

Quels bioindicateurs pour la gestion durable des sols agricoles et forestiers ?

Antonio BISPO¹, Isabelle GATTIN², Mickaël HEDDE³,
Jeanne BODIN², Cécile VILLENAVE^{4,5}, Guénola PERES⁶

¹ADEME, Service Agriculture et Forêt, 20 avenue du Grésillé, BP 90406. 49004 Angers cedex 01

² ESITPA, Unité Agri'Terr, 3 rue du Tronquet, 76134 Mont-Saint-Aignan

³ INRA Versailles, UR 251 PESSAC, 78026 Versailles Cedex

⁴ ELISOL environnement, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2

⁵ IRD, UME Eco&Sol, Supagro, 2 place Viala, 34060 Montpellier Cedex 2

⁶ Université de Rennes, UMR CNRS 6553 EcoBio, Station Biologique, 35380 Paimpont

1. Contexte

Dans un avenir proche, les sols vont être fortement sollicités pour la production des ressources alimentaires et non-alimentaires, pour nourrir une population mondiale en pleine croissance et répondre à la raréfaction des ressources fossiles (production d'énergie et de matériaux). Parallèlement, l'usage et la gestion de ces sols ne devront pas mettre en péril les multiples services écologiques fournis par les sols. La réponse à ces seules attentes constitue un défi majeur, et de nouveaux systèmes de production doivent être conçus en prenant en compte les évolutions climatiques, économiques et sociales (ex : renchérissement de l'énergie, besoin d'une alimentation de qualité).

Parmi les systèmes de production envisagés, ceux favorisant une plus grande diversité et l'activité biologique des sols ou réduisant les intrants sont jugés comme étant les plus prometteurs car soutenables pour les agriculteurs et susceptibles d'être plus résistants et résilients aux modifications notamment climatiques. Ainsi par exemple, la réduction de la protection phytosanitaire, du travail du sol ou la substitution des engrais minéraux par des engrais organiques sont des solutions envisagées pour limiter les intrants et accroître l'activité et la diversité biologique. Parallèlement, le recourt à des rotations plus longues et plus diversifiées ou intégrant notamment des prairies temporaires devrait également permettre de favoriser la vie biologique des sols.

De nouveaux systèmes de culture sont donc à imaginer, en combinant différentes formes d'intrants, de travail du sol et d'espèces végétales cultivées pour restaurer ou maintenir une activité biologique optimale. A plus long terme ces systèmes devront fournir des services écosystémiques favorisant la production mais potentiellement également le stockage de carbone ou l'infiltration de l'eau dans les sols (Figure 1).

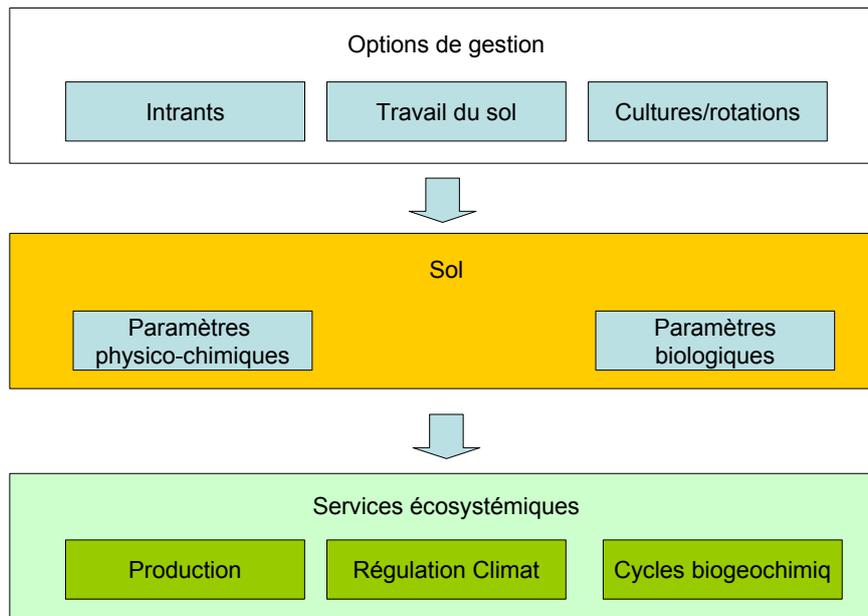


Figure 1 : Schéma rendant compte des relations entre modes de gestion, sol et services écosystémiques

Ces problématiques de gestion se posent également pour les sols forestiers (ex : prélèvement de rémanents, fertilisation éventuelle, modification des essences) fortement sollicités notamment pour répondre aux objectifs énergétiques.

2. Objectif des traitements de données

Dans le cadre de ce programme, les sites ateliers agricoles présentaient des modes de gestion différents, pertinents pour tester l'intérêt des bioindicateurs et répondre à une série de questions telles que :

- Les pratiques agricoles ont-elles limité l'activité et la diversité biologique des sols ? Est-ce réversible ?
- Les mesures biologiques sont-elles complémentaires des mesures physico-chimiques classiques pour caractériser un niveau de perturbation/de modification des sols agricoles ?
- Peut-on proposer un premier référentiel reflétant les variations des indicateurs biologiques
- Comment les indicateurs biologiques réagissent-ils aux options de gestion de la matière organique, aux quantités d'azote et plus largement aux systèmes de culture mis en place ? Peuvent-ils être indicateurs de modifications précoces ?
- Existe-t-il un lien direct entre la quantité de matière organique et la diversité ou l'activité des organismes du sol ?
- Quelle est la meilleure combinaison (ou batterie) de bioindicateurs susceptible de renseigner sur l'amélioration des pratiques
- Les paramètres mesurés sur les sols (physico-chimiques et biologiques) permettent-ils de renseigner sur les services écosystémiques ?

Si bien d'autres questions sont importantes et légitimes, cet article se focalise sur l'effet de la gestion de la matière organique des sols et/ou des changements de pratiques sur la diversité et l'activité biologique des sols afin d'identifier des bioindicateurs sensibles et transférables. Parallèlement, une traduction de ces effets en termes de services écosystémiques est également proposée.

3. Les sites ateliers agricoles et forestiers

Les sites ont été sélectionnés car ils présentaient un ensemble de pratiques pouvant modifier l'état physique, chimique et biologique des sols (ex : introduction de prairies, épandage de produits résiduels organiques, non travail du sol, réduction des produits phytosanitaires). Leurs caractéristiques sont brièvement rappelées, mais pour plus de précisions, il convient de se référer aux fiches descriptives des sites.

3.1. Yvetot

Le site atelier d'Yvetot est situé en Haute-Normandie, département de la Seine Maritime (76), sur l'exploitation du Lycée d'Enseignement Général et Technique Agricole (LEGTA). L'exploitation est implantée à Yvetot depuis 1919, les détails du site se trouvent dans la fiche site «Yvetot». L'objectif général de cet essai est d'étudier l'impact des rotations culturales et prairiales. Six parcelles sont étudiées :

- Yv-GC : parcelle en culture continue avec labour conventionnel (sauf en 2010, année du prélèvement, où le blé a été installé sans labour) Elle est implantée en blé en alternance avec du maïs, du lin ou de la betterave.
- Yv-PP : parcelle en prairie permanente (PP), implantée en 1968.
- Yv-SI et SII : parcelles de « prairies de restauration » (PR) caractérisées par l'implantation d'une prairie après un précédent d'au moins 8 années de culture (I et II selon l'assolement), avec un passif cultural différent : sur 20 ans, 11 ans de prairie pour SII contre 5 ans pour SI.
- Yv – SIII et SIV : parcelles de « prairies temporaires » (PT) caractérisées par une alternance période prairial de 4 à 8 ans et une rotation maïs/blé. En 2010 (lors du prélèvement), SIII était implantée en blé après un précédent maïs (soit 2 années de culture).

3.2. BioREco-Gotheron

Le dispositif BioREco-Gotheron se situe sur la station expérimentale INRA de Gothenon, à St Marcel-lès-Valence, dans la Drôme (26). Les détails du site se trouvent dans la fiche site « BioREco-Gotheron ».

Les objectifs de l'essai visent à faire une évaluation multi-critères de l'impact sur l'environnement du mode de protection des vergers (perturbations de diverses communautés biologiques telles que les oiseaux, lombrics, arthropodes, communauté botanique, maladies) mais également des performances agronomiques et technico-économiques des différents systèmes ainsi que la pérennité du verger.

Cet essai BioREco comporte trois systèmes représentant un gradient de situations pour la protection. Le mode de protection (et de production) respectant le cahier des charges de l'Agriculture Biologique (**BIO**), un mode de production économe en intrants (**ECO**), de technicité maximale avec pour objectif de réduire le recours à la protection chimique, et un mode de production raisonné (**RAI**) basé sur la protection chimique des vergers dans lequel il n'y a aucune prise de risque.

Le choix des variétés permet également une déclinaison du mode de protection. Deux variétés sont testées, de maturité équivalente : Smoothee (de type Golden, référence en verger conventionnel, assez sensible à la tavelure et à l'oïdium) et Ariane (résistante à la tavelure, peu sensible à l'oïdium). Cette dernière variété est sensible aux pucerons cendrés.

3.3. Thil

L'essai de Thil est localisé dans le département de l'Ain et a été mis en place en 2005. L'objectif de cet essai est de comparer différentes techniques de travail du sol en Agriculture Biologique. Les détails du site se trouvent dans la fiche site « Thil». Le dispositif expérimental est composé de trois blocs à l'intérieur desquels les 4 traitements de travail du sol suivants sont randomisés :

- Labour Traditionnel (LT), à 30 cm avec une charrue classique ;
- Labour Agronomique (LA), à 18 cm, labour hors-raie ;
- Travail du sol Réduit (TR), à 15 cm avec un outil à dent type chisel, sans retournement de la couche de sol travaillée ;
- Travail du sol Très Superficiel et/ou semis direct sous couvert vivant (TS), pas de travail mécanique au-delà de 5-7 cm de profondeur.

Ces quatre techniques de travail du sol diffèrent par le degré de fragmentation de la couche arable, par l'effet de retournement ou non de la couche de sol travaillée, par leur degré de mélange de la matière organique au sol et par le tassement du sol qu'ils engendrent. Les parcelles expérimentales sont conduites selon le mode de production AB depuis 1999 (EU 2092/91).

3.4. Site QualiAgro -Feucherolles

Le dispositif expérimental de QualiAgro est localisé sur la commune d'Orgeval (78) et a été implanté en 1998. Ce site a pour objectif général d'étudier la valeur agronomique et les impacts environnementaux de l'épandage de produits résiduels organiques en grandes cultures. Le dispositif, de 6 ha, est cultivé selon une rotation blé-maïs (les détails du site se trouvent dans la fiche site « QualiAgro-Feucherolles »).

Les différentes modalités de produits résiduels organiques étudiées sont :

- FeOMR : un compost d'ordures ménagères résiduelles, OMR (compostage d'ordures ménagères résiduelles après collecte sélective des emballages « propres et secs »)
- FeDVB : un compost de boue d'épuration, DVB (co-compostage de déchets verts et/ou broyats de palettes et/ou rafles de maïs et de boues d'épuration urbaines)
- FeBio : un compost de biodéchets, BIO (compostage de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectées sélectivement en mélange avec des déchets verts)
- FeFum : un fumier de bovins, FUM, amendement organique de référence
- FeTé : aucun amendement organique, TEM

Les quantités de produits résiduels apportées sur les parcelles du dispositif sont calculées de manière à ce que les apports de carbone soient identiques pour les différents traitements (4 tonnes par hectare et par apport).

3.5. Site de l'OPE-ANDRA

L'ANDRA a mis en place sur le site de Meuse/Haute-Marne, un observatoire pérenne de l'environnement (OPE). Dans le cadre du programme Bioindicateur, trois parcelles de surveillance ont été caractérisées : une prairie permanente (> 40 ans) gérée en fauche et pâture (AnP), une culture exploitée suivant une rotation colza/blé/orge travaillée superficiellement (AnC) et une forêt correspondant à une futaie de hêtre (50 ans).

Les détails du site se trouvent dans la fiche site « OPE-Andra ».

