

**La macrofaune,
indicateur du statut organique des sols
agricoles**

Sébastien DUBOIS

**Maîtrise de biologie des populations
et des écosystèmes
(Paris VI)**

**Stage au laboratoire d'écologie des sols tropicaux
(L.E.S.T)**

Organisme d'accueil : Institut de Recherche pour le Développement (I.R.D)

Responsable : Patrick LAVELLE

Années : 2001-2002

Remerciements

Je tiens à remercier dans un premier temps Monsieur Patrick Lavelle, pour m'avoir accueilli au sein du Laboratoire d'écologie des sols tropicaux de l'IRD, et permis ainsi d'accéder au matériel et aux bases de données dont dispose cet institut de recherche.

Je remercie également tous les chercheurs de l'IRD qui m'ont permis d'accéder à leurs locaux et d'utiliser leur matériel, ainsi que Jocelyne Roman toujours disponible pour les nombreux problèmes matériels que j'ai pu rencontrer.

Je remercie également l'ensemble des étudiants en thèse pour leurs aides et nombreux conseils, et tout particulièrement Nuria Ruiz-Camacho pour m'avoir consacré du temps, notamment pour des explications d'utilisation de logiciels statistiques et des différentes pratiques de laboratoire ; ceci malgré son emploi du temps bien chargé.

Résumé

En France, la production de déchets générés par les activités humaines a atteint 25 millions de tonnes pour l'année 1998 (ADEME). Pour les éliminer, l'agriculture est un réceptacle de premier choix, car ces déchets sont riches en matière organique.

Mais, aucune pratique agricole actuelle ne peut être considérée comme durable. C'est pourquoi des pratiques plus durables sont à l'étude comme l'épandage de ces déchets.

Dans le but de maintenir la qualité des sols (ressource limitée et non renouvelable), un projet de recherches consistant à l'élaboration d'indices synthétiques de la qualité du sol a été proposé dans le cadre du programme GESSOL (« gestion durable des sols ») du Ministère de l'Environnement.

L'étude présentée ici, réalisée à Grignon (Ile-de-France), a pour objectif de mettre en évidence le statut organique du sol en utilisant la macrofaune comme indicateur.

L'échantillonnage a été réalisé pendant l'automne 2000. Pendant cette période, les macroinvertébrés du sol échantillonnés ont été prélevés selon la méthode TSBF (Tropical Soil Biology and Fertility) modifiée, ainsi que des échantillons de sol.

Les échantillons récoltés ont été triés au laboratoire pour séparer les groupes taxonomiques de faune, noter l'abondance de chaque groupe et leur richesse spécifique.

La représentation graphique de l'abondance des groupes faunistiques, des analyses de variances, des indices de diversité ainsi que des analyses multivariées sont présentés.

L'apport d'azote minéral semble avoir un effet négatif sur l'abondance des organismes du sol, mais pas forcément sur la diversité. Par ailleurs, sur le plan factoriel de l'AFC, on observe nettement un effet négatif de la mise en culture des parcelles, ainsi qu'une tendance à la séparation des traitements, la macrofaune répondant différemment selon le type d'apport organique.

Une co-inertie entre la distribution de cette macrofaune et la qualité du sol, établit selon deux méthodes, a ensuite été réalisée dans l'objectif d'expliquer le statut organique du sol par la distribution des macro-invertébrés. Mais, les résultats ne montrent pas de co-inertie significative entre ces deux paramètres du sol.

La réalisation des mêmes tests statistiques au niveau morphotype, ainsi que d'autres tests statistiques pourraient apporter des informations complémentaires pour l'élaboration d'un indice synthétique de la qualité du sol via la macrofaune.

Introduction

En France, la production de déchets ménagers a atteint 25 millions de tonnes pour l'année 1998 (ADEME). Le traitement de ces déchets organiques constitue donc l'un des problèmes environnementaux importants à résoudre rapidement. Dans ce contexte, l'agriculture est un réceptacle de premier choix pour les déchets générés par les activités humaines car ils sont riches en matière organique (2,5 millions de tonnes de composts produits en France en 1998).

L'application de composts de déchets sur les sols agricoles peut aider à résoudre les problèmes des municipalités relatif à l'accroissement de cette production de déchets provenant souvent des agroécosystèmes. Il est d'ailleurs logique de les retourner à leur milieu d'origine pour éviter un trop grand appauvrissement du sol, puisqu'aucune pratique agricole actuelle ne peut être considérée comme durable si l'on se réfère à la définition précise de ce concept (Cook, 1996).

La qualité des sols doit pouvoir être évaluée pour vérifier l'impact de ces épandages. La mise au point de bioindicateurs est ainsi naturellement devenue une priorité traduite dans de nombreux profits nationaux et internationaux

Un projet de recherches consistant à l'élaboration d'indices synthétiques de la qualité du sol a été proposé dans le cadre du programme GESSOL (« gestion durable des sols ») du Ministère de l'Environnement, soutenu par l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie). Dans ce cadre, le LEST (Laboratoire d'écologie des Sols Tropicaux) de l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD) étudie plus précisément la macrofaune des sols. L'étude présentée ici, réalisée à Grignon (Ile-de-France), site soumis à une perturbation d'origine anthropique due à un type de gestion en agriculture : l'épandage de composts de déchets ménagers, est une contribution à ce projet.

L'objectif est de mettre en évidence l'impact de l'épandage de composts de déchets ménagers sur les peuplements d'invertébrés du sol. Pour cela, on se propose de tester les hypothèses suivantes :

- les sols mis en culture ont des peuplements d'invertébrés moins abondants et moins diversifiés que des milieux naturels (forêt),
- les sols ayant reçus des composts ont des peuplements d'invertébrés plus abondants et plus diversifiés que des sols recevant une fertilisation purement chimique.

1. Déchets et qualité des sols

L'apport de matière organique et minérale sur un sol cultivé permet d'augmenter la disponibilité des nutriments, naturellement limités dans le sol, afin de compenser les pertes par l'exportation du matériel végétal produit et de soutenir la production à des niveaux souvent supérieurs à ceux de l'écosystème naturel.

L'agriculture constitue donc le premier débouché d'élimination et de valorisation des déchets ménagers. Cependant, ce recyclage massif dans l'agriculture soulève un certain nombre de problèmes et d'inquiétudes par les utilisateurs et les écologistes (Orsini, 1995), les composts étant susceptibles de contenir des micropolluants métalliques et organiques. On sait ainsi que, sur des centaines d'espèces d'invertébrés recensées sur un hectare de forêt de hêtres par Schaefer et Schauerman (1990), bien peu persistent quand le sol est soumis à une pollution métallique (Paoletti, 1999).

1.1. L'épandage de déchets ménagers

1.1.1. Valorisation des déchets sur sols agricoles

α Principe :

Imitation accélérée du processus aérobie naturel de gestion des déchets, tel qu'il se produit dans une litière, le compostage permet de traiter la fraction d'origine biologique des déchets de l'homme.

Cette méthode est basée sur la transformation du déchet par l'écosystème sol en biomasse, essentiellement végétale. Schématiquement, un déchet est composé à la fois de substances directement assimilables par les plantes qui sont dites " biodisponibles " et par des substances biodégradables. Ces substances vont être incorporées dans le sol grâce à l'action des agents biologiques présents dans le sol (la flore microbienne, les champignons, et les plantes) puis seront assimilées par les cultures, soit de façon directe (éléments fertilisants biodisponibles), soit de façon indirecte après une dégradation ou transformation biologiques (composés biodégradables) (Mérillot, 1993).

α Origine des déchets :

Ce sont essentiellement les déchets produits par les activités agricoles ou sylvicoles, les industries de transformation de produits agricoles (agro-alimentaire, textile, préparation et transformation du bois), et les activités d'assainissement et de traitement des déchets qui trouvent des débouchés dans un épandage agricole.

Tous ces déchets présentent une grande hétérogénéité et une variabilité importante dans leur composition. On peut néanmoins distinguer du point de vue pratique deux grandes catégories de déchets utilisés en épandage agricole :

- les déchets épandus à l'état brut (boues, cendres, déjections animales, etc.),
- les déchets qui subissent préalablement un traitement physico-chimique avant l'épandage (compostage, déshydratation) comme les ordures ménagères, les déchets verts, déchets d'industrie agro-alimentaire (IAA), boues, etc. (Carre, 1995).

α Intérêts :

L'épandage de ces déchets sur les terres agricoles présente un avantage économique notable, puisqu'il est quatre à six fois moins coûteux que l'incinération. Ce mode de valorisation permet donc d'utiliser simultanément les propriétés agronomiques du déchet pour la croissance des plantes et de réaliser son élimination par l'intermédiaire des propriétés épuratrices du sol (Germon, 1998).

Ainsi, l'addition de compost à un sol modifie considérablement ses propriétés physiques, chimiques et biologiques, à court et à long terme (Hoitink & Keener, 1993). Elle augmente par exemple la porosité du sol, ce qui favorise son aération, la capacité de rétention de l'eau et sa disponibilité pour les plantes sont augmentées, de même que la stabilité structurale du sol.

1.1.2. Les limites et les contraintes

▫ Accumulation de micropolluants

Les risques de pollution à long terme des sols liés à l'utilisation de déchets existent, avec des conséquences sur la qualité des végétaux et de la chaîne alimentaire. Ainsi, la réglementation sur les déchets ménagers et l'homologation prévoient des teneurs limites et/ou des flux limites en micropolluants.

La présence de ces micropolluants métalliques (métaux lourds) et organiques (composés organochlorés et halogénés essentiellement) dans ces déchets constitue un facteur limitant important pour leur emploi dans l'agriculture.

On observe en effet dans les sols épandus des phénomènes d'accumulation de métaux lourds ou de polluants organiques peu biodégradables tels que les PCB (polychlorobiphényles), ainsi que des transferts de ces composés chez les plantes et les animaux. En outre, le pouvoir épurateur du sol a ses limites comme en témoigne la forte pollution des cours d'eau en Bretagne, résultant de l'épandage de lisiers de porc trop concentré localement (Orsini, 1995).

▫ Stockage des déchets

La brièveté des périodes d'épandage impose des stockages de longue durée de ces produits. Le problème de stockage constitue l'une des grandes préoccupations des traitants de déchets et des agriculteurs. Viennent aussi s'ajouter les problèmes liés à l'aspect des produits qui génère parfois d'importantes nuisances visuelles et surtout olfactives (Wiar & Thauvin, 1995).

1.2. La qualité biologique des sols

La qualité d'un sol est une notion subjective : elle recouvre la ou les fonctions d'intérêt "social" que le sol est susceptible de remplir dans la biosphère ; elle est donc définie par rapport aux intérêts des hommes (Mamy, 1993). Le niveau de qualité d'un sol peut évoluer dans le temps, notamment sous l'influence des systèmes de culture ou des pratiques culturales (Boiffin & Monnier, 1989).

Les anciens agronomes ont souvent présenté la fertilité des sols comme étant formée de trois composantes: la fertilité chimique (pH, teneur en composés minéraux, en matière organique, etc.), la fertilité physique (texture, structure, etc.) et la fertilité biologique.

La qualité biologique des sols fait référence à l'abondance, la diversité et l'activité des organismes vivants qui participent au fonctionnement du sol. Dans certaines situations, l'abondance et l'activité de la faune du sol sont telles que l'impact est évident sur le fonctionnement de l'écosystème (Syers & Springett, 1984 ; Lavelle, 1988).

La matière organique du sol, constituée à la fois de la biomasse microbienne et du substrat énergétique de cette biomasse, est une composante importante de la fertilité. Le concept de biomasse microbienne, proposé initialement par Jenkinson (1966), fait référence à la fraction vivante de la matière organique, considérant l'ensemble des micro-organismes du sol comme un tout.

En raison de ses liens étroits avec les cycles biogéochimiques (carbone et azote), la biomasse microbienne relève essentiellement de la composante "fertilité" de la qualité biologique des sols et intervient dans la rétention des polluants organiques ou métalliques. C'est actuellement l'une des rares mesures biologiques fiables, praticables en routine et interprétables dans une majorité de situations. C'est le meilleur exemple d'indicateur biologique "opérationnel" qui puisse aider à gérer des problèmes relatifs au statut organique des sols ou à certaines pollutions (Powlson, 1994 ; Pankhurst, 1994).

Cette qualité s'exprime donc au travers de la fertilité de ce sol et de son état sanitaire. Ainsi, les impacts potentiels des actions anthropiques sur la qualité biologique et chimique du sol sont multiples. La diminution de la teneur en matière organique peut induire un effet biologique d'appauvrissement quantitatif et qualitatif de certaines populations. L'épandage est susceptible d'entraîner des contaminations du sol et, par suite, de la chaîne alimentaire.

1.3. La faune du sol

1.3.1. Principaux groupes

Le sol est un réservoir considérable, mais largement méconnu, de biodiversité. La faune qu'y habite peut être classée en trois groupes basés sur la taille :

- **microfaune** : moins de 0,2 mm. On trouve les protozoaires, les nématodes et les rotifères,

- **mésafaune** : de 0,2 à 4 mm. On trouve les enchytréides, les collemboles, les protoures, les diploures et les acariens,

- **macrofaune** : de 4 à 100 mm, On trouve les mollusques, les lombricidés, les myriapodes, les insectes, les isopodes et les arachnides.

La macrofaune regroupe les invertébrés visibles à l'œil nu et comprend des acteurs essentiels des processus du sol (Anderson, 1993 ; Lavelle et al., 1997).

1.3.2. Rôle fonctionnel des invertébrés

Les invertébrés du sol vont participer à la dégradation de la litière et participer à la régulation de la plupart des grands processus du sol. La macrofaune associe donc des transformateurs de litière et des ingénieurs de l'écosystème :

→ **les transformateurs de la litière** : les larves de diptères se nourrissent de débris végétaux et jouent un rôle majeur dans la décomposition des litières végétales qu'elles réduisent en petits fragments, mélangés du sol. Les diplopodes, les isopodes et les gastéropodes découpent les feuilles. Leurs excréments sont mangés soit par eux-mêmes, soit par la mésafaune.

