

UNIVERSITÉ LAVAL

FACULTÉ DE FORESTERIE ET DE GÉOMATIQUE
Département des Sciences du Bois et de la Forêt

Groupe de Coordination dur les Bois Raméaux

«L'IMPACT DU BOIS RAMÉAL FRAGMENTÉ SUR LA DYNAMIQUE DE LA MÉSOFAUNE DU SOL»

septembre 1994

par

Louis Larochelle publication n° 78

Deuxième édition
février 2004

édité par le
GROUPE DE COORDINATION SUR LES BOIS RAMEAUX
Département des Sciences du Bois et de la Forêt
Université Laval
Québec G 1 K 7P4
QUÉBEC
Canada

Publication n° 78

septembre 1994

Deuxième édition

février 2004

Groupe de Coordination sur les Bois Raméaux
Département des Sciences du Bois et de la Forêt
Faculté de Foresterie et de Géomatique
UNIVERSITÉ LAVAL

Québec

G1K 7P4

QUÉBEC

Canada

courriel: gilles.lemieux@sbf.for.ulaval.ca

FAX (418) 656-5262

tel (418) 656-2131 poste 2837

ISBN: 2-921728-27-3

**FACULTÉ DES SCIENCES DEL'AGRICULTURE ET DE
L'ALIMENTATION**

**L'IMPACT DU BOIS RAMÉAL FRAGMENTÉ SUR LA
DYNAMIQUE DE LA MÉSOFAUNE DU SOL**

LOUIS LAROCHELLE

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

**Faculté des Études Supérieures
UNIVERSITÉ LAVAL**

SEPTEMBRE 1994

édité par le
GROUPE DE COORDINATION SUR LES BOIS RAMEAUX

Publication n° 78

Département des Sciences du Bois et de la Forêt
Université Laval
Québec G1K 7P4
Canada

RÉSUMÉ

Des bois raméaux fragmentés (BRF) d'aulne rugueux, de bouleaux gris et d'érable à sucre ont été apportés à un sol limono-argileux cultivé avec de l'orge. Pour le bois d'érable, on a vérifié les effets sur la mésofaune du diamètre des branches, de la taille des fragments et des quantités apportées. Les effets de l'ajout d'azote et d'un inoculant forestier sur la mésofaune ont été également étudiés. Ce sont les bois raméaux d'érable finement fragmentés (< 1 cm) faits à partir de branches de petit diamètre (3 cm) qui entraînent les plus fortes augmentations de la mésofaune (acarien et collemboles, > 13 fois le témoin, $p < 0,05$), et ce quel que soit le taux d'application (15 ou 30 t ha⁻¹ p.s.) ou l'ajout ou non d'azote ou d'inoculant forestier. L'immobilisation de l'azote et l'humification sont en général plus importants pour ces traitements.

AVANT-PROPOS

J'aimerais remercier les personnes et les organismes suivants sans qui cette étude n'aurait pu être réalisée:

-Madame Chantal Beauchamp du Département des sols de l'Université LAVAL, pour son support académique, financier et administratif,

-Monsieur Fernand Pagé du Service des sols du MAPAQ, pour son encadrement scientifique

-Monsieur Pierre Audesse, du Service des sols du MAPAQ, pour son soutien technique,

-Monsieur Sylvain Végiard, statisticien au Service de planification et de soutien scientifique du MAPAQ,

-Monsieur Gilles Lemieux, professeur au Département des sciences forestières de l'Université Laval, qui, au cours de nombreux entretiens, m'a aidé à préciser l'orientation de cette recherche,

-Le groupe de coordination sur les bois raméaux dont messieurs Edgar Guay, Jean-Pierre Tétrault, Alban Lapointe et Lionel Lachance pour leur disponibilité et leurs encouragements,

-Monsieur Stuart Hill, professeur au Département d'entomologie du collège Macdonald, et son étudiant Ed Zoborsky pour leur aide concernant l'extraction et l'identification de la mésofaune,

-Madame Wendolyn Baker et monsieur Mamadou Seck qui m'ont aidé à réaliser la collecte des données.

TABLE DES MATIÈRES

	<u>Page</u>
RÉSUMÉ	
AVANT-PROPOS	
TABLE DES MATIÈRES	vii
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
CHAPITRE II REVUE DE LITTÉRATURE.....	4
2.1 L'apport au sol de bois raméaux fragmentés	5
2.2 La transformation de la matière ligneuse dans le sol.....	7
2.3 Rôle de la mésofaune	9
2.3.1 Écologie	9
2.3.2 Comminution des résidus	10
2.3.3 Régulation	11
2.3.4 Composition de la microflore	11
2.4 L'impact de la qualité de la matière organique ligneuse sur la mésofaune du sol	13
2.4.1 Les éléments nutritifs	14
2.4.2 Les composés phénoliques	15
2.4.3 Les propriétés physiques	16
2.5 Conclusion	17
2.6 Bibliographie	18

CHAPITRE III INTRODUCTION	25
CHAPITRE IV MATÉRIEL ET MÉTHODE	27
4.1 Description du site	27
4.2 Dispositif expérimental et traitements	27
4.3 Caractérisation des bois raméaux fragmentés	28
4.4 Échantillonnage, extraction et dénombrement de la mésofaune	28
4.5 Analyses chimiques du sol	31
4.6 Mesures et analyses des rendements de l'orge et de ses caractéristiques qualitatives	31
CHAPITRE V RÉSULTATS ET DISCUSSION	33
5.1 Caractérisation des bois raméaux fragmentés	33
5.2 Effets des traitements sur la mésofaune du sol	36
5.2.1 Échantillonnage de juillet	36
5.2.2 Échantillonnage de septembre	36
5.3 Effets des traitements sur la différenciation des groupes	39
5.3.1 Échantillonnage de juillet	40
5.3.2 Échantillonnage de septembre	40
5.4 Azote non hydrolysable	41
5.5 Azote nitrique	42
5.6 Rendements	45
5.7 Effets du diamètre des branches, de la taille des fragments et de la quantité ajoutée de BRF, sur l'activité de la mésofaune, l'intensité d'immobilisation de l'azote et l'humification	46
5.8 Effets des essences des BRF sur l'activité de la mésofaune, l'intensité d'immobilisation de l'azote et l'humification	47
CHAPITRE VI CONCLUSION GÉNÉRALE	48
CHAPITRE VII RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	52

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Description des traitements	30
Tableau 2: Composition chimique et biochimique des BRF	35
Tableau 3: Répartition de la taille des fragments des bois raméaux selon les traitements	35
Abondance des différents groupes de la mésofaune au mois de juillet (nombre d'individus par mètre carré dans la couche 0-5 cm) 38	
Tableau 4: Abondance des différents groupes de la mésofaune au mois de septembre (nombre d'individus au mètre carré dans la couche 0-5 cm).....	39
Tableau 5: Évolution de l'azote non hydrolysable de mai à octobre exprimée en pourcentage de l'azote non hydrolysable initial....	42
Tableau 6: Caractéristiques qualitatives et quantitatives des grains d'orge à la récolte	45

LISTE DES FIGURES

Figure 1:	Répartition des groupes de la mésofaune exprimée en pourcentage du nombre total d'individus de la mésofaune totale, traitements et dates d'échantillonnage confondus	40
Figure 2:	Teneur en azote nitrique de la couche 0 -15 cm en fonction des traitements et du temps après l'apport de BRF (23 mai -2 juillet)	43
Figure 3	Teneur en azote nitrique de la couche 0 -15 cm en fonction des traitements et du temps après l'apport de BRF (17 juillet -2 octobre)	44

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La présence de matière organique dans les sols agricoles est un facteur important de productivité. Toutefois, la qualité ou la nature de cette matière organique est tout aussi déterminante. La nature de la matière organique du sol peut se caractériser selon différentes méthodes. La caractérisation en fonction de la solubilité, du poids moléculaire, de l'association granulométrique, de la force de liaison avec le minéral, par la demi-vie ou par le temps de résidence sont quelques exemples. Les techniques analytiques qui permettent de connaître la structure moléculaire et les types de liaisons intermoléculaires de chacune de ces fractions nous renseignent sur leurs origines et leurs fonctions. Aussi reconnaissons-nous pour un sol donné, aussi bien que pour des sols d'origines différentes, des types de matière organique de natures différentes, reflétant un degré et/ou une orientation spécifique de l'humification (Andreux et al., 1980; Duchaufour, 1990; Malcom et McCarthy, 1991).

Dans les sols forestiers des régions tempérées continentales, comme c'est le cas au Québec, on note trois principaux processus pédogénétiques qui prévalent selon l'influence du climat (température et régime hydrique) et de la roche-mère. Ces processus sont ceux de la brunification, de la podzolisation et de la gleyification. Ceux-ci influencent la rapidité de transformation de la couverture morte et l'intensité d'incorporation de celle-ci avec l'horizon minéral sous-jacent (Maldague, 1967; Pagé, 1989). Ces processus seraient responsables de la formation d'humus caractéristiques. Il s'agit des humus de types mull, moder et mor.

Les plantes d'associations végétales climatiques peuvent donc conditionner les sols par le retour au sol de leurs parties mortes et favoriser soit la brunification ou la podzolisation (Duchaufour, 1968). La caractérisation de la structure des biomolécules au cours des processus d'humification a en effet révélé un lien étroit entre l'origine végétale et le devenir des résidus dans le sol (Hayes, 1991; Hopkins et Shiel, 1991; KÖgel-Knabner et al., 1991; Lynch, 1991). Par exemple, une forêt de climax zonal, comme l'érablière à sucre du Québec, favorise la brunification du sol et la formation de moder, voire de mull; alors qu'une forêt de conifères encourage la podzolisation et le développement de mor.

Un autre élément important intervenant dans le développement des types d'humus est la composante vivante du soi ou la composante "bioédaphique". L'humus se développe grâce à la participation active et simultanée d'un grand nombre d'organismes qui agissent à différents niveaux trophiques et qui sont fortement influencés par le climat, la roche-mère et la végétation. Ces organismes apparaissent donc comme une résultante des interactions climat-roche-mère-végétation et comme acteurs pédogénétiques. (Eijsackers et Zehnder, 1990). Ainsi l'activité biologique du sol apparaît-elle comme un élément diagnostique du type d'humus.

Dans les écosystèmes forestiers, le développement d'un type d'humus "zoogène", tel un humus de type mull sur brunisol, est favorisé quand la qualité de la litière est élevée. C'est le cas dans les groupes socio-écologiques les plus diversifiés: les domaines climatiques de l'érablière à sucre où la stratégie de survie est basée sur la communauté en est un exemple. La qualité de la couverture morte est alors élevée et entraîne une stimulation de l'activité biologique du sol. Une relation "inter suffisante" entre les organismes du sol et la végétation est alors établie (Perry et al, 1989). Il en est de même pour les sols cultivés qui reçoivent annuellement un apport de matière organique. Celle-ci, en stimulant la présence des organismes du sol, contribue au maintien de sa structure et de sa productivité.

La qualité de la matière organique comme apport, la diversité des agents de sa transformation, les produits de transformation, de même que les conditions environnementales du milieu forment un système complexe dans lequel les causes et les effets du processus d'humification sont étroitement liés. Soulignons cependant que l'origine ou la qualité de la matière organique apportée au sol influence directement les agents responsables de sa transformation. L'influence des caractéristiques de la matière organique apportée au sol sur la communauté

bioédaphique a été abordée par Swift et al., (1979) et Heal et Dighton, (1985). Les caractéristiques identifiées à cet égard sont la source de carbone, les teneurs en nutriments, la présence de métabolites secondaires et l'arrangement physique de la matière organique. C'est à ce titre, mais toutefois de manière générale, que nous aborderons le sujet de l'apport dans la couche superficielle d'un sol agricole d'une matière organique fraîche ligneuse tel le bois raméal fragmenté.

Le bois raméal fragmenté (BR F) désigne un type particulier de matières ligneuses. Provenant du bois de branches ou d'arbres d'un diamètre inférieur à 7 cm, il se distingue des copeaux et sciures qui proviennent du bois de tronc. (Lemieux, 1986). Le caractère juvénile de son bois lui confère un taux de lignine élevé, une teneur en composés phénoliques faible et une teneur en nutriments relativement élevée (Hendrickson, 1987; Edmonds, 1987; Scheffer et Cowling, 1966). Toutefois, des variations de ces caractéristiques sont observées selon l'essence, le site et l'époque de prélèvement des rameaux.

L'impact sur le sol de la qualité de la ressource ligneuse provenant des feuillus et le développement de la chaîne trophique feront l'objet de la présente étude. L'efficacité des BRF sera évaluée en considérant leur caractère ligneux, leur statut nutritionnel, leur teneur en composés phénoliques et leur arrangement physique grâce à l'étude d'une séquence particulière de la chaîne trophique: la mésofaune.

Nous analyserons, à la lumière des travaux de plusieurs chercheurs, le rôle de la mésofaune et plus particulièrement celui des collemboles et des acariens sur la transformation de la matière organique, mais surtout sur la transformation de la matière ligneuse. Leurs rôles dans le cyclage des éléments nutritifs, plus particulièrement dans le cyclage de l'azote, et leur influence sur l'activité microbienne seront aussi discutés. Or, une corrélation positive a été établie entre la densité des microarthropodes et l'amélioration de la qualité de la ressource, et entre la productivité foliaire, radiculaire et microbienne (Heal et Dighton, 1985; Seastedt, 1984; Seastedt et al., 1988). Nous chercherons donc de quelle manière la mésofaune pourrait contribuer à accroître la fertilité des sols agricoles.

CHAPITRE II

REVUE DE LITTÉRATURE

La matière ligneuse qui provient des angiospermes (feuillus) est attaquée par les champignons lignolytiques de pourritures blanches lorsqu'elle est apportée au sol. L'abondance et la richesse protéique de ces champignons dépendent de la nature du matériau ligneux; c'est-à-dire de sa teneur en nutriments et en composés phénoliques. La mésofaune (acariens et collemboles) est principalement fongivore; son abondance dépend de celle des champignons et de leur qualité nutritive. La mésofaune, en "brouyant" les champignons, participe à l'humification et à la minéralisation des matières ligneuses. L'apport de bois raméal fragmenté dans le sol suscite la présence de champignons lignolytiques et permet le développement d'une mésofaune fongivore. L'abondance et la diversité de la mésofaune permettent d'évaluer l'importance d'une nouvelle ressource puisque leurs déjections renferment des nutriments utilisables par les plantes et par des organismes d'autres systèmes trophiques (i.e.: bactéries-protazoaires-vers de terre).

Mots clefs: pédofaune, mésofaune, microarthropodes, collemboles, acariens, champignons, lignine, azote, minéralisation, humification, bois raméal fragmenté

2.1 L'apport au sol de bois raméaux fragmentés

Le bois raméal provient de branches d'arbres ou d'arbustes vivants ayant un diamètre inférieur à 7 cm. La fragmentation et l'incorporation de ces bois dans la couche superficielle des sols agricoles est une application privilégiée (Lemieux et al., 1988). On retrouve dans les branches ou les troncs de petits diamètres les teneurs les plus élevées en nutriments; elles augmentent de façon exponentielle avec la diminution du diamètre (Hendrickson, 1987). C'est aussi dans ce bois de petit diamètre que la concentration en lignine est la plus élevée (Edmonds, 1987) et que les composés phénoliques sont à leur plus bas niveau (Sheffer et Cowling, 1966).