3.6. Sites forestiers

Quatre sites forestiers ont été choisis dans le réseau RENECOFOR ; ils se voulaient représenter des écosystèmes naturels, sous faible influence anthropique¹ et suffisamment proches des autres sites de prélèvement (agricoles ou contaminés).

- Le site EPC 08 correspond à une forêt d'Epicéa commun et est localisé dans les Ardennes (région Champagne-Ardennes)
- Le site PS 76 correspond à une forêt de Pin Sylvestre, et est localisé dans le département de la Seine Maritime (région Haute Normandie).
- Le site EPC 63 correspond à une forêt d'Epicéa commun, et est localisé dans le département du Puy de Dôme (région Auvergne)
- Le site SP 57 correspond à une forêt de Sapin pectiné, et est localisé dans le département de la Moselle (région Lorraine)

Les détails des différents sites se trouvent dans la fiche respective de chacun des sites.

4. Liens entre le statut organique d'un sol et son activité biologique

4.1. Contexte

Le sol est le réservoir le plus important de carbone terrestre, il contient 1,5 à 3 fois plus de carbone que celui stocké dans les plantes ou dans l'atmosphère (Wang *et al.*, 2004). Les rôles primordiaux de la matière organique dans les sols (Tableau 1) sont unanimement reconnus et ce compartiment organique est l'objet de nombreuses attentions. La matière organique est, par son implication dans la **structuration** des sols, fortement liée à leur stabilité physique, contribuant ainsi à leur perméabilité, leur aération et leur résistance aux phénomènes érosifs (Balesdent *et al.*, 2000 ; Chenu *et al.*, 2000 ; Le Bissonais *et al.*, 2002 ; Annabi *et al.*, 2007). Elle constitue également un **réservoir nutritif** pour les

¹ En fonction de leur situation géographique, certains de ces sites présentent des niveaux de contamination diffuse potentiellement importants, suite à des retombées atmosphériques.

abondants organismes vivants du sol et se trouve donc impliquée dans le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres (Birkhofer *et al.*, 2008 ; Leroy 2008). C'est l'activité de ces organismes du sol, qui va, à partir du pool de matière organique du sol, libérer des éléments nutritifs pour les plantes, ce qui confère à la matière organique un rôle majeur dans le contrôle de la fertilité des sols et la production agricole (Sébillote 1989, Tiessen *et al.*, 1994). Enfin, la résultante des flux de carbone échangés en permanence entre le sol et l'air va contribuer au **stockage du carbone ou au contraire à l'émission de gaz** à effet de serre (Lal, 2003). C'est pourquoi la compréhension de la distribution, du stockage et de la dynamique du carbone organique des sols est essentielle pour alléger les émissions de carbone impliquées dans le réchauffement climatique (Su *et al.*, 2006).

Tableau 1 : Synthèse des rôles des matières organiques dans le sol (Huber et Schaub, 2011)

	Action	Bénéfice
Rôle physique = cohésion	Structure, porosité	<ul style="list-style-type: none"> - pénétration de l'eau - stockage de l'eau - limitation de l'hydromorphie - limitation du ruissellement - limitation de l'érosion - limitation du tassement /compactage - réchauffement
	Rétention en eau	<ul style="list-style-type: none"> - meilleure alimentation hydrique
Rôle biologique = énergisant	Stimulation de l'activité biologique (vers de terre, biomasse microbienne)	<ul style="list-style-type: none"> - dégradation, minéralisation, réorganisation, humification - aération - croissance des racines
Rôle chimique = nutritif	Dégradation, minéralisation	<ul style="list-style-type: none"> - fournitures d'éléments minéraux (N, P, K, oligo-éléments...)
	CEC	<ul style="list-style-type: none"> - stockage et disponibilité des éléments minéraux
	Complexation ETM	<ul style="list-style-type: none"> - limitation des toxicités (Cu par exemple)
	Rétention des micropolluants organiques et des pesticides	<ul style="list-style-type: none"> - qualité de l'eau

Les activités anthropiques ont conduit à des modifications de l'occupation des sols. La nécessité d'une production agricole croissante a entraîné l'usage de techniques de cultures qui sont de nature à modifier les quantités de carbone organique dans les sols. La diminution du stock de matières organiques a d'ailleurs été identifiée dans la stratégie européenne pour la protection des sols comme l'une des 8 menaces pesant sur les sols européens (COM (2006) 231 final). En effet, le processus d'accumulation de la matière organique dans les sols est beaucoup plus lent que ne l'est sa disparition. Balesdent (1996), en considérant conjointement l'évolution du mode d'occupation des sols depuis 1850 et un indice de stock de carbone organique par mode d'occupation, estime que globalement, les teneurs en carbone organique des sols français auraient atteint un pic autour des années 1980 mais seraient ensuite en baisse continue du fait de l'intensification du travail du sol, de la diminution des fourrages pérennes au profit de fourrages annuels et de l'accélération des rotations d'usage des sols. Ces diminutions peuvent être très importantes comme le soulignent Mullen *et al.* (2001) qui ont estimé la perte de matière organique après 110 ans de monoculture de blé à 68% par rapport à la teneur mesurée en 1891. Une autre étude, conduite à l'INRA de Laon (Wylleman *et al.*, 2001) présente des résultats plus optimistes. Elle montre, à partir d'un suivi mené sur 400 parcelles agricoles du département de l'Aisne, une stabilité globale des stocks de carbone organique sur une période de quinze à trente ans avec une augmentation dans les parcelles présentant les teneurs en carbone organique initialement les plus faibles et une diminution dans les parcelles aux teneurs les plus fortes. Néanmoins, Roussel *et al.* (2001) estiment qu'en France, 30 à 40%, des surfaces cultivées présenteraient un déficit en matière organique ; les régions les plus touchées étant le Bassin Parisien, le Centre, le Nord, la Haute-Normandie, l'Aquitaine, Midi-Pyrénées, les Haut et Bas Rhin. Actuellement, le stock de carbone organique dans les sols français est estimé à 3,2 milliards de tonnes dans les 30 premiers centimètres (Martin *et al.*, 2011).

Dans ce contexte, il apparaît primordial de mettre en œuvre des techniques de gestion des sols favorables au maintien et si possible à l'augmentation des stocks de carbone. Cependant, la quantité de carbone organique n'est pas le seul paramètre important. Ainsi, la composition chimique du carbone organique va aussi influencer les vitesses de dégradation, les associations organo-minérales du sol et conséquemment la stabilité (Schluten et Leinweber, 2000 ; Virto *et al.*, 2010). En effet, les matières organiques qui vont pouvoir se stabiliser dans le sol sont les composés chimiques récalcitrants, les matières organiques inaccessibles aux microorganismes et aux enzymes du sol et/ou celles qui entretiennent des interactions avec la fraction minérale du sol (Lützow *et al.*, 2006). Il apparaît donc que les interactions entre le carbone organique et les organismes vivants du sol vont être prédominantes dans la dynamique et la stabilité du carbone du sol (Toutain, 1987).

4.2. Résultats

Le programme Bioindicateur a permis, par la mesure d'un large panel de variables descriptives des communautés vivantes du sol et cela dans différents contextes agro-climatiques, d'évaluer les effets sur la biodiversité de la gestion de la matière organique. Parmi les sites agricoles, 3 présentant des pratiques susceptibles de modifier les teneurs en carbone organique dans les sols ont été étudiées : le site expérimental QualiAgro (épandage de produits résiduels organiques en grande culture), celui de Thil (comparaison de différentes techniques de travail du sol en agriculture biologique) et celui d'Yvetot (comparaison de rotations culturale et prairiales).

4.2.1. Résultats physico-chimiques

L'analyse de la teneur en carbone organique des sols a été réalisée pour chacun des 3 sites mais seules les modalités des sites de QualiAgro et d'Yvetot se sont différenciées les unes des autres sur la base de la teneur en carbone organique (figures 2 et 3).

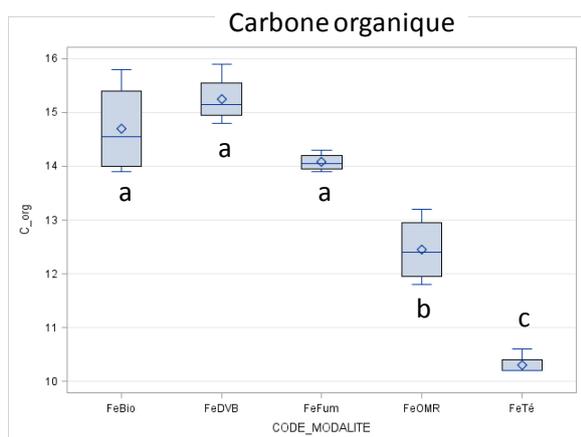


Figure 2 : Teneur en carbone organique dans les sols des différentes modalités du site QualiAgro

Sur le site de QualiAgro (figure 2), des composts de biodéchets (BIO), d'ordures ménagères résiduelles (OMR) et de boue de station d'épuration (DVB) sont apportés, de même que du fumier de bovin, tous les 2 ans (4 tonnes de carbone organique par hectare et par épandage). Si les modalités ayant reçu des apports de produits résiduaux organiques se distinguent nettement de la modalité témoin, tous les produits résiduaux organiques n'ont pas le même effet sur le carbone du sol. En effet, les modalités FeBio, FeDVB et FeFUM semblent être plus efficaces pour augmenter la teneur en carbone organique que la modalité FeOMR. Cela est à relier à la composition initiale des produits résiduaux organiques illustrée par les valeurs moyennes des indices de stabilité de la matière organique (ISMO, norme XP U 44-162). Cet indice de stabilité résulte à la fois de la caractérisation des fractions biochimiques constitutives du produit résiduaire et de sa minéralisation après 3 jours d'incubation. L'indice ISMO exprime la potentialité de stockage du carbone du produit dans les sols : plus sa valeur est proche de 100 et plus le carbone apporté par le produit en question restera longtemps dans le sol, contribuant au stock. Ainsi, le compost d'ordures ménagères résiduelles (OMR) présente l'indice ISMO le plus faible ($45,95 \pm 14,25$), son apport conduisant à une augmentation moindre du carbone organique en comparaison aux autres produits résiduaux dont les indices ISMO sont proches et significativement plus élevés (compris entre $68,9 \pm 6,0$ pour le fumier et plus de 78 pour les apports de DVB et BIO). Leurs apports contribuent donc à des teneurs en carbone organique dans les sols plus importantes.

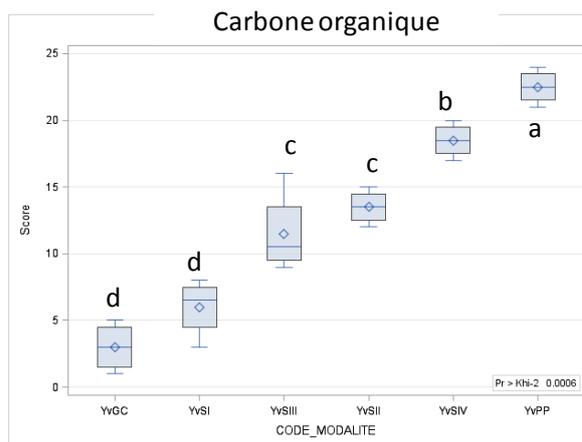


Figure 3 : Teneur en carbone organique dans les sols des différentes modalités du site d'Yvetot

Les teneurs en carbone organique observées sur les sites d'Yvetot (figure 3) présentent un gradient dont la valeur minimale correspond à celle de la parcelle de grande culture et la valeur maximale à celle de la parcelle de prairie permanente. Si l'on considère le nombre d'année passées en prairies au cours des 20 dernières années pour les parcelles intermédiaires (figure 1), on observe que $YvSI < YvSII < YvSIII < YvSIV$. Ce classement est retrouvé pour les teneurs en carbone organique à la seule différence de la modalité YvSIII qui était dans le cycle culture au moment du prélèvement. Ces résultats suggèrent que l'utilisation de prairies temporaires ou de prairies de restauration permet une amélioration du statut organique des sols, mais que le passif cultural reste un facteur important sur cet état organique (6 années de culture étant moins favorables que 5 années SI vs SII). Pour les sols des sites de Feucherolles et Yvetot, l'évolution des teneurs en azote total a suivi le même patron de variation que celui de la teneur en carbone organique.