→ **les "ingénieurs" du sol** : ce sont des organismes qui transforment les ressources par des activités mécaniques. Ils regroupent principalement les fourmis et surtout les vers de terre dans les sols cultivés. Trois groupes fonctionnels de vers de terre peuvent être reconnus :

- les épigés vivent horizontalement à la surface du sol et consomment les débris végétaux de la litière participant ainsi à sa décomposition, mais ce ne sont pas des ingénieurs du sol. Leurs déjections s'accumulent à la surface du sol,

- les anéciques présents en permanence dans des galeries verticales sont également acteurs de la décomposition de la litière en l'enfouissant dans le sol,

- les endogés occupent l'horizon minéral profond du sol et consomment la matière organique humifiée (Lavelle, 1983).

2. Matériel et méthodes

2.1. Caractérisation du site de Grignon

2.1.1. Historique du site

Le dispositif expérimental d'une superficie de 6 hectares est mis en place sur un site d'une trentaine d'hectares localisé à la limite des communes de Feucherolles et d'Orgeval dans les Yvelines et est étudié par l'INRA depuis 1992.

Les parcelles sont cultivées selon une rotation blé-maïs. L'épandage d'amendements organiques est réalisé tous les 2 ans, en début d'automne, sur chaume de blé depuis 1998. Après épandage, les parcelles sont déchaumées, ce qui permet d'enfourer les composts.

C'est un essai de longue durée prévu pour durer au moins 10 ans, soit 5 épandages. Le travail du sol et les autres traitements sont identiques pour chaque bloc :

Dates	Interventions	Produits	Quantité
8 novembre 1999	Labour et semis du blé	Variété ISENGRAIN	140 kg/ha
23 février 2000	Apport d'azote	Solution 39	51 kg N/ha
10 mars 2000	Herbicides	<i>Isopruturon</i> <i>Foxpro D+</i>	1000 g MA/ha
11 avril 2000	Apport d'azote	Solution 39	51 kg N/ha
21 avril 2000 (avec N) (stade épis 6 cm)	Fongicides	<i>Ogam</i>	0,3 L/ha
3 mai 2000 (sans N)	et raccourcisseur	<i>Moddus</i>	0,4 L/ha
19 mai 2000	Fongicides	<i>Ogam</i>	0,3 L/ha
9 juin 2000 (fin de floraison)	Fongicides et insecticide	<i>Horizon EW</i> <i>Amistar</i> Cyperméthrine	0,5 L/ha 0,5 L/ha 0,3 L/ha
26 au 28 juillet 2000	Prélèvement manuel du blé (épis et tiges)		
10 août 2000 24 août 2000	Récolte mécanique Ramassage de la paille		
19 au 21 septembre 2000	Epandage des MO sur chaumes de blé	3 types de composts fumier de bovins	4 tonnes C/ha
22 septembre 2000	Déchaumage Enfouissement des MO		

Figure 1 : Tableau de l'année culturale 1999-2000, blé.

2.1.2. Nature du sol

C'est un sol brun de type limono-argileux, classique de la région parisienne. Des études granulométriques et chimiques initiales du sol du dispositif au champ ont été réalisées pour chaque parcelle et une analyse statistique montre qu'il n'y a pas de différences significatives entre les caractéristiques physico-chimiques initiales du sol au départ de l'essai (*Annexe 1*).

La teneur en matière organique moyenne est de 1,9%, soit faible puisque la teneur critique est évaluée à 2% dans ce type de sol. Sans un chaulage régulier, le sol aurait tendance à s'acidifier (pH actuel de 6,9).

Les teneurs initiales en éléments traces métalliques (ETM) du sol du dispositif expérimental ont été comparées aux teneurs moyennes d'une dizaine de parcelles

cultivées selon des pratiques agronomiques classiques, situées dans la même région et ayant le même type de sol (*Annexe 2, tableau A*).

Le sol du dispositif a des teneurs en ETM plutôt plus faibles que la moyenne des sols cultivés de la même région. Le dispositif est donc mis en place sur un site représentatif de la région et ayant des teneurs en ETM « normales ».

Une analyse des teneurs initiales en micropolluants organiques (MPO) des sols du dispositif expérimental au champ a été également réalisée et montre un gradient de concentration du bloc 1 au bloc 4, les parcelles du bloc 4 ayant en moyenne des teneurs significativement plus élevées pour tous les MPO (*Annexe 2, tableau B*).

On remarque que les parcelles ayant les teneurs les plus élevées sont situées dans la partie sud-ouest du dispositif, sous les vents dominants.

Or, on sait que les caractéristiques physico-chimiques des sols influent, en outre, sur les peuplements de vers de terre (Lee, 1985).

2.2. Méthodes d'échantillonnage

2.2.1. Protocole expérimental

Le dispositif expérimental est constitué de 4 blocs de 10 parcelles chacun. Nous n'utiliserons que les blocs 1, 2 et 4, le bloc 3 étant significativement différent des autres, soit 3 répétitions, avec un traitement différent par parcelle.

Il y a 5 traitements mis en place :

- une parcelle témoin sans apport de matière organique (T),
- un compost d'ordures ménagères grises (OMG),
- un compost issu de la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM),
- un compost de déchets verts + boue d'épuration urbaine (DVB),
- un amendement de ferme classique : fumier de bovin (F).

Ces 5 traitements sont croisés avec un traitement de fertilisation azotée (avec ou sans fertilisation azotée), soit 10 traitements en tout (*Annexes 3 et 4*).

Une forêt voisine a été choisie comme milieu de référence (FO), pour nous fournir une information sur la potentialité de ce type de sol à abriter de la macrofaune.

Sur chacune de ces parcelles, on réalise 10 prélèvements de faune et 10 prélèvements de sol (5 pour la forêt) espacés régulièrement de 7 mètres le long de deux transects. Chaque traitement a été échantillonné dans trois parcelles différentes (3 blocs) pour permettre un traitement statistique correct des résultats :

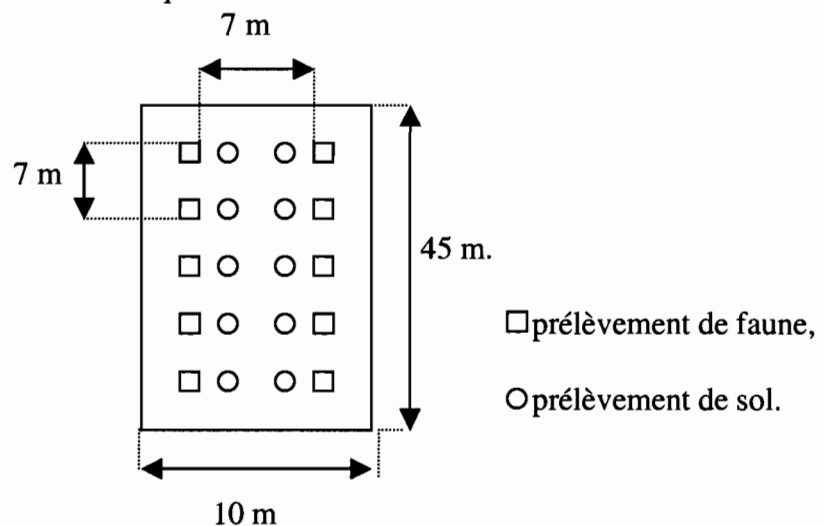


Figure 2 : Schéma d'une parcelle.

2.2.2. Extraction de la faune

L'échantillonnage a été réalisé pendant l'automne 2000 (octobre et novembre). Pendant cette période, la macrofaune du sol est échantillonnée par la méthode TSBF combinant l'attraction au formol et le tri manuel mise au point par le programme international Tropical Soil Biology and Fertility / UNESCO (Lavelle, 1988 ; Anderson et Ingram, 1993) et adaptée pour le prélèvement de la faune des sols des régions tempérées. Dans chaque parcelle, de 5 à 10 prélèvements sont réalisés sur des surfaces de 25x25 cm de côté et 15 cm de profondeur. Un cadre métallique délimite la surface sur laquelle la faune est extraite du sol. L'opération a lieu en deux étapes :

▫ extraction de la **faune « active »** du sol après deux applications d'une solution formolée déversée à 10 minutes d'intervalle l'une de l'autre (dilution 0,2%). Cette opération a pour but d'extraire, pendant 10 mn après chaque application, les invertébrés qui remontent à la surface du sol. Ils sont alors prélevés et conservés dans des piluliers remplis d'une solution de formol à 4 %,

▫ prélèvement de la **faune « passive »** du sol, qui n'est pas remontée jusqu'à la surface, par tri manuel sur place des quinze premiers centimètres de sol prélevés à la bêche.

De retour au laboratoire, les invertébrés récoltés sont identifiés à divers niveaux de précision taxonomique (ordres, familles, etc...) ou fonctionnels (vers de terre anéciques, épigés ou épigés).

L'abondance et la diversité de la faune de chaque parcelle sont calculées et étudiées.

2.2.3. Prélèvement du sol

Des échantillons de sol sont également prélevés à la terrière sur une profondeur de 15 cm près des points de prélèvement de faune. Une fois au laboratoire, les sols sont séchés en plein air, à l'abri de la pluie et de la poussière. Après leur séchage, ils sont broyés et tamisés à 2 mm pour la plupart des analyses physico-chimiques (granulométrie, pH, capacité de rétention d'eau, CEC et la caractérisation de la matière organique).

2.3. Méthodes et moyens statistiques

2.3.1. Etude de l'abondance et de la diversité des différents taxons

Une première étude sur l'abondance de la macrofaune est réalisée pour tester l'effet de l'épandage des composts (tests non paramétriques de Kruskal & Wallis) et l'effet de l'apport d'azote et des composts par rapport aux parcelles témoins respectives (tests non paramétriques de Mann & Whitney) sans les parcelles de forêt (30 échantillons par traitement), puis avec les 15 échantillons de forêt en prenant les points 1, 3, 5, 7 et 10 de chaque parcelle, soit 15 échantillons par traitement.

Ensuite, une comparaison du nombre de taxons par rapport au système de référence *forêt* a été réalisé avant de calculer des indices de Simpson et de Shannon.

Ces indices illustrent la répartition des différents taxons échantillonnés. Plus cette répartition est équitable entre les différents traitements, plus la diversité s'avère grande (Scherrer, 1984).

$$\text{Formule de la diversité de Simpson : } D = \frac{1}{\sum_{k=1}^n p_k^2}$$

$$\text{Formule de la diversité de Shannon : } H' = - \sum_{k=1}^n p_k \log p_k,$$

où D et H' sont la diversité et p_k la concentration de l'espèce k.

2.3.3. Distribution des peuplements d'invertébrés et qualité du sol

Une première analyse factorielle AFC (Analyse Factorielle des Correspondances) cherche à détecter un effet de la perturbation et à identifier les taxons qui, au sein de la macrofaune, sont les plus caractéristiques des effets observés dans le dispositif étudié.

La qualité du sol a ensuite été caractérisée selon deux méthodes :

▫ la **N.I.R.S** (Near Infrared Reflectance Spectroscopy) est une méthode physique non destructive et hautement précise de caractérisation de la composition de la matière organique du sol en fonction de la longueur d'onde (de 400 à 2500 nm) (Joffre, 2001). Les spectres d'absorption obtenus ici ne précisent pas la quantité de chaque élément chimique présent dans chaque parcelle, mais traduisent une qualité de la matière organique du sol étudié.

▫ l'étude des paramètres physico-chimiques du sol (granulométrie, quantité de matière organique, pH, etc.), réalisée après épandage, donne une autre vision de sa qualité.

Pour ces deux jeux de données, des ACP (Analyse en Coordonnées principales) sont réalisées pour décrire l'effet de la perturbation sur les différents paramètres du sol mesurés par ces deux méthodes.

Ces analyses sont ensuite comparées au tableau de données de la macrofaune par une analyse de co-inertie entre une ACP sur ces données et une ACP sur la qualité du sol d'après la méthode de la NIRS, puis d'après les données des caractéristiques physico-chimiques du sol.

2.3.4. Les logiciels informatiques

Les logiciels informatiques utilisés sont les suivants :

▫ Estimate S (<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>) par Robert Colwell, pour calculer les indices de diversité et leur représentation graphique (Simpson et Shannon),

▫ STATVIEW et SIGMASTAT pour les tests non paramétriques,

▫ ADE-4 (Chessel & Thioulouse, 1997 Université Lyon 1), pour les analyses multivariées (AFC, ACP et co-inerties).

3. Résultats

3.1. Macrofaune et apport organique (AFC)

La projection des différents traitements et groupes taxonomiques dans un plan factoriel donne une représentation des relations qui peuvent exister entre les traitements et les taxons. Le tableau de données (*annexe 5*) représente les densité d'individus (variables considérées comme discontinues) en fonction du type de traitement répété chacun trois fois (3 blocs). Or, tous les groupes taxonomiques ne sont pas présents dans toutes les parcelles échantillonnées ; une AFC a donc été choisie, car moins sensible aux effectifs nuls que les ACP :

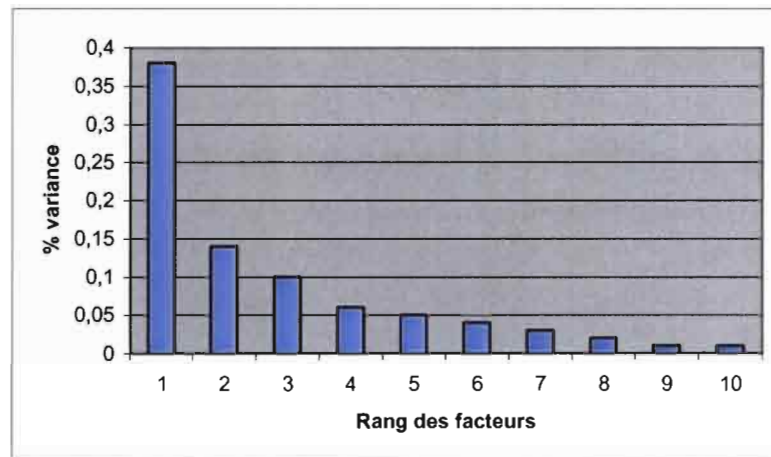


Figure 3 : Pourcentage de variance en fonction du rang des facteurs.