La lignine des bois constitue 25 à 36% du poids des Gymnospermes et 18 à 25% du poids des Angiospermes ligneuses (Erikson et al., 1990). Ces caractéristiques particulières du «bois raméal fragmenté» ou «BRF» en font un amendement de bonne qualité favorisant à la fois la minéralisation graduelle des nutriments dans le sol et l'humification d'une fraction importante du carbone (Lemieux et al., 1988). Toutefois, les Gymnospermes ayant une lignine difficilement attaquable par les microorganismes et une teneur en produits antibiotiques élevée, et les Angiospermes herbacées qui sont constituées d'environ 10 % de matières ligneuses sont moins efficaces que les Angiospermes ligneuses pour maintenir ou même accroître la quantité de matière organique d'un sol agricole. Les Angiospermes ligneuses comparativement aux pailles, contiennent un taux plus élevé de lignine et des teneurs plus élevées en pourcentage de poids sec de N (0,25-2,5), P (0,05-0,5), K (0,1-2,0), Ca (0,2-1,5) et Mg (0,05-0,1) selon l'espèce, l'âge, la saison et le diamètre considéré (Hendrickson, 1987, Sauter et al., 1989, Grigal et al., 1976).

Les études portant sur l'incorporation de différents types de matériau ligneux (amendement ligneux, matière ligneuse, résidu ligneux, résidu d'émondage) dans des sols agricoles ont démontré que ces apports causes, la première année, des effets dépressifs sur l'azote disponible et sur le rendement des cultures (N'dayegamiye et Dubé, 1986; Beauchemin et al., 1990, 1992^a, 1992^b). Durant les années subséquentes, les rendements et les propriétés chimiques du sol deviennent supérieurs au témoin (N'dayegamiye et Dubé, 1986; Beauchemin et al., 1990; N'dayegamiye et Angers, 1993), Les variables considérées étaient la quantité appliquée de matériau et la dose d'azote; le pré compostage des matériaux et la dose d'azote appliquée; et l'effet d'un apport répété et prolongé.

6

Différentes quantités de BRF ou de matières ligneuses additionnées ou non de lisier ont été apportées de façon répétée à un intervalle de deux ans; l'effet de ces deux facteurs sur les rendements des rotations suivantes: blé - fléole et trèfle - orge - blé, ainsi que l'effet sur les propriétés chimiques d'un loam graveleux ont été mesurés. Les matériaux utilisés contenaient principalement de l'érable, du bouleau et du frêne dont la teneur moyenne en azote était de 0,48 % sur une base de poids frais. Suite à la première application de la première année, on observa une baisse du rendement dans le blé avec BRF comparativement aux autres traitements effectués. Cette diminution du rendement a été moins importante avec l'augmentation de la quantité de BRF. La deuxième année, les rendements de fléole et de trèfle avec BRF seulement ont été supérieurs au témoin et au traitement avec purin. Suite à la deuxième application, les rendements de l'orge avec BRF seulement ont été supérieurs au témoin et légèrement inférieurs au lisier seul et au lisier avec BRF. Les rendements de blé avec BRF seulement ont été, une année après la deuxième application, deux fois supérieurs au témoin et au lisier seul et comparables au BRF et lisier; la quantité apportée n'a pas eu d'influence. Quatre années après la première application, la teneur en matière organique du sol était supérieure au témoin de 39 % et la teneur en azote total était à 28,5 % (N'dayegamiye et Dubé, 1986).

L'effet du pré compostage des résidus ligneux sur le rendement de pommes de terre et sur le prélèvement en azote a été évalué sur un sable fin loameux durant deux saisons de croissance (Beauchemin et al., 1990). Les résidus composés d'érable et de bouleau (55%), d'épinette et de pin (45%) ont été disposés en andains pendant une année et ensuite apportés au sol à raison de 50 t ha⁻¹ pour être comparés à des résidus de même nature mais non compostés. Si on se réfère aux données concernant le rendement total de tubercules, aucune différence significative (la première et la deuxième année) entre les résidus frais et compostés n'a été observé ($p < 0,05$). Les rendements obtenus avec les résidus frais ou compostés ont été inférieurs à ceux obtenus sans apports lors de la première année ($p < 0,05$), mais ont été similaires au témoin lors de la deuxième année. Il a été calculé que chaque tonne de copeaux utilisés (frais ou compostés) entraînait une immobilisation de 1,92 kg N basé sur l'obtention d'un rendement correspondant à 150 kg N ha⁻¹ (sans copeaux). La quantité de constituants solubles dans l'eau et dans l'éther a été plus abondante pour les matériaux frais que dans ceux compostés. Les tests de germination du cresson avec les extraits solubles ont révélé un effet inhibiteur plus marqué pour les résidus frais que pour ceux compostés (Beauchemin et al., 1992^a).
L'effet dépressif

des résidus sur les rendements au champ serait cependant attribuable à l'immobilisation de l'azote (Beauchemin et al, 1992^b). L'augmentation de la proportion de lignine dans les résidus compostés révèle la participation d'organismes non lignolytiques propres à des résidus de gymnospermes.

Gasser (1991) effectua des essais avec des résidus d'émondage sur la pomme de terre et compara un apport massif ($100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) appliqué la première année à un apport fractionné ($33 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) appliqué à chaque année pendant 2 ans. La deuxième année, le traitement fractionné de BRF engendra une baisse de rendement attribuable à l'immobilisation de l'azote, tandis que l'apport massif appliqué la première année ne provoqua pas d'immobilisation l'année suivante.

Une expérience de longue durée (9 ans) portant sur l'apport bisannuel de différentes quantités de résidus d'émondage (85 % de feuillus et 15 % de conifères) avec l'ajout ou non d'azote a été effectuée sur un sol sableux (10 % d'argile) avec une séquence de rotation blé, orge - trèfle, maïs, maïs. Par la suite on a observé des changements au niveau de la teneur en matière organique du sol; la fraction insoluble de la matière organique (humine) a augmenté de 40 % en moyenne, et de 60 % avec la plus forte application (100 t ha^{-1} poids frais). (N'dayegamiye et Angers, 1993).

2.2 La transformation de la matière ligneuse dans le sol

La lignine est une substance aromatique qui résulte de la polymérisation des sous-unités de phényles propanoïdes. Cette molécule complexe sert de liant entre les membranes cellulaires et confère aux plantes leur rigidité. De plus, elle diminue la perméabilité des tissus, réduisant ainsi leur susceptibilité aux attaques des pathogènes. L'unité structurale de base de la lignine est formée d'un anneau aromatique qui est lié à un groupe méthoxyle (alcool caniférylique) donnant la lignine guaïacyle des Gymnospermes, ou lié à deux groupements méthoxyles (alcool sinapylique) pour former la lignine syringuile typique des Angiospermes ligneuses. La lignine des Angiospermes herbacées est composée en majorité de monomères phényles propanoïdes sans groupements méthoxyles (alcool coumarylique).

De manière générale, il est admis que les sucres, la cellulose et les protéines sont utilisés à des fins nutritionnelles et énergétiques, occasionnant une perte importante du carbone initial sous la forme de CO_2 . Lorsque le pH, la richesse en bases et l'humidité sont favorables, les microorganismes utilisent une partie seulement du

8

carbone de la lignine pour assurer les processus de respiration et de nutrition (Martin et al. 1980); l'autre partie est décomposée en diverses substances carbonées. Ces dernières formeront des substances humiques stables sous l'action de processus physico-chimiques adéquats (Dommergues et Mangenot, 1970, Statt et al., 1983, Hopkins et Shiel, 1991).

Toutefois, la lignine est plus réfractaire à l'attaque microbienne que les hydrates de carbone qu'elle entoure. Seulement une microflore particulière possédant le complexe enzymatique lignolytique peut en assurer la minéralisation et l'humification. Lorsqu'il s'agit de lignine d'Angiospermes, la transformation de la lignine est effectuée par les champignons de pourritures blanches; ceux-ci peuvent utiliser simultanément la lignine et la cellulose-hémicellulose ou préférentiellement la lignine (Blanchette, 1984; Tate, 1987; Rayner et Boddy, 1988; Erikson et al., 1990). D'autres groupes de champignons, telles les pourritures brunes, les pourritures molles, les actinomycètes et les bactéries ont aussi la capacité de minéraliser la lignine (Erikson et al., 1990), mais à une intensité moindre et sous des conditions particulières. Par exemple, chez les Gymnospermes, à cause de la conformation particulière de leur lignine, la décomposition du bois est limitée aux champignons de pourritures brunes, Ce sont les hydrates de carbone qui dans ce cas sont préférentiellement attaqués par les champignons, la lignine n'étant alors que faiblement dépolymérisée (Enoki et al., 1988). Chez les herbacées, la lignine n'est pas aussi étroitement associée à l'hémicellulose, comme c'est le cas des Angiospermes ligneuses et des Gymnospermes. La décomposition de la paille est donc moins limitée par la présence de la lignine.

La déstructuration de la lignine dépend de l'action enzymatique. Cette action permet la formation de noyaux benzéniques qui, par condensation avec d'autres molécules organiques, donnent naissance aux substances humiques. Le degré de condensation de ces molécules varie en fonction du nombre, de la nature et de la position des radicaux libres. Ces radicaux libres peuvent être des groupements accepteurs d'électrons carboxyles (-COOH), et des groupement donneurs d'électrons hydroxyles (-OH) et méthoxyles (-OCH₃). Les groupement méthoxyles sont les plus favorables à la formation de complexes humiques condensés (acides humiques), alors que les groupements carboxyles sont les moins favorables (Lehman et Cheng, 1987). Rappelons que la lignine des Angiospermes ligneuses contient plus de groupements méthoxyles que celle des Gymnospermes, alors que celle des An-

giospermes herbacées n'en contient pas. L'action enzymatique des champignons de pourritures blanches (responsables de la transformation de la lignine des Angiospermes ligneuses) est moins déméthoxylante que celle des pourritures brunes (Kirk, 1984). De plus, le transfert d'électrons qui amorce la dépolymérisation de la lignine s'effectue à un potentiel d'oxido-réduction plus bas dans le cas de la lignine syringuile propre au Angiospermes ligneuses. Les produits de transformation de la lignine, chez les Angiospermes ligneuses, seraient donc plus favorables à la formation d'acides humiques que ceux des Gymnospermes et des Angiospermes herbacées.

La présence de la lignine ne suffit pas à induire la ligninase ou lignine peroxidase (Leisola et Waldner, 1988). On observe souvent pour plusieurs espèces de champignons causant des pourritures blanches que la lignolyse est inhibée en présence d'une trop grande concentration d'hydrates de carbone et d'azote (Rayner et Boddy, 1988; Erikson et al., 1990). Ainsi, l'ajout au sol d'une trop grande quantité d'engrais ammoniacal pourrait inhiber le système lignolytique et freiner la décomposition du bois. Les nitrates sont une source faiblement utilisée par les microorganismes et ne semblent pas interférer avec la lignolyse (Rayner et Boddy, 1988).

2.3 Rôle de la mésofaune du sol 2.3.1

Écologie

Les organismes du sol sont largement définis de par leur rôle écologique de «décomposeurs». Parmi ceux-ci, la mésofaune constituée d'organismes dont la taille varie entre 0,1 et 2 mm joue un rôle important dans la transformation de la matière organique du sol, dans le cyclage des nutriments des plantes et dans l'amélioration des propriétés physiques du sol (Swift et al., 1979). La mésofaune regroupe les acariens, les collemboles, les enchytréides et les isoptères. Les acariens et les collemboles, aussi appelés «microarthropodes», sont typiques du système trophique dit «mésotrophe». En fait, ce sont des organismes confinés aux macropores du sol ou à l'intérieur de résidus organiques, là où croissent préférentiellement les populations fongiques. Ils se retrouvent surtout dans les couches superficielles du sol les plus riches en résidus végétaux, mais aussi plus en profondeur à proximité de débris de racines. La morphologie des diverses espèces de collemboles et d'acariens s'est développée en fonction des microhabitats et de leur profondeur dans

10

le sol (Butcher et al., 1971). Ils n'ont pas la capacité des vers de terre d'ingérer la matière minérale et ainsi de modifier directement de façon importante la structure du sol minéral. Le rôle de la mésofaune s'exerce principalement sur la transformation des résidus organiques et sur le cyclage des nutriments (Seastedt, 1984).

La densité de microarthropodes varie de 50 000 m⁻² ou moins sous les tropiques (Seastedt, 1984) et à près de 300 000 m⁻² dans plusieurs forêts tempérées (Winter et al., 1990) et boréales (Seastedt, 1984). Les sols agricoles, moins riches en résidus organiques et sujets à divers types d'aménagements, voient leur nombre diminué lorsqu'on les compare au sol forestier d'origine (Ghilarov, 1975, Winter et al., 1990).

2.3,2 Comminution des résidus organiques

Dans un premier temps, les microarthropodes du sol influencent la décomposition de la matière organique principalement à cause de la comminution qu'ils exercent sur les substrats organiques (Parkinson, 1982). La comminution est la fragmentation et la restructuration physique de la matière organique par la mastication. En effet, la plupart des collembolés et des acariens oribates et astigmatés non-parasites ont des pièces buccales capables de fragmenter les résidus organiques tout en se nourrissant des microorganismes adhérant à la surface (microphytophages). Seuls les acariens prostigmatés et mésostigmatés ne peuvent ingérer de grosses particules de nourriture à cause de leurs pièces buccales qui sont adaptées pour percer les tissus (Butcher et al., 1971). Ces deux derniers groupes sont mycophages ou prédateurs de la microfaune (< 0,1 mm) et de la mésofaune (Seastedt, 1984), et jouent un rôle moins important dans les processus de comminution.

Les boulettes fécales de 50 à 100 µm de diamètre issues de l'ingestion des résidus par la mésofaune responsable de la comminution s'agglomèrent individuellement dans le sol en agrégats de 1mm ou plus de diamètre (Pagé et Guillet, 1991). Ce phénomène, restreignant l'accessibilité de l'hyphe fongique à la surface des agrégats, tend à inhiber l'activité fongique à l'intérieur de celles-ci et à favoriser l'activité bactérienne (Hanlon, 1981). Toutefois, ces hyphes seraient, avec les polysaccharides, responsables de la formation des plus gros agrégats; les petits agrégats fécaux agissant comme des noyaux des agrégats du sol (Tisdall et Oades, 1982). La comminution, en augmentant l'unité de surface du substrat, favorise l'activité bactérienne et ainsi facilite une décomposition plus avancée des résidus (Swift et al., 1979, Anderson, 1988).

2.3.3 Régulation et dissémination microbienne

Les microarthropodes agissent aussi sur la décomposition de la matière organique en prélevant régulièrement les champignons présents sur les résidus organiques. Ils assurent ainsi une régulation des populations fongiques dans le sol. Étant donné leur grande mobilité, ils assurent également une dissémination du mycélium, des spores fongiques et des bactéries et permettent ainsi l'infection plus rapide des zones encore peu attaquées (Touchot et al., 1982). Pherson et Beattie (1979) ont démontré que ce rôle est important pour la dissémination des champignons (suite à l'extraction des acariens et des collemboles pour une grande variété d'habitats) ils ont observés sur les microarthropodes de chacun des habitats une vingtaine d'espèces de champignons, lesquels représentaient généralement les genres les plus communs de ces habitats.