Ces résultats confirment l'intérêt de l'utilisation de matières organiques exogènes et celle de la mise en place de prairies temporaires ou de restaurations pour améliorer la teneur en carbone organique du sol (Bastida *et al.*, 2008). Pour ces deux sites, le gradient de carbone organique observé dans les différentes parcelles est comparable à celui observé pour l'azote minéral. Ce résultat est cohérent avec le fait que dans le sol, l'azote constitue un facteur limitant du processus d'humification et donc de la rétention du carbone dans les sols (Christopher et Lal, 2007).

Sur le Site de Thil, aucune différence significative dans les teneurs en Corg n'est observée entre les 4 modalités, bien que la modalité de travail du sol superficiel présente une tendance à des teneurs en carbone organique plus élevées, mais la variabilité spatiale des résultats, imputable au type de sol issu de dépôts d'alluvions, masque ces différences. Le fait de ne pas trouver de différences significative reste cohérent avec d'autres études ayant montré que le non travail du sol en tant que tel peut s'avérer stocker peu de carbone (Balabane, 2006), le type de culture et la rotation jouant un rôle majeur dans le stockage du carbone en condition de non labour (Baker *et al.*, 2007 ; Luo *et al.*, 2010). Néanmoins, il convient de rappeler que l'échantillonnage a été réalisé sur les 10 premiers centimètres et qu'il ne permet pas forcément de rendre compte de l'effet du travail du sol sur le stock de MO. En effet, dans ce programme, seules les teneurs en C organique du sol ont été mesurées et une même teneur en carbone organique mesurée dans un sol peut correspondre à des stocks de carbone différents en fonction notamment de la densité du sol.

4.2.2. Analyse globale des données biologiques des 3 sites confondus

L'étude de la distribution des valeurs de carbone organique des sols de chacune des modalités des 3 sites permet de définir statistiquement 3 classes de carbone organique différentes (Taibi *et al.*, 2012) : la classe 1 incluant les valeurs de 10 à 13 ‰, la classe 2 de 13 à 16 ‰ et une classe 3 incluant les valeurs supérieures à 16 ‰. Les variables biologiques rendant compte de ces classes de carbone sont présentées dans le tableau 2 en trois catégories : les variables descriptives de la faune, de la microflore et celles descriptive des activités biologiques.

Tableau 2 : Variables biologiques répondant à la teneur en carbone du sol

(■ pvalue <0,001 ; ■ 0,001<pvalue<0,01 et ■ 0,01<pvalue<0,05)

Faune	Microflore	Activités
Abondance lombriciens (ABL)	Biomasse microbienne	b-glucosidase
ABL endogés	Ergostérol libre	Minéralisation azote
ABL anéciques	PLFA Proportion de Gram-	Respiration
ABL épigés	PLFA saturés / PLFA monoinsaturés	N-Acétyl-Glucosaminidase
Indice macrofaune	ADN total	Phosphatase acide
Lombriciens richesse spécifique	ADN fongique	Xylanase
Nématodes bactérivores	ADN bactérien	cellulase
Indice nématodes	Ergostérol total	FDA
lombriciens diversité spécifique	PLFA totaux	galactosidase
	biomasse microbienne (% Ctotal)	laccase
		lipase

Les lombriciens sont les représentants de la **faune du sol** les plus sensibles à la teneur en carbone organique parmi ceux étudiés. L'implication importante de ce groupe dans la dégradation de la matière organique est bien connue, il n'est par conséquent pas surprenant de les retrouver particulièrement affectés par la teneur en carbone organique du sol. L'évolution des abondances totale, anéciques et endogés, de même que la richesse spécifique des lombriciens présentent le même patron de variation vis-à-vis des classes de carbone organique, avec une valeur maximale atteinte pour la classe 2 présentant des teneurs en carbone organique comprises entre 13 et 16 %. Par contre, l'abondance des épigés et l'indice macrofaune présentent leurs valeurs maximales pour les sols ayant les teneurs en carbone organique les plus fortes. La gestion de la MO (que ce soit sous la forme d'apports exogènes, ou des modifications d'état organique du sol liées à des pratiques culturales telles que l'incorporation de prairie dans des rotations) va impacter la structure des communautés lombriciennes, et de ce fait la participation de ces organismes aux services écosystémiques (van Wimsen & Faber, 2012). Les nématodes sont également significativement impactés par la teneur en carbone organique des sols. L'indice nématode NCR (Nematode Channel Ratio = bactérivores/(bactérivores+fongivores) augmente avec la teneur en carbone organique du sol.

Pour la **microflore**, les variables descriptives des compartiments microbiens, bactérien et fongique sont influencées par la teneur en carbone organique du sol, à la fois dans leur abondance (C microbien, abondance bactérienne (16S), abondance fongique (18S et ergo-libre)), mais aussi dans leur structure (profils PLFA). Les indicateurs globaux des communautés microbiennes (biomasse microbienne et ADN total) présentent des patrons de variation comparables dans les classes de carbone organique, ce qui est cohérent avec des travaux antérieurs ayant montré que les résultats générés par ces 2 méthodes présentent généralement des corrélations significatives (Marstop *et al.*, 2000 ; Gangneux *et al.* (2011). Ces deux variables ont des valeurs maximales pour les teneurs en carbone organique les plus fortes, ce qui est en accord avec des observations réalisées à l'échelle française dans le cadre du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (Dequiedt *et al.*, 2011). En effet, les sols à texture fine (argileuse ou limoneuse) et à pH alcalins (pH>7) avec des teneurs importantes en carbone organique sont plus favorables à la vie microbienne. Tout comme la biomasse totale, la biomasse bactérienne (ADNr16S) et la biomasse fongique (ADNr18S, ergostérol libre, ergostérol total) sont positivement influencées par l'augmentation de la teneur en carbone du sol. Laval *et al.* (2009) ont montré que ces variables descriptives étaient, dans les sols agricoles, majoritairement sous l'influence des pratiques agricoles.

Les profils PLFA permettent une approche quantitative de la structure des communautés de microorganismes avec un minimum de biais et d'artéfacts, ainsi que le suivi du changement de la diversité des communautés (Baath et al., 2003 ; Grayston *et al.*, 2004). Les résultats montrent que le rapport PLFA saturés/monosaturés (PLFA SM) et les PLFAs représentatifs des bactéries Gram- (PLFA GM) varient de manière significative entre les classes de carbone organique. La diminution du rapport PLFA SM observée dans cette étude, a été décrite comme indicatrice d'un stress nutritif des bactéries Gram- (Guckert *et al.*, 1986 ; Kieft *et al.*, 1994 ; McKinley *et al.*, 2005). Ainsi, une modification du statut organique semble affecter la proportion des populations bactériennes Gram- dans les sols. L'état actuel des connaissances, la redondance fonctionnelle observée dans le sol ne permet pas ici de pouvoir suggérer les conséquences potentielles de ce changement sur le fonctionnement du sol.

Sur les neuf **activités enzymatiques** influencées par la teneur en carbone organique, 7 sont liées au cycle du carbone : β -glucosidase, N-Acétyl-Glucosaminidase, xylanase, cellulase, galactosidase, laccase et lipase ; il est donc légitime qu'elles soient influencées par la teneur en carbone comme cela a déjà été montré (Saviozzi *et al.*, 2001 ; Ekenler et Tabatabai, 2003 ; Lagomarsino *et al.*, 2012). L'activité de ces différentes enzymes augmente avec la teneur en carbone organique, à l'exception des activités xylanase et β -glucosidase. Pour ces dernières, un pic est observé pour l'activité β -glucosidase pour la classe 2 de carbone organique correspondant à des teneurs de 13 à 16 % tandis que c'est la valeur minimale de l'activité xylanase qui est observée pour cette même classe de carbone organique. Les fonctions de minéralisation du carbone (respiration) et de minéralisation de l'azote sont également influencées par la teneur en carbone organique du sol.

Les variables permettant de rendre compte des différentes classes de carbone organique sont nombreuses et aussi bien liées à la faune, la microflore ou des activités biologiques. Néanmoins, bon nombre des variables biologiques étudiées présentent également des corrélations entre elles. Afin de hiérarchiser les variables les plus liées au carbone organique, un test de corrélation a été réalisé (test de Spearman), les corrélations significatives sont présentées dans le tableau 3. Si les variables descriptives précédemment décrites permettent bien de rendre compte de différentes classes de carbone organique, deux variables nouvelles sont également significativement corrélées au carbone organique : les nématodes fongiques et l'activité arylsulfatase, même si leurs coefficients de corrélation restent faibles, respectivement de 0,307 et 0,287. Les variables les plus fortement corrélées à la teneur en carbone organique sont la minéralisation du carbone, évaluée par mesure de la respiration du sol et la quantité d'ergostérol libre avec des coefficients de corrélation de 0,602. Pour le compartiment de la faune du sol, c'est l'abondance totale des lombriciens qui est le premier indicateur corrélé au carbone (0,561). Si l'on considère les activités biologiques, la β -glucosidase et la minéralisation de l'azote présentent également des coefficients de corrélation relativement forts de l'ordre de 0,56.

Tableau 3 : Variables biologiques corrélées à la teneur en carbone organique dans les sols des sites QualiAgro, Yvetot et Thil (Corrélation de Spearman)²

Variables descriptives de la faune			Variables descriptives de la microflore			Variables descriptives des activités biologiques		
	Coefficient de corrélation de Spearman	p value		Coefficient de corrélation de Spearman	p value		Coefficient de corrélation de Spearman	p value
AB	0.5615	<.0001	ERGO_LIBR	0.6020	<.0001	RESP	0.6027	<.0001
BIO_EN	0.4953	<.0001	PLFASM	-0.4856	<.0001	B-GLUCO	0.5684	<.0001
AB_AN	0.4778	0.0001	ERGO_TOT	0.4641	0.0003	N_MIN	0.5603	<.0001
AB_EN	0.4596	0.0002	BIOMASSE	0.4629	0.0002	XYL	0.4744	0.0002
BIO	0.4365	0.0005	ADN Tot	0.4357	0.0005	NAG	0.4649	0.0002
Rich_SPE	0.3826	0.0026	PLFA_GTM	0.4272	0.0007	FDA	0.4449	0.0004
BIO_AN	0.3809	0.0027	PLFA_TOT	0.3859	0.0023	LIP	0.4385	0.0005
AB_EP	0.3538	0.0056	ADNR_18s	0.3165	0.0137	CELL	0.3999	0.0015
ORD_BRUT	0.3248	0.0113	ADNR_16S	0.3144	0.0144	P_AC	0.3492	0.0063
BIO_EP	0.3152	0.0142				GALACTO	0.3422	0.0074
FONG	0.3070	0.0170				LACCASE	0.3065	0.0172
						ARYLS	0.2872	0.0261

Globalement, les variables biologiques présentent des corrélations positives avec le carbone organique, à l'exception du rapport PLFA saturé / mono insaturé. L'ensemble de ces résultats confirme le rôle primordial du carbone dans la diversité biologique et le fonctionnement des sols. En effet, en renforçant la biodiversité, l'augmentation de la teneur en carbone du sol, permet d'améliorer les fonctions de minéralisation du sol, contribuant ainsi à une meilleure fertilité biologique des sols.

Compte tenu de leur spécificité, les données relatives à l'analyse de la **diversité génétique des communautés bactériennes et fongiques** analysées par ARISA ou TRFLP n'ont pas été prises en compte dans les analyses statistiques précédemment décrites. Ainsi, pour le site de QualiAgro, l'analyse des indicateurs de structure des communautés bactériennes et fongiques montrent que les champignons du sol sont plus sensibles aux différences de qualité des amendements organiques apportés au sol en comparaison avec les communautés bactériennes. Pour le site de Thil, l'inverse est observé. Les communautés bactériennes sont structurées différemment en fonction du travail du sol ce qui n'est pas observé pour les communautés fongiques. Finalement, seules les modalités du site d'Yvetot sont discriminées par des communautés bactériennes et fongiques différentes. Ceci peut s'expliquer par le fait que le site d'Yvetot correspond à un site d'étude des rotations culturales qui incluent des variations à la fois en termes de travail du sol, d'amendement organique et de mode d'occupation. Les parcelles étudiées étant dans ce cas à priori plus contrastées.