L'axe 1 explique 37,46% de la variabilité observée et l'axe 2 en explique 13,47%.

La représentation des traitements dans le plan factoriel (*annexe 6*) montre une séparation très nette entre la forêt, corrélée négativement avec l'axe 1, et les différents traitements corrélés positivement avec ce même axe.

De plus, on observe une séparation des traitements, que l'on retrouve également avec l'axe 2, où s'oppose les parcelles témoins, celles amendées avec FFOM (avec et sans N) et le fumier, corrélés positivement, et les parcelles amendées avec OMG (avec et sans N) et DVB(N), corrélés négativement avec cette axe.

La projection des taxons selon les mêmes axes (*annexe 7*) permet de mettre en évidence la relation étroite entre les sols de forêt et les vers épigés d'une part, que l'on retrouve corrélés négativement avec l'axe 1 et, les sols cultivés et les vers anéciques et endogés d'autre part, que l'on retrouve corrélés positivement avec cet axe.

De même, les différents taxons à l'état larvaire sont corrélés positivement avec l'axe 1, tout comme les parcelles amendées, et sont corrélés négativement avec l'axe 2, tout comme les traitements qui s'éloignent des parcelles témoins selon ce même axe.

Voir les abréviations des taxons en annexe 8.

3.2. Variation des peuplements en fonction des apports organiques

3.2.1. Abondance de la macrofaune

Dans l'objectif de comparer les différents traitements, le nombre d'individus total par m² a tout d'abord été déterminé (Figure 4).

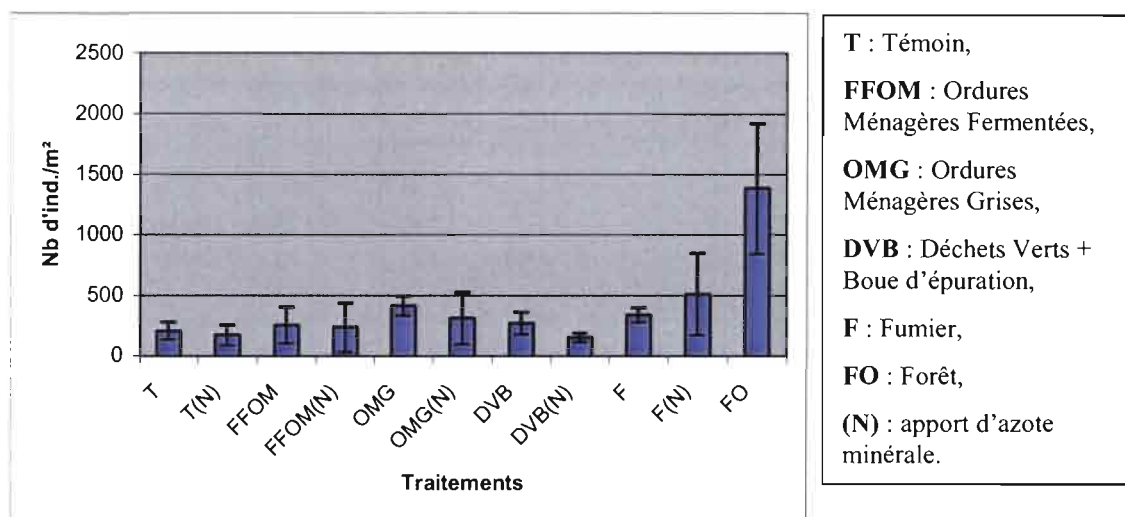


Figure 4 : Abondance totale en fonction du traitement.

La mise en culture fait diminuer sensiblement la densité d'individus présents dans le sol : le système de référence *forêt* présente l'abondance la plus forte. On constate également que l'abondance est plus faible pour les traitements avec apport d'azote, sauf pour le traitement *F*, et que la présence du compost *OMG* semble favorable aux invertébrés du sol.

Nous pouvons illustrer ce premier résultat par l'abondance relative des principaux groupes taxonomiques que l'on trouve sur ces sols (Figure 5) :

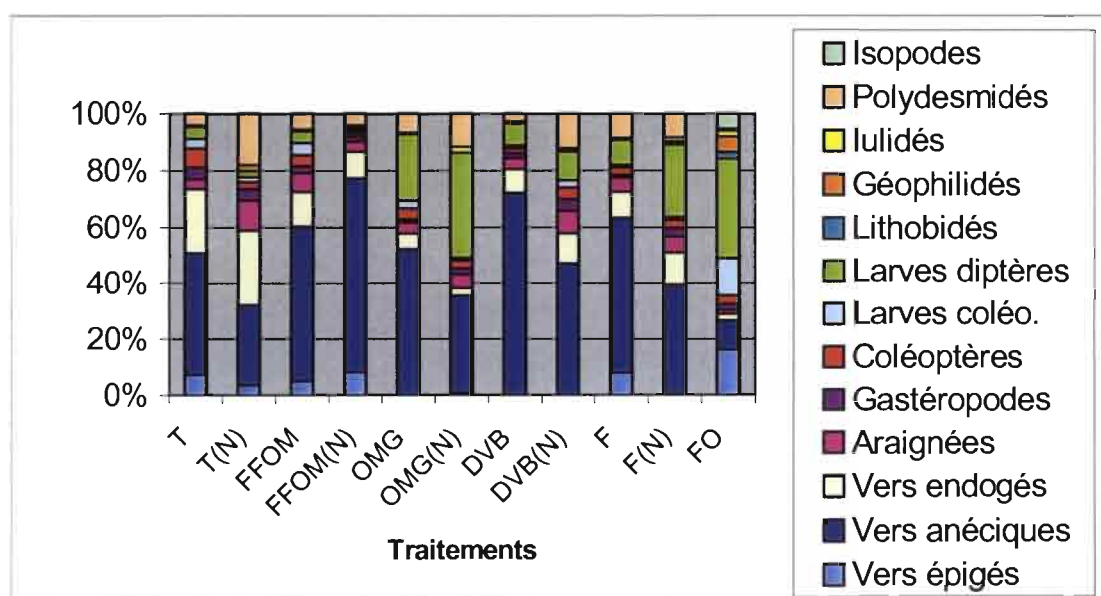


Figure 5 : Abondance relative des principaux taxons en fonction du traitement.

Le peuplement des vers de terre constitue le groupe taxonomique le plus représenté dans ces traitements avec, en moyenne, 60% de la faune échantillonnée. On note une dominance très nette du groupe fonctionnel des anéciques pour les parcelles où des composts ont été épandus. Les vers épigés sont très peu représentés dans les différents traitements car ils ont un mode de vie inféodé à la litière, c'est pourquoi il domine uniquement en forêt où celle-ci est abondante.

Par ailleurs, quatre taxons principaux, en plus des vers anéciques, se distinguent par leur abondance (Figure 6) :

- les polydesmidés (entre 5 et 20% dans les parcelles amendées),
- les araignées (entre 5 et 15% dans les parcelles amendées),
- les larves de diptères (entre 5 et 35% dans l'ensemble du dispositif),
- les coléoptères (entre 2 et 10% dans l'ensemble du dispositif).

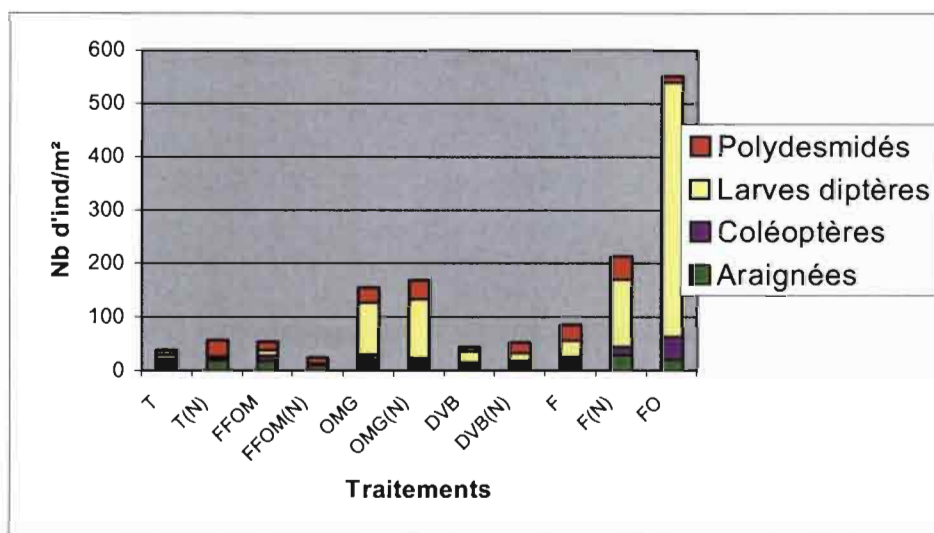


Figure 6 : Abondance des principaux taxons d'arthropodes en fonction du traitement.

- Aucune différence n'est à remarquer pour les araignées entre les différents traitements,
- Les coléoptères ont tendance à être plus nombreux dans les parcelles de forêt,
- Les polydesmidés semblent eux plus nombreux dans les parcelles amendées, notamment en présence d'azote ajouté, que dans le système de référence,
- Les larves de diptères sont, quant à elles, très nombreuses dans la forêt, ainsi que dans les parcelles OMG (avec ou sans N) et F(N).

La liste détaillée des groupes taxonomiques échantillonnés en fonction du traitement se trouve sur l'annexe 5.

3.2.2. Tests statistiques sur l'abondance totale

Le test de normalité (Kolmogorov & Smirnov) sur la distribution de la macrofaune étant négatif ($p \leq 0,001$), des tests non-paramétriques sont réalisés sur les différences observées quant à l'abondance dans les différents traitements. Ces tests sont réalisés sans le système de référence *forêt*, qui, d'évidence, est significativement différent des autres parcelles.

□ **Test de Kruskal et Wallis** pour tester l'effet du facteur « compost » sur l'abondance totale à partir des moyennes de chaque blocs (3 réplicats) :

Hypothèses : - H0 : les espérances de l'abondance de chaque traitement sont égales,
- H1 : au moins une espérance diffère des autres.

variable de décision, $H_c=11,16$ suit une loi du $K\chi^2$ à $\nu=9$ ddl,

pour $\alpha=5\%$, $\chi^2_{\text{seuil}}=16,9$, donc $H_c < \chi^2_{\text{seuil}}$, alors H0 est acceptée.

Il n'y a donc pas d'effet significatif de l'amendement de compost sur l'abondance de la macrofaune dans un sol cultivé à partir des moyennes des blocs.

□ **Test de Kruskal et Wallis** pour tester l'effet du facteur « compost » sur l'abondance totale, mais à partir des 10 échantillons prélevés par parcelle, soit 30 échantillons par traitement, et non plus avec les réplicats comme précédemment :

variable de décision, $H_c=49,64$ suit une loi du $K\chi^2$ à $\nu=9$ ddl,

pour $\alpha=5\%$, $\chi^2_{\text{seuil}}=16,9$, donc $H_c > \chi^2_{\text{seuil}}$, alors H0 est rejetée,

Cette fois, il y a une différence significative entre les traitements ($p \leq 0,001$).

□ **Test U de Mann et Whitney** pour tester l'effet de l'apport d'azote minérale sur l'abondance totale à partir des 30 échantillons par traitement :

Comparaisons	Valeur de p	Significativité
T vs T(N)	0,218	non
FFOM vs FFOM(N)	0,0657	non
OMG vs OMG(N)	0,217	non
DVB vs DVB(N)	0,0014	oui
F vs F(N)	0,1932	non

Il n'y a pas d'effet significatif de la fertilisation par l'azote sur l'abondance de la macrofaune, sauf pour les parcelles épandues avec le compost DVB.

□ **Test U de Mann et Whitney** pour tester l'effet des composts par rapport aux parcelles témoins sur l'abondance totale à partir des 30 échantillons par parcelles :

Comparaisons	Valeur de p	Significativité
T vs FFOM	0,379	non
T vs OMG	0,0015	oui
T vs DVB	0,1882	non
T vs F	0,0081	oui

Il y a un effet significatif de l'épandage avec le compost OMG et le fumier (F).

Une autre série de tests non paramétriques est réalisé avec le système de référence *forêt*, ne comprenant que 15 échantillons par traitements :

□ **Test de Kruskal et Wallis** pour tester l'effet du facteur « compost » sur l'abondance totale à partir de 15 échantillons :

variable de décision, $H_c=57,948$ avec 10 ddl,

il y a une différence significative entre les traitements ($p \leq 0,001$).

□ **Test de Tukey** (All pairwise Multiple Comparison Procedures) : test à posteriori pour isoler un ou des traitements qui diffèrent des autres. On s'intéresse uniquement à la comparaison des parcelles épandues avec le système de référence *forêt* :

Comparaisons	p<0,05
Forêt vs DVB(N)	Yes
Forêt vs T(N)	Yes
Forêt vs FFOM(N)	Yes
Forêt vs T	Yes
Forêt vs FFOM	Yes
Forêt vs DVB	Yes
Forêt vs OMG(N)	Yes
Forêt vs F(N)	No
Forêt vs F	Do Not Test
Forêt vs OMG	Do Not Test

Yes : p<0,05,
No/Do Not Test : p>0,05

Il y a des différences significatives pour tous les traitements (p<0,05), sauf pour le compost OMG et les fumiers F et F(N).

3.3. Effet des traitements sur la diversité

3.3.1. La richesse taxonomique

L'étude porte sur tous les groupes taxonomiques échantillonnés, soit 29 taxons. Le nombre de ces groupes présents pour chaque traitement a été déterminé et comparé aux taxons présents dans le système de référence *forêt* (Figure 7).