2.3.4 Composition de la microflore

Le broutage des champignons par les acariens et les collemboles peut modifier la composition de la microflore. Les expériences réalisées en laboratoire ont démontré qu'il se fait un broutage préférentiel des champignons par les acariens (Mitchell et Parkinson, 1976) et les collemboles (Newell, 1984) et que ces organismes préféraient certaines espèces de champignons. Une étude réalisée en microcosme sur une litière de *Populus fremuloides* démontra que l'activité de broutage sélectif des champignons par les collemboles diminuait l'activité du champignon de type colonisateur en faveur de celle d'un basidiomycète ayant le potentiel lytique de transformer la litière (Parkinson et al., 1979). Le broutage sélectif des champignons, dans les premiers stades de succession fongique, permet de réaliser une accélération de ces stades de succession (Visser, 1985).

Elkins et Whitford (1982) ont démontré qu'une densité modérée de collemboles entraîne une augmentation de l'activité fongique, alors que de fortes densités produisent l'effet contraire, ceci en suggérant un optimum apparent d'intensité de broutage sur l'activité fongique. Lorsque brouté modérément, le champignon passe d'une croissance lente et tapie à une croissance rapide et aérienne (Hedlund et al., 1991). Ce deuxième type de développement des hyphes est aussi préférentiellement brouté par les collemboles. Par contre, sous certaines conditions, un broutage intensif occasionne un ralentissement de leur croissance, et permet ainsi aux bactéries d'avoir un avantage compétitif (Hanlon et Anderson, 1979).

2.3.5 Minéralisation de l'azote

C'est grâce à la décomposition de la matière organique que les organismes saprophytes se procurent l'énergie et les nutriments requis pour le maintien de leur croissance et de leur reproduction (Dommergues et Mangenot, 1970). L'activité de ces organismes est directement reliée à la disponibilité de l'azote dans la matière organique (Anderson et Ineson 1983). Au cours des processus de décomposition, l'azote est immobilisé par les organismes édaphiques jusqu'à ce que le rapport carbone/azote (C/N) de la ressource diminue et atteigne celui des tissus microbiens qui se situe généralement entre 10 et 20 selon les organismes et les conditions de croissance. À ces teneurs, l'azote est minéralisé et sert à approvisionner les plantes supérieures. Au cours de cette étape, l'azote est relâché des tissus microbiens par autolyse, voire même lyse, grâce à l'action d'autres organismes, ou sous l'action des processus abiotiques cycliques «humectation-dessiccation» (hygro-turbation) et «gel-dégel» (cryo-turbation) (Witkamp et Frank, 1970).

Cependant, Edmonds (1987), en étudiant la décomposition de la litière de rameaux, de cônes et de branches dans quatre écosystèmes forestiers, a conclu que le seuil critique d'immobilisation de l'azote est atteint avec des rapports C/N >100 pour les rameaux et >300 pour les branches et le tronc. Il nota en effet que le taux de décomposition de la matière ligneuse variait de façon inversement proportionnelle au rapport lignine/azote. À mesure que ce rapport augmente, le seuil d'immobilisation, évalué par le rapport C/N, augmente.

L'azote peut également être minéralisé à des rapports C/N relativement élevés grâce à l'action du broutage de la microflore par les microarthropodes. En effet, cette activité de broutage permet un recyclage rapide d'une partie importante de l'azote (Seastedt, 1984). En se nourrissant de la microflore, la mésofaune répond au besoin de soutien de son activité métabolique. Au cours de ce processus, l'azote non utilisé par l'organisme est retourné au sol par leurs excréments. Ceux-ci contiennent de 200 à 300 fois plus de bactéries viables et un nombre plus grand de bactéries ammonificatrices que le sol avoisinant. Ils contiennent également une forte concentration d'ammonium provenant en partie de l'ammonification des hyphes ingérés par les microarthropodes. L'immobilisation bactérienne de ces sources d'azote est limitée en raison de la faible concentration en carbone disponible. (Anderson et ai., 1983).

D'une manière générale, sous des conditions climatiques tempérées, la minéralisation de l'azote par les processus biotiques est plus importante que par les processus abiotiques (Shields et al., 1973). De plus, les expériences en microcosmes réalisées par Anderson et al. (1981), Anderson et meson (1983), Anderson et al. (1985), Persson (1989) et Verhoef et Brussaard (1990) laissent supposer que le rôle joué par la mésofaune du sol dans la minéralisation de l'azote est important. Dans les sols acides des forêts de pins de Suède, Persson (1983) a estimé que la faune, avec une biomasse de 1 à 7 g poids sec m^{-2} (comparativement à 120 g p.s. m^{-2} pour champignons et 39 g p.s. m^{-2} pour les bactéries), contribue pour 10 à 49 % de la minéralisation nette annuelle de l'azote. Soixante-dix pourcent de cette contribution provient des excréments des bactériophages et des fongiphages. Par ailleurs, une expérience réalisée sur la litière d'une forêt de pins noirs d'Autriche (*Pinus nigra*) a permis d'évaluer l'effet des collembolles sur la dynamique de l'azote. En excluant les collembolles de la pédofaune d'origine, on observa deux à trois fois moins d'azote libéré (Verhoef et Goede, 1985).

2.4 L'impact de la qualité de la matière organique ligneuse sur la mésofaune du sol

Quand un sol vierge est labouré, les horizons de surface sont détruits et la litière disparaît. Conséquemment, une partie des organismes qui dépendent de la litière et de l'humus, ne trouvent plus, après le labour et les autres travaux de mise en culture, les conditions nécessaires à leur existence et disparaissent rapidement (Ghilarov, 1975). C'est pourquoi les sols cultivés ne possèdent que 25 à 50% des espèces de la faune des sols forestiers (Karg, 1967).

Dans un sol agricole, l'apport de matière organique fraîche par le compostage de surface fournit un apport énergétique plus élevé que l'application de compost. Cette matière organique non-oxidée alimentera les organismes du sol entraînant ainsi la minéralisation, l'humification et l'amélioration des propriétés physiques de ce sol. Les éléments nutritifs sont ainsi maintenus en circulation. La matière organique fraîche est donc prélevée comme nourriture et pourra être plus ou moins sapide pour certains groupes d'organismes.

Les débris végétaux et animaux se retrouvant dans le sol représentent la ressource initiale sur laquelle les structures trophiques du sol (organisation de la chaîne alimentaire du sol) se développent. La qualité de cette ressource influence le type et

le rythme de croissance de la microflore dont la faune brouteuse se nourrit. La qualité de la matière organique est ainsi sélective d'une flore saprophyte pouvant s'y accommoder: à son tour, une faune caractéristique à cette microflore se développe (Parkinson, 1988). La qualité alimentaire des matières ligneuses pour les organismes du sol est liée à la concentration en nutriments, à la présence de composés phénoliques et à l'arrangement physique.

2.4.1 Les éléments nutritifs

L'abondance de la faune dans un sol est déterminée par la qualité de la ressource et, plus spécifiquement par la présence de tissus microbiens de bonne qualité lui servant de nourriture (Swift et al., 1979). La faune du sol, quoique moins spécialisée dans son mode d'alimentation que la microflore, se nourrira de cette dernière dans la mesure où elle sera sapide et digestible. La sapidité est déterminée par le type de microflore (certaines espèces ou genres ne sont pas consommés) et par sa qualité nutritionnelle. C'est ainsi que se définit le «statut nutritionnel» de la matière organique.

Si la matière organique est pauvre en nutriments, particulièrement en azote comme c'est le cas de certaines pailles et sciures, les microorganismes et plus spécifiquement les champignons auront une faible teneur protéique. Cette productivité secondaire ne constituera pas une source de nourriture favorable à la faune (Hanlon, 1981; Booth et Anderson, 1979; Parkinson 1988). Les champignons qui sont peu ou pas consommés par la pédofaune du niveau trophique supérieur pourront continuer à exploiter la ressource, mais les nutriments immobilisés au sein de leurs tissus seront de moins en moins disponibles avec le temps. Si au contraire la matière organique est riche en nutriments, l'intense prédation de la mésofaune rendra disponible plus rapidement les nutriments et stimulera l'activité fongique, ce qui accélérera sa minéralisation et son humification.

La teneur en azote de la matière ligneuse varie selon l'espèce, l'âge, les tissus qui la compose, le stade de développement et le milieu **environnemental** de la plante. En général, il y a plus d'azote et de nutriments dans les tissus des Angiospermes que dans ceux des Gymnospermes; dans les tissus des branches que dans ceux des troncs (Hendrickson, 1987); dans les tissus périphériques (cambium et xylème actif) que dans ceux de l'aubier (Merrill et Cowling, 1966). L'azote est également plus

abondant dans les tissus en début de saison de croissance plutôt qu'en fin de saison (Grigal et al., 1976); dans les milieux fertiles plutôt que dans les milieux pauvres.

2.4.2 Les composés phénoliques

L'activité et le comportement des organismes édaphiques sont aussi influencés par d'autres composantes de la matière organique que la teneur en nutriments et la source énergétique. Certains composés dits "de métabolisme secondaire" et produits par les végétaux par stratégie allélopathique ou en réponse au stress (Sauvesty et al, 1993) peuvent modifier la sapidité des végétaux envers les organismes du sol. De façon globale, il est possible de distinguer trois grandes classes de métabolites secondaires: les composés aromatiques ou phénoliques; les terpénoïdes et stéroïdes; et les alcaloïdes. Parmi ceux-ci, les composés phénoliques, plus particulièrement les tannins, sont tenus responsables de la faible sapidité de certaines litières pour la faune (Swift et al., 1979). Les terpénoïdes présents dans les tissus de Gymnospermes sont également une source antibiotique importante pour les organismes du sol.

Les composés phénoliques sont des substances possédant un noyau aromatique portant un ou plusieurs groupements hydroxyles. Ils sont synthétisés par les cellules sénescents du parenchyme à partir d'hydrates de carbone précurseurs provenant des cellules vivantes superficielles et sont diffusés par la suite dans les membranes cellulaires du duramen.

La présence de métabolites secondaires peut limiter la disponibilité d'un substrat de haute qualité (Heal et Dighton, 1985). Il existe une corrélation inverse entre l'activité de la mésofaune et la concentration en composés phénoliques des feuilles d'Angiospermes en fonction du temps. La litière qui tombe au sol à l'automne peut contenir de fortes concentrations de composés phénoliques. Le lessivage et la décomposition de ces composés par les microorganismes ont lieu surtout à l'automne et au cours des mois d'hiver (Heath et King, 1964 et King et Heath, 1967). C'est pourquoi, plusieurs animaux du sol s'alimenteront davantage au printemps. Il faut toutefois préciser que la qualité, plus que la quantité des composés phénoliques, détermine la sapidité des résidus organiques pour la faune (c'est-à-dire l'acide gallique et protocatéchuïque) (Heath et King, 1964). En plus d'être nuisibles à la communauté bioédaphique, les composés phénoliques sont impliqués dans de

nombreux processus physico-chimiques de chélation des métaux et participent ainsi à la podzolisation (Bloomfield, 1957).

Les composés phénoliques du bois ont une grande influence sur les décomposeurs. Même si la faible teneur en nutriments et en carbone soluble et la forte teneur en lignine détermine pour une large part le modèle de décomposition du bois, la principale source de résistance du bois à la décomposition est attribuée aux composés phénoliques provenant du duramen (Scheffer et Cowling, 1966).

Les composés phénoliques produits sont retrouvés en plus grandes quantités et de composition plus diversifiée dans les plantes qui croissent sur des sols pauvres et acides comparativement à celles qui poussent sur les sols fertiles et neutres (Muller et al., 1987; Sauvesty et al., 1993). Ils forment avec les protéines des complexes appelés tanins d'autant plus résistants lorsque les sols sont pauvres et acides (Swift et al., 1979).

2.4.3 Les propriétés physiques

Les propriétés physiques de la matière ligneuse présentent des variations qui peuvent influencer son accessibilité aux organismes du sol. La texture de la surface externe, la porosité et la surface de contact disponible semblent être les propriétés les plus déterminantes. La surface cireuse, les tissus subérifiés, les gommés et les résines couvrent souvent la surface externe des plantes ligneuses et représentent un obstacle à l'attaque des tissus vivants par les pathogènes. En contact avec le sol, cette surface externe demeure pendant un certain temps une barrière à la pénétration du substrat par les organismes saprophytes.

La porosité axiale du bois (vaisseaux et trachéides) constitue la voie de pénétration préférentielle des hyphes de champignons (Rayner et Boddy, 1988). Cette porosité varie d'une essence à l'autre (30-500 µm) et peut faire l'objet d'une sélection de la part des champignons colonisateurs du bois. Par exemple, les spores de certains champignons, trop volumineuses, ne pourront pénétrer dans le bois (*i.e.*: *Armillaria mellea* pour les conifères) (Hintikka, 1982). Dans la mesure où les tissus se dégradent, la porosité augmente ainsi que le nombre de niches physiques disponibles pour la pédofaune (Swift, 1976). La distribution des pores et la porosité totale du bois, en influençant l'équilibre de diffusion des gaz, conditionne la rapidité de croissance des champignons lignicoles. Cet équilibre dépend toutefois de la

température comme l'a démontré Boddy (1983) pour des branches de petits diamètres de *Fagus sylvatica*. A une température de 15°C, une teneur en eau de 150 à 170 % sur une base de poids sec provoque une respiration fongique maximale, tandis qu'à 5°C la teneur optimale en eau est de 250%.

Le ratio surface et volume des fragments de matière ligneuse conditionne le modèle de colonisation. Les petites particules favorisent les organismes unicellulaires croissant en surface du substrat et les plus grosses particules favorisent les formes mycéliennes pénétrantes (i.e.: bactérie vs champignons). La fragmentation des litières stimule la respiration fongique (Hanlon, 1978 cité dans Swift et al., 1979); mais, sous certaines conditions, l'agrégation de petites particules pourrait au contraire limiter la diffusion des gaz et créer des conditions anaérobies (Griffin, 1972 cité dans Swift et al., 1979). Par ailleurs, les fragments dont la taille permet le maintien d'une certaine humidité et une bonne diffusion des gaz constitueraient un environnement plus stable pour les champignons.

2.5 Conclusion

Les processus de minéralisation et d'humification des résidus organiques sont activés dans le sol par un grand nombre d'organismes. Les BRF qui sont constitués de bois fragmentés relativement riches en lignine et en substances nutritives favorisent l'accès aux champignons lignolytiques utilisateurs primaires de ce type de ressource. Ceux-ci tirant profit de leur substrat, ils seront sélectionnés à leur tour par les organismes prédateurs telle la mésofaune fongivore brouteuse de mycéliums. La mésofaune, par la comminution de la matière organique et par sa transformation dans les voies digestives; par le broutage des microorganismes et par la transmission de l'inoculum microbien à travers le système de la litière, intervient sur le transfert et la conservation des nutriments dans le sol.