4.3. Conclusion : les variables biologiques susceptibles de pouvoir renseigner sur l'évolution des sols dans le sens d'une amélioration du statut organique

L'objectif finalisé de ces travaux est, à partir du jeu de données obtenu dans le cadre du programme d'identifier des variables biologiques qui pourraient être des indicateurs du changement du statut organique des sols. Aujourd'hui, les propositions de solutions agronomiques pour améliorer les teneurs en matières organiques des sols se multiplient, mais leur spécificité pédoclimatique et agricole n'a pas toujours fait l'objet d'une évaluation approfondie. Aussi, du fait de la longueur du processus de reconstitution d'un pool organique, des indicateurs biologiques précoces ont tout leur intérêt pour permettre la mise en place d'outils de gestion et de conservation des sols.

Ainsi, par exemple le site de Thil est particulièrement intéressant. En effet, les teneurs en carbone organique n'ont pas évoluées de manière significative avec les différents modes de travail du sol. Pourtant, certains

² AB : abondance lombricienne, BIO_EN : biomasse lombricienne des endogés, AB_AN : abondance lombricienne des anéciques, AB-EN : abondance lombricienne des endogés, BIO : biomasse lombricienne, Rich-SPE : Richesse spécifique lombricienne, BIO_EN : biomasse lombricienne des anéciques, AB_EP : abondance lombricienne des épigés, ORD-BRUT : Indice macrofaune au niveaux des ordres, valeur brute, BIO_EP : biomasse lombricienne des épigés, FONG : Nématodes - Fongivores / Groupe trophique, ERGO-LIBR : Ergostérols libres, PLFASM : PLFA saturé / PLFA monoinsaturé, ERGO-TOT : Ergostérols totaux, BIOMASSE : Biomasse microbienne, ADN TOT : Rendement extraction d'ADN microbien, PLFA-GTM : PLFA Gram - / PLFA Totaux, PLFA-TOT : PLFA totaux, ADNR-18s : biomasse fongique par quantification des ADNr 18S, ADNR-16s : biomasse bactérienne totale par quantification des ADNr16s, RESP : Respiration microbienne, B-Gluco : Glucosidase, N-MIN : azote minéralisable, XYL : Xylase, NAG : acetyl Glucosidase, FDA : Fluoresceine di-Acétate, LIP : Lipase, CELL : Cellulase, P-AC : Phosphatase acide, GALACTO : Galactosidase, LACCASE : Laccase, ARYLS : Arylsulfatase.

paramètres biologiques permettent de discriminer les 2 modalités les plus contrastées (labour traditionnel vs travail superficiel) : l'ergostérol total, la plus part des PLFAs dont le rapport PLFA saturés / monoinsaturés, plusieurs activités enzymatiques (β -glucosidase, β -galactosidase, uréase, arylamidase, arylsulfatase, deshydrogénase, phosphatase acide). Parmi ces variables, l'ergostérol total, le rapport PLFA saturés/monoinsaturés ainsi que la β -glucosidase ont été identifiées comme étant particulièrement liées au carbone organique. Ainsi, ces 3 variables descriptives pourraient constituer des indicateurs précoces de l'évolution de l'état des sols vis-à-vis de la teneur en carbone organique.

Au-delà de l'aspect quantitatif du carbone organique dans les sols, il est également important de pouvoir considérer la nature de ce carbone qui influence également la biodiversité, la résultante de ces interactions étant responsable de la dynamique du carbone du sol. Les travaux de thèse de Peltre (2010), réalisés sur le site de QualiAgro, ont montré que les apports de produits résiduels organiques modifient la quantité de matières organiques particulières dans les sols et que celles-ci devenaient plus récalcitrantes en comparaison avec le témoin sans apport. Ces effets observés restant sous la dépendance de la nature des produits résiduels organiques apportés, ceux-ci aboutissant à l'accumulation de matières organiques du sol présentant des dégradabilités différentes (Peltre, 2010). Sur ce site, on peut distinguer des variables biologiques influencées par la quantité de carbone, dont l'expression ne diffère pas en fonction du type de matière organique exogène apportée et des variables biologiques semblant plus influencées par la qualité de la matière organique du sol puisqu'elles diffèrent entre les modalités ayant reçu des apports de matières organiques exogènes. Il s'agit des variables suivantes : l'indice macrofaune IBQS (ord_brut), l'abondance des lombriciens et celle des anéciques, les nématodes du sol et tout particulièrement les fongivores, les activités enzymatiques laccases, lipase et arylamidase, les PLFAs. Certains de ces indicateurs biologiques sont par ailleurs significativement corrélés à la teneur en carbone organique du sol (Tableau 5) mais avec des coefficients de corrélations relativement faibles ; il s'agit des activités lipase et laccase, des PLFAs, de l'abondance des lombriciens et des anéciques et du groupe fongivore des nématodes du sol. Il serait intéressant de poursuivre l'analyse pour évaluer la capacité de ces variables à être utilisées comme des indicateurs de qualité de carbone organique du sol.

5. Evaluation de systèmes de culture

5.1. Contexte

L'agriculture évolue constamment depuis plusieurs décennies. Après la nécessité de nourrir les populations après les grands conflits mondiaux, la mise en place de politiques communes supra-nationales et l'adaptation aux marchés internationaux, l'agriculture française fait face à de nouveaux défis (Doré *et al.*, 2006). Au cours de la seconde moitié du XXe siècle, la recherche d'une augmentation de la productivité du travail, conjuguée à un soutien des prix de nombreux produits agricoles, a entraîné une spécialisation géographique des productions, un agrandissement des parcelles agricoles et une augmentation considérable de l'emploi d'intrants chimiques. Si cette agriculture a atteint ses objectifs économiques, elle est aujourd'hui remise en cause, entre autres pour ses conséquences agronomiques et environnementales (Arrouays *et al.*, 2002). L'agriculture soutenable est une des grandes orientations stratégiques du ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (Grenelle de l'environnement I, 2009). Elle vise à des modes de production agricole économiquement viables, socialement équitables, et qui ne nuisent ni à l'environnement ni à la santé humaine. En effet, les pratiques de l'agriculture intensive peuvent être la cause d'une dégradation de certaines propriétés des sols qui sont déterminantes quant à la capacité de ces derniers à assurer durablement leurs fonctions. Ainsi, au-delà de leur fonction essentielle de production agricole, ces sols ont des fonctions clés à l'échelle globale: source de biodiversité dans les écosystèmes terrestres, lieu de réception et réacteur de stockage et de recyclage de l'eau, du carbone organique et des nutriments, milieu de contrôle de l'intensité et de la composition des flux de gaz vers l'atmosphère et des flux d'eau vers les nappes souterraines. La prise en compte de la multifonctionnalité des agrosystèmes par l'appréhension des services qu'ils rendent à l'humanité est une problématique croissante notamment mise en lumière par l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millenium Ecological Assessment, 2003, 2005).

L'activité biologique est au cœur des fonctions assurées par les sols (Kibblewhite *et al.*, 2008). Les systèmes de culture conventionnels affectent profondément la diversité des organismes du sol quelles que soient les communautés étudiées (Birkhofer *et al.*, 2008 ; DuPont *et al.*, 2009; Marasas *et al.*, 2001 ; Reeleder *et al.*, 2006 ; Riley *et al.*, 2008). En comparant des systèmes de culture conventionnels avec un système intégré, Didden *et al.*, (1994) montrent également que les relations trophiques entre la méso- et la macrofaune sont modifiées. De plus, l'étude de la biodiversité pose toujours de nombreux problèmes en terme de méthodes et d'interprétation (André *et al.*, 2001).

Dans cette partie, les objectifs seront de discriminer en fonction de différents systèmes de cultures, (i) les bioindicateurs qui réagissent sur les sites étudiés séparément, (ii) d'établir éventuellement une batterie générique de bioindicateurs pour suivre les modifications de pratiques ou de systèmes et (iii) d'évaluer les modifications de l'expression de plusieurs services écosystémiques liés à l'activité biologique des sols.

5.2. Résultats

Les sites de Yvetot, Gotheron et de Thil ont été retenus car ils présentent la possibilité de caractériser l'état biologique de systèmes ayant des gradients de pratiques de gestion des sols, respectivement réintroduction de prairies temporaires dans les cultures, protection phytosanitaire et travail du sol.

5.2.1. Rotation de prairies/cultures (Yvetot)

Les analyses statistiques réalisées (scoring) ont permis d'identifier un lot de paramètres biologiques dont les valeurs variaient significativement entre les modalités étudiées sur le site de Yvetot. Il s'agit de 54 paramètres dont 10 issus des communautés de nématodes ; 30 paramètres microbiens ; 7 paramètres basés sur les communautés de microarthropodes ; 1 indice reposant sur la macrofaune ; 6 paramètres lombriciens.

Logiquement, de nombreux indicateurs discriminent la parcelle en grande culture (Yv-GC) de la parcelle en prairie permanente (Yv-PP). Par exemple, les paramètres de structure des communautés microbiennes tels les PLFAs totaux, le rendement d'extraction de l'ADN, l'ergostérol et la biomasse microbienne pondérée par le C_{org} du sol sont significativement plus élevés en prairie permanente. Des résultats similaires sont trouvés pour des activités enzymatiques (arylsulfatase, cellulase, phosphatase ou encore lipase) et des paramètres basés sur les lombriciens (biomasse, diversité). De même, 33 indicateurs opposent les parcelles sous des parcelles en culture (Yv-GC et Yv-SIII), comme par exemple des paramètres microbiens (respiration du sol, ergostérol, PLFA totaux), nématologiques³ (indices de maturité MI, d'enrichissement EI et de voie de décomposition NCR), abondances de nématodes libres ou phytoparasites), le paramètre basé sur la macrofaune (IBQS) ou les lombriciens (biomasse d'anéciques). Ces résultats ne sont en rien surprenants et confirment la littérature sur les lombriciens (Decaëns *et al.*, 2008 ; Pérès *et al.*, 2008 ; Simonsen *et al.*, 2011), les nématodes (Bostrom and Sohlenius, 1986 ; Yeates, 1999 ; Villenave *et al.*, 2009) ou les microorganismes (Bandick and Dick, 1999 ; Muller-Stover *et al.*, 2012 ; Sparling, 1992).

Les indices nématofauniques montrent des similitudes de fonctionnement pour les modalités cultivées YvGC et YvSIII qui présentent toutes deux des indices de maturité (MI) faibles d'une part, et des indices d'enrichissement (EI) et de voie de décomposition (NCR) élevés (voie bactérienne favorisée) d'autre part. En opposition aux cultures annuelles, se trouvent les modalités YvSI et YvSII qui correspondent aux prairies de restauration, ces modalités ont des indices de maturité (MI) élevés et des indices d'enrichissement (EI) faibles (Figure A). Les prairies de longues durées (YvPP et YvSIV) ont un indice de voie de décomposition (NCR) qui tend à être plus faible que les autres parcelles ; la part de décomposition fongique est plus importante que pour les autres modalités ; elles ont des indices d'enrichissement moyens.

Les empreintes ADN des communautés bactériennes et fongiques (ARISA) montrent la sensibilité des indicateurs aux modifications de mode d'usage et de pratiques agricoles. Les modalités et les logiques de conduites prairiales sont discriminées traduisant un impact sur la composition des communautés microbiennes. La situation en prairie permanente présente les structures de communautés les plus spécifiques par rapport aux autres modalités, probablement en lien avec un environnement peu perturbé (d'un point de vue travail du sol et couvert végétal en place) conduisant à une structuration des communautés microbiennes ; de même la présence de prairies temporaires, joue sur la structuration des communautés microbiennes des sols. Ces résultats montrent donc une modification à la fois des indicateurs de structure (*e.g.* ergostérol, PLFA totaux), de composition (empreinte A-RISA) et de fonction (activités enzymatiques) des communautés microbiennes.