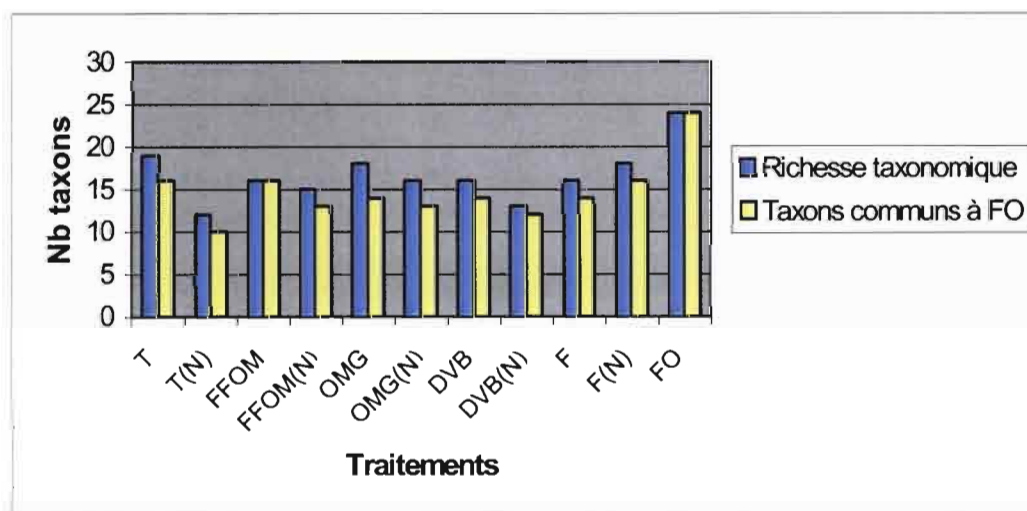


Figure 7 : Comparaison de la richesse taxonomique entre les traitements et la forêt.

Le nombre de taxons présent est maximum dans le système de référence *forêt*. Tout comme pour l'abondance, la mise en culture des sols fait donc diminuer la richesse taxonomique, notamment dans les parcelles fertilisées par un apport d'azote dont le nombre de taxons différents échantillonnés est toujours plus faible, sauf pour les parcelles F. On note cependant que le nombre de taxons observé est plus grand dans les parcelles témoins (T) que dans les parcelles amendées.

Les taxons présents dans les parcelles amendées se retrouvent en grande majorité dans les parcelles de forêt et à proportion égale pour chaque traitement ; les taxons absents des parcelles de forêt sont des stades larvaires :

- larves de lépidoptères,
- nymphes,
- pupes.

3.3.2. L'indice de diversité de Shannon

Un indice de diversité intègre deux informations : la richesse spécifique S et la distribution des effectif. Ici, l'indice de Shannon (H') est maximum quand les S taxons présents sont représentés par le même nombre d'individu (Figure 8).

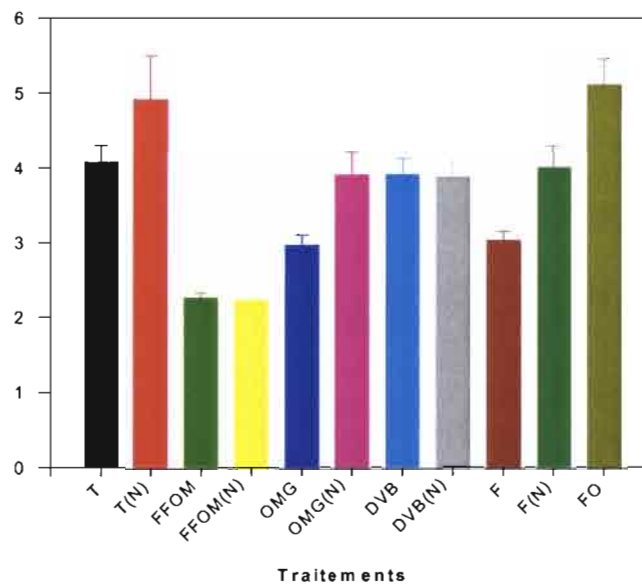


Figure 8 : Indice de diversité de Shannon des différents traitements.

La diversité dans les parcelles amendées est moins importante que celle rencontrée dans les parcelles témoins (T) et encore moins que celle des parcelles de forêt. De plus, on remarque une nette diminution de la diversité dans les parcelles amendées par le compost FFOM.

L'indice semble montrer également une plus importante diversité dans les parcelles fertilisées par l'apport d'azote pour les parcelles OMG, F et T, ce que l'on ne retrouve pas pour les autres traitements.

3.3.3. L'indice de diversité de Simpson

Les échantillons aléatoirement récoltés sont de petite ou moyenne taille. Simpson a proposé une mesure de diversité qui, contrairement à l'indice de Shannon, s'avère exempt des biais dus à l'étude des petits échantillons (Scherrer, 1984) (Figure 9).

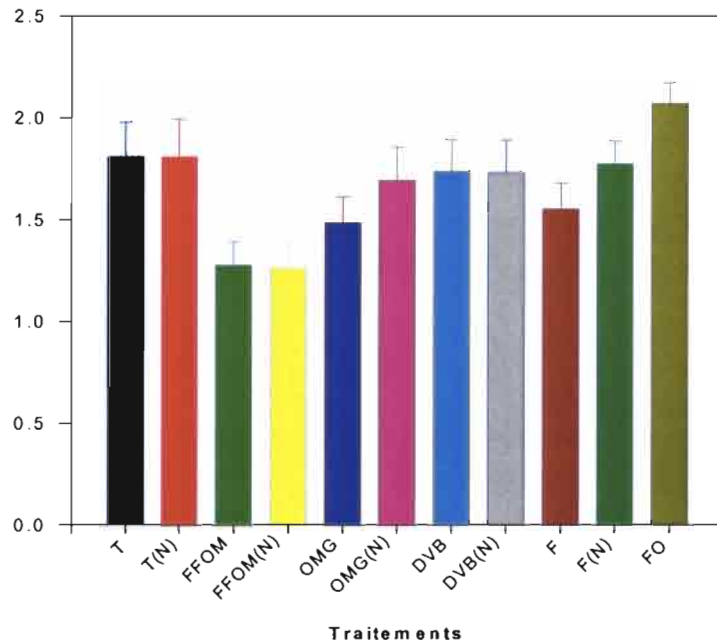


Figure 9 : Indice de diversité de Simpson pour les différents traitements.

Par l'indice de Simpson, on retrouve les mêmes observations que précédemment, avec une confirmation de la tendance à l'augmentation de la diversité pour les parcelles fertilisées par l'apport d'azote (OMG et F), mais que l'on ne remarque plus dans les parcelles témoins.

3.4. Macrofaune et qualité du sol (Co-inertie)

3.4.1. N.I.R.S et distribution des taxons

Une première ACP donne la représentation des traitements dans un plan factoriel selon les variables de la NIRS (*annexe 9*).

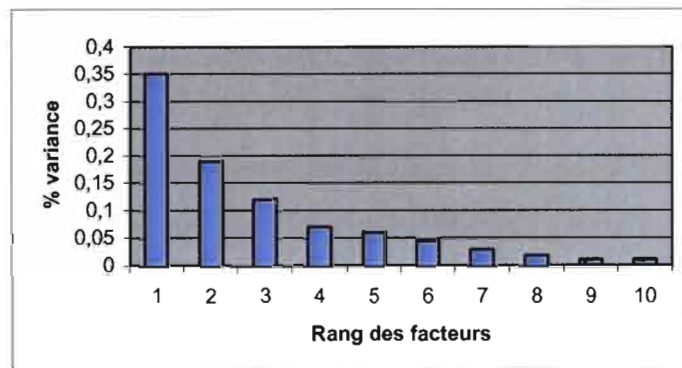


Figure 11 : Pourcentage de variance en fonction du rang des facteurs.

Selon l'axe 1, qui explique 35% de la variabilité observée, il y a une séparation légère entre les parcelles fertilisées par l'azote et les non fertilisées. Cet axe oppose les parcelles témoins (T) au traitement FFOM(N), alors que dans l'analyse de la faune (*annexe 6*), ils apparaissent regroupés ; la quantité totale de MO dans ce deux sites étant la même, ce serait donc plutôt la qualité qui explique cette distribution.

Sur l'axe 2, qui explique 18,9% de la variabilité, les traitements F et FFOM (avec et sans N) s'opposent : le fumier est corrélé négativement avec cet axe, alors que les traitements FFOM sont corrélés positivement.

La représentation des variables de la NIRS, qui sont des longueurs d'onde, dans un plan factoriel est ensuite réalisée (*annexe 10*), puis reliée à l'AFC réalisée avec les données de faune (*annexe 7*) par une analyse de co-inertie (*annexe 11*).

La comparaison de la co-structure observée à un grand nombre de permutations aléatoires (Test de Monte Carlo) n'est pas significative ($p=0,14$).

3.4.2. Paramètres physico-chimiques et distribution des taxons

Une nouvelle ACP donne la représentation des traitements dans un plan factoriel selon les variables mesurées du sol (*annexe 12*).

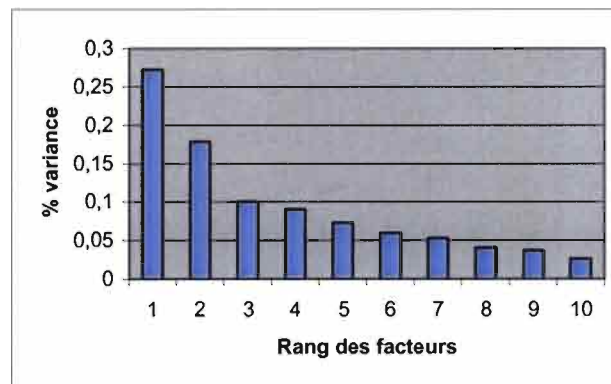


Figure 12 : Pourcentage de variance en fonction du rang des facteurs

La distribution des traitements est pratiquement la même que celle observée dans l'AFC avec la faune le long de l'axe 2 (*annexe 6*). Quant à l'axe 1, il sépare les parcelles qui ont reçu un apport d'azote minéral, qui sont corrélées négativement, de celles qui ne l'ont pas reçu, corrélées positivement, tout comme observé précédemment avec la NIRS.

La représentation des variables mesurées du sol, qui sont les paramètres physico-chimiques du sol, est ensuite réalisée (*annexe 13*), pour les relier à l'AFC réalisée avec les données de faune (*annexe 7*) par une analyse de co-inertie.

Les résultats du test de Monte Carlo sur cette analyse montre qu'il n'y a pas de co-inertie significative pour un risque de première espèce de 5% ($p=0,08$).

4. Discussion

4.1. Protocole et méthode d'expérimentation

Le dispositif mis au point sur le site de Grignon par l'INRA remplit les conditions idéales à la réalisation d'une étude scientifique sur l'impact de l'épandage de composts sur les peuplements de macro-invertébrés.

Ainsi, la taille des parcelles permet d'obtenir 10 points de prélèvement par parcelle, ce qui semble suffisant pour récolter tous les groupes taxonomiques présents dans le sol pour représenter l'hétérogénéité du milieu et l'indépendance même des échantillons.

En raison des contraintes de temps, la macrofaune a été déterminé au niveau des groupes taxonomiques et non pas au niveau des morphoespèces. Cependant, certaines tendances peuvent être dégagées.

4.2. Effet des apports organiques sur l'abondance et la diversité

La comparaison des parcelles cultivées avec celles de la forêt a montré un effet négatif sur l'abondance et la diversité de la macrofaune du sol.

L'impact de l'épandage de compost sur ces parcelles est plutôt positif sur la macrofaune puisque le fumier et le compost d'ordures ménagères grises (OMG) augmentent significativement leur abondance par rapport aux parcelles non-amendées (T). De plus, l'abondance mesurée dans ces parcelles amendées n'est pas significativement différente de celle observée dans la forêt.

Cette augmentation s'explique en partie par la forte proportion relative des larves de diptères et des vers anéciques dans ces parcelles amendées (*figures 4 & 5*). Ainsi, en une année, on peut dénombrer 12400 diptères adultes sur un seul compost, dont au moins 25 à 30% y effectuent leur développement (Matthey, 1990).

Le compost de première année est un milieu stratifié où l'on distingue une couche supérieure comparable à une litière très mélangée. La faune qui s'y nourrit comprend principalement des coprophages comme les larves de diptères, alors que la couche inférieure est colonisée par la faune du sol, notamment les vers anéciques qui y effectue un travail de brassage important.

Ces résultats doivent être relativisés par la diversité calculée par les indices de Simpson et Shannon. En effet, la diversité de macrofaune du sol des parcelles amendées diminue quel que soit le compost.

Cette tendance est plus marquée pour les parcelles amendées avec la fraction fermentescible des ordures ménagères (FFOM). Or, la caractérisation avant épandage des composts a montré que la teneur en matière organique du compost de FFOM n'est que de 27% de la masse sèche, alors que celle des autres composts (DVB et OMG) et du fumier atteint 50%.

A l'image d'une litière, l'apport de compost représente aussi une source d'aliments pour les organismes indigènes du sol et peut modifier les réseaux alimentaires. Le manque de matière organique du compost de FFOM peut donc expliquer la faible diversité observée par rapport aux autres traitements, en ne profitant qu'à certaines espèces plus ou moins opportunistes.

4.3. Mise en évidence d'indicateurs du statut organique du sol

La première analyse (*annexe 6*) montre une opposition entre la forêt et le traitement témoin (parcelles sans apport organique) sur l'axe 1, qui pourrait représenter l'effet de la mise en culture du sol sur la macrofaune. Cet effet fait ressortir deux traitements : OMG et DVB.

Tout d'abord, la distribution de cette macrofaune, après épandage d'ordures ménagères grises (OMG), se rapproche de celle observée dans la forêt. Or, ce compost est composé d'ordures ménagères résiduelles résultant d'une collecte sélective des emballages « propre et sec » et a donc une teneur en inertes (plastiques, verre, cailloux) supérieure à celle des autres composts, ce qui ne fait pas de lui le compost idéal (*Annexe 14, Tableau A*).

Ces emballages sont souvent d'origine biologique, mais une partie de ceux-ci, essentiellement certains papiers et cartons, sont fortement contaminés à la source. Leur retour à l'environnement par voie biologique se traduit par une dispersion des polluants qu'ils contiennent, notamment les substances xénobiotiques, composés organiques de synthèse, dont la structure profondément différente de celle des molécules naturelles rend difficile voire impossible la dégradation par des microorganismes.

De la même manière, l'épandage du compost DVB a un effet moins marquant que les autres sur la distribution de la macrofaune. Ceci est plus attendu, car ce compost est le résultat d'un co-compostage de déchets verts et de boues d'épuration urbaines dont la teneur en inerte est inférieur aux autres composts.

