



HAL
open science

Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide.

Christian Walter, Rémi Chaussod, Daniel Cluzeau, Pierre Curmi, Vincent
Hallaire

► **To cite this version:**

Christian Walter, Rémi Chaussod, Daniel Cluzeau, Pierre Curmi, Vincent Hallaire. Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide.. [Rapport de recherche] 99126, UMR SAS, 65 rue de Saint-Brieuc, 35000 Rennes; UMR 6553 Ecobio. 2002, pp.181. hal-02068855

HAL Id: hal-02068855

<https://hal.science/hal-02068855>

Submitted on 15 Mar 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



INRA-ENSA RENNES - UMR Sol, Agronomie, Spatialisation

INRA DIJON – CMSE - Laboratoire de Microbiologie des Sols

CNRS-Université de Rennes 1 – UMR Ecobio

Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide.

Rapport final

Subvention N° 99 126

Septembre 2002

Responsables scientifiques :

C. Walter (coord.), R. Chaussod, D. Cluzeau, P. Curmi, V. Hallaire

Collaborations :

T. Chauvet, D. Cluzeau, P. Curmi, C. Dambreville, C. Ferrant, S. Follain, C. Gascuel, V. Hallaire, C. Henault, A. Jaffrezic, G. Jarrige, M. Lamandé, B. Lemerrier, A. McBratney, G. Peres, R. Chaussod, F. Vertès, R. Viscarra-Rossel, C. Walter

Programme de recherche GESSOL

FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES DES SOLS

**MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU
DÉVELOPPEMENT DURABLE**

INRA - ENSA RENNES - UMR Sol, Agronomie, Spatialisation

INRA DIJON – CMSE - Laboratoire de Microbiologie des Sols

CNRS - Université de Rennes 1 – UMR Ecobio

Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide.

Rapport final

Subvention N° 99 126

Septembre 2002

Responsables scientifiques :

C. Walter (coord.), R. Chaussod, D. Cluzeau, P. Curmi, V. Hallaire

Collaborations :

- *ENSA-INRA Rennes, UMR Sol, Agronomie, Spatialisation, 65 rue de St Briec, 35042 Rennes*

T. Chauvet, P. Curmi, C. Ferrant, S. Follain, C. Gascuel, V. Hallaire, A. Jaffrezic, G. Jarrige, M. Lamandé, B. Lemerrier, F. Vertès, C. Walter

- *INRA Dijon – Centre de Microbiologie du Sol et de l'Environnement, Laboratoire de Microbiologie des Sols, 17, rue Sully 26065 Dijon Cedex*

C. Dambreville, C. Henault, R. Chaussod

- *CNRS - Université de Rennes 1, UMR Ecobio, Campus de Beaulieu, 35042 Rennes Cedex*

D. Cluzeau, G. Peres

- *Université de Sydney, School of Land, Water and Crop Sciences, NSW 2006, Australia*

A. McBratney, R. Viscarra-Rossel

Programme de recherche GESSOL

FONCTIONS ENVIRONNEMENTALES DES SOLS

MINISTERE DE L'ECOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE

Table des Matières

Objectifs du projet et contexte général

A.	Objectifs généraux	7
B.	Les fonctions du sol : perception scientifique et attentes de la société	7
B.1	La production agricole et forestière	8
B.2	La protection des ressources naturelles : l'eau et l'air	9
B.3	Le maintien et le développement de la biodiversité.	9
B.4	Conclusion	10
C.	La notion de qualité du sol	10
C.1	Origines - définition	10
C.2	Situation du sujet au moment du démarrage du projet	11
C.3	Analyse bibliographique des développements récents	13
D.	Le contexte des sols limoneux acides	16
D.1	Caractéristiques – extension	16
D.2	Types de dégradation de la qualité des sols envisagés	17
E.	Plan de recherche	18
E.1	Les sites d'étude	18
E.2	Les actions de recherche	25

Actions de recherche

A.	Structure et perméabilité des sols en contexte agricole armoricain : quels indicateurs de la qualité physique des sols ?	29
A.1	Objectifs	29
A.2	Méthodes	30
	A.2.1 Caractérisation structurale des sols	30
	A.2.2 Caractérisation physique des sols	31
A.3	Diversité structurale et hydrique à l'échelle parcellaire et en fonction des systèmes de culture	32
	A.3.1 Variabilité des paramètres physiques et structuraux à l'échelle de la parcelle	32
	A.3.2 Le rôle des systèmes de culture sur les propriétés structurales et hydriques du sol	37
A.4	Conclusion. Indicateurs et processus de structuration	56

B.	Indicateurs de l'état microbiologique du sol	59
B.1	Objectifs	59
B.2	Rappel des sites étudiés	60
B.3	Méthodes	60
B.4	Les communautés lombriciennes comme indicateurs de caractéristiques mésologiques et de pratiques agricoles	64
B.5	La macroporosité d'origine lombricienne comme "indicateur" de la communauté lombricienne et de son activité	77
B.6	CONCLUSION	91
C.	Indicateurs microbiologiques : biomasse microbienne et activités de dénitrification.	93
C.1	INTRODUCTION	93
C.2	MATERIELS ET METHODES	94
C.2.1	Sites expérimentaux et prélèvements de sols	94
C.2.2	Caractérisation physico-chimique	96
C.2.3	Caractérisation de l'état hydrique et d'aération du sol	96
C.2.4	Mesure de la teneur en azote nitrique du sol	97
C.2.5	Méthodes biologiques globales (Biomasse microbienne et activités) :	97
C.2.6	Mesures de l'activité de dénitrification	98
C.3	RESULTATS	100
C.3.1	Effets du mode de gestion des sols dans deux situations pédo-climatiques différentes.	100
C.3.2	Fonctionnement biologique des sols en fonction de la nature (minérale ou organique) de la fertilisation.	105
C.3.3	Interactions entre type de sol et épandage de lisier	109
C.4	CONCLUSION	112
D	Variabilité régionale et observatoire de la qualité des sols	113
D.1	L'évolution en 30 ans de la qualité chimique des sols de l'Observatoire Lisier	113
D.1.1	Evolution des exploitations et parcelles de l'observatoire Lisier	114
D.1.2	Evolution des teneurs en phosphore et métaux de l'horizon de surface	115
D.1.3	Evolution des teneurs en C et N des sols selon les rotations culturales	115
D.1.4	Discussion	117
D.2	La variabilité des indicateurs chimiques, physiques et biologiques de la qualité des sols en fonction du milieu et des épandages de lisier	119
D.2.1	Matériel et méthodes	119
D.2.2	Résultats	121
D.2.3	Discussion	127

E.	Modélisation spatio-temporelle en vue de la surveillance des sols	129
E.1	Description de la méthode de simulation proposée.	131
E.1.1	La définition de l'état initial	131
E.1.2	Le modèle dynamique (temporel)	132
E.1.3	La simulation de réseaux de surveillance	133
E.2	Résultats	135
E.2.1	L'état initial	135
E.2.2	Exemple d'évolution temporelle avec un scénario de baisse des surfaces en prairies permanentes au profit des surfaces en maïs	139
E.2.3	La comparaison des différentes stratégies de surveillance	143
E.3	Discussion-Conclusion	144

Discussion

A.	Intérêt du couplage des indicateurs physiques et microbiologiques de qualité des sols	149
A.1	Introduction	149
A.2	Caractérisation microbiologique des trois modalités	150
A.3	Relations avec les données physiques et structurales	151
B.	Les échelles spatiales et temporelles pertinentes	155
B.1	Variabilité parcellaire et gradient d'hydromorphie	155
B.2	Variabilité pédo-climatique régionale	159
B.3	Stratégies d'échantillonnage des lombriciens et variations temporelles de leurs activités	160
C.	Suivi de l'évolution de la qualité des sols	162
C.1	La prise en compte d'indicateurs physiques et biologiques	162
C.2	Le couplage avec d'autres sources d'informations et la modélisation	163
C.3	Le devenir de l'observatoire Lisier	164

Conclusion	165
-------------------	------------

Bibliographie	169
----------------------	------------

Publications	175
---------------------	------------

OBJECTIFS DU PROJET ET CONTEXTE GENERAL

A.	Objectifs généraux	7
B.	Les fonctions du sol : perception scientifique et attentes de la société	7
C.	La notion de qualité du sol	10
D.	Le contexte des sols limoneux acides	16
E.	Plan de recherche	18

A. OBJECTIFS GENERAUX

L'objectif de ce programme est de **caractériser la variabilité spatiale de composantes chimiques, physiques et biologiques des sols à deux échelles jugées stratégiques** :

- celle d'un **versant** permettant de tenir compte de la diversité des pratiques agricoles (rotations, fertilisation minérale ou organique), des types de sols (gradient d'hydromorphie) et de la position topographique ;
- celle ensuite de la **région** permettant d'intégrer une diversité des systèmes de production et des changements majeurs des sols (climat, substrat, matière organique).

Cette caractérisation spatiale doit déboucher sur des **propositions d'indicateurs de qualité des sols et de réseaux de surveillance** permettant d'assurer un suivi spatio-temporel de cette qualité.

B. LES FONCTIONS DU SOL : PERCEPTION SCIENTIFIQUE ET ATTENTES DE LA SOCIETE ¹

Le sol est une interface majeure de la planète, couverture de la lithosphère en contact avec l'atmosphère. De cette position résultent tout particulièrement des relations avec l'eau des précipitations qu'il intercepte et l'eau souterraine qu'il alimente. De cette position résultent également des échanges gazeux avec l'atmosphère, dont on se préoccupe beaucoup en liaison avec les émissions de gaz à effet de serre et les changements climatiques. Le sol est par ailleurs un système écologique dont la complexité se manifeste par une diversité considérable d'organismes, éminemment variable dans le temps et l'espace, et encore difficile à caractériser.

Dans une vision centrée sur le sol lui-même, les différentes fonctions du sol peuvent être décrites d'abord à travers les relations que le sol établit avec ces autres compartiments : nature, quantité, modes de régulation et réversibilité des échanges. Les conséquences sur l'évolution des sols et des systèmes avec lesquels il est en relation sont au cœur de cette approche. Les indicateurs sont alors construits en référence à ces fonctionnements et à leurs conséquences. L'activité humaine intervient bien entendu sur tous ces échanges. Mais cette vision centrée sur le sol a souvent tendance à considérer l'homme comme un facteur parmi d'autres du fonctionnement du sol. Cette approche fonctionnelle est difficile à délimiter, car les échanges entre systèmes sont complexes et difficiles à caractériser de manière exhaustive, ce qui rend délicate la mise au point d'indicateurs, le degré de pertinence de l'indicateur n'étant pas toujours facile à établir pour le moyen terme.

¹ rédigé par C. Gascuel (UMR SAS, INRA Rennes)

C'est pourquoi on peut envisager une autre approche des fonctions du sol, approche plus pragmatique et centrée sur l'homme. **Le sol remplit en effet des besoins des hommes et des sociétés.** Dans le cadre d'une recherche d'indicateurs pour évaluer les changements de qualité des sols, il semble assez logique de définir les fonctions du sol par rapport à ces besoins, les indicateurs ayant alors pour objectif de détecter des changements du sol qui mettraient à mal les services rendus par le sol à la société. Cette seconde approche ne permet pas de choisir plus facilement des indicateurs de qualité des sols. Elle replace la notion d'indicateurs des fonctions du sol en relation avec ses usages, et donne ainsi un sens plus finalisé et plus large à la notion d'indicateur.

C'est ce point de vue qui est présenté dans le document de la DATAR (2001) qui propose une vision très globale des fonctions du sol vis à vis de la société. Ces fonctions portent sur :

1. la production agricole et forestière ;
2. la protection des ressources naturelles : l'eau et l'air. Le sol protège l'eau par son pouvoir épurateur. Il pourrait protéger l'air en contribuant à la séquestration du carbone, donc à une moindre émission de gaz à effets de serre. Par ces fonctions, il a un rôle majeur dans la gestion des déchets
3. le maintien et le développement de la biodiversité : le sol est l'habitat d'organismes vivants extrêmement diversifiés ;
4. la prévention des risques naturels : la manière dont les sols restituent ou stockent l'eau lors de périodes de fortes précipitations ou de périodes de sécheresse, joue sur la recharge des nappes, les inondations, les coulées boueuses ;
5. la production d'aménités positives. Le sol contribue à l'attrait d'un territoire donné, attrait qui repose sur des réalités matérielles (paysages, activités ludiques, jardinage) ou sur des représentations symboliques ou culturelles (historique, religieuse, artistique,...).

La tendance ira sans doute vers une diversification des fonctions confiées aux sols. La fonction de production a été largement dominante ces cinquante dernières années. Du fait de la dégradation des milieux, les fonctions de protection des ressources naturelles et de la biodiversité se sont imposées et l'on voit poindre des enjeux de prévention des risques naturels. La fonction de production d'aménités positives est peu prise en compte. Peut-être jouera-t-elle un rôle demain ? Elle est en tout cas à retenir pour l'avenir : importance des néo-ruraux, pression sur l'affectation des terres (urbanisation et zones inondables, cimetière militaire et aéroport international,...) en sont des signes. Cette diversification qui s'amorce, augmentera la demande sociale de connaissance et de compétence sur les sols : les indicateurs de qualité doivent aborder ces différentes fonctions, ou, s'ils les ignorent, se positionner sur les fonctions visées parmi ces 5 fonctions. Chacune de ses fonctions a largement évolué et continuera à évoluer. Passons en revue les 3 premières qui sont les plus visées dans le cadre de ce rapport.

B.1 La production agricole et forestière

Le sol remplit cette fonction en terme de fertilité, de surfaces et de qualité des productions. La fertilité a fait l'objet de nombreux travaux et nous n'y reviendrons pas, sauf à rappeler qu'elle se décline en terme de fertilité chimique, physique et biologique. Les surfaces ne sont pas limitées,

tant au niveau mondial que national pour assurer l'alimentation humaine de la population actuelle. Elles se sont spécialisées, entraînant simultanément une tendance à la déprise des zones rurales les plus fragiles et une intensification de la production agricole dans les zones les plus favorables. Des contraintes mondiales, notamment climatiques, des évolutions vers des systèmes agricoles extensifs peuvent reposer la question de la disponibilité des surfaces. Ces aspects quantitatifs de la ressource en sol ne sont donc pas à négliger dans le futur. Ils sont développés par ailleurs (Cheverry et Gascuel-odoux, 2002). Les inquiétudes portent actuellement plus sur la qualité des aliments produits. Les sites industriels abandonnés, sans que l'on sache exactement ce qui a été stocké, les sols situés à proximité d'activités industrielles ou de traitement (rejet des fumées..) font et feront peur. Le sol sera de plus en plus perçu comme le maillon faible de la traçabilité des produits : un milieu où les entrées, notamment atmosphériques, sont incontrôlées, un milieu où se produisent des réactions non contrôlées, susceptibles de libérer dans la chaîne alimentaire, au moment où l'homme ne s'y attend pas, des produits dangereux, dont des métaux lourds et des molécules organiques dont les temps de résidence dans les sols peuvent être très longs.

B.2 La protection des ressources naturelles : l'eau et l'air

Le sol protège l'eau par son pouvoir épurateur. Certains éléments chimiques sont bien suivis et connus, comme le nitrate. Ils sont par contre très difficiles à maîtriser tant les milieux sont variables et les cycles complexes, car portant sur des décennies. On peut alors être tenté de mettre en place des stratégies spécialisées selon les régions, comportant un contrôle plus ou moins fin de ces éléments selon les régions. On peut également être tenté par des stratégies technologiques, de traitement des déchets, notamment des effluents d'élevage dans le cas des nitrates. Quel transfert de pollution opère-t-on alors sur d'autres éléments ou d'autres compartiments de l'environnement ? D'autres éléments nouveaux apparaissent qu'il faudra aborder : les perturbateurs endocriniens, les substances médicamenteuses, les toxines algales (apparition dans l'eau de cyanobactéries), les agents infectieux non conventionnels (prions responsables de l'ESB). Quel est le devenir de ces éléments dans le sol, les modes et conditions de transfert vers les eaux ? Quelle généralité à ces études pour aborder les nouveaux polluants de demain ? La biologie des sols joue un rôle majeur et apparaît encore insuffisamment connue pour traiter ces problèmes. Ce schéma pourrait être également valable pour les problèmes relatifs à l'air : volatilisation de pesticides, ou localement d'ammoniac à proximité de zones rurales fortement émettrices. Le sol contribue également à moduler les émissions de gaz à effets de serre, et donc à limiter les changements climatiques. Le sol est en effet le plus gros réservoir superficiel de carbone (1500 GT), échangeant du carbone avec l'atmosphère (750 GT). Il représente un formidable stock de C, qui varie fortement dans le temps et l'espace et module ainsi les flux de CO₂ vers l'atmosphère. La France pourrait adopter comme politique de reconstituer les stocks de carbone de ses sols, négociant alors l'usage du sol à cet effet au même titre qu'une émission directe.

B.3 Le maintien et le développement de la biodiversité.

Le sol est l'habitat d'organismes vivants extrêmement diversifiés. Cette fonction est importante en tant que tel, comme réservoir énorme de diversité biologique. Elle est également à la base des fonctions

précédentes sans pour autant qu'on ait encore bien explicité les mécanismes et la variabilité de leur expression dans les sols

B.4 Conclusion

La société française sera amenée à s'intéresser davantage à ses sols dans l'avenir. On peut tabler sur le fait qu'elle aura envie de se "ré-approprier" les sols de son territoire. Cette ré-appropriation passera par quelques conditions :

1/ Que l'inventaire de la demande sociale sur le sol contribue à construire les grands axes de recherches sur les sols (LATOIR, 1999). Les pouvoirs publics devraient favoriser des recherches sur le sol pris comme une entité globale, pour répondre à une diversité de problèmes qui risquent de surgir.

2/ Que des dispositifs soient mis en place pour quantifier les évolutions, identifier les temps de réponse à des modes de gestion du sol, pour *in fine* réduire les peurs irrationnelles. Les citoyens voudront savoir « ce qu'il en est ».

3/ Qu'un gros effort soit entrepris, mettant à l'œuvre non seulement des agronomes ou des spécialistes du sol, mais également des sociologues, des historiens, des spécialistes des religions, pour savoir ce que représente le sol dans l'imaginaire de l'homme, dans sa culture, y compris dans sa dimension spirituelle (LAHMAR et al, 2001).

4/ Qu'une démarche de sensibilisation de masse soit entreprise pour mieux démontrer les services que rend le sol à la société, les dégradations dont il est l'objet, et par voie de conséquence, les menaces qu'il peut faire peser sur des aspects aussi divers que la qualité des aliments, la maîtrise des risques naturels, l'évolution des climats,...

Les indicateurs de qualité des sols peuvent s'inscrire comme des outils précieux pour réaliser ces différentes conditions : identifier les variables pertinentes dans les dispositifs de surveillance ; construire le dialogue avec les disciplines diverses liées aux fonctions des sols ; évaluer les services rendus par les sols à la société. La recherche d'indicateur de qualité des sols s'inscrit donc dans une démarche globale pour mieux répondre à la demande de la société.

