainsi, dans le cas de l'humectation d'un agrégat de forme sphérique, ce rapport devient L_s tel que :

$$L_s = \frac{L_r}{4\pi r^2} \quad (3.16)$$

où : L_r désigne la conductance en coordonnées sphériques par unité de surface.

et L_s est la conductance en coordonnées sphériques.

Et sous cette hypothèse, la densité de flux q au travers d'une surface sphérique S de rayon r ($S = 4\pi r^2$) peut être exprimée par :

$$q = L_s (h_0 - h_r) \quad (3.17)$$

Dans ce cas, et avec cette dernière expression de la densité de flux q , l'équation 3.15 devient :

$$\begin{aligned} KdH &= (h_0 - h_r)L_s dr \\ &= (h_0 - h_r) \cdot \frac{L_r \cdot dr}{4\pi r^2} \end{aligned} \quad (3.18)$$

L'intégration des deux membres de cette dernière équation nous donne:

$$\int_{h_0}^{h_r} KdH = \frac{(h_0 - h_r) \cdot L_r}{4\pi} \cdot \int_{r_0}^{r_f} \frac{dr}{r^2} \quad (3.19)$$

Soit :

$$K(h_r - h_0) = -\frac{(h_0 - h_r) \cdot L_r}{4\pi} \left[\frac{1}{r_f} - \frac{1}{a} \right] \quad (3.20)$$

où a et r_f désignent respectivement le rayon initial de l'agrégat et le rayon de la zone sphérique non humectée (position du front d'humectation) après un instant t donné.

L'expression de la conductance L_r (Youngs et coll., 1994) est alors:

$$L_r = \frac{4\pi K}{(1/r_f - 1/a)} \quad (3.21)$$

Et par suite, le flux d'eau ayant transité l'agrégat à partir de sa surface externe S de rayon a ($S=4\pi a^2$) après un temps t est (éq. 3.17):

$$q = \frac{(h_0 - h_f)4\pi K}{(1/r_f - 1/a)4\pi a^2} \quad (3.22)$$

$$= \frac{(h_0 - h_f)K}{a^2(1/r_f - 1/a)} \quad (3.23)$$

D'un autre côté, en se basant juste sur la quantité d'eau ayant pénétrée dans l'agrégat (l'infiltration cumulative I) à partir de sa surface externe de rayon a , nous pouvons déduire une deuxième expression du flux entre l'instant $t=0$ et t donné. En effet, et comme schématisé sur la figure 3.1 ci-dessous, l'application de l'équation 3.14 décrite plus haut au cas d'un agrégat sphérique permet d'écrire (Youngs et coll., 1994) :

$$I.4\pi a^2 = \left(\frac{4}{3} \pi a^3 - \frac{4}{3} \pi r_f^3 \right) (\theta_s - \theta_i) \quad (3.24)$$

Et par dérivation, nous obtenons:

$$\frac{dI(t)}{dt} = -r_f^2 \left(\frac{dr_f}{dt} \right) \cdot \frac{(\theta_s - \theta_i)}{a^2} \quad (3.25)$$

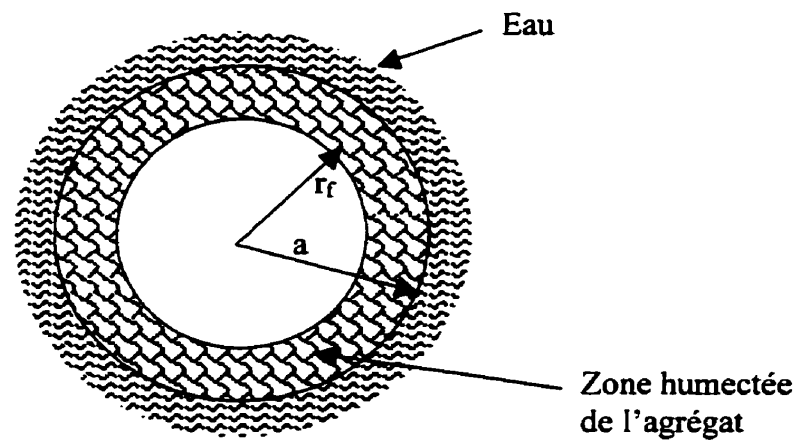


Figure 3.1 : Exemple d'un agrégat sphérique suite à son immersion dans l'eau.

a : le rayon initial de l'agrégat avant humectation.

r_f : le rayon de la zone non humectée.

Comme le flux q n'est autre que $\frac{dI(t)}{dt}$, la combinaison des équations 3.23 et 3.25 se résume finalement en une équation différentielle qui permet de déterminer l'évolution du front d'humectation caractérisé par le rayon r_f en fonction du temps (Youngs et coll., 1994) à savoir:

$$-r_f^2 \cdot (\theta_s - \theta_i) \cdot \frac{dr_f}{dt} = \frac{(h_0 - h_f) \cdot K}{\left(\frac{1}{r_f} - \frac{1}{a}\right)} \quad (3.26)$$

Si nous considérons que la conductivité hydraulique $K(t)$ diminue de façon exponentielle avec le temps d'humectation (Caron, 1996), nous pouvons écrire :

$$K(t) = K_s \cdot e^{-\alpha \cdot t} \quad (3.27)$$

où K_s représente la conductivité hydraulique saturée et α une constante.

Ainsi, et après séparation des variables dans l'équation 3.26, nous obtenons:

$$-r_f^2 \cdot \left(\frac{1}{r_f} - \frac{1}{a}\right) \cdot dr_f = \frac{(h_0 - h_f) \cdot K_s \cdot e^{-\alpha \cdot t} dt}{(\theta_s - \theta_i)} \quad (3.28)$$

L'intégration de cette équation entre $t=0$ et un instant t donné permettra donc de déterminer la position du front d'humectation en fonction du temps. Ainsi, nous avons:

$$\frac{K_s \cdot (1 - e^{-\alpha t}) \cdot (h_0 - h_f)}{\alpha(\theta_s - \theta_i)} = -\frac{r_f^2}{2} + \frac{r_f^3}{3a} + \frac{a^2}{6} \quad (3.29)$$

En posant :

$$R(t) = \frac{r_f(t)}{a}$$

et

$$B(t) = 1 - 6 \frac{K_s \cdot (h_0 - h_f) \cdot (1 - e^{-\alpha t})}{\alpha \cdot a^2 \cdot (\theta_s - \theta_i)} \quad (3.30)$$

l'équation 3.29 se simplifie à :

$$2.R(t)^3 - 3.R(t)^2 + B(t) = 0 \quad (3.31)$$

La résolution de cette dernière équation est effectuée à l'aide de MathcadPlus version 6.0 (Mathsoft Corp., 1995). Les racines obtenues numériquement consistent en une solution réelle et deux solutions complexes (une racine complexe avec sa conjuguée). L'examen de la racine réelle a montré que celle-ci correspond bien à la solution recherchée et n'est par la suite autre que la solution correspondante à une diminution du rayon $r_f(t)$ avec le temps (Annexe 4). Cette racine est donnée par :

$$r_f(t) = \left(-\frac{1}{2}C(t) - \frac{1}{8.C(t)} + \frac{1}{2} - \frac{1}{2}i \cdot \sqrt{3} \left(C(t) - \frac{1}{4C(t)} \right) \right) \cdot a \quad (3.32)$$

où :

$$C(t) = \left(-\frac{1}{4}B(t) + \frac{1}{8} + \frac{1}{4} \sqrt{B(t)} \sqrt{B(t) - 1} \right)^{1/3}$$

$$B(t) = 1 - 6K \frac{(h_0 - h_f)(1 - e^{-\alpha t})}{a^2 \cdot f \cdot \alpha}$$

$$f = \theta_s - \theta_i$$

Sur la figure 3.2, nous montrons à titre d'exemple, l'évolution du rayon d'humectation suite à une immersion rapide de l'agrégat dans l'eau avec les paramètres suivants :

$$\begin{aligned} K_s &= 0.6 \cdot 10^{-5} \text{ mm s}^{-1} \\ h_f &= -350 \text{ mm} \\ a &= 7 \text{ mm} \\ f &= 0.3 \text{ mm}^3 \text{ mm}^{-3} \\ \alpha &= 0.001 \text{ s}^{-1} \end{aligned}$$

III.1.2. INFILTRATION SANS ÉCHAPPEMENT DE L'AIR

Dans le cas d'une infiltration sans échappement d'air, le potentiel pneumatique " h_a " engendré au front d'humectation suite à l'emprisonnement de l'air dans l'agrégat contribue à augmenter le niveau du potentiel matriciel global qui devient :

$$h_g = h_f + h_a \quad (3.33)$$

où h_f est pris toujours comme une constante et h_a est considéré comme étant la variation de la pression engendrée au front d'humectation par rapport à la pression atmosphérique.

Dans un tel cas, les mêmes formulations décrites dans le cas précédent restent valables. En se référant donc aux équations 3.23 et 3.27 ci-dessus et en tenant compte du potentiel matriciel global engendré, nous pouvons écrire :

$$\frac{dI}{dt} = \frac{-K_s e^{-\alpha t}}{a^2 (1/r_f - 1/a)} (h_f - h_0 + h_a) \quad (3.34)$$

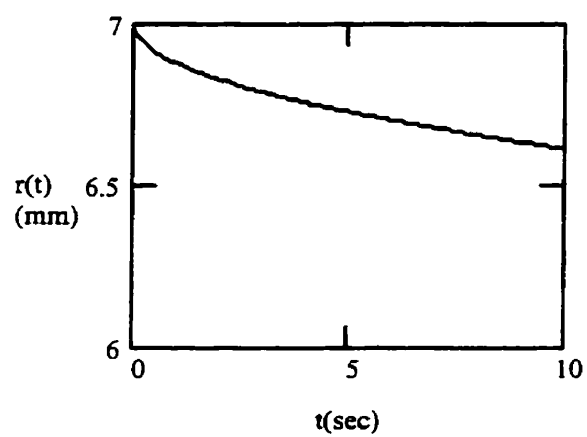


Figure 3.2: Exemple de l'évolution du rayon au front d'humectation en fonction du temps en présence de l'échappement de l'air.

À la base de l'expression 3.24 décrivant l'infiltration de l'eau dans l'agrégat, nous pouvons écrire :

$$\frac{dI}{dt} = \frac{-K_s e^{-\alpha t}}{a \left[\left(1 - \frac{3I}{af} \right)^{-1/3} - 1 \right]} (h_r - h_0 + h_a) \quad (3.35)$$

Comme le potentiel pneumatique h_a engendré au front d'humectation n'est autre que la variation de la pression du volume d'air à l'intérieur de la partie de l'agrégat non humecté (P) par rapport à la pression atmosphérique (P_0), son évaluation est obtenue comme suit : Si V_0 et V représentent respectivement le volume d'air initial et le volume d'air après humectation à un instant t de l'agrégat sec nous avons d'après la loi de Boyle:

$$\begin{aligned} h_a &= P - P_0 = \frac{P_0 V_0}{V} - P_0 \\ &= \frac{P_0 (V_0 - V)}{V} \end{aligned} \quad (3.36)$$

et comme :

$$V_0 = \frac{4}{3} \pi a^3 \cdot f \quad \text{et} \quad V = \frac{4}{3} \pi r_f^3 \cdot f$$

où f est la porosité initiale de l'agrégat, l'application de l'équation 3.24 nous donne :

$$h_a = P_0 \frac{I}{\frac{af}{3} - I} \quad (3.37)$$

En remplaçant donc le potentiel h_a par son expression dans l'équation 3.35, nous retrouvons ainsi l'équation générale régissant l'infiltration de l'eau dans un agrégat de forme sphérique en absence de l'échappement d'air comme il a été proposé par Youngs et coll. (1994) à savoir :

$$\frac{dX}{dt} = \frac{-3K_s e^{-\alpha t}}{a^2 f [(1-X)^{-1/3} - 1]} \left(h_r - h_0 + P_0 \frac{X}{1-X} \right) \quad (3.38)$$

avec : $X = \frac{3I}{af}$

La résolution de cette équation différentielle en X permettra de déduire l'évolution de l'infiltration I en fonction du temps et de suivre par conséquent l'avancement du front d'humectation (Annexe 5) dans un agrégat sphérique suite à son immersion rapide dans l'eau.

En utilisant le Logiciel Maple V version 4 (Waterloo Maple Software, 1996), la solution d'une telle équation (Annexe 6) est donnée par :

$$\begin{aligned} & P_0 \frac{\ln(XI + B)}{C^2 \cdot B} - P_0 \frac{\ln(XI^2 - XI \cdot B + B^2)}{2 \cdot C^2 \cdot B} - P_0 \cdot \frac{\sqrt{3}}{C^2 \cdot B} \cdot a \tan \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \left(2 \cdot \frac{XI}{B} - 1 \right) \right] \\ & + P_0 \frac{\ln \left((1 - XI^3) \cdot C - (h_r - h_0) \right)}{C^2} + \frac{3}{2 \cdot C} \cdot XI^2 + \frac{1 - XI^3}{C} + \frac{3 \cdot K_s \cdot e^{-\alpha t}}{\alpha \cdot a^2 \cdot f} = \text{Cte} \end{aligned} \quad (3.39)$$

Avec :
$$X1 = (1 - X)^{1/3} = \left(1 - \frac{3I}{af}\right)^{1/3}$$

$$B = \left(\frac{P_0}{h_f - h_0 - P_0}\right)^{1/3}$$

$$C = h_f - h_0 - P_0$$

La constante "Cte" apparaissant dans cette équation est obtenue à partir des conditions initiales à savoir :

À $t=0$, l'infiltration $I=0$ soit $X=0$ ou $X1=1$.

Pour pouvoir résoudre une telle équation, nous étions amenés à faire un développement en séries afin de ramener l'équation sous forme d'un polynôme linéaire. En se référant donc à l'équation 3.38 ci-dessus, il apparaît tout d'abord que pour qu'il y ait infiltration d'eau au sein de l'agrégat il faut que :

$$\left(h_f - h_0 + P_0 \frac{X}{1 - X}\right) \leq 0 \quad (3.40)$$

Soit :

$$X \leq \frac{h_f - h_0}{h_f - h_0 - P_0} \quad (3.41)$$

Comme la gamme d'évolution du potentiel au front d'humectation se situe entre -70 et -640mm (Brakensiek, 1979; Kunze et Shayya, 1993), les valeurs maximales de la variable X doivent être inférieures aux valeurs suivantes (X_{\min} et X_{\max}) données respectivement par:

Pour $h_f = -70\text{mm}$, $X_{\min} = 0.00793$ avec $h_0 = 10\text{mm}$ et $P_0 = 10\,000\text{mm}$
 Pour $h_f = -640\text{mm}$, $X_{\max} = 0.06103$

En se basant donc sur ces niveaux de la variable X (se rapprochant de zéro), nous pouvons alors procéder à un développement en séries d'ordre 4 au voisinage de $X=0$. Ainsi, après développement et simplification, on se ramène à une équation simple de la forme :

$$a_3 X^3 + a_2 X^2 + a_1 X + a_0 = 0 \quad (3.42)$$

Les coefficients a_i apparaissant dans ce dernier polynôme sont déterminés par MathcadPlus (Annexe 6). Les 3 racines de cette équation consistent en 2 racines complexes avec leurs conjuguées et en une racine réelle. Comme dans le cas de l'infiltration avec échappement d'air (éq. 3.31), l'examen de la racine réelle obtenue avec les différentes valeurs des paramètres h_f , K_s , α , a et f montre que cette solution correspond bien à la solution recherchée ($S(t, h_f, K_s, \alpha)$). À partir de cette dernière, nous déduisons alors le rayon d'humectation (Annexe 5) selon :

$$r_f = a \cdot (1 - S(t, h_f, K_s, \alpha))^{\frac{1}{3}} \quad (3.43)$$

Calcul de l'erreur d'approximation :

Lors du calcul de l'infiltration dans le deuxième modèle, l'erreur introduite par l'approximation linéaire choisie peut être obtenue par simple comparaison de la solution réelle obtenue par la résolution de l'équation différentielle à l'aide de Maple V version 4 à celle obtenue après développement en séries d'ordre 4. En effet, en prenant en considération dans l'équation 3.39 uniquement le terme sur lequel l'approximation a eu lieu (membre fonction de la variable X), l'erreur engendrée par le développement peut être explicitée comme suit :

$$E(\%) = \frac{SA(X, h_f) - SR(X, h_f)}{SR(X, h_f)} \times 100 \quad (3.44)$$

où $SR(X, h_f)$ et $SA(X, h_f)$ représentent respectivement les membres relatifs aux solutions réelles et à celles obtenues par le développement en séries. Leurs expressions étant données dans l'annexe 6.

Cependant et comme $SR(X, h_f)$ et $SA(X, h_f)$ ne dépendent que de la variable X et de h_f , nous nous limiterons simplement au calcul de l'erreur maximale $E(\%)$ engendrée par la donnée des valeurs limites de X (X_{\min} et X_{\max} définis plus haut) régissant l'infiltrabilité de l'eau dans les agrégats. Pour la gamme des valeurs de h_f en dessous desquelles l'infiltration peut avoir lieu, les erreurs engendrées par le développement en séries d'ordre 4 sont très faibles. Ainsi, nous obtenons:

$$\begin{aligned} \text{Pour } h_f = -70 \text{ mm, } E_{\min} &= 0.0000225 \\ \text{Pour } h_f = -640 \text{ mm, } E_{\max} &= 2.237\% \end{aligned}$$

Comme dans le cas d'une infiltration avec échappement d'air, nous montrons à titre d'exemple sur la figure 3.3, l'évolution du rayon d'humectation dans un agrégat de sol sphérique avec les mêmes données des paramètres de h_f , K_s , α , a et f choisies dans le cas d'une infiltration avec échappement d'air.

Dans le but de comparer les deux modèles décrits plus hauts en présence et en absence de l'air échappé dans un agrégat sphérique suite à son immersion rapide dans l'eau, nous rapportons sur un même graphique les résultats obtenus dans les deux cas pré-cités (Figure 3.3). L'examen de cette dernière figure met bien en évidence l'influence d'un potentiel de pression engendré à l'intérieur de l'agrégat sur la vitesse d'avancement du front d'humectation. En effet, et comme nous pouvons le remarquer sur cette figure, l'absence d'un échappement d'air au cours de l'humectation d'un agrégat dans l'eau

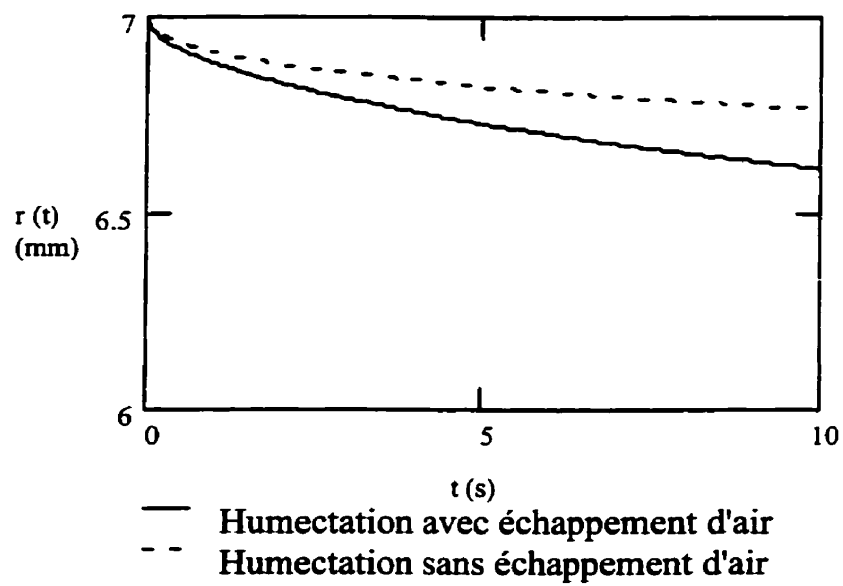


Figure 3.3 : Comparaison de l'évolution du rayon au front d'humectation avec et sans échappement d'air.

s'accompagne toujours d'un potentiel de pression créée à l'intérieur de la zone sèche de l'agrégat empêchant ainsi l'entrée de l'eau lorsque nous nous approchons à la saturation totale. Pour des valeurs de h_f , K_s , α , a et f choisies, nous assistons à une pénétration plus lente de l'eau en absence d'un dégagement d'air.

III.1.3. CALCUL DE LA PRESSION INTERNE ENGENDRÉE À L'INTÉRIEUR D'UN AGRÉGAT SPHÉRIQUE

Selon Or (1996) l'évaluation de la pression interne issue de l'humectation d'un agrégat sphérique dans l'eau peut être estimée à partir de la loi générale des gaz parfaits (loi de Boyle). Ainsi, pour un volume d'air V_0 initialement emprisonné sous une pression P_0 dans les pores d'un agrégat sphérique de rayon a , la pression P engendrée par l'humectation en eau peut être approximée par :

$$P = P_0 \frac{V_0}{V} \quad (3.45)$$

où V_0 et $V(t)$ sont tels que :

$$V_0 = \frac{4}{3} \pi a^3 f \quad (3.46)$$

$$V = \frac{4}{3} \pi (r)^3 f \quad (3.47)$$

et où f représente la porosité initiale de l'agrégat qui n'est autre que $f = \theta_s - \theta_i$.

En se basant sur ces dernières expressions, il ressort que suite à l'immersion des agrégats du sol dans l'eau, le volume d'air qui reste emprisonné à l'intérieur de la zone sèche non atteinte par l'eau augmente et contribue par conséquent à une augmentation de la pression interne. Or, dans la réalité, il a été souvent observé que suite à une immersion rapide des agrégats dans l'eau, une fraction de l'air initialement présente dans le volume

poral de l'agrégat peut s'échapper à l'extérieur et contribuera de ce fait à diminuer la pression régnant à l'intérieur de l'agrégat (Youngs et coll., 1994). L'analyse théorique d'un tel phénomène peut être effectuée en se basant sur les deux modèles proposés dans les sections précédentes qui ne reflètent que les cas extrêmes avec et sans échappement d'air. Cependant, si nous considérons qu'au cours de l'humectation de l'agrégat dans l'eau, une fraction de l'air initialement présente se dégage de façon discontinue (ce qui est le cas le plus fréquemment observé lors de notre expérimentation), l'approche théorique régissant un tel phénomène ne peut être que la combinaison dans le temps des deux modèles en tenant compte de la fréquence sous laquelle l'air est dégagé. Dans le cas contraire où nous supposons que la fraction d'air dégagé est relativement faible par rapport à l'infiltration cumulative, l'approche permettant de mieux modéliser ce processus peut être basée uniquement sur le modèle sans échappement d'air décrit plus haut en tenant compte de la fraction d'air échappée à chaque instant. Dans ce dernier cas, nous pouvons assister à un échappement d'air tout en ayant un potentiel pneumatique qui se crée au cours de l'avancement du front d'humectation.

Dans cette section, et afin de permettre une analyse plus ou moins globale des données expérimentales obtenues lors de l'immersion des agrégats sphériques dans l'eau, nous appliquerons les deux modèles ainsi développés pour chacun des agrégats testés tout en apportant une correction avec la fraction de l'air échappé déterminée expérimentalement. Ainsi, en se référant aux travaux de Concaret (1967), si nous supposons que le volume d'air V_e ayant pu s'échapper après chaque instant t , a été sous la pression atmosphérique P_0 , l'application de la loi de Boyle permet d'écrire :

$$P = P_0 \frac{V_0 - V_e}{V} \quad (3.48)$$

Le suivi en 2D (dans le plan) de la surface des agrégats au cours de leur humectation dans l'eau a montré que celle-ci augmente avec le temps d'humectation. Ce phénomène qui ne reflète que le processus du gonflement auquel sont sujets les agrégats de sol peut toutefois être pris en considération dans l'application des modèles décrits plus hauts aux

résultats expérimentaux. Ainsi, comme ce gonflement varie dans le temps, nous pouvons également apporter à chaque instant choisi une correction sur le rayon caractérisant le front d'humectation. Ainsi, si r_g représente le rayon de l'agrégat gonflé à un instant t donné, le rayon au front d'humectation déterminé par l'un des deux modèles décrit plus haut (avec et sans échappement d'air) sera corrigé (r_c) et peut de ce fait être exprimé par :

$$r_c = r_f + r_g - a \quad (3.49)$$

où a représente le rayon initial de l'agrégat avant son immersion dans l'eau.

Dans les 2 modèles, la pression régnant à l'intérieur de l'agrégat suite à l'avancement du front d'humectation après immersion rapide dans l'eau peut être déterminée à partir des équations 3.46 à 3.49 comme suit :

$$P(t) = P_0 \cdot \frac{\pi \cdot a^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f - V_e(t)}{\left[\pi \cdot (r_f(t, K_s, h_f, \alpha) + r_g(t) - a)^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f \right]} \quad (3.50)$$

La pression prédite par les deux modèles n'est autre que la pression relative par rapport à la pression atmosphérique. Elle est décrite par :

$$\begin{aligned} PPR(t) &= P(t) - P_0 \\ &= P_0 \cdot \frac{\pi \cdot a^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f - V_e(t)}{\left[\pi \cdot (r_f(t, K_s, h_f, \alpha) + r_g(t) - a)^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f \right]} - P_0 \end{aligned} \quad (3.51)$$

En tenant compte de la fraction d'air dégagé au cours de l'humectation des agrégats dans l'eau, le potentiel pneumatique établi ci-dessus par l'équation 3.36 dans le cas du 2^{ème} modèle sans échappement d'air et sur la base de l'équation 3.48 deviendra:

$$\begin{aligned} h_a &= P - P_0 \\ &= P_0 \left(\frac{V_0 - V_e - V}{V} \right) \end{aligned} \quad (3.52)$$

À partir des équations 3.46 et 3.47, le potentiel h_a s'exprimera alors par :

$$h_a = P_0 \left(\frac{\frac{4}{3} \pi a^3 f - \frac{4}{3} \pi r_f^3 f - V_e}{\frac{4}{3} \pi r_f^3 f} \right) \quad (3.53)$$

De plus, en prenant en considération la quantité d'air dégagée, l'infiltration cumulative "I" considérée dans les deux modèles décrits précédemment sera d'autant plus importante que le volume de l'air échappé soit plus grand. En effet, lorsque l'air se dégage de l'espace poral de l'agrégat, la pénétration de l'eau devient plus importante et l'infiltration sera de ce fait augmentée pratiquement de la même quantité d'air dégagé. En d'autres termes, l'équation 3.25 ci-dessus régissant l'infiltration de l'eau en fonction de l'avancement du front d'humectation peut être exprimée sous la forme :

$$4\pi a^2 I + V_e = \frac{4}{3} \pi a^3 f - \left(\frac{4}{3} \pi r_f^3 f - V_e \right) \quad (3.54)$$

qui se ramène à la même expression de l'équation 3.24 (Figure 3.4).