De plus, les déchets verts (bois et écorces) sont pauvres en bioéléments mais riches en composés polyphénoliques (lignine, subérine) précurseurs de l'humus, alors que les boues d'épuration apportent beaucoup d'éléments nutritifs mais peu de matériaux humigènes. Ces caractéristiques concourent à l'apport d'une source d'aliments pour les macro-invertébrés et l'apparition d'habitats de substitution pour certaines espèces.

En ce qui concerne l'axe 2, l'on observe une tendance à la séparation entre la plupart des parcelles qui reçoivent un apport d'azote minéral et celles qui n'en reçoivent pas. Cet axe mettrait en évidence un gradient d'azote.

La distribution des taxons montre que la plupart des macro-invertébrés sont sensibles à l'effet de la mise en culture, puisqu'ils se retrouvent dans la forêt (myriapodes, vers épigés, isopodes, etc.). Dans les parcelles cultivées on retrouve toujours les vers anéciques, les diptères et certains coléoptères (carabes et staphylins) qui sont les prédateurs de ces derniers.

4.4. Distribution des peuplements et qualité du sol

La projection des traitements d'après l'analyse du sol par la NIRS (*annexe 9*) montre une nouvelle fois l'opposition entre les traitements azotés et non-azotés (axe 1), alors que l'axe 2 ne sépare pas, pour un même traitement, les parcelles azotées et non azotées, mais plutôt les traitements eux-mêmes. Or, le spectre d'un sol dépend de sa composition minérale et permet une évaluation rapide du statut de la fertilité de ce sol (Samokhvalov, 1990). Pour ces raisons, la qualité du sol selon l'axe 2 semble mise en évidence par cette analyse et montre une opposition entre l'épandage du fumier (F) et l'épandage du compost FFOM.

Le fumier tend à améliorer cette qualité par sa teneur en matière organique élevée (50%) et sa forte teneur en phosphore (P_2O_5) et potassium (K_2O) qui augmentent sa valeur agronomique. Au contraire, le compost FFOM a des teneurs en matière organique (27%), en azote total, phosphore et potassium moindres (*Annexe 14, Tableau B*) ce qui ne contribue pas à améliorer la valeur agronomique du sol, donc sa qualité.

La projection des traitements d'après l'analyse des paramètres physico-chimiques du sol (*annexe 12*) montre toujours l'opposition entre les traitements azotés et non-azotés (axe 1), alors que l'axe 2 sépare les composts uniquement, traduisant un effet de l'épandage sur les paramètres physico-chimiques du sol.

En effet, l'addition de compost à un sol augmente sa porosité et sa capacité de rétention de l'eau. De plus, l'apport de matière humigènes du compost augmente la capacité d'échange cationique : le sol retient plus de sels minéraux.

Or, on retrouve ces variables corrélées positivement avec l'axe 1 (CEC, CRE, humus), ainsi que certains sels minéraux comme le phosphore (P_2O_5), le calcium (Ca), et l'azote minérale (N total).

Les analyses de co-inertie entre la distribution des peuplements et l'analyse du sol par la NIRS n'étant pas significative, on ne peut pas établir de relation entre la macrofaune et la qualité de la matière organique du sol.

De même, la co-inertie entre la distribution de la macrofaune et les paramètres physico-chimiques du sol n'est pas significative.

Ceci tend à montrer qu'il est difficile d'expliquer la distribution des taxons, considérés ici pour cette étude, par la qualité de la matière organique, et inversement, la macrofaune étudiée n'indique pas le statut de la matière organique d'un sol agricole.

Mais les valeurs de p obtenues peuvent être considérées comme biologiquement acceptables dans les deux cas, laissant penser qu'il est possible d'identifier une perturbation de la qualité physique et chimique (NIRS) du sol par la distribution des espèces de macro-invertébrés.

Conclusions et perspectives

Cette étude permet de mettre en évidence que la macrofaune est sensible à la mise en culture des sols (diminution de l'abondance et de la diversité). La qualité des composts épandus a également une influence sur leur distribution, mais sans qu'aucun groupe particulier ne se détache comme bioindicateur de la qualité des sols ; c'est le peuplement dans son ensemble qui réagit.

Ces résultats constituent une première étape dans l'analyse des données de ce site. Ces analyses doivent être approfondies par l'identification des morphoespèces au sein des groupes utilisés dans ce rapport, afin de nous donner une idée de la solidité de ces premiers résultats et de donner une conclusion plus précise.

Des analyses complémentaires de l'activité et de la biomasse microbienne du sol permettront d'aller plus loin dans l'interprétation des données concernant les caractéristiques physico-chimiques mises en évidence dans cet étude. Ceci nous donnera une vision d'ensemble des variables du sol nécessaire pour la réflexion qui doit être menée pour mettre au point les indices synthétiques.

Bibliographie

- 1- Anderson, J. M. (1993). Soil organisms as engineers : microsite modulation of macroscale processes. Linking Species and Ecosystems. C. G. Jones and J. H. Lawton, New York, Chapman & Hall : pp 94-106.
- 2- Anderson, J. M. and J. S. I. Ingram (1993). Tropical Soil Biology and Fertility. A handbook of methods. 2nd edition. CAB International : 221p.
- 3- Boiffin, J., Monnier, G. (1989). Evolution de certaines composantes de la fertilité sous l'influence des systèmes de culture. Fertilité et systèmes de production. M. Sébillotte, Ed., INRA Editions, Paris : pp 207-225.
- 4- Carré, C. (1995). Le marché du compost. Utilisation en agriculture. Techn., Sci., Méth., **2** : pp 107-109.
- 5- Cook, R. J. (1996). Sustainable agriculture : Introduction and summary. Can J Plant Pathol, **18**(2) : pp 115-118.
- 6- Germon, J. C. (1998). Les fonctions épuratrices du sol et leurs limites. P. Stengel, S. Gelin, Sol Interface Fragile. INRA Editions, Paris : pp 187-201.
- 7- Hoitink, H. A. J. & Keener, H. M. (1993). Science and engineering of composting : design, environmental, microbiological and utilization aspects. Ohio State University, Wooster (USA).
- 8- Jenkinson, D. S. (1966). Studies o the decomposition of plant materiel in soil. II- Partial sterilisation and the sol biomass. Journal of Soil Science, **17** : pp 280-302.
- 9- Joffre, R., Agren, G. I., Gillon, D. & Bosatta, E. (2001). Organic matter quality in ecological studies : theory meets experiment. Okios, **93** : pp 451-458.
- 10- Lavelle, P. (1983). The structure of earthworm communities. Earthworm Ecology : from Darwin to Vermiculture. J. E. Satchell, London, Chapman & Hall, **39** : pp 449-466.
- 11- Lavelle, P. (1988). Earthworms activities and the soil system. Biology and Fertility of Soils, **6** : pp 237-251.
- 12- Lavelle, P., Bignell, D. et al. (1997). Soil function in a changing world : the role of invertebrate ecosystem engineers. European Journal of Soil Biology, **33**(4) : pp 159-193.
- 13- Lee, K. E. (1985). Earthworms : their ecology and relationships with soils and land use. Academic Press : 441p.
- 14- Mammy, J. (1993). Qualités, usages et fonctions des sols. La qualité des sols, supplément à Chambres d'Agricultures, **817** : pp 6-7.

- 15- Matthey, W., Zettel, J., Berri, M. (1990). Invertébrés bioindicateurs de la qualité des sols agricoles. Programme national de recherche 22 : SOL, Liebefeld-Bern.
- 16- Mérillot, J.M., (1993). Les déchets et leur valorisation en agriculture. Cahiers des ingénieurs agronomes. Ingénieurs de la vie. Spécial déchets, pollution et environnement, 249.
- 17- Orsini, L. (1995). Valorisation des déchets et agriculture durable. Etat de la réglementation et perspectives. Colloque international organisé par l'Association Française de Génie Rural, Nancy (07/12/95) : 13p.
- 18- Paoletti, M. G. E. (1999). Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable. Practical use of invertebrates to assess sustainable land use. Amsterdam, Elsevier.
- 19- Pankhurst, C. E. (1994). Biological indicators of soil health and sustainable productivity. Soil resilience and sustainable land use. Greenland D. J. & Szabolcs I., Ed., CAB International (UK) : pp 331-351.
- 20- Powlson, D. S. (1994). The soil microbial biomass : before, beyond and back. Beyond the biomass. Compositional and functional analysis of soil microbial communities. Ritz K., Dighton J. & Giller K. E., Ed., John Wiley & Sons (UK) : pp 3-20.
- 21- Samohvalov S. G. and al. (1990). Use of Near Infrared Spectroscopy for Rapid Determination of Humus. Analytical Control of Agricultural Production. Novosibirsk : pp 162-165.
- 22- Schaefer M., Schauer mann J. (1990). The soil fauna of beech forests : comparison between a mull and a moder soil. Pedobiol, **34**(5) : pp 299-235.
- 23- Scherrer, B. (1984). Biostatistique. Edition Gaëtan Morin. pp 171-174.
- 24- Syers J. K., Springett J. A. (1984). Earthworms and soil fertility. Plant & Soil, **76** : pp 93-104.
- 25- Wiart, J., Thauvin, P. (1995). Situation du compostage des déchets organiques en France. Environnement et technique, **151** : pp 31-37.

Annexe 1 : caractéristiques physico-chimiques initiales du sol du dispositif au champ (variabilité inter-traitement).

	Avec N					Sans N					PPDS ¹	PPDS ²
	Témoïn	Fumier	DVB	FFOM	OMG	Témoïn	Fumier	DVB	FFOM	OMG	AO	N
Granulométrie (g/kg)												
Argile	156 ± 6	145 ± 14	150 ± 9	158 ± 7	156 ± 6	152 ± 8	146 ± 9	141 ± 8	147 ± 8	145 ± 3	9	5
Limon	782 ± 7	782 ± 6	791 ± 4	785 ± 3	785 ± 3	778 ± 8	788 ± 13	784 ± 8	777 ± 6	778 ± 10	9	6
Sable	67 ± 6	72 ± 3	69 ± 6	68 ± 6	70 ± 2	66 ± 4	68 ± 4	67 ± 3	65 ± 5	66 ± 5	9	6
C organique (g/kg)	11.2 ± 0.9	11.2 ± 1.0	10.7 ± 1.0	11.0 ± 0.6	11.0 ± 1.0	11.3 ± 0.2	11.5 ± 0.3	11.4 ± 0.4	11.0 ± 0.9	11.0 ± 0.5	0.7	0.5
N total (g/kg)	1.11 ± 0.06	1.06 ± 0.03	1.05 ± 0.07	1.07 ± 0.03	1.06 ± 0.04	1.12 ± 0.05	1.14 ± 0.02	1.07 ± 0.04	1.12 ± 0.06	1.09 ± 0.08	0.05	0.03
C/N	10.1 ± 0.3	10.5 ± 0.7	10.2 ± 0.5	10.3 ± 0.4	10.4 ± 0.8	10.1 ± 0.4	10.0 ± 0.3	10.7 ± 0.8	9.9 ± 0.6	10.1 ± 0.7	0.6	0.4
pH (eau)	6.8 ± 0.2	6.8 ± 0.1	6.8 ± 0.1	6.8 ± 0.2	6.7 ± 0.1	7.1 ± 0.1	7.0 ± 0.1	7.0 ± 0.2	7.2 ± 0.3	7.0 ± 0.2	0.2	0.1
P2O5 Olsen (mg/kg)	80 ± 13	68 ± 8	68 ± 10	73 ± 14	70 ± 14	85 ± 7	97 ± 14	85 ± 19	96 ± 13	86 ± 8	13	8
CEC (cmol+/kg)	9.6 ± 0.6	9.1 ± 0.5	9.0 ± 0.4	9.5 ± 0.2	9.2 ± 0.3	9.9 ± 0.9	9.6 ± 0.8	9.3 ± 0.6	9.7 ± 0.8	9.2 ± 0.9	0.7	0.4
Ca (cmol+/kg)	8.0 ± 0.5	7.8 ± 0.4	7.7 ± 0.3	8.1 ± 0.3	7.9 ± 0.1	8.5 ± 0.5	8.3 ± 0.6	7.9 ± 0.4	8.3 ± 0.5	7.8 ± 0.4	0.4	0.3
Mg (cmol+/kg)	0.48 ± 0.08	0.45 ± 0.03	0.45 ± 0.02	0.47 ± 0.03	0.46 ± 0.03	0.49 ± 0.04	0.51 ± 0.05	0.47 ± 0.05	0.49 ± 0.06	0.47 ± 0.04	0.05	0.03
K (cmol+/kg)	0.48 ± 0.12	0.47 ± 0.06	0.45 ± 0.08	0.42 ± 0.03	0.46 ± 0.08	0.44 ± 0.03	0.45 ± 0.05	0.42 ± 0.07	0.46 ± 0.07	0.41 ± 0.02	0.07	0.04
Na (cmol+/kg)	0.03 ± 0.00	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.03 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.00	0.02 ± 0.00	0.02 ± 0.00	0.004	0.003
Conductivité (µS/cm)	73 ± 5	70 ± 8	68 ± 10	68 ± 5	65 ± 10	77 ± 10	83 ± 5	77 ± 10	83 ± 13	73 ± 5	9	5
Hum. Equivalente (%)	20.8 ± 0.7	20.2 ± 0.2	20.2 ± 0.7	20.6 ± 0.3	20.9 ± 0.5	20.6 ± 0.4	20.4 ± 0.3	0.3 ± 0.2	20.6 ± 0.3	19.9 ± 0.2	0.5	0.3
Cu (mg/kg)	11.4 ± 1.3	11.0 ± 0.6	11.4 ± 0.6	11.4 ± 1.1	11.6 ± 0.7	11.8 ± 0.9	12.4 ± 1.4	11.6 ± 1.2	12.0 ± 1.1	11.6 ± 0.3	1.0	0.6
Zn (mg/kg)	47.6 ± 2.4	46.4 ± 1.6	46.7 ± 2.1	48.0 ± 2.5	47.0 ± 1.7	50.2 ± 2.7	51.0 ± 4.2	51.0 ± 2.5	49.6 ± 1.3	52.5 ± 6.0	3.1	2.0
Cr (Mg/kg)	47.1 ± 2.2	44.6 ± 3.6	44.5 ± 1.4	46.0 ± 2.5	44.6 ± 2.5	46.0 ± 3.0	43.8 ± 1.6	44.2 ± 3.9	44.9 ± 3.3	46.2 ± 3.8	3.0	1.9
Ni (mg/kg)	15.8 ± 1.1	14.9 ± 0.8	14.8 ± 0.3	15.6 ± 1.0	15.1 ± 0.7	14.9 ± 0.8	14.6 ± 1.0	14.4 ± 0.4	14.5 ± 0.7	14.4 ± 0.5	0.8	0.5
Pb (mg/kg)	22.9 ± 1.4	25.3 ± 5.5	23.5 ± 2.2	24.9 ± 3.1	23.7 ± 1.6	23.4 ± 0.9	24.7 ± 2.8	36.9 ± 15.8	24.3 ± 0.8	24.9 ± 2.7	5.7	3.6
Cd (µg/kg)	241 ± 13	227 ± 13	228 ± 15	231 ± 4	230 ± 16	236 ± 10	233 ± 10	235 ± 24	229 ± 8	234 ± 13	14	9
Hg (µg/kg)	85 ± 13	95 ± 17	90 ± 14	90 ± 12	85 ± 6	92 ± 10	98 ± 24	98 ± 17	102 ± 15	98 ± 19	16	10