³ Sur la base de la composition et de l'abondance de la nématofaune du sol des indices sont calculés, qui servent pour le diagnostic du fonctionnement biologique du sol appelé aussi réseau trophique du sol :

- SI : Indice de Structure qui reflète la stabilité du milieu, plus il est élevé moins le milieu est perturbé. Il est fonction de l'abondance relative de plusieurs familles appartenant aux groupes trophiques suivants : les bactérivores et les fongivores (qui caractérisent le compartiment microbien), les omnivores et les prédateurs (qui représente les plus hauts niveaux de la micro-chaîne trophique du sol) ;

- EI : Indice d'Enrichissement qui donne une indication sur la dynamique des nutriments. Il est fonction de l'abondance de la guildes de la composante d'enrichissement : certains nématodes appartenant aux bactérivores et aux fongivores. Cet indice est particulièrement utile dans les agro-systèmes. L'indice d'enrichissement (EI) augmente avec la disponibilité en nutriments.

- MI : indice de maturité basé sur nématodes libres (excluant les phytoparasites)

- PPI : indice de maturité basé sur les nématodes phytoparasites exclusivement

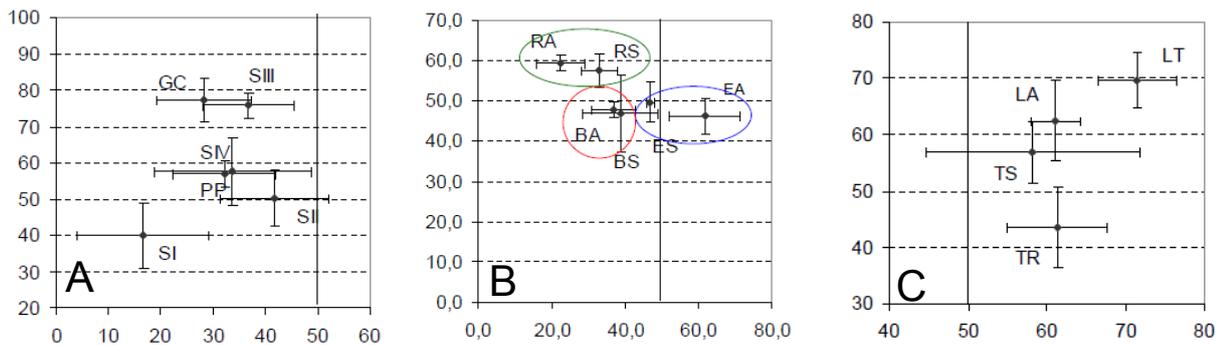


Figure 4. Diagnostic du réseau trophique du sol basé sur les nématodes (indice d'enrichissement EI en fonction de l'indice de structure SI) en fonction des modalités : A) du site de Yvetot (rotation de prairies), B) du site de BioREco-Gotheron (modes de gestion en cultures de pommier), C) du site de Thil (travail du sol). Les barres correspondent aux erreurs standards (Villenave, 2012).

5.2.2. Systèmes de culture en arboriculture (BioREco-Gotheron)

La méthode statistique utilisée (scoring) a permis d'identifier un lot de paramètres biologiques dont les valeurs variaient significativement le plus entre les modalités étudiées sur le site de BioREco-Gotheron. Il s'agit de :

- 10 paramètres de structure des communautés microbiennes (biomasse microbienne, rendement d'ADN extractible, ergostérol libre et total, et PLFA [totaux, bactéries Gram+, bactéries Gram-, saturés/moninsaturés, 19:0cy/totaux]),
- 10 paramètres d'activité microbienne (xylanase, FDA, phosphatase acide, laccase, lipase, arylaminidase, arylsulfatase, N minéralisable, respiration et respiration spécifique),
- 8 paramètres liés aux communautés de nématodes (abondance de bactérivores totaux, nématodes libres, nématodes phytoparasites (totaux, obligatoires, facultatifs) et fongivores, ainsi que les indices (indices de structure (SI), et indices de maturité : MI excluant les phytoparasites, PPI limité aux phytoparasites),
- 8 paramètres liés aux microarthropodes (abondance des microarthropodes totaux, des acariens et des autres microarthropodes (hors collemboles et acariens), des collemboles hémi- et euédaphiques ainsi que la diversité des espèces de collemboles)
- 4 paramètres liés aux lombriciens (abondance des épigés, des endogés, rapport des endogés/anéciques et diversité spécifique).

Aucun de ces paramètres listés présente de patron de variation qui permette de discriminer simultanément les trois modes de production testés à Gotheron (Biologique, Econome et Raisonné). Toutefois, de nombreux paramètres sont significativement différents entre un système et les deux autres (Tableau 4).

Tableau 4. Liste des indicateurs de l'effet des modes de production en verger de pommier à BioREco-Gotheron

Famille	Indicateurs	Réponse
Structure des communautés microbiennes	- Biomasse microbienne - Rdt ADN	Biologique < (Econome, Raisonné)
	- PLFA totaux	Econome > (Biologique, Raisonné)
Lombriciens	- Abondance d'endogés - Rapport endogés/anéciques	Biologique < (Econome, Raisonné)
	- RS des lombriciens	
Microarthropodes	- Collemboles hémiédaphiques - Diversité des collemboles (H', J' et SR)	Raisonné < (Biologique, Econome)
	- Collemboles euédaphiques	Raisonné > (Biologique, Econome)
Nématodes	- Nématodes phytoparasites (totaux, obligatoires)	Raisonné < (Biologique, Econome)
	- PPI	Raisonné > (Biologique, Econome)

Les valeurs obtenues pour certains indicateurs opposent au mode de production raisonné les modes de production économe et biologique. Ils peuvent être considérés comme des indicateurs potentiels de pratiques de protection phytosanitaires alternatives. Ainsi, l'abondance des nématodes phytoparasites est plus faible dans les vergers en mode raisonné que dans les autres, mais l'indice des phytoparasites (PPI) plus fort est lié à la présence de ces taxons de nématodes qui, bien que peu abondants, représentent une part importante du peuplement de nématodes dans le mode de production raisonné. De façon similaire, les collemboles hémiédaphiques ainsi que les paramètres de diversité de l'ensemble des communautés de collemboles sont favorisés par les modes de protection alternatifs. A contrario, l'abondance de collemboles euédaphiques (*i.e.* vivants plus profondément dans le sol) est plus importante en vergers « raisonnés ». Ces formes de vie des collemboles pourraient être moins exposées aux traitements phytosanitaires. Ces résultats sont conformes à ceux relevés dans la littérature (Ishibashi *et al.*, 1978 ; Liang *et al.*, 2007).

D'autres indicateurs opposent le mode de production en agriculture biologique (AB) aux modes de production raisonné et économe. Les indicateurs basés sur les communautés de vers de terre (abondance d'endogés, rapport d'abondance endogés/anéciques et richesse spécifique) sont plus faibles dans les vergers AB que dans les autres. Ce résultat semble aller à l'encontre de la littérature sur l'effet de l'AB sur les lombriciens. A partir d'une revue portant sur 13 articles scientifiques (Hole *et al.*, 2005) estimaient que l'AB a un effet globalement positif sur les lombriciens. Toutefois cette revue ne comportait pas d'étude sur des vergers. Nos résultats peuvent découler de plusieurs facteurs non exclusifs, à savoir d'une part des facteurs chimiques et d'autre part des facteurs physiques. Ainsi, concernant les facteurs chimiques, si le nombre de traitements distingue peu les vergers en AB des vergers en gestion raisonnée, les volumes appliqués sont beaucoup plus élevés en AB. Par ailleurs, l'utilisation de cuivre et de soufre est reconnue comme délétère pour les vers de terre, les endogés étant plus défavorablement impactés que les anéciques (Paoletti *et al.*, 1998). In fine, bien que non issus de synthèse industrielle (hors dérogation), les pesticides utilisés en AB ne sont pas exempts d'impacts environnementaux et les modes d'action des pesticides biologiques sont souvent similaires à ceux de pesticides chimiques. C'est le cas du pyrèthre dont l'action sur la conduction nerveuse axonique est reproduite dans la famille des pyrèthrinoïdes ; c'est le cas aussi de la nicotine qui, comme les néonicotinoïdes (exemple l'imidaclopride, matière active du Gaucho®), agissent sur les récepteurs nicotiques à acétylcholinestérase (Sauphanor *et al.*, 2009). Denoyelle *et al.* (2007) ont ainsi montré que les niveaux d'activité de la cholinestérase dans les vers de terre (*Allolobophora chlorotica*) pouvaient être identiques en vergers AB et conventionnels. Concernant les facteurs physiques, les vergers en AB peuvent être considérés comme étant très impactés car ils subissent plus de passages d'engin que les autres modes de gestion et l'entretien de l'enherbement se fait par travail du sol. Or, la compaction du sol et le travail du sol sont aussi connus pour avoir des effets négatifs sur les communautés lombriciennes (Binet *et al.*, 1997; Birkás *et al.*, 2004; Hansen and Engelstad, 1999; Pérès *et al.*, 2010).

Les empreintes ADN des communautés de microorganismes (A-RISA) montrent une variation des communautés en fonction des modalités et révèlent une discrimination des modalités en fonction des 3 modes de culture. La discrimination sur le plan des communautés en réponse aux variétés cultivées est visible mais moins marquée.

5.2.3. Travail du sol (Thil)

La méthode statistique utilisée (scoring) a permis d'identifier un lot de paramètres biologiques dont les valeurs variaient le plus entre les modalités de travail du sol. Parmi celles-ci on retrouve des paramètres d'activité microbienne (activités enzymatiques phosphatase (alcaline et acide), β -glucosidase, β -galactosidase, l'arylamidase, l'arylsulfatase et la laccase ; respiration ; N minéralisable), de structure de communautés microbiennes (biomasse, PLFA (totaux et rapports saturés/monoinsaturés, 19/totaux, fongique/bactérien, iso/anteiso) et ergostérol (total et libre) et des indices nématologiques (PPI et CI).

Le rapport des valeurs observées dans les modalités sans retournement par rapport à celle labourées (retournées) de chaque indicateur est représenté dans la Figure . Il permet de hiérarchiser le potentiel de ces indicateurs. Ainsi, l'amplitude de réponse la plus importante est liée à des indicateurs microbiens. Les indicateurs très fortement impactés positivement sont (i) les PLFA totaux et le rapport PLFA fongiques/bactériens, (ii) des activités microbiennes (activité laccase, β -glucosidase et arylamidase ; minéralisation de l'azote et respiration du sol) et d'indicateurs de quantité des communautés microbiennes (biomasse et ergostérol totaux). D'autre part, les rapports de PLFA saturés/monoinsaturés et 19/totaux sont les plus négativement influencés.

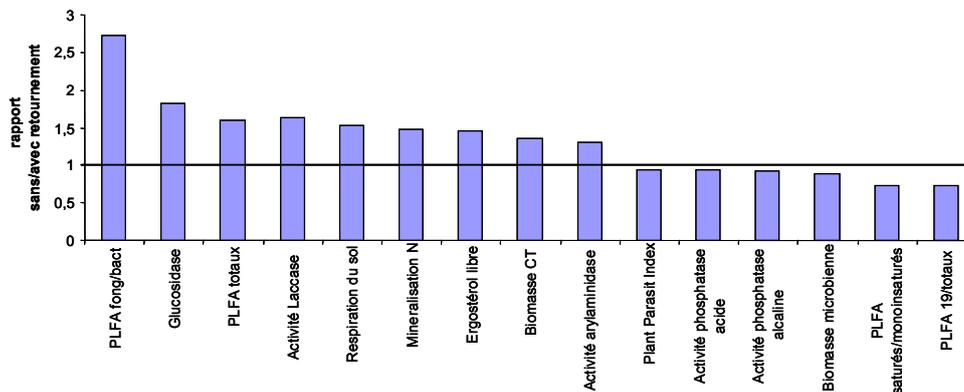


Figure 5. Rapport pour chaque indicateur entre les valeurs obtenues dans les modalités avec (LT et LA) et sans retournement (TR et TS) du sol

Les PLFAs totaux, la biomasse microbienne (biomasse CT et biomasse microbienne) et l'ergostérol représentent la quantité de microorganismes (bactéries et/ou champignons) du sol. Nos résultats tendent à démontrer que pour la question de l'effet du retournement du sol, les PLFAs totaux sont l'indicateur le plus pertinent. La réponse en termes de structure des communautés microbiennes met en évidence trois rapports de PLFAs : fongique/bactérien, saturés/monosaturés et 19/totaux. Ces deux derniers indiquant un stress nutritif et/ou environnemental. Les résultats montrent donc que le non retournement du sol favorise plus les champignons que les bactéries et qu'il induit une diminution des stress appliqués aux communautés microbiennes.