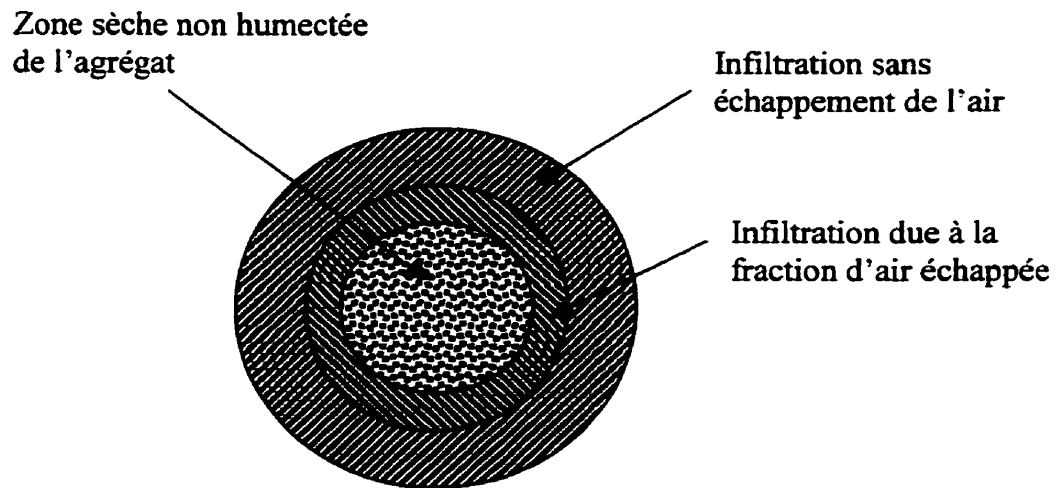


Figure 3.4 : Illustration de l'avancement du front d'humectation en présence d'une fraction d'air échappée.

À partir des équations 3.53 et 3.54, l'expression de potentiel pneumatique h_a devient alors:

$$\begin{aligned}
 h_a &= P_0 \frac{4\pi a^2 I - V_e}{\frac{4}{3}\pi a^3 f - 4\pi a^2 I} \\
 &= P_0 \frac{I - \frac{V_e}{4\pi a^2}}{\frac{af}{3} - I}
 \end{aligned} \tag{3.55}$$

Par comparaison à l'équation 3.37, nous remarquons bien qu'en prenant en considération la quantité d'air échappée au cours du processus d'humectation, le potentiel pneumatique se trouve modifié et de ce fait, toute augmentation du volume V_e se traduira par une diminution du potentiel de pression régnant à l'intérieur de l'agrégat.

Par ailleurs, en introduisant la fraction d'air dégagé dans l'expression du potentiel pneumatique, l'équation différentielle générale régissant l'infiltration de l'eau (éq. 3.35) ne peut pas être résolue analytiquement pour l'évaluation du nouveau rayon d'humectation ou de l'infiltration correspondante. Cependant, l'évaluation du potentiel pneumatique décrite par l'équation 3.53, permettra de mieux estimer la variation du potentiel de pression par rapport à la pression atmosphérique sans avoir recours à la résolution de l'équation globale tenant compte de l'infiltration corrigée en présence de l'air dégagé. En effet, dans cette équation (éq. 3.53), le rayon d'humectation r_f n'est autre que celui correspondant au cas où aucune fraction d'air échappée ne serait prise en considération.

En prenant en considération le gonflement, l'expression utilisée pour l'évaluation du potentiel pneumatique au front d'humectation (éq. 3.53) deviendra :

$$h_a = P_0 \left(\frac{\frac{4}{3} \pi a^3 f - \frac{4}{3} \pi r (r_f + r_g - a)^3 f - V_e}{\frac{4}{3} \pi r (r_f + r_g - a)^3 f} \right) \quad (3.56)$$

Enfin, à l'aide du Logiciel MathcadPlus, la comparaison des résultats expérimentaux de la pression intra-agrégat, et de celle estimée à l'aide des deux modèles permettra de déduire les valeurs de la conductivité hydraulique à saturation K_s , de la constante α et du potentiel matriciel h_f .

III.2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

Les deux modèles développés dans cette section seront appliqués aux données expérimentales obtenues sur les agrégats ayant fait l'objet d'étude au chapitre 2. Ces agrégats secs obtenus après 2 semaines d'incubation sur lesquels nous avons appliqué 6 traitements proviennent de deux sols de textures différentes à savoir un loam limono-argileux et un loam argileux. Ces traitements sont les mêmes que ceux étudiés au chapitre 2. Ils consistent en un témoin sol sans amendement et un amendement avec 3 doses de mélange de désencrage-secondaire (8, 16 et 24 Tonnes anhydres ha^{-1}), une dose de mélange primaire-secondaire 18 T ha^{-1} et une dose de 24 T ha^{-1} du compost sur une base sèche. Les plus importantes caractéristiques physico-chimiques de ces sols et de ces divers résidus papetiers sont rapportées au tableau 1.1 du chapitre 1.

III.3. DONNÉES INITIALES DES MODÈLES

À partir des modèles conceptuels décrivant l'évolution de la pression $P(t)$ dans un agrégat sphérique par l'équation 3.51, nous remarquons que l'évolution de la pression dépend de divers paramètres. Certains de ces paramètres ont déjà été mesurés expérimentalement et constituent ainsi les données initiales des modèles notamment le potentiel matriciel à la surface de l'agrégat (h_0), le rayon de l'agrégat (a) et sa porosité initiale (f), le rayon de l'agrégat après gonflement (r_g) et le volume d'air échappé (V_e) suite

à l'humectation rapide. La détermination de h_0 et de f était nécessaire puisque le rayon au front d'humectation r_f montré aux équations 3.32 et 3.43 dans les modèles avec et sans échappement d'air respectivement dépend de ces paramètres. Les autres paramètres soient la conductivité hydraulique à saturation (K_s), la perte de cette conductivité (α) et le potentiel matriciel au front d'humectation (h_f) sont estimés de façon empirique à l'aide de MathcadPlus.

Comme l'immersion des agrégats étudiés a été faite rapidement dans l'eau (maximum en une seconde) et ce, à un centimètre de profondeur, le potentiel matriciel à la surface de l'agrégat est $h_0 = 10\text{mm}$. Les diamètres moyens de tous les agrégats étudiés sont mesurés à l'aide d'un pied à coulisse afin d'obtenir les rayons (a) avant immersion dans l'eau, puis un rayon moyen a été calculé pour chaque traitement (Annexe 3). Les valeurs de la porosité initiale ($f = \theta_s - \theta_i$) ont été obtenues à l'aide des mesures de θ_i et θ_s représentant respectivement la teneur en eau volumique initiale et à saturation de l'agrégat (chapitre 2) pour chacun des traitements (Annexe 3). Pour évaluer le rayon de l'agrégat après gonflement, nous avons utilisé les données expérimentales sur le taux du gonflement rapportées au chapitre précédent. À partir donc de l'équation suivante 2.1 (chapitre 2), nous avons déterminé le taux de gonflement qui s'exprime comme suit :

$$t_g(t) = \frac{S(t) - S_0}{S_0} \times 100$$

$S(t) = \pi \cdot r_g(t)^2$: Surface de l'agrégat évaluée à l'instant t

$S_0 = \pi \cdot a^2$: Surface de l'agrégat avant l'immersion

où a représente le rayon de l'agrégat avant l'immersion et $r_g(t)$ le rayon correspondant après un instant (t) d'immersion.

Après l'examen de l'évolution de $t_g(t)$ en fonction du temps pour les différents agrégats testés, nous avons remarqué que ce taux de gonflement évolue selon une tendance

linéaire entre 0 et 8 secondes d'humectation dans l'eau. Ainsi, par régression linéaire, l'expression analytique correspondante a été déduite et est de la forme :

$$t_g(t) = \beta.t \quad (3.57)$$

avec β , le taux de gonflement par seconde.

À partir des équations 2.1 et 3.57, nous avons déduit le rayon de l'agrégat après chaque instant t donné suite au gonflement. Ce rayon est de la forme :

$$r_g(t) = a.\sqrt{1 + t_g(t)} = a.\sqrt{1 + \beta.t} \quad (3.58)$$

L'examen des données relatives aux quantités cumulatives d'air dégagé (QCA) entre l'instant zéro et huit secondes d'immersion a également montré une tendance linéaire en fonction du temps. Ainsi, par régression linéaire, la forme analytique de cette évolution est telle que :

$$QCA = \gamma.t = V_e(t) \quad (3.59)$$

où $V_e(t)$ représente le volume d'air ayant pu s'échapper après chaque instant t et γ , le taux d'air dégagé.

Enfin, P_0 exprimé dans l'équation 3.51 n'est autre que la pression atmosphérique.

III.4. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Dans le but d'estimer les différents facteurs régissant la pénétration de l'eau dans les agrégats des deux sols étudiés, une application théorique a été effectuée. Elle consiste à comparer l'évolution de la pression intra-agrégat enregistrée (PR) pour les divers agrégats

testés à celle prédite (PPR) par les deux modèles établis plus haut avec et sans échappement d'air (éq. 3.51). En prenant donc en considération l'évolution de la fraction d'air échappé et du gonflement obtenus expérimentalement au cours des huit premières secondes d'immersion, une estimation par MathcadPlus de la conductivité hydraulique à saturation K_s , du potentiel au front d'humectation h_f et de la constante de la perte de conductivité hydraulique α a été effectuée. Dans chaque cas étudié, l'estimation de ces derniers facteurs est réalisée par minimisation de la somme des carrés des écarts calculée entre la pression réelle enregistrée et celle prédite par chacun des deux modèles.

Sur les tableaux 3.1 et 3.2, nous donnons l'ensemble des résultats de la conductivité hydraulique à saturation K_s , de la constante de perte de cette conductivité α et du potentiel matriciel h_f évalués pour les deux sols et pour les différents traitements. Pour chaque sol, nous donnons séparément les résultats obtenus par le modèle 1 établi avec échappement d'air et les résultats obtenus par le modèle 2 sans échappement d'air. Sur les figures 3.5 à 3.8, nous montrons également l'évolution des différentes pressions réelles et prédites par les deux modèles développés.

D'après ces dernières figures, nous constatons que les 2 modèles décrivent bien l'évolution de la pression intra-agrégat suite à l'humectation rapide dans l'eau, en particulier le modèle 2 qui ne prévoit aucun échappement d'air. Dans ce dernier cas, nous nous approchons plus des conditions réelles puisque nous observons effectivement que l'échappement d'air suite à l'humectation des agrégats se fait de façon discontinue.

L'examen des trois paramètres estimés par les deux modèles (K_s , α et h_f), met bien en évidence une même tendance d'évolution avec l'application des résidus papetiers. En effet, pour les deux sols et avec les deux modèles testés, nous constatons une diminution de la conductivité hydraulique saturée K_s , une augmentation de la constante de la perte de cette conductivité α qui correspond donc à une diminution de la vitesse d'entrée d'eau et une augmentation du potentiel matriciel au front d'humectation h_f avec l'application des résidus

Tableau 3.1: Les valeurs de h_f , K_s et α évaluées par le modèle 1 et le modèle 2 pour les différentes applications de résidus au loam limono-argileux après 2 semaines d'incubation.

Traitements	Modèle 1			Modèle 2		
	h_f (mm)	K_s (mm s ⁻¹)	α (s ⁻¹)	h_f (mm)	K_s (mm s ⁻¹)	α (s ⁻¹)
Témoin	-311.12	2.16. 10 ⁻⁷	0.066	-436.45	2.04. 10 ⁻⁷	0.065
Des+II (8 T ha ⁻¹)	-236.25	1.70. 10 ⁻⁷	0.067	-349.12	1.62. 10 ⁻⁷	0.081
Des+II (16 T ha ⁻¹)	-220.76	1.47. 10 ⁻⁷	0.077	-311.39	1.43. 10 ⁻⁷	0.088
Des+II (24 T ha ⁻¹)	-130.11	6.50. 10 ⁻⁸	0.215	-189.61	5.93. 10 ⁻⁸	0.241
I+II (18 T ha ⁻¹)	-138.63	1.09. 10 ⁻⁷	0.178	-220.44	9.47. 10 ⁻⁸	0.198
Compost (24 T ha ⁻¹)	-228.46	1.53. 10 ⁻⁷	0.074	-318.16	1.49. 10 ⁻⁷	0.084

Tableau 3.2: Les valeurs de h_f , K_s et α évaluées par le modèle 1 et le modèle 2 pour les différentes applications de résidus au loam argileux après 2 semaines d'incubation.

Traitements	Modèle 1			Modèle 2		
	h_f (mm)	K_s (mm s ⁻¹)	α (s ⁻¹)	h_f (mm)	K_s (mm s ⁻¹)	α (s ⁻¹)
Témoin	-271.68	3.52. 10 ⁻⁷	0.03	-390.50	3.50. 10 ⁻⁷	0.03
Des+II (8 T ha ⁻¹)	-238.47	3.38. 10 ⁻⁷	0.046	-358.09	3.32. 10 ⁻⁷	0.049
Des+II (16 T ha ⁻¹)	-149.44	2.79. 10 ⁻⁷	0.190	-263.46	2.40. 10 ⁻⁷	0.210
Des+II (24 T ha ⁻¹)	-107.76	2.40. 10 ⁻⁷	0.300	-210.75	1.90. 10 ⁻⁷	0.330
I+II (18 T ha ⁻¹)	-119.78	2.74. 10 ⁻⁷	0.340	-232.40	1.98. 10 ⁻⁷	0.320
Compost (24 T ha ⁻¹)	-144.14	3.30. 10 ⁻⁷	0.140	-300.05	2.42. 10 ⁻⁷	0.170

K_s : la conductivité hydraulique saturée

h_f : potentiel matriciel au front d'humectation

α : constante correspondante à la perte de conductivité

Des+II : mélange désencrage-secondaire

I+II : mélange primaire-secondaire

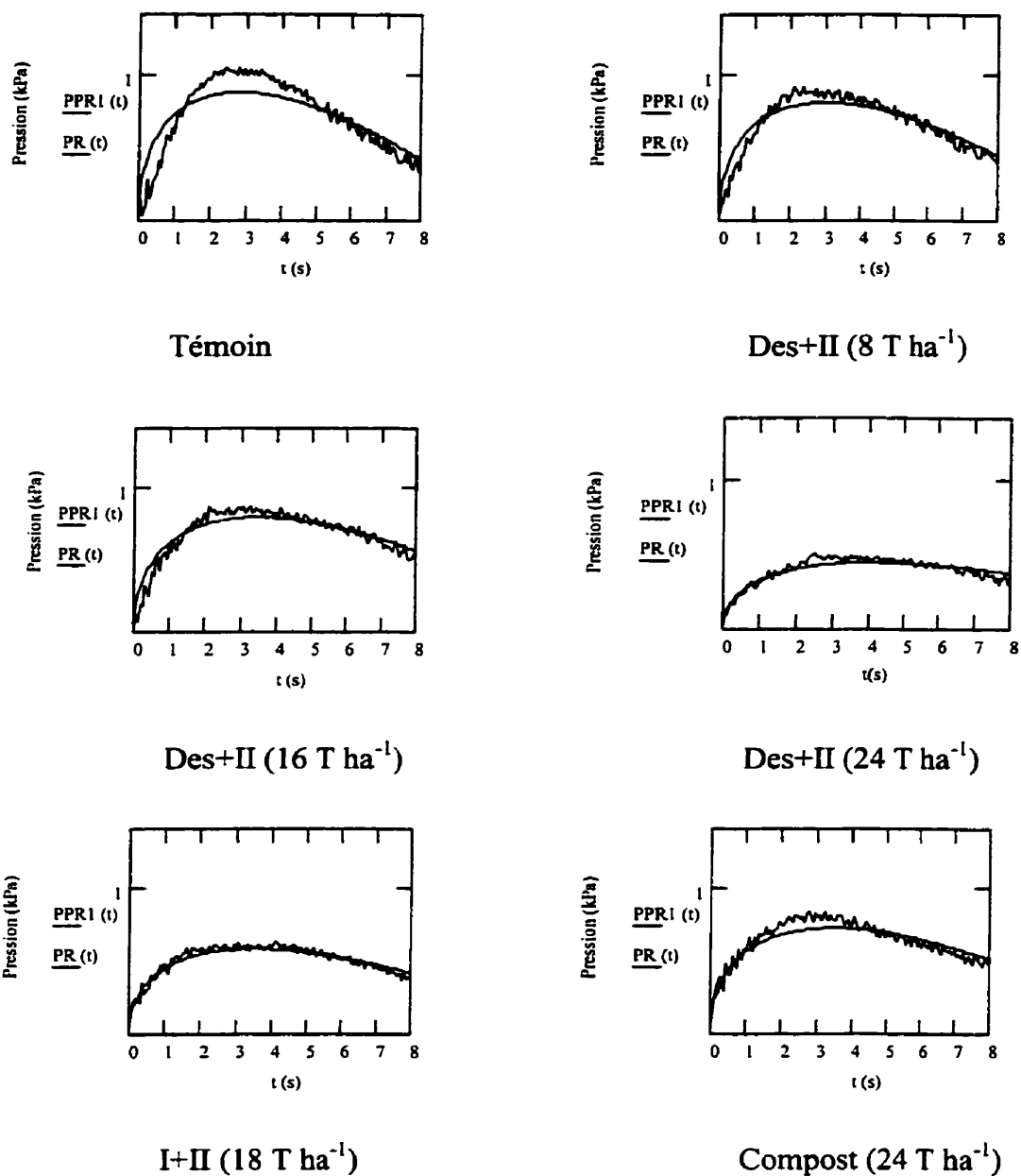


Figure 3.5: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 1 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam limono-argileux. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

La courbe en ligne continue représente la pression prédite (PPR1) par le modèle 1 avec échappement d'air. La courbe en oscillation représente la pression réelle (PR) enregistrée à l'intérieur de l'agréat.

Des+II : mélange désencrage-secondaire

I+II : mélange primaire-secondaire

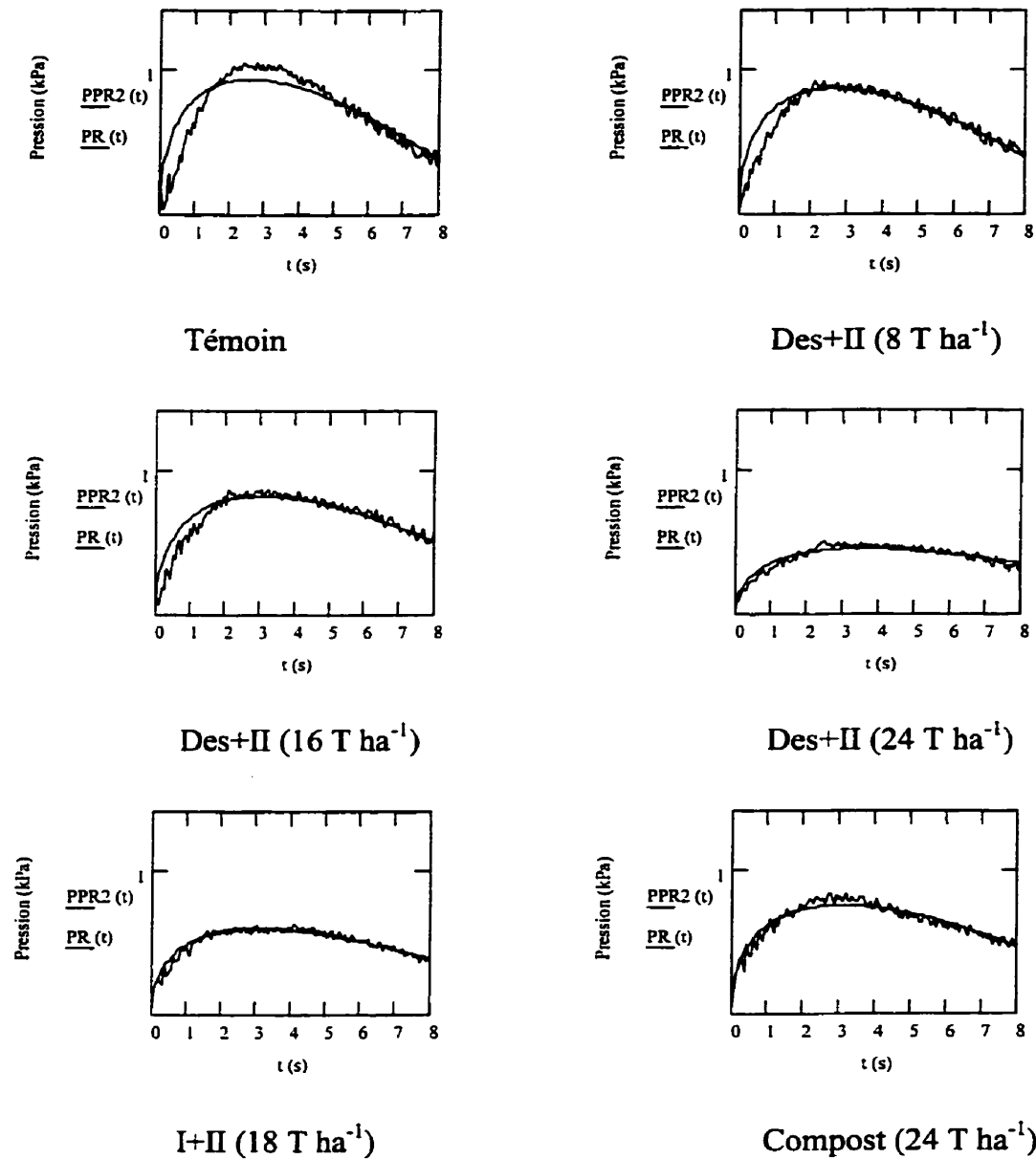


Figure 3.6: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 2 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam limono-argileux. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

La courbe en ligne continue représente la pression prédite (PPR2) par le modèle 2 sans échappement d'air. La courbe en oscillation représente la pression réelle (PR) enregistrée à l'intérieur de l'agréat.

Des+II : mélange désencrage-secondaire

I+II : mélange primaire-secondaire

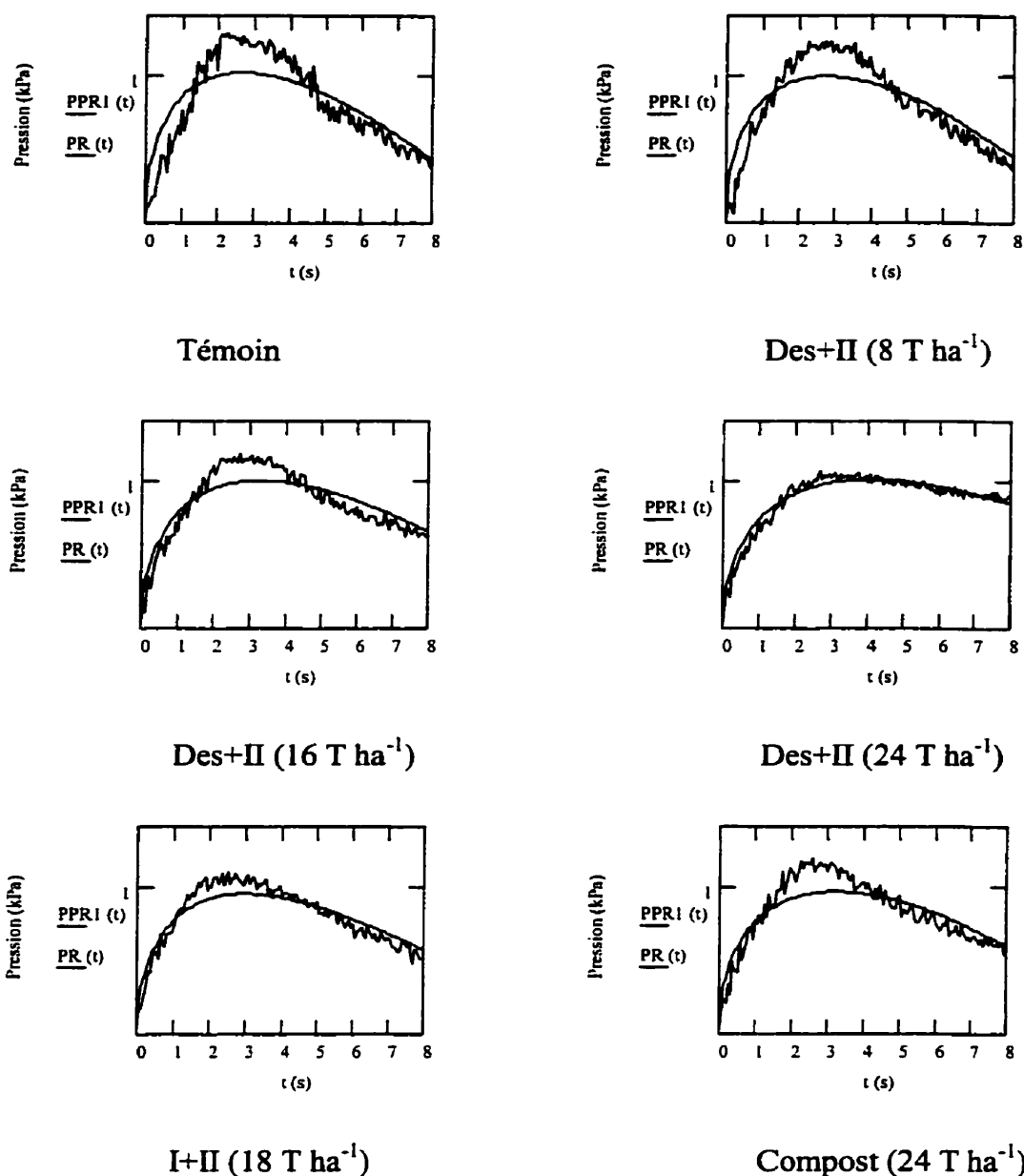


Figure 3.7: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 1 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam argileux. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

La courbe en ligne continue représente la pression prédite (PPR1) par le modèle 1 avec échappement d'air. La courbe en oscillation représente la pression réelle (PR) enregistrée à l'intérieur de l'agrégat.