La prédation et la dissémination des microorganismes sont les formes primaires du mutualisme non symbiotique entre les microarthropodes et les champignons. Lorsque les conditions nutritionnelles et l'environnement physique sont favorables, la prédation des champignons par la mésofaune provoque une augmentation de la densité des champignons ou de leur activité métabolique. L'abondance et la diversité de la mésofaune devient à son tour le reflet de l'activité et de la valeur nutritionnelle des champignons. Cette mésofaune peut en effet servir comme indicateur de l'intensité des processus de minéralisation et d'humification de la matière ligneuse.

Elle permet également d'évaluer la capacité d'un apport ligneux à entretenir une grande diversité biologique. L'abondance et la diversité de la mésofaune favorisent la formation d'une nouvelle ressource au sein des déjections de cette dernière. Celles-ci renferment des nutriments utilisables par les plantes et par d'autres systèmes trophiques tel celui des bactéries-protozoaires-vers de terre.

2.6 BIBLIOGRAPHIE

Anderson, J.M., 1988. Spatio-temporal effects of invertebrates on soil processes. *Biol. Fertil. Soils* 6: 216-227.

Anderson, J.M., Huish, S.A., Ineson, P., Leonard, M.A. et P.R. Splatt, 1985. Interaction of invertebrates, microorganisms and tree roots in nitrogen and mineral element fluxes in deciduous woodland soil. Dans: Fitter, A.H., éd., *Ecological interactions in soil*, Blackwell Sci. Publications., Oxford, p. 377-392.

Anderson, J.M. et P. Ineson, 1983. Interactions between soil arthropods and microorganisms in carbon, nitrogen and mineral element fluxes from decomposing leaf litter. In: Lee, J.E., McNeill, S., et Ronson, J.H., éd., *Nitrogen as an Ecological Factor*, Blackwell Sci. Publ., Oxford, p. 413-432.

Anderson, J.M., Ineson, P. et S.A. Huish, 1983. Nitrogen and cation mobilisation by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodland. *Soil Biol. Biochem.* 15 (4) : 463-467.

Anderson, J.M., Leonard, M.A., Ineson, P. et S. Huish, 1985. Faunal biomass: a key component of a general model of nitrogen mineralization. *Soil Biol. Biochem.* 17 (5): 735-737.

Anderson, R.V., Coleman, D.C. et C.V. Cole, 1981. Effects of saprotrophic grazing on net mineralization. Dans: Clark, F.E., ;Rosswall, T., éd., *Terrestrial nitrogen cycles*, *Ecol. Bull.* **33**: 201-216.

Beauchemin, A., N'dayegamye, A. et M. Laverdière, 1990. Effets d'amendements ligneux frais et humifiés sur la production de pomme de terre et sur la disponibilité de l'azote en sol sableux. *Can. J. Soil Sc.* 70: 555-564.

Beauchemin, A., N'dayegamye, A. et M. Laverdière, 1992^e. Effets d'amendements ligneux sur la disponibilité de l'azote d'un sol sableux cultivé en pomme de terre. *Can. J. Soil Sc.* 72:89-95.

Beauchemin, A., N'dayegamye, A. et M. Laverdière, 1992^b. Effets des matériaux frais et compostés utilisés comme amendements organique des sols. *Can. J. Soil Sc.* 72: 177-181.

Boddy, L., 1983. Carbon dioxide release from decomposing wood: effect of water content and temperature. *Soil Biol. Biochem.* 15 (5): 501-510.

Blanchette, R.A., 1984. Screening wood decayed white rot fungi for preferential lignin degradation. *Applied and environmental microbiology* 48 (3): 647-653.

Bloomfield, C., 1957. The possible significance of polyphenols in soil formation. *J. Sc. Food and Agric.* 7: 389-392.

Booth, R.G. et J.M. Anderson, 1979. The influence of fungal food quality on growth, and fecundity of *Folsomia candida* (Collembola: Isotomidae). *Oecologia* 38: 317-323.

Butcher, J.W., Snider, R. et R.J. Snider, 1971. Bioecology of edaphic Collembola and Acarinas. *Ann. Rev. Entomol.* 16: 249-88.

Dommergues, Y. et F. Mangenot, 1970. *Ecologie microbienne du sol*. Masson et Cie édit., Paris, 796 p.

Edmonds, R.L., 1987. Decomposition rates and nutrient dynamics in small-diameter woody litter in four forest ecosystems in Washington, U.S.A. *Can. J. For. Res.* 17: 499-509.

Elkins, N.Z. et W.G. Whitford, 1982. The roles of microarthropods and nematods in decomposition in semiarid ecosystem. *Oecologia* 55: 303-310.

Erikson, K.E.L., Blanchette, R.A. et P. Ander, 1990. Microbial and enzymatic degradation of wood and wood components. Spingler-Verlag édit., Berlin, 407 p.

Enoki, A., Tanaka, H et G. Fuse, 1988. Degradation of lignin-related compounds, pure cellulose, and wood components by white-rot and brown-rot fungi. *Holzforschung* 42 (2): 85-93.

Gasser, M.O., 1991. Effet du système de culture et des amendements ligneux sur la production de pomme de terre et les propriétés physico-chimiques d'un loam sableux. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 52 p.

Ghilarov, M.S., 1975. General trends of changes in soil animal population of arable land. Dans: Jan Vanek réd., Progress in Soil Zoology p. 31-39.

Grigal, D.F., Ohmann, L.F. et R.B. Brander, 1976. Seasonal dynamics of tall shrubs in northeastern Minnesota: biomass and nutrient element changes. Forest Sci. 22: 195-208.

Hanlon, R.D.G., 1981. Influence of grazing by collembola on the activity of senescent fungal colonies grown on media of different nutrient concentrations. Oikos 36: 362-367.

Hanlon, R.D.G. et L.M. Anderson, 1979. The effect of collembola grazing on microbial activity in decomposing leaf litter. C*Ecologia* 38: 93-99.

Heal, O.W. et J. Dighton, 1985. Resource quality and trophic structure in soil system. Dans: A.H. Fitter réd., Ecological Interactions in Soil, Blackwell Scientific Publications, p. 339-354.

Heath, G.W., et H.G.C. King, 1964. Litter breakdown in deciduous forest soil. 4th int. Congr. Soil Sci. 3: 879-987.

Hedlund, H., Boddy, L. et C.M. Preston, 1991. Mycelial responses of the soil fungus, *Mortierrella isabella*, to grazing by *Onychiurus asmmatus* (collembola). Soil Biol. Biochem. 23 (4) : 361-366.

Hendrickson, O., 1987. Winter branch nutrients in northern conifers and hardwoods. Forest Science 33: 1068-1074.

Hintikka, V., 1982. The colonisation of litter and wood, by basidiomycetes in Finnish forest. Dans: Frankland, J.C., Hedger, J.N. et Swift, M.J. réd., Decomposer basidiomycetes, their biology and ecology. Cambridge university Press, Cambridge, p. 227-239.

21

Hopkins, D.W. et R.S. Shiel, 1991. Spectroscopic characterization of organic matter from soil with Mor and Mull humus forms. Dans: Wilson, W.S., réd., *Advances in soil organic matter research*, Cambridge, p. 71-78.

Karg, V.W., 1967. Synökologische untersuchungen von bodenmilben aus forstwirtschaftlich und landwirtschaftlich genutzten bdden. *Pedobiologia* 7: 198-214.

King, H.G.C. et G.W. Heath, 1967. The chemical analysis of small samples of leaf material and the relationship between the disappearance and composition of leaves. *Pedobiologia* 7: 192-197.

Kirk, T.K., 1984. Degradation of lignin. Dans: Paul, E.A., McLaren, A.D., réd., *Soil Biochemistry* 4: 399-437.

Lehman, R.G. et H.H. Cheng, 1987. Reactivity of phenolic acids in soil and formation of oxidation products. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1304-1309.

Leisola, M., et R. Waldner, 1988. Production, characterisation and mechanism of lignin peroxidases. Dans: Zadrazil, F., Reiniger, P. réd., *Treatment of lignocellulosics with white rot fungi*. Elsevier Appli. Sci. pubs., New York, p. 37-42.

Lemieux, G., Lachance, L. et A.R. Lapointe, 1988. L'importance du bois raméal dans la «synthèse» de l'humus. Groupe de coordination sur les bois raméaux, réd., Ministère de l'énergie et des ressources et Fac. de For. Univ. Laval, édit., 29 p.

Martin, J.P., Haider, K. et G. Kassim, 1980. Biodegradation and stabilization after 2-years of specific crop, lignin and polysaccharides in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 44: 1250-1255.

Merrill, W. et E.B. Cowling, 1966. Nitrogen in wood and its role in wood deterioration. *Can. J. Bot.* 44: 1539-1554.

Mitchell, M.J., et D. Parkinson, 1976. Fungal feeding of oribatid mites (acari: Cryptostigmata) in an aspen woodland soil. *Ecology* 57: 302-312.

Muller, R.N., Kalisz, P.J. et T.W. Kimmerer, 1987. Intraspecific variation in production of astringent phenolics over a vegetation resource availability gradient. *Oecol.* 72: 211-

215.

N'dayegamiye, A. et D.A. Angers, 1993. Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a sandy soil after 9 years of wood-residue applications. *Can. J. Soil Sci.* 73: 115-122.

N'dayegamiye, A. et A. Dubé, 1986. L'effet de l'incorporation de matières ligneuses sur l'évolution des propriétés chimiques du sol et sur la croissance des plantes. *Can. J. Soil Sci.* 66: 623-631.

Newell, K., 1984. Interaction between two decomposer basidiomycetes and a collembolan under spruce: distribution, abundance and selective grazing. *Soil Biol. Biochem.* 16 (3): 227-233.

Ragé, F. et B. Guillet, 1991. Formation of loose and cemented B horizons in podzolic soils: evolution of biological actions from micromorphological features, C/N values and C datings. *Can. J. Soil Sci.* 71: 485-494.

Parkinson, D., 1982. Functional relationships between soil organisms. Dans: Lebrun, Ph., et al., éd., *New trends in soil biology*, 8th Int. Coll. Soil Zool. p.153-165.

Parkinson, D., 1988. Linkage between resource availability, microorganisms and soil invertebrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 24: 21-32.

Parkinson, D., Visser, S., et J.B. Whittaker, 1979. Effect of collembolan grazing on fungal colonization of leaf litter. *Soil Biol. Biochem.* 11: 529-535.

Persson, T., 1983. Influence of soil animal on nitrogen mineralization in a northern Scots pine forest. Dans: Lebrun, Ph., et al., éd., *New trends in soil biology*, 8th Int. Coll. Soil Zool. p. 117-126.

Persson, T., 1989. Role of soil animals in C and N mineralization. *Plant and Soil* 115: 241-245.

Persson D.A et A.J. Beattie, 1979. Fungal loads of invertebrates in beech leaf litter. *Rev. Eco! Biol. Sol.* 16: 325-335.

Rayner, A.D.M. et L. Boddy, 1988. *Fungal decomposition of wood: Its biology and ecology.* Willey-Interscience éd., Chichester, 587 p.

Sauter, J.J., Van Cleve, B et S. Wellenkamp, 1989. Ultrastructural and biochemical results on the localization and distribution of storage proteins in a poplar tree and twigs of other tree species. *Holzforschung* 43 (1): 1-6.

Sauvesty, A., Pagé, F. et M. Giroux,. 1993. Impact des milieux pédologiques en bosses et creux sur les teneurs en composés phénoliques et en éléments minéraux dans les feuilles d'érables à sucre en déperissement du Québec. *Can. J. For. Res.* 23: 190-198.

Scheffer, T. et E.B. Cowling, 1966. Natural resistance of wood to microbial deterioration. *Annu. Rev. Phytopatho.* 4:147-170.

Seastedt, T.R., 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Ann. Rev. Entomol.* 29: 25-46.

Seastedt, T.R., James, S.W. et T.G. Todd, 1988. Interactions among soil invertebrates, microbes and plant growth in the tallgrass prairie, *Agriculture, Ecosystems and Environnement* 24: 219-228.

Shields, J.A., Paul, E.A., Lowe, W.E. et D. Parkinson, 1973. Turnover of microbial tissues in soil under field conditions. *Soil Biol. Biochem.* 5: 753-764.

Statt, D.E., Kassim, G., Jarrell, M., Martin, J.P. et K. Haider, 1983. Stabilisation and incorporation into biomass of specific plant carbons during biodegradation in soil. *Plant and Soil* 70:15-26.

Swift, M.J., 1976. Species diversity and structure of microbial communities. Dans: *The role of terrestrial and aquatic organisms* Dans: J.M. Anderson et A. Macfaden, réd., *Decomposition processes*, Blackwell Scientific Publications, Oxford. p. 185-222.

Swift, M.J., O.W. Heal et J.M. Anderson, 1979. The influence of resource quality on decomposition processes. Dans: Anderson, D.J., Greig-Smith, P. et Pitelka, F.A., réd., *Studies in Ecology vol. 5, Decomposition in Terrestrial Ecosystems*, University of California Press, Bekeley, p. 118-167.

Tate, R.L. 1987. *Soil organic matter: Biological and Ecological Effects*. Willey-interscience, édit., New York, 291p.

24

Tisdall, J.M. et J.M. Oades, 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. **J. Soil Sci.** 34:141-163.

Touchot, F., Kilbertus, G., et G. Vanier, 1982. Rôle d'un collembole (*Folsomia candida*) au cours de la dégradation des litières de charmes et de chéries, en présence ou absence d'argile. Dans: Lebrun, Ph., et al., réd., *New trends in soil biology*, 8th Int. Coll. Soil Zool., p. 269-280.

Verhoef, H.A. et L. Brussard, 1990. Decomposition and nitrogen mineralization in natural and agro-ecosystems: the contribution of soil animals. *Biogeochemistry* 11: 153-174.

Verhoef, H.A. et R.M.G. Goede, 1985. Effect of collembolan grazing on nitrogen dynamic in a coniferous forest. Dans: Fitter, A.H. réd., *Ecological interaction in Soil*, Blackwell scientific publication, York Univ., U.K., p. 367-376.

Visser, S., 1985. Role of soil invertebrates in determining the composition of soil microbial community. Dans: Fitter, A.H. réd., *Ecological Interaction in Soil*, Blackwell scientific publication, York Univ., U.K., p. 296-317.

Winter, J.P., Voroney, R.P. et D.A. Ainsworth, 1990. Soil microarthropods in long-term no-tillage and conventional tillage corn production. *Can. J. Soil Sci.* 70: 641-653.

Witkamp, M., et M.L., Frank, 1970. *Effect of temperature, rainfall, and fauna on transfer of Cesium-137, K, Mg and mass in consumer-decomposer microcosms.* *Ecology* 51: 465-474.

CHAPITRE III

INTRODUCTION

Les matières ligneuses d'Angiospermes, lorsqu'elles sont apportées à la surface d'un sol mésotrophe, passent nécessairement par un stade d'attaque fongique. Ce sont essentiellement les champignons de caries blanches (ou pourritures blanches) qui, en s'attaquant à ces bois, dépolymérisent la lignine (Kirk, 1984; Rayner et Boddy, 1988; Eriksson et al., 1990). Ces champignons ont la capacité d'ajuster leur teneur protéique en fonction de la teneur en azote du substrat (Dowding, 1976). Il importe de noter que leur système enzymatique lignolytique peut être inhibé en présence d'une trop forte concentration en azote (Leisola et Waldner, 1988) comme il pourrait survenir dans les sol agricole.