Concernant les indicateurs d'activité microbienne, la laccase est émise par les champignons en réponse à un stress mais a aussi des rôles physiologiques pour les champignons. Les résultats de cet indicateur d'activité globale de certains champignons sont donc cohérents avec les résultats liés à la structure des communautés microbiennes. Le non-retournement du sol impacte sur les activités microbiennes (respiration du sol, activité β -glucosidase) favorisant la minéralisation du C et de l'N, et la dynamique des nutriments. Les modifications de structure des communautés s'accompagnent donc de modifications de leurs activités.

L'approche par empreinte ADN (ARISA) montre que la modification de travail du sol impacte différemment les communautés de bactéries et de champignons. Les communautés bactériennes sont à même de rendre compte d'une modification du travail du sol et les 4 modalités de travail du sol conduisent chacune à une composition particulière des communautés bactériennes. Concernant les communautés fongiques, les différentes modalités de travail du sol conduisent à une structuration plus ténue des communautés. Ceci semble être dû à l'écologie propre des communautés de champignons et notamment leur capacité à former des hyphes qui semblent affectés par le travail du sol.

Le diagnostic du réseau trophique du sol basé sur les indices nématologiques, à savoir l'indice d'enrichissement (EI) et l'indice de structure (SI) (Figure) montre que le labour (traditionnel et agronomique) par l'enfouissement des résidus de cultures du fait du retournement, stimule la minéralisation en augmentant la disponibilité de la MO pour les organismes du sol (indice d'enrichissement EI plus élevé). L'indice de structure (SI) augmente avec la stabilité environnementale et la complexité trophique du milieu ; les valeurs relevées ici montrent donc une faible différence entre modalités retournées ou non.

5.3. Conclusion : les indicateurs à retenir

Des résultats ci-dessus, il apparaît que les indicateurs liés aux communautés de nématodes, de vers de terre et de microorganismes ainsi que les activités enzymatiques du sol sont sensibles à la gestion des agrosystèmes. L'analyse des PLFAs du sol et des empreintes ADN des microorganismes donnent des résultats congruents mais aussi complémentaires, comme l'avaient démontré Widmer et al. (2001). La prise en compte simultanée des microorganismes et des nématodes permet d'obtenir une bonne compréhension des réseaux trophiques du sol (Elliott et al., 1988; Yeates et al., 1993). Les vers de terre renseignent sur l'impact de l'agriculture sur des interactions non-trophiques dues à leur rôle d'ingénieurs de l'écosystème (e.g. dégradation et enfouissement de la MOS par bioturbation, création de porosité) (Lavelle, 2002). D'autre part, les activités enzymatiques du sol témoignent du rôle fonctionnel de la structure des communautés microbiennes. Parmi ces activités enzymatiques l'arylsulfatase, l'arylamidase et la phosphatase acide sont sensibles sur chacun des systèmes. Elles sont impliquées dans les cycles biogéochimiques du soufre, de l'azote et du phosphore, respectivement.

Les résultats mettent aussi en avant la nécessité de prendre en compte plusieurs groupes taxonomiques et notamment les nématodes qui ne sont pour l'instant pas insérés dans les observatoires de biodiversité faunistique. Enfin, certains de ces indicateurs sont d'ores et déjà transférables vers des laboratoires d'analyses et proposés en prestation de service par le laboratoire ELISOL environnement (communautés de nématodes) et les plateformes Genosol (biomasse microbienne et A-RISA) et BioChem-Env (activités enzymatiques des sols à partir de 2013).

6. Traduction en termes de services écosystémiques potentiels

Si les indicateurs biologiques les plus pertinents ont été déterminés pour identifier les systèmes de culture en transition, il est également important d'être en mesure, sur la base des données acquises d'évaluer la contribution des différents groupes biologiques aux services écosystémiques et ainsi vérifier si ceux-ci sont modifiés lorsque les pratiques se modifient.

6.1. Méthode de calcul

Une enquête auprès des membres du comité d'orientation du programme a permis d'aboutir à une liste de six services écosystémiques et à leur poids dans les prises de décisions dans un contexte agricole ou dans un contexte de « sites et sols pollués ». Ces services et les pondérations associées sont le recyclage des nutriments, la régulation du climat, la croissance végétale, la réactivité/le pouvoir tampon du sol, l'habitat pour la biodiversité et la régulation/infiltration de l'eau.

A partir de la littérature, les fonctions écologiques requises pour la réalisation de chaque service écosystémique (SE) ont été identifiées. Sur la base des connaissances actuelles du groupe de travail et de la littérature, les 4 SE suivants ont été choisis : fonction de réaction/tampon, habitat pour la biodiversité, recyclage des nutriments, production de biomasse. Une liste de 35 indicateurs biologiques et physicochimiques a été dressée afin de lier conceptuellement les SE, les fonctions écologiques requises et les bioindicateurs renseignant ces fonctions (Tableau 5). Une fonction d'agrégation peut alors permettre de calculer les services écosystémiques potentiels (SEp) de chaque situation.

Dans le cadre de ce programme, il a été choisi de calculer la modification des services écosystémiques potentiels (Δ SEp) par rapport à une référence. Les Δ SEp sont alors définis comme la somme des rapports entre la valeur d'un indicateur et celle du même indicateur dans une situation de référence, tel que proposé par Rutgers (2012).

$$EPX = 10 \left(\frac{+ \left| \log \left(\frac{VAR_{obs}^i}{VAR_{ref}^i} \right) \right| + \dots - \left| \log \left(\frac{VAR_{obs}^j}{VAR_{ref}^j} \right) \right|}{n} \right)$$

où EPX correspond à la fonction d'intérêt, VAR aux variables mesurées, ref à la situation de référence choisie et obs à la situation observée. Les résultats sont exprimés par fonctions requises (EPX) et le Δ SEp global est calculé par la pondération selon les recommandations du comité d'orientation. La parcelle en rotation de cultures annuelles du site d'Yvetot a été choisie comme référence car elle représente un système dominant dans la région agricole du Pays de Caux. L'introduction de prairie dans les rotations culturales représente une alternative pour les restaurations des fonctions du sol. Dans le cadre de l'essai sur le travail du sol à Thil, la référence est le labour traditionnel, les trois autres types de travail du sol représentant des alternatives à ce modèle. Enfin, au sein de l'essai BioREco de l'INRA de Gotheron, la variété Smoothie conduite en mode raisonné a été retenue comme référence car ce système correspond au type de verger producteur le plus fréquent dans le contexte local.

Tableau 5. Liste des indicateurs retenus afin de renseigner les fonctions écologiques requises pour la fourniture de 4 services écosystémiques

Services écosystémiques	Fonctions requises	Indicateurs
Biodiversité	Capacité d'accueil du sol	Biomasse microbienne Biomasse fongique Biomasse bactérienne Densité totale de nématodes Densité totale de microarthropodes Densité totale de macroinvertébrés Densité totale de lombriciens
	Hébergement d'une forte diversité taxonomique	Nombre de familles de nématodes Nombre d'espèces de collemboles Nombres d'ordres de macroinvertébrés Nombre d'espèces de lombriciens
	Hébergement d'une forte diversité fonctionnelle	Diversité catabolique microbienne (AWCD de Biolog) Respiration spécifique du carbone Minéralisation de l'azote Indice de structure des communautés de nématodes Nombre de groupes fonctionnels de collemboles Nombre de groupes fonctionnels de lombriciens
Recyclage des nutriments	Capacité à décomposer les MOS	Respiration spécifique du carbone Minéralisation de l'azote Activité glucosidase Activité arylamidase Activité phosphatase alcaline Activité glucosidase Densité de nématodes libres Biomasse de lombriciens endogés
	Capacité à dégrader les MOS (fractionnement + enfouissement)	Densité totale de collemboles Densité totale de macrosaprophages (cloportes, diplopodes, lombriciens épigés, gastéropodes) Densité totale de lombriciens anéciques
Fonction de tampon et de reactivité	Capacité tampon du sol	Teneur en Corg pH Teneur en argile
	Stimulation microbienne	Teneur en azote totale Phosphore assimilable Biomasse microbienne Activité laccase
Croissance végétale	Stimulation microbienne	Densité de nématode totaux Biomasse totale lombricienne
	Parasitisme végétal	Densité de nématodes phytoparasites
	Croissance végétale	Quantité de lipides foliaires (18:3)

6.2. Résultats

6.2.1. Effet de l'introduction de prairies dans les rotations culturales

Il apparaît que le ΔSEp global est influencé par les systèmes culturaux testés avec des valeurs comprises entre 1,10 et 1,67, sauf pour la parcelle YvSI (ΔSEp global = 0,98) (Tableau 6). Cette dernière avait été identifiée comme particulière tant d'un point de vue de la physico-chimie des sols que de la réponse des indicateurs biologiques (Legras, 2010). Les ΔSEp évalués sont positivement influencées par la présence de prairie dans les rotations culturales du site d'Yvetot. La prairie temporaire de 5 ans (YvSIV) et la prairie permanente (YVPP) présentent les valeurs les plus fortes. Cela indique que sur les services évalués, et ce à long terme (~20 ans), un système de rotation de 5-7 ans de prairie suivis de 2 ans de culture (maïs-blé) présente des valeurs de ΔSEp proches à supérieurs de ceux d'une prairie permanente depuis plus de 30 ans. Le ΔSEp global plus faible dans la prairie permanente (YvPP) peut s'expliquer en partie par une charge en Unité Gros Bovins forte (2,5 UGB.ha⁻¹) pendant 9 mois de l'année alors que les prairies temporaires sont pâturées entre 5 et 8 mois (la prairie permanente YvPP étant située en sortie de stabulation, est fortement sollicitée). Bien que nous n'ayons pas pu mesurer d'indicateurs liés au stockage du C dans le cadre du programme, des données complémentaires existent sur ce site : Hedde (2006) a montré que i) le stockage du C présente des dynamiques différentes dans les deux types de prairies (modèles exponentiel en prairies de restauration et logarithmique en prairies temporaires), ii) les stocks de C moyens des deux types de prairies étaient compris entre 50 et 62 t ha⁻¹, et toujours supérieurs ou égaux à ceux mesurés dans la rotation de culture annuelle (YvGC, 41 t ha⁻¹) et statistiquement inférieurs à ceux de la prairie permanente (YvPP, 83 t ha⁻¹).

D'autre part, la comparaison des deux parcelles en rotation de prairies temporaires (YvSIII vs. YvSIV) montre que les Δ SEp calculées lors de la phase de culture (blé dans la YvSIII) sont diminuées mais restent globalement supérieures à 1 (valeur référence de la parcelle en rotation continue de cultures annuelles). Cela indique que ce système (YvSIII) permet le maintien des SEp pendant la phase de cultures annuelles. Par ailleurs, les valeurs obtenues sous ce système (YvSIII) sont supérieures à celles observées sous les prairies de restauration (YvSI et YvSII), mais restent inférieures à celles sous les systèmes présentant des longues durées de prairies dans la rotation (YvSIV et YvPP). Ce système (YvSIII) présente donc un intermédiaire de gestion pour l'agriculteur en termes des SEp évalués.

Tableau 6. Modification de services écosystémiques potentiels (Δ SEp) global dans les différents systèmes étudiés. * indique la modalité utilisée comme référence pour chaque type de systèmes.