C. LA NOTION DE QUALITE DU SOL

C.1 Origines - définition

Le concept de fertilité des sols, c'est-à-dire leur capacité à subvenir aux besoins des plantes, fait partie des concepts classiques et importants de la science du sol et de l'agronomie, qui se sont attachés à comprendre les influences réciproques du milieu physique, et particulièrement du sol, du peuplement végétal et des interventions culturales.

Le concept de qualité des sols, dans son acception actuelle, est beaucoup plus récent puisqu'une de ses premières définitions reconnues est celle de l'Association Américaine de Science du Sol datant de 1992. Il s'agit de «la capacité d'un certain type de sol à fonctionner, au sein d'écosystèmes naturels ou

aménagés, pour supporter une culture ou une production animale, maintenir ou améliorer la qualité de l'air et de l'eau et assurer la santé humaine et l'habitat ».

Comparée au concept plus ancien de fertilité, une telle définition s'en distingue par l'élargissement des fonctions jugées importantes des sols, non limitées à la seule production agricole. On perçoit également que le concept de qualité des sols est relié à celui de durabilité, puisqu'il s'agit également d'assurer un fonctionnement satisfaisant du sol pour les générations futures, le sol étant une ressource très faiblement renouvelable à l'échelle humaine.

C.2 Situation du sujet au moment du démarrage du projet

L'évaluation de la qualité des sols se fait le plus souvent par l'intermédiaire d'indicateurs, dont Singer et Ewing (2000) donnent la définition suivante : ce sont des caractéristiques que l'on peut évaluer directement (la compaction par exemple) ou auxquelles on peut avoir accès par des mesures indirectes (le dosage d'enzymes pour évaluer la population microbienne par exemple) qui donnent des indications sur le fonctionnement du sol. Pour que les indicateurs répondent de façon optimale au besoin d'évaluation de la qualité des sols dans l'espace et le temps, Doran et Parkin (1994) proposent 5 critères de sélection. Les indicateurs doivent :

- traduire les processus qui ont lieu au sein de l'écosystème ;
- intégrer des propriétés et des processus physiques, chimiques et biologiques et servir de base à l'estimation de propriétés du sol ou de fonctions qu'il est plus difficile de mesurer directement ;
- être simples à utiliser par les scientifiques comme les agriculteurs dans la mesure du possible ;
- être sensibles aux variations anthropiques et naturelles sur le long terme ;
- faire partie de bases de données existantes sur les sols quand c'est possible.

Larson et Pierce ont proposé les premiers en 1991, un MDS (Minimum Data Set), c'est-à-dire un jeu minimum de données qui permet la standardisation des indicateurs et des méthodes d'évaluation pour faciliter les échanges et les comparaisons. Depuis lors, de nombreuses études ont proposé de tels jeux minima d'indicateurs de la qualité des sols (Doran et Parkin, 1994), dont la comparaison montre qu'il n'y a pas encore en la matière de consensus sur la liste même des indicateurs à retenir ou sur la méthodologie associée.

Les indicateurs de qualité sont classés en indicateurs chimiques, physiques et biologiques et ont fait l'objet d'une synthèse dans un numéro spécial d'Etude et Gestion des Sols (1996). Une mise à jour des normes AFNOR en matière de méthodes d'analyse est également parue (AFNOR, 1999). Il apparaît clairement que les indicateurs chimiques sont beaucoup plus élaborés et utilisés (existence de normes de mesures et de références d'interprétation) que les indicateurs physiques ou biologiques. Cet état de fait s'explique par l'utilisation déjà ancienne de tests pour améliorer la fertilité chimique des sols par amendement ou fertilisation.

Les indicateurs physiques et biologiques ne sont pas standardisés et les références pour l'interprétation des résultats restent lacunaires. De plus, la biologie des sols étant un domaine très complexe où les processus sont partiellement compris, il est difficile de prévoir et de quantifier les comportements biologiques. Cependant, les caractéristiques biologiques et surtout microbiologiques semblent plus sensibles que les caractéristiques physiques et chimiques aux variations des conditions climatiques, aux pratiques, aux aménagements, et aux perturbations (Chaussod, 1996). Le choix de caractéristiques statiques (qui ne varient pas ou peu dans le temps) ou dynamiques (qui changent rapidement) dépend de ce que l'on cherche à évaluer.

Néanmoins, malgré les difficultés d'échantillonnage et de mesure, il faut noter des progrès significatifs en matière de critères physiques ou biologiques. Il apparaît de ce fait possible de développer l'utilisation de ces approches jusque là souvent limitées à des études ponctuelles ou de laboratoire.

En matière de qualité physique, les travaux menés en milieu limoneux acide et en conditions d'agriculture intensive (Curmi *et al.*, 1997 et 1998) ont pu mettre en évidence le rôle du sol sur ses caractéristiques hydrodynamiques, et plus généralement sur la qualité de l'eau qui y circule. Une approche exclusivement hydrique ne peut cependant pas rendre compte de la qualité physique du sol dans sa globalité, celle-ci étant nécessairement liée à l'organisation de ses constituants à différentes échelles, c'est-à-dire à sa structure. Ce constat rejoint les conclusions de la synthèse récente de Ball *et al.*, (1997), sur la nécessité d'introduire la structure du sol dans les indicateurs de qualité, et plus particulièrement sur la pertinence du paramètre macroporosité vis-à-vis des propriétés fonctionnelles du sol : "*Measurement of properties that affect fluid storage and transport, such as macroporosity, provided soil quality indices that helped in recommending suitable soil management*".

En matière de qualité biologique, les critères à prendre en considération sont liés à l'abondance, à la diversité et à l'activité des populations d'organismes vivants, qu'il s'agisse des micro-organismes ou de la faune du sol. Chaussod (1996) identifie quatre composantes majeures de la qualité biologique :

- la fertilité, c'est à dire la capacité d'un sol à répondre aux besoins de la plante ;
- l'état sanitaire, fonction des populations de ravageurs, de pathogènes ou d'adventices ;
- les externalités, c'est à dire l'impact environnemental du fonctionnement du sol, au niveau des eaux superficielles ou souterraines, ou bien au niveau de l'atmosphère ;
- la résilience, caractérisant l'inertie et l'aptitude au retour à l'état initial après une perturbation.

La macrofaune lombricienne joue un double rôle dans le fonctionnement du sol en temps que :

- *révéléateur* (indicateur) des états et des usages des sols : la distribution, la dynamique et la diversité spécifique des populations sont en liaison avec (i) les caractéristiques biologiques et mésologiques et (ii) les pressions anthropiques (Cluzeau *et al.*, 1987);

- *régulateur* (acteur) dans les processus de structuration (production de macro-agrégats) et de fonctionnement hydrodynamique du sol (création d'une macroporosité *via* les réseaux de galeries et les chambres d'estivation), et dans les processus de décomposition et d'humification de la matière organique (mélange intime de la matière minérale et de la matière organique dans les déjections).

C.3 Analyse bibliographique des développements récents

Une étude bibliographique a été menée pour faire le point sur les développements récents en matière d'indicateurs des sols et sur les échelles spatiales et temporelles pertinentes. Une vingtaine d'articles parus ces deux dernières années dans des revues internationales, qui intègrent dans leur titre l'expression de « qualité des sols », ont été considérés : le tableau A.1 regroupe ces études selon le facteur (occupation du sol, mode de travail du sol, ...) susceptible d'influencer la qualité des sols. Il récapitule également les indicateurs retenus par les auteurs, ainsi que les échelles des comparaisons spatiales et/ou temporelles analysées dans les études.

C.3.1 Les objectifs des études

Les objectifs des études analysées sont de trois types :

- (i) Caractériser l'évolution d'indicateurs de la qualité du sol, sous l'effet d'un type d'occupation du sol, d'un changement de pratique ou d'une source de pollution ;
- (ii) définir un jeu de données permettant d'évaluer et de détecter des changements de la qualité des sols sous l'influence de facteurs donnés et selon les échelles spatiales et temporelles considérées ;
- (iii) Valider la pertinence de certains indicateurs.

C.3.2 Les indicateurs retenus

Le tableau A.1 ne mentionne pas une série d'analyses systématiquement effectuées et qui constituent ainsi une base commune : teneurs en carbone total et carbone organique, teneur en azote total, C.E.C, cations échangeables, granulométrie, Pextractible, pHeau et masse volumique.

L'analyse du tableau montre clairement une prédominance d'indicateurs biologiques, caractérisant l'activité macro- ou microbiologique dans les sols ainsi que la matière organique du sol, qui traduit bien une tendance lourde de meilleure prise en compte du fonctionnement biologique des sols dans l'appréciation de la qualité des sols. Néanmoins, excepté quelques indicateurs qui apparaissent récurrents et standardisés (biomasse microbienne, carbone microbien), la palette des indicateurs biologiques retenus apparaît extrêmement vaste et se recoupe peu d'une étude à l'autre.

Les indicateurs physiques retenus sont généralement la densité apparente et la stabilité structurale évaluée selon l'une des méthodes de référence utilisées au niveau international (Kemper, Hénin, LeBissonnais et le Souder). Il est intéressant de noter que cette mesure de stabilité structurale, pourtant généralement délicate à mesurer, a été retenue pour évaluer la qualité physique des sols, plutôt que d'autres mesures (infiltrabilité, pénétrométrie, analyse de la porosité). La justification de ce choix réside dans le caractère intégrateur de la mesure de la stabilité structurale ou par une simplicité plus grande dans l'échantillonnage et le travail de terrain. Le choix d'une caractérisation souvent fine de la matière organique relève de cette même volonté de disposer d'indicateurs intégrateurs des effets et des variations saisonnières.

Facteurs	Etude	Indicateurs	Echelle spatiale	Echelle temporelle
Objectif : effet de l'occupation du sol				
Diverses prairies	Gardi <i>et al.</i> , 2002	CaCO ₃ , stabilité structurale, diversité arthropodes-collembolés	Région : 5 sites de 0,5 - 2 ha	1 an : échant. de mai à septembre Pluri-annuelle
Forêt indigène-plantée -culture-pâturage	Schipper <i>et al.</i> , 2000	Biomasse _{mic} , C _{mic} , N _{min} , NH4+, Ksat	Nationale : 29 sites de 5x5m Région : 47 sites	Pluri-annuelle
Terrasses irriguées-prairie-prairie irriguées	Sanchez-Marañon <i>et al.</i> , 2002	Potentiel hydrique, CaCO ₃ , fract. M.O., porosité, érodibilité, stabilité structurale	Région : 50 sites de 64,8ha Locale : 12 blocs de 25x25x30cm	1989 et 1996 : échant. annuel 1 an : échant. fin saison pluies
Élevage-culture-urbain	Brejda <i>et al.</i> , 2000	Biomasse _{mic} , C _{mic} , profondeur et teinte (Munsell) de l'horizon A	Nationale	Pluri-annuelle
Forêt-prairie et activité macrofaune	Barros <i>et al.</i> , 2001	Macrofaune (identification, comptage, poids), biostructures (macro-pores, micropores)		
Type et utilisation sol-climat-couvert végétal	Scott <i>et al.</i> , 2002	Type de sol, Climat (T°, précipitations...), humidité, couvert végétal, utilisation sol		
Objectif : effet du mode de travail du sol				
Labor-non labour	Franzluubbers, 2002	Biomasse _{mic} , C _{mic} , N _{min} , stabilité structurale	Nationale : 4 états américains (11 sites) Locale : 4 sites de 24x2,4m et 3 sites 10x12m Champs : 5 sites de 25x0,75m	10 ans : échant. annuel 11 semaines : échant. auto
Compaction-labour-fertilisation	Ball <i>et al.</i> , 1999	Émissions CO ₂ , N ₂ O, CH ₄ , diffusion		1 an : échant. /15 jrs et après pluies
Activité des vers-labour	Le Bayon <i>et al.</i> , 2002	P _{tot} , P _{act} , P _{lab} , P _{réactif soluble} , P _{part} , ruissellement, act. vers		
Objectif : effet des itinéraires techniques				
Syst. Conventiionnel / faible intrants	Emmerling <i>et al.</i> , 2001			
Type de pâture	Chan, 2001	C _{mic} , biomasse _{mic} , act. deshydrogénase	Paysages : 9 sites (0,5 ha)	10 ans : échant. annuel printemps
Compost / engrais (N, P)	Egnball, 2002	Fract. M.O., stabilité structurale, N _{min}	Locale : 12 sites de 2x5m Champs : 10 sites 12,2x4,6m	4 ans : échant. final 4 ans : échant. annuel
Système conventionnel / cultures bioénergétiques	Tolbert <i>et al.</i> , 2002	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺ , conductivité élec.	Vallée : 3 sites de 0,5 - 1,2 ha	3 ans : échant. début-fin
Pratique conventionnelle / pratique de gestion C	Andrews <i>et al.</i> , 2002	Pénétrabilité, stabilité structurale	Région : 7 champs de 30 à 60 ha	3 ans : échant. annuel print. et aut.
Objectifs : étude forêt				
Traitements sylvicoles	Périé <i>et al.</i> , 2000	Texture, M.O. _{tot} , NO ₃ -N, métaux, Na _{act} , conductivité élec., stabilité structurale, biomasse _{mic} , biomasse _{Nmic}	Région : 32 sites 20x40m	3/4 et 10 ans : échant. annuel
Coupe bois / pâturage	Krzic <i>et al.</i> , 2001	Humidité, MO, Carbohydrates, Oses, taux de minéralisation in situ, C _{mic} , N _{mic} , C _{ext} , N _{ext} , act. Acid Alkaline phosphatase pH (horizon organique), pH (horizon minéral)	Région : 12 sites de 5ha	1 an : échant. 21 au 30 juin 1999
Rotation après forêt / culture intensive	Wick <i>et al.</i> , 2002	Alcaline phospho monoesterase, Acid phospho monoesterase, act. b glucosidase, act. protéase, biomasse _{mic}	Région : 2x2 sites (12x20m) Paysage (carte 1 : 250000)	18 mois : 18-25 échant. / 6 sem.
Niveaux trophiques	Towers <i>et al.</i> , 2002	Unité de sol (pédopaysages), couverture végétale, prédiction couverture végétale (NVC)		
Objectifs : comparaison de systèmes de gestion				
Système biologique / intégré / pâture cultivée	Lützow <i>et al.</i> , 2002	Biomasse _{mic} , C _{mic} , resp. basale, Fract. M.O.	Paysage (150 ha)	7ans : échant. annuel au printemps
Objectif : étude de sites pollués				
Pollutions Chimiques	Filip, 2002	Biomasse _{mic} , composition microflore, NH ₄ ⁺ et CO ₂ émis, NO ₃ ⁻ , act. Deshydrogénase, substances humiques	Internationale : 49 sites (5 pays)	3 ans : échant. 3 à 4/ an

Tableau A.1 : Description synthétique des objectifs, des indicateurs retenus et des échelles spatiales et temporelles retenues dans 20 études portant sur la qualité des sols et publiées entre 2000 et 2002 dans des revues internationales.

Les modes de prélèvement des échantillons varient assez peu d'une étude à l'autre : échantillonnage à l'aide d'un cylindre, à différentes profondeurs et répétitions. Ensuite, la préparation des échantillons est différente selon le type d'indicateur à analyser. Seules les préparations en vue de l'analyse physico-chimique sont standardisées. Dans la quasi totalité des travaux, les échantillons sont séchés et tamisés à 2 mm. Il est à noter que seulement 1/5e des échantillons sont des composites.

C.3.3 Les échelles spatiales et temporelles

Les études menées procèdent de deux démarches : (i) la comparaison de traitements au sein de dispositifs expérimentaux comprenant des blocs de petite taille avec des répétitions éventuelles ; (ii) la comparaison de parcelles de plus grande taille, mais choisies dans des contextes pédoclimatiques différents, depuis l'échelle régionale jusqu'à l'échelle mondiale. Les études portant sur l'effet de l'occupation du sol sont menées sur des surfaces généralement plus importantes que celles portant sur l'étude de l'effet des techniques de travail du sol. Il est à noter qu'aucune de ces études n'aborde le problème de la variabilité intraparcellaire à courte distance, qui est censée être lissée par le prélèvement d'échantillons-composite ou le prélèvement de répétitions. De même, l'incidence de la position topographique ou d'un gradient d'hydromorphie n'est pas prise en compte.

Dans les travaux présentés, deux échelles temporelles principales se dégagent. D'une part, le long terme, associant les études menées sur une dizaine d'années et celles dites pluriannuelles qui sont en réalité des études dont les résultats exposés, le sont pour une courte période mais dont le suivi est pensé à long terme. Les indicateurs pour ces études sont échantillonnés annuellement. D'autre part, les suivis à plus court terme allant jusqu'à 3-4 ans. Il est à remarquer qu'il existe dans cette liste bibliographique, une relation entre l'échelle spatiale et l'échelle temporelle, la durée du suivi tendant à augmenter avec la surface d'étude. Ces deux échelles temporelles d'étude ne sont pas exclusives. En effet, lors de la mise en place d'un suivi à long terme, il apparaît nécessaire dans un premier temps d'utiliser des indicateurs de grande sensibilité pour caractériser les changements de la qualité du sol à court terme. Cette première phase pouvant être combinée ou suivie dans le temps par une mesure d'indicateurs permettant une identification à plus long terme.

C.3.4 Conclusion

Cette analyse bibliographique de travaux récents confirme l'importance attribuée aux indicateurs biologiques dans l'évaluation de la qualité des sols soumis à différents types d'usage ou de pratiques : des indicateurs classiques (CEC, pH, ...) sont enrichis de paramètres biologiques, caractérisant la biomasse microbienne ou le type de matière organique, dont on cherche encore souvent à évaluer la pertinence en tant qu'indicateurs, ce qui explique leur multiplicité.

La combinaison d'indicateurs de type différents (physique, chimique, biologique) est plus souvent prise en compte, mais de façon générale la panoplie des indicateurs physiques prise en compte reste limitée, seule la mesure de la stabilité structurale semblant connaître un fort développement ; il est à noter

également qu'aucune de ces études ne retient d'approche morphologique (profil cultural, analyse de la porosité) pour évaluer la qualité physique de l'horizon de surface, hormis Barros *et al.*, 2001.

D. LE CONTEXTE DES SOLS LIMONEUX ACIDES

D.1 Caractéristiques – extension

Le programme de recherche proposé s'intéresse aux sols cultivés dans un contexte pédologique de sols limoneux acides. Ces sols sont modaux dans une grande partie ouest de la France (Figure A.1) et sont développés sur des substrats éruptifs (granite, gneiss), sédimentaires (schistes, grès) ou d'apports éoliens. Ils présentent des caractéristiques communes liées à une fraction limoneuse dominante, induisant une stabilité structurale a priori faible, mais surtout très dépendante des matières organiques des sols. Les teneurs en matière organique varient de 2 à 7 % à l'échelle régionale (Leleux *et al.*, 1988). Les conditions d'engorgement en eau et d'épaisseur du sol varient à l'échelle du versant et en fonction du substrat géologique (Chaplot, 1998 ; Curmi & Widiatmaka, 1998 ; Walter & Curmi, 1998). D'autre part, il s'agit de sols présentant du fait des seuls processus naturels, une tendance à la désaturation du complexe d'échange induisant une acidification naturelle. Ces sols présentent donc des variations importantes du pH à la fois spatiales (liées à la diversité des substrats et des amendements) et temporelles, ce qui les distingue fortement des sols carbonatés dont le pouvoir tampon est très important.