¹ Plus petite différence significative au seuil de 5 % entre analyses correspondant à des traitements « amendement organique » différents

² Plus petite différence significative au seuil de 5 % entre analyses correspondant à des traitements « azote » différents

Annexe 2

- **Tableau A : Comparaison des caractéristiques analytiques de l'horizon labouré du sol de l'essai au champ avec la moyenne des horizons labourés des sols cultivés de même type de la région (10 sols analysés).**

	argile	limon	sable	C org	CEC	pH	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd	Hg
	g/kg				Meq/100g	(eau)	mg/kg					µg/kg	
Essai	150 (10)	783 (20)	67 (9)	11,0 (0,8)	9,4 (0,6)	6,9 (0,2)	11,6 (0,9)	49,2 (3,4)	45,3 (2,7)	15,0 (0,9)	25,3 (6,1)	232 (13)	91 (16)
Autres sols	187 (23)	721 (32)	92 (37)	13,3 (3,6)	9,5 (1,1)	6,6 (0,8)	20,3 (7,7)	52,3 (3,3)	46,3 (5,8)	19,8 (3,1)	38,0 (13,8)	271 (59)	141 (61)

- **Tableau B : Teneurs initiales en micropolluants organiques (MPO) des sols du dispositif expérimental au champ.**

MPO	Bloc 1 ± ET ¹	Bloc 2 ± ET	Bloc 3 ± ET	Bloc 4 ± ET	Moyenne ± ET	CV (%)	PPDS ³ (5%)
Phénanthrène (µg/kg sol)	8.9 ± 3.8 (a ²)	7.4 ± 4.7 (a)	16.8 ± 10.0 (a)	29.0 ± 19.7 (a)	15.5 ± 14.0	90	10.4
Fluoranthène (µg/kg sol)	22.0 ± 8.1 (a)	27.5 ± 15.7 (a)	51.2 ± 27.7 (a, b)	83.6 ± 65.3 (b)	46.1 ± 42.8	90	33.1
Benzo(b)Fluoranthène (µg/kg sol)	22.5 ± 4.6 (a)	26.1 ± 19.0 (a)	37.5 ± 21.5 (a, b)	61.1 ± 46.1 (b)	36.8 ± 30.3	83	24.7
Benzo(a)Pyrène (µg/kg sol)	16.1 ± 3.7 (a)	17.2 ± 14.9 (a)	18.6 ± 15.6 (a)	43.1 ± 35.1 (b)	23.8 ± 22.9	96	18.8
Somme 7 PCB (µg/kg sol)	25.3 ± 10.2 (a)	32.4 ± 13.2 (a, b)	33.9 ± 8.7 (a, b)	38.5 ± 10.1 (b)	32.5 ± 11.3	35	9.7

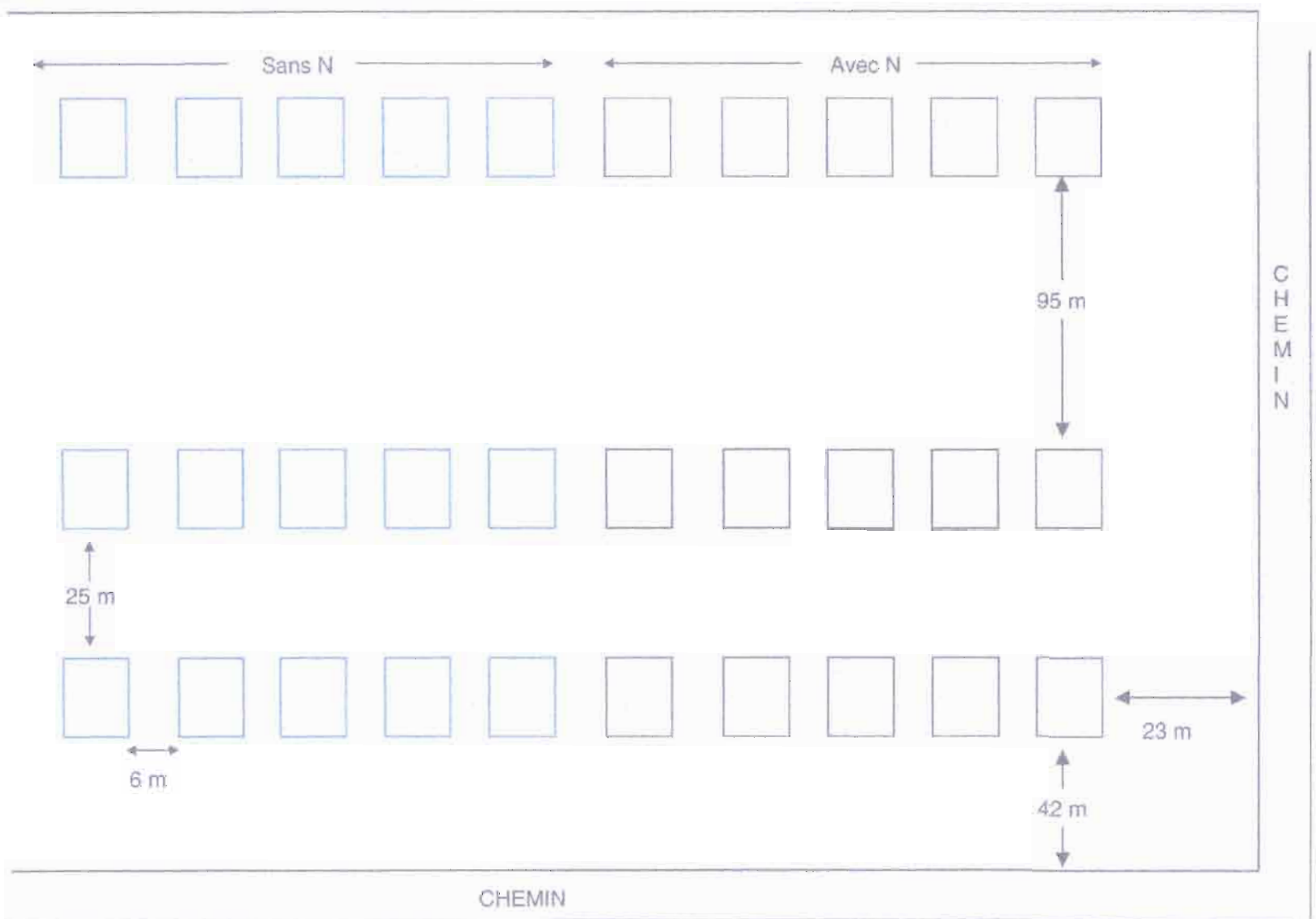
¹ ET : écart type

² les valeurs suivies d'une même lettre dans une ligne ne sont pas significativement différentes

³ PPDS : plus petite différence significative au seuil de 5% (test de Fisher)



Annexe 4 : Dispositif expérimental.

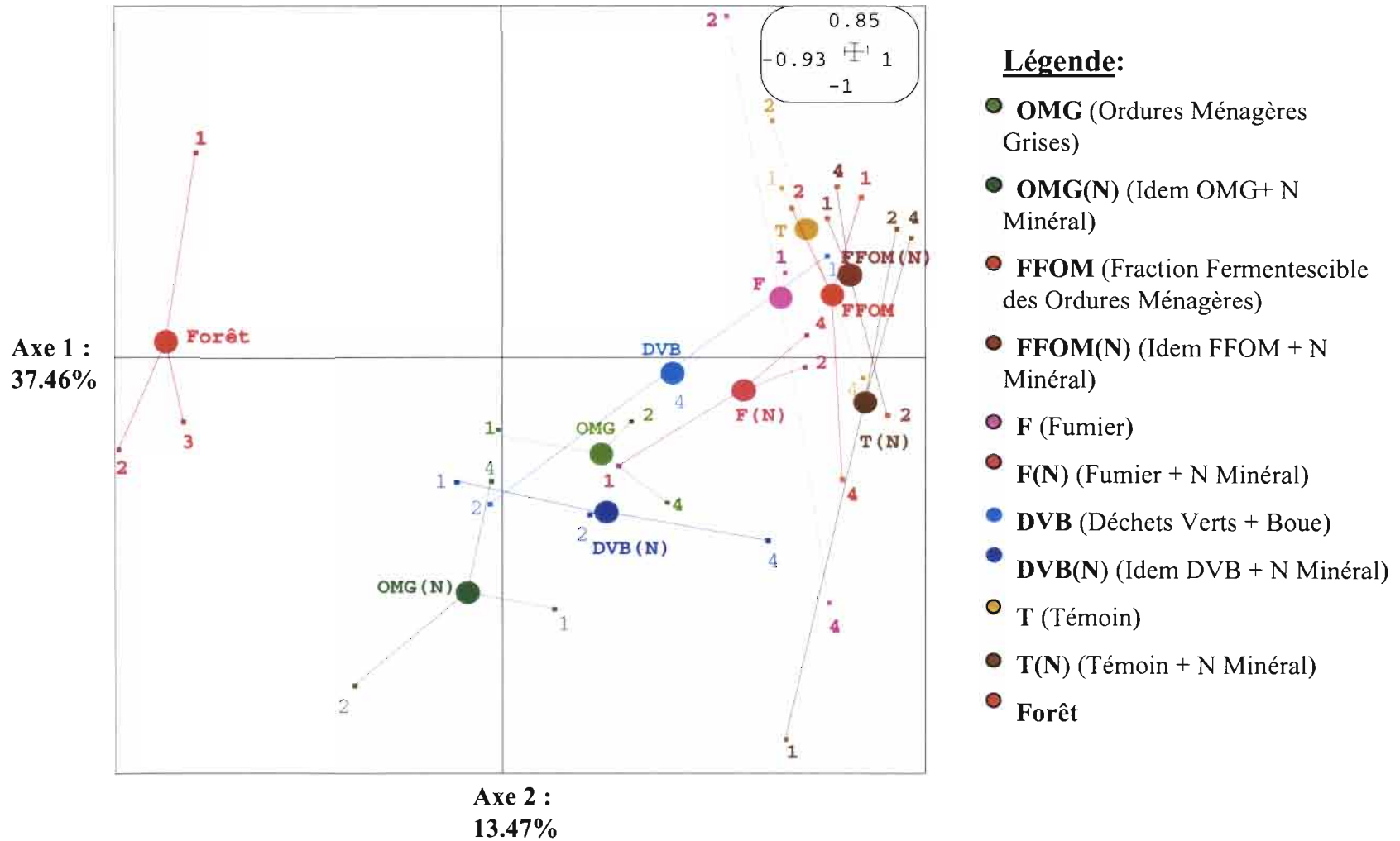


Annexe 5 : Tableau des taxons échantonnés par traitement (Nb moyen d'individus / m²)