Type de rotation	Facteur	Modalité	Δ SEp
Rotation culturale annuelle	Labour	traditionnel	1,00*
		agronomique	0,99
	Travail	réduit	0,97
		superficiel	0,99
Rotation culturale pluriannuelle	Rotation de cultures annuelles		1,00*
	Prairie de restauration de 2 ans	11 ans en prairies / 20 ans	0,98
		5 ans en prairies / 20 ans	1,10
	Rotation de prairie temporaire	en phase de culture	1,20
		après 5 ans de prairies	1,67
Prairie permanente		1,35	
Arboriculture	Pommier 'Smoothie'	Raisonné	1,00*
		Biologique	0,99
		Econome	0,97
	Pommier 'Ariane'	Raisonné	0,89
		Biologique	1,01
		Econome	1,00

6.2.2. Effet de la modification du travail du sol

Les résultats présentés dans le Tableau 6 montrent que le Δ SEp global n'est pas influencé par le travail du sol réduit ni par le labour agronomique. Les valeurs des Δ SEp obtenues pour les 4 services écosystémiques pris individuellement sont peu différentes de 1 (résultat non présenté), indiquant que le Δ SEp global ne résulte pas de compromis entre SEp mais de faibles modifications pour chaque SEp. Le SEp le plus négativement impacté (Δ SEp moyen = 0,82) est la capacité de charge du milieu. Cette absence de différence doit néanmoins être pondérée par le fait que le dispositif est relativement jeune (5 ans au moment des prélèvements) et que les prélèvements ont eu lieu à un moment de la rotation culturale où le dernier travail du sol datait de 18 mois. De plus, la profondeur de sol étudiée dans le programme Bioindicateur est 0-15 cm. Cette approche ne permet donc pas de tenir compte de la structuration verticale du fonctionnement du sol comme avaient pu le faire Vian et al., (2009). Toutefois, il serait nécessaire de renforcer cette approche avec la prise en compte des SE de régulation de l'eau et du climat.

6.2.3. Effet du mode de culture en arboriculture

Le Δ SEp global n'est pas influencé par les modes de culture biologique et économe. Les valeurs des Δ SEp obtenues sont peu différentes de 1, indiquant que le Δ SEp global ne résulte pas de compromis entre SEp mais de faibles modifications pour chaque SEp. Toutefois, la prise en compte de la variété cultivée au sein de chaque mode de culture induit des résultats plus contrastés (Tableau 6). La variété 'Smoothie' en mode de culture raisonné est prise comme référence, car ce système correspond au type de verger producteur le plus fréquent (les variétés résistantes tavelures de type 'Ariane' représentent à peine 10% des vergers) (Simon *et al.*, 2011). La conduite de la variété 'Ariane' en mode raisonné diminue significativement le Δ SEp. Ceci peut s'expliquer par le fait que cette variété, résistante à la tavelure, est très sensible aux pucerons. Elle reçoit potentiellement des traitements spécifiques aux matières actives plus toxiques.

6.3. Conclusion

Ces premières initiatives de traduction des valeurs biologiques et physico-chimiques en termes de services écosystémiques montrent un potentiel important, notamment pour ce qui concerne le transfert et la communication des résultats. Ainsi, l'ensemble des données est intégré à travers le calcul d'un service. Il convient cependant d'être prudent dans la manipulation de cet outil car peu de références existent et les services « réels » n'ont pas été mesurés.

7. Conclusion

Récemment de nombreuses initiatives ministérielles, régionales ou de sciences participatives visent à une meilleure compréhension de l'état biologique et de la biodiversité des écosystèmes français. La création de réseaux de mesure de la biodiversité répond à de multiples enjeux, identifiés de longue date, en particulier par la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) de 2004. Le Grenelle Environnement (Loi dite « Grenelle I », article 25) prévoit la création d'un observatoire national de la biodiversité (ONB), s'appuyant sur le système d'information sur la nature et les paysages (SINP). Mais finalement, peu de dispositifs prennent en compte la biodiversité des sols, et *a fortiori* celle des sols agricoles. Ainsi, le SNIP ne renseigne aucun habitat agricole et ne contient pas le mot « sol » dans son thésaurus de mot-clé. Les indicateurs agricoles mis en place par l'ONB sont les évolutions de la consommation de produits phytosanitaires, de la surface toujours en herbe et des infrastructures agro-écologiques favorables à la biodiversité mais ne tiennent pas compte du fonctionnement biologique des sols agricoles. Toutefois, il faut noter que l'ONB a retenu l'évolution de la biomasse microbienne des sols comme indicateur « nature ». D'autre part dans le cadre du plan EcoPhyto 2018, les indicateurs de suivi de la qualité du sol proposés par l'ANSES tiennent très peu compte du fonctionnement biologique des sols (ANSES, 2012). En réponse aux objectifs dictés par une saisine de la Direction générale de l'alimentation, un *vade-mecum* s'intéresse à la surveillance des effets non intentionnels des pratiques phytosanitaires sur des espèces indicatrices de biodiversité et vise à la mise en place d'un réseau de biovigilance en milieu agricole à partir de 2012. Parmi les quatre indicateurs retenus, on peut citer les lombriciens, estimé à l'aide du protocole de suivi de l'Observatoire Participatif des Vers de Terre (OPVT http://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_accueil.php) .

Quelques dispositifs de surveillance de la biodiversité en France incluent des indicateurs biologiques des sols, la biomasse microbienne et les communautés lombriciennes, qui sont identifiés dans le programme Bioindicateur comme sensibles aux modifications de systèmes agricoles. Toutefois il serait primordial d'y associer d'autres paramètres biologiques du sol sensibles aux modifications de systèmes agricoles tels que des paramètres de la structure des communautés de nématodes (abondance des guildes et indices nématologiques), de microorganismes (par les méthodes moléculaires ou les PLFAs) et/ou des activités enzymatiques impliquées dans les principaux cycles biogéochimiques (arylsulfatase, l'arylamidase et la phosphatase). Cela permettrait de prendre en compte les réponses intra- et inter-groupes taxonomiques, les impacts sur les réseaux trophiques et les implications sur les services écosystémiques.

Les résultats acquis dans le cadre du programme Bioindicateur ont démontré la pertinence de certains indicateurs biologiques (ou de batteries d'indicateurs) et ont aussi permis l'émergence de nouveaux bioindicateurs. Ils ont ainsi mis en avant l'intérêt de l'utilisation de ces paramètres biologiques dans la caractérisation et le diagnostic des agrosystèmes. Il convient cependant de prendre en compte le fait que les résultats résultent d'une unique campagne d'échantillonnage et les données correspondent donc à une photographie à un moment donné (au moment du prélèvement). Or, la variabilité spatiotemporelle de la plupart des paramètres biologiques peut s'avérer importante (Laval *et al.*, 2009 ; Berner *et al.*, 2011 ; Lebrun *et al.*, 2012). Il est donc primordial de rappeler la nécessité de travailler à l'acquisition de référentiels nationaux encore peu renseignés aujourd'hui et, en ce qui concerne les sites agricoles, d'opérer un suivi temporel des variables à une échelle significative de celle de l'agrosystème (culture (stade, saisons), rotation,...). Par ailleurs, concernant les systèmes forestiers, les données acquises dans le cadre du programme ne permettent actuellement pas de conclure puisqu'aucun gradient de pression n'a été recherché sur ces sols. Néanmoins, les résultats obtenus devraient permettre d'orienter un premier choix d'indicateurs à confirmer ultérieurement pour mesurer les impacts des options de gestion forestière.

8. Références

- André, H.M., Ducarme, X., Anderson, J.M., Crossley Jr, D.A., Koehler, H.H., Paoletti, M.G., Walter, D.E., Lebrun, P., 2001. Skilled eyes are needed to go on studying the richness of the soil. *Nature* 409, 761.
- Annabi, M., Houot, S., Francou, F., Poitrenaud, M. and Le Bissonnais, Y., 2007. Soil aggregate stability improvement with urban composts of different maturities. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 71(2), 413-423.
- ANSES, 2012. Indicateurs de risque et d'impact de l'utilisation des produits phytosanitaires, dans le cadre du suivi du plan Ecophyto 2018 -- Inventaire et évaluation des indicateurs et des bases de données, p. 442.
- Arrouays D, Balesdent J, Germon JC, Jayet PA, Soussana JF, Stengel P (Eds) .2002. Contribution à la lutte contre l'effet de serre : stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Synthèse de l'Expertise collective INRA pour le MEDD.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.F., Stengel, P., 2002. Stocker du carbone dans les sols agricoles de France ? Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 331 pp.

- Baath E, 2003. The use of neutral lipid fatty acids to indicate the physiological conditions of soil fungi. *Microb. Ecol.* 45, 373-383.
- Baker J.M., Ochsner T.E., Venterea R.T., Griffis T.J. 2007. Tillage and carbon sequestration : what do really know? *Agricultural Ecosystem Environment.* 118, 1-5.
- Balabane, M. 2006. *Matières organiques des sols et environnement. Habilitation à diriger des recherches, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), 21 Nov 2006., 51 p.*
- Balesdent, J., 1996. Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France. *Etude et Gestion des sols.* 3-4, 245-259.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research,* 53, 215–230.
- Bandick, A.K., Dick, R.P., 1999. Field management effects on soil enzyme activities. *Soil Biology & Biochemistry* 31, 1471-1479.
- Bastida F., Kandeler E., Moreno J.L., Ros M., Garcia C., Hernandez T., 2008. Application of fresh and composted organic wastes modifies structure, size and activity of soil microbial community under semiarid climate. *Applied Soil Ecology.* 40, 318 – 329.
- Berner D., Marhan S., Keil D., Poll C., Schützenmeister A., Piepho H.-P., Kandeler E. 2011. Land-use intensity modifies spatial distribution and function of soil microorganisms in grasslands. *Pedobiologia,* 54, 341– 35.
- Binet, F., Hallaire, V., Curmi, P., 1997. Agricultural practices and the spatial distribution of earthworms in maize fields. Relationships between earthworms abundance, maize plants and soil compaction. *Soil Biology and Biochemistry* 29, 577-583.
- Birkás, M., Jolánkai, M., Gyuricza, C., Percze, A., 2004. Tillage effects on compaction, earthworms and other
- Birkhofer, K., Bezemer, T., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fließbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., Mäder, P., Mikola, J., Robin, C., Setälä, H., Tatin-Froux, F., Van Der Putten, W., Scheu, S. 2008. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology & Biochemistry,* 40, 2297-2308.
- Bostrom, S., Sohlenius, B., 1986. Short-Term Dynamics of Nematode Communities in Arable Soil - Influence of a Perennial and an Annual Cropping System. *Pedobiologia* 29, 345-357.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y., Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Sci. Soc. Am. J.,* 64(4), 1479-1486.
- Christopher, S.F., Lal, R. 2007. Nitrogen management affects carbon sequestration in North American cropland soils. *Critical reviews in plant sciences* Vol: 26, 45-64
- COM (2006) 231 final. Thematic Strategy for Soil Protection. Communication from the commission to the Council, the European parliament, the European economic and social committee and the committee of the regions. Brussels, 22/9/2006.
- De Ruiter P.C., Neutel A.M., Moore J.C. 1994. Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 9, 378 – 383.
- Decaëns, T., Margerie, P., Aubert, M., Hedde, M., Bureau, F., 2008. Assembly rules within earthworm communities in North-Western France - A regional analysis. *Applied Soil Ecology* 39, 321-335.
- Denoyelle, R., Rault, M., Mazzia, C., Mascle, O., Capowiez, Y., 2007. Cholinesterase activity as a biomarker of pesticide exposure in *allolobophora chlorotica* earthworms living in apple orchards under different management strategies. *Environmental Toxicology and Chemistry* 26, 2644-2649.
- Dequiedt S., Saby N.-P.-A., Lelievre M., Jolivet C., Thioulouse J., Toutain B., Arrouays D., Bispo A., Lemanceau P. et Ranjard L., 2011. Biogeographical patterns of soil molecular microbial biomass as influenced by soil characteristics and management. *Global Ecology and Biogeography,* 20, 641-652.
- Didden, W.A.M., Marinissen, J.C.Y., Vreeken-Buijs, M.J., Burgers, S.L.G.E., Fluiter (de), R., Geurs, M., Brussaard, L., 1994. Soil meso- and macro-fauna in to agricultural systems : factors affecting population dynamics and evaluation of their role in carbon and nitrogen dynamics. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 51, 171-186.
- Doré, T., Le Bail, M., Martin, P., Ney, B., Roger-Estrade, J., 2006. *L'agronomie aujourd'hui.* Inra.
- DuPont, S.T., Ferris, H., Van Horn, M., 2009. Effects of cover crop quality and quantity on nematode-based soil food webs and nutrient cycling. *Applied Soil Ecology* 41, 157-167.
- Ekenler M., Tabatabai M.A. 2003. Tillage and residue management effects on β -glucosaminidase activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry,* 35, 871-874.
- Elliott, E.T., Hunt, H.W., Walter, D.E., 1988. Detrital Foodweb Interactions in North-American Grassland Ecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment* 24, 41-56.