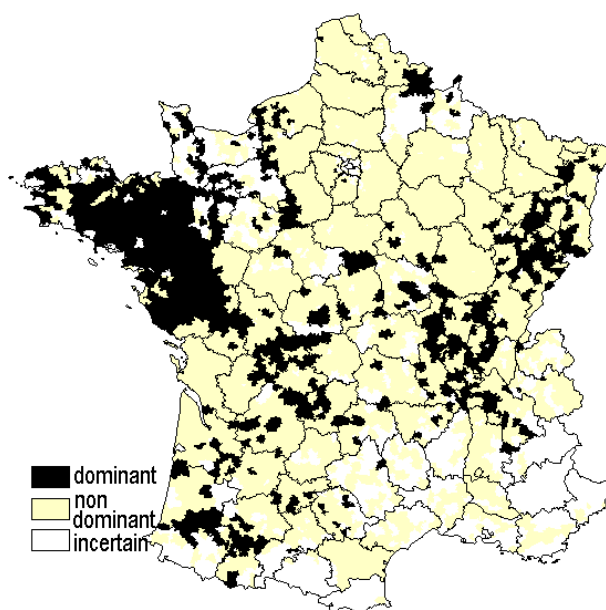


Figure A.1 : Représentation des cantons français pour lesquels les sols limoneux acides sont dominants (source : Base nationale des analyses de terre, Walter *et al.*, 1997). Les critères de sélection sont une texture dominante de type « limon » dans le triangle GEPPA simplifié et un pH médian inférieur à 7.

Les systèmes de production dominants sont des systèmes d'élevage souvent intensifs avec des chargements importants induisant des bilans fortement excédentaires en azote, mais également en d'autres

éléments comme le phosphore ou certains métaux présents dans les déjections animales. Ces systèmes intensifs, dont l'extension reste encore d'actualité dans certains secteurs, ont conduit à une dégradation continue de la qualité des eaux depuis une vingtaine d'années, en particulier sur le plan des teneurs en nitrates et des pesticides. Leur impact sur la qualité des sols a également été clairement mis en évidence pour certains aspects chimiques (accumulation de phosphore et de métaux) (Coppenet et al., 1993 ; Vertès, 1995) et de façon moins évidente pour d'autres aspects physiques ou biologiques (compaction, baisse de la matière organique, réduction de l'activité biologique).

D.2 Types de dégradation de la qualité des sols envisagés

Types d'évolution	Cibles menacées	Risque environnemental	Origines de l'évolution	Voies de remédiation
Accumulation de phosphore dans les sols	Eau	Pertes par ruissellement voire lessivage Eutrophisation	Fertilisation non raisonnée – apports d'effluents	Réduction des apports – protection des cours d'eau
Contamination des sols par les éléments traces	Plante Santé humaine	Phytotoxicité Introduction dans la chaîne alimentaire	Apports d'effluents agricoles et urbains	Contrôle des apports – Chaulage
Baisse des teneurs en matière organique	Sol Eau Air	Baisse de stabilité structurale et de l'activité biologique Effet sur le cycle de l'azote Emissions de CO ₂	Baisse des restitutions humiques Travail du sol profond	Apports d'amendements organiques Travail du sol simplifié Modifications des assolements
Compaction du sol	Plante Sol Eau Air	Enracinement médiocre Ruissellement et érosion Réduction de l'activité biologique	Travail du sol Baisse de la stabilité structurale	Maintien du statut organique Amélioration du travail du sol
Baisse de l'activité biologique (biomasse microbienne et macrofaune)	Sol Plante Eau	Compaction du sol Effets sur les cycles biogéochimiques	Dégradation des facteurs mésologiques Travail du sol Produits phytosanitaires	Maintien de la qualité physique et chimique des sols Baisse de l'écotoxicité des produits Amendements organiques Agriculture biologique
Acidification	Sol Eau Plante	Toxicité aluminique Solubilisation de métaux	Faible pouvoir tampon des sols Apports d'effluents organiques	Chaulage

Tableau A.2 : Essai d'identification des principaux risques de dégradation de la qualité des sols dans le contexte des sols du Massif armoricain (d'après Walter, 2002).

E. PLAN DE RECHERCHE

E.1 Les sites d'étude

E.1.1 Introduction

Les différentes actions de recherche ont été menées sur des domaines expérimentaux et/ou des parcelles agricoles (Figure A.2). Il s'agit :

- du domaine expérimental de Rennes (Ille-et-Vilaine) composé d'un dispositif expérimental (*rennes.dispo*), d'une parcelle sous prairie (*rennes.prairie*) et d'une parcelle en rotation **blé**/maïs (*rennes.blé*) ;
- du domaine expérimental de Quimper (Finistère) composé d'un dispositif expérimental (*quimper.dispo*) et de deux parcelles sous prairie (*quimper.prairie*), l'une présentant un sol sain et l'autre un sol hydromorphe ;
- des parcelles agricoles de l'observatoire lisier (Finistère) (*observatoire.lisier*).

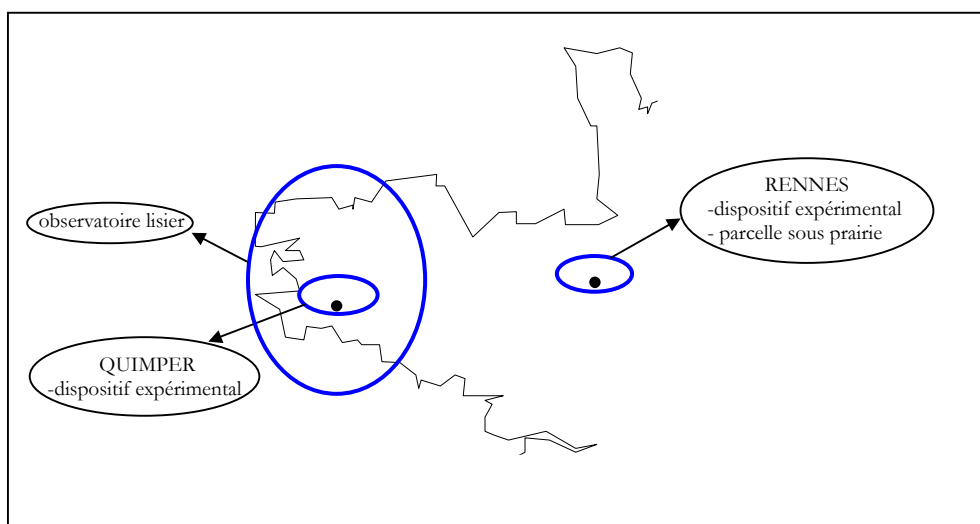


Figure A. 2 : Localisation des domaines expérimentaux et des parcelles agricoles prises en compte dans le programme.

E.1.2 Domaine expérimental de Rennes

D'un point de vue climatique, la région rennaise est soumise à un climat océanique, caractérisé par une pluviométrie annuelle moyenne de 700 mm et une température moyenne annuelle de 10,7 °C.

E.1.2.1 Le dispositif expérimental de l'INRA de Rennes (*rennes.dispo*)

Ce dispositif expérimental (figure A.3) est situé sur la commune de Vézin-le-Coquet à l'Ouest de Rennes. Il a été mis en place en 1993 dans l'objectif d'établir une évaluation environnementale des apports d'effluents d'élevage sur diverses cultures annuelles. Ce site d'une surface de 0,5 hectare est constitué de 15 parcelles élémentaires (6 m x 25 m) croisant trois modalités d'apports d'effluents (lisier de porc, fumier de bovin frais, fumier de bovin composté) et deux rotations (monoculture maïs, rotation maïs/blé).

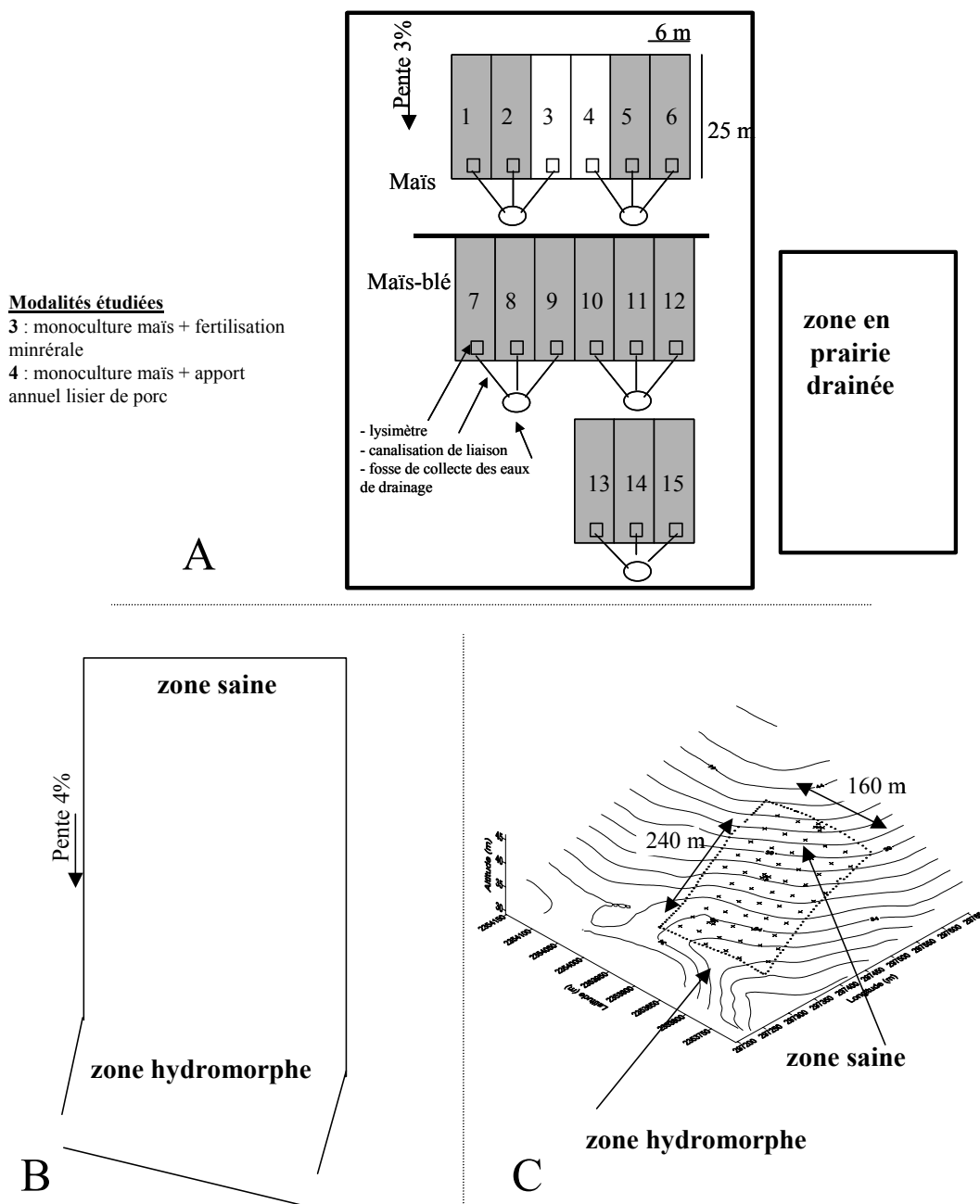


Figure A.3 : Sites d'étude au sein du domaine expérimental INRA de Rennes : (A) dispositif expérimental croisant apport d'effluent et rotation ; (B) parcelle sous prairie ; (C) parcelle après blé.

Le sol est développé sur un substrat géologique de type schiste briovérien recouvert d'un épais revêtement limoneux éolien. Le sol est de type brun faiblement lessivé (néoluvisol), présentant une texture limoneuse et une teneur en matière organique très faible (en moyenne 2%). Le pH évolue entre 5,9 et 6,3 sur l'ensemble du dispositif (tableau A.2). Le sol dont la profondeur est supérieure à 1 m, est considéré comme un sol profond ; aucune trace d'hydromorphie n'est observée à moins d'un mètre.

Deux modalités y sont étudiées :

- Parcelle élémentaire 3 : monoculture maïs + fertilisation minérale (100-120 UN/an)
- Parcelle élémentaire 4 : monoculture maïs + apport annuel de lisier de porc (40 m³ ha/an)

Des indicateurs microbiologiques, microbiologiques et physiques ont été mis en œuvre pour comparer ces traitements.

Attendant à ce dispositif, une zone en prairie, drainée a aussi étudiée.

	argile (<2µm) (%)	Limon fin (2-20µm) (%)	Limon grossier (20-50µm) (%)	Sable fin (50-200µm) (%)	Sable grossier (200-2000µm) (%)	M0 (%) (N X 20)	pH _{eau}	Cu (EDTA) (mg/kg)
Maïs Lisier	15.1	23.5	47.6	8.3	5.5	2.22	6.2	5.3
Maïs minéral	15.1	23.5	47.6	8.3	5.5	2.08	5.95	6.6

Tableau A.3 : Caractéristiques physico-chimiques du dispositif de Rennes

E.1.2.2 Parcelle sous prairie (rennes.prairie)

La parcelle sous prairie est située sur la commune de Pacé, au nord-ouest de Rennes. Elle est gérée en prairie depuis plus de 15 ans (figure 2B). D'une surface de 1 hectare, elle présente un gradient d'hydromorphie lié à la topographie et à la présence d'un cours d'eau en contre-bas : zone saine en amont et zone hydromorphe en aval.

Le sol, développé sur un schiste briovérien, est un sol brun faiblement lessivé présentant une texture limoneuse, un faible taux de matière organique (1,5 %) et un pH moyen de 6 (tableau A.3).

Des indicateurs microbiologiques et physiques y sont testés afin de comparer les réponses liées à deux états d'hydromorphie du sol : sol sain et sol hydromorphe.

	argile (<2µm) (%)	Limon fin (2-20µm) (%)	Limon grossier (20-50µm) (%)	Sable fin (50-200µm) (%)	Sable grossier (200-2000µm) (%)	MO (%) (N X 20)	PH _{eau}	Cu (EDTA) (mg/kg)
Prairie sain	14.8	24.4	46.5	12.1	2	2.5	5.9	3.5

Tableau A.4 : Caractéristiques physico-chimiques des parcelles sous prairie de Rennes

E.1.2.3 Parcelle après blé (rennes.blé)

La parcelle après blé est située sur la commune de Vézin-le-Coquet, à l'ouest de Rennes. Cette parcelle expérimentale de l'INRA a été mise en place en 1982 (Figure A.3). Elle est cultivée selon une rotation céréales/maïs, notre intervention faisant suite à deux précédents de céréales (blé, triticale).

Cette parcelle d'une surface de 4 hectares (250 m x 160 m) présente un gradient d'hydromorphie lié à la topographie du haut du versant vers l'aval.

Le sol, développé sur un schiste briovérien, est un sol brun faiblement lessivé, présentant une texture limoneuse et des teneurs en matière organique faibles (0,8 à 1,8 %). Le pH varie entre 5,6 et 7,8 (tableau A.4).

Des indicateurs microbiologiques et physiques y sont testés pour apprécier leur variabilité intra-parcellaire et leur variabilité associée au gradient d'hydromorphie.

	Argile ($<2\mu\text{m}$) (%)	limon fin ($2-20\mu\text{m}$) (%)	limon grossier ($20-50\mu\text{m}$) (%)	sable fin ($50-200\mu\text{m}$) (%)	sable grossier ($200-2000\mu\text{m}$) (%)	C _{org} (%)	PH _{eau}
moyenne	16	23.8	41.1	11.8	7.2	1.165	6.52
étendue	12-28	20-30	25-47	8-15	4-11	0.8-1.8	5.6-7.8

Tableau A.5 : Caractéristiques physico-chimiques de la parcelle sous blé (moyenne et étendue issue d'un échantillonnage de 64 points selon un quadrillage systématique de 25 m de côté)

E.1.3 Domaine expérimental de Quimper

D'un point de vue climatique, la région de Quimper est soumise à un climat océanique, très marqué de par la proximité de la mer. Le climat est caractérisé par une pluviométrie moyenne annuelle de 1060 mm et une température moyenne annuelle de 11.4 °C.

E.1.3.1 Dispositif expérimental "essai rotation" de l'INRA Quimper (Quimper.dispo)

Le dispositif expérimental de Quimper est situé sur la commune de Plomelin, au sud ouest de Quimper (lycée agricole de Kerbernez). Il a été mis en place par l'INRA en 1978 (Simon, 1992) dans l'objectif d'acquérir des références agronomiques sur les principales rotations prairiales rapides en comparaison avec quelques rotations témoin (Figure A.4).

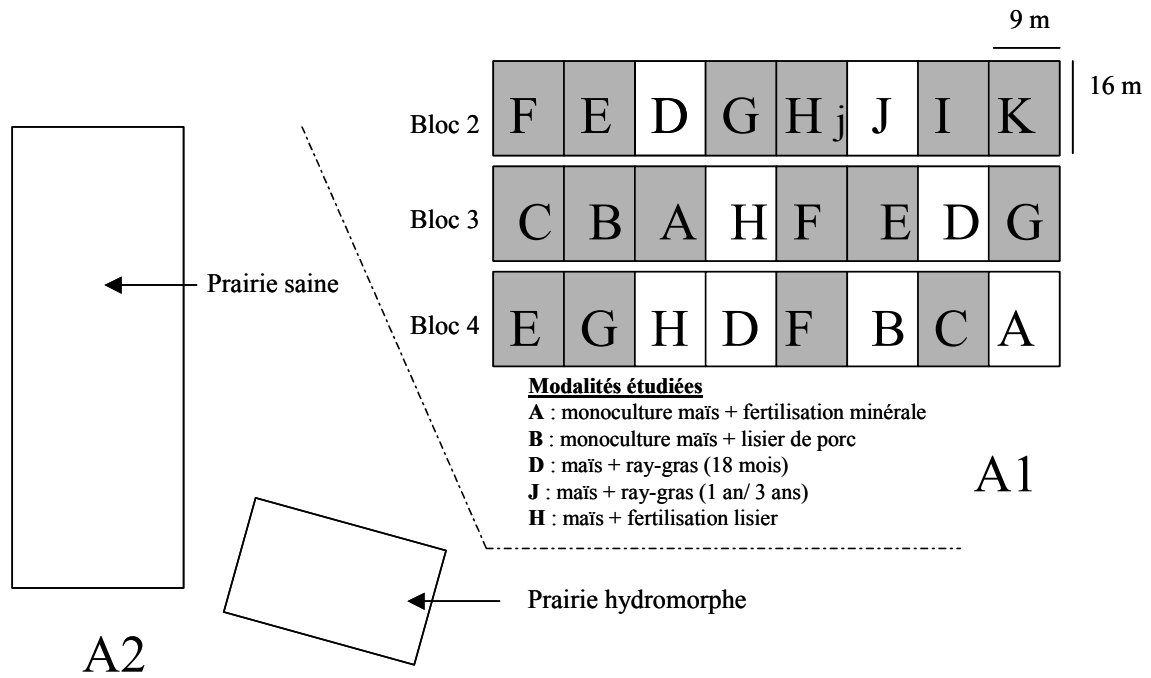
Ce site d'une surface de 3500 m² est constitué de 3 blocs correspondant à des répétitions, subdivisés en 24 parcelles élémentaires (9 m de large sur 16 m de long), et permet l'étude de trois types de rotations fourragères : annuelles, biennales et de longue durée.