La mésofaune, principalement fongivore, consomme les champignons dans la mesure où ils sont sapides (haut taux protéique) (Parkinson 1988). Ces derniers, lorsque broutés modérément par la mésofaune, passent d'une croissance lente et tapie à une croissance rapide et aérienne. Les champignons à croissance rapide sont préférentiellement broutés par les collemboles (Hedlund et al., 1991). L'action du broutage permet la remise en circuit des nutriments tout en entretenant une forte population microbienne (Swift et al., 1979). Dans ces conditions, la présence de la mésofaune, accompagnée d'une stimulation de l'activité bactérienne dans leurs boulettes fécales, favoriserait d'autres niveaux trophiques tels les protozoaires et les vers de terre (Anderson, 1988).

Selon ces considérations, nous allons mesurer l'abondance de la mésofaune en tant qu'indicateur de la réaction trophique suite à l'apport de BRF de feuillus de diverses qualités. Leur abondance témoignerait du dynamisme bioédaphique engendré par les BRF et révélerait l'orientation des processus pédogénétiques en cours.

Les facteurs environnementaux qui ont une influence sur l'abondance de la mésofaune sont nombreux. Ils touchent celle-ci soit de façon directe ou indirecte à travers les autres composantes biotiques. Ils influencent leur fécondité, leur temps de génération, leur longévité et leur migration. Les études écologiques portant sur le dynamisme bioédaphique utilisent surtout la diversité des espèces comme indicateur principal de ce dynamisme. La présente étude aborde le dynamisme bioédaphique par l'aspect fonctionnel de ses composantes trophiques.

L'humification, tel que défini par Duchaufour (1976), est l'ensemble des processus de synthèse menant à la formation de composés humiques colloïdaux de néoformation qui se forment au dépend des produits plus ou moins solubles provenant de la matière organique fraîche; il en résulte des complexes moléculaires organiques le plus souvent insolubles. Ces composés humiques stables n'apparaissent dans les sols que très progressivement lorsque les conditions du milieu sont favorables. L'importance des chaînes aliphatiques diminue et les noyaux prennent une forme plus polycondensés (Duchaufour 1990). Le rôle traceur de l'azote, au cours de cette évolution vers l'azote humique stable, a été démontré: l'azote protéique diminue au profit de l'azote "humique" non hydrolysable (Jocteur-Monrozier, 1984; Barriuso et al., 1990). De plus, la mesure dans le sol des fractions azotées minérales libres (NO_3^-) et des fractions azotées organiques liées (non hydrolysables) en tant que paramètres de minéralisation-immobilisation et d'humification sera effectuée. Il est postulé que là où les BRF seront de plus grande qualité, la minéralisation et l'humification seront plus intenses.

CHAPITRE IV

MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.1 Description du site

L'expérience a débuté en mai 1992 à la station du Service des sols du MAPAQ, située à St-Lambert de Lévis au Québec. Le type de sol utilisé était un loam limoneux de la série Le Bras (podzol humo-ferrique gleyifié).

Le site, cultivé en prairie en 1990, fut chaulé afin de remonter le pH à 6 pour ensuite être ensemencé avec de l'orge grainé en 1991. L'analyse de sol, avant l'application des traitements révélait une teneur en M.O. de 3,9 %_a, une teneur en azote total de 0,17%, une C.E.C. de 11,6 meq./100 g, un pH (H₂O) de 5,7 et un pH (SMP) de 6,5. Les teneurs en éléments minéraux (P, K, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn) dans les quinze premiers centimètres du sol étaient à cette même période de: 49, 138, 1038, 87, 7, 217, 17, 2 (pg/g).

4.2 Dispositif expérimental et traitements

Un dispositif de quatre blocs aléatoires complets composé de neuf traitements a été établi. Des bois raméaux de 3 cm de diamètre provenant d'aulne rugueux (*Alnus rugosa*), de bouleau gris (*Betula populifolia*) et d'érable à sucre (*Acer Saccharum*) ont été finement fragmentés (<1 cm) et ont été apportés au sol à raison de 15 t ha⁻¹ sur une base de poids sec (p.s.). Pour les BRF constitués d'érable à sucre le diamètre des rameaux (3 et 7 cm) et la taille des fragments (<1 et >1 cm) variaient; et les quantités apportées étaient de deux ordres (15 et 30 t ha⁻¹ p.s.). Pour les bois

raméaux d'érable à sucre de petit diamètre (3 cm) et finement fragmentés (<1cm) , deux variables supplémentaire ont été étudiées séparément; soit 150 kg/ha d'azote et 50 kg/ha de la couche superficielle d'un sol d'érablière. Ces bois raméaux ont été apportés à raison de 5t/ha (p.s.)

Les bois raméaux récoltés et fragmentés la semaine précédant leur application ont été épandus manuellement (les quantités ont été calculées en se basant sur un volume en équivalent poids sec), sur des parcelles de 1,5 m sur 4 m séparées les unes des autres par des bandes de 3 m dans le sens de la largeur et de 5,5 m dans le sens de la longueur. Les BRF ont été incorporés à l'aide d'un rotoculteur dans les 5 à 7 premiers centimètres du sol. Par la suite, de l'orge de la variété Chapais a été semé avec un semoir de précision sur l'ensemble des parcelles à un taux de 120 kg ha⁻¹

4.3 Caractérisation des bois raméaux fragmentés

Les fragments (qui avaient été préalablement séchés à l'air) ont été séparés avec des tamis de 8, 5, 2 et 1 mm. Le dosage de la lignine a été effectué selon la méthode à l'acide sulfurique de Van Soest (1963); les composés phénoliques ont été dosés selon la méthode à l'éthanol de Sauvesty (1992); et la détermination des éléments majeurs (dont l'azote) a été effectuée par la minéralisation sur des blocs digesteurs (Micro Kjeldahl) selon la méthode décrite par Isaac et Johnson (1976). Le pourcentage en carbone des BRF a été déterminé en l'incinérant à 350°C pendant 16 heures un sous-échantillon de 10 g . La masse volumique des BRF a été établie en séchant des sous-échantillons de 200 g frais pendant 24 heures à 105 °C et en pesant un volume de 56,1 l de BRF frais.

4.4 Échantillonnage, extraction et dénombrement de la mésofaune

L'échantillonnage de la mésofaune a été effectué de façon aléatoire à l'aide d'une sonde de 5 cm de diamètre interne. Quatre sous-échantillons par parcelle ont été prélevés, et ce à chaque date d'échantillonnage: à la fin de juillet et à la fin de septembre. L'échantillon prélevé à 5 cm de profondeur a été divisé en deux couches de 2,5 cm. Ces couches, placées telles quelles dans l'extracteur, ont été inversées (tel qu'il est recommandé dans Murphy (1962)). L'extracteur utilisé est de type à haut gradient de Macfadyen (1962) modifié et appartient au Service des sols du MAPAQ qui est situé au complexe scientifique à Sainte-Foy. L'utilisation de bechers au lieu

d'entonnoirs a facilité la chute des microarthropodes vers le fond du récipient. Des bechers de 450 ml contenant 50 ml d'une solution d'éthanol a 70% et de glycérol a 5% ont servi a recueillir les microarthropodes. Les échantillons de sol étaient retenus par un grillage a mailles de 6 mm et incurvés vers l'intérieur du becher et concave de 2 cm. Un tamis de nylon de 0,3 mm d'ouverture de maille a empêché les échantillons de contaminer les extraits. Afin de prolonger le temps de dessèchement du sol, l'échantillon a été chapeauté d'un cône dont l'extrémité supérieure avait une ouverture de 2 cm de diamètre. La chaleur produite par 3 lampes infrarouges de 250 watts placées à 0,5 m au-dessus des échantillons faisait progressivement fuir les microarthropodes vers le fond de l'échantillon puis a traverser les tamis. Le thermostat était réglé pour que la température a la surface de l'échantillon atteigne 30 °C (Murphy, 1962) durant les premiers jours de l'extraction; la température était ensuite progressivement augmentée pour qu'au se jour elle atteigne 40 °C. Un flux d'eau froide (10 °C) submergeant la partie inférieure des bechers assurait un gradient de température supérieur a 20°C.

La totalité de la mésofaune extraite a été identifiée au binoculaire a 160 X de grossissement. Lors du dénombrement, les acariens ont été répartis dans les sous- ordres suivant: prostigmates, astigmates, cryptostigmates et mésostigmates, tandis que les collemboles ont été considérés en grand groupe.

L'analyse statistique a été réalisée avec le "General Linear Models Procedure" du système d'analyse statistique SAS. Les critères d'homogénéité des variances de moyennes des sous-échantillons ont été rencontrés par une transformation racine carrée. Le test statistique de Dunnett (comparaison des traitements à un témoin) a été retenu.

Tableau 1: Description des traitements

Propriété	Traitements							
	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
diamètre des branches (cm)	3	7	3	3	3	3	3	3
poids sec appliqué (t ha ⁻¹)	15	15	15	30	15	15	15	15
essences *	É	É	É	É	É	A	B	É
taille des fragments (cm)**	<1	<1	>1	<1	<1	<1	<1	<1
ajout d'azote***	—		—	—	V			
ajout de litière****	—	—	—	—	—	—	—	V
âge du bois à sa base (années)	13,6	29,2	13,6	13,6	13,6	6,0	5,7	3,6
volume appliqué (m ³ ha ⁻¹)	175	142	127	350	200	175	201	175

* É= érable à sucre; A= aulne rugueux; B= bouleau gris. ** Voir tableau 3 pour la répartition de la grosseur des fragments. *** Ajout de nitrate d'ammonium fractionné 70-60 kg ha⁻¹ au semis et 46 Jours après le semis dans le traitement T6 (4). **** Ajout de l'équivalent de 50 kg ha⁻¹ des couches L et Ah de la couverture morte d'une érablière à sucre dans le traitement T9 (.

4.5 Analyses chimiques du sol

La capacité d'échange cationique a été déterminée par la méthode à l'acétate d'ammonium à un pH 7, tel que décrit par Chapman (1965). La quantité de matière organique du sol (%C x 1,72) a été mesurée par voie d'oxydation humide selon la méthode de Walkley-Black (Black, 1965). Le pH du sol a été mesuré avec un pH mètre à électrodes avec un rapport sol:eau de 1:1; le pH tampon a été mesuré avec la méthode SMP. Les minéraux et oligo-éléments ont été extraits avec la solution Mehlich-III et dosés par auto-analyseur Technicon et par spectrophotomètre d'émission au plasma. L'azote total a été mesuré à l'aide des blocs digesteurs BD-40 par une predigestion à l'acide sulfurique 1:3 (2ml) additionnée de 0,1 g de fer réduit pour 0,25 g de sol moulu. Une digestion a été réalisée en ajoutant 0,9 g de catalyseur $K_2SO_4 + CuSO_4$ et de sélénium métallique à 3 mL de H_2SO_4 concentré; la température a été maintenue à 370 °C pendant 3 heures. Le dosage a été fait avec un autoanalyseur Technicon (adaptation de Pierre Audesse du Service des sols du MAPAQ). L'azote hydrolysable a été déterminé par minéralisation au BD-40 de 0,5 g de sol moulu additionné de 5ml de 6M maintenu à 140 °C pendant quatre heures. L'azote insoluble ou non hydrolysable a été calculé en soustrayant l'azote hydrolysable de l'azote total. L'azote minéral a été extrait à l'aide d'une solution de Cl 2N et a été dosée par colorimétrie avec le système analytique Technicien.

Les données de l'azote minéral ont subi une transformation log + 1 et celles de l'azote hydrolysable et non hydrolysable ont subi, une fois la valeur du bilan saisonnier obtenue, une transformation racine carrée. Les critères d'homogénéité des variances ont ainsi été atteints. Pour les valeurs de l'azote minéral, un test de Dunnett (comparaison avec le témoin) a été effectué, tandis qu'une analyse statistique par contrastes a priori a été effectuée sur les données de l'azote non hydrolysable.

4.6 Mesures et analyses des rendements de l'orge et de ses caractéristiques qualitatives.

L'échantillonnage de l'orge réalisé dans le but d'évaluer son rendement en grains s'est effectué sur trois rangs d'une longueur de 3 mètres situés au centre des parcelles. Les plants, après avoir été récoltés manuellement, ont été attachés par gerbes, suspendus à l'étage supérieur de serres vides pour y être séchés pendant une semaine. On a ensuite effectué le battage, la scarification et le vannage des

grains. Les grains ensachés ont été entreposés durant une semaine avant d'être pesés. Le poids à l'hectolitre et le poids de mille grains ont été mesurés pour deux sous-échantillons. Deux autres sous-échantillons ont été prélevés afin d'analyser leur teneur en azote; la mesure de l'azote a été effectuée selon la méthode micro Kjeldahl décrite par Isaac et Johnson (1976). Les rendements en grains à l'hectare ont été calculés pour une distance des entre-rangs de 17 cm; la superficie récoltée correspondait alors à 1,65 m². Le prélèvement d'azote des grains a été calculé en multipliant le pourcentage en azote (p.s.) par le rendement à l'hectare. Ces valeurs ont été statistiquement analysées par le test de Dunnett (comparaisons au témoin).

CHAPITRE V

RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Caractérisation des bois raméaux fragmentés

Les résultats obtenus pour la teneur en lignine des branches d'érable en fonction de leur diamètre concordent avec les données de Edmonds (1987). Celui-ci trouva que la teneur en lignine du bois de branches était supérieure à la teneur du bois de tronc. Les branches d'érable de 3 cm de diamètre ont en effet une teneur en lignine plus élevée que celles de 7 cm de diamètre (tableau 2). Le plus haut taux de lignine a cependant été observé pour le bois de bouleau, et ensuite pour celui de l'aulne. En ce qui concerne la teneur en azote du bois raméal utilisé, les branches d'érable à sucre de plus gros diamètre (7 cm) ont dosé une plus faible concentration que le même bois de plus petit diamètre; ce qui confirme les données existantes sur le sujet (Hendrickson, 1987) (tableau 2). Les teneurs en azote et les rapports C/N des différentes essences ont grandement varié (% N: 0,36-0,72; CIN: 221-80). Les branches d'aulne de 3 cm de diamètre suivies de celles du bouleau ont les teneurs en azote les plus élevées et les rapports C/N les plus faibles (tableau 2). Les bois de ces deux dernières essences sont plus juvéniles que les bois de l'érable de même diamètre; les teneurs en azote et en lignine y sont d'ailleurs plus élevées (tableau 2 et 3). C'est dans le bois d'aulne que l'on a trouvé les teneurs en composés phénoliques les plus élevées. Nous sommes donc en présence d'essences regroupant des caractéristiques qualitatives agissant dans des directions opposées. D'une part, on observe des BRF qui ont une forte teneur protéique et une forte teneur en composés phénoliques inhibiteurs (aulne), et d'autre part, on retrouve des BAF

qui ont une plus faible teneur protéique et une moins forte teneur en composés phénoliques (érable).

La densité des BRF (poids sec sur volume) provenant des branches d'érable de faible diamètre et grossièrement fragmentées (T4) a été, tout comme la densité des BRF provenant des branches d'érable de gros diamètre et finement fragmentées (T3), plus élevée que la densité des branches d'érable de faible diamètre et finement fragmentées. De plus, pour un même diamètre (3 cm), le bois d'érable à sucre est plus dense que celui du bouleau et de l'aulne (tableau 1).