Des+II : mélange désencrage-secondaire

I+II : mélange primaire-secondaire

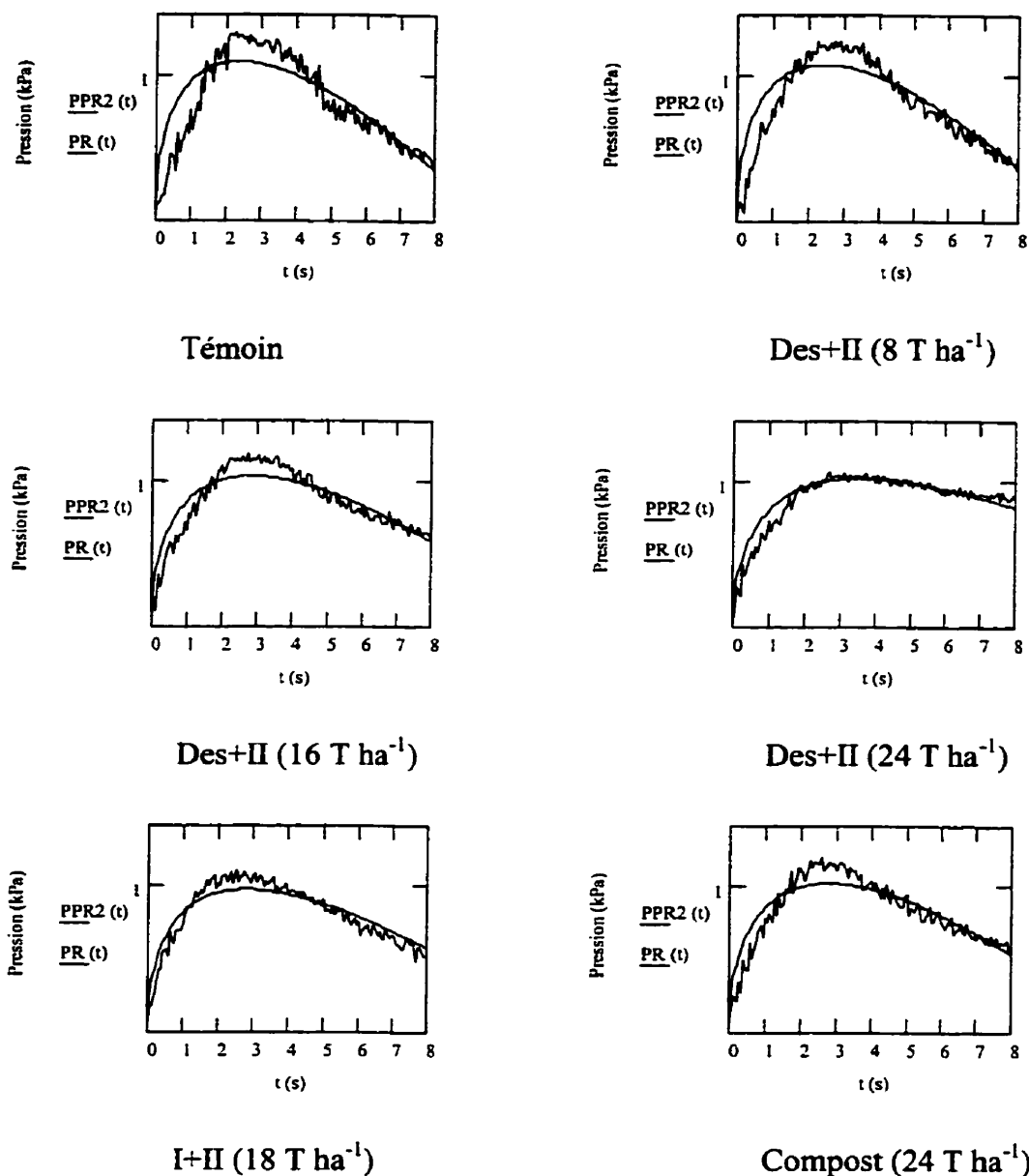


Figure 3.8: Évolution temporelle de la pression intra-agrégat enregistrée et prédite par le modèle 2 à différentes applications de résidus après 2 semaines d'incubation pour le loam argileux. Les données présentées sont la moyenne de 3 répétitions.

La courbe en ligne continue représente la pression prédite (PPR2) par le modèle 2 sans échappement d'air. La courbe en oscillation représente la pression réelle (PR) enregistrée à l'intérieur de l'agrégat.

Des+II : mélange désencrage-secondaire

I+II : mélange primaire-secondaire

par rapport au témoin sol sans amendement. Ces observations peuvent être en accord avec l'effet de la matière organique hydrophobe qui réduit l'entrée d'eau en diminuant la force de succion de l'eau par le sol (Sullivan, 1990) et/ou de l'obstruction des pores par la matière organique ou par les bulles d'air (Sullivan, 1990; Caron, 1996).

Cependant, la réduction de la force de succion de l'eau par le sol (augmentation de h_f) est en général attribuable à une diminution de la mouillabilité de ce sol (augmentation de l'hydrophobie) (Sullivan, 1990; Musy et Soutter, 1991; Hillel, 1998). Par ailleurs, les résultats des essais de mouillabilité obtenus antérieurement au chapitre 2 après humectation des agrégats dans l'eau et dans une solution d'agent mouillant ont révélé que l'hydrophobie d'une part, ne peut pas être citée comme élément responsable de la diminution d'entrée d'eau au sein de l'agrégat pour le loam limono-argileux et d'autre part, a un effet mineur pour le loam argileux. En plus, les patrons d'évolution de la pression interne des agrégats immergés dans l'eau sont également similaires à ceux après humectation rapide dans une solution d'agent mouillant pour les 2 sols étudiés. Dans ce cas, cette diminution de la force de succion de l'eau par le loam limono-argileux suite à l'apport des amendements organiques pourrait s'expliquer par l'augmentation de la rugosité de l'espace poral affectant ainsi le rayon et l'angle de contact apparent entre la matrice du sol et l'eau (Caron et Zaher, 1999). Comme l'évolution de h_f suite à l'apport des amendements par le loam argileux ressemble à celle du loam limono-argileux (Tableaux 3.1 et 3.2) où l'effet de l'hydrophobie s'est avéré absent, cela suppose que probablement la diminution de rayon apparent et l'augmentation de l'angle de contact apparent, indiquant un changement apparent de mouillabilité, est causée plus par l'augmentation de la rugosité du système poral que par son hydrophobie pour le loam argileux. Il serait donc très utile que les recherches futures soient menées sur l'effet de la rugosité en relation avec la mouillabilité des sols.

Nous remarquons également que les niveaux atteints par le potentiel matriciel h_f au modèle 2 sont plus faibles que dans le cas du modèle 1 et ce, pour les 2 sols (Tableaux 3.1 et 3.2). Cette différence observée résulte en particulier de l'effet additionnel du potentiel pneumatique introduit dans la formulation théorique du modèle 2 sans échappement d'air,

qui exerce une certaine résistance à l'entrée d'eau, résultant en une augmentation de la force de capillarité causant l'appel d'eau.

En ce qui concerne la diminution de la conductivité hydraulique saturée K_s , après apport de matière organique sous forme de résidus papetiers aux 2 sols, elle peut être expliquée aussi bien par l'obstruction des pores que par l'augmentation de leur rugosité. Dans les deux situations, la vitesse d'entrée d'eau sera ralentie entraînant ainsi de faibles augmentations de pressions intra-agrégats. Dans ce contexte, nous rapportons que les données expérimentales recueillies lors des mesures directes de la pression intra-agrégat à l'aide du capteur de haute sensibilité et des quantités d'air échappé évaluées par l'analyseur d'image (chapitre 2), montrent bien qu'avec l'apport des amendements organiques, les fractions d'air dégagé et les niveaux maximums de la pression intra-agrégat diminuent. Cela confirme donc que les basses pressions engendrées dans les agrégats amendés sont dues plutôt à des avancements plus faibles du front d'humectation qu'à l'augmentation de l'échappement de l'air.

En plus, suite aux résultats obtenus à la deuxième partie de cette étude (Tableaux 2.38 et 2.39 du chapitre 2) sur la relation entre la pression et les diverses fractions carbonées dosées (chapitre 1), nous nous apercevons que les évolutions des fractions glucidiques et lipidiques suivent le sens inverse de celles de la pression. En d'autres termes, les niveaux les plus faibles de pression sont observés dans les cas où les teneurs de ces sols en ces fractions sont les plus élevées. Comme nous venons également de mentionner plus haut, l'hydrophobie ne peut pas être évoquée comme élément principal ayant pu affecter la vitesse de pénétration d'eau dans notre étude. La diminution de l'entrée de l'eau au sein de l'agregat suite à l'apport des amendements organiques ne peut donc être que le résultat d'une ou de plusieurs conditions : l'occlusion des pores (Caron, 1996) et/ou l'augmentation de la rugosité des surfaces porales (Caron et Zaher, 1999) par la matière organique. Ces conditions peuvent favoriser également l'emprisonnement d'air puisque nous avons noté au chapitre 2, une diminution d'échappement d'air suite à l'humectation rapide des agrégats amendés.

En ce qui a trait à la perte de conductivité hydraulique saturée, α , nous constatons qu'elle augmente avec l'apport des résidus papetiers (Tableaux 3.1 et 3.2). Cette perte de conductivité suppose qu'il y a la présence d'un obstacle qui entrave l'avancement du front d'humectation lorsque le front avance vers le centre de l'agrégat. Conjointement à ces constatations, nous soulignons les résultats obtenus au chapitre 2 qui montrent bien que le taux de gonflement des agrégats a diminué avec l'apport de la matière organique. Cette réduction ne peut donc être expliquée par un gonflement accru puisque, au contraire, celui-ci décroît avec l'apport de matière organique. Cette décroissance peut être attribuée à une occlusion plus grande du réseau poral lorsque l'eau progresse vers le centre. L'hypothèse plausible est que la matière organique est un nucleus d'agrégation. Ce qui renforce bien nos explications sur le mode d'action de la matière organique dans le ralentissement de l'entrée d'eau et par conséquent sur la protection des agrégats contre les effets de stress occasionnés par l'entrée d'eau.

Les deux modèles développés peuvent constituer un outil intéressant pour l'explication des mécanismes d'action de la matière organique sur la stabilité structurale du sol. Il ressort donc que l'occupation du réseau poral par les diverses fractions carbonées (fractions glucidiques et lipidiques) ralentit la vitesse d'entrée d'eau et ce, soit en obstruant complètement le pore soit partiellement en induisant une certaine rugosité à cet espace poral. Cette réduction de la vitesse d'entrée d'eau permet d'expliquer donc les pressions faibles enregistrées à l'intérieur des agrégats amendés et leur meilleure stabilité comparativement au sol sans amendement. Ces résultats mettent bien en évidence donc la relation entre la vitesse d'entrée d'eau et l'état de stabilité des sols.

Quant à l'effet des différents types d'amendements papetiers utilisés dans cette étude sur l'évolution des paramètres estimés par les deux modèles (Tableaux 3.1 et 3.2), nous constatons qu'avec l'application du mélange désencrage-secondaire et primaire-secondaire, les valeurs du potentiel au front d'humectation h_f , de la conductivité hydraulique saturée K_s et de la perte de conductivité hydraulique α enregistrées sont voisines mais supérieures à celles obtenues pour des agrégats amendés en compost. Cela suggère que ces

deux traitements aient une action protectrice plus marquée sur la stabilité du sol comparativement au compost. Ce type de comportement est bien en accord avec les résultats obtenus dans les différents chapitres précédents de cette étude.

En conclusion, les divers résultats des 3 chapitres nous permettent de proposer un schéma (Figure 3.9) résumant les diverses interrelations entre la matière organique et la stabilité structurale, où la matière organique et l'emprisonnement d'air créent l'occlusion porale, changent la rugosité de surface et réduisent les élévations de pression enregistrée suite à l'immersion.

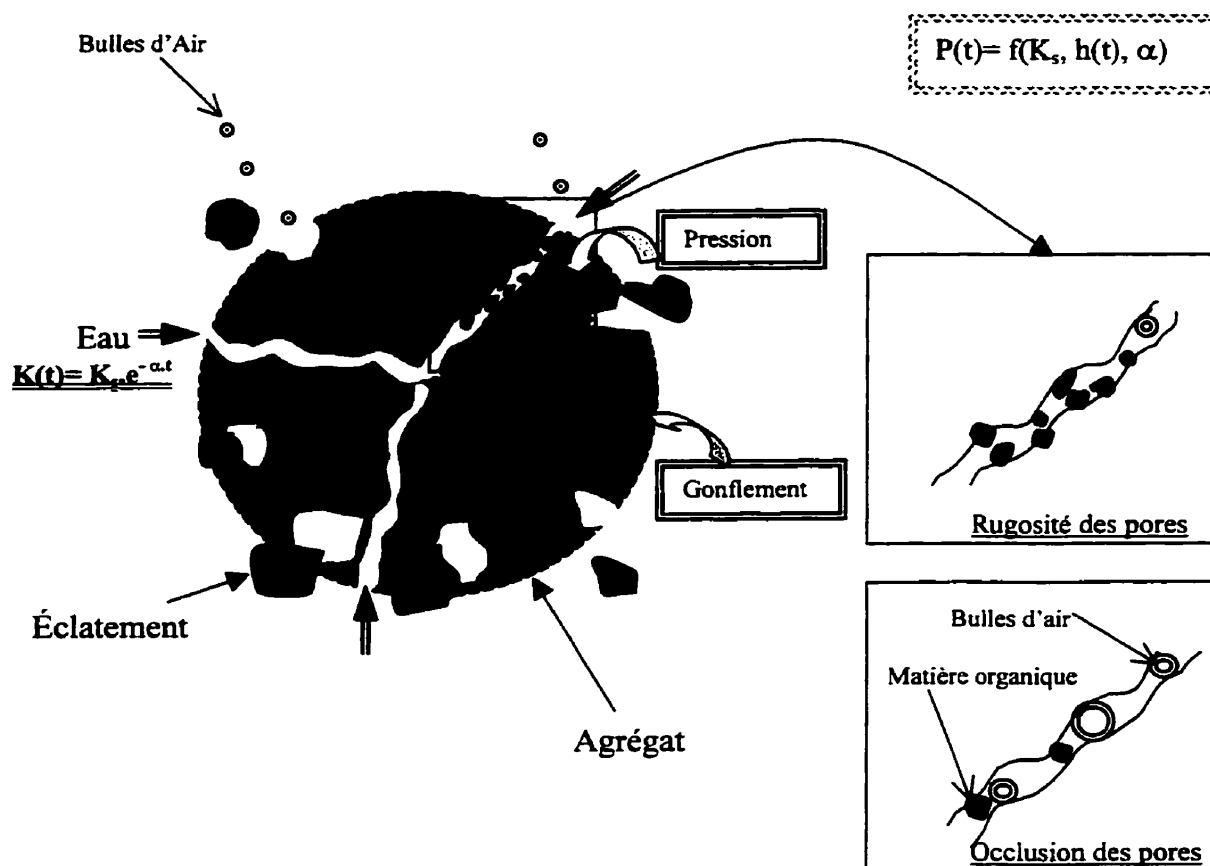


Figure 3.9 : Schéma de principaux facteurs et propriétés régissant la stabilité des agrégats en contact avec l'eau. Les facteurs correspondent aux rectangles doubles. Le soulignement simple représente les propriétés du sol affectées par la matière organique et le soulignement double représente les paramètres affectant la pression.

$P(t)$: pression intra-agrégat

K_s : conductivité hydraulique saturée

$h(t)$: potentiel au front d'humectation

α : perte de conductivité hydraulique

III.5. CONCLUSIONS

L'approche développée dans cette partie par les 2 modèles avec et sans échappement d'air a permis une quantification des mécanismes de dégradation de la structure et de l'action de la matière organique dans l'atténuation de la désagrégation. Le modèle 2, qui prend en considération le potentiel pneumatique dans l'évaluation du potentiel au front d'humectation, a donné une meilleure approximation avec les données réelles sur l'évolution de la pression intra-agrégat et donc une bonne simulation des conditions réelles décrivant le processus d'humectation dans des agrégats sphériques

Les paramètres estimés par les deux modèles, soient le potentiel au front d'humectation h_f , la conductivité hydraulique saturée K_s et la constante de perte de cette conductivité α ont donné la même évolution suite à l'apport de matière organique et ce pour le loam limono-argileux et le loam argileux. Cette dernière a entraîné d'une part, une augmentation du h_f et de α et d'autre part, une diminution de K_s . Une telle évolution confirme que l'action de la matière organique sur l'agrégation se manifeste par son effet sur le ralentissement de l'entrée d'eau au sein de l'agrégat. Les deux mécanismes plausibles de l'intervention de la matière organique dans la réduction de la vitesse d'entrée d'eau sont l'occlusion et l'augmentation de la rugosité de l'espace poral par les fractions carbonées. Les résultats obtenus par les 2 modèles confèrent également un rôle mineur aux effets hydrophobes.

Tableau 3.3: Symboles et unités.

Symbole	Désignation	Unité
a	Rayon initial de l'agrégat	[m]
f	Porosité initiale de l'agrégat	[m ³ m ⁻³]
h ₀	Potentiel matriciel à la surface de l'agrégat	[m]
h _a	Potentiel pneumatique	[m]
h _f	Potentiel matriciel au front d'humectation	[m]
h _g	Potentiel matriciel global	[m]
H	Potentiel de pression	[m]
i(t)	Flux d'eau	[m s ⁻¹]
I(t)	Infiltration cumulative d'eau	[m]
K, K(h), K(θ), K(t)	Conductivité hydraulique	[m s ⁻¹]
K _s	Conductivité hydraulique à saturation	[m s ⁻¹]
L _s	Conductance en coordonnées sphériques	[s ⁻¹]
L _r	Conductance en coordonnées sphériques par unité de surface	[s ⁻¹ m ⁻²]
L _x	Conductance unidirectionnelle	[s ⁻¹]
P	Pression	[Pa]
P ₀	Pression atmosphérique	[Pa]
q	Densité de flux ou flux	[m s ⁻¹]
Q	Débit total	[m ³ s ⁻¹]
r	Rayon	[m]
r _c	Rayon corrigé au front d'humectation	[m]
r _f	Rayon au front d'humectation	[m]
r _g	Rayon de l'agrégat gonflé	[m]
S	Surface	[m ²]

Tableau 3.3: Symboles et unités (suite).

Symbole	Désignation	Unité
S_0	Surface initiale	$[m^2]$
t	Temps	$[s]$
t_g	Taux de gonflement	$[m^2 m^{-2}]$
V	Volume	$[m^3]$
V_0	Volume initial	$[m^3]$
V_e	Volume d'air échappé	$[m^3]$
PPR	Pression prédite	$[Pa]$
PR	Pression enregistrée	$[Pa]$
QCA	Volume d'air échappé	$[m^3]$
θ	Teneur en eau volumique	$[m^3 H_2O m^{-3} sol]$
θ_i	Teneur en eau volumique initiale	$[m^3 H_2O m^{-3} sol]$
θ_s	Teneur en eau volumique à saturation	$[m^3 H_2O m^{-3} sol]$
α	Constante de la perte de conductivité hydraulique	$[s^{-1}]$
β	Taux de gonflement par seconde	$[s^{-1}]$
γ	Taux d'air dégagé	$[m^3 s^{-1}]$

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Brakensiek, D. L. 1979. Comments on empirical equations for some soil hydraulic properties by Roger B. Clapp and George M. Homberger. *Water Resources Res.* 15(4) : 989-990.

Brakensiek, D. L., and Onstad, C. A. 1977. Parameter estimation of the Green and Ampt infiltration equation. *Water Resources Res.* 13(6) : 1009-1012.

Caron, J. 1996. Describing pressure buildup within aggregates following immersion: a model. In 3rd Eastern Canada Soil Structure Workshop. Caron, J., Angers, D. A., and Topp, G. C. (eds.), 21 et 22 août, Merrickville, Ontario, Canada: 59-73.

Caron, J., Reid, E., and Trépanier, L. 1998. Pression interne et éclatement suite à l'humectation : influence des antécédents cultureux. *Symposium international de science du sol*, Montpellier, France.

Caron, J., and Zaher, H. 1999. On mechanisms of aggregate stabilisation during rapid wetting. In 4th Eastern Canada Soil Structure Workshop, 23-25 Août, Leamington, Ontario, Canada.

Chong, S. K., Green, R. E., and Ahuja, L. R. 1982. Infiltration prediction based on estimation of Green-Ampt wetting front pressure head from measurements of soil water redistribution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46 : 235-239.

Concaret, J. 1967. Étude des mécanismes de la destruction des agrégats de terre au contact des solutions aqueuses. *Ann. Agron.* 18 (1): 90-144.

Green, W. H., and Ampt, G. A. 1911. Studies on soil physics : I. Flow of air and water through soils. *J. Agric. Sci.* 4 : 1-24.

Hillel, D., 1998. *Environmental soil physics*. San Diego (ed.), CA, Toronto, Academic Press. 771pp.

Kunze, R. J. and Shayya, W. H. 1993. Assessing the validity of the Philip's two term equation in downward infiltration and capillary rise. *Transactions of the ASAE* 34(5) : 2047-2051.

Le Bissonnais, Y. 1989. Analyse des processus de microfissuration des agrégats à l'humectation. *Science du Sol* 27: 187-199.

Maple V, 1996. Release 4, Student edition for windows, Waterloo Maple Software and University of Waterloo. USA.

Mathsoft Corporation, 1995. MathcadPlus Release 6.0, Professional edition, Mathsoft Corporation, Waterloo Maple Software, Cambridge, MA, USA.

Musy, A., and Soutter, M. 1991. Physique du Sol. Publié dans: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, 335pp.

Neuman, S. P. 1976. Wetting front pressure head in the infiltration model of Green and Ampt. Water Resources Res. 12 (3) : 564-566.

Or, D. 1996. Wetting induced soil structural changes : the theory of liquid phase sintering. Water Resources Res. 2(10) : 3041-3049.

Quirk, J. P., and Williams, G. B. 1974. The disposition of organic materials in relation to stable aggregation. In Trans. Int. Congr. Soil Sci. 10th. Voronin, A. D. et coll. (eds.). Inst. Pochvovedeniya y Agrokhimii, Moscow: 165-173.

Sullivan, L. A. 1990. Soil organic matter, air encapsulation and water stable aggregation. J. of Soil Sci. 41: 529-534.

Youngs, E. G., Harrison, P. B., and Garnett, R.S. 1994. Water uptake by aggregates. Eur. J. Soil Sci. 45 : 127-134.

***CONCLUSION
GÉNÉRALE***

Les résultats de cette étude ont montré que les résidus papetiers améliorent la stabilité des sols étudiés et ce, tant à l'échelle de la macro-agrégation (augmentation des agrégats humides et des agrégats secs stables > 1 mm sous tamisage à l'eau et diminution de l'éclatement des agrégats suite à leur humectation rapide) que de la micro-agrégation (diminution de la dispersion d'argile < 2 μ m). L'effet de ces amendements sur la stabilité est très marqué après 2 semaines d'incubation et persiste jusqu'à 24 semaines.

Suite à l'application de ces amendements organiques, nous avons remarqué que le pic d'évolution du carbone minéralisé précède celui des agrégats stables. Cependant, l'apparition de pic de stabilité coïncide avec la date de celle des sucres neutres, des sucres uroniques et des lipides. Cet effet positif sur la stabilité apparaît de nature biologique car l'accumulation des diverses fractions carbonées est notée suite à l'apparition du pic de la décomposition de ces amendements. Cet effet bénéfique est restreint pour le loam sableux comparativement au loam limono-argileux et au loam argileux. Quant à l'effet du type d'amendement, les deux mélanges commerciaux de résidus papetiers utilisés ont montré des effets significativement supérieurs sur l'ensemble des paramètres physico-biochimiques étudiés, à ceux avec une dose similaire de compost.

Des mesures quantitatives et simultanées de la pression, de la matière perdue par éclatement, du gonflement et de l'air dégagé suite à une immersion rapide des agrégats dans l'eau et dans une solution d'agent mouillant ont montré que le processus d'éclatement est très rapide. Il se manifeste sur la couche superficielle de l'agrégat et dans les huit premières secondes d'humectation rapide. Ce mécanisme d'éclatement est relié à deux facteurs à savoir la pression intra-agrégat et le gonflement. L'intensité de ces deux facteurs diminue avec l'apport de matière organique.

Une relation étroite est relevée entre les divers indices de stabilité (macro et micro-agrégation) et les différentes fractions glucidiques et lipidiques. L'intervention de ces fractions carbonées dans la stabilité de l'agrégat apparaît à travers leur amélioration de la

cohésion et leur participation dans la diminution d'entrée d'eau. Cette diminution d'entrée d'eau n'est pas apparue reliée à l'hydrophobie. En effet, les essais de mouillabilité et le suivi de l'évolution de la pression et du gonflement au sein d'agrégats humectés dans l'eau et dans une solution d'agent mouillant ont révélé que l'effet de l'hydrophobie était absent du loam limono-argileux et mineur dans le loam argileux.

Le ralentissement de l'entrée d'eau suite à l'application des amendements a plutôt été attribué à l'occlusion du système poral puisque les réductions d'élévation de pression sont notées même dans les traitements n'influençant pas l'humectation globale de l'agrégat. Les corrélations avec la pression atteinte, toutes aussi élevées pour les fractions glucidiques que pour les fractions lipidiques supportent cette conclusion.

Les deux modèles conceptuels développés en trois dimensions et appliqués aux données expérimentales confirment le rôle mineur des effets hydrophobes sur la diminution d'entrée d'eau pour le loam argileux. Les mécanismes à travers lesquels la matière organique ralentit l'entrée d'eau au sein de l'agrégat apparaissent encore ici liés davantage à l'occlusion et à l'augmentation de la rugosité de l'espace poral par les fractions carbonées et les corps microbiens et ce, pour les 2 sols.

ANNEXES

L'annexe 1 est un chapitre qui traite l'aspect de la dynamique du carbone et de l'azote durant la décomposition des mêmes types d'amendements, sous forme de résidus papetiers, étudiés aux divers chapitres de ce travail de recherche.

Pour garder la cohérence entre les diverses parties de cette thèse, nous étions amenés à porter ce chapitre en annexe du fait qu'il présente des éléments très pertinents pour l'explication des diverses sections de notre étude.

Annexe 1

SUIVI DE LA DYNAMIQUE DU CARBONE ET DE L'AZOTE SUITE À UN APPORT DE RÉSIDUS PAPETIERS

INTRODUCTION

Au Québec, des diminutions importantes du taux de matière organique sur des sols en monoculture ou sous courtes rotations, par rapport au niveau des sols sous prairie, ont été observées (Tabi et coll., 1990) à cause de l'industrialisation des pratiques agricoles. Les apports d'amendements organiques sont par conséquent souhaitables afin d'augmenter le contenu en matière organique et de diminuer certains problèmes de dégradation de ces sols. En considérant ces aspects, l'utilisation d'une source de matière organique disponible en grande quantité comme les résidus papetiers s'avère très intéressante. Actuellement, l'enfouissement de ces résidus est la technique privilégiée par les manufacturiers au Québec à cause de la disponibilité des sites et du faible coût de ce mode de gestion. Cependant, la sensibilisation accrue du public pour la protection de l'environnement accentue les pressions pour la valorisation de cette source de matière organique (Daigneault, 1995). D'après les analyses effectuées à l'Université Laval-Québec, ces résidus ne présentent pas de contamination problématique. En effet, ils contiennent de 10 à 270 fois moins de métaux lourds et 100 fois moins de biphényles polychlorés que les résidus issus des usines d'épuration des eaux municipales (Beauchamp, 1993). Toutefois, leur utilisation en milieu agricole peut entraîner une immobilisation de l'azote du sol du fait qu'ils sont riches en carbone et pauvres en azote (un rapport C/N élevé). Afin d'éviter un tel problème, un réajustement de l'azote supplémentaire à apporter est nécessaire, mais il ne doit pas induire une contamination de la nappe phréatique par les nitrates.