Le sol, développé sur une arène granitique, est un sol brun, sain (absence de traces d'hydromorphie) présentant une texture sablo-limoneuse, et une teneur élevée en matière organique (variant de 4,1 à 5,5 %). Le pH évolue entre 5.6 et 6.2 (tableau A.5).

5 modalités sont étudiées :

- parcelle élémentaire A du bloc 4 : monoculture maïs + fertilisation minérale
- parcelle élémentaire B du bloc 4 : monoculture maïs + apport annuel de lisier de porc (50 m³ /ha/an)
- parcelle élémentaire D : maïs + ray-gras italien (18 mois)
- parcelle élémentaire H : monoculture maïs + apport annuel de lisier de porc (50 m³ /ha/an).
- parcelle élémentaire J du bloc 2 : prairie temporaire d'une rotation 3 ans de ray-gras/ 1 an de maïs. Notre intervention a eu lieu après la première année de prairie.

Des indicateurs microbiologiques, microbiologiques et physiques ont été mis en œuvre pour comparer ces différents traitements.



B

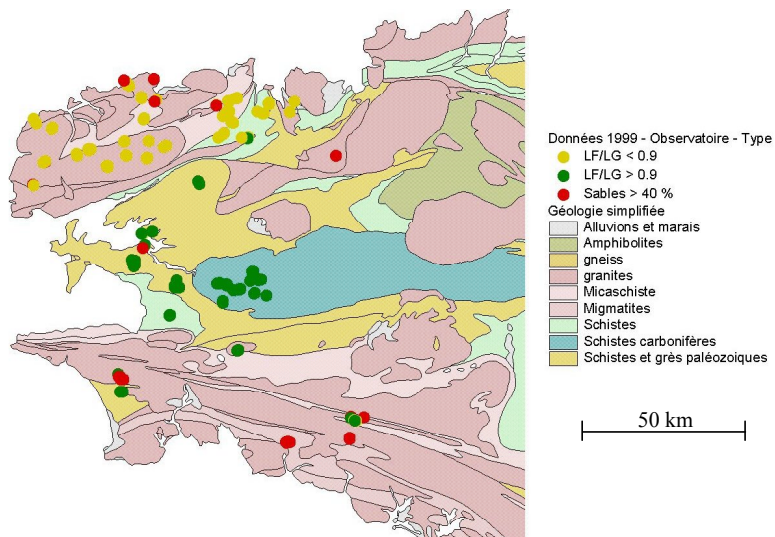


Figure A.4 : Sites d'étude dans le Finistère : (A) domaine expérimental INRA Quimper - A1) : dispositif expérimental « essai rotation – (A2) parcelle sous prairie ; (B) Localisation des parcelles agricoles de l'observatoire lisier.

	Terre fine (%)	Argile (<2µm) (%)	Limon fin (2-20µm) (%)	Limon grossier (20-50µm) (%)	Sable fin (50-200µm) (%)	Sable grossier (200-2000µm) (%)	MO (%) (N X 20)	pH _{eau}	Cu (EDTA) (mg.kg)
Maïs minéral (A)	88.2	15.9	20.9	21.3	11.7	30.2	3.32	5.25	
Maïs lisier (B)	88.7	16.1	21.4	20.4	13.2	28.9	4.13	6.2	4.26
Maïs + ray-gras (D)									
Maïs lisier (H)									
Prairie temporaire (maïs + ray-gras) (J)	92.6	17.1	19.6	23.6	13.1	26.6	5.53	5.65	4.56

Tableau A.6 : Caractéristiques des modalités sur le dispositif "rotation" de Quimper

E.1.3.2 Parcelle sous prairie (Quimper.prairie)

Attendant au dispositif décrit ci-dessus, une prairie est aussi étudiée. Cette prairie composée d'un mélange ray-gras anglais et trèfle blanc, a été mise en place en 1991. Elle présente des caractéristiques pédologiques similaires à celles du dispositif (tableau A.5).

Des indicateurs microbiologiques et physiques y sont étudiés afin de comparer les réponses issues d'un milieu prairial permanent aux réponses issues des systèmes culturaux du dispositif "rotation" de Quimper (chapitre 2.21).

Par ailleurs, une autre zone, gérée elle aussi en prairie, mais présentant un caractère hydromorphe a aussi été étudiée. Cette prairie permanente hydromorphe, localisée aussi sur le domaine de Kerbernez est située en contre bas du versant.

Un indicateur physique y est testé et ses réponses sont comparées à celles obtenues sur la prairie permanente saine.

	Terre fine (%)	Argile (<2µm) (%)	Limon fin (2-20µm) (%)	Limon grossier (20-50µm) (%)	Sable fin (50-200µm) (%)	sable grossier (200-2000µm) (%)	MO (%) (N X 20)	pH _{eau}	Cu (EDTA)
Prairie permanente Saine	78.9	17	18.1	19.3	13.9	31.7	4.46	5.9	3.5
Prairie permanente hydromorphe	80.7	13.2	20.5	24.6	14.3	25.6	2.1	5.25	??

Tableau A.7 : caractéristiques des modalités sur le dispositif en prairie de Quimper

E.1.4 Parcelles agricoles de l'observatoire lisier du Finistère (observatoire)

L'observatoire lisier a été mis en place en 1973 (Coppenet et al., 1983) dans l'objectif d'apprécier les modifications chimiques éventuelles de la couche arable des sols cultivés suite aux épandages massifs de déjections animales. Cet observatoire était composé en 1973 d'un ensemble de 180 parcelles (155 restantes en 1999) situées sur 64 exploitations représentatives des élevages intensifs (figure 3B). Ces

fermes sont réparties sur l'ensemble du Finistère, permettant d'avoir une bonne représentativité de la variabilité pédo-climatique à l'échelle d'un département.

Cet observatoire fait l'objet d'un suivi tous les trois ans d'un ensemble d'indicateurs chimiques de l'horizon de surface. De plus, une campagne de terrain spécifique a permis d'acquérir des données pédologiques et des indicateurs physiques et microbiologiques sur un sous ensemble de 35 parcelles de l'observatoire.

E.1.5 Synthèse

Les tableaux suivant synthétisent le rôle des différents sites d'étude en indiquant pour chaque site les différentes modalités susceptibles d'être comparées, et les indicateurs retenus à cet effet.

E.1.5.1 Facteurs agronomiques susceptibles d'être comparés dans les différents sites et types d'indicateurs retenus.

	Rennes.dispo	Rennes.prairie	Rennes.blé	Quimper.dispo	Quimper.prairie	observatoire
Système de culture	macrobiologique microbiologique physique	macrobiologique physique	-	macrobiologique microbiologique physique	macrobiologique physique	-
Fertilisation minérale/ organique	Macrobiologique microbiologique physique	-	-	microbiologique physique	-	-
Historique d'épandage	-	-	-	-	-	chimique physique

E.1.5.2 Echelles spatiales et types d'indicateurs pris en compte sur les différents sites.

	Rennes.blé	Rennes.dispo	Quimper.dispo	Rennes.prairie	Quimper.prairie	Observatoire
Variabilité intra-parcellaire	macrobiologique physique	-	-	-	-	-
Gradient d'hydromorphie	macrobiologique physique	-	-	physique	-	-
Variabilité pédo-climatique régionale	-	macrobiologique microbiologique	-	-	-	chimique physique

E.1.5.3 Echelles temporelles et types d'indicateurs pris en compte sur les différents sites

	Rennes.dispo	Rennes.prairie	Rennes.blé	Quimper.dispo	Quimper.prairie	observatoire
Une seule date	macrobiologique microbiologique physique	macrobiologique microbiologique physique	macrobiologique physique	macrobiologique microbiologique physique	macrobiologique physique	physique microbiologique
Comparaison intra-annuelle	-	-	-	physique	physique	-
Comparaison inter-annuelle	-	-	-	-	-	chimique

E.2 Les actions de recherche

Cinq actions de recherche ont été engagées pour appréhender de façon intégrée la variabilité spatiale et temporelle de propriétés chimiques, physiques et biologiques des sols de parcelles différant par leurs contextes pédologique et/ou agronomique.

Action 1 : Indicateurs de la macrofaune lombricienne

Une première action de recherche vise à évaluer *in situ* l'état microbiologique des sols en liaison avec les caractéristiques physiques, chimiques, pédologiques du sol et les éventuels retours de matière organique. Ce travail est fondé sur le couplage d'une caractérisation quantitative et qualitative du peuplement lombricien et d'une description *in situ* ou par tomographie sur gros blocs non remaniés, de la porosité d'origine lombricienne.

Action 2 : Indicateurs morphologiques de la qualité physique des sols

Sur des parcelles généralement communes au travail précédent, une seconde action de recherche a pour objectif de relier les paramètres hydriques (paramètres de transfert et de rétention) des sols à leurs caractéristiques morphologiques (paramètres d'organisation de la porosité et de la phase solide). L'étude compare des parcelles présentant des rotations culturales différentes et s'attache à évaluer les modifications saisonnières des paramètres étudiés.

Action 3 : Indicateurs microbiologiques des sols fondés sur la taille de la biomasse microbienne et sur les activités de dénitrification

Une troisième action vise à proposer des indicateurs microbiologiques des sols en se focalisant sur la taille de la biomasse microbienne et sur les activités de dénitrification.

Action 4 : Variabilité régionale et surveillance de la qualité des sols

Un deuxième volet du programme aborde l'étude de la variabilité régionale de critères de qualité des sols. Les objectifs à cette échelle d'étude sont d'obtenir des références de qualité des sols pour des parcelles dont l'historique est connu et situées dans des contextes pédologiques et des systèmes de production variés.

Action 5 : Modélisation spatio-temporelle en vue de la surveillance des sols.

Une démarche plus théorique mettant à profit les développements récents de la simulation a été mise en oeuvre pour développer une méthodologie de modélisation spatio-temporelle de propriétés du sol à l'échelle d'un paysage et sur quelques décennies. Cette démarche a été permis d'évaluer différentes stratégies d'échantillonnage quant à leur aptitude à déceler des évolutions temporelles qui soient significatives des milieux étudiés.

ACTIONS DE RECHERCHE

A.	Structure et perméabilité des sols en contexte agricole armoricain : quels indicateurs de la qualité physique des sols ?	29
B.	Indicateurs de l'état microbiologique des sols	59
C.	Indicateurs microbiologiques : biomasse microbienne et activités de dénitrification	93
D.	Variabilité régionale et observatoire de la qualité des sols	113
E.	Modélisation spatio-temporelle en vue de la surveillance des sols	129

A. STRUCTURE ET PERMEABILITE DES SOLS EN CONTEXTE AGRICOLE ARMORICAIN : QUELS INDICATEURS DE LA QUALITE PHYSIQUE DES SOLS ?

Vincent HALLAIRE et Mathieu LAMANDE, INRA, UMR SAS, Rennes

A.1 Objectifs

Ce chapitre se propose d'analyser les facteurs de variation de la qualité physique des sols, de façon à identifier : (1) sa variabilité à l'échelle de la parcelle, (2) sa diversité, appréhendée dans différentes situations agricoles, et (3) ses variations saisonnières. L'analyse sera effectuée sur les sites de Rennes (La Barre Thomas) pour le premier de ces objectifs, sur les sites de Rennes (Pacé et La Barre Thomas) et de Quimper (Kerbernes) pour le deuxième objectif, sur le site de Quimper (Kerbernes) pour le troisième objectif. Ce panel de situations pédoclimatiques et de modalités agricoles doit nous permettre de montrer comment ces différents facteurs, intrinsèques ou extrinsèques, jouent sur l'état physique du sol et son comportement.

Dans le paragraphe « Méthodes », nous présenterons les paramètres qui nous serviront à estimer la qualité physique des sols. Ces paramètres appartiennent à deux familles : paramètres physiques d'une part, caractérisant l'état de compacité du sol et son aptitude aux transferts ; paramètres structuraux d'autre part, caractérisant la structure du sol à travers une quantification morphologique de la macroporosité. L'analyse en parallèle de ces deux familles de paramètres, et sur une large gamme de situations, a pour intérêt de mettre en évidence les éventuelles relations des caractéristiques fonctionnelles et des caractéristiques morphologiques.

Les principaux résultats de ces études seront présentés ensuite. Dans un premier temps, nous étudierons la variabilité intra-parcellaire de chacun de ces critères, dans une situation agronomique donnée. Dans un deuxième temps, nous caractériserons au moyen de ces critères l'ensemble des situations et chercherons à identifier les principaux processus par lesquels les systèmes agricoles modifient la structure des horizons de surface. Ces deux approches sont complémentaires pour estimer la capacité de ces différents paramètres à servir d'indicateurs de la qualité physique du sol.

A.2 Méthodes

A.2.1 Caractérisation structurale des sols

A.2.1.1 Description des profils culturaux

Les profils culturaux ont été décrits sur chaque parcelle selon la méthode de Gautronneau et Manichon (1987), basée sur la description *in situ* des éléments structuraux (mottes de taille >1cm) à trois niveaux d'organisation : l'état interne des mottes (porosité interne), leur mode d'assemblage (porosité structurale entre les mottes), les regroupements des modes d'assemblage. La description est cadrée par une double partition verticale et latérale des horizons agropédologiques ayant pour origine les actions culturales, récentes ou non. Au-delà de 40 cm de profondeur, l'effet des pratiques culturales sur la structure est peu important (labour à 23 cm de profondeur).

A.2.1.2 Morphologie quantitative de la macroporosité par analyse d'image

L'espace poral est décrit sur des blocs de sol non remanié, prélevés exactement sous les sites des essais d'infiltration (trois répétitions). Après déshydratation par échange eau/acétone les blocs de sol sont imprégnés par une résine d'inclusion polyester contenant un pigment fluorescent (Ringrose-Voase, 1996). Après induration de la résine, les blocs sont coupés en quatre tranches horizontales à 1, 3, 5 et 7 cm de la surface du bloc. Après polissage de ces tranches, quatre images de 2.28 cm x 3.05 cm sont acquises, avec une résolution de 40 µm par pixel, puis binarisées de façon à identifier les pores.

Les pores sur l'image binaire sont classés selon leur taille et leur forme. La taille correspond à leur surface en µm². Quatre classes de taille sont définies, correspondant aux diamètres équivalents des pores fonctionnels aux potentiels de mesure de la conductivité hydraulique (§ B.2.2.1). La forme est exprimée grâce à l'indice d'élongation I du pore, calculé en fonction de son périmètre p et de sa surface S ($I = p^2/S$). Trois classes de forme sont définies pour distinguer les pores tubulaires, les fissures et les pores d'assemblage. Le croisement des classes de taille et de forme permet de définir douze classes morphologiques (Tableau A.1).

Classes de forme	Classes de taille (mm ²) S			
	1	2	3	4
I	[0.018 ; 0.031]	[0.031 ; 0.196]	[0.196 ; 1.77]	> 1.77
Tubules (I < 38)	T1	T2	T3	T4
Fissures (38 < I < 89)	C1	C2	C3	C4
Pores d'assemblage (I > 89)	P1	P2	P3	P4

Tableau A1. Classification morphologique des macropores selon leur taille et leur forme

A.2.1.3 Mesure des galeries dans l'horizon de surface

La quantification des galeries biologiques a été estimée à partir de photos numériques prises sur des surfaces de 25 cm x 17 cm, après décapage de la croûte de surface. La résolution spatiale des images est de 167 µm/pixel. Ces images ont été filtrées et seuillées afin d'éliminer les éléments considérés comme bruit de fond. Ainsi, les pores inférieurs à 10 pixels (correspondant à un diamètre équivalent de 0.28 mm) ne sont pas pris en compte. Trois classes de taille de galeries ont été définies, en fonction de la taille de vers observées lors de leur détermination : petites (p) pour un diamètre inférieur à 1.5 mm, moyennes (m) pour un diamètre compris entre 1.5 mm et 3.5 mm, grosses (g) pour un diamètre supérieur à 3.5 mm.

A.2.2 Caractérisation physique des sols

A.2.2.1 Mesure de la compacité

La compacité est estimée par des mesures de la densité apparente sèche sur cylindres de 250 cm³. Quatre échantillons sont prélevés dans les horizons définis à partir des profils culturaux, en évitant les résidus de récolte dans les trois parcelles de l'essai rotation (les deux monocultures de maïs et la rotation maïs/ray-grass), les éléments grossiers dans les cinq parcelles et les mâts racinaires dans les prairies pâturées et la prairie de rotation. La porosité totale est estimée à partir de cette densité apparente et d'une densité de solide de 2,65.

A.2.2.2 Mesures d'infiltrométrie

a. mesure par infiltromètre multidisques

La conductivité hydraulique est estimée à partir de mesures de flux en régime permanent réalisées avec un infiltromètre à disque à succion contrôlée (TRIMS). Les essais d'infiltration (quatre répétitions par horizon) en régime permanent sont réalisés sur une surface circulaire de 80 mm de diamètre à quatre potentiels proches de la saturation : -0.05 kPa ; -0.2 kPa ; -0.6 kPa ; -1.5 kPa, en commençant par le potentiel -1.5 kPa. Les surfaces de mesure sont soigneusement préparées en évitant le lissage de la structure et l'obstruction de la porosité. Elles se situent sous le mât racinaire dans la prairie de rotation et la prairie ancienne (respectivement à 2 et 3 cm de profondeur). Une fine couche de sable assure la continuité du contact entre la membrane du disque de l'infiltromètre et la surface de mesure. Les flux sont mesurés à chaque potentiel pendant à peu près une heure pour atteindre le régime pseudo-permanent. La courbe de conductivité hydraulique en fonction du potentiel matriciel $K(h)$ est estimée avec la méthode monodisque multipotentiel développée par Reynolds et Elrick (1991) et Ankeny et al. (1991) basée sur la solution de Wooding pour l'infiltration axisymétrique en trois dimensions en régime permanent (Wooding, 1968).

b. mesure par miniinfiltromètre DECAGON

L'infiltromètre à minidisque DECAGON est constitué d'un tube cylindrique de rayon constant de disque de 1.59 cm, muni d'une membrane poreuse à sa base et d'un capillaire dont la taille détermine la

valeur de la succion ; sa technique d'utilisation est semblable à celle du TRIMS. Les mesures d'infiltration ont été effectuées à deux potentiels : -0.05 kPa et -0.2 kPa. La vitesse d'infiltration est mesurée à partir du moment où le flux est constant.