La diminution de la vitesse d'entraînement des branches dans la fragmenteuse a eu pour effet de donner non seulement des fragments plus grossiers, mais aussi de générer très peu de fragments de grosseur inférieure à 2 mm (tableau 3).

Tableau 2: Composition chimique et biochimique des BRF

Composantes	Traitements			
	(T2-T4-T5-T6-T9)	T3	T7	T8
	% du poids sec total			
composés phénoliques	2,41(0,17)	2,25 (0,21)	5,72 (0,20)	3,74 (0,23)
lignine *	8,4 (2,2)	4,9 (0,5)	9,6 (1,3)	12,2 (0,6)
azote	0,36 (0,04)	0,26 (0,04)	0,71 (0,01)	0,52 (0,04)
C/N	158	221	80	110

* La méthode d'évaluation utilisée (Van Soest 1963) sous estime la teneur réelle en lignine des végétaux. Les chiffres entre () désignent les écarts types. Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

Tableau 3: Répartition de la taille des fragments des bois raméaux selon les traitements

		Traitements			
		T2 - T5 - T6 - T9	T3	T4	T7
tamis de mailles		% du poids sec total			
> 8mm	26,4	36,1	82,0	34,6	23,8
> 5mm	29,0	22,8	12,5	25,0	26,5
> 2mm	33,8	29,5	5,0	30,2	36,1
>1mm	7,2	76,9	0,3	7,3	9,2
< 1mm	3,5	4,2	0,2	2,9	4,4

Note: Voir tableau 1 pour la description des traitements.

5.2 Effets des traitements sur la mésofaune du Sol

5.2.1 Échantillonnage de juillet

Lors du premier prélèvement réalisé à la fin de juillet, la mésofaune est dans son ensemble plus abondante là où des BRF ont été apportés. Le témoin contient alors 5 fois moins de microarthropodes que le traitement T6 (bois d'érable + azote) (tableau 4). La stimulation de la mésofaune au mois de juillet et plus particulièrement la stimulation observée suite à un ajout d'azote (traitement T6) pourrait supporter l'hypothèse que le critère nutritionnel agit comme facteur limitatif du développement de la mésofaune fongivore (Booth et Anderson, 1979; Heal et Dighton, 1985). Les champignons qui constituent une nourriture favorable à la mésofaune profiteraient des diverses composantes des BRF et de l'azote du sol rendu disponible par translocation. La plupart des études qui font mention des effets d'une fertilisation azotée sur les populations des microarthropodes s'entendent sur les effets généralement positifs et ce, pour diverses conditions édaphiques (Marshall, 1977; Curry, 1986). Le plus souvent, ces stimulations ont été attribuées au changement de nourriture lié à la présence des microorganismes de meilleure qualité. L'azote a donc favorisé en début de saison l'implantation d'une microflore plus diversifiée dont la mésofaune aurait profité .

5.2.2 Échantillonnage de septembre

En septembre, les populations de la mésofaune connaissent *en* général une baisse de densité par rapport à celles du mois de juillet. Cette tendance est plus marquée pour les traitement T5 et T6. Seuls les traitements T2, T8 et T9 qui correspondent aux BRF de petit diamètre et aux fragments de taille fine (< 1cm) connaissent une augmentation de densité de la mésofaune par rapport à celles du mois de juillet.

Le traitement comportant un inoculant forestier (T9) voit ses populations atteindre au mois de septembre les plus fortes densités. Les populations dénombrées pour ce traitement représentent à ce moment plus de 5 fois la densité des populations du témoin ($p < 0,05$) (tableau 5). Cette augmentation pourrait être due à la présence de souches microbiennes mieux adaptées à causer les caries du bois d'érable que celles présentes dans le sol du site expérimental. De plus, l'inoculant pouvait comporter des oeufs, des larves ou des adultes de microarthropodes qui auraient favorisé la dissémination des hyphes et des spores et auraient ainsi facilité la

colonisation des BRF. L'inoculant aurait pu aussi agir favorablement par l'augmentation des effectifs de la première génération des acariens et des collemboles.

La diminution des populations de la mésofaune totale pour le traitement T6 au mois de septembre pourrait être lié à la perte de compétitivité des champignons lignolytiques et à l'inhibition de leur système enzymatique: ces phénomènes sont par ailleurs mis en évidence en présence d'une trop forte concentration d'azote (Fog, 1988; Erikson et al., 1990). Il est envisageable que l'azote ait favorisé, en début de saison, le développement d'une microflore non lignicole qui aurait profité à la mésofaune.

Pour le traitement T4 (fragments grossiers de branches d'érable), l'abondance de la mésofaune n'a pas été significativement différente de celle du témoin, et ce pour les deux dates d'échantillonnage. Ces BRF, à cause des contraintes physiques liées à une moins grande surface de contact, ont probablement été colonisés plus lentement par les champignons et la mésofaune que les BRF de fragments plus fins.

L'utilisation des branches de gros diamètre (7cm) (T3) n'a révélé aucune différence significative avec le témoin. Pour ce traitement, certains groupes, tels les mésostigmatés et les cryptostigmatés, ont connus des populations inférieures à celles du témoin (figures 4 et 5). Avec l'augmentation du diamètre de la branche, la teneur en nutriments et le taux de lignine diminue, et, selon la littérature, la teneur en composés phénoliques augmente (pas significativement différent dans la présente étude) (tableau 2). L'augmentation du diamètre ou de l'âge de la branche correspond à une diminution générale de la qualité des BRF tel que confirmé par les faibles populations de microarthropodes dans le traitement constitué de branches d'érable de diamètre élevé (T3).

Le traitement constitué d'aulne (T7) ne montre pas de différences significatives par rapport au témoin pour aucun des groupes de microarthropodes. Il est dans ce cas apparent que les composés phénoliques, qui sont deux fois plus élevés que chez l'érable, soient en partie responsables de la faible stimulation des organismes édaphiques. L'aulne, qui contient deux fois plus d'azote que les bois d'érable de même diamètre, n'a donc pas été limitatif sur le plant nutritionnel. Le bouleau gris (T8) possède des teneurs en composés phénoliques et en azote intermédiaires à celles de l'aulne et de l'érable (tableau 2). Ainsi, les densités de microarthropodes

retrouvées pour ce traitement ont été intermédiaires à celles de l'aulne et de l'érable. Elles n'ont toutefois pas été pour aucun groupe significativement différentes du témoin au seuil de probabilité ($p < 0,05$).

Tableau 4: Abondance des différents groupes de la mésofaune au mois de juillet (nombre d'individus au mètre carré dans la couche 0-5 cm)

Traitements	col-lemboles	crypto-stigmates	méso-stigmates	pro-stigmates	As-stigmates	total
Ti	350	350	159	1654	127	2639
T2	1590	1018	350	1717	509	5183
T3	986	191	32	1463	95	2767
T4	2067	763	254	922	127	4134
T5	2353	2957	124	2131	350	9031
T6	3339*	2258	2003	4261	133	13197
T7	1495	572	127	1495	0	3689
T8	1272	604	191	1081	64	3212
T9	1367	1049	350	2703	95	5565
Total	14819	976	4706	1742	2703	49417
C. V.	47,5	42,5	73,6	50,2	72,3	33,0

* Significativement différent du témoin (Ti) à $p < 0,05$ selon le test de Dunnett. C.V.%: coefficient de variation. Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

Tableau 5: Abondance des différents groupes de la mésofaune **ait** mois de se^{pt}embre (nombre d'individus au mètre carré dans la couche 0-5 cm)

Traite- ments	col- lemboles	crypto- stigmates	méso- stigmates	pro- stigmates	As- stigmates	total
Ti	350	95	191	731	32	1399
T2	2067	1336*	382	1399	32	5215
T3	731	731	95	859	32	2449
T4	922	890	159	954	32	2957
T5	1081	1431*	541	922	0	3975
T6	1972	1272	731	731	64	4770
T7	1272	382	191	986	0	2830
T8	2099	572	95	1240	32	4039
T9	2544*	2194*	890	1367	413	7409*
Total	1303	8904	327	9190	636	3504
C.V. %	41,8	50,2	86,8	43,9	68,7	31,6

* Significativement différent du témoin (Ti) é $p < 0,05$ selon le test de Dunnett, Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

5.3 Effets des traitements sur la différenciation des groupes

Le dénombrement de la mésofaune par catégories ou groupes révèle en général une réponse semblable face aux différents traitements (tableau 4 et 5). Certains groupes sont cependant plus sensibles à certains traitements.

Les collemboles (insectes aptérygotes) et les quatre sous-ordres des acariens les plus typiques du sol: les prostigmates, les cryptostigmates, les mésostigmates et les astigmates représentent respectivement 33, 32, 22, 9, et 4 % du nombre total de la mésofaune pour des traitements et des dates d'échantillonnage confondus (figure 3). Les collemboles et les cryptostigmates (oribates), dont le régime alimentaire est typiquement fongivore (Butcher et al., 1969), sont les groupes de microarthropodes qui répondent le plus fortement à l'apport des différents types de BRF. Les mésostigmates (Uropodidae), prédateurs des autres membres de la mésofaune, sont abondants là où les autres groupes sont également abondants. Cependant, ils sont

différents ($p < 0,05$) du témoin uniquement au mois de juillet pour le traitement avec azote (T6) (figure 4).

5.3.1 Échantillonnage de juillet

Lors du prélèvement de juillet, les densités de cryptostigmates sont différentes de celles du témoin ($p < 0,05$) pour le traitement appliqué à double dose (T5) (8 fois le témoin) et pour le traitement avec azote (T6) (6 fois le témoin) (tableau 4). À ce moment, les densités de collemboles sont pour leur part supérieures à celles du témoin ($p < 0,05$) et ce, seulement pour le traitement T6 (BRF d'érable et azote). La stimulation significative des populations d'oribates (cryptostigmates) par un apport massif de BRF d'érable (30 t ha^{-1}) (T5) serait due à la présence d'une plus grande abondance de nourriture (champignons) résultant de cet apport massif.

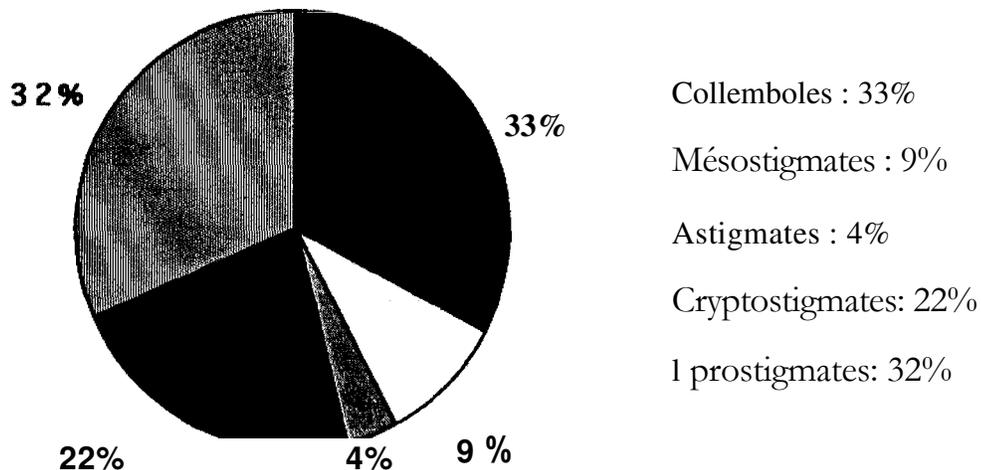


Figure 1: Répartition des groupes de la mésofaune exprimée en pourcentage du nombre total d'individus de la mésofaune totale, traitements et dates d'échantillonnage confondus

5.3.2 Échantillonnage de septembre

Lors du prélèvement de septembre, les densités de cryptostigmates, de collemboles et de la mésofaune totale sont significativement supérieures au témoin ($p < 0,05$) pour les parcelles auxquelles on a ajouté du bois d'érable et un inoculant forestier (T9) (tableau 5). Les populations de cryptostigmates se sont également distinguées du témoin dans les parcelles contenant du bois d'érable de petit diamètre (3 cm

finement fragmenté (<1cm) et appliqués à double dose (T5), et dans les parcelles où les BRF on été appliqués à simple dose (T2) (tableau 4). Les densités de population de la mésofaune totale, sont au mois de septembre, de l'ordre de 14, 15 et 23 fois plus importantes pour les traitements (T2, T5 et T9) que pour le témoin (Ti).

La stimulation des populations d'oribates (cryptostigmates) lors des prélèvements d'été et d'automne, pour le traitement contenant la double dose de BRF d'érable (30 t ha⁻¹) (T5), serait associée à une grande abondance de nourriture (champignons). De plus, une dose de BRF plus forte et une même profondeur d'incorporation aurait favorisé une meilleure aération du sol créant ainsi un milieu physique adéquat pour les oribates, en particulier à cause de leur taille plus importante. Les mésostigmates, beaucoup plus nombreux pour les traitements T5 et T6 du mois de juillet, ont pu, par pression de prédation, contribuer à la diminution des populations de colembolles observées pour ces traitements au mois de septembre.

5.4 Azote non hydrolysable

Le suivi de l'azote non hydrolysable au cours de la saison indique un taux d'humification plus élevé pour les parcelles avec des BRF d'érable (15 t ha⁻¹) fragmentés finement (T2), et un plus faible taux pour celles contenant de l'aulne (T7) (tableau 6). De plus, l'analyse par contraste confirme que c'est entre ces deux traitements que l'augmentation de l'azote non hydrolysable a été la plus significative ($p < 0,05$). Les fragments de rameaux d'érable du traitement T2 ont subi une transformation plus importante dans le sol que ceux de l'aulne (T7), ce qui aurait conduit à la formation de composés humiques stables ou métastables. La néoformation des composées humiques n'est pas sans liens avec l'action solubilisatrice des champignons sur la lignine (Kirk, 1984). Cette action, donnant naissance à des noyaux aromatiques précurseurs des acides humiques, est plus forte chez l'érable que chez l'aulne. Il est possible que la teneur élevée en composés phénoliques ait inhibé l'action de ces champignons (Swift et al., 1979), ou bien que les composés phénoliques du bois d'aulne aient agi de façon défavorable sur l'humification (Bloomfield, 1957).