Les processus impliqués dans la décomposition des amendements organiques (minéralisation du carbone, minéralisation/immobilisation de l'azote) reposent sur l'activité microbienne. Cette dernière est une fonction d'une part de la qualité du substrat telle sa composition chimique carbonée et sa teneur en éléments nutritifs et d'autre part des

conditions environnementales soient la température et l'humidité (Berg et Agren, 1984; Polglase et coll., 1992).

Pour prédire la quantité d'azote à apporter et connaître la période d'application de ces résidus, il est donc primordial de connaître leur cinétique de décomposition pour une meilleure utilisation de ces matériaux. Dans ce sens, une étude a été menée pour déterminer les effets des résidus papetiers sur la dynamique de minéralisation du carbone (respiration) et les transformations d'azote (minéralisation et immobilisation) dans un sol incubé sous les conditions contrôlées. Cette étude s'inscrit dans le cadre d'un vaste programme de recherche sur l'évaluation agronomique de divers types de résidus issus de l'usine de Daishowa Inc. située à Québec. Elle a pour objectifs de :

- Étudier la dynamique du carbone et de l'azote de trois types de mélange de résidus papetiers (résidus primaire-secondaire, désencrage-secondaire et compost) avec et sans ajustement du ratio C/N.
- déterminer le taux de minéralisation du carbone et d'immobilisation/minéralisation de l'azote du mélange désencrage-secondaire à des températures et des humidités fixées à des fins de gestion.

I.1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Trois types de mélange de résidus primaires (I), secondaires (II), désencrage (Des) et un compost de l'usine de pâte et papier Daishowa, ont été incorporés à un loam sableux de la série l'Atrée à St-Pierre, de l'île d'Orléans. Les traitements appliqués incluent l'ajout d'un mélange de boues de désencrage-secondaire, un mélange de boues primaire-secondaire et un compost de désencrage.

Pour le premier mélange soit désencrage-secondaire, nous avons utilisé trois doses à savoir 8, 16 et 24 T/ha en terme de poids sec avec des proportions de 80 % en désencrage et 20 % en résidus secondaires. Ces proportions de boues désencrage et secondaires sont déterminées sur la base de la production moyenne de ces deux résidus en provenance des usines à papetier de Daishowa inc. Pour le second mélange (primaire-secondaire), les doses ont été choisies afin d'avoir la même quantité de carbone apportée au sol que celle du

mélange désencrage-secondaire soient 6, 12 et 18 tonnes anhydres par hectare et ce, en respectant toujours les mêmes rapports de 80 % pour le primaire et 20 % pour secondaire et ce, afin de comparer la minéralisation de carbone et d'azote du mélange primaire-secondaire à celui de désencrage-secondaire. Pour le compost, la dose utilisée dans cette incubation est la même que celle appliquée au champ, soit 24T/ha.

Les teneurs en phosphore (superphosphate triple 0-46-0) et en potassium (muriate de potassium 0-0-60) ont été ajustées pour tous les mélanges de façon à avoir un rapport C/P et C/K égal à celui du sol (60 et 130 respectivement) (Mustin, 1987). Pour ce qui est de la fertilisation azotée (nitrate d'ammonium 34-0-0), elle n'a pas été apportée pour certains échantillons alors que pour d'autres, le rapport C/N des résidus a été ajusté à 30 (Mustin, 1987).

L'étude de la minéralisation de l'azote et du carbone a été effectuée simultanément durant une incubation prolongée d'échantillons du sol (loam sableux) frais de 100 g sur une base sèche. Le sol prélevé de l'horizon superficiel (0-20 cm) est préalablement tamisé à 6 mm puis amendé avec les trois mélanges de résidus pour être incubé dans des contenants fermés hermétiquement de 500 ml. Les principales caractéristiques chimiques du sol et des résidus sont consignées au tableau 1.1 où la texture est déterminé par la méthode de l'hydromètre (Day, 1965), le pH est mesuré dans une solution sol /eau distillée avec un ratio 1 :1. La détermination du carbone organique a été faite par la méthode de Walkley et Black (Nelson et Sommers, 1982) et celle de l'azote total par la méthode de micro-Kjeldahl (Bremner et Mulvaney, 1982). Pour l'extraction du phosphore et du potassium totaux dans le cas des résidus papetiers, nous avons procédé par une pré-digestion à l'acide nitrique puis une digestion à l'acide perchlorique et dans le cas du sol par une digestion avec un mélange de l'acide nitrique et de l'acide perchlorique (Barnhisel et Bertsh, 1982). La détermination des teneurs en phosphore total a été faite par colorimétrie et celles en potassium total à l'aide de la spectrophotométrie par émission de la flamme. Les extractions des sucres neutres et des sucres uroniques ont été effectuées par hydrolyse à l'acide sulfurique dilué 0.5M. Quant à la détermination des sucres neutres a été réalisée selon la méthode de

Tableau 1.1: Analyse physico-chimique des trois sols et des différents résidus papetiers.

Propriétés	Résidus papetiers				Sols		
	primaire	secondaire	désencrage	Compost	Loam sableux	Loam argileux	Loam limono-argileux
Sable (g/100g)					71.8	29.8	8.8
Limon (g/100g)					13.3	42.9	51.8
Argile (g/100g)					14.8	27.3	39.4
C. org. (g/100g)	56.2	30.7	40.4	29.2	2.8	2.15	3.7
Azote total (g/100g)	0.22	0.94	0.13	0.33	0.17	0.23	0.3
C/N	255.5	32.6	310.8	88.5	16.5	9.4	12.3
Sucres neutres (mg/kg)	72 947	117 686	63 982	22 352			
Sucres uroniques (mg/kg)	47 731	25 025	29 978	5 979			
lipides (mg/kg)	10 241	26 028	21 234	7 708			
PH	5.6	6.6	8	7.9	5.6	5.8	6.8
phosphore total (mg/kg)	779	2440	79	2169	1463	688	774
potassium total (mg/kg)	275	1795	300	2835	4935	10985	11490

C/N (Désencrage-secondaire) : 128/1

C/N (primaire-secondaire) : 137/1

C/N (Compost) : 89/1

Cheshire (1979) et celles des sucres uroniques par la méthode colorimétrique de Blumenkrantz et Asboe-Hansen (1973). Les lipides totaux ont été également analysés et ce, selon la méthode de Bligh et Dyer (1959).

L'incubation des sols a duré 24 semaines et la cinétique de la minéralisation a été suivie dans le temps avec un pas de 0, 2, 4, 8, 12, 16, 20 et 24 semaines. Durant toute cette durée d'incubation, l'aération et l'humidité des contenants ont été suivies périodiquement.

Pour déterminer l'effet de la dose et la nature de amendements sur la vitesse de décomposition, des mélanges de sol et de types trois de résidus ont été incubés à une température de 20 °C et l'humidité est maintenue à la capacité au champ ($H_{cc} = 19 \text{ g}/100\text{g}$). Ces résidus consistent, comme cité précédemment, en trois niveaux d'application de mélanges de désencrage-secondaire (8, 16 et 24 T/ha), de mélange primaire-secondaire (6, 12 et 18 T/ha) et une dose élevée de compost (24 T/ha). L'étude de l'effet de la dose sur la cinétique de décomposition a été également menée dans les deux cas avec et sans ajustement du ratio C/N de ces résidus.

Puisque le mélange désencrage-secondaire est celui qui est le plus susceptible d'être produit par les industriels, nous avons examiné parallèlement l'effet de la température sur la cinétique de la minéralisation d'une seule dose de ce mélange (16 T/ha). L'évolution de la dynamique de minéralisation de ce résidu a été suivie sous milieu contrôlé à deux températures différentes le long de 24 semaines qui sont représentatives de la moyenne des normales saisonnières printanières ou automnales et estivales de la région de l'île d'Orléans au Québec, soient 10 °C et 20 °C respectivement.

Conjointement, l'effet du facteur humidité a été estimé en reproduisant l'expérience présentée pour la dose de 16 T/ha du mélange désencrage-secondaire ci-dessus mais en conservant la température de 20 °C et en soumettant les échantillons à deux teneurs en eau soit l'humidité à la capacité au champ ($H_{cc} = 19 \text{ g}/100\text{g}$) et celle au point de flétrissement permanent ($H_p F_p = 15 \text{ g}/100\text{g}$).

Le dispositif expérimental adopté pour cette étude est le bloc aléatoire complet avec trois répétitions pour chaque traitement. Au total, nous avons 736 échantillons pour étudier l'effet de la dose des résidus appliqués, de la température et de l'humidité et ceci simultanément sur la minéralisation du carbone et l'immobilisation/minéralisation de l'azote pendant 24 semaines d'incubation. La détermination de l'action de la dose a été effectuée sur un nombre total de seize traitements à savoir 3 doses de mélange de désencrage-secondaire (8, 16 et 24 T/ha), 3 doses de mélange de primaire-secondaire (6, 12 et 18T/ha) et une dose de 24T/ha du compost, dans chacun des cas avec et sans ajustement d'azote, ainsi qu'un témoin sans sol et un témoin sans amendement. Quant à l'effet de la température et de l'humidité sur la dynamique de carbone et de l'azote suite à l'amendement avec du désencrage-secondaire, l'étude a été menée sous 2 températures (10 °C et 20°C) et sous 2 humidités ($H_p F_p$ et H_{cc}) avec 4 traitements : un témoin sans sol, un témoin sans amendement, une dose de 16T/ha de désencrage-secondaire sans ajustement de C/N et une dose de 16T/ha de désencrage-secondaire avec un ratio C/N ajusté à 30.

I.1.1. LA MINÉRALISATION DU CARBONE

Selon la méthode de Stotzky (1965), des collecteurs du CO_2 dégagé sont placés dans les bouteilles du sol amendé en résidus, du sol témoin sans amendement ainsi que dans des bouteilles sans sol pour permettre de mesurer la part de CO_2 due à l'atmosphère.

La quantité du CO_2 est déterminée par le dosage de l'excès de NaOH dans les collecteurs, après précipitation des carbonates par le chlorure de baryum (BaCl_2). La titration est effectuée à l'aide de l'acide chlorhydrique.

I.1.2. LA MINÉRALISATION DE L'AZOTE

A chacun des huit points de la cinétique de la minéralisation, les contenants du sol ont été sacrifiés afin de déterminer l'azote inorganique.

Les concentrations en ion ammonium et en ion nitrate des échantillons ont été déterminées par extraction au KCl 2N en les agitant pendant une heure. La solution a ensuite été filtrée. Dans un premier temps, une aliquote du filtrat fut distillée après y avoir ajouté du MgO. Le distillat a été récupéré dans l'acide borique et titré avec de l'acide sulfurique pour en déterminer la teneur en ammonium (NH_4^+). Dans une deuxième étape, la même aliquote de filtrat fut distillée de nouveau après y avoir ajouté de l'acide sulfamique et de l'alliage Devarda. Le distillat a été ensuite récupéré et titré de la même façon pour en déterminer la teneur en nitrate (NO_3^-) (Keeney et Neison, 1982).

I.2. ANALYSES STATISTIQUES

À chacune des dates d'incubation, le carbone et l'azote minéralisés ont été analysés selon un bloc aléatoire complet et les comparaisons entre les moyennes des traitements ont été effectuées selon le test de la plus petite différence significative (ppds) au seuil de 5% (SAS, Institute 1996 version 6.12 pour Windows).

I.3. RÉSULTATS ET DISCUSSION

I.3.1 EFFET DE LA DOSE

I.3.1.1 LA MINÉRALISATION DU CARBONE

En postulant que l'addition des résidus ne cause aucun "effet primaire" sur la décomposition de la matière organique indigène du sol (Stevenson, 1986), la différence entre la quantité de C minéralisé dans le sol amendé en résidus et celle dans le témoin est considérée comme représentative de la quantité du carbone de substrat minéralisé (Clark et Gilmour, 1983).

Les courbes cumulées de minéralisation du carbone organique des différentes doses de mélange de résidus incubés à la capacité au champ et à 20°C en fonction du temps dans les deux cas sans et avec ajustement du rapport C/N sont présentées aux figures 1.1 et 1.2. La quantité de carbone minéralisé durant 24 semaines d'incubation pour le témoin est de 1398 mg C kg⁻¹ de sol, ce qui représente 5% du C organique total. Par ailleurs pour les échantillons amendés par les différents mélanges de résidus sans et avec ajustement de C/N, cette quantité varie entre 3900 et 1700 mg C kg⁻¹, représentant ainsi une minéralisation de 75 à 11 % du carbone de substrat ajouté.

Le suivi de la minéralisation du carbone dans le temps a montré que durant les 24 semaines d'incubation, la quantité de carbone minéralisé augmentait linéairement avec la dose pour les deux types de mélanges de résidus étudiés, soient le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire. En effet, les valeurs les plus élevées du carbone enregistré sont notées pour les fortes doses des deux mélanges de résidus soient 24T/ha pour le désencrage-secondaire et 18T/ha pour le primaire-secondaire, montrant ainsi les taux d'activité microbienne les plus élevés et ceci pour les deux cas avec et sans ajustement du rapport C/N (Figures 1.1 et 1.2).

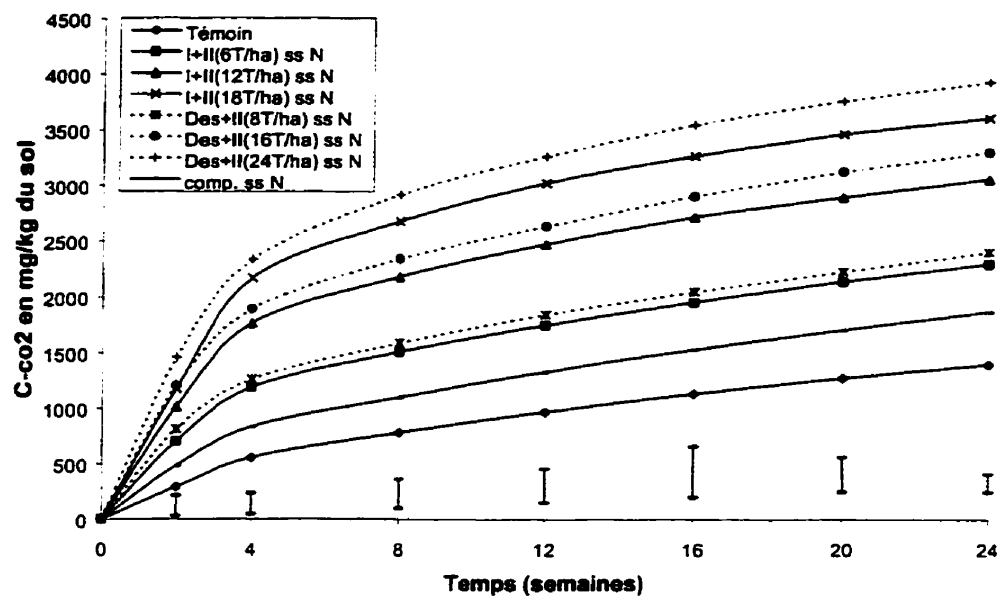


Figure 1.1: Minéralisation du carbone organique pendant 24 semaines d'incubation sans addition d'azote minérale. Chaque valeur est la moyenne de trois répétitions. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

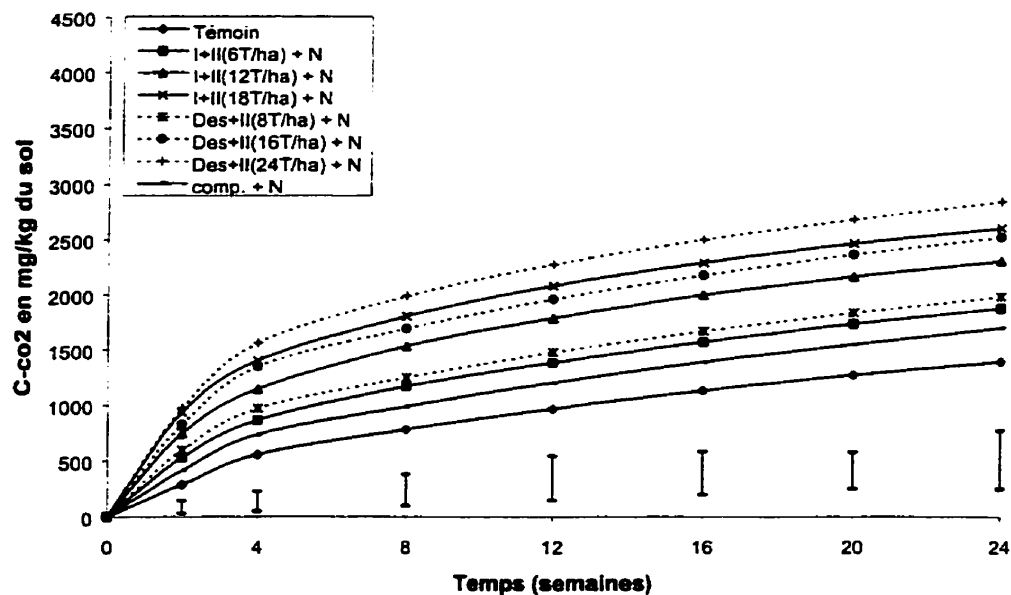


Figure 1.2: Minéralisation du carbone organique pendant 24 semaines d'incubation après addition d'azote minérale. Chaque valeur est la moyenne de trois répétitions. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

Cependant après 24 semaines d'incubation, les pourcentages les plus élevés de carbone minéralisé par rapport à la quantité de carbone apportée par les résidus sont observés avec les doses les plus faibles (Figures 1.3 et 1.4). En effet, les échantillons amendés de 8T/ha du mélange désencrage-secondaire et de 6T/ha du primaire-secondaire et dont le rapport C/N n'a pas été ajusté, ont perdu 75 et 67% du carbone de substrat sous forme de CO₂ respectivement (Figure 1.3). Tandis qu'avec les doses les plus élevées de ces mélanges, nous avons obtenu une minéralisation de 63 et 55% du carbone des résidus ajouté (Figure 1.3). Cette diminution dans le taux de décomposition suite à des apports élevés en résidus papetiers peut être due à la capacité de la biomasse microbienne du sol à décomposer le carbone contenu dans ces types d'amendements à cause de la non disponibilité temporaire des éléments nutritifs dans le milieu. Les mêmes résultats ont été rapportés par les travaux de Chantigny et coll. (2000) qui ont constaté que la boue de désencrage se décompose plus lentement avec des taux d'application élevés en ces résidus. En outre, pour les échantillons de sol amendés avec les différentes doses du mélange désencrage-secondaire nous avons noté des pourcentages élevés de carbone minéralisé par rapport à ceux avec le mélange primaire-secondaire apportant la même quantité du carbone,. Cela suggère que le mélange désencrage-secondaire dispose de plus de matériaux disponibles à la biodégradation comparativement au mélange primaire-secondaire. Toutefois, cette différence entre chacun des 3 niveaux de doses pour ces 2 mélanges précités apportant la même quantité de carbone, n'est pas significative et ceci durant toute la période de l'incubation (Figures 1.3 et 1.4).

Pour ce qui est des traitements dont leur rapport C/N a été ajusté par un apport d'azote minéral, les mêmes constatations ont été observées pour les pourcentages du carbone minéralisé en fonction de la dose des résidus. Cependant, les taux de carbone minéralisé pour les doses faibles de 8T/ha pour le désencrage-secondaire et de 6T/ha pour le primaire- secondaire sont de 44 et 36% respectivement et sont inférieurs à ceux observés

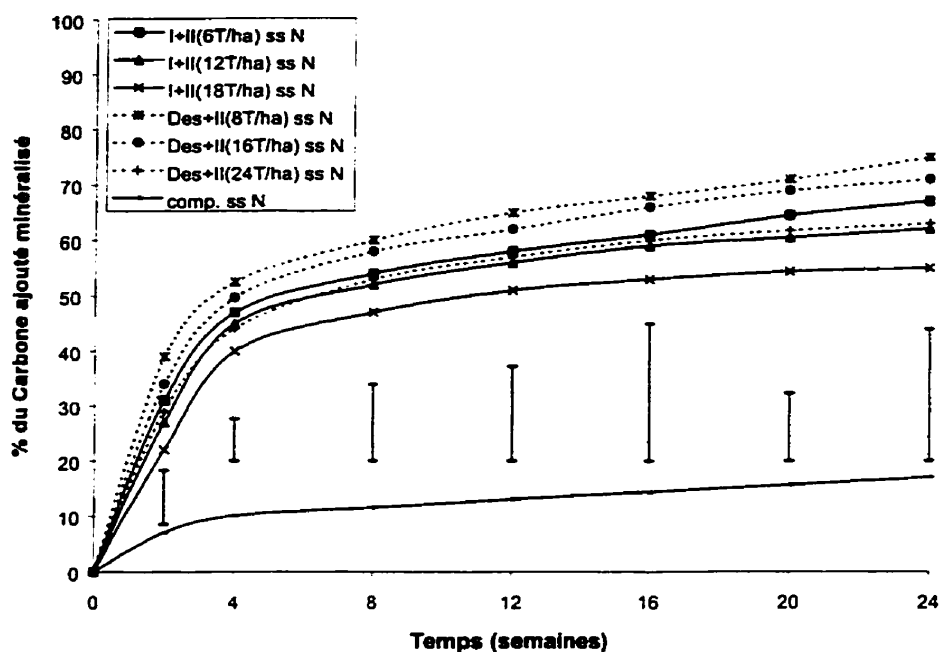


Figure 1.3: Minéralisation du carbone des échantillons amendés en résidus sans ajustement du rapport C/N (corrigée pour la respiration du témoin). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

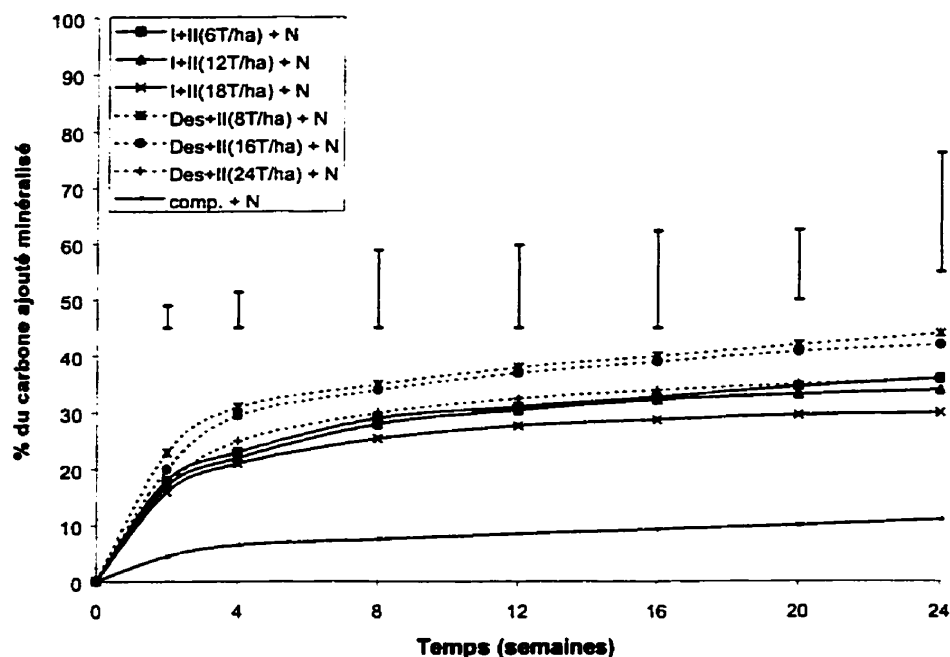


Figure 1.4: Minéralisation du carbone des échantillons amendés en résidus après addition de l'azote minérale (corrigée pour la respiration du témoin). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

pour les échantillons à C/N non ajusté (Figures 1.3 et 1.4). Ces mêmes résultats ont été énoncés par les travaux de Zibilske (1987) et Honeycutt et coll. (1988) qui ont montré que l'apport de résidus papetiers à C/N élevé comme amendements organiques au sol entraîne une augmentation de la minéralisation de carbone. Ces derniers auteurs ont rapporté que cette élévation dans l'évolution du carbone dans le cas d'un apport de ces amendements organiques à C/N élevé entraîne une forte activité microbienne à cause d'une forte disponibilité du matériel énergétique, et de ce fait c'est ce qui participe à la diminution du ratio C/N.

Certains aspects qui limitent la décomposition des résidus ne sont pas facilement clairs à partir du carbone total minéralisé. Cependant, les résultats exprimés en terme du carbone minéralisé (moins le carbone minéralisé du témoin) divisé par le carbone apporté par les résidus montrent bien les différences entre les traitements (Figures 1.3 et 1.4). En effet, ces données décèlent une diminution de l'efficacité de turnover quand la dose de résidus augmente. Cette réduction est mise en évidence pour les deux cas avec et sans apport d'azote exogène. La comparaison de l'efficacité de turnover à la fin de l'incubation entre les traitements dans le cas de C/N non ajusté (Figure 1.3), montre une diminution de 12% entre la dose la plus élevée et la plus faible et ceci pour les deux mélanges de résidus à savoir 24T/ha et 8T/ha pour le mélange désencrage-secondaire ainsi entre les doses de 18T/ha et 6T/ha pour le mélange primaire-secondaire respectivement. Par ailleurs, lorsque le rapport C/N est ajusté (Figure 1.4), une réduction faible dans l'efficacité est apparente entre les doses à savoir 8 et 6% pour le mélange désencrage-secondaire et primaire-secondaire respectivement.

Cet effet inhibiteur sur la respiration du sol, causé par l'augmentation de la dose de l'amendement en résidus papetiers ne peut pas être attribué aux métaux lourds contenus dans les résidus. En effet, d'après les analyses faites à l'université Laval, les teneurs des résidus en métaux sont inférieures aux seuils toxiques élaborés par le MENVIQ. Aussi, cet effet ne peut pas être attribué à une déficience en phosphore ou en potassium car ces éléments ont été ajoutés au sol au début de l'incubation. Comme les travaux de Hunt (1977) et de Huntjens et coll. (1981) ont montré que le potentiel de minéralisation du substrat est

inversement proportionnel à sa teneur en lignine, la réduction de la décomposition des résidus papetiers pourrait de ce fait être liée à leur contenu en lignine car cette dernière y est présente en grandes quantités (Fierro, 1998).