A.3 Diversité structurale et hydrique à l'échelle parcellaire et en fonction des systèmes de culture

A.3.1 Variabilité des paramètres physiques et structuraux à l'échelle de la parcelle

La variabilité intra-parcellaire a été étudiée dans le cadre d'un mémoire de DEA (Ferrand, 2001). Cette étude s'intéressait à l'ensemble des données pédologiques, physiques et biologiques sur la parcelle de La Barre Thomas. Nous reprendrons ici les principaux résultats physiques et pédologiques de ce travail, en décrivant tout d'abord la variabilité de chacun des paramètres sur la parcelle d'étude, puis en cherchant les relations entre ces variables.

A.3.1.1 Organisation pédologique de la parcelle et profils culturaux

Cette étude a été réalisée sur une parcelle de 4 ha, située sur un versant de forme convexo-concave avec une pente inférieure à 5 %. La couverture pédologique de cette parcelle est caractéristique des sols sur limons du Bassin de Rennes. La description pédologique a permis de reconnaître sur la parcelle 6 horizons différents organisés en 7 modes de successions (L/E, L/Eg, Lg/Eg, L/A/E, L/A/Eg, L/Ag/Eg, Lg/Ag/Eg). Le regroupement de ces unités selon le degré d'hydromorphie et le type de matériau a permis de définir 4 types de sols au sein de la parcelle, depuis les sols sains de haut de versant jusqu'aux sols hydromorphes de bas de versant. (figure A1).

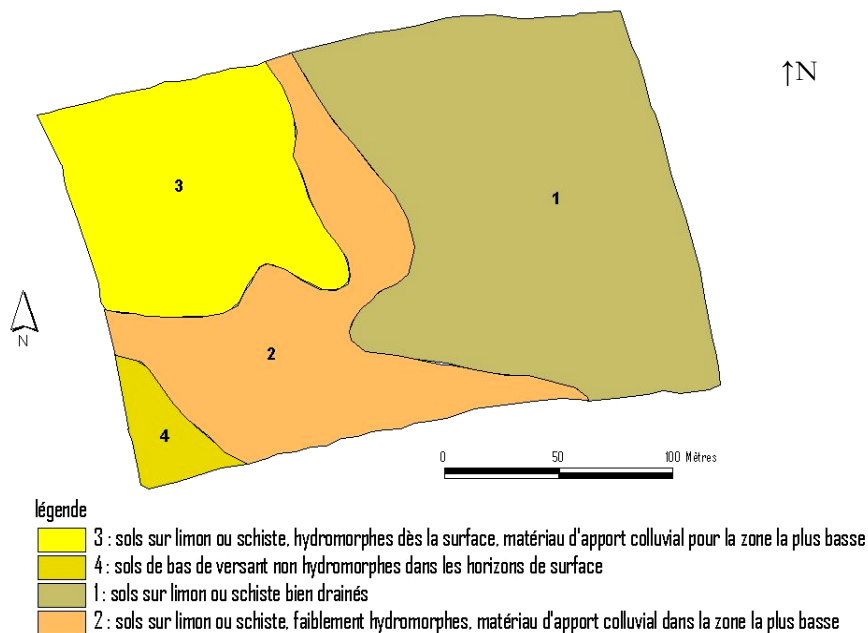


Figure A1. Organisation des sols de la parcelle d'étude

La structure des horizons de surface des sols a été décrite par l'observation morphologique de profils culturaux en période hivernale, sous sol nu après une culture de blé. Ces profils comprennent trois niveaux de compaction différents :

- le niveau 1 supérieur, compact, correspond au travail le plus récent du sol. Il est caractérisé par une structure massive à faible porosité en particulier au niveau des passages de roue ;
- le niveau 2 sous-jacent correspond au labour récent non repris par un travail superficiel. Il est hétérogène, associant des zones à mottes compactes et à intervalles réguliers (40 cm), des poches avec de nombreux résidus de céréales, peu décomposés, provenant du chaume enfoui par le labour précédent ;
- le niveau 3 correspond à un labour ancien (semelle de labour) plus profond que les labours récents. Il se caractérise par une structure continue avec une grande compacité, interrompue localement par des fissures.

L'organisation des profils culturaux est identique sur l'ensemble de la parcelle, mais l'épaisseur respective des niveaux varie : dans la zone hydromorphe de bas de versant, le niveau 1 compact est moins épais que dans le reste de la parcelle, et le niveau 2 est plus épais. La figure A2 présente un profil cultural situé en haut de versant, dans la partie bien drainée.

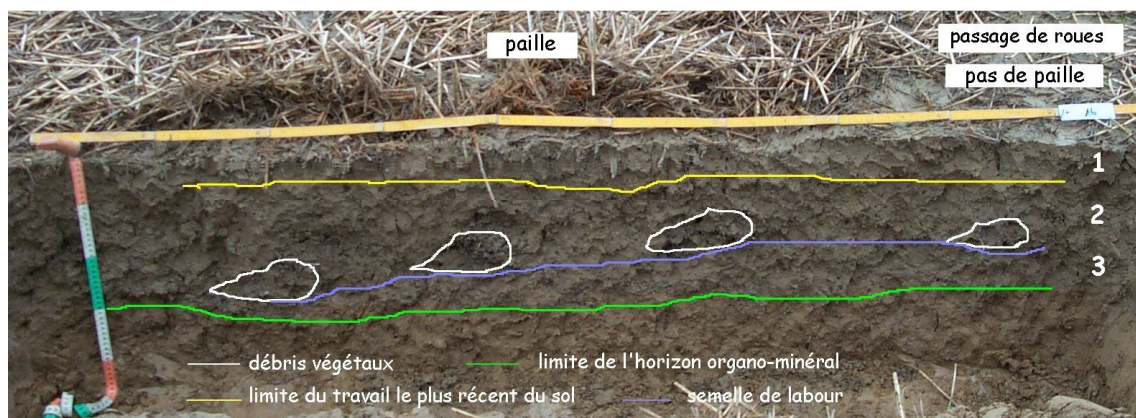


Figure A2. Profil cultural en haut de versant

A.3.1.2 Densité apparente

La densité apparente da sur l'ensemble de la parcelle est en moyenne de 1,47 aux profondeurs de 3-8 cm et de 13-18 cm, et de 1,54 à la profondeur de 26-31 cm. La variabilité de ces données est faible pour les trois profondeurs (coefficient de variation $CV=6,15\%$ pour da (3-8 cm); $CV=6,1\%$ pour da (13-18 cm) et $CV=5,7\%$ pour da (26-31 cm)). La présence de la semelle de labour dans le niveau 26-31 cm expliquerait cette valeur plus faible du coefficient de variation. En effet, à ce niveau, le tassement du sol, dû à la limite d'action des engins de labour, est plus homogène.

Afin de déterminer si nos données sont structurées spatialement, des semi-variogrammes ont été calculés. Les densités apparentes de surface da (3-8 cm) ont un effet de pépité beaucoup plus faible que les deux autres profondeurs (0,00067 contre 0,0037 pour da (13-18 cm) et 0,0036 pour da (26-31 cm)). Ceci se traduit par la faible valeur du ratio (pépité/palier) et indique une faible variabilité de ce paramètre pour une

courte distance. La variabilité à courte distance est plus élevée pour les *da* (13-18 cm), ce qui peut être lié à la présence à ce niveau des résidus de chaume provenant des anciens labours. Certaines valeurs de densité peuvent alors être biaisées par l'incorporation de ces débris végétaux dans le cylindre lors du prélèvement.

Les cartes des densités apparentes, obtenues par krigeage-bloc (figure A3), montrent une structure spatiale identique dans les 3 cas : on observe une division longitudinale de la parcelle avec les densités élevées d'un côté et les faibles de l'autre. L'effet de lissage pour *da* (13-18 cm) et *da* (26-31 cm) provient de l'effet de pépite plus important pour ces niveaux que pour *da* (3-8 cm). Les cartes qui en découlent sont alors moins précises.

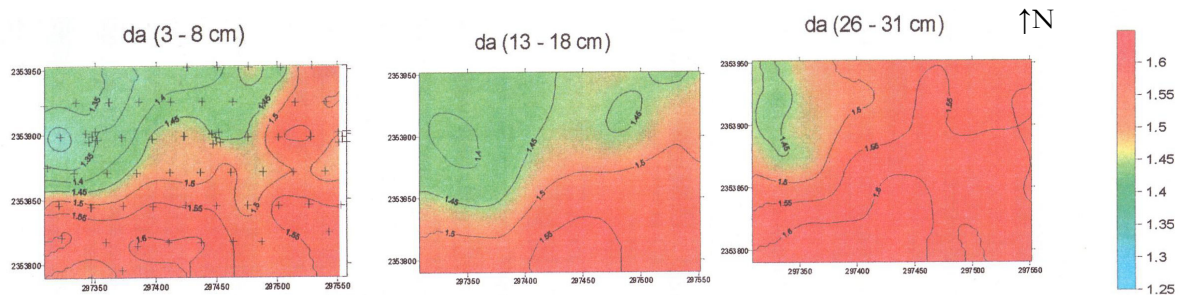


Figure A3. Cartes de la densité apparente aux trois profondeurs, parcelle de la Barre Thomas

A.3.1.3 Infiltrométrie

La vitesse d'infiltration au potentiel -0.05 kPa est, en moyenne, de $2.11 \cdot 10^{-5}$ m.s $^{-1}$ sur l'ensemble de la parcelle. Sa variabilité est très élevée avec un coefficient de variation CV de 83 % ; elle s'échelonne de $2.3 \cdot 10^{-6}$ à $9.7 \cdot 10^{-5}$ m.s $^{-1}$.

Au potentiel -0.2 kPa, les valeurs de vitesses d'infiltration sont très faibles et nous apparaissent peu fiables, car trop dépendantes des conditions expérimentales : le potentiel du sol au moment de la mesure était plus proche de la saturation que la succion imposée. De ce fait, le calcul de la conductivité hydraulique par la méthode multipotentielle d'Ankeny et al. (1991), décrite par Coquet et al. (2000), n'a pu être utilisée. Les seuls résultats sur lesquels nous avons travaillé sont alors ceux obtenus au potentiel -0.05 kPa.

Les rapports (γ_5 /palier) et (γ_{25} /palier), pour l'infiltration au potentiel -0.05 kPa (respectivement: 39.5 % et 84.4 %), nous indiquent que cette donnée est caractérisée par une faible variabilité à courte distance et donc par une bonne corrélation des informations à un pas d'échantillonnage petit.

L'observation de la distribution spatiale des vitesses d'infiltration (figure A4) nous montre que cette donnée ne semble pas liée à la topographie, contrairement à ce qu'ont montré Heddadj et Gascuel-Oudou (1999) sur cette même parcelle, qui observaient que la conductivité hydraulique était plus faible en bas de pente qu'en haut, pour la période d'Octobre à Avril. De même, la comparaison avec la carte pédologique ne nous indique pas de relation évidente avec la texture ou le degré d'hydromorphie du sol.

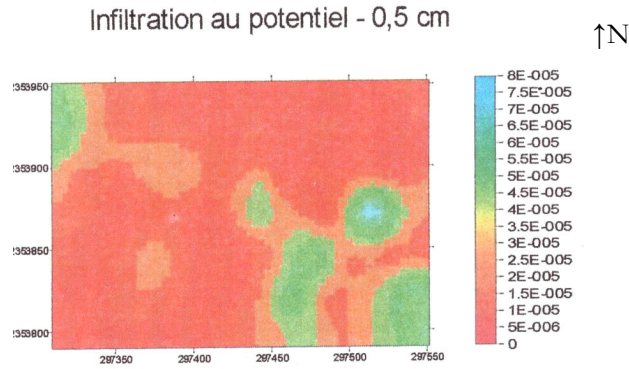


Figure A4. Carte de la vitesse d'infiltration à -0.05 kPa sur la parcelle de la Barre Thomas

A.3.1.4 Porosité de galeries

Les petites et moyennes galeries (porosités p et m) présentent des valeurs moyennes de 0.30% et 0.15%, et une variabilité très importante (respectivement, CV = 54.3 % et CV = 49.5 %) mais il est intéressant de noter que le coefficient de variation des grosses galeries (porosité g) est beaucoup plus élevée (CV = 100.5 %).

Les distributions spatiales des porosités petites et moyennes nous montrent une séparation longitudinale nette de la parcelle, avec d'un côté des valeurs faibles de porosité et de l'autre des valeurs plus élevées.

La présence de pores grossiers sur l'ensemble de la parcelle est faible. Beaucoup de points ont une porosité grossière nulle et en particulier un ensemble de points situés dans la zone la plus basse du versant, donc pour des sols hydromorphes (figure A5).

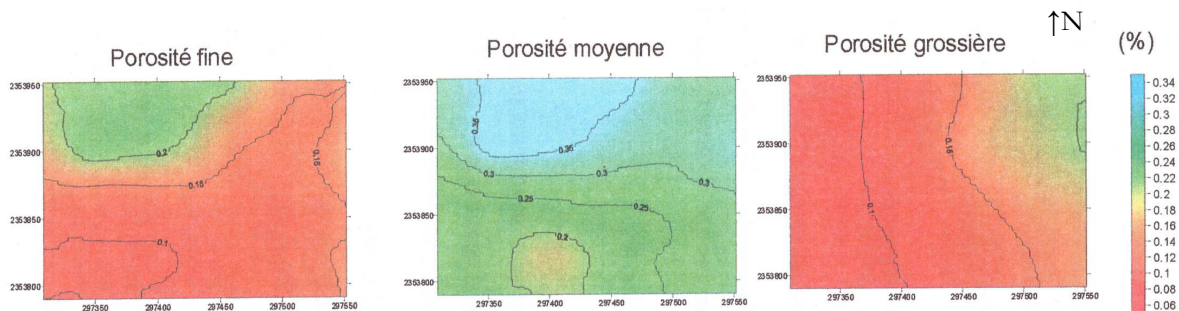


Figure A5. Cartes de la porosité de galeries sur la parcelle de la Barre Thomas

A.3.1.5 Relations entre variables

L'étude des relations entre les variables fait apparaître des corrélations significatives entre l'indice d'hydromorphie et les densités apparentes. Ces corrélations sont négatives (-0.39 et -0.29) et confortent l'observation des profils culturaux, montrant moins de compacité dans les zones hydromorphes de la parcelle (une zone supérieure compacte de très faible épaisseur au bas de la parcelle, comparée aux deux

autres profils). L'observation des cartes nous montre que la zone en bas de la parcelle est caractérisée par de faibles densités. Ainsi, si les densités apparentes varient peu, leur faible variabilité est organisée dans l'espace.

Nous avons vu précédemment qu'il n'y avait pas de relation évidente entre l'infiltration et la topographie ou l'indice d'hydromorphie. De même, les corrélations entre les trois variables infiltration et densité du sol ne sont pas significatives.

La porosité de galeries ne montre pas non plus de corrélation significative avec les autres variables. Cependant, la construction des cartes nous a permis de trouver des relations entre des variables, qui n'étaient pas évidentes avec l'étude seule du coefficient de corrélation. Ainsi, l'analyse des cartes a mis en évidence les structures spatiales similaires des porosités fines et moyennes avec les densités à 3-8 cm. La porosité grossière g , quant à elle, a plutôt une distribution qui suit celle de l'hydromorphie de la parcelle.

A.3.1.6 Conclusion

Au sein d'une parcelle, les paramètres pédologiques, morphologiques et hydriques montrent une variabilité spatiale très différente. Seule la variable densité apparente présente une structure d'organisation cohérente avec l'organisation de la couverture pédologique : sa variabilité est faible, et elle est bien corrélée au degré d'hydromorphie, lui-même organisé selon la topographie ; ses variations sont par ailleurs cohérentes avec les profils culturaux. Ces résultats confirment donc l'intérêt que peut présenter cette grandeur pour rendre compte d'un niveau de compacité du sol dans la parcelle. Son emploi comme indicateur se limite cependant à un aspect seulement de la qualité physique du sol, sa compacité.

A l'inverse, l'infiltrabilité présente une variabilité très importante et à courte distance ; cette variable est spatialement structurée, mais l'absence de relation évidente avec les autres variables réduit son intérêt en tant qu'indicateur de qualité physique. On retiendra par ailleurs que la méthode de mesure utilisée ici, par mini-infiltromètre DECAGON, reste sujette à caution : si son emploi est simple, elle n'apparaît pas susceptible de remplacer les méthodes d'infiltrométrie multi-potentielles.

La quantification des galeries a permis d'obtenir une variable dont la structure spatiale suit celle de l'hydromorphie de la parcelle. Bien qu'il n'y ait pas de corrélation significative avec les autres variables, elle peut donc rendre compte à la fois de l'organisation du sol à l'échelle parcellaire, et de l'activité biologique.

Les variables retenues ici se caractérisent donc par leur simplicité, et permettent de mettre en évidence une variabilité intra-parcellaire. Mais chacune d'elles ne révélant qu'un aspect de la qualité physique des sols, leur emploi comme indicateurs ne peut être que partiel.

A.3.2 Le rôle des systèmes de culture sur les propriétés structurales et hydriques du sol

Dans cette partie, nous synthétiserons les résultats des mesures et observations effectuées sur les parcelles de maïs (maïs minéral et maïs lisier) et de prairie (prairie de rotation, prairie permanente saine et prairie permanente hydromorphe) sur les sites de Quimper et de Rennes. Ces mesures concernent : la description des profils culturaux, les mesures de densité apparente, d'infiltrométrie et la morphologie de la porosité.

Chacune de ces données sera d'abord présentée succinctement pour l'ensemble des situations, puis nous croiserons ces données de façon à mettre en évidence l'effet de certaines contraintes sur la structure de l'horizon de surface et ses propriétés de transfert : contraintes agronomiques (liées au type de culture, au type d'amendement), contraintes physiques (compaction par labour, passage de roue ou piétinement de bovin), contraintes pédologiques (type de sol, degré d'hydromorphie). Enfin, nous présenterons la dynamique saisonnière de ces paramètres.