Tableau 6: Évolution de l'azote non hydrolysable de mai à octobre exprimée en pourcentage de l'azote non hydrolysable initial (% N n-h)

	Traitements								
	Ti	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9
%N n-h	10,5	115	7,60	-14,2	0,36	97,5	- 25,8	90,5	39,4

Probabilité de l'erreur P associée à chacun des contrastes à priori

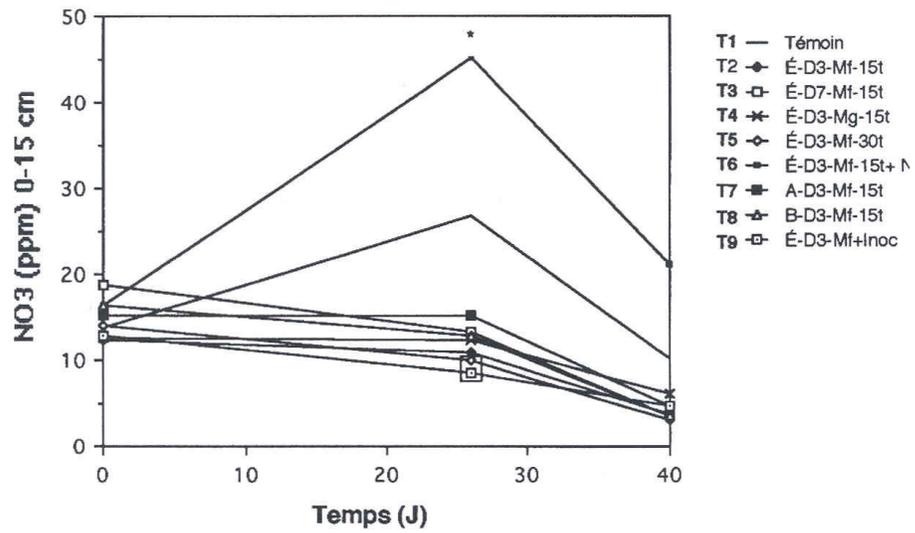
T2vsT8	T2vsT7	T7vsT8	T2vsT3	T2vsT4	T2vsT5	T2vsT6	T2VsT9
0,733	0,045*	0,090	0,144	0,083	0,095	0,086	0,254

* Significatif au seuil de probabilité $p < 0,05$. Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

5.5 Azote nitrique

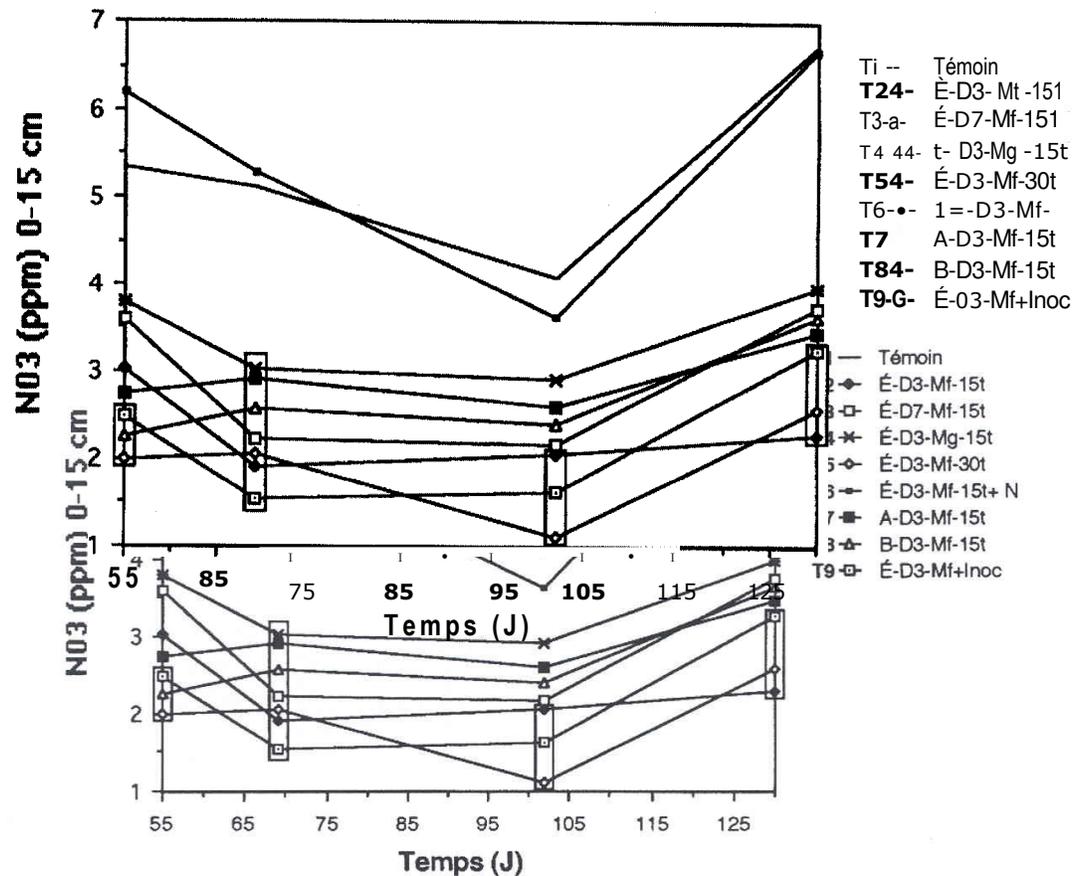
Les taux d'azote nitrique contenus dans les 15 premiers centimètres du sol des parcelles qui ont reçu des BRF (sans ajout d'azote) sont inférieurs à ceux du témoin; ces résultats appuient ceux obtenus par N'dayegamiye et Dubé (1986), Beauchemin et al., (1990, 1992^b). Ces taux sont significativement différents du témoin ($p < 0,05$) pour les traitements suivants: T5 et T9 lors du deuxième prélèvement, T5, T8 et T9 lors du quatrième prélèvement, T2, T3, T4, **T5**, T7 et T9 lors du cinquième prélèvement, et T2, T5 et T9 lors des deux derniers prélèvements (figures 9 et 10).

Ainsi, le bois qui provient de l'éradable à sucre dont le diamètre des branches est inférieur à **3** cm et qui est finement fragmenté (T2, T5, T9) cause les effets dépressifs sur l'azote nitrique les plus marqués ($p < 0,05$).



* et □ Significativement différent du témoin (T1) à $p < 0,05$ selon le test de Dunnett. Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

Figure 2: Teneur en azote nitrique dans la couche 0 -15 cm en fonction des traitements et du temps après l'apport de BRF (23 mai -2 juillet)



□ Significativement différent du témoin (T1) à $p < 0,05$ selon le test de Dunnett. Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

Figure 3: Teneur en azote nitrique de la couche 0 -15 cm en fonction des traitements et du temps après l'apport de BRF (17 juillet -2 octobre)

5.6 Rendements

Nous avons observé une diminution des aspects qualitatifs et quantitatifs des grains d'orge à la récolte pour les traitements suivants: T9 pour le rendement, T5 pour le pourcentage en azote des grains et T2 et T9 pour le prélèvement en azote des grains à l'hectare (tableau 7). Ainsi, les résultats des traitements T2, T5 et T9 ont été significativement inférieurs au témoin ($p < 0,05$) (Ti) en ce qui a trait au taux de nitrate (0-15 cm) et à la qualité des grains d'orge.

Les traitements constitués de BRF de faible diamètre entraînent une plus forte dépression de l'azote que ceux constitués d'érable provenant de plus gros diamètre. En ce sens, l'écart entre les résultats de ces traitements est inattendu. Le rapport C/N de la matière ligneuse n'apparaît donc pas comme un indicateur infaillible de l'intensité de l'immobilisation de l'azote. Un apport ligneux qui provoque un faible taux d'immobilisation net peut aussi être un apport qui aura des effets antibiotiques ou qui suscitera une faible stimulation biologique. En effet, le bilan net et ponctuel des nitrates dans le sol ne reflète pas nécessairement une faible capacité du réservoir en azote du sol. L'immobilisation est liée à la biomasse microbienne et à son temps de renouvellement (turn-over) (Parnas, 1976).

Tableau 7: Caractéristiques qualitatives et quantitatives des crains d'orge à la récolte

Traite- ments	rendement (t ha ⁻¹)	% N grain (% du p.s.)	prélèvement N grain (Kg ha ⁻¹)	poids au mille grains (g / mille grains)	poids à l'hectolitre (kg/hl)
Ti	3,40	1,52	52,0	41,5	640
T2	2,50	1,43	35,9 *	41,0	640
T3	2,67	1,51	40,2	41,2	633
T4	2,54	1,46	37,2	41,8	640
T5	2,95	1,41 *	41,7	43,7	648
T6	3,46	1,59	55,0	39,1	626
T7	2,92	1,47	43,0	41,8	630
T8	2,92	1,50	43,9	41,2	641
T9	2,23 *	1,48	33,0 *	41,3	630

* Significativement différent du témoin (T1) à $P < 0,05$ selon le test de Dunnett. Note: Voir tableau 1 pour la définition des traitements.

5.7 Effets du diamètre des branches, de la taille des fragments et de la quantité ajoutée de BRF, sur l'activité de la mésofaune, l'intensité d'immobilisation de l'azote et l'humification

Lors des prélèvements d'été et d'automne, on observe, pour les traitements T2, T5, T6 et T9 (bois d'érable à sucre provenant d'un diamètre de branche < 3 cm et de fragments et cm) (voir tableau 1), que un ou plusieurs groupes de la **mésofaune** sont présents en plus grande quantité que dans le témoin ($p < 0,05$). Ces traitements donnent également des indices d'immobilisation plus élevés (T9 pour le rendement, T5 pour le pourcentage en azote des grains, T2 et T9 pour le prélèvement d'azote des grains, et T5, T9 et T2 pour les taux de nitrates de la couche **0-15** cm). En faisant un rapprochement entre ces deux paramètres (immobilisation et abondance de la mésofaune), on peut penser que l'hypothèse qui place la mésofaune comme acteur de la mise en circuit des nutriments pour les plantes puisse être remise en cause.

Comment expliquer que le bois d'érable à sucre provenant de branches de diamètre égal à 7 cm (T3) puisse provoquer une plus faible immobilisation de l'azote que le même bois provenant de diamètre plus faible (3 cm), et ceci en dépit de son rapport carbone: azote (C/N) plus élevé? L'essence, le diamètre des branches et la grosseur de fragmentation influencent la vitesse et l'intensité d'utilisation de la ressource BRF par les organismes du sol. La présence des BRF de faible qualité nutritive amène une faible croissance des populations édaphiques et conséquemment une faible immobilisation de l'azote. La capacité des champignons à ajuster leur teneur protéique à celle du substrat, à transloquer les nutriments des mycéliums inactifs vers les mycéliums actifs (Dowding, 1976), et la sensibilité de la mésofaune à leur teneur protéique pourraient expliquer la faible immobilisation de l'azote survenue avec les BRF de plus gros diamètre. Le bois raméal de haute qualité nutritive stimule les populations des premiers et deuxième niveaux trophiques (champignons et mésofaune fongivore respectivement). Ces populations, qui sont en phase croissante de développement, entretiennent une circulation ou un cyclage des nutriments dont la plus grande partie sert alors à augmenter leurs effectifs.

A partir de l'indice d'humification, qui est la fraction de l'azote totale non hydrolysable (comparaison a priori), nous observons que les traitements (T2, T6 et T9), où une grande augmentation de cette fraction **a été** notée, sont également ceux où l'abondance de la mésofaune et l'intensité d'immobilisation (sauf pour T6) se sont

démarqué du témoin ($p < 0,05$) (tableau 6). Bachelier (1972), dans une étude expérimentale sur l'humification des matériaux végétaux par l'action des animaux, souligne en effet l'action généralement positive de la faune sur l'humification:

"La faune peut a priori intervenir favorablement en aidant, par ses déjections et ses cadavres, à enrichir le sol en composés azotés et en enzymes divers. En même temps, elle neutralise les sois acides et favorise l'adsorption des substances humiques sur les argiles. En isolant dans leurs excréments la lignine, et en l'abandonnant à l'air dans un milieu humide et basique, les animaux devraient aussi favoriser la formation des acides humiques pour autant que les conditions biotiques et abiotiques du milieu le permettent."

Les collemboles et les acariens peuvent cependant, selon les conditions du milieu, favoriser ou défavoriser les processus d'humification; la faune catalyserait donc plus la dynamique des sols qu'elle n'en modifierait l'orientation de ses fonctions.

5.8 Effets des essences des BRF sur l'activité de la mésofaune, l'intensité d'immobilisation de l'azote et l'humification

L'analyse par contraste (comparaison a priori) des traitements T7 et T2 (aulne et érable) laisse voir une différence significative entre les deux fractions d'azote non hydrolysable. Le sol qui était sous l'influence des BRF d'aulne a subi une humification moins poussée que celui qui était sous l'influence de l'érable (diamètre inférieur à 3 cm et fragments fins). Une valeur de l'azote non hydrolysable de plus du double de sa teneur initiale ($p < 0,05$) a été observée pour ce dernier. De plus, en ce qui concerne la mésofaune, le traitement T7, contrairement au traitement T2, n'a jamais été significativement différent du témoin ($p < 0,05$). La variation de la valeur de ce paramètre (N-non hyd.), tout comme celle de l'abondance de la mésofaune confirmerait la différence qualitative qu'il existe entre ces deux essences. Les composés phénoliques, qui sont deux fois plus abondants chez l'aulne que chez l'érable (pour le diamètre de branche inférieur à 3 cm) peuvent être à l'origine de cette différence.

Le bouleau gris (T8) possède des teneurs en composés phénoliques et en azote intermédiaires à celles de l'aulne et de l'érable (tableau 2). De plus, pour le bouleau, l'abondance de la mésofaune et l'intensité de l'immobilisation et d'humification ont été intermédiaires à celles de l'érable et de l'aulne. Toutefois, pour aucun groupe elles ont été significativement différentes du témoin au seuil de probabilité ($p < 0,05$)

CHAPITRE VI

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les mesures de l'humification, de l'immobilisation de l'azote et de l'abondance de la mésofaune s'expriment, en fonction des traitements, d'une façon similaire. Là où les BRF provoquent une forte immobilisation de l'azote, les populations d'acariens et de collemboles, de même que l'indice d'humification qui est l'azote non hydrolysable sont en général élevés

L'apport de branches d'érable de petit diamètre (3 cm) et de fragments de taille fine (T2) provoquent une augmentation significative de la mésofaune, une immobilisation plus intense de l'azote et une humification plus poussée, comparativement au témoin ($p < 0,05$). L'augmentation du diamètre des branches (T3) et de la grosseur des fragments (T4) (évaluées pour l'érable à sucre seulement) n'entraîne aucune différence significative dans les résultats par rapport au témoin et ce, quel que soit le paramètre mesuré. Une augmentation du diamètre des BRF d'érable diminue leur qualité (taux d'azote et de lignine moins élevés) et stimule moins fortement la mésofaune et l'humification. La forte intensité d'immobilisation observée dans les parcelles avec les BRF d'érable de faible diamètre (T2, T5 et T9) laisse présumer que le temps nécessaire à l'obtention d'un équilibre entre les populations édaphiques n'ait pas été atteint. L'immobilisation de l'azote est moins intense lorsque les BRF proviennent d'une branche de diamètre plus gros, avec un rapport C/N plus élevé; ceci laisserait pourtant présumer le phénomène inverse (immobilisation plus intense). Les BRF d'érable apportés au sol à raison de 30 t ha^{-1} ou de 15 t ha^{-1} (p.s.) favorisent tout les deux une présence abondante de la mésofaune et une intensité

d'immobilisation de l'azote significativement différentes du témoin ($p < 0,05$). L'augmentation de la quantité apportée n'a pas fait augmenter beaucoup l'effet d'immobilisation. Avec l'apport massif (30 t ha^{-1} p.s.), l'humification n'a pas révélé de différences significatives par rapport au témoin. Les BRF apportés en plus grandes quantités ont favorisé l'apparition d'une plus grande abondance de nourriture pour la mésofaune, ou ont constitué un environnement plus favorable à l'implantation de celle-ci. Dans le cas où on a épandu une dose massive de BRF qu'on a ensuite incorporé superficiellement, il y a eu un moins bon contact entre les fragments et le sol; ce qui défavorise l'humification.