Les courbes cumulées de minéralisation du carbone organique présentent en général deux phases (Figures 1.1 et 1.2) :

Une première phase qui s'étale de 1 à 4 semaines se caractérisant par une diminution accrue de la vitesse de minéralisation du carbone. En effet, l'examen des courbes de variation de la vitesse (dC/dt) en fonction du temps de l'incubation (Figures 1.5 et 1.6) révèle que la vitesse de minéralisation passe de 585 mg/kg.sem après la deuxième semaine à 304 mg/kg.sem pendant la quatrième semaine pour la dose élevée de 24 T/ha du mélange désencrage-secondaire. Cependant, pour la faible dose de 8T/ha de ce mélange, la diminution de la vitesse de minéralisation du carbone est relativement moins accentuée passant de 262 à 90 mg/kg.sem durant les quatre premières semaines. Les mêmes remarques peuvent être valables pour le mélange primaire-secondaire où nous avons observé que pour la dose élevée, la vitesse de minéralisation est de 444 à la deuxième semaine et de 363 mg/kg.sem à la quatrième semaine. Par ailleurs, pour la dose de 6T/ha, il y a une diminution de la vitesse de la minéralisation passant de 208 à la deuxième semaine pour atteindre une valeur de 107 mg/kg.sem à la quatrième semaine. Cette phase caractérisée par une minéralisation rapide du carbone, peut être due à la présence de la cellulose et l'hémicellulose qui sont des fraction dominantes des résidus papetiers (Fierro, 1998). En effet, la décomposition rapide de la cellulose est probablement due au fait que les fibres de bois de résidus sont courtes et fortement humides. Elles sont ainsi plus vulnérables à l'attaque microbienne. Dans ce contexte, nous signalons l'étude d'Angers et Recous (1997) qui a montré que la décomposition augmente avec la diminution de la taille des particules et l'accroissement de la surface spécifique des résidus.

Durant cette première phase, nous remarquons que l'effet de la dose est très significatif sur la vitesse de minéralisation du carbone et ceci dans les 2 cas sans et avec ajustement du rapport C/N (Figures 1.5 et 1.6). Nous notons également qu'avec l'apport de la même

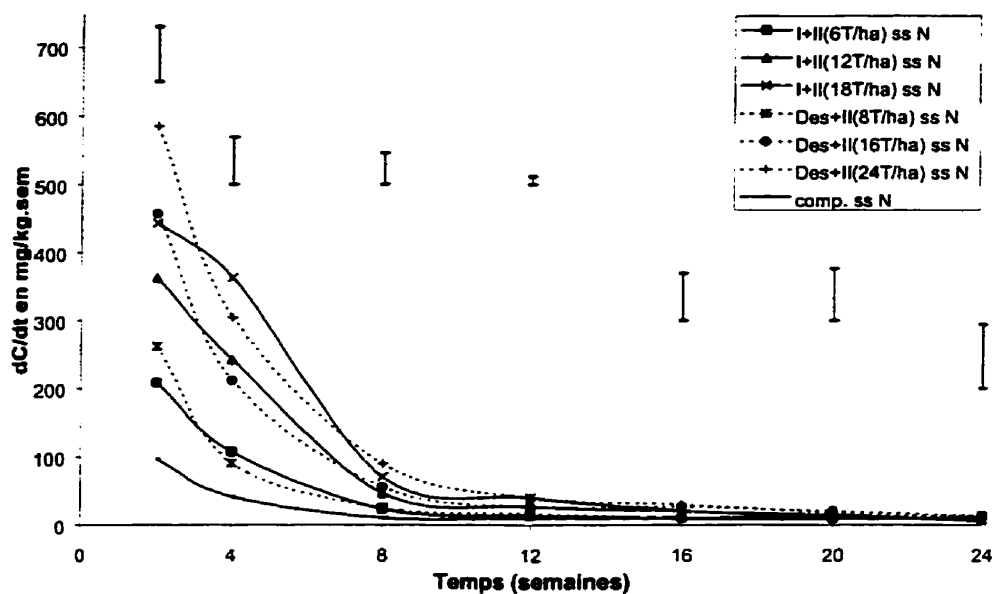


Figure 1.5: Évolution de la vitesse de minéralisation du carbone organique des résidus sans ajout d'azote minérale pendant 24 semaines d'incubation. (valeurs corrigées par rapport au témoin). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

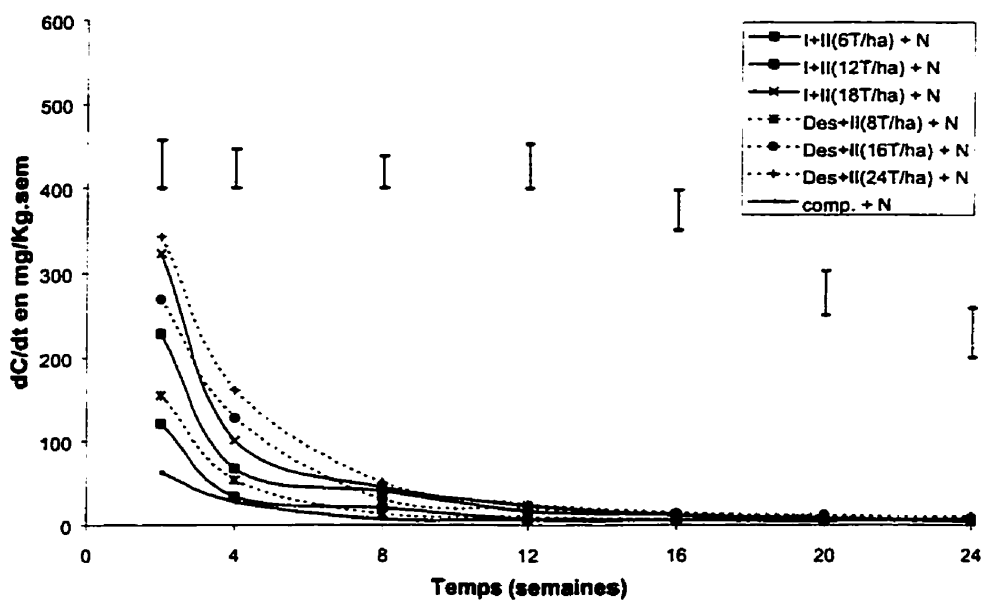


Figure 1.6: Évolution de la vitesse de minéralisation du carbone organique des résidus avec ajout d'azote minérale pendant 24 semaines d'incubation. (valeurs corrigées par rapport au témoin). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

quantité de carbone, il n'y a pas de différences significatives entre les vitesses de minéralisation du carbone contenue dans les 2 types de mélanges soient le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire (Figures 1.5 et 1.6). Cependant, cette vitesse est plus élevée pour le premier mélange pré-cité par rapport à celui de I+II et ainsi nous pouvons expliquer par conséquent les valeurs enregistrées de carbone cumulé pour ces 2 types de résidus (Figures 1.1 et 1.2). Par ailleurs, l'apport de compost a enregistré la vitesse de minéralisation du carbone la plus faible et dont la valeur est significativement inférieure à celles des 2 autres mélanges de résidus étudiés. Cette vitesse faible de minéralisation du carbone contenue dans ce type d'amendement peut être expliquée par le fait que la majorité du carbone facilement décomposable a été perdue pendant le compostage.

Concernant la deuxième phase de la minéralisation du carbone qui s'étale de 4 à 24 semaines, nous avons en général observé un ralentissement considérable de la minéralisation de C qui se traduit par une diminution graduelle de la vitesse de minéralisation (Figures 1.5 et 1.6). D'ailleurs, nous notons qu'il n'y a pas d'effet de traitement sur la vitesse de la minéralisation du carbone tout au long de cette deuxième phase.

Cette décomposition de résidus papetiers qui suit une cinétique biphasique suggère qu'ils puissent contenir différents pools de substrat. Un pool avec du carbone facilement dégradable et un autre constitué de substrat moins facilement disponible. Les mêmes constatations ont été signalées par les travaux de Honeycutt et coll. (1988) et Zibilske (1987, 1997) sur les mêmes types de substrat.

I.3.1.2. LA MINÉRALISATION DE L'AZOTE

L'examen des courbes cumulées de la minéralisation de l'azote organique (Figures 1.7 et 1.8) montre que la quantité d'azote minéralisée pendant 24 semaines pour le témoin

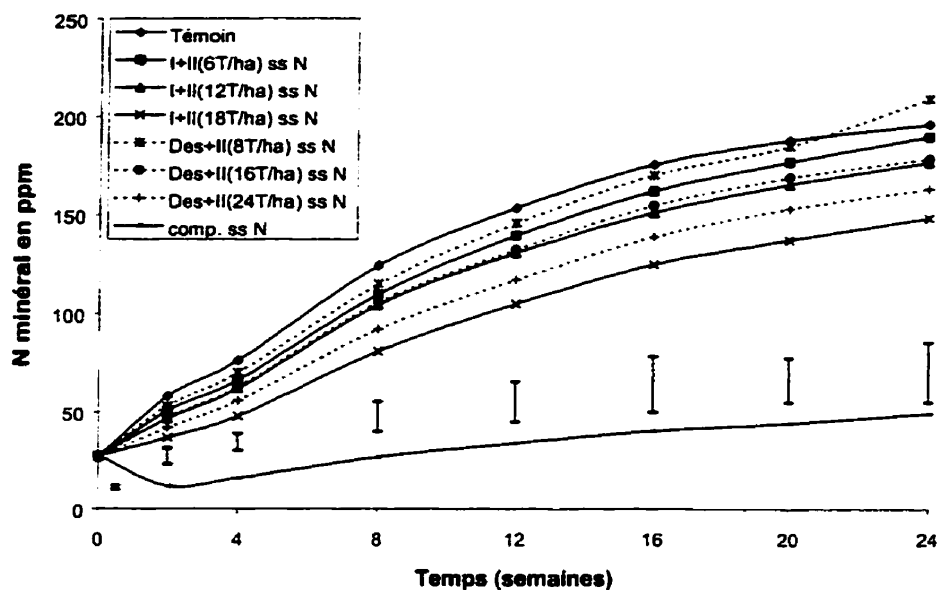


Figure 1.7: Minéralisation de l'azote organique sans ajout d'azote minéral pendant les 24 semaines d'incubation. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

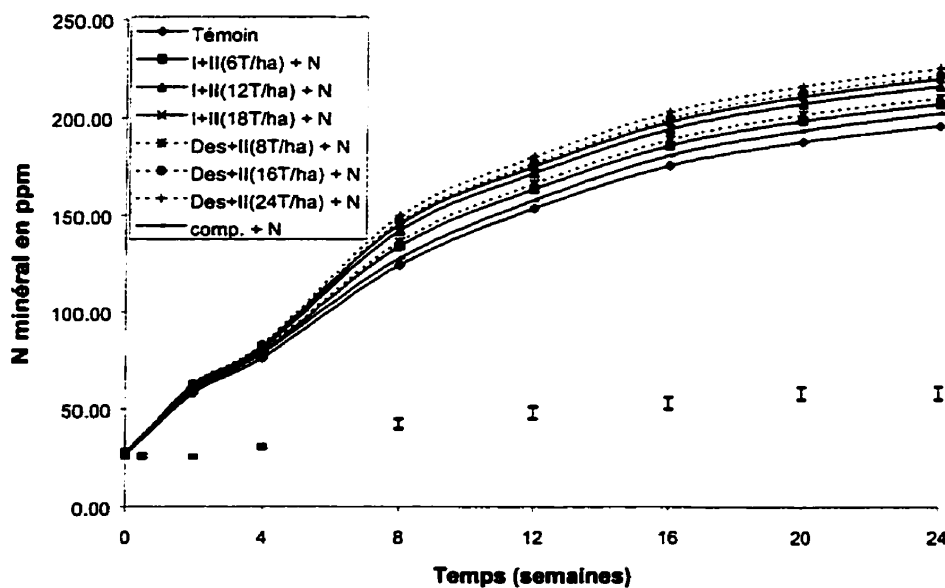


Figure 1.8: Minéralisation de l'azote organique après addition d'azote minéral pendant les 24 semaines d'incubation. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

(sol sans amendement) est de 196 mg kg^{-1} du sol, ce qui constitue 11.5 % de l'azote total du sol.

Concernant les échantillons amendés en résidus sans ajout d'azote exogène (Figure 1.7), leur niveau d'azote minéral est généralement inférieur à celui du témoin tout au long des 24 semaines. Toutefois, nous remarquons qu'à partir de la 21^{ème} semaine d'incubation les faibles doses appliquées de résidus soient de 8T/ha du mélange désencrage-secondaire et de 6T/ha pour le mélange primaire-secondaire ne sont pas significativement différents du témoin. De même, les doses de 16T/ha pour le désencrage-secondaire et de 12T/ha pour le primaire-secondaire montrent un début de minéralisation nette à partir de 24 semaines d'incubation. Ceci traduit le phénomène d'une immobilisation suivi d'une reminéralisation. Cette augmentation rapide dans la production de l'azote minéral d'une part, pour les doses de 8T/ha et 16T/ha de désencrage-secondaire et d'autre part pour, 6T/ha et 12T/ha de primaire-secondaire peut être la conséquence de l'épuisement de la fraction facilement décomposable du carbone organique du substrat (Figure 1.3).

Le suivi de l'évolution de la minéralisation dans le cas où le rapport C/N n'a pas été ajusté, a montré qu'à partir de la deuxième semaine de l'incubation nous remarquons que la quantité d'azote minéralisé de résidus dépend de la dose appliquée (Figure 1.7). En effet, pour les deux types de mélanges de résidus papetiers étudiés à savoir le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire, les teneurs d'azote minéral les plus faibles correspondent aux doses les plus élevées de résidus appliqués. En outre et comparativement à ces deux types de mélanges, nous notons que l'azote minéralisé du compost est significativement inférieur à celui issu de ces deux autres mélanges sur lesquels l'étude a été portée (Figure 1.7). Par ailleurs, nous constatons que pour la même quantité de carbone apporté, les teneurs d'azote minéral ne sont pas significativement différentes entre les deux types de mélanges pré-cités et ceci tout au long de la période de l'incubation (Figure 1.7).

Les valeurs de minéralisation et d'immobilisation de l'azote sont déterminées en soustrayant les concentrations d'azote minéral du témoin de celles du sol amendé en résidus papetiers. L'examen des courbes représentant la concentration d'azote minéral des échantillons du sol amendé moins celle du témoin en fonction du temps (Figure 1.9), fait ressortir que c'est le sol amendé en compost qui a connu le plus d'immobilisation d'azote. Cette forte immobilisation d'azote combinée à une faible décomposition du carbone (Figure 1.3) de ce type de résidus suggère qu'il y ait une réorganisation de la matière organique du substrat. L'azote minéralisé est alors, temporairement réinvesti dans les structures vivantes du sol (Morel, 1988 ; Duchaufour, 1994).

En ce qui concerne les doses élevées des deux mélanges de résidus utilisés soient le désencrage-secondaire et le primaire-secondaire au cours de cette incubation, le sol amendé en résidus primaire-secondaire a engendré la quantité la plus faible en azote minéral (Figure 1.9). En outre, la concentration de ce dernier dans les échantillons amendés par les fortes doses de ces deux types de résidus est inférieure à celle du témoin pendant toute la période d'incubation indiquant que ces substrats disposent des quantités appréciables de carbone facilement décomposable. Le processus d'immobilisation et de reminéralisation des nutriments, dépendants de l'activité microbienne, sont grandement affectés par la nature des sources de C qui sont mises à la disposition de la biomasse microbienne évoluant à l'intérieur et dans l'environnement immédiat du substrat (Azam et coll., 1985). En raison de la composition chimique carbonée des substrats organiques (lignine, cellulose et extractibles), la dynamique de l'azote est affectée (Mellilo et coll., 1989 ; Jedidi et coll., 1995). Ainsi, la quantité de N immobilisée pendant la décomposition dépend de l'importance de la biomasse microbienne produite qui est fonction de la quantité et de la qualité de C facilement disponible (Reinertsen et coll., 1984). La composition chimique carbonée et son évolution pendant la décomposition vont affecter grandement le moment où N est minéralisé de même que son taux (Skene et coll., 1997).

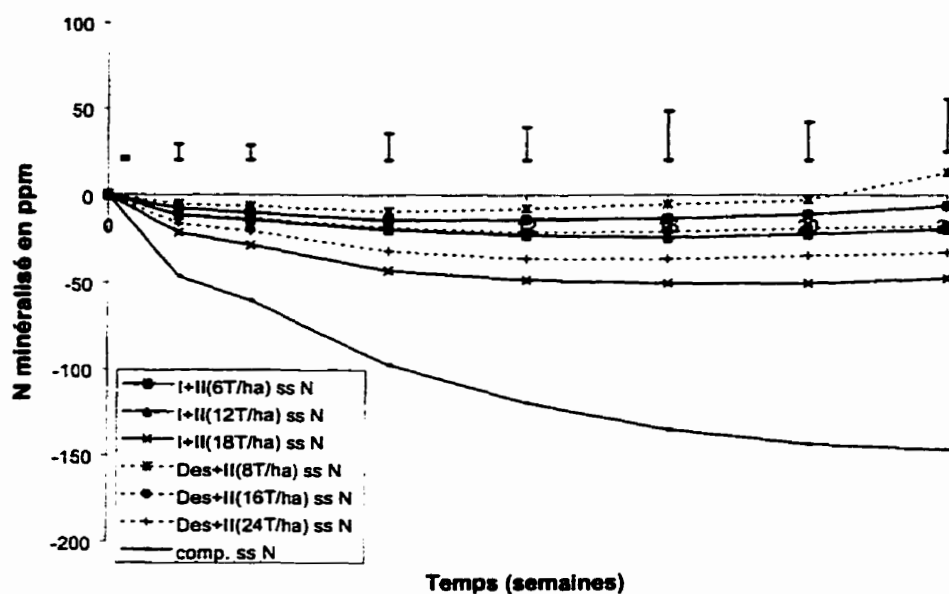


Figure 1.9: Concentration de l'azote minéral dans le sol amendé en résidus moins celle du témoin en fonction du temps (sans ajout de l'azote minéral). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

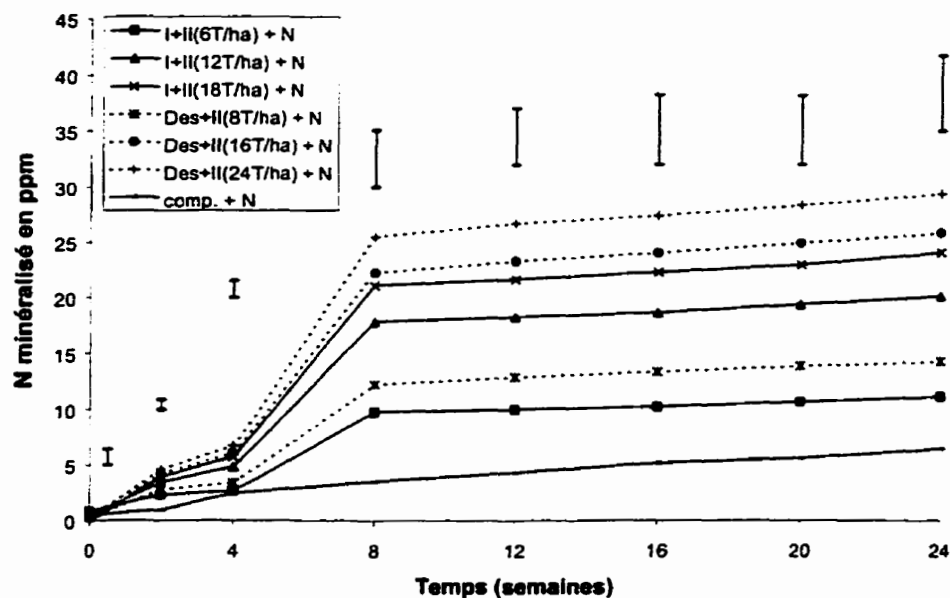


Figure 1.10: Concentration de l'azote minéral dans le sol amendé en résidus moins celle du témoin en fonction du temps (après ajout de l'azote minéral). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

En ce qui a trait aux échantillons amendés en résidus papetiers et dont le C/N a été ajusté, nous remarquons également qu'il y a un effet de la dose appliquée sur la quantité d'azote minéralisé (Figure 1.8). Sur cette dernière figure, nous constatons que les niveaux d'azote minéral pour toutes les doses de résidus sont supérieurs à ceux du témoin. La comparaison des teneurs d'azote minéral extraits des échantillons amendés avec les différents mélanges de résidus utilisés lors de cette incubation, montre que le sol amendé en mélange désencrage-secondaire affiche les quantités les plus élevées suivi du mélange primaire-secondaire puis du compost et ceci pour les doses élevées de ces 3 types de résidus. Toutefois, les quantités d'azote minéralisé ne sont pas significativement différentes entre les mélanges de désencrage-secondaire et de primaire-secondaire.

L'examen de la figure 1.10 représentant la différence entre la teneur d'azote extrait du sol amendé et celle du témoin, ne montre aucune immobilisation nette de l'azote tout au long de la durée de l'incubation pour les différents traitements avec C/N ajusté. La minéralisation nette de l'azote a compensé donc l'immobilisation nette de l'azote durant toute la période de l'incubation. En se référant aux travaux de Zhang et coll. (1993), les mêmes résultats ont été obtenus en utilisant un mélange de résidus papetiers constitué de 75% du primaire et 25% du secondaire à C/N=44. Ces derniers auteurs n'ont noté aucune immobilisation nette tout au long des 13 semaines de culture sous serre. Par ailleurs, pour le sol amendé dont le rapport C/N n'a pas été ajusté, nous avons observé que le temps nécessaire pour un début de minéralisation nette de l'azote se situait à 21 semaines d'incubation pour la dose 8T/ha de désencrage-secondaire et 6T/ha de primaire-secondaire et à 24 semaines pour les doses intermédiaires de 16T/ha de Des+II et 12T/ha de I+II. Cependant, pour les doses les plus élevées de ces deux types de mélanges ainsi que pour le compost de désencrage, l'immobilisation nette de l'azote est encore visible en fin des 24 semaines d'incubation.

L'examen des courbes de variation dN/dt en fonction du temps (Figure 1.11) fait ressortir trois phases et ceci pour les différents types de résidus. Une première allant jusqu'à

4 semaines où une libération d'azote minéral se fait avec une vitesse modérée. En ce qui concerne la deuxième phase de minéralisation, elle est caractérisée par une augmentation graduelle de la vitesse de minéralisation de l'azote pour atteindre le taux le plus élevé à la huitième semaine. Enfin, une troisième qui s'étale de 12 à 24 semaines où un ralentissement considérable de la minéralisation de N-organique est observé avec une vitesse de minéralisation atteignant en moyenne 0.2 mg/kg.sem.

I.3.2 EFFET DE LA TEMPÉRATURE

I.3.2.1 LA MINÉRALISATION DU CARBONE

Le carbone total perdu par la respiration microbienne du témoin et des échantillons du sol amendés avec un mélange de résidus désencrage-secondaire suite à une incubation pendant 24 semaines sous deux températures 10 et 20° C est présenté à la figure 1.12. L'ajout de résidus papetiers a entraîné une augmentation significative ($p < 0.05$) de la quantité du carbone minéralisé aux deux températures et ceci à partir de deux semaines jusqu'à la fin de l'incubation.