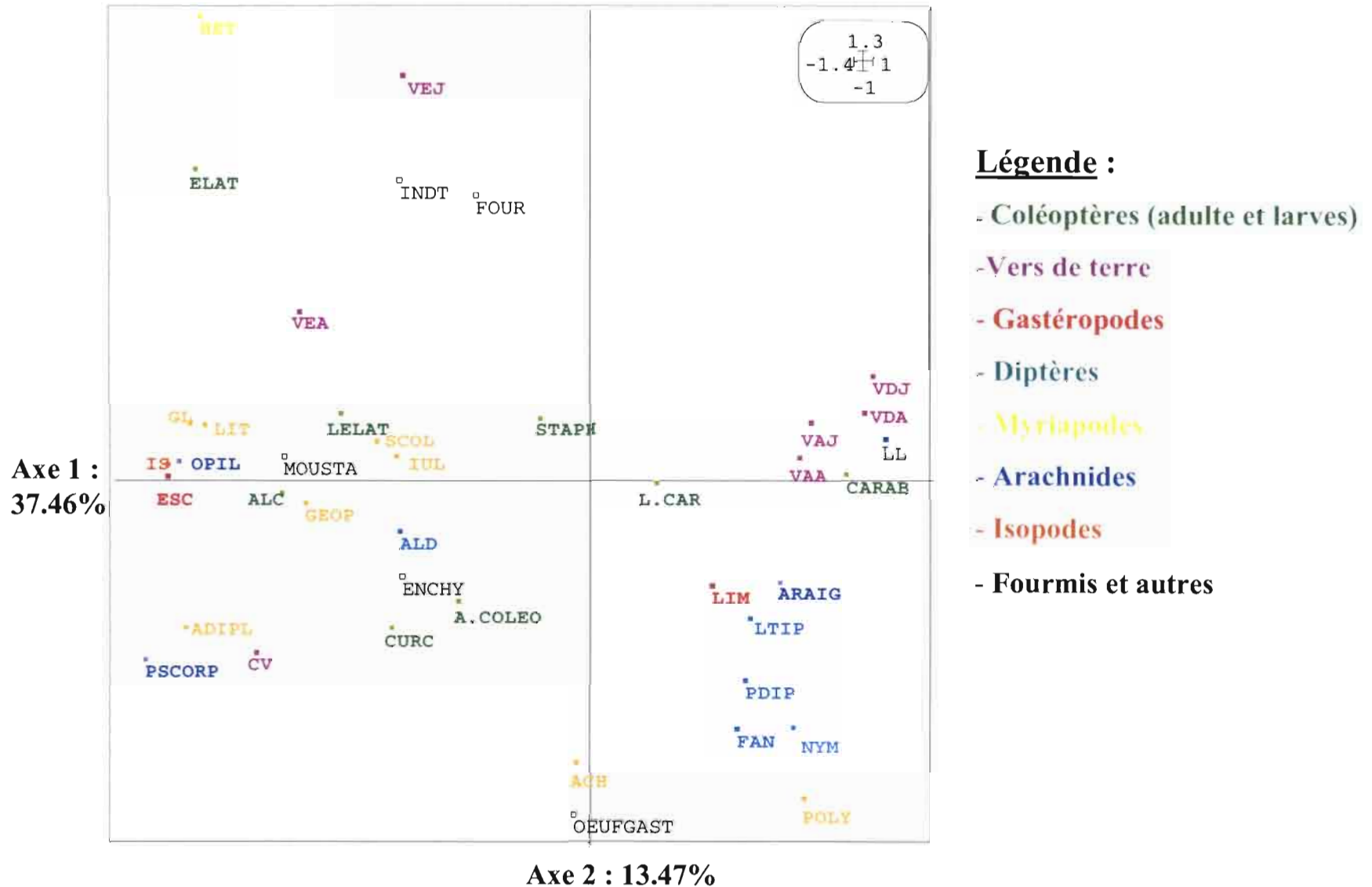
	Vers épigés	Vers anéciq.	Vers endogés	Araig.	Gastérop.	Fourmies	Coléo. Staphil.	Coléo Elatérid.	Coléo Curcul.	Coléo Carab.	Coléo Autres	L.coléo Elatérid.	L.coléo Carab.	L.coléo Autres	L.dipt
T	14,93	88,53	45,87	6,93	8,00	1,07	6,40	0,00	0,00	6,40	1,07	4,27	1,60	2,67	8,53
T(N)	5,87	47,47	44,80	17,60	6,93	0,00	0,00	0,00	0,00	3,73	0,00	3,20	0,00	0,00	3,73
FFOM	12,80	141,33	30,93	17,07	5,87	0,53	3,73	0,00	0,00	5,87	0,53	2,13	1,07	8,53	10,67
FFOM(N)	19,07	160,53	21,87	8,53	3,73	0,00	0,00	0,00	0,00	2,67	0,00	2,13	1,07	0,00	1,60
OMG	0,00	213,87	22,93	14,93	5,33	0,00	7,47	0,00	0,00	3,20	4,80	1,07	1,07	10,13	95,47
OMG(N)	2,67	102,93	8,00	14,93	6,40	0,00	2,13	0,00	0,00	1,60	4,27	0,53	0,00	2,67	109,33
DVB	0,00	194,13	22,93	10,13	4,27	0,00	1,07	0,00	0,00	3,20	0,53	2,13	0,53	1,07	20,80
DVB(N)	0,00	69,33	16,00	11,73	5,87	0,00	1,07	0,00	0,00	1,07	3,73	3,20	0,00	0,53	14,93
F	27,20	185,60	30,93	17,07	2,67	0,53	4,27	0,00	0,00	4,27	0,00	1,60	0,53	1,60	29,87
F(N)	1,60	193,07	57,60	28,27	14,40	0,00	9,60	0,00	1,07	5,33	0,00	3,20	2,13	0,53	126,40
FO	220,80	139,73	30,93	20,27	26,67	3,20	27,73	4,27	2,13	2,13	11,73	68,27	3,20	114,13	476,80
TOTAL	304,93	1536,53	332,80	167,47	90,13	5,33	63,47	4,27	3,20	39,47	26,67	91,73	11,20	141,87	898,13

	Chilop. Lithobies	Chilop. Scolop.	Chilop. Géophil.	Chilop. Autres	Diplop. lules	Diplop. Glomérid.	Diplop. Polydesm.	Isopodes	Opilions	Pscorp.	L.lépid.	Nymphes	Pupes	Indétm.	TOTAL
T	0,00	0,53	1,07	0,00	0,00	0,00	8,53	0,00	0,00	0,00	1,06	0,53	0,53	0	208,52
T(N)	0,00	0,00	3,20	0,00	0,00	0,00	30,40	0,00	0,00	0,00	0	6,4	0,53	0	173,86
FFOM	0,00	0,00	1,07	0,00	0,53	0,00	14,40	0,00	0,00	0,00	0	0	0	0	257,07
FFOM(N)	0,53	0,00	1,07	0,00	1,07	0,00	10,13	0,00	0,00	0,00	0	3,2	0,53	0	237,73
OMG	0,00	0,00	0,53	0,00	1,60	0,00	27,73	0,00	0,00	0,00	0,53	0,53	4,8	0,53	416,52
OMG(N)	0,00	0,00	0,00	1,07	5,87	0,00	35,20	0,00	0,00	0,00	0	12,26	4,26	0	314,12
DVB	0,53	0,00	1,60	0,00	0,00	0,00	7,47	0,00	0,00	0,00	0,53	1,06	0	0	271,99
DVB(N)	0,00	0,00	1,60	0,00	0,00	0,00	18,13	0,00	0,00	0,00	0	5,2	0	0	152,4
F	0,00	0,00	2,13	0,00	0,00	0,00	29,33	0,00	0,00	0,00	0	1,6	2,13	0	341,33
F(N)	1,07	0,00	4,27	0,00	6,93	0,00	42,13	0,00	0,00	0,00	0	10,66	1,6	0	509,86
FO	30,93	1,07	72,53	0,00	27,73	3,20	11,73	72,53	7,47	2,13	0	0	0	0	1381,3
TOTAL	33,07	1,60	89,07	1,07	43,73	3,20	235,20	72,53	7,47	2,13	2,12	41,44	14,38	0,53	4264,7

Annexe 6 : Projection des traitements dans un plan factoriel (AFC)



Annexe 7 : Projection des taxons dans un plan factoriel (AFC)



Annexe 8 : Abréviations de tous les groupes faunistiques échantillonnés.

- VEJ : vers épigés juvéniles,
- VAJ : vers anéciques juvéniles,
- VDJ : vers endogés juvéniles,
- VEA : vers épigés adultes,
- VAA : vers anéciques adultes,
- VDA : vers endogés adultes,
- CV : cocons de vers,

- CARAB : carabidés,
- CURC : curculionidés,
- ELAT : élatéridés,
- STAPH : staphilidés,
- L.CAR : larves de carabidés,
- L.ELAT : larves de élatéridés,
- ALC : autres larves de coléoptères,

- LIM : limaces,
- ESC : escargots,

- NYM : nymphes,
- FAN : fania,
- LTIP : larves de tipules,
- PDIP : pupes de diptères,
- ALD : autres larves de diptères,

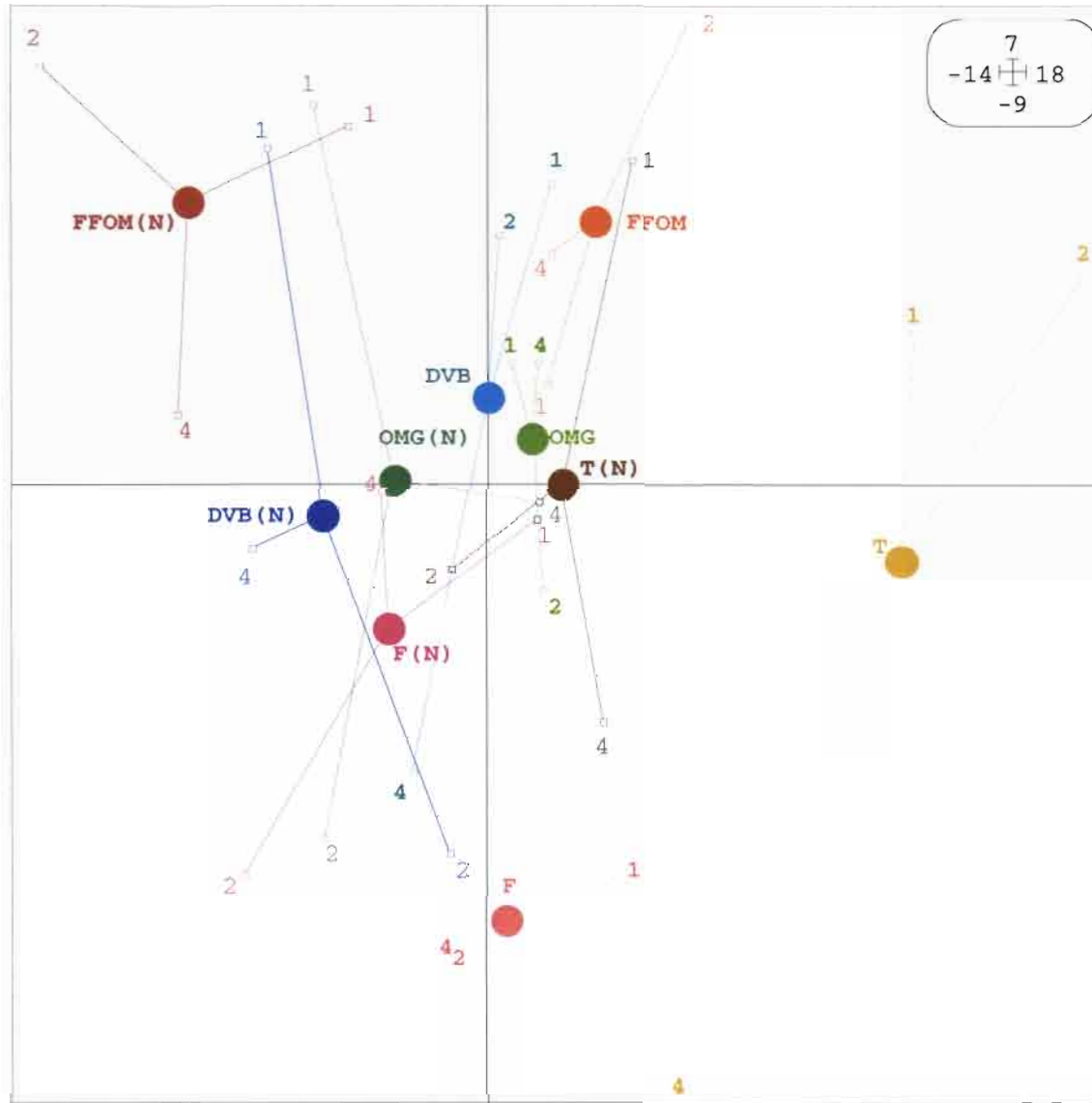
- GEOP : géophilidés,
- LIT : lithobidés,
- SCOL : scolopendridés,
- ACH : autres chilopodes,
- IUL : iulidés,
- GL : glomérédés,
- POLY : polydesmidés,
- ADIPL : autres diplopodes,

- ARAIG : araignées,
- OPIL : opilions,

- IS : isopodes,

- ENCHY : enchytréidés,
- FOUR : fourmis,
- HET : hétéroptères,
- INDT : indéterminés,
- LL : larves de lépidoptères,
- OEUGAST : œufs de gastéropodes.

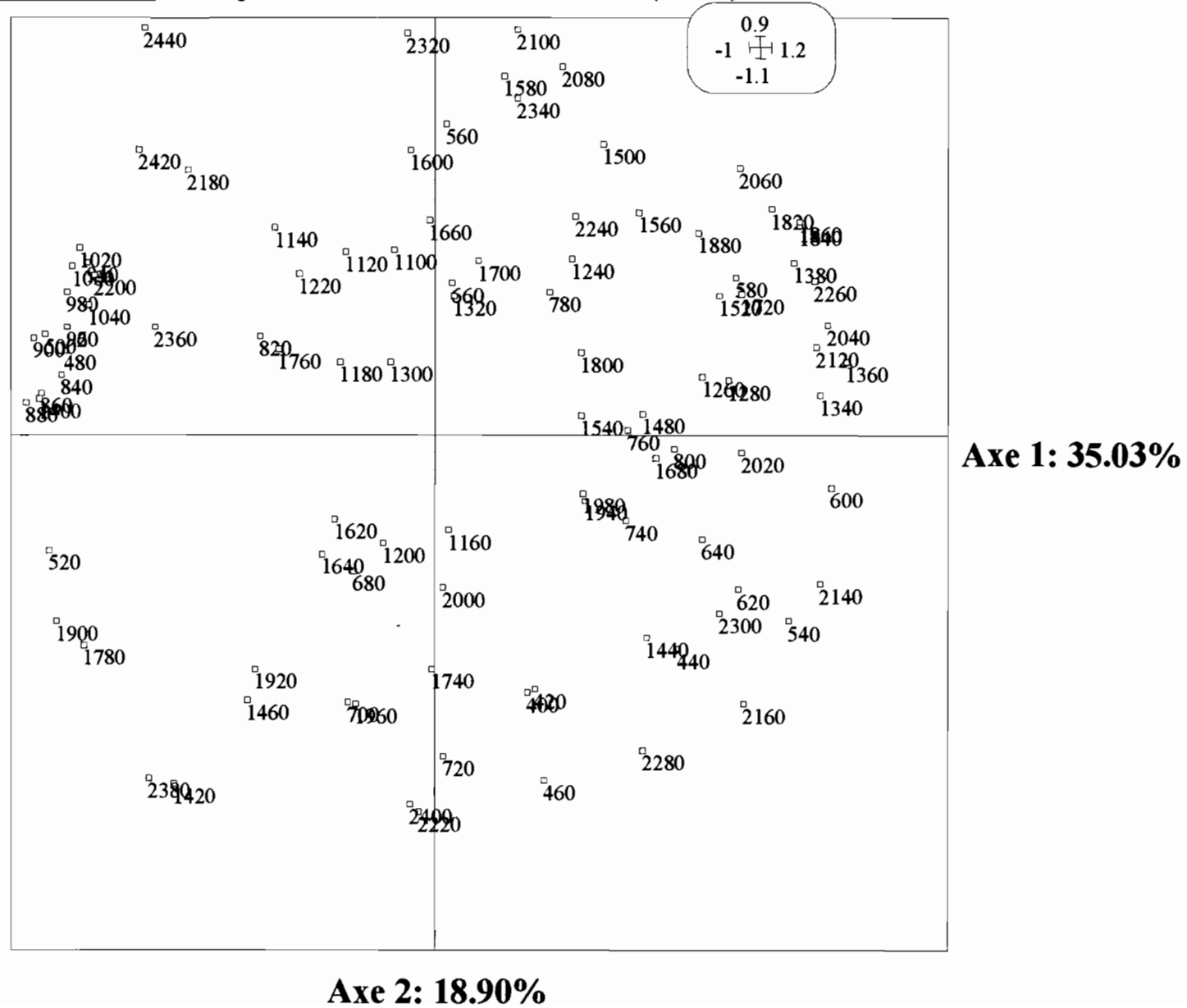
Annexe 9 : Projection des traitements d'après la NIRS (ACP)