A.3.2.1 Analyse descriptive des paramètres physiques et structuraux dans les différentes modalités

a. Profils culturaux

Sur l'ensemble des profils culturaux, on peut reconnaître 3 horizons types : un niveau de surface plus ou moins tassé, un horizon médian moins compacté, et une semelle de labour. Cette organisation générale commune à tous les profils laisse toutefois de grandes différences entre les situations :

- les parcelles de maïs (figure A6) montrent une hétérogénéité latérale liée d'une part à la succession rang / inter-rang, d'autre part aux passages de roues dans certains inter-rangs. Sous le rang de maïs, la structure est en générale grumeleuse sur 30 cm, alors que dans les inter-rangs, on observe tout d'abord un niveau très compact sur 3 à 5 cm, puis une association de mottes grossières (taille décimétrique), compactes, et de terre fine constituée d'agrégats polyédriques fins (taille centimétrique à millimétrique) jusqu'à 30 cm. La proportion de mottes compactes par rapport aux agrégats fins est plus importante dans les inter-rangs tassés par les passages de roues, la structure micro-grumeleuse pouvant aller jusqu'à disparaître. On note également que la compaction est plus importante sous fertilisation minérale que sous fertilisation par lisier. Enfin, la semelle de labour est nette dans toutes les situations (rang ou inter-rangs, sous les deux types de fertilisation, et dans les deux sites), développée sur 5 cm environ, l'épaisseur de cette semelle pouvant varier d'une situation à l'autre.

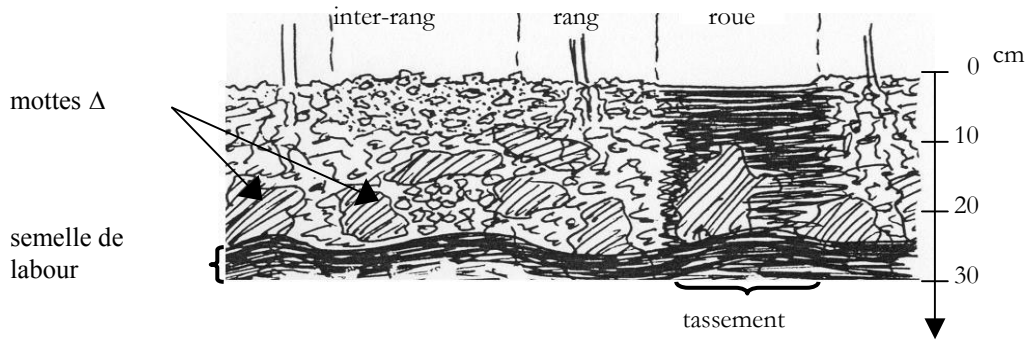


Figure A6. Profil cultural sous maïs lisier (Quimper), en mars

- Dans la prairie de rotation (figure A7), le niveau compacté de surface est nettement moins tassé que dans les autres situations (assemblage serré de petites mottes compactes), mais plus épais (10 cm environ). L'horizon médian est meuble, constitué d'un assemblage agrégats d'agrégats centimétriques constituant une structure polyédrique fine bien développée. La base du profil montre une semelle de labour nette.

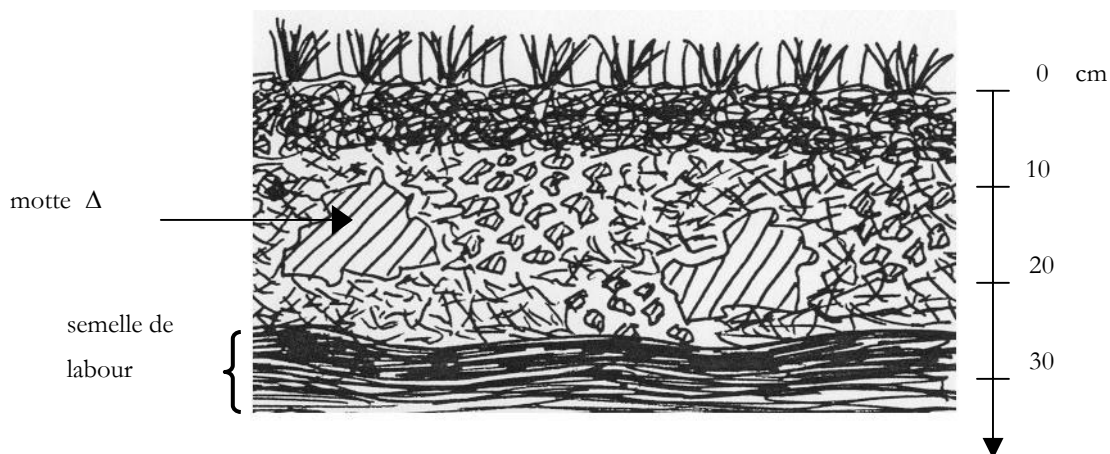


Figure A7. Profil cultural sous prairie de rotation (Quimper), en mars.

- La prairie pâturée saine présente un mâc racinaire très compact sur les trois premiers centimètres, suivi sur environ 10 cm d'un niveau compacté, caractéristique d'une semelle de piétinement. Sous cette semelle, la structure redevient polyédrique constituée d'agrégats centimétriques, semblable à l'assemblage lâche observé sous prairie de rotation.

- La prairie pâturée hydromorphe présente en surface un horizon marqué par un piétinement de bovins en conditions saturées (déformation sans tassement), suivi d'un horizon à structure polyédrique lâche, puis en profondeur d'un horizon compact.

En définitive, les différentes situations analysées nous permettent de rencontrer une large gamme de structures, depuis l'assemblage lâche de la prairie de rotation jusqu'aux semelles des labour ou de piétinement, ou aux horizons de surface les plus compactés. Dans tous les cas, le système de culture paraît être le responsable de ces variations.

b. Porosité totale

La porosité totale calculée à partir des mesures de densité apparente varie de 40 % à 66 % (Tableau A2). Les différences les plus importantes concernent le niveau superficiel : les valeurs les plus faibles correspondent aux situations présentant un tassement de surface (maïs, prairie pâturée saine), elles témoignent donc de l'effet des contraintes mécaniques sur la porosité ; les valeurs les plus élevées correspondent à la prairie de rotation et à la prairie pâturée hydromorphe. La comparaison entre les deux sites montre que les sols de Quimper sont en moyenne plus poreux que ceux de Rennes, pour une modalité donnée ; les écarts de porosité entre les deux sites vont de 5 à 10 %.

Modalité	Profondeur (cm)	Porosité totale %	
		Rennes	Quimper
Maïs minéral tassé	0	40.73	48.07
	18	41.83	48.62
	35	39.50	44.85
Maïs minéral non tassé	0	42.70	54.57
	18	40.66	47.98
	35	39.87	49.09
Maïs lisier tassé	0	40.82	44.79
	18	43.91	45.94
	35	41.42	44.68
Maïs lisier non tassé	0	42.96	54.37
	18	46.44	51.17
	35	41.07	49.92
Prairie de rotation	5		52.32
	15		48.75
	30		50.76
Prairie pâturée saine	5	45.11	46.08
	15	44.29	49.20
	30	40.71	48.90
Prairie pâturée hydromorphe	5	54.03	66.90
	15	51.99	48.77
	30	53.63	

Tableau A2. Valeurs moyennes de porosité totale sur les différentes modalités

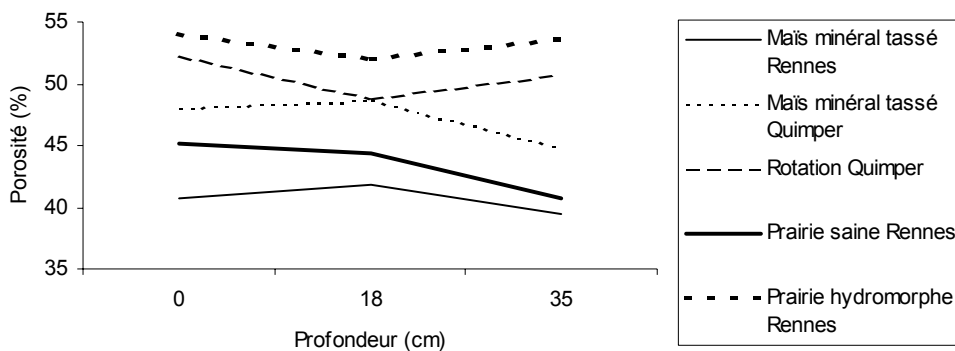


Figure A8. Profils de porosité totale sous quelques modalités

La figure A8 présente les profils de porosité dans quelques unes des situations. Ces profils montrent que les différences entre les modalités sont généralement plus importantes que les variations entre les trois profondeurs d'une même modalité. Par ailleurs, il n'apparaît pas de règle générale quant à l'organisation de ces profils de porosité, puisque l'horizon de surface est parfois plus poreux, parfois moins poreux que les horizons sous-jacents.

c. Morphologie de la porosité

L'analyse morphologique de la porosité a permis de définir 12 classes de pores. Dans la plupart des situations, deux classes de pore, les classes P4 et P3, sont prépondérantes : elles représentent plus de 10 % de porosité dans presque tous les cas. Ces classes correspondent aux gros pores d'assemblage, constitués par les interstices inter-agrégats restant connectés. La présence de ces pores peut révéler une structure grumeleuse lâche (sous prairie de rotation par exemple) ou une structure fragmentée (terre fine produite par le labour ou les façons superficielles). A l'inverse la présence de mottes compactes ou d'une semelle réduit considérablement cette classe de pores. L'abondance des pores P4 et P3 constitue donc le principal élément discriminant des horizons.

La porosité fissurale appartient essentiellement aux classes C2 et C3 ; il s'agit donc généralement de pores de plus petite taille que les pores d'assemblage. Les fissures représentent une porosité nettement moins élevée que les pores d'assemblage (4 à 6 % environ), mais leur abondance est nettement moins variable. Ces fissures correspondent aux espaces inter-agrégats ou inter-mottes dans les assemblages serrés : contrairement à la terre fine où les pores sont inter-connectés, la compaction provoque le rapprochement des éléments structuraux et la déconnexion des pores ; le passage d'une porosité d'assemblage à une porosité fissurale est donc révélatrice d'un tassement.

Les pores tubulaires sont essentiellement de petites tailles (classes T1 et T2) ; ils ne représentent qu'une faible porosité (2 % environ), relativement homogène sur tous les horizons analysés. Compte tenu de leur taille, il s'agit surtout de galeries de racines ou radicelles à l'intérieur des agrégats ou des mottes. A notre échelle d'analyse, les plus grosses galeries, dues aux lombriciens, ne représentent qu'une proportion réduite de la porosité.

d. Infiltrométrie

Les mesures de conductivité hydraulique à quatre potentiels hydriques permettent de caractériser les conditions de transfert aux faibles potentiels. Les données et les écarts-types associés sont regroupés dans le tableau A3. Ces valeurs sont en général élevées (de 10^1 à 10^2 mm.h⁻¹) aux potentiels proches de la saturation ; la conductivité diminue lorsqu'on s'éloigne de la saturation : de deux à trois ordres de grandeur entre les potentiels hydriques de -0.05 kPa et de -1.5 kPa.

Modalité		Conductivité hydraulique (mm.h ⁻¹)						
		Rennes			Quimper			
		K(-0.05)	K(-0.2)	K(-0.6)	K(-0.0.5)	K(-0.2)	K(-0.6)	K(-1.5)
Maïs minéral tassé	0	1.53E-01	3.60E-02	3.60E-02	4.30E+00	1.12E+00	4.65E-01	0.00E+00
	18	1.16E+01	1.26E+00	3.60E-02	1.86E+01	4.34E+00	1.39E+00	1.20E-01
	35	6.02E+00	1.27E+00	2.92E-01	1.49E+01	3.12E+00	5.48E-01	1.23E-01
Maïs minéral non tassé	0	7.91E+00	1.00E+00	9.19E-02	1.95E+01	7.74E+00	1.72E+00	0.00E+00
	18	3.17E+01	8.36E+00	1.16E+00	7.04E+01	2.43E+01	1.77E+00	0.00E+00
	35	6.40E+00	1.51E+00	1.31E-01	5.47E+00	2.11E+00	1.10E+00	0.00E+00
Maïs lisier tassé	0	3.25E+00	9.97E-01	3.60E-02	8.88E+00	4.10E+00	1.06E+00	3.38E-01
	18	5.87E+01	6.00E+00	7.01E-01	3.14E+01	4.24E+00	8.23E-01	2.97E-01
	35	8.64E+01	1.01E+01	6.21E-01	5.84E+01	8.47E+00	1.62E+00	4.41E-01
Maïs lisier non tassé	0	2.03E+00	8.63E-01	3.60E-02	2.77E+02	5.81E+01	1.15E+01	9.92E-01
	18	9.68E+01	1.14E+01	2.05E+00	4.64E+02	1.16E+02	1.18E+01	9.63E-01
	35	7.83E+00	1.98E+00	3.60E-02	8.45E+01	2.82E+01	3.47E+00	3.17E-01
Prairie de rotation	5				2.36E+02	1.66E+01	1.18E+00	2.02E-01
	15				2.68E+01	5.30E+00	1.16E+00	3.78E-01
	30				9.93E+01	1.68E+01	2.38E+00	6.42E-01
Prairie pâturée saine	5	9.89E+00	2.20E+00	5.12E-01	5.48E+01	8.69E+00	1.20E+00	2.40E-01
	15	8.52E+00	2.70E+00	7.02E-01	1.23E+02	9.47E+00	1.79E+00	1.34E-01
	30	2.41E+00	3.58E+00	1.00E+00	1.32E+02	8.92E+00	2.01E+00	6.28E-01
Prairie pâturée hydromorphe	5	1.19E+01	2.76E+00	6.80E-01	2.53E+01	6.45E+00	1.67E+00	5.00E-01
	15	1.43E+01	6.60E+00	2.84E+00	3.61E+00	1.96E+00	1.39E+00	
	30	1.59E+01	1.13E+01	6.09E+00				

Tableau A3. Valeurs moyennes de conductivité hydraulique par modalité, en fonction du potentiel

D'importantes différences peuvent être observées suivant les situations : les variations de K(h) en fonction du potentiel appliqué sont plus ou moins importantes selon les parcelles et selon les profondeurs. Les paragraphes suivants s'attacheront à analyser ces variations en fonction des différentes causes impliquées, mais on peut déjà faire ressortir les quatre éléments suivants :

- au sein d'un profil, des variations peuvent être observées entre les différentes profondeurs ; la conductivité de l'horizon de surface est parfois plus importante, parfois moins importante que celle de l'horizon sous-jacent, montrant le rôle des façons superficielles (fragmentation, ou au contraire compaction de l'horizon de surface). Les variations dans l'horizon le plus profond peuvent rendre compte de l'effet d'une semelle de labour.
- d'un profil à l'autre, les variations sont parfois très importantes, avec des écarts pouvant aller jusqu'à trois ordres de grandeurs pour un même potentiel. Le système de culture est donc responsable de modifications structurales agissant sur les conditions d'infiltration, par le biais d'un réarrangement des agrégats : les conditions les plus favorables sont rencontrées sous maïs lisier non tassé, c'est-à-dire là où les conditions physiques (fragmentation par le labour, absence de compaction) et biologiques (grâce à l'amendement organique) se conjuguent pour créer une structure aérée.
- l'évolution de K(h) en fonction du potentiel varie aussi d'une situation à l'autre : il peut y avoir jusqu'à trois ordres de grandeur entre -0.05 et -1.5kPa dans les horizons à structure très fragmentée (par

exemple sous maïs lisier non tassé), montrant le rôle des pores les plus grossiers dans les écoulements ; à l'opposé, de faibles variations de $K(h)$ en fonction du potentiel indique une faible participation des pores grossiers : la courbe la plus plate est rencontrée dans une semelle de labour, sous un inter-rang compacté de maïs .

- enfin il faut retenir de ce premier tour d'horizon que les valeurs de conductivité sont très variables : les coefficients de variation sont généralement supérieurs à 50% et dépassent souvent 100 %. Cette variabilité dépend de nombreux facteurs : la variabilité du paramètre lui-même, mais aussi la taille de l'échantillonnage par rapport à la longueur caractéristique de variation du paramètre mesuré, et l'acuité de l'appareillage de mesure. Malgré cette importante variabilité, les résultats d'une analyse de variance sur les conductivités hydrauliques moyennes à quatre potentiels mesurées dans les quatre parcelles du Brunisol de Quimper, montrent que les variations des moyennes de $K(-0.05)$ et $K(-0.2)$ sont significatives à $p=0.05$.

A.3.2.2 Analyse de l'effet des contraintes liées aux systèmes agricoles sur la structure et les propriétés de transfert

Après avoir décrit brièvement chacun des paramètres physiques et structuraux mesurés dans les différentes situations, nous proposons ici de croiser ces données de façon à mettre en évidence l'effet de certaines contraintes sur la structure et les propriétés de transfert. Sans chercher à être exhaustive, cette partie confrontera deux à deux un nombre restreint d'horizons, de façon à analyser différentes contraintes : nous comparerons tout d'abord le système de culture le plus contraignant au système le moins contraignant, puis nous analyserons indépendamment l'effet des contraintes mécaniques (passage de roues, semelle de piétinement, semelle de labour), et l'effet de la matière organique (type d'amendement) ; cette analyse sera enfin étendue de façon à analyser l'effet du type de sol (comparaisons sol hydromorphe / sol sain, site de Quimper / site de Rennes). Dans chaque cas, la confrontation des résultats entre les deux horizons faisant l'objet de la comparaison sera illustrée de figures représentant la classification morphologique de la macroporosité d'une part, les courbes de conductivité hydraulique en fonction du potentiel d'autre part.

a. Effet intégrateur des contraintes physiques et biologiques lié aux systèmes de culture

Cette première analyse cherche à mettre en évidence l'effet global induit par l'instauration d'une modalité culturale, sans chercher à identifier les différents acteurs pouvant jouer dans cet effet. Pour cela, nous comparerons deux situations que l'on peut considérer comme extrêmes : le maïs minéral dans l'inter-rang tassé et la rotation. La première modalité accumule un maximum de contraintes physiques et biologiques du fait des pratiques culturales et de l'absence d'amendement organique, la seconde présente un risque minimum de compaction et des conditions organiques favorables à l'activité biologique. Nous analyserons successivement l'horizon de surface, puis l'horizon situé à la base du profil cultural.

a1) cas des horizons de surface

Les résultats présentés sur la figure A9 concernent l'horizon superficiel sous rotation et sous maïs minéral (inter-rang tassé) à Quimper. On constate que la mise en place d'une prairie temporaire en rotation se traduit par une intense modification structurale, puisque la macroporosité y est de 18.5 % contre 9.9 % dans le maïs ; cette différence n'affecte cependant qu'une classe de pore, la classe P4 : les gros pores d'assemblage représentent plus de 9 % de porosité dans la rotation contre 1.4 % dans le maïs, et les autres classes de pore sont sensiblement équivalentes dans les deux situations. Ceci confirme les observations des profils culturaux, montrant sous la rotation un horizon bien structuré, grumeleux, riche en pores inter-agrégats, tandis que sous maïs on observe un horizon compacté, pris en masse.