Le cumul du carbone minéralisé à 20°C est approximativement le double de celui mesuré à 10°C, ce qui peut être expliqué par la réponse de l'activité microbienne à l'augmentation de la température. Cet effet est plus apparent quand nous exprimons le carbone minéralisé en terme du pourcentage du carbone ajouté après correction des valeurs enregistrées et ceci en retranchant la quantité issue de la respiration du témoin (Figure 1.13). L'examen de cette dernière figure montre aussi que l'efficacité de turnover du substrat ajouté avec et sans ajustement du ratio C/N a diminué de moitié en passant de la température de 20°C à 10°C. En effet, la différence entre le pourcentage du carbone ajouté

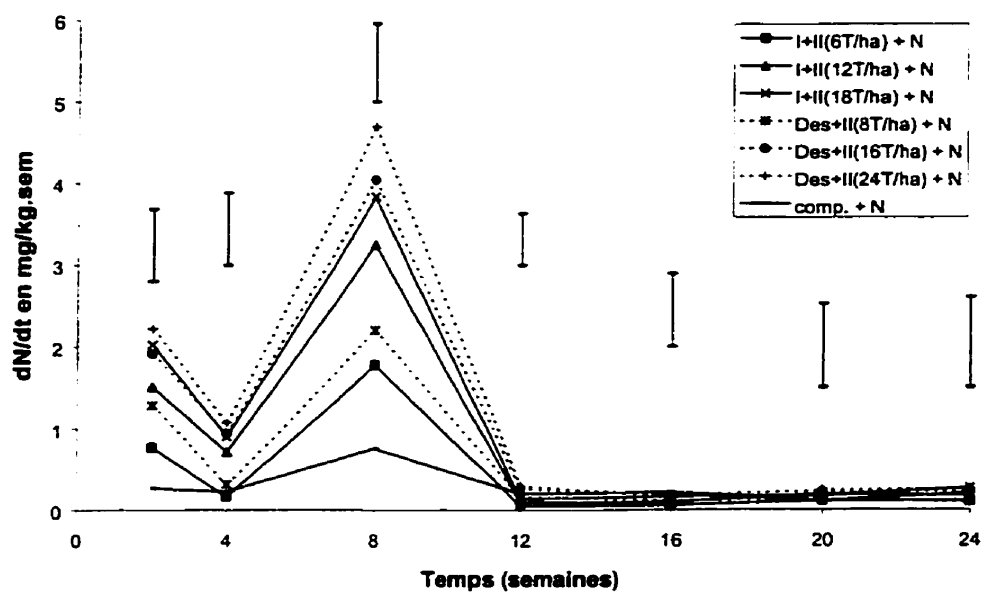


Figure 1.11: Évolution de la vitesse de minéralisation de l'azote organique pendant 24 semaines d'incubation après ajout de l'azote minéral. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

+ : ajustement du rapport C/N

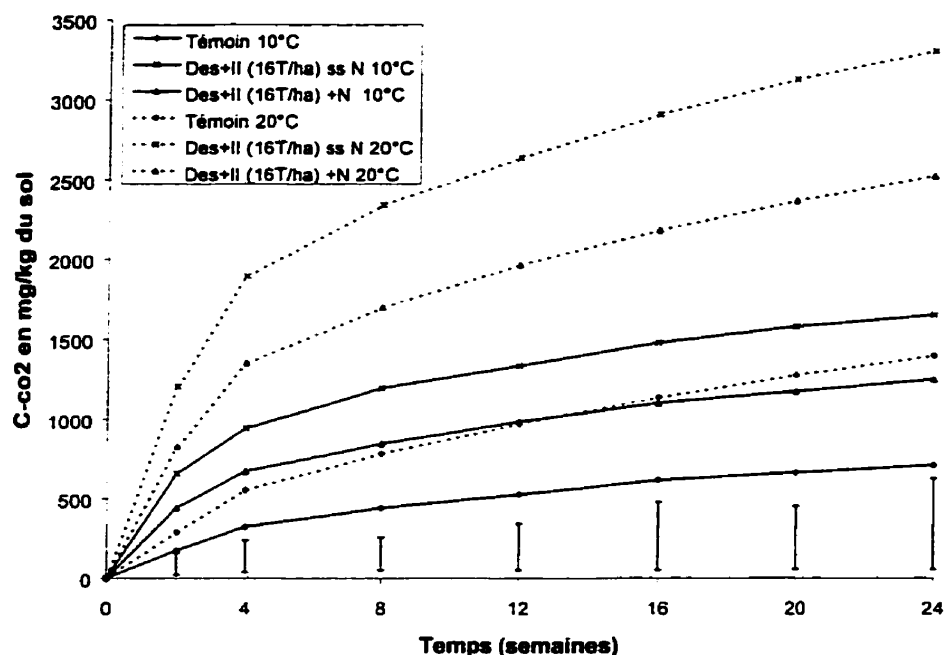


Figure 1.12: Minéralisation du carbone du sol amendé en 16T/ha du mélange désencrage-secondaire incubé à 10°C et 20°C. — :10°C:20°C. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

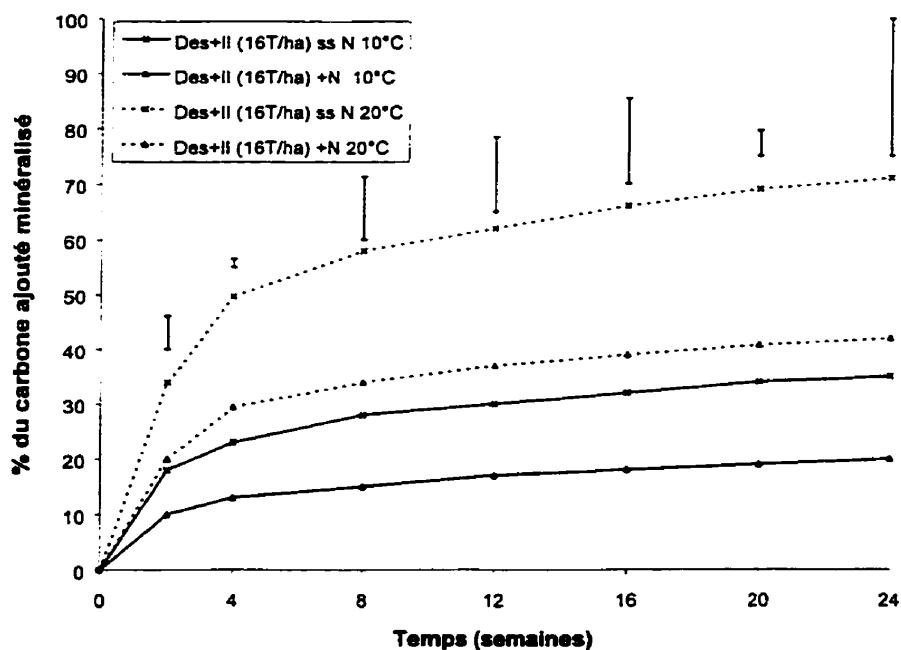


Figure 1.13: Minéralisation du carbone des échantillons amendés en résidus à deux températures différentes (corrigée par la respiration du témoin). Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

qui a été minéralisé avant et après ajout de l'azote à 20°C est de 29% tandis qu'à 10°C, elle est de 15%. Ainsi, dans cette gamme de températures, nous remarquons que suite à l'apport de résidus papetiers, l'activité microbienne a été fortement stimulée en augmentant la température à 20°C.

L'examen de la figure 1.14 montre bien que le patron d'évolution de la vitesse de minéralisation du carbone pour les échantillons amendés en résidus et incubés à 10°C ressemble à celui sous la température 20°C, cependant les valeurs de cette vitesse sont nettement inférieures. Cet effet de la température sur la cinétique de la minéralisation du carbone a été aussi rapporté dans les études menées par Zibilske (1987) et Honeycutt et coll. (1988) sur des résidus papetiers. Nous remarquons également que le taux de minéralisation de carbone, pour les différents traitements étudiés, sans et avec ajustement du rapport C/N, chute de presque de moitié entre la deuxième et la quatrième semaine d'incubation sous les deux températures. Cette diminution est graduelle et continue jusqu'à la fin de l'incubation. Les mêmes constatations ont été formulées par les travaux de Zibilske (1997) sur des résidus papetiers où il a observé que le taux de minéralisation du carbone diminuait de moitié entre la première phase de 0-44 jours et la seconde allant de 45 à 250 jours d'incubation.

Cette variation du taux de minéralisation du carbone dans le temps a pu mettre en évidence deux phases de minéralisation et ce, pour les deux températures d'incubation (Figure 1.14). Une première phase caractérisée par une forte pente durant les quatre premières semaines suivie d'une deuxième phase à faible vitesse de minéralisation. Cette différence dans la vitesse de minéralisation indique donc, la présence des fractions carbonées de disponibilités différentes.

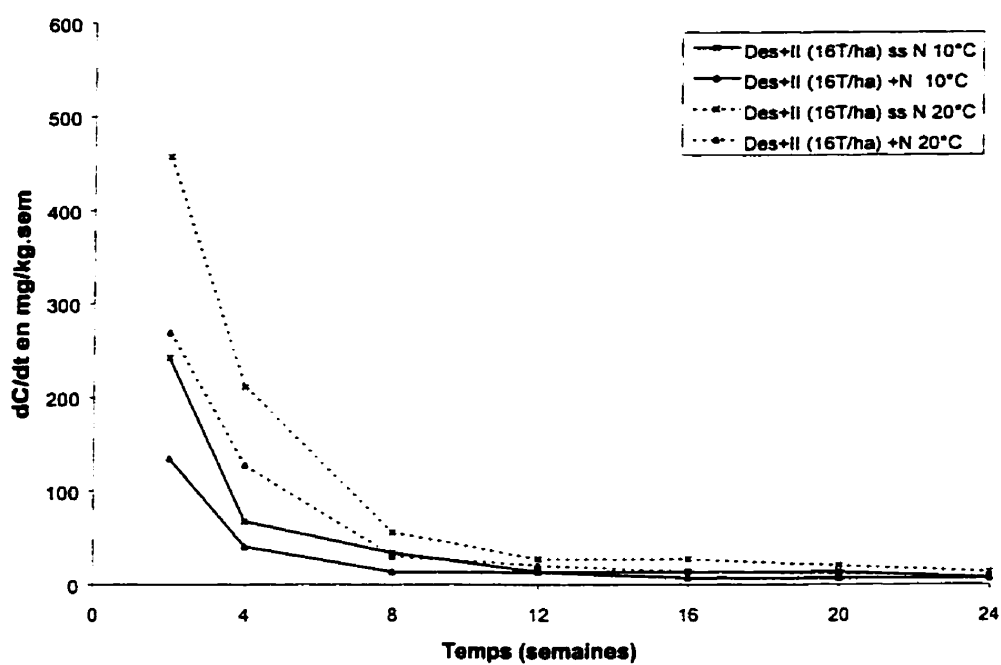


Figure 1.14: Évolution de la vitesse de minéralisation du carbone organique des résidus sous deux températures pendant 24 semaines d'incubation. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

+ : ajustement du rapport C/N

I.3.2.2 LA MINÉRALISATION DE L'AZOTE

La figure 1.15 montre les valeurs de contenus en azote minéral issu de la décomposition des échantillons amendés en résidus de désencrage-secondaire. Nous remarquons donc, que la minéralisation de l'azote pour chacun des traitements sous la température de 20°C est supérieure à celle sous 10°C. Cet effet de la température est significatif ($p < 0.05$) sur la minéralisation de l'azote et ce, depuis la 2^{ème} semaine jusqu'à 24 semaines d'incubation.

Cependant, l'interprétation des données illustrées sur la figure 1.15 serait plus facile si nous les exprimions sous forme de pourcentage du témoin (Figure 1.16). Selon cette dernière figure, nous nous apercevons que pour les échantillons ayant un ration C/N non ajusté, l'azote minéralisé était inférieur à celui du témoin (azote minéralisé en terme de pourcentage de témoin est inférieur à 100). Cependant, après 4 semaines d'incubation, des hausses dans l'azote extrait des échantillons amendés sans ajustement de C/N ont été observées. Cette augmentation suggère qu'il y ait début de minéralisation suivant une période d'immobilisation et concorde avec les patrons d'immobilisation et de minéralisation de l'azote rapportés dans les travaux de Jones et Woodmansee (1979) et ceux de Zibilske (1987). Toutefois, cette minéralisation n'est pas une minéralisation nette. Ces données indiquent également qu'en fin d'incubation (24 semaines), l'azote minéral extrait pour la dose de 16T/ha du mélange désencrage-secondaire sous la température de 20°C est de 91 % en terme du pourcentage du témoin et n'est pas significativement différent de celui pour le témoin. Ces résultats montrent que l'azote devient lentement disponible après 5 mois d'incubation. Par ailleurs, pour le sol amendé avec ce type de résidu et incubé à 10°C, l'immobilisation de l'azote est encore évidente jusqu'à la fin de l'incubation. Les études de Zibilske (1987) menées sur le même type d'amendement à C/N non ajusté ($C/N \approx 400$) ont montré que l'immobilisation nette était présente pendant 8 mois d'incubation et ce à 12 et 25°C.

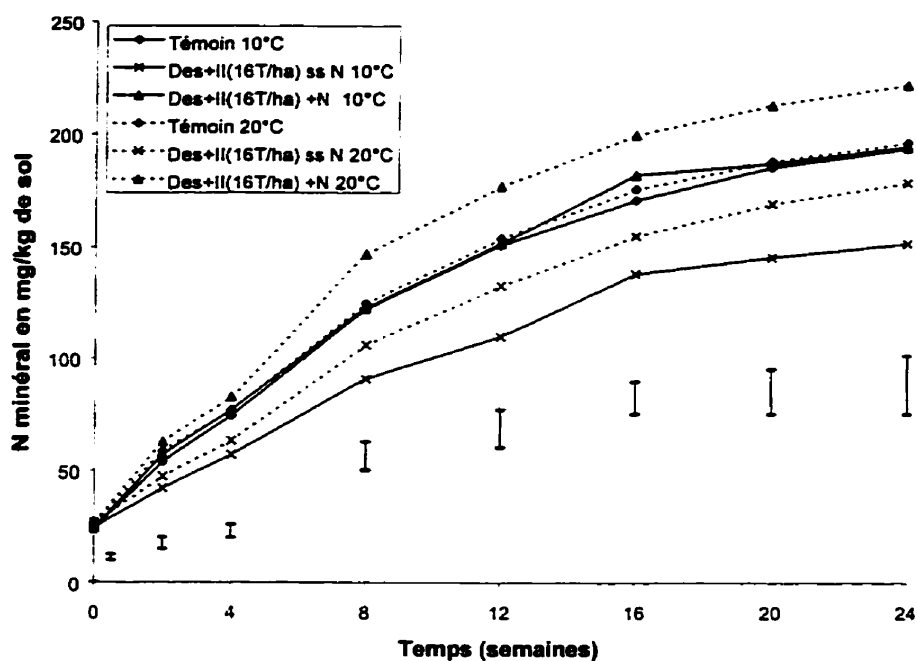


Figure 1.15: Minéralisation de l'azote organique pendant les 24 semaines à deux températures d'incubation différentes. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

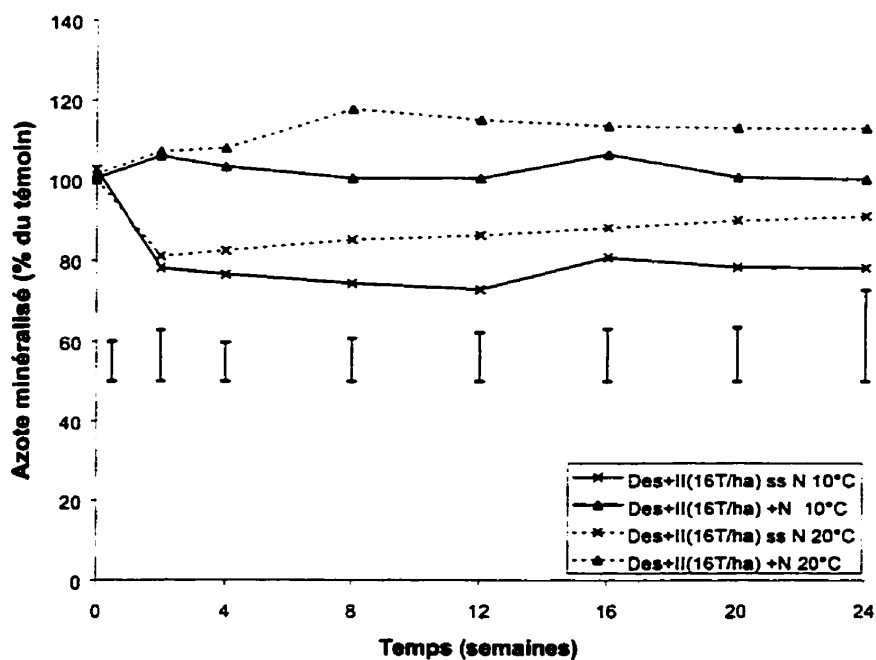


Figure 1.16: Concentration de l'azote minéral dans le sol amendé en résidus exprimée en pourcentage du témoin. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

ss : sans ajustement du ratio C/N

+ : ajustement du rapport C/N

En ce qui concerne les échantillons dont le rapport C/N est ajusté, aucune immobilisation nette n'est notée durant toute la période d'incubation et ce, sous les 2 températures soient 10 et 20°C (Figure 1.16). Cependant la minéralisation de l'azote à 10°C était plus faible par rapport à celle à 20°C. Cela peut s'expliquer par le pourcentage de carbone ajouté minéralisé à la forte température ($p < 0.05$) (Figure 1.13). La perte rapide de carbone à 20°C a pu réduire le ratio C/N pour permettre la minéralisation de l'azote ($p < 0.05$) (Figure 1.15).

Quant aux données sur l'évolution de la cinétique de la minéralisation de l'azote des échantillons à C/N ajusté incubés sous les deux températures d'incubation, elles sont illustrées à la figure 1.17. Nous constatons que l'effet de l'augmentation de la température a eu un effet positif sur la vitesse de minéralisation de l'azote.

Le suivi de cette cinétique sur les échantillons incubés à 20°C a mis en évidence un pic de minéralisation de l'azote à la 8^{ème} semaine d'incubation correspondant à la période de ralentissement de la minéralisation de carbone après une période de forte activité respiratoire durant les 4 premières semaines d'incubation (Figure 1.13). À cette température élevée, les pertes du carbone étaient plus rapides permettant alors au ratio C/N d'atteindre une valeur facilitant plus la minéralisation de l'azote organique à 20°C qu'à la température de 10°C.

I.3.3 EFFET DE L'HUMIDITÉ

La teneur en eau du sol est, après la température, l'un des facteurs environnementaux les plus importants qui affectent le taux de décomposition des matériaux organiques dans le sol (Dommergues et Mangenot, 1970). C'est ainsi qu'une série des échantillons de sol amendés à partir d'un mélange de désencrage-secondaire (16T/ha) sans et avec ajustement du ratio C/N a été incubée sous deux humidités différentes : l'humidité à la capacité au champ (Hcc) et l'humidité au point de flétrissement permanent (HpFp).

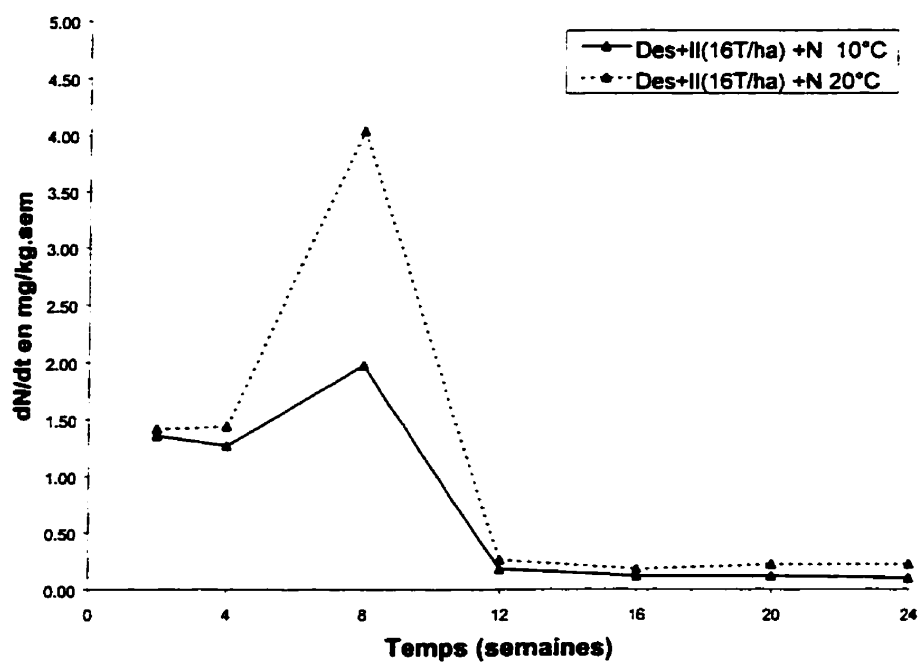


Figure 1.17: Évolution de la vitesse de minéralisation de l'azote organique des résidus aux deux températures pendant 24 semaines d'incubation.

+ : ajustement du rapport C/N

I.3.3.1 LA MINÉRALISATION DU CARBONE

L'examen de la figure 1.18 représentant l'évolution de la minéralisation du carbone exprimé en terme de pourcentage de carbone apporté par les résidus, révèle que la diminution dans l'humidité du sol a baissé la respiration microbienne traduite en terme du carbone minéralisé. En effet, le sol amendé avec la dose de 16T/ha en mélange de résidus désencrage-secondaire, dans les deux cas avec et sans ajustement du ratio C/N, sous l'humidité d'incubation au point de flétrissement permanent, a montré des valeurs de concentration en carbone minéralisé plus faibles par rapport à celui incubé sous une humidité à la capacité au champ. Cet effet de l'humidité sur le pourcentage du carbone ajouté qui a été minéralisé persiste durant toute la période des 24 semaines d'incubation.

Les patrons de décomposition des résidus de désencrage exprimée en pourcentage de carbone minéralisé sous les 2 humidités d'incubation, illustrés à la figure 1.18, sont similaires pour tous les traitements. Dans tous les cas, il y a une première phase de 4 semaines de forte production de CO₂ issue de la minéralisation du carbone de substrat suivie d'une période de faible activité microbienne. En effet, l'analyse des courbes représentant l'évolution de la cinétique de la minéralisation du carbone organique de ces substrats (Figure 1.19) montre clairement cette diminution dans l'activité microbienne. Cette réduction confirme donc nos résultats relatifs à l'effet de la dose et de la température sur la décomposition des résidus papetiers et qui réside, dans le fait qu'il y a présence de plusieurs pools de fractions organiques à vitesse de décomposition différente au sein de ces amendements organiques.

L'examen de la figure 1.19 met en évidence deux phases caractérisant la décomposition du mélange désencrage-secondaire. La première s'échelonnant entre le début de l'incubation jusqu'à la 4^{ème} semaine et pendant laquelle l'effet de l'humidité sur la vitesse de minéralisation du carbone est très significatif. Ensuite, une deuxième phase

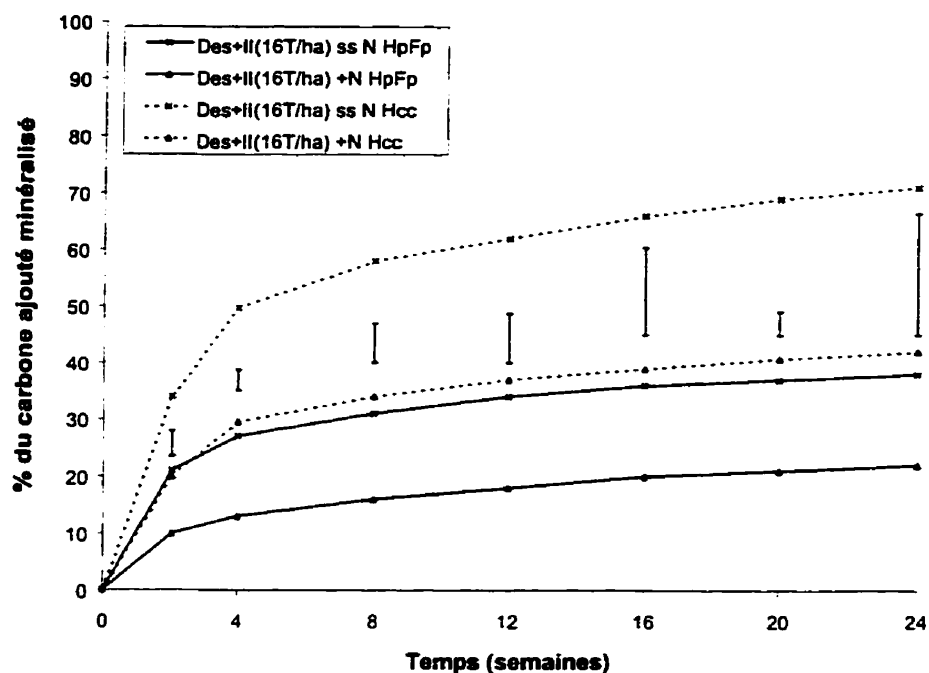


Figure 1.18: Minéralisation du carbone des échantillons amendés de résidus (corrigée par la respiration du témoin) aux humidités Hcc et HpFp. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

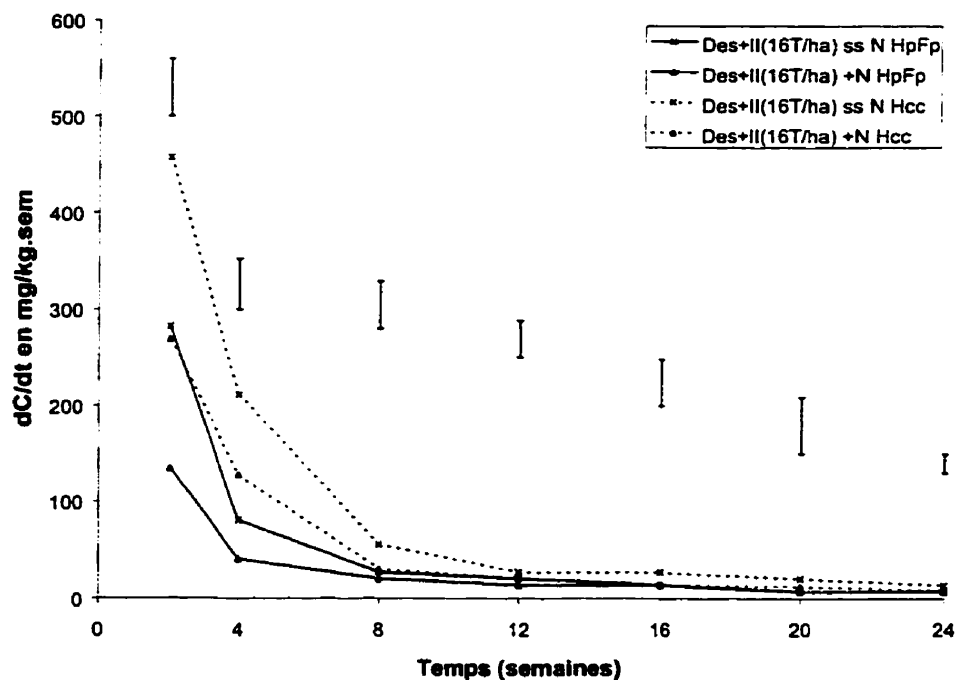


Figure 1.19: Évolution de la vitesse de minéralisation du carbone organique des résidus à deux humidités pendant 24 semaines d'incubation. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

prenne place en s'étalant jusqu'à la fin des 24 semaines de l'incubation et pendant laquelle l'humidité n'a aucun effet sur la cinétique de la minéralisation du carbone. Donc, nous pouvons constater que l'humidité au sein du sol est très importante à prendre en considération pendant les 4 premières semaines après l'apport des résidus papetiers car la différence entre la vitesse de minéralisation du carbone à Hcc pourrait être de 1.5 à 3 fois plus grande que celle au HpFp.

I.3.3.2 LA MINÉRALISATION DE L'AZOTE

Afin de voir l'effet de l'humidité sur la disponibilité de l'azote minéral au sein du sol après un apport d'amendements organiques sous forme de résidus papetiers, nous avons suivi le cumul de l'azote minéral extrait des échantillons du sol amendés sous deux humidités différentes (Figure 1.20).