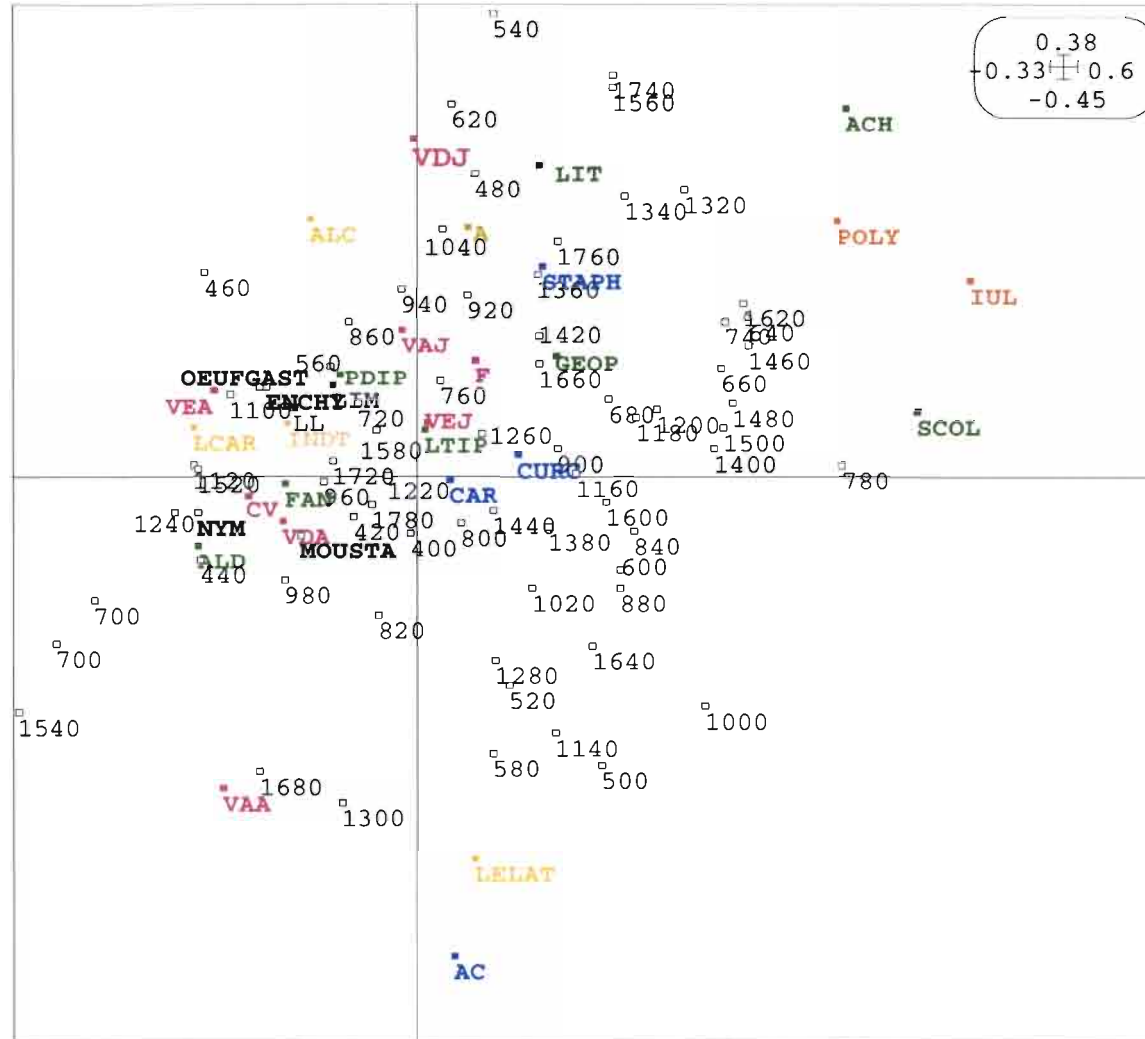
Axe 1: 35.03%

Axe 2: 18.90%

Annexe 10 : Projection des variables NIRS (ACP)

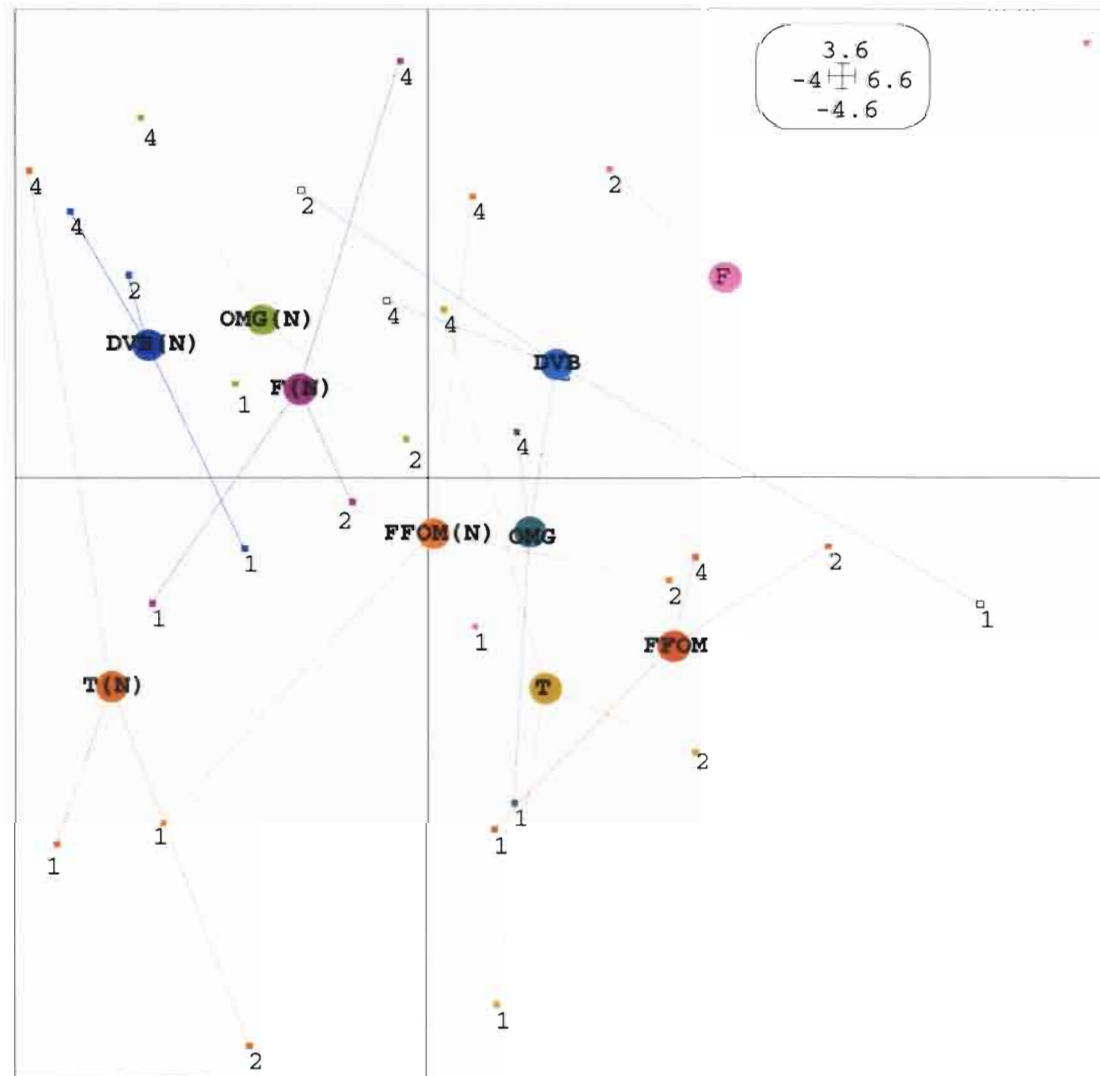


Annexe 11 : Co-Inertie Faune-NIRS



P = 0,14

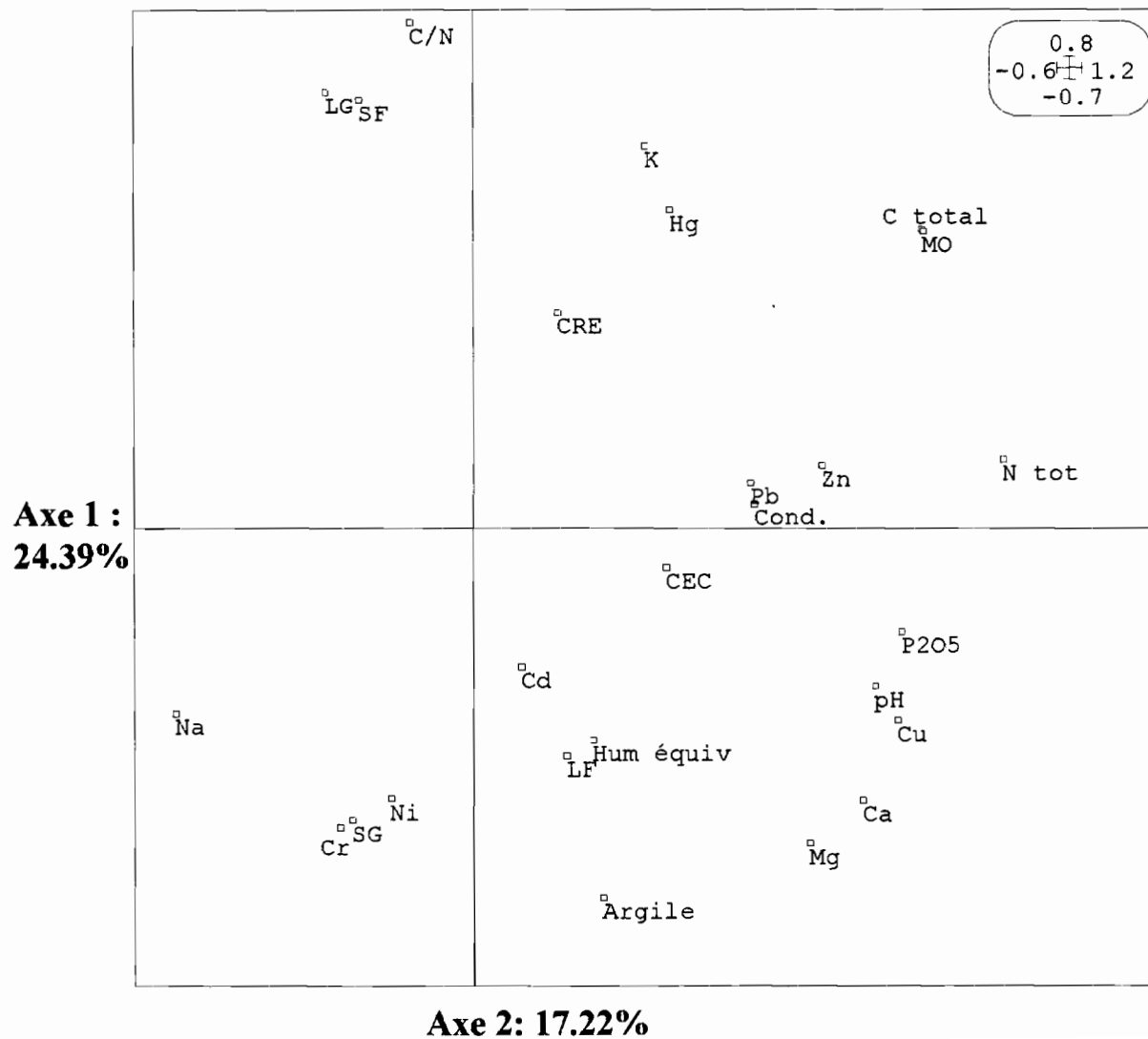
Annexe 12 : Projection des traitements d'après les variables mesurées du sol (ACP)



Axe 1 : 24.39%

Axe 2 : 17.22%

Annexe 13 : Projection des variables mesurées du sol (ACP)



Légende :

CRE: Capacité de rétention en eau

CEC: Capacité d'échange cationique

Cond: Conductivité

LG: Limon grossier

LF: Limon fin

SG: Sable grossier

SF: Sable fin

Annexe 14

□ **Tableau A : Teneurs en inertes des composts épandus au champ (en % de poids sec).**

Composts	Métaux	Verre, Cailloux, Calcaire	PVC, Plastiques, divers	Films, polyéthylène	Totaux
DVB	0,2	22,3	0,0	0,01	22,5
FFOM	0,0	23,4	0,3	0,03	23,7
OMG	0,0	28,2	1,5	0,11	29,8

Analyses CEMAGREF, Rennes.

□ **Tableau B : Valeur agronomique des composts épandus exprimée par rapport au poids sec.**

Composts	C orga (g/kg)	M.O (g/kg)	N tot (g/kg)	P₂O₅ (g/kg)	K₂O (g/kg)	C/N	PH (eau)
OMG	304	525	20,2	9,0	13,1	15,3	8,1
FFOM	158	273	16,3	7,0	19,1	9,7	8,6
DVB	273	472	28,3	18,9	21,1	9,6	8,5
FUMIER	287	496	23,9	14,3	41,5	11,9	8,8

Analyses LAS, Arras.