- Froux, F., Van der Putten, W., Scheu, S. 2008. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 2297-2308.
- Gangneux C., Akpa-Vinceslas M., Sauvage H., Desaire S., Houot S., Laval K. 2011. Fungal, bacterial and plant dsDNA contributions to soil total DNA extracted from silty soils under different farming practices: Relationships with chloroform-labile carbon. *Soil Biology & Biochemistry* 43, 431-437.
- Grayston, S.J., Campell, C.D., Bardgett, R.D., Mawdsley, J.L., Clegg, C.D., Ritz, K., Griffiths, B.S., Rodwell, JS., Davies, W.J., Elston, D.J., Millard, P., 2004. Assessing shifts in microbial community structure across a range of grasslands of differing management intensity CLPP, PLFA and community DNA techniques. *Apl. Soil Ecol.*, 25, 63-84.
- Grenelle de l'environnement I, 2009. LOI n° 2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement.
- Guckert J.B. et al. 1986. Phospholipid Ester-Linked Fatty Acid Profile Changes during Nutrient Deprivation of *Vibrio cholerae*: Increases in the trans/cis Ratio and Proportions of Cyclopropyl Fatty Acids, *Appl. Environ. Microbiol.*, (1986), p. 794-801
- Hansen, S., Engelstad, F., 1999. Earthworm populations in a cool and wet district as affected by tractor traffic and fertilisation. *Applied Soil Ecology* 13, 237-250.
- Haynes R.J. 1999. Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys. *Soil Biology and Biochemistry*. 31, 1821 – 1830.
- Hedde, M., 2006. Etude de la relation entre la diversité de la macro-invertébrés et la dynamique de la matière organique des sols limoneux de Haute-Normandie, UFR Sciences. Université de Rouen, Mont Saint Aignan, p. 197.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Houot, S., Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuries, L., Chaussod, R., Guillotin, M. L., Lineres, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C. 2009. Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 297-310
- Huber, G. et Schaub, C. 2011. La fertilité des sols : l'importance de la matière organique. *Chambre d'agriculture du Bas-Rhin*. 46p.
- Ishibashi, N., Muraoka, M., Kondo, E., Yamasaki, H., Kai, H., Iwakiri, T., Nakahara, M., 1978. Effect of annual application of herbicides on nematodes, soil mites and springtails in Satsuma mandarin orchards. *Agricultural Bulletin of Saga University*, 43-55.
- Kibblewhite, M.G., Ritz, K., Swift, M.J., 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* 363, 685-701.
- Kieft, T.L., 1994. Grazing and plant-canopy effects on semiarid soil microbial biomass and respiration. *Biol Fertil Soils*, 18, 155-162.
- Kumar, S., Lal, R., Liu, D. 2012. A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. *Geoderma*, 627-634 189-190
- Lagomarsino A., Grego S., Kandeler E. 2012. Soil organic carbon distribution drives microbial activity and functional diversity in particle and aggregate-size fractions. *Pedobiologia* 55 (2012) 101– 110.
- Lal, R., 2003. Global potential of soil carbon sequestration to mitigate the greenhouse effect. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22 (2), 151–184.
- Laval K., Mougin C., Akpa M., Barray S., Dur J.C., Gangneux C., Lebrun J., Legras M., Lepelletier P., Plassart P., Taibi S., Trinsoutrot-Gattin I. 2009. Nouvelles avancées vers la compréhension des données biologiques. *Etude et Gestion des Sols*, 16, 275 – 287.
- Lavelle, P., 2002. Functional domains in soils. *Ecological Research* 17, 441-450.
- Le Bissonnais, Y., Cros-Cayot, S. and Gascuel-Oudou, C., 2002. Topographic dependence of aggregate stability, overland flow and sediment transport. *Agronomie*, 22(5): 489-501
- Lebrun, J. D., Trinsoutrot-Gattin, I., Vincelas-Akpa, M., Bailleul, C., Brault, A., Mougin, C., Laval, K., 2012. Assessing impacts of copper on soil enzyme activities in regard to their natural spatiotemporal variation under long-term different land uses. *Soil Biology & Biochemistry* 49, 150-156
- Legras, M., 2010. Rapport intermédiaire de site, Campagne 2010, Site d'expérimentation d' « YVETOT », BIOINDICATEUR PHASE II.
- Leroy, B., Herath, H., Sleutel, S., De Neve, S., Gabriels, D., Reheul, D., Moens, M., 2008. The quality of exogenous organic matter: short-term effects on soil physical properties and soil organic matter fractions. *Soil Use Manage.*, 24, 139-147.

- Liang, W., Beattie, G.A.C., Meats, A., Spooner-Hart, R., 2007. Impact on soil-dwelling arthropods in citrus orchards of spraying horticultural mineral oil, carbaryl or methidathion. *Australian Journal of Entomology* 46, 79-85.
- Luo Z, Wang E, Sun OJ. 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139, 224–231
- Lützw, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B., Flessa, H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions — a review. *European Journal of Soil Science* 57, 426–445.
- Marasas, M.E., Sarandon, S.J., Cicchino, A.C., 2001. Changes in soil arthropod functional group in a wheat crop under conventional and no tillage systems in Argentina. *Applied Soil Ecology* 18, 61-68.
- Marstorp H., Xin G., Ping G. 2000. Relationship between dsDNA, Chloroform labile C and ergosterol in soils of different organic matter contents and pH. *Soil Biology and Biochemistry*. 32, 879 – 882.
- Martin, M. P., Wattenbach, M., Smith, P., Meersmans, J., Jolivet, C., Boulonne, L., Arrouays, D. 2011. Spatial distribution of soil organic carbon stocks in France. *Biogeosciences*, 8 (5), 1053-1065.
- McKinley, V., Peacock A., White D. 2005. Microbial community PLFA and PHB responses to ecosystem restoration in tallgrass prairie soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 1946–1958.
- Millenium Ecological Assessment, 2003. *People and Ecosystems: A Framework for Assessment*. Island Press.
- Millenium Ecological Assessment, 2005. *Ecosystem and human well-being*. Island Press.
- Mullen, R., Freeman, K., Johnson, G., Raun, W. 2001. The Magruder plots-long term wheat fertility research. *Better Crops*, 85(4), 6-8.
- Muller-Stover, D., Hauggaard-Nielsen, H., Eriksen, J., Ambus, P., Johansen, A., 2012. Microbial biomass, microbial diversity, soil carbon storage, and stability after incubation of soil from grass-clover pastures of different age. *Biology and Fertility of Soils* 48, 371-383.
- Norme XPU 44-162. Amendements organiques. Caractérisation de la matière organique par fractionnement biochimique et estimation de sa stabilité biologique. AFNOR, Décembre 2009.
- Paoletti, M.G., Sommaggio, D., Favretto, M.R., Petruzzelli, G., Pezzarossa, B., Barbaferi, M., 1998. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology* 10, 137-150.
- Peltre C. 2010. Potentialité de stockage de carbone dans les sols par apport de matières organiques exogènes. Thèse de doctorat. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech), 232p.
- Pérès, G., Piron, D., Bellido, A., Goater, C., Cluzeau, D., 2008. Earthworms used as indicators of agricultural managements. *Fresen. Environ. Bull.* 17, 1181-1189.
- Pérès, G., Bellido, A., Curmi, P., Marmonier, P., Cluzeau, D., 2010. Relationships between earthworm communities and burrow numbers under different land use systems. *Pedobiologia*. 54, 37-44.
- Plassart P., Akpa Vincelas M., Gangneux C., Mercier A. Barray S., Laval K. 2008. Molecular and functional responses of soil microbial communities under grassland restoration. *Agric. Ecosystem Environment*, 127, 286 – 293.
- Reeleder, R.D., Miller, J.J., Coelho, B.R.B., Roy, R.C., 2006. Impacts of tillage, cover crop, and nitrogen on populations of earthworms, microarthropods, and soil fungi in a cultivated fragile soil. *Applied Soil Ecology* 33, 243-257.
- Riley, H., Pommeresche, R., Eltun, R., Hansen, S., Korsæth, A., 2008. Soil structure, organic matter and earthworm activity in a comparison of cropping systems with contrasting tillage, rotations, fertilizer levels and manure use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* In Press, Corrected Proof.
- Roussel, O., Bourmeau, E., Walter, Ch., 2001. Évaluation du déficit en matière organique
- Sauphanor, B., Simon, S., Boisneau, C., Capowiez, Y., Rieux, R., Bouvier, J.C., Defrance, H., Picard, C., Toubon, J.F., 2009. Protection phytosanitaire et biodiversité en agriculture biologique. Le cas des vergers de pommiers. *Innovations Agronomiques* 4, 217-228.
- Saviozzi A., Levi-Minzi R., Cardelli R. and Riffaldi R. 2001. A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, 233, 251 – 259.
- Schulten, H.R., Leinweber, P., 2000. New insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. *Biol. Fertil. Soils*, 30, 399-432.
- Sébillote, M. 1989. *Fertilité et systèmes de productions*. INRA Editions, Paris, 370p.
- Simon, S., Brun, L., Guinaudeau, J., Sauphanor, B., 2011. Pesticide use in current and innovative apple orchard systems. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 541-555.

- Simonsen, J., Posner, J., Rosemeyer, M., Baldock, J., 2011. Endogeic and anecic earthworm abundance in six Midwestern cropping systems. *Applied Soil Ecology* 44, 147-155.
- Sparling, G.P., 1992. Ratio of Microbial Biomass Carbon to Soil Organic-Carbon as a Sensitive Indicator of Changes in Soil Organic-Matter. *Australian Journal of Soil Research* 30, 195-207.
- Su, Y.Z., Wang, F., Suo, D.R., Zhang, Z.H., Du, M.W., 2006. Long term effect of fertilizer and manure application on soil carbon sequestration and soil fertility under the wheat wheat–maize cropping system in Northwest China. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 75, 285–295.
- Tiessen, H., E. Cuevas, and P. Chacon. 1994. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, 37, 783–785.
- Toutain F. 1987. *Activité Biologique des sols, modalités et lithodépendance*. *Biology and Fertility of Soils*, 3, 31-38.
- Vian, J.F., Peigne, J., Chaussod, R., Roger-Estrade, J., 2009. Effects of four tillage systems on soil structure and soil microbial biomass in organic farming. *Soil Use and Management* 25, 1-10.
- Villenave, C, 2012. *Analyse de la nématofaune comme bioindicateur de l'état du sol*. Rapport final du Projet Bioindicateur ADEME.
- Villenave, C., Ba, A.O., Rabary, B., 2009. *Analyse du fonctionnement biologique du sol par l'étude de la nématofaune: semis direct versus labour sur les hautes terres près d'Antsirabé (Madagascar)*. *Etude et gestion des sols* 16, 369-378.
- Virto, I., Moni, C., Swantson, C., Chenu, C. 2010. Turnover of intra- and extra-aggregate organic matter at the silt-size scale. *Geoderma*, 156, 1-10.
- Wang, S., Huang, M., Shao, X., Mickler, R.A., Li, K., Ji, J., 2004. Vertical distribution of soil organic carbon in China. *Environmental Management*, 33, 200–209.
- Widmer, F., Fliessbach, A., Laczko, E., Schulze-Aurich, J., Zeyer, J., 2001. Assessing soil biological characteristics: a comparison of bulk soil community DNA-, PLFA-, and Biolog (TM)-analyses. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1029-1036.
- Wylleman, R., Mary B., Machet J.M., J. Guérif et Degrendel M., 2001. Evolution des stocks de matière organique dans les sols de grande culture : analyse et modélisation. *Perspectives Agricoles*, n°270, juillet-août 2001 : 8-14.
- Yeates, G.W., 1999. Effects of plants on nematode community structure. *Annual Review of Phytopathology* 37, 127-149.
- Yeates, G.W., Bongers, T., Degoede, R.G.M., Freckman, D.W., Georgieva, S.S., 1993. Feeding-Habits in Soil Nematode Families and Genera - an Outline for Soil Ecologists. *Journal of Nematology* 25, 315-331.