L'analyse d'une telle figure montre que l'humidité avait un effet significatif ($p < 0.05$) sur la minéralisation de l'azote des échantillons amendés et ce, durant toute la période d'incubation. En outre, la minéralisation de l'azote pour les traitements à C/N non ajusté était inférieure à celle pour les témoins sans amendement sous les deux températures d'incubation. Toutefois, cette quantité d'azote minéralisé n'est pas significativement différente de celle du témoin à 24 semaines d'incubation pour les échantillons sous l'humidité à la capacité au champ contrairement pour ceux sous l'humidité au point de flétrissement permanent. En effet, les échantillons ayant reçu un amendement et incubés sous cette dernière température ont montré des teneurs en azote minéral significativement inférieures à celles du témoin (Figure 1.20). Cela indique que la présence des humidités faibles au sein du sol s'approchant du point de flétrissement permanent pourrait augmenter la période d'immobilisation d'azote suite à un amendement en résidus de désencrage-secondaire. Des études plus étalées dans le temps sont suggérées pour mieux connaître la

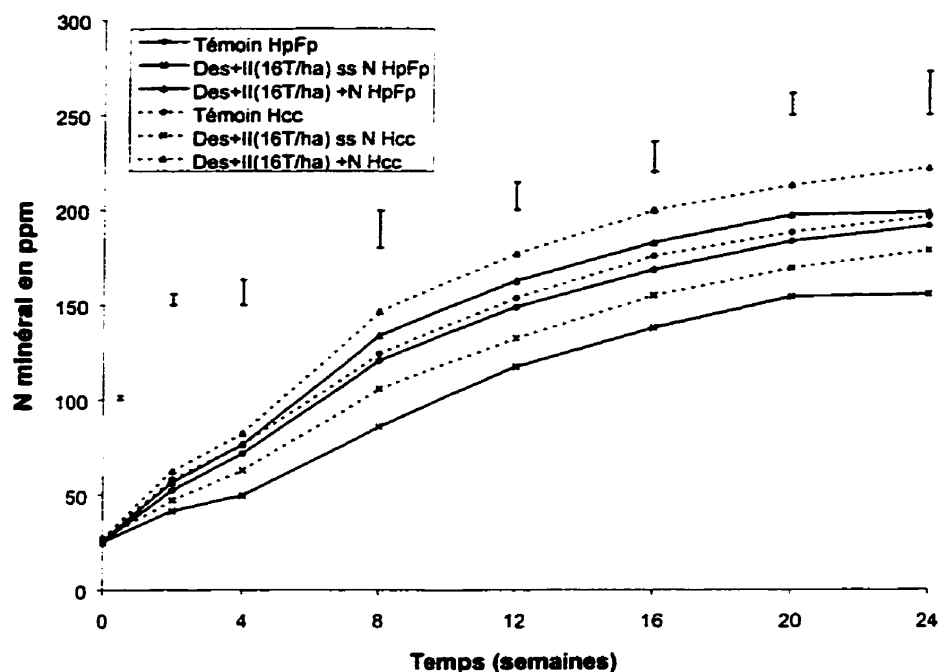


Figure 1.20: Minéralisation de l'azote organique pendant 24 semaines d'incubation à deux humidités différentes. Les barres verticales représentent la valeur du test ppds au seuil de 5%.

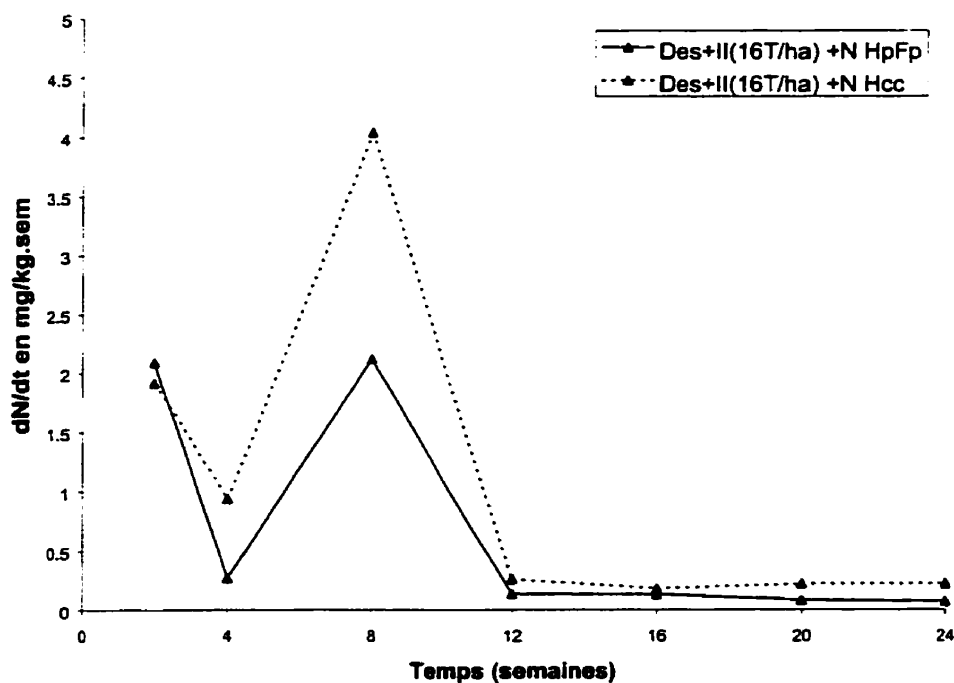


Figure 1.21: Évolution de la vitesse de minéralisation de l'azote organique du sol amendé en résidus à C/N ajusté aux deux humidités pendant 24 semaines d'incubation.

Hcc : Humidité à la capacité au champ

HpFp : Humidité au point de flétrissement permanent.

durée de cette immobilisation. À notre connaissance, aucune étude n'a été menée jusqu'à date sur l'effet de l'humidité sur la décomposition des résidus papetiers.

Par ailleurs, en cas d'un ajustement du ratio C/N des échantillons amendés en résidus papetiers, nous avons assisté à une minéralisation nette tout au long de la période de l'incubation (Figure 1.20). En effet, le sol amendé a enregistré des valeurs en azote minéral supérieures à celles pour le témoin durant toute la période des 24 semaines d'incubation. Cependant, le taux le plus élevé de minéralisation de l'azote organique (4 mg/kg.sem) est observé pour les échantillons incubés à la capacité au champ alors que chez ceux qui sont sous l'humidité au point de flétrissement, le pic de la vitesse de minéralisation ne dépasse pas 2.2 mg/kg.sem (Figure 1.21). Ces données signifient que l'humidité à la capacité au champ favorise les conditions d'activité microbienne pour la décomposition de ces résidus de désencrage-secondaire.

CONCLUSIONS

Au terme de ce travail, nous retiendrons les conclusions suivantes :

- La décomposition des résidus est influencée conjointement par la nature des amendements et par leur ratio C/N. En effet, les divers mélanges de résidus étudiés sans et avec ajustement du ratio C/N ont montré des vitesses de décomposition différentes suite à leur application au loam-sableux de la série l'Atrée. Cependant, il n'y a pas de différences significatives entre le comportement du mélange de désencrage-secondaire et de primaire-secondaire puisque les valeurs de pourcentage de carbone ajouté qui a été minéralisé et d'azote minéral enregistré durant les 24 semaines d'incubation ne sont pas significativement différentes entre ces deux mélanges. Par ailleurs, les quantités de carbone et d'azote minéralisées après apport du compost sont significativement inférieures à celles enregistrées avec un amendement par les deux autres mélanges précités. Cela suggère que le compost est un matériau stable dont le carbone facilement décomposable est probablement perdu pendant la période de compostage. Il est donc clair que pour les producteurs qui souhaitent mieux améliorer le bilan humique de leur d'effectuer un amendement avec le mélange désencrage-secondaire et le primaire-secondaire qu'avec de compost.

En outre, nous n'avons observé aucun signe d'immobilisation de l'azote pour les différentes doses des 3 mélanges de résidus papetiers utilisés soient désencrage-secondaire, désencrage-primaire et compost dont le rapport C/N a été ajusté à 30. Par contre, dans le cas où le réajustement du rapport C/N n'a pas été effectué, nous avons noté une immobilisation nette de l'azote pour les doses élevées des trois mélanges de résidus papetiers étudiés soient 24T/ha, 18T/ha et 24T/ha pour le désencrage-secondaire, le primaire-secondaire et le compost respectivement. Par ailleurs, nous avons observé une reminéralisation nette commençant à partir de la 21^{ème} semaine d'incubation pour la faible dose de 8T/ha pour le désencrage-secondaire et la dose de 6T/ha pour le primaire-secondaire apportant la même quantité du carbone au sol. Toutefois, pour les doses intermédiaires appliquées de ces deux mêmes types de mélange, à savoir 16T/ha pour

désencrage et 12T/ha pour le mélange primaire-secondaire, la minéralisation nette a commencé à 24 semaines vers la fin de l'incubation. Selon l'exigence de chaque culture en azote, l'épandage des résidus désencrage-secondaire et primaire-secondaire devrait donc être planifié en fonction de la dose appliquée. Par ailleurs, nous ne pourrions assister à aucun déficit en azote si le ratio C/N de ces résidus est ajusté à 30, peu importe la période d'épandage.

- Dans les deux cas avec et sans ajustement du ratio C/N des résidus, les quantités de carbone minéralisé varient dans le même sens que les niveaux des doses appliquées. Toutefois, ce sont les faibles doses des différents mélanges qui ont montré les taux de décomposition les plus élevés.
- En ce qui a trait à l'effet de la température et de l'humidité, nous avons constaté qu'il fallait tenir compte de ces deux éléments lors de la planification des périodes d'application des résidus papetiers. En effet, nous avons remarqué que l'immobilisation nette de l'azote dans les deux cas où l'humidité est au point de flétrissement permanent et la température est à 10°C, est encore évidente à 24 semaines d'incubation pour le sol amendé en désencrage-secondaire à C/N non ajusté. Par ailleurs, cette immobilisation s'achève après 5 mois d'incubation pour ces échantillons d'une part, lorsque la température est à 20°C et d'autre part, en cas où l'humidité au sol est à la capacité au champ. Ainsi l'année d'application de résidus à C/N non ajusté, la mise en culture d'une légumineuse serait souhaitable car des études dans ce sens ont montré qu'il y a une légère diminution de rendement en mellilot et en trèfle rouge (Chalifour et Beauchamp, 1998).
- Enfin, dans tous les cas, il serait judicieux d'apporter de l'azote lors de l'application des résidus papetiers pour combler le déficit d'azote causé par l'immobilisation car nous avons remarqué en cas d'amendement avec des résidus à C/N=30, aucun cas d'immobilisation nette de l'azote n'est noté pour les différents types de résidus papetiers étudiés tout au long des 24 semaines d'incubation.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Angers, D. A., and Recous, S. 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant and soil* 189 : 197-203.
- Azam, F., Haider, K., and Malik, A. 1985. Transformation of ¹⁴C labelled plant components in soil in relation to immobilisation and remineralization of ¹⁵N fertilizer. *Plant and Soil* 86 : 15-25.
- Barnhisel, R., and Bertsh, P. M. 1982. Digestion with perchloric-nitric-acids. In *Methods of Soil Analysis*. Page, A.L. (ed.), N°9, part.2. Am. Soc. Agron. Madison. Wisc. : 279-280.
- Beauchamp, C. J. 1993. Sources potentielles d'amendements organiques: impacts et limitations. Colloque sur la pomme de terre. 29 Octobre 1993, Québec: 17-24.
- Berg, B. and Agren, G.I. 1984. Decomposition of needle litter and its organic chemical components: theory and field experiments. Long-term decomposition in a Scots pine forest. III. *Can. J. Bot.* 62: 2880-2888.
- Bligh, E. G., and Dyer, W. J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. *Can. J. Biochem. and Physiol.* 37 (8): 911-917.
- Blumenkrantz, N., and Asboe-Hansen, G. 1973. New method for quantitative determination of uronic acids. *Analytical Biochemistry*. 54: 484-489.
- Bremner, J. M., and Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen-total. In *Methods of Soil Analysis. Part2. Chemical and microbiological properties*. Page, A. L. (ed.). Agron. 9: 595-624. Madison, Wisc.
- Chalifour, F. P., and Beauchamp, C. J. 1998. Régie agronomique des résidus papetiers : cas des légumineuse. In document de synthèse (1992-1998) sur la valorisation agricole des résidus papetiers, le cas de Daishowa Inc. Université Laval, Québec- Canada : 19pp.
- Chantigny, M. H., Angers, D.A., and Beauchamp, C. J. 2000. Decomposition of de-inking paper sludge in agricultural soils as characterized by carbohydrate analysis. *Soil Biol. and Biochem.* 32(11-12): 1561-1570.

Cheshire, M. V. 1979. Nature and origin of carbohydrates in soils. Academic Press, London, U.K.: 216pp.

Clark, M. D., and Gilmour, J. T. 1983. The effect of temperature on decomposition at optimum and saturated soil water contents. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47 : 927-929.

Daigneault, B. 1995. La gestion municipale des déchets cibles. *Le groupe DBSF.* 2: 1-2.

Day, P. R. 1965. Particle fractionation and particle-size analysis. In *Methods of Soil Analysis. Part I. Physical and mineralogical properties.* Black, C.A. (ed.). *Agron.* 9: 545-567. Madison, Wisc.

Dommergues, Y., and Mangenot, F. 1970. *Écologie microbienne du sol*, Masson et Cie (edS.) : 487pp.

Duchaufour, Ph. 1994. *Pédologie. Sol, Végétation, Environnement.* 4 e édition.. Masson (ed.) Paris : 324 pp.

Fierro, A. 1998. Implications écologiques de la valorisation de résidus de désencrage du papier comme amendement organique sur la revégétation durable d'une sablière. Thèse de Ph.D. Université Laval, québec-canada.

Honeycutt, C. W., Zibilske, L. M., and Clapham, W. M. 1988. Heats units for describing carbon mineralization and predicting net nitrogen mineralization. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1346-1350.

Hunt, H. W. 1977. A simulation model for decomposition in grasslands. *Ecology* 58 : 469-484.

Huntjens, J. L. M., Oosterveld-Van Vliet, W. M., and Sayed, S. K. Y. 1981. The decomposition of organic compounds in soil. *Plant Soil* 61 : 227-242.

Jedidi, N., Van Cleemput, O., and M'Hiri, A. 1995. Quantification des processus de minéralisation et d'organisation de l'azote dans un sol en présence d'amendements organiques. *Can. J. Soil Sci.* 75 : 85-91.

Jones, M. B., and Woodmansee, R. G. 1979. Biogeochemical cycling in annual grassland ecosystems. *Bot. Rev.* 45 : 111-144.

Keeney , D. R., and Nelson, D. W. 1982. Nitrogen inorganic forms. In methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties. Page, A. L (ed.). Am. Soc. Agron. Madison, Wis.

Mellilo, J.M., Aber, J.D., Linkins, A.E., Ricca, A., Fry, B., and Nadelhoffer, K.J. 1989. Carbon and nitrogen dynamics along the decay continuum : plant litter to soil organic matter. *Plant and Soil* 115 : 189-198.

Morel, R. 1988. Cinétiques relatives de l'azote et du carbone dans le sol. *Comptes Rendus des Séances de l'Académie d'Agriculture de France*, Vol 74 (9) : 903-912.

Mustin, M. 1987. Le compost. Gestion de la matière organique. Dubusc, F. (ed.), Paris: 954pp.

Nelson, D. W., and Sommers, L. E. 1982. Total carbon, organic carbon and organic matter. In *Methods of Soil Analysis. Part1. Physical and mineralogical properties*. Black, C.A. (ed.). Agron. 9: 539-579. Madison, Wisc.

Polglase, P.J., Jokela, E.J., and Comerford, N.B. 1992. Nitrogen and phosphorus release from decomposing needles of southern pine plantations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 914-920.

Reinertsen, S.A., Elliot, L.F., Cochran, V.L., and Campbell, G.S. 1984. Role of available carbon and nitrogen in determining the rate of wheat straw decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 16 : 459-464.

SAS Institute. 1996. Release 6.12. SAS Institute Inc., Cary, NC, USA.

Skene, T.M., Clarke, P., Skjemstad, J.O., Oades, J.M., and Clarke, P.J. 1997. The influence of inorganic matrices on the decomposition of Eucalyptus litter. *Aust. J. Soil Res.* 35 : 73-87.

Stevenson, F.J. 1986. Cycles of soil carbon, nitrogen, phosphorus, sulphur, micronutrients. John Willey & Sons, Inc., New York.

Stotzky, G. 1965. Microbial respiration. In *Methods of soil analysis, Part 2. Agronomy*. Black et al. (eds.), Am. Soc. Of Agron., Inc., Madison, Wis : 1550-1572.

Tabi, M., Tardif, L., Carrier, D., Laflamme, G., and Rompré, M. 1990. Inventaire des problèmes de dégradation des sols agricoles du Québec. Rapport Synthèse, M.A.P.A.Q : 71pp.

Zhang, X., Campbell, A. G., and Mahler, R. L. 1993. Newsprint pulp and paper sludge as soil additive/amendment for alfalfa and bluegrass greenhouse study. *Commun. Soil Sci. Plant Analysis*. 24: 1371-1388.

Zibilske, L. M. 1987. Dynamics of nitrogen and carbon in soil during papermill sludge decomposition . *Soil Sci*. 143 (1): 26- 33.

Zibilske, L. M. 1997. Temperature effects on the decomposition of paper mill sludges in soil. *Soil Sci*. 162 (3) : 198-204.

Annexe 2

Matrice de corrélation entre la stabilité des agrégats humides et des agrégats secs du loam argileux et du loam limono-argileux pour 4 dates d'incubation.

Sols	0 semaine	2 semaines	4 semaines	24 semaines	Toutes dates confondues
Loam argileux	0.86 ^{***}	0.89 ^{***}	0.80 ^{***}	0.93 ^{***}	0.81 ^{***}
Loam limono- argileux	0.86 ^{***}	0.86 ^{***}	0.83 ^{***}	0.86 ^{***}	0.77 ^{***}

*** représente la probabilité de $p \leq 0.001$.

Annexe 3

Données sur le rayon calculé, la teneur en eau volumique initiale θ_i et à saturation θ_s , pour chaque traitement et aux 2 dates d'incubation au loam limono-argileux.

Traitement	2 semaines			24 semaines		
	Rayon (mm)	θ_i (mm ³ mm ⁻³)	θ_s (mm ³ mm ⁻³)	Rayon (mm)	θ_i (mm ³ mm ⁻³)	θ_s (mm ³ mm ⁻³)
Témoin	6.6	0.0290	0.3190	6.50	0.0290	0.3190
Des+II (8 T ha ⁻¹)	5.7	0.0291	0.3251	5.85	0.0291	0.3251
Des+II (16 T ha ⁻¹)	5.72	0.0285	0.3225	5.25	0.0285	0.3225
Des+II (24 T ha ⁻¹)	5.9	0.0291	0.3291	5.28	0.0291	0.3291
I+II (18 T ha ⁻¹)	5.6	0.0292	0.3252	5.04	0.0292	0.3252
Compost (24 T ha ⁻¹)	6.55	0.0280	0.3180	5.20	0.0280	0.3180

Données sur le rayon calculé, la teneur en eau volumique initiale θ_i et à saturation θ_s , pour chaque traitement et aux 2 dates d'incubation au loam argileux.

Traitement	2 semaines			24 semaines		
	Rayon (mm)	θ_i (mm ³ mm ⁻³)	θ_s (mm ³ mm ⁻³)	Rayon (mm)	θ_i (mm ³ mm ⁻³)	θ_s (mm ³ mm ⁻³)
Témoin	6.75	0.0279	0.2979	6.30	0.0279	0.2979
Des+II (8 T ha ⁻¹)	6.52	0.0260	0.2960	5.50	0.0260	0.2960
Des+II (16 T ha ⁻¹)	5.50	0.0280	0.3000	4.95	0.0280	0.3000
Des+II (24 T ha ⁻¹)	4.85	0.0256	0.3062	4.70	0.0256	0.3062
I+II (18 T ha ⁻¹)	4.90	0.0270	0.3090	4.50	0.0270	0.3090
Compost (24 T ha ⁻¹)	5.85	0.0275	0.3045	4.82	0.0275	0.3045

Chaque valeur est la moyenne de 3 répétitions

Des+II : mélange désencrage-secondaire

I+II : mélange primaire-secondaire

Annexe 4

EXEMPLE D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES PAR LE MODÈLE 1 AVEC ECHAPPEMENT D'AIR (Cas du loam limono-argileux amendé en désencrage-secondaire (24 T ha⁻¹))

Données expérimentales:

- Rayon moyen initial de l'agrégat (mm): a = 5.9
- Potentiel matriciel initial (mm): h0 = 10
- Calcul de la porosité:
 - soit θ_0 : teneur en eau volumique initiale (mm³ H₂O mm⁻³ sol)
 - soit θ_s : teneur en eau volumique à saturation (mm³ H₂O mm⁻³ sol)
 - $\theta_0 = 0.0291$
 - $\theta_s = 0.3291$ $f = \theta_s - \theta_0$
 - Soit: $f = 0.3$

Données de départ:

- Potentiel matriciel au front d'humectation (mm): hf := -130.51
- Conductivité hydraulique à saturation (mm s⁻¹): Ks := 0.864.10⁻⁷
- Coefficient de perte de conductivité (s⁻¹): $\alpha := 0.18$

Lecture du fichier des données de pression enregistrée:

ORIGIN = 1

FP = READPRN(T5SA2sl)

- Vecteur temps (sec): $t = FP^{<1>}$

- Nombre total de points d'acquisition: $nt = \text{length}(t)$

$$t(n) = t_n$$

- Vecteur pression (mbar): $PR = FP^{<2>}$

$$PR(n) = PR_n$$

Données expérimentales du gonflement:

- Taux de gonflement (s^{-1}): $\beta := 0.00011$

- Calcul du gonflement après chaque instant: $tg(n) = \beta \cdot t(n)$

- Calcul du rayon du gonflement dans le temps (mm): $rg(n) := a \cdot \sqrt{1 + tg(n)}$

Données expérimentales du volume d'air échappé:

- Taux du volume d'air échappé ($mm^3 s^{-1}$): $\gamma := 0.0903$

- Volume d'air échappé après chaque instant (mm^3): $V\alpha(n) = \gamma \cdot t(n)$

- Pourcentage d'air échappé par rapport au volume initialement présent dans l'agrégat (%) après 8 secondes d'immersion:

$$\frac{V\alpha(8)}{\left(\frac{4}{3}\right) \cdot \pi \cdot a^3 \cdot f} \cdot 100 = 0.28 \%$$

Calcul du rayon d'humectation:

$$A1(hf, Ks, \alpha, n) = \frac{-3}{(2-\alpha)} \cdot Ks \cdot (h0 - hf) \cdot \frac{(\exp(-\alpha \cdot t(n)) - 1)}{(a^2 \cdot f)} - \frac{1}{8}$$

$$A2(hf, Ks, \alpha, n) = \frac{1}{4} \left[\frac{3}{\alpha} \cdot Ks \cdot (h0 - hf) \cdot \frac{(\exp(-\alpha \cdot t(n)) - 1)}{(a^2 \cdot f)} - \frac{1}{2} \right] \cdot \frac{\sqrt{6}}{\sqrt{\alpha}} \cdot \sqrt{Ks \cdot \sqrt{h0 - hf} \cdot \frac{\sqrt{\exp(-\alpha \cdot t(n)) - 1}}{(a \cdot \sqrt{f})}} \cdot \sqrt{2}$$

$$A(hf, Ks, \alpha, n) = A1(hf, Ks, \alpha, n) - A2(hf, Ks, \alpha, n)$$

$$r1(n, Ks, hf, \alpha) = \frac{-1}{2} \cdot (A(hf, Ks, \alpha, n))^{\frac{1}{3}} - \frac{1}{\left[8 \cdot (A(hf, Ks, \alpha, n))^{\frac{1}{3}} \right]} - \frac{1}{2}$$

$$r2(n, Ks, hf, \alpha) = \frac{1}{2} \cdot i \cdot \sqrt{3} \cdot (A(hf, Ks, \alpha, n))^{\frac{1}{3}} - \frac{1}{\left[4 \cdot (A(hf, Ks, \alpha, n))^{\frac{1}{3}} \right]}$$

$$r(n, Ks, hf, \alpha) = (r1(n, Ks, hf, \alpha) - r2(n, Ks, hf, \alpha)) \cdot a$$

Calcul de la pression intra-agrégat:

- Pression initiale (mbar): $P0 = 1000.$

$$P(n, Ks, hf, \alpha) = P0 \cdot \frac{\pi \cdot a^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f - V\alpha(n)}{\left[\pi \cdot (r(n, Ks, hf, \alpha) - rg(n) - a)^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f \right]}$$

Calcul de SSE (Sum square error):

$$n = 1..nt$$

$$SSE(Ks, hf, \alpha) = \sum_n (PR(n) - P(n, Ks, hf, \alpha) + P0)^2$$

$$SSE(Ks, hf, \alpha) = 201.375$$

Minimisation de SSE et calcul des constantes du modèle:

Given

$$1 \cong 1$$

$$2 \cong 2$$

$$SSE(Ks, hf, \alpha) \cong 0$$

$$\begin{pmatrix} Ks \\ hf \\ \alpha \end{pmatrix} = \text{Minerr}(Ks, hf, \alpha)$$

Résultat des constantes prédites par le modèle:

$$\begin{pmatrix} Ks \\ hf \\ \alpha \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 6.5028 \cdot 10^{-8} \\ -130.1131 \\ 0.2146 \end{pmatrix}$$

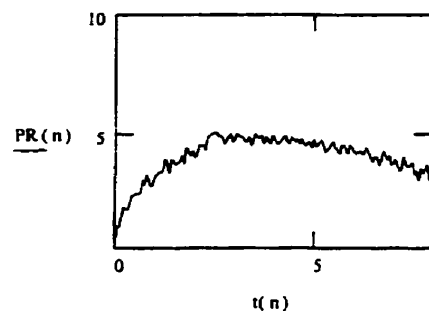
$$SSE(Ks, hf, \alpha) = 11.8986$$

Le vecteur de la pression prédite est alors PPR1 tel que :

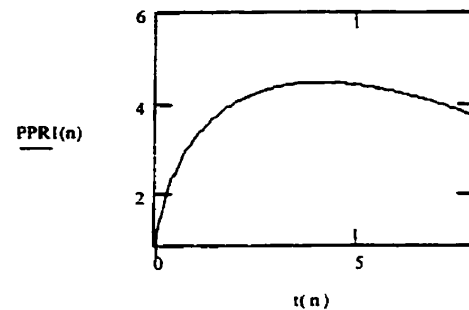
$$PPR1(n) = P(n, hf, Ks, \alpha) - P0$$

Comparaison de l'évolution de la pression enregistrée et prédite par le modèle:

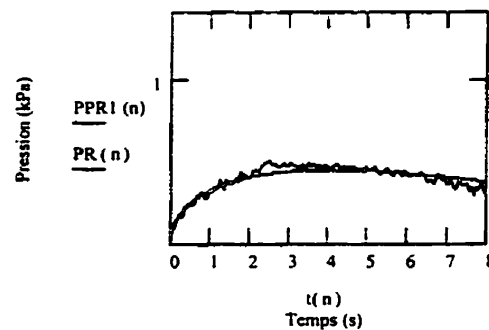
Pression enregistrée PR (mbar):



Pression prédite PPR1 (mbar) :



Comparaison des deux pressions (kPa):



- La courbe en ligne continue représente la pression prédite (PPR1) par le modèle 1 avec échappement d'air.
- La courbe en oscillation représente la pression enregistrée (PR) à l'intérieur de l'agrégat.