L'ajout d'azote aux BRF d'érable (T6) a largement compensé pour l'effet d'immobilisation autrement observé. À la mi-juin, des concentrations en nitrates deux fois supérieures à celles du témoin ont été mesurées ($p < 0,05$). On a aussi observé, lors du prélèvement de juillet, que la mésofaune avait pour sa part été stimulée, mais au mois de septembre, leur densités n'étaient pas significativement différentes du témoin ($p < 0,05$).

Les BRF auxquels nous avons ajouté une petite quantité de la couverture morte d'une érablière (T9) ont favorisé (sans doute à cause d'un effet "inoculant") une stimulation soutenue de la mésofaune; les oribates (cryptostigmatés) et les collembolés atteignaient lors du prélèvement de septembre les densités les plus élevées. Ce traitement a également provoqué une immobilisation et une humification plus intense.

Le phénomène d'immobilisation souvent observé lors de l'apport de ce type de matière organique dans les sols agricoles serait davantage lié à la stimulation globale de la chaîne trophique plutôt qu'à l'apport déséquilibré de carbone et d'azote. L'immobilisation peut alors être vue comme une mesure de l'intensité de la réorganisation bioédaphique. Il est possible de minimiser l'impact des BRF sur l'immobilisation de l'azote lors de la première année de l'apport en augmentant la taille des fragments et la grosseur du diamètre des branches. En effet, la plus faible abondance de la mésofaune est un signe que la réactivité est plus faible pour ces types de BRF (la première année). On peut également minimiser son impact sur les rendements en ajoutant de l'azote; les BRF pourraient être intégrés aux systèmes de rotations en étant incorporés au sol après la récolte de la culture principale.

La réactivité du sol suite à l'apport des différentes essences utilisées a été analysée sous l'angle de leur composantes biochimiques et chimiques. Les différences observées peuvent être également expliquées par le positionnement phytosociologique de ces essences. L'aulne rugueux occupe un climax intrazonal ou stationnel où il se développe en concomitance avec un sol spongieux et hydromorphe en favorisant ainsi peu l'humification. Le bouleau gris forme des peuplements souvent purs mais transitoires et laisse la place aux conifères ou à d'autres essences. L'érable à sucre est une essence typique des forêts de climax climatique où se développent des brunisols à moder ou à mull. L'intensité d'expression de ceux-ci dépend toutefois de la roche-mère, du microclimat et/ou du degré de perturbation ou de stress exercé sur le peuplement ou le site. L'intensité d'expression des paramètres mesurés en fonction des essences étudiées (pour un faible diamètre) correspond à l'orientation du développement des sols à laquelle ces essences sont associées dans leur milieu.

Si nous pouvons mieux comprendre, suite à l'apport de BRF, la notion d'équilibre et de dynamisme bioédaphique, c'est cependant avec prudence que nous devons conclure. Cette étude ne visa en effet qu'à observer l'impact du bois raméal fragmenté de différentes qualités sur un éventuel indice du dynamisme bioédaphique représenté par l'abondance de la mésofaune. La mésofaune est l'un des maillons de la chaîne trophique prévisible dans les séquences de transformations de ce type de matériau dans le sol. Toutefois, d'autres maillons de cette chaîne ou d'autres chaînes ont pu ou pourraient également exercer une influence importante.

Or, nous avons tenu compte des différentes qualités associées aux types de BRF; cependant, il faudrait pouvoir isoler les variables qui, pour une essence donnée sont multiples afin d'en statuer les influences spécifiques. Les variations entre les différents types de BRF, qui sont par ailleurs manipulables à l'échelle d'une région, n'ont pas été représentées à plus de deux niveaux, et ce pour une seule essence. Les effets occasionnés par des modifications du diamètre, de la taille de fragments et de la quantité utilisée sont donc difficilement quantifiables et attribuables à d'autres essences. Cependant, à partir des résultats obtenus, on peut penser que l'influence des variables sur l'intensité et la rapidité des processus pédogénétiques qui conduit à une meilleure productivité des sols agricoles soit importante.

L'amplitudes pourtant élevée entre certaines des moyennes de densité des microarthropodes n'a pu démontrer de différences significatives. Il est probable que

51

l'analyse d'un plus grand nombre d'échantillons et de plus de répétitions auraient été sur ce plan avantageux et que la source d'erreur expérimentale issue de l'extraction aurait pu également être diminuée. Néanmoins, nous pouvons affirmer que l'apport des BRF en général a fortement stimulé la mésofaune et que celle-ci a répondu aux BRF de différentes qualités par une présence plus ou moins abondante. Il a été possible d'appuyer ces résultats par la variation des constituants des BRF tels les nutriments (azote), le taux de lignine, les composés phénoliques et la taille des fragments qui définissent leur qualité. Les composés phénoliques semblent jouer un rôle déterminant. Cependant, l'analyse, souvent confrontée à la considération des champignons lignolytiques, a souvent été incomplète, car ceux-ci n'étaient pas évalués. Malgré tout, nous répondons sans réserves à l'hypothèse que la qualité des BRF affecte le développement de la chaîne trophique du sol et que l'activité de la mésofaune peut servir d'indicateur de la dynamique de transformation des BRF apportés au sol.

CHAPITRE VII

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Anderson, J.M., 1988. Spatio-temporal effects of invertebrates on soil processes. *Biol. Fertil. Soils* 6: 216-227.

Andreux, F., Druckert, S. Correa, A. et B. Souchier., 1980. *Compte Rendu de l'Académie des Sciences, Paris*, tome 291, série D:381-384.

Bachelier, G., 1973. Etude expérimentale de l'action des animaux sur l'humification des matériaux végétaux. 1 - premières expériences et conclusions préliminaires. *Travaux et documents de L' O.R.S.T.R.O.M. N° 14*, Paris, 75p.

Barriuso, E., Andreux, F. et J.M. Portal, 1990. Caractérisation par hydrolyse acide de l'azote des fraction organiques et organo-minérales d'un sol humifère. *Science du sol* 28 (3): p. 223-236.

Beauchemin, A., N'dayegamye, A. et M. Laverdière, 1990. Effets d'amendements ligneux frais et humifiés sur la production de pomme de terre et sur la disponibilité de l'azote en sol sableux. *Can. J. Soli Sc.* 70: 555-564.

Beauchemin, A., N'dayegamye, A. et M. Laverdière, 1992. Effets des matériaux frais et compostés utilisés comme amencements organique des sols. *Can. J. Soil Sc.* 72: 177-181.

Black, C.A., 1965. *Nethods of soil analysis.*, Amer. Soc, Agron. Madisson, Wisconsin, *Agronomy* 9 (2):1374-1375.

Bloomfield, C., 1957. The possible significance of polyphenols in soil formation. *J. Sc. Food and Agric.* 7: 389-392.

Chapman, H.D., 1965. Cation-exchange capacity. Dans: Black, C.A., éd., *Methods of soil analysis*. Amer. Soc. Agron. Madison, Wisconsin. *Agronomy* 9 (2): 892-901.

Curry, J. P., 1986. Effect of management on soil decomposition and decomposition processes in grassland and crop land. Dans: Mitchell, M.J. et J.P. Nakas, éd., *Microfloral and faunal interactions in natural and agro-ecosystems*. Nijhoff/Junk, éd., Dordrecht, p. 349-398.

Dowding, P., 1976. Allocation of resources: Nutrient uptake and release by decomposer organisms. Dans: Anderson, J.M., et A. Macfadyen, éd., *The Role of Aquatic and Terrestrial Organisms in Decomposition Processes*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, p. 169-183.

Duchaufour, P., 1968. *L'Évolution des sols: Essai sur la dynamique des profils*. Masson et Cie, éd., Paris, 94 p.

Duchaufour, P., 1990. La formation et l'évolution des complexes organo-minéraux dans les sols et leur rôle dans la pédogénèse. *Science du sol* 28 (4):273-284.

Edmonds, R.L., 1987. Decomposition rates and nutrient dynamics in small-diameter woody litter in four forest ecosystems in Washington, U.S. A.. *Can. J. For. Res.* 17: 499-509.

Eijsackers, H. et A.J.B. Zehnder, 1990. Litter decomposition: a Russian matryoshka doll. *Biogeochemistry* 11: 153-174.

Enoki, A., Tanaka, H. et G. Fuse, 1988. Degradation of lignin-related compounds, pure cellulose, and wood components by white-rot and brown-rot fungi. *Holzforschung* 42 (2): 85-93.

Eriksson, K.E.L., Blanchette, R.A. et P., Ander, 1990. Microbial and enzymatic degradation of wood and wood components. Spingler-Verlag éd., Berlin, 407 p.

Fog, K., 1988. The effect of added nitrogen on the rate of decomposition of organic matter. *Biol. Rev.* 63: 433-462

Hayes, M.H.B., 1991. Concepts of the Origins, Composition and Structure of Humic Substances. Dans: Wilson, W.S. réd., *Advances in Soil Organic Matter Research*, Royal Society of Chemistry édit., Cambridge U.K., 400p.

Heal, D.W. et J. Dighton, 1985. Resource quality and trophic structure in soil system. Dans: A.H. Fitter réd., *Ecological Interactions in Soil*, Blackwell Scientific Publications. p. 339-354.

Hedlund, H., Boddy, L. et C.M. Preston, 1991. Mycelial responses of the soil fungus, *Mortierrella isabella*, to grazing by *Onychiurus asmmatus* (collembola). *Soil Biol. Biochem.* 23 (4): 361-366.

Hendrickson, O., 1987. Winter branch nutrients in northern conifers and hardwoods. *Forest Science* 33: 1068-1074.

Hopkins, D.W. et R.S. Shiel, 1991. Spectroscopic characterization of organic matter from soil with Mar and Mull humus forms. Dans: Wilson, W.S., réd., *Advances in soil organic matter research*, Cambridge, p.71-78.

Isaac, R.A. et W.C. Johnson, 1980. Determination of total nitrogen on plant tissues using BD-40 digestion. *J.A.O.A.C.* 59: 98-100.

Jocteur-Monrozier, L., et Ph. Duchaufour, 1986. Données récentes sur l'humification. *Science du sol* 25 (4): 377-388.

Kirk, T.K., 1984. Degradation of lignin. Dans: Paul, E.A., McLaren, A.D., réd., *Soil Biochemistry* 4: 399-437.

Kjeld-Knabner, I., Zech, W., Hatcher, P.G. et J.W. Leeuw., 1991. Fate of plant components during biodegradation and humification on forest soils: evidence from structural characterization of individual biomacromolecules. Dans: Wilson, W.S. réd., *Advances in Soil Organic Matter Research*, Royal Society of Chemistry édit., Cambridge U.K., 400p.

Leisola, M., et R. Waldner, 1988. Production, characterisation and mechanism of lignin peroxidases. Dans: Zadrazil, F., Reiniger, P. réd., *Treatment of lignocellulosics with white rot fungi*. Elsevier Appl. Sci. édit., New York, p. 37-42.

Lemieux, G., 1986. Le bois raméal et les mécanismes de fertilité du sol. Département des sciences forestières, Université Laval édit., Publication no. ER89-1211. 17 p.

Lynch, J.M., 1991. Sources and fate of soil organic matter. Dans: Wilson, W.S. éd., *Advances in Soil Organic Matter Research*, Royal Society of Chemistry édit., Cambridge U.K., 400p.

Macfadyen, A., 1955. A comparison of methods for extracting soil arthropodes. Dans: McE Kevan, D.K. éd., *Soil Zoology*, Butterworths édit., London, p. 315-332.

Macfadyen, A., 1962. Control of humidity in three funnel-type extractors for soil arthropods. Dans: P.W., Murphy, éd., *Progress in Soil Zoology*. Butterworths édit., London, p. 158-168.

Malcolm, L.R. et P. McCarthy, 1991. The individuality of humic substances in diverse environments. Dans: W.S. Wilson, éd., *Advance in soil organic matter research*. Royal society of chemistry, édit., Cambridge U.K., 400p.

Maldague, M.E., 1967. Vitesse de décomposition de différents types de litières forestière. Dans: Graff, O. et J.E., Satchell, éd., *Travaux récents de la biologie du sol. Compte rendus du colloque sur la dynamique de la biocénose du sol*. Friedr. Vieweg et Sohn GmbH, Verlag, Braunschweig édit., Germany, p. 409-419.

Marshall, V. G., 1986. Effects of manure and fertilizers on soil fauna: a review. Commonwealth Bureau of Soils, Spec. Publ. 3, Commonwealth Agricultural Bureaux, 77p.

Murphy, P.W., 1962. Extraction methods for soil animals. I. Dynamic Methods with Particular References to Funnel Processes. Dans: P.W., Murphy, éd., *Progress in Soil Zoology*. Butterworths édit., London, p. 75-114.

N'dayegamiye, A. et A. Dubé, 1986. L'effet de l'incorporation de matières ligneuses sur l'évolution des propriétés chimiques du sol et sur la croissance des plantes. *Can. J. Soil Sc.* 66: 623-631.

Pagé, F., 1989. Caractéristiques morphologiques, chimiques et biologiques des humus d'érablières du Québec. Fonctionnement et classification. Atelier sur le dépérissement des érablières. CRA. Québec, p. 76-82

Parkinson, D., 1988, Linkage between resource availability, microorganisms and soil invertebrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 24: 21-32.

Parnas, H., 1976. Atheoretical explanation of the priming effect based on microbial growth with two limiting substrates. *Soil Biol. Biochem.* Vol. 8: 139-144.

Perry, D.A., Amatránthus, M.P., J.G. Borchers, S.L. Borchewrs et R.E. Brainerd, 1989. Bootstrapping in Ecosystems. *BioScience* 39 (4): 230-237.

Rayner, A.D.M. et L. Boddy, 1988. Fungal decomposition of wood: Its biology and ecology. Willey-Interscience édit., Chichester, 587p.

Sauvesty, A., Pagé, H., C.J. Huot, 1992. Simple method for extracting plant phenolic compounds. *Can. J. For. Res.* 22: 654-659.

Seastedt, T.R., 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Ann. Rev. Entomol.* 29: 25-46.

Seastedt, T.R., James, S.W. et T.C. Todd, 1988. Interactions among soil invertebrates, microbes and plant growth in the tallgrass prairie. *Agriculture, Ecosystems and Environment.* 24: 219-228.

Scheffer, T. and E.B. Cowling, 1966. Natural resistance of wood to microbial deterioration. *Annu. Rev. Phytopatho.* 4: 147-170.

Swift, M.J., O.W. Heal et J.M. Anderson, 1979. The influence of resource quality on decomposition processes. Dans: Anderson, D.J., Greig-Smith, P. et F.A., Pitelka, réd., *Studies in Ecology* vol. 5, *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*, University of California Press édit., Berkley, p. 118-167.

Van Soest, P.J., 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for determination of fiber and lignin. *Journal of the A.O.A.C.* 46 (5): 829-835.

ISBN 2-921728-27-3

Dépôt légal: Bibliothèque nationale du Québec, novembre 1997.