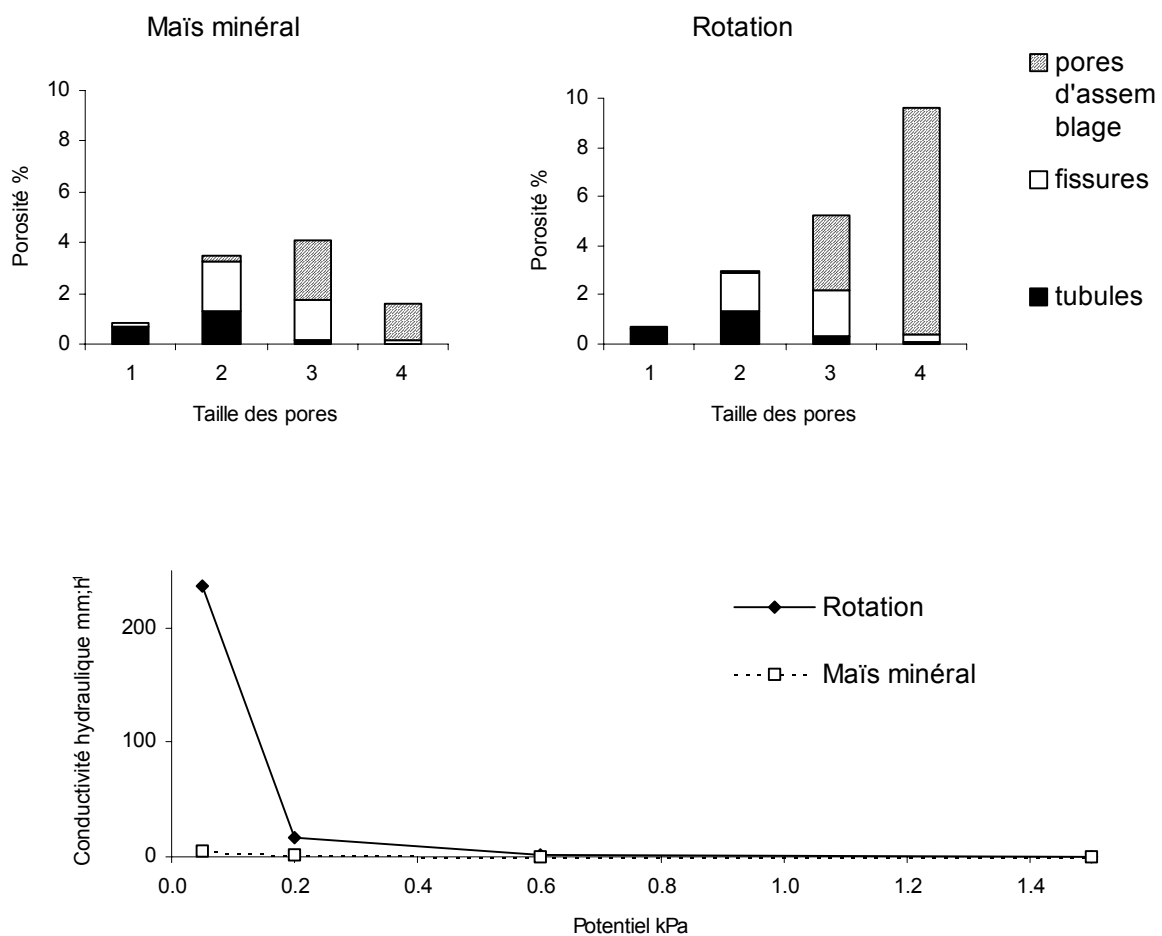


Figure A9. Comparaison de l'horizon de surface de la rotation et du maïs minéral (inter-rang tassé)

Les conséquences sur la conductivité hydraulique sont très importantes au potentiel le plus proche de la saturation : $K(-0.05)$ est 50 fois plus élevé sous rotation que sous maïs ; le fait que les courbes $K(h)$ soient confondues aux plus faibles potentiels confirme que la différence entre les deux situations ne concerne que la classe des pores les plus grossiers.

S'il n'est pas encore possible, au vu de cette première comparaison, d'identifier les facteurs responsables de ces différences, on peut déjà noter que le système cultural dans son ensemble est

responsable d'importantes modifications structurales et hydriques : une prairie temporaire de rotation favorise la structuration du sol, par un foisonnement d'agrégats dans un assemblage lâche, tandis qu'un maïs favorise la compaction du sol, avec fermeture de ces pores inter-agrégats.

a2) cas de la semelle de labour

Les profils culturaux ont mis en évidence la présence d'une semelle de labour à la base de l'horizon travaillé. Nous comparerons ici le niveau profond (30 cm) dans les deux mêmes modalités que précédemment (rotation et maïs minéral, inter-rang tassé), afin de voir comment le phénomène de structuration mis précédemment en évidence se comporte sur une semelle de labour.

Dans ces deux situations, la macroporosité est sensiblement équivalente (10.0 % sous rotation, 10.6 % sous maïs), mais la figure A10 montre qu'elle se distribue différemment : la rotation favorise la création des pores d'assemblage, notamment les plus grossiers (classe P4), au détriment des pores plus fins, notamment les fissures. Les conséquences sur les transferts sont encore très importantes, bien que moins marquées que dans le cas précédent : la conductivité $K(-0.5)$ est 7 fois plus importante sous rotation.

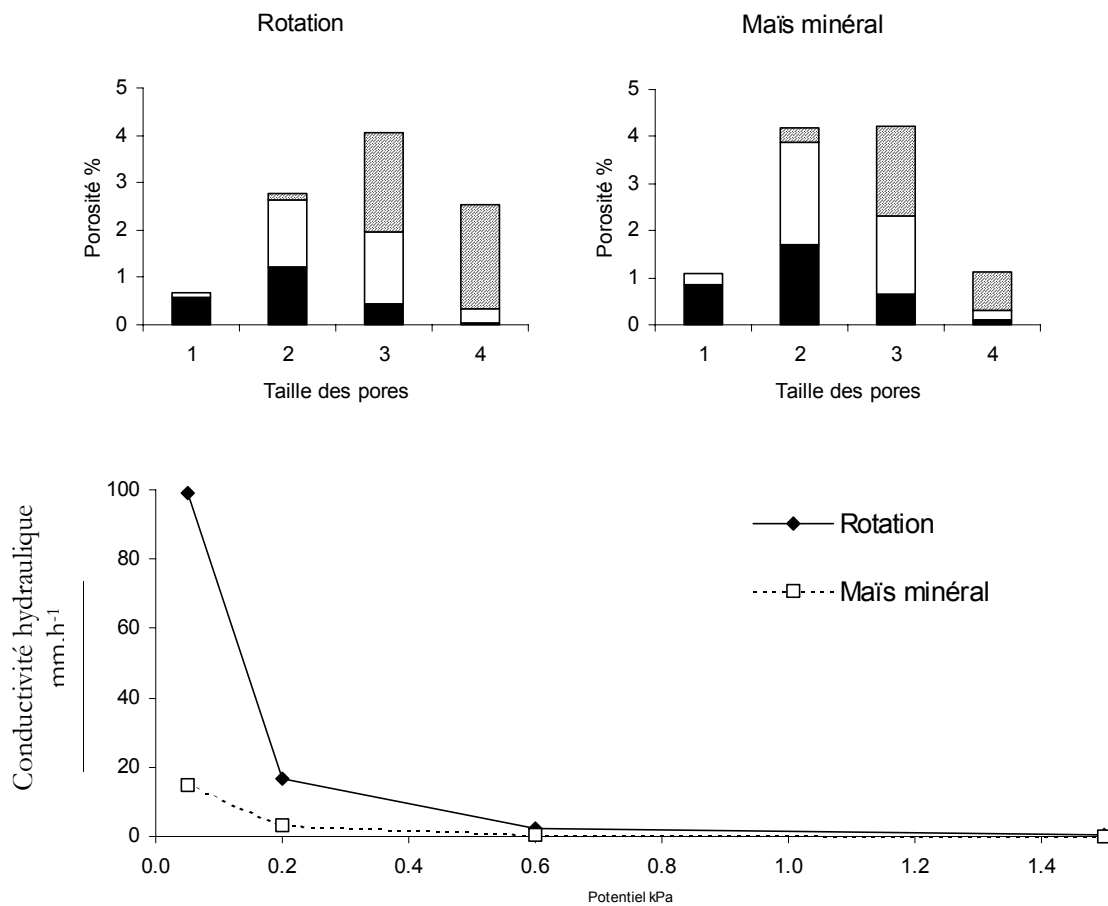


Figure A10. Comparaison de la semelle de labour entre la rotation et le maïs minéral, inter-rang tassé

Le phénomène de structuration lié à la mise en place d'une prairie de rotation, que nous avons mis en évidence dans le cas précédent, s'avère donc suffisamment important pour pouvoir modifier une semelle de labour ; après deux années de prairie, la semelle est toujours présente, mais une structure fragmentée se substitue progressivement à la structure compacte. Le transfert de pores fissuraux vers des pores d'assemblage est significatif d'une réduction de la taille des unités structurales.

En conclusion, les deux systèmes de culture comparés conduisent donc à des situations diamétralement opposées : sous prairie non pâturée se développe une structure aérée, grumeleuse, favorisant les conditions de transferts hydriques ; ce phénomène de structuration est particulièrement marqué en surface, mais il se traduit également par un début de fragmentation de la semelle de labour. A l'inverse, sous maïs minéral, la compaction provoque une réduction drastique de la macroporosité et particulièrement des pores d'assemblage, avec pour conséquence une limitation de l'infiltration aux plus faibles potentiels. Il n'est pas possible dans l'immédiat de dissocier la part relative des contraintes mécaniques et de l'activité biologique, aussi doit-on considérer dans ces situations extrêmes que le système de culture, pris dans sa globalité, conduit à des conditions structurales et hydriques opposées. On retiendra enfin que, parmi les paramètres mesurés, la densité apparente ne semble pas constituer un indicateur pertinent pour mettre en évidence les différences entre les situations.

b. Effet de la compaction mécanique

Après avoir mis en évidence l'effet global des systèmes de culture sur la structure et le fonctionnement, effet intégrant les facteurs physiques et biologiques, nous nous focaliserons ici sur les seuls facteurs physiques, ceux qui sont liés à la compaction mécanique. Nous analyserons successivement l'effet dû au passage de roue dans un inter-rang de maïs, puis l'effet dû à la semelle de piétinement dans la prairie pâturée.

b1) compaction due au passage de roue dans un inter-rang de maïs

L'effet d'un passage de roue est analysé sur l'horizon de surface sous maïs minéral, par comparaison d'un inter-rang tassé et d'un inter-rang non tassé. En l'absence de toute autre contrainte, cette comparaison nous permettra de distinguer la part de cette compaction mécanique sur les propriétés structurales et de transfert.

La figure A11 montre que le passage de roue affecte considérablement la macroporosité, qui passe de 24 % à 10 % ; cette évolution concerne principalement les plus gros pores d'assemblage (classe P4, qui passe de 14 % à 1 %), et dans une moindre mesure les pores de taille 3 (fissures C3 et pores d'assemblage P3). les plus petits pores (tailles 1 et 2) ne sont pas affectés. Le tassement consiste donc en un rapprochement d'agrégats fins, initialement arrangés en un assemblage lâche ; les espaces intra-agrégats ne sont pas concernés.

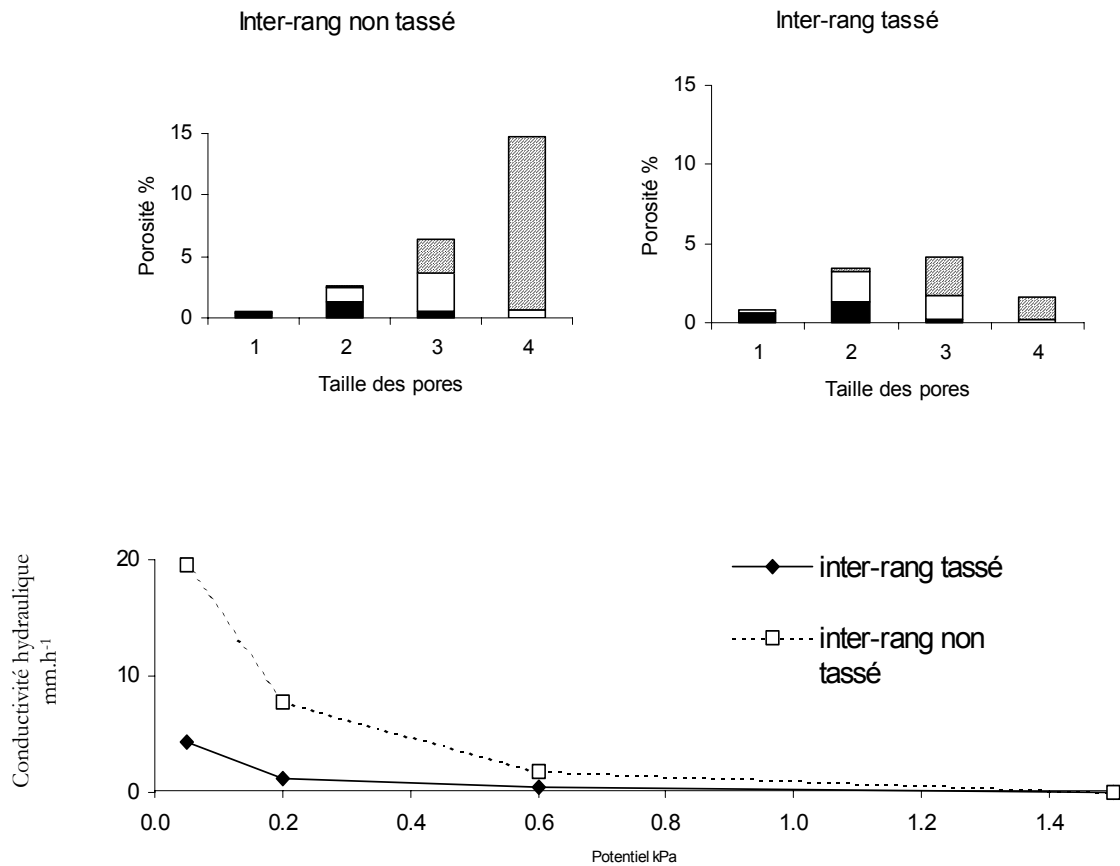


Figure A11. Comparaison des inter-rangs tassé et non tassé (horizon de surface) sous maïs minéral à Quimper

Les conditions de transfert sont réduites de façon importantes : la conductivité hydraulique est réduite d'un facteur 5 à -0.05 kPa, et même à -0.2 kPa. Comme dans le cas précédent, il y a une bonne adéquation entre la typologie des pores et l'infiltrabilité.

b2) compaction due au piétinement des bovins

Les profils culturaux ont mis en évidence la présence d'une semelle de piétinement dans la prairie pâturée. Nous analyserons ici la compaction mécanique provoquée par le piétinement de bovins, en comparant l'horizon superficiel de la prairie pâturée avec la prairie de rotation, non pâturée.

On note une réduction sensible de la macroporosité (17.5 % sous rotation, 13.7 % sous prairie pâturée), et ici encore seuls les pores d'assemblage les plus grossiers sont concernés (classes P4 et P3), les autres classes de pores n'étant quasiment pas affectées par la compaction (figure A12). Le piétinement a donc le même effet structural que le passage de roue, mais en moins important, soit parce que la contrainte est moins forte, soit parce que les conditions biologiques sont plus favorables sous prairie que sous maïs minéral.

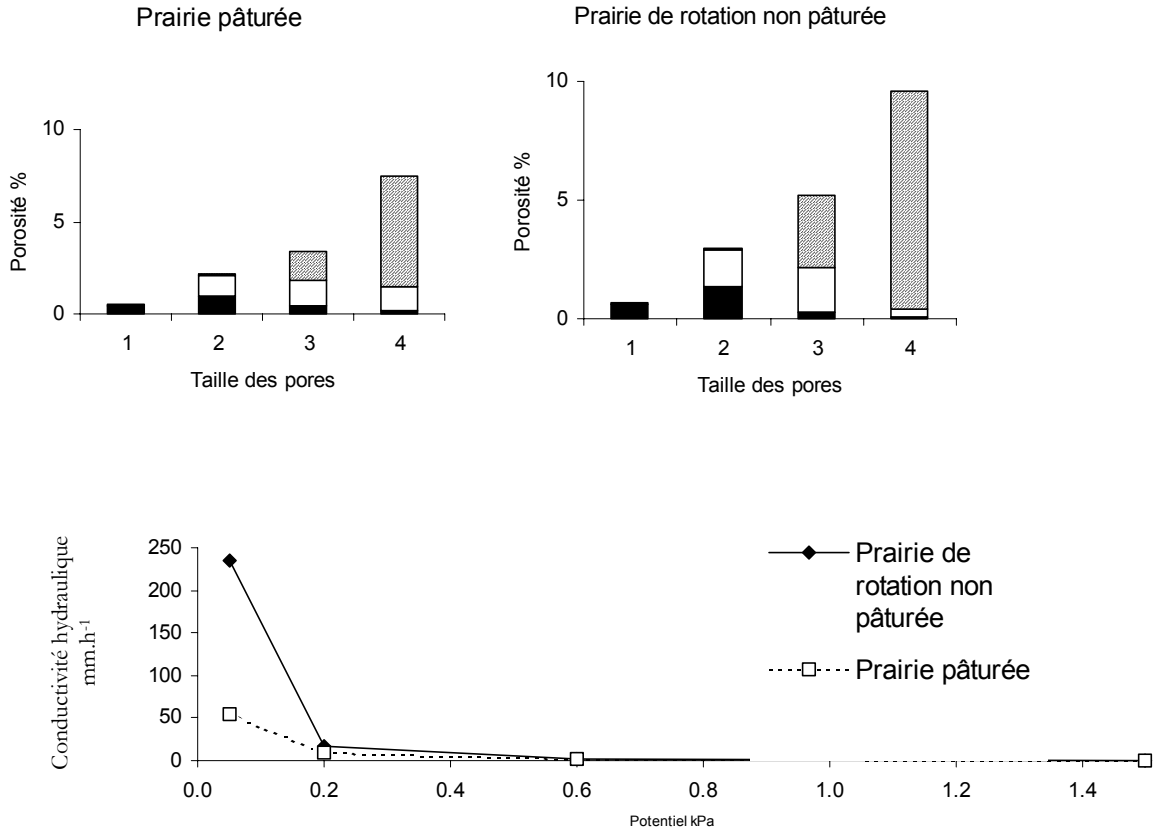


Figure A12. Comparaison de l'horizon intermédiaire sous prairie de rotation non pâturée et sous prairie permanente pâturée à Quimper

Les conditions de transfert sont ici aussi profondément affectées par le tassement, la conductivité hydraulique à -0.05 kPa étant divisée par 4 sous prairie pâturée (55 mm.h^{-1} au lieu de 236 mm.h^{-1}). Mais les ordres de grandeur sont très différents sous ces deux prairies et sous les deux situations de maïs précédemment analysées, où les conductivités au même potentiel étaient respectivement de 19.5 mm.h^{-1} et de 4.3 mm.h^{-1} .

En conclusion, l'analyse de ces deux types de compaction mécanique montre des similitudes : l'effet du tassement se limite à la porosité d'assemblage la plus grossière, réduite du fait du rapprochement des agrégats. Les conséquences de cette modification structurale sur les transferts sont importantes : la conductivité est fortement réduite, indiquant que les pores subsistant à la compaction sont moins interconnectés que les pores d'assemblage grossiers. Par ailleurs on a pu remarquer que, malgré ces similitudes entre les deux types de compaction, la conductivité dans une semelle de piétinement reste environ dix fois plus élevée que la conductivité dans un horizon compacté par un passage de roue ; ceci confirme les premiers résultats montrant le rôle du système de culture sur les propriétés structurales et de transfert des sols. Mais, quelle que soit l'importance du tassement, tous les paramètres mesurés sont aptes à rendre compte de ces modifications, et peuvent servir d'indicateurs de la qualité physique.

c. Effet du type d'amendement

Nous avons vu précédemment que le maïs sous fertilisation minérale correspondait à la situation conduisant aux conditions les plus défavorables, tant physiques que biologiques, sur les propriétés structurales et hydriques du sol. La comparaison avec le maïs sous amendement organique nous permettra maintenant d'analyser l'effet du type d'amendement sur ces propriétés, indépendamment des contraintes physiques.

La figure A13 présente les résultats pour l'horizon intermédiaire des deux parcelles de maïs, hors passage de roue. La macroporosité est en moyenne identique dans les deux situations (20.7 %), mais sa répartition est différente : l'amendement organique favorise la porosité d'assemblage de grande taille, même si celle-ci est déjà prépondérante sous amendement minéral. Ces résultats confirment l'observation des profils culturaux montrant que dans les inter-rangs non tassés de maïs, entre l'horizon de surface compacté et la semelle de labour se situe un niveau constitué en partie de terre fine, en partie de mottes compactes issues du labour ; la proportion terre fine / mottes compactes est plus élevée sous amendement organique. On retrouve donc ici l'effet de fragmentation déjà évoqué dans la comparaison maïs rotation, mais on peut maintenant imputer ce phénomène aux facteurs biologiques, ceux-ci étant favorisés dans le cas d'un amendement organique.

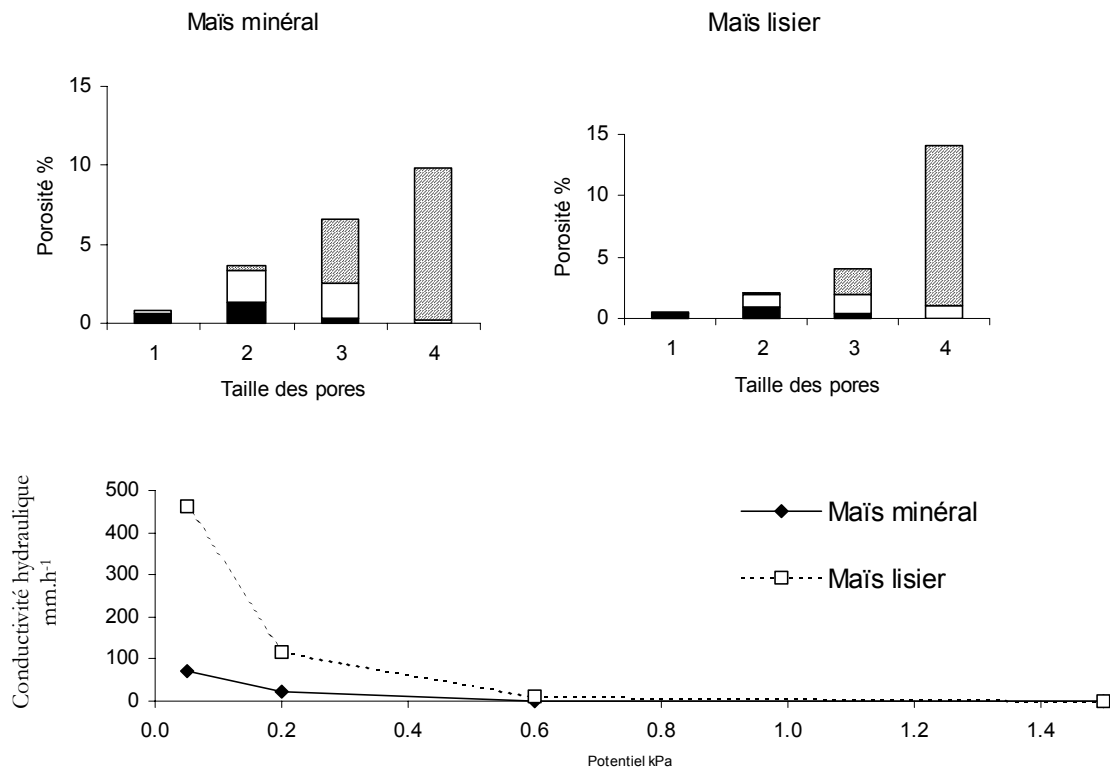


Figure A13. Comparaison de l'horizon intermédiaire sous maïs minéral et sous maïs lisier (inter-rang non tassé) à Quimper

Les conséquences de cette fragmentation sur les transferts sont importantes à tous les potentiels, la conductivité hydraulique étant 6 à 7 fois plus élevée sous maïs lisier que sous maïs minéral, même aux potentiels les plus éloignés de la saturation. L'adéquation entre les classes de pores et la conductivité n'est ici plus respectée, puisque la conductivité est plus élevée même lorsque la porosité est moins importante (classes de taille 2 et 3) ; ceci montre que la taille des pores n'est pas seule en cause pour expliquer les transferts, mais qu'il faut également prendre en compte la morphologie de ces pores, seule capable de décrire les éventuelles inter-connexions.

d. Effet dû au type de sol

Les comparaisons effectuées jusqu'à présent concernaient le même sol (Brunisol de Kerbernes). Le dispositif expérimental nous permet d'analyser l'effet du type de sol sur les propriétés structurales et hydriques : nous chercherons ici à mettre en évidence l'effet de l'hydromorphie et l'effet du site.

d1) effet de l'hydromorphie à Rennes

La figure A14 présente les résultats sur les parcelles de prairie pâturée saines et hydromorphes de Rennes, sous la semelle de piétinement. La macroporosité est nettement moins importante dans l'horizon hydromorphe que dans l'horizon sain (14.5 % au lieu de 20.6 %), et cette réduction affecte essentiellement les pores grossiers (taille 4) ; notons que la prairie saine de Rennes est caractérisée par une macroporosité fissurale importante, contrairement à celle de Quimper qui présente surtout des pores d'assemblage. Le caractère hydromorphe accentue donc la prise en masse du matériau, par un rapprochement des agrégats polyédriques: les espaces inter-agrégats les plus larges disparaissent presque totalement. Le fonctionnement hydrique est directement lié à cette évolution structurale, avec une réduction de moitié de la conductivité hydraulique.

d2) effet de l'hydromorphie à Quimper

L'effet mis en évidence à Rennes se retrouve sur le site de Quimper, mais il est atténué (figure A15) ; ici, la réduction de porosité entre la prairie saine et la prairie hydromorphe n'est que de 2 %, et elle concerne essentiellement la porosité d'assemblage. Les conséquences sur les transferts sont beaucoup plus importantes, surtout pour le potentiel le plus proche de la saturation.

Le type de sol intervient donc fortement sur la façon dont l'hydromorphie joue sur ses propriétés structurales et hydriques : si Quimper apparaissait comme la situation la plus favorable (taux de matière organique), on constate que ses propriétés structurales sont peu affectées, mais cette évolution, même faible, a plus d'effet sur les propriétés hydriques qu'à Rennes. En d'autres termes, la porosité d'assemblage grossière (classe P4) confirme son rôle prédominant sur les transferts : une faible réduction de cette classe peut avoir plus de conséquences qu'une forte réduction de la porosité fissurale.

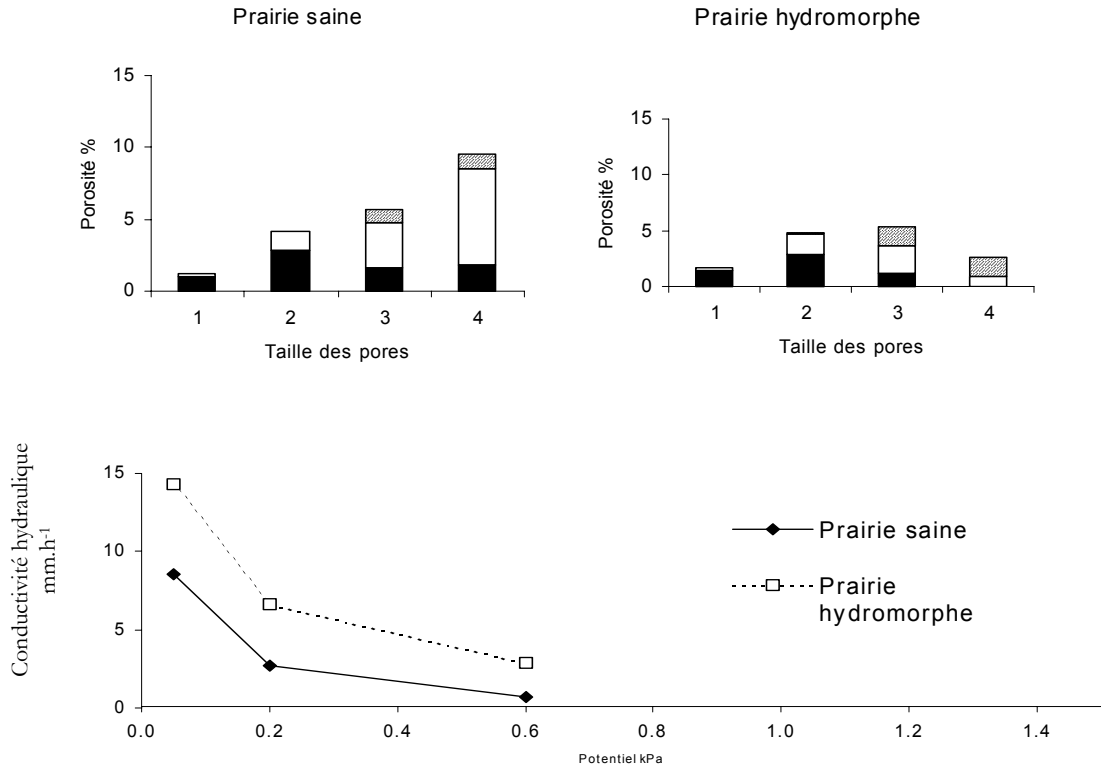


Figure A14. Comparaison de l'horizon intermédiaire sous prairies pâturées saine et hydromorphe à Rennes

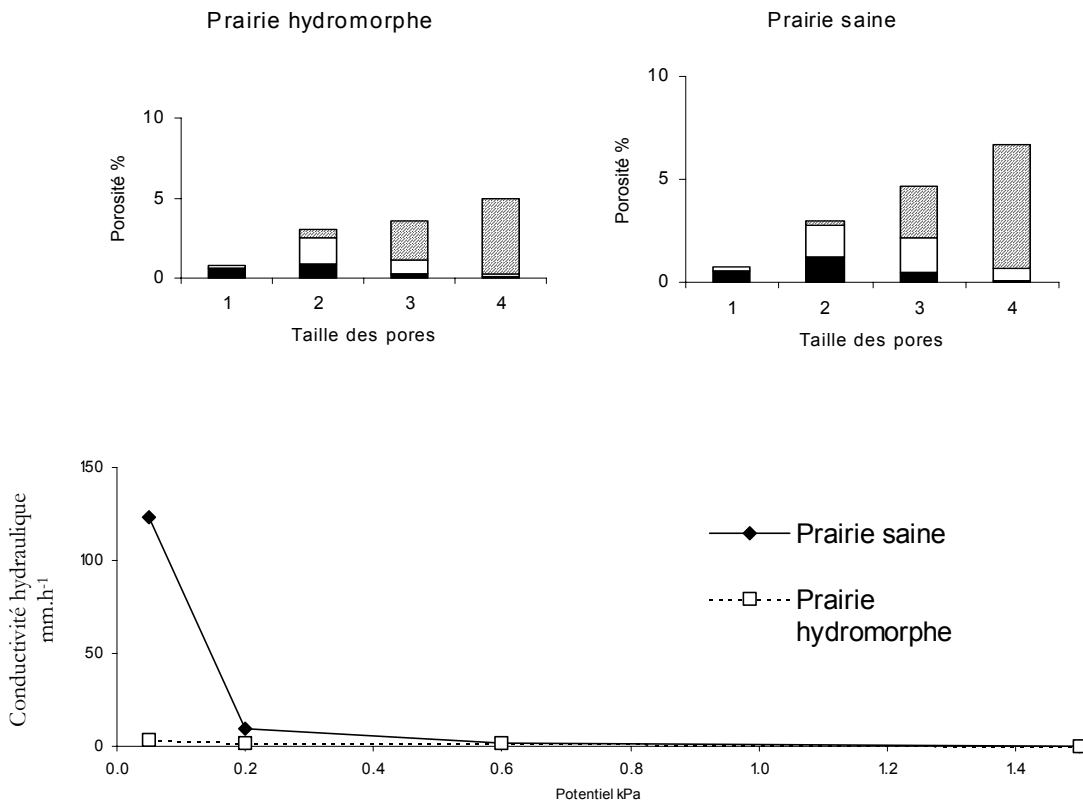


Figure A15. Comparaison de l'horizon intermédiaire sous prairies pâturées saine et hydromorphe à Quimper

d3) rôle de la matière organique sur l'horizon de surface sous maïs

Sous culture de maïs, la principale différence entre les deux sites est due à la teneur en matière organique. Afin d'évaluer son importance sur les propriétés structurales et hydriques, nous comparerons ici l'horizon de surface d'un inter-rang tassé sous maïs lisier (figure A16). La macroporosité entre les deux sites est très différente, tant dans son ensemble (5,4 % à Rennes, 9,1 % à Quimper) que dans sa répartition : les pores d'assemblage, prépondérants à Quimper, sont quasiment absents à Rennes. Cette tendance peut se vérifier sur l'ensemble des horizons, elle semble montrer que la présence d'une porosité d'assemblage est favorisée par une forte teneur en matière organique. Les courbes de conductivité hydraulique confirment, ici encore, l'importance que cette porosité d'assemblage peut avoir sur les transferts.

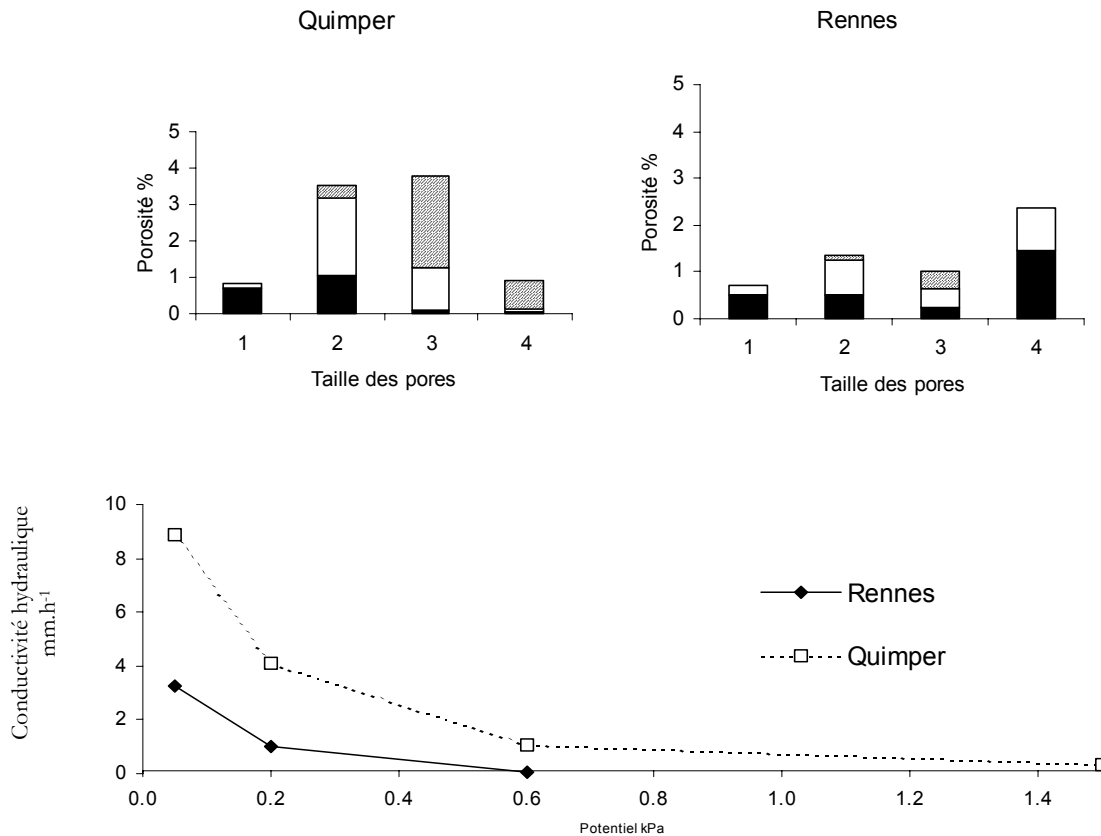


Figure A16. Comparaison de l'horizon de surface sous maïs lisier à Rennes et à Quimper

A.3.2.3 Dynamique saisonnière des paramètres physiques et structuraux

Après avoir analysé l'effet de quelques contraintes, cette partie s'attachera à montrer l'évolution saisonnière des paramètres structuraux et hydriques, en comparant les résultats obtenus à trois dates

(mars, août, novembre) sur le site de Quimper. Nous limiterons ici encore cette analyse à quelques situations, de façon à monter les principales dynamiques rencontrées.

a. Système « stable », sans évolution saisonnière marquée

Aucune des modalités analysées ne montre de résultats réellement identiques au cours de l'année, mais lorsque les différences entre les trois dates sont faibles, elles ne sont pas significatives et peuvent être imputées à la variabilité intra-parcellaire. Les parcelles de prairie permanente sont celles sur lesquelles les variations sont les moins marquées, mais en même temps celles qui présentent la plus grande variabilité spatiale ; nous choisissons, pour illustrer un système stabilisé, l'horizon de surface de la prairie de rotation, sur laquelle la dynamique est peu marquée.

La figure A17 montre que cet horizon subit une légère évolution de la macroporosité au cours du temps : entre mars et août la macroporosité totale reste inchangée (18.5 %) mais on assiste à une redistribution des plus gros pores d'assemblage (classe P4) vers des pores d'assemblage plus fins (classe P3) ; d'août à novembre, ces deux classes de pores sont sensiblement réduites et la macroporosité totale passe à 14.7 %. Ce léger tassement peut être imputé à un réarrangement progressif des agrégats, et également à une compaction mécanique due aux quelques passages d'engins (épandage du lisier, tontes), mais il ne modifie pas fondamentalement la structure de l'horizon. Les courbes de conductivité suivent cette lente évolution, avec une légère diminution entre les trois dates. Cette situation se rapproche donc d'un système stabilisé.