Annexe 5

EXEMPLE D'ESTIMATION DES PARAMÈTRES PAR LE MODÈLE 2 SANS ECHAPPEMENT D'AIR (Cas du loam limono-argileux amendé en désencrage-secondaire (24 T ha⁻¹))

Données expérimentales:

- Rayon moyen initial de l'agrégat (mm): $a = 5.9$
- Potentiel matriciel initial (mm): $h_0 = 10$
- Calcul de la porosité: $f = \theta_s - \theta_0$
 soit θ_0 : teneur en eau volumique initiale (mm³ H₂O mm⁻³ sol)
 soit θ_s : teneur en eau volumique à saturation (mm³ H₂O mm⁻³ sol)

Soit: $\theta_0 = 0.0291$
 $\theta_s = 0.3291$

$f = 0.3$

Données de départ:

- Potentiel matriciel au front d'humectation (mm): $h_f = -190$
- Conductivité hydraulique à saturation (mm s⁻¹): $K_s = 0.85 \cdot 10^{-7}$
- Coefficient de perte de conductivité (s⁻¹): $\alpha = 0.232$
- Pression atmosphérique (mm): $P_0 = 10000$

Lecture du fichier des données de pression enregistrée:

ORIGIN = 1

FP = READPRN(T5SA2s)

- Vecteur temps (sec): $t = FP^{<1>}$

- Nombre total de points d'acquisition: $nt = \text{length}(t)$

$t(n) = t_n$

- Vecteur pression (mbar): $PR = FP^{<2>}$

$$PR(n) = PR_n$$

Données expérimentales du gonflement:

- Taux de gonflement (s⁻¹): $\beta = 0.00011$

- Calcul du gonflement après chaque instant : $tg(n) = \beta \cdot t(n)$

- Calcul du rayon du gonflement dans le temps (mm): $rg(n) = a \cdot \sqrt{1 + tg(n)}$

Données expérimentales du volume d'air échappé:

- Taux du volume d'air échappé (mm³ s⁻¹): $\gamma = 0.0903$

- Volume d'air échappé après chaque instant (mm³): $Va(n) = \gamma \cdot t(n)$

- Pourcentage d'air échappé par rapport au volume initialement présent dans l'agrégat (%) après 8 secondes d'immersion:

$$\frac{Va(nt)}{\left(\frac{4}{3}\right) \cdot \pi \cdot a^3 \cdot f} \cdot 100 = 0.28$$

Calcul du rayon d'humectation:

Pour fin de simplification, posons:

$$B(hf) = \left[\frac{P0}{P0 - (hf - h0)} \right]^{\frac{1}{3}} \quad C(hf) = hf - h0 - P0$$

$$K1(hf) = \frac{\ln(1 - B(hf))}{(C(hf))^2 \cdot B(hf)} \cdot P0 - \frac{1}{2} \cdot \frac{\ln(1 - B(hf) - B(hf)^2)}{(C(hf))^2 \cdot B(hf)} \cdot P0$$

$$K2(hf, Ks, \alpha, n) = \frac{-\sqrt{3}}{(C(hf))^2 \cdot B(hf)} \cdot \text{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left(\frac{2}{B(hf)} - 1 \right) \right] \cdot P0 + \frac{\ln(-hf + h0)}{C(hf)^2} \cdot P0 + \frac{3}{(2 \cdot C(hf))} + \frac{3}{\alpha} \cdot \frac{Ks}{(a^2 \cdot f)}$$

$$Cte(hf, Ks, \alpha, n) = K1(hf) + K2(hf, Ks, \alpha, n)$$

$$N1(hf) = \frac{\ln(-hf + h_0)}{C(hf)^2} \cdot P_0 + \frac{3}{(2 \cdot C(hf))} - \frac{\ln(1 - B(hf))}{(C(hf)^2 \cdot B(hf))} \cdot P_0 - \frac{1}{2} \frac{\ln(1 - B(hf) - B(hf)^2)}{(C(hf)^2 \cdot B(hf))} \cdot P_0$$

$$N2(hf, K_s, \alpha, n) = \frac{-\sqrt{3}}{(C(hf)^2 \cdot B(hf))} \cdot \operatorname{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left(\frac{2}{B(hf)} - 1 \right) \right] \cdot P_0 - \operatorname{Cte}(hf, K_s, \alpha, n) - \frac{3}{\alpha \cdot \exp(\alpha \cdot t(n))} \cdot \frac{K_s}{(a^2 \cdot f)}$$

$$N3(hf) = \frac{1}{(C(hf) \cdot (-hf - h_0))} \cdot P_0 - \frac{1}{[3 \cdot [(1 + B(hf)) \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]]} \cdot P_0$$

$$N4(hf) = \frac{1}{[3 \cdot [(1 - B(hf) + B(hf)^2) \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]]} \cdot P_0 - \frac{1}{[6 \cdot [(1 - B(hf) + B(hf)^2) \cdot C(hf)^2]]} \cdot P_0$$

$$N5(hf) = \frac{2}{\left[3 \cdot \left[C(hf)^2 \cdot \left[B(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right] \right]} \cdot P_0$$

$$N6(hf) = \frac{-1}{[2 \cdot (-hf + h_0)^2]} \cdot P_0 - \frac{1}{(6 \cdot C(hf))} - \frac{1}{(C(hf)^2 \cdot B(hf))} \cdot \frac{P_0}{(9 + 9 \cdot B(hf))}$$

$$N7(hf) = \frac{-1}{[18 \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]} \cdot \frac{P_0}{(1 - B(hf))^2} - \frac{1}{[18 \cdot [(1 - B(hf) - B(hf)^2) \cdot C(hf)^2]]} \cdot P_0$$

$$N8(hf) = \frac{1}{[18 \cdot [(1 - B(hf) - B(hf)^2) \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]]} \cdot P_0 + \frac{1}{[9 \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]} \cdot \frac{P_0}{(1 - B(hf) - B(hf)^2)^2}$$

$$N9(hf) = \frac{-1}{(9 \cdot C(hf)^2)} \cdot \frac{P_0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2} + \frac{1}{(36 \cdot C(hf)^2)} \cdot B(hf) \cdot \frac{P_0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2}$$

$$N10(hf) = \frac{2}{9 \cdot \left[C(hf)^2 \cdot \left[B(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} + \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot P_0$$

$$N11(hf) = \frac{2}{\left[9 \cdot \left[C(hf)^2 \cdot \left[B(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right] \right]} \cdot \frac{P_0}{(1 - B(hf) - B(hf)^2)}$$

$$N12(hf) = \frac{1}{\left[9 \left[C(hf)^2 \cdot B(hf) \cdot \left[\frac{4}{3} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)}$$

$$N13(hf) = \frac{-2}{(27 \cdot C(hf))} + \frac{1}{3} \cdot \frac{C(hf)}{(-hf + h0)^3} \cdot P0 + \frac{10}{\left[81 \left[C(hf)^2 \cdot B(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot P0$$

$$N14(hf) = \frac{2}{\left[81 \left[C(hf)^2 \cdot B(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} + \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)}$$

$$N15(hf) = \frac{2}{\left[81 \left[C(hf)^2 \cdot B(hf) \cdot \left[\frac{4}{3} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)}$$

$$N16(hf) = \frac{16}{\left[81 \left[C(hf)^2 \cdot B(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} + \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2}$$

$$N17(hf) = \frac{20}{\left[81 \left[C(hf)^2 \cdot B(hf) \cdot \left[\frac{4}{3} + \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2}$$

$$N18(hf) = \frac{14}{\left[81 \left[C(hf)^2 \cdot \left[\frac{4}{3} + \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right] \right] \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2}$$

$$N19(hf) = \frac{4}{(81 \cdot C(hf)^2)} \cdot \frac{B(hf)}{\left[\frac{4}{3} + \frac{4}{(3 \cdot B(hf)^2)} - \frac{4}{(3 \cdot B(hf))} \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2}$$

$$N20(hf) = \frac{-5}{(C(hf)^2 \cdot B(hf))} \cdot \frac{P0}{(81 + 81 \cdot B(hf))} - \frac{1}{\left[81 \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf)) \right]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf))^2}$$

$$N21(hf) = \frac{-1}{27 \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))} \cdot \frac{P0}{(1 + B(hf))^3} - \frac{2}{(81 \cdot C(hf)^2)} \cdot \frac{P0}{(1 + B(hf))^3}$$

$$N22(hf) = \frac{-5}{[162[(1 - B(hf) + B(hf)^2) \cdot C(hf)^2]]} \cdot P0 + \frac{2}{[81 \cdot [(1 - B(hf) + B(hf)^2) \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]]} \cdot P0$$

$$N23(hf) = \frac{-1}{(54 \cdot C(hf)^2)} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) - B(hf)^2)^2} + \frac{1}{[81 \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2}$$

$$N24(hf) = \frac{1}{(162 \cdot C(hf)^2)} \cdot B(hf) \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^2} - \frac{11}{(81 \cdot C(hf)^2)} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) - B(hf)^2)^3}$$

$$N25(hf) = \frac{1}{(9 \cdot C(hf)^2)} \cdot B(hf) \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^3} - \frac{1}{(18 \cdot C(hf)^2)} \cdot B(hf)^2 \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^3}$$

$$N26(hf) = \frac{1}{(81 \cdot C(hf)^2)} \cdot B(hf)^3 \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) - B(hf)^2)^3} - \frac{2}{[27 \cdot (C(hf)^2 \cdot B(hf))]} \cdot \frac{P0}{(1 - B(hf) + B(hf)^2)^3}$$

$$M1(hf) = N13(hf) + N14(hf) - N15(hf) - N16(hf) - N17(hf) + N18(hf) - N19(hf)$$

$$M2(hf) = N20(hf) - N21(hf) + N22(hf) - N23(hf) - N24(hf) + N25(hf) - N26(hf)$$

$$V(n, Ks, hf, \alpha) = \begin{bmatrix} N1(hf) - N2(hf, Ks, \alpha, n) \\ N3(hf) - N4(hf) - N5(hf) \\ N6(hf) - N7(hf) - N8(hf) + N9(hf) + N10(hf) + N11(hf) - N12(hf) \\ M1(hf) + M2(hf) \end{bmatrix}$$

$$S(n, Ks, hf, \alpha) = \text{polyroots}(V(n, Ks, hf, \alpha))$$

$$r(n, Ks, hf, \alpha) = a \cdot (1 - S(n, Ks, hf, \alpha)_3)^{\frac{1}{3}}$$

Calcul de la pression intra-agrégat:

- Pression initiale (mbar): $P_0 = 1000.0$

$$P(n, K_s, hf, \alpha) = P_0 \frac{\pi \cdot a^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f - V\alpha(n)}{\left[\pi \cdot (r(n, K_s, hf, \alpha) + rg(n) - a)^3 \cdot \frac{4}{3} \cdot f \right]}$$

Calcul de SSE (Sum square error):

$$n = 1..nt$$

$$SSE(K_s, hf, \alpha) = \sum_n (PR(n) - P(n, K_s, hf, \alpha) - P_0)^2$$

$$SSE(K_s, hf, \alpha) = 193.8135$$

Minimisation de SSE et calcul des constantes du modèle:

Given

$$l \approx 1 \quad 2 \approx 2$$

$$SSE(K_s, hf, \alpha) \approx 0$$

$$\begin{pmatrix} K_s \\ hf \\ \alpha \end{pmatrix} = \text{Minerr}(K_s, hf, \alpha)$$

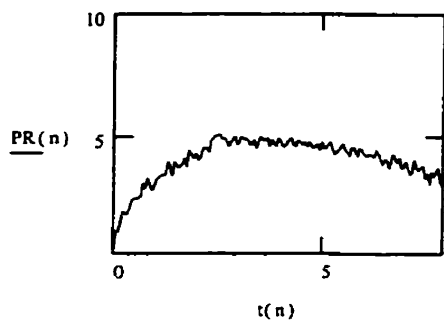
Résultat des constantes prédites par le modèle:

$$\begin{pmatrix} K_s \\ hf \\ \alpha \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 5.9251 \cdot 10^{-8} \\ -189.614 \\ 0.2409 \end{pmatrix}$$

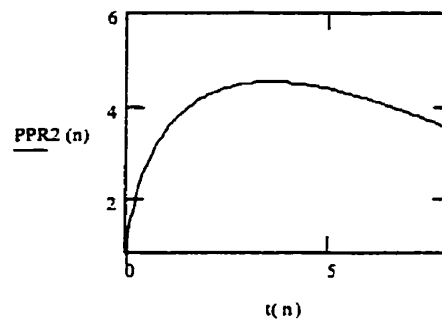
$$SSE(K_s, hf, \alpha) = 10.6431$$

Comparaison de l'évolution de la pression enregistrée et prédite par le modèle:

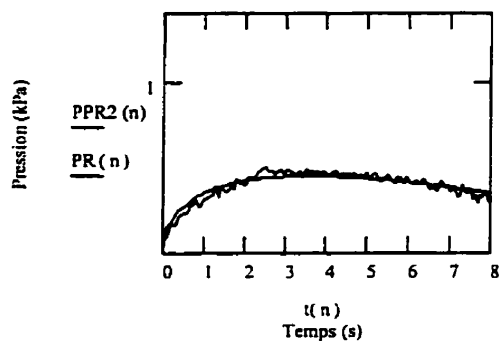
Pression enregistrée (PR) (mbar):



Pression prédite PPR2 (mbar):



Comparaison des deux pressions (kPa):



- La courbe en ligne continue représente la pression prédite (PPR2) par le modèle 2 sans échappement d'air.
- La courbe en oscillation représente la pression enregistrée (PR) à l'intérieur de l'agrégat.

Annexe 6

DÉVELOPPEMENT DU MODELE 2 ET CALCUL DE L'ERREUR D'APPROXIMATION

L'équation différentielle régissant l'infiltration de l'eau dans un agrégat sphérique est donnée par:

$$\frac{dX}{dt} = \frac{-3 \cdot K_s \cdot e^{-\alpha t}}{a^2 \cdot f \cdot \left[(1-X)^{\frac{1}{3}} - 1 \right]} \cdot \left(hf - h_0 + P_0 \cdot \frac{X}{1-X} \right)$$

Où:

$$X \approx 3 \cdot \frac{I}{a \cdot f}$$

Données initiales:

$$\begin{aligned} P_0 &:= 10000 \text{ mm} & h_0 &:= 10 \text{ mm} & a &:= 5 \text{ mm} & f &:= 0.3 \text{ mm}^3 \text{ H}_2\text{O mm}^{-3} \text{ sol} \\ K_s &:= 10^{-7} \text{ mm s}^{-1} & hf &:= 640 \text{ mm} & \alpha &:= 0.001 \text{ s}^{-1} \end{aligned}$$

Posons:

$$B = - \left(\frac{P_0}{P_0 - hf + h_0} \right)^{\frac{1}{3}} \quad C = hf - h_0 - P_0$$

En utilisant Maple V version 4.0, la solution de l'équation différentielle est donnée par:

$$A1(X1) = \frac{-\ln(X1 - B)}{C \cdot B} + \frac{1}{2 \cdot C \cdot B} \cdot \ln(X1^2 - X1 \cdot B + B^2) - \frac{\sqrt{3}}{C \cdot B} \cdot \operatorname{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left(2 \cdot \frac{X1}{B} - 1 \right) \right]$$

$$A2(X1) = \frac{3}{2 \cdot C} \cdot X1^2 + hf \cdot \frac{\ln(X1 + B)}{C^2 \cdot B} - h_0 \cdot \frac{\ln(X1 - B)}{C^2 \cdot B} - \frac{1}{2 \cdot C^2 \cdot B} \cdot hf \cdot \ln(X1^2 - X1 \cdot B + B^2)$$

$$A3(X1) = \frac{1}{2 \cdot C^2 \cdot B} \cdot h_0 \cdot \ln(X1^2 - X1 \cdot B - B^2) - \frac{\sqrt{3}}{C^2 \cdot B} \cdot hf \cdot \operatorname{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left(2 \cdot \frac{X1}{B} - 1 \right) \right]$$

$$A4(X1) = \frac{\sqrt{3}}{C^2 \cdot B} \cdot h_0 \cdot \operatorname{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left(2 \cdot \frac{X1}{B} - 1 \right) \right] - \frac{\ln \left[(1 - X1^3) \cdot C - (hf - h_0) \right]}{C} - \frac{1 - X1^3}{C}$$

$$A5(X1, t) = hf \cdot \frac{\ln \left[(1 - X1^3) \cdot C - (hf - h_0) \right]}{C^2} - h_0 \cdot \frac{\ln \left[(1 - X1^3) \cdot C - (hf - h_0) \right]}{C^2} + \frac{3 \cdot Ks \cdot e^{-\alpha \cdot t}}{\alpha \cdot (a)^2 \cdot f}$$

$$A1(X1) + A2(X2) + A3(X1) + A4(X1) + A5(X1, t) \approx Cte$$

Avec:

$$X1 \approx (1 - X)^{\frac{1}{3}} \quad X \approx 1 - X1^3$$

Après simplification et réarrangement, on obtient une équation en X de la forme:

$$U(X, t) - Cte \approx 0$$

Avec:

$$U(X, t) \approx U1(X) - U2(X) - U3(t)$$

$$U1(X) = \frac{\left[\ln \left((1 - X)^{\left(\frac{1}{3}\right)} + B \right) \right]}{(C^2 \cdot B)} \cdot p_0 - \frac{1}{2} \frac{\left[\ln \left((1 - X)^{\left(\frac{2}{3}\right)} - (1 - X)^{\left(\frac{1}{3}\right)} \cdot B + B^2 \right) \right]}{(C^2 \cdot B)} \cdot p_0$$

$$U2a(X) = - \frac{\sqrt{3}}{(C^2 \cdot B)} \cdot \operatorname{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left[2 \cdot \frac{(1 - X)^{\left(\frac{1}{3}\right)}}{B} - 1 \right] \right] \cdot p_0 - \frac{\ln(X \cdot C - hf - h_0) \cdot p_0}{C^2}$$

$$U2b(X) = \frac{3}{(2 \cdot C)} \cdot (1 - X)^{\left(\frac{2}{3}\right)} + \frac{X}{C}$$

$$U2(X) = U2a(X) + U2b(X)$$

$$U3(t) = \frac{3}{\alpha} \cdot \exp(-\alpha \cdot t) \cdot \frac{Ks}{(a^2 \cdot f)}$$

Soit:

$$U(X,t) = U_1(X) + U_2(X) + U_3(t)$$

Calcul de la constante:

La constante étant obtenue à partir des conditions initiales:

À $t=0$, l'infiltration $I=0$, soit $X=0$ d'où:

$$K_1 = \left[\frac{\ln(1+B)}{(C^2 \cdot B)} \cdot P_0 - \frac{1}{2} \frac{\ln(1-B+B^2)}{(C^2 \cdot B)} \cdot P_0 - \frac{\sqrt{3}}{(C^2 \cdot B)} \cdot \text{atan} \left[\frac{1}{3} \cdot \sqrt{3} \cdot \left(2 \cdot \frac{1}{B} - 1 \right) \right] \right] \cdot P_0 + \frac{\ln(-hf - h_0)}{C^2} \cdot P_0$$

$$K_2 = \frac{3}{2 \cdot C} + \frac{3}{\alpha} \cdot \frac{K_s}{(a^2 \cdot f)}$$

$$C_{te} = K_1 + K_2$$

Développement en séries d'ordre 4:

Le développement en séries d'ordre 4 de $U_1(X)$ et de $U_2(X)$ de l'équation générale permet d'obtenir des équations sous la forme:

$$U_1(X) \approx U_{10} + U_{11} \cdot X - U_{12} \cdot X^2 + U_{13} \cdot X^3 + O(X^4)$$

$$U_2(X) \approx U_{20} - U_{21} \cdot X - U_{22} \cdot X^2 + U_{23} \cdot X^3 + O(X^4)$$

Avec:

$$U_{10} = \left[\frac{\ln(1+B)}{(C^2 \cdot B)} \cdot P_0 - \frac{1}{2} \frac{\ln(1-B+B^2)}{(C^2 \cdot B)} \cdot P_0 \right]$$

$$U_{11} = \left[\frac{-1}{2} \frac{\left(\frac{2}{3} + \frac{1}{3} \cdot B \right)}{\left[(1-B+B^2) \cdot (C^2 \cdot B) \right]} \cdot P_0 - \frac{1}{3 \cdot \left[(1+B) \cdot (C^2 \cdot B) \right]} \cdot P_0 \right]$$

$$U_{12} = \frac{-1}{2} \left[\frac{\left(\frac{1-B-\frac{1}{9}}{1-B+B^2} \right) - \frac{1}{6} \frac{(-2-B)}{(1-B+B^2)^2} \left(\frac{-2-\frac{1}{3}B}{3-\frac{1}{3}B} \right)}{(C^2 \cdot B)} \right] \cdot P_0 + \frac{\left[\frac{-1}{9(1-B)} - \frac{1}{18(1+B)^2} \right]}{(C^2 \cdot B)} \cdot P_0$$

Et U13 de la forme:

$$U_{13} = U_{130} - U_{131}$$

Avec:

$$U_{130} = \frac{-1}{2} \left[\frac{\left(\frac{5B-4}{81} - \frac{4}{81} \right) - \frac{1}{9} \frac{(-2-B)}{(1-B+B^2)^2} \left(\frac{1B-\frac{1}{9}}{9-\frac{1}{9}} \right) - \frac{1}{27} \frac{(8B-5B^2-2B^3-6)}{(1-B+B^2)^3} \left(\frac{-2-\frac{1}{3}B}{3-\frac{1}{3}B} \right)}{(C^2 \cdot B)} \right] \cdot P_0$$

$$U_{131} = \frac{\left[\frac{-5}{81(1+B)} - \frac{1}{81(1-B)^2} - \frac{1}{81} \frac{(3-2B)}{(1+B)^3} \right]}{(C^2 \cdot B)} \cdot P_0$$

$$U_{13} = U_{130} + U_{131}$$

$$U_{20} = \frac{-\sqrt{3}}{(C^2 \cdot B)} \cdot \operatorname{atan} \left[\frac{1}{3} \sqrt{3} \left(\frac{2}{B} - 1 \right) \right] \cdot P_0 + \frac{\ln(-hf - h_0)}{C^2} \cdot P_0 + \frac{3}{(2 \cdot C)}$$

$$U_{21} = \frac{2}{\left[3 \cdot \left[C^2 \cdot B^2 \cdot \left[1 - \frac{1}{3} \left(\frac{2}{B} - 1 \right)^2 \right] \right] \right]} \cdot P_0 + \frac{1}{(C \cdot (-hf + h_0))} \cdot P_0$$

$$U_{22} = \frac{-1}{(6-C)} + \frac{1}{(2 \cdot ((hf - h0) \cdot (-hf + h0)))} \cdot P_0 - \frac{1}{2} \cdot \frac{\sqrt{3}}{(C^2 \cdot B)} \cdot \frac{\left[\frac{-4\sqrt{3}}{27B} - \frac{2}{27} \cdot \frac{\sqrt{3}}{(1-B-B^2)} \cdot \left(\frac{2}{B} - 1\right) \right]}{\left[1 - \frac{1}{3} \cdot \left(\frac{2}{B} - 1\right)^2 \right]} \cdot P_0$$

Et U23 de la forme:

$$U_{23} = U_{230} + U_{231}$$

Avec:

$$U_{230} = \frac{1}{3} \cdot \frac{C}{(hf - h0)^2 \cdot (-hf + h0)} \cdot P_0 - \frac{2}{(27 \cdot C)}$$

$$U_{231} = U_{2311} - U_{2312}$$

$$U_{2311} = \frac{1}{3} \cdot \frac{\sqrt{3}}{(C^2 \cdot B)} \cdot \frac{\left[\frac{-10\sqrt{3}}{81B} + \frac{1}{6} \cdot \frac{\sqrt{3}}{(1-B-B^2)} \cdot \frac{B}{(1-B-B^2)} \cdot \left[\frac{-4}{27} \cdot \left(\frac{2}{B} - 1\right) - \frac{4}{(27 \cdot B^2)} \right] \right]}{\left[1 - \frac{1}{3} \cdot \left(\frac{2}{B} - 1\right)^2 \right]} \cdot P_0$$

$$U_{2312} = \frac{1}{3} \cdot \frac{\sqrt{3}}{(C^2 \cdot B)} \cdot \frac{\frac{2}{81} \cdot \frac{\sqrt{3}}{(1-B+B^2)^2} \cdot (4 - 3 \cdot B + 2 \cdot B^2) \cdot \left(\frac{2}{B} - 1\right)}{\left[1 + \frac{1}{3} \cdot \left(\frac{2}{B} - 1\right)^2 \right]} \cdot P_0$$

$$U_{231} = U_{2311} + U_{2312}$$

$$U_{23} = U_{230} + U_{231}$$

Les racines de l'équation générale sont évaluées à partir de la matrice des coefficients du polynôme donné par:

$$U(X,t) = U1(X) + U2(X) + U3(t) - Cte$$

Soit:

$$G(t) = \begin{bmatrix} U10 + U20 - U3(t) - Cte \\ U11 - U21 \\ U12 - U22 \\ U13 - U23 \end{bmatrix}$$

Les solutions en X sont données par:

$$S(t) = \text{polyroots}(G(t))$$

Les trois solutions du rayon d'humectation sont telles que:

$$r0(t) = a \cdot (1 - S(t)_0)^{\frac{1}{3}}$$

$$r1(t) = a \cdot (1 - S(t)_1)^{\frac{1}{3}}$$

$$r2(t) = a \cdot (1 - S(t)_2)^{\frac{1}{3}}$$

Exemple de calcul:

À t=10 secondes, on a:

$$r0(10) = 5.104 + 0.025i$$

$$r1(10) = 5.104 - 0.025i$$

$$r2(10) = 4.943$$

Le rayon définissant le front d'humectation est alors $r(t) = r2(t)$

$$r(t) = a \cdot (1 - S(t)_0)^{\frac{1}{3}}$$

Calcul de l'erreur d'approximation:

La solution réelle étant de la forme:

$$SR(X) = U1(X) + U2(X)$$

Et la solution approximée est donnée par:

$$SA(X) = U10 + U20 + (U11 + U21) \cdot X + (U12 + U22) \cdot X^2 + (U13 + U23) \cdot X^3$$

L'erreur d'approximation est telle que:

$$E(X) = \frac{SR(X) - SA(X)}{SR(X)} \cdot 100$$

Sachant que la gamme de variation de hf est entre -70mm et -640mm, on obtient:

Pour hf=-70mm: $X_{min} = 7.936 \cdot 10^{-3}$

Pour hf=-640mm: $X_{max} = 0.06103$

Soit:

$$\frac{SR(X_{min}) - SA(X_{min})}{SR(X_{min})} \cdot 100 = 2.25 \cdot 10^{-5}$$

$$\frac{SR(X_{max}) - SA(X_{max})}{SR(X_{max})} \cdot 100 = 2.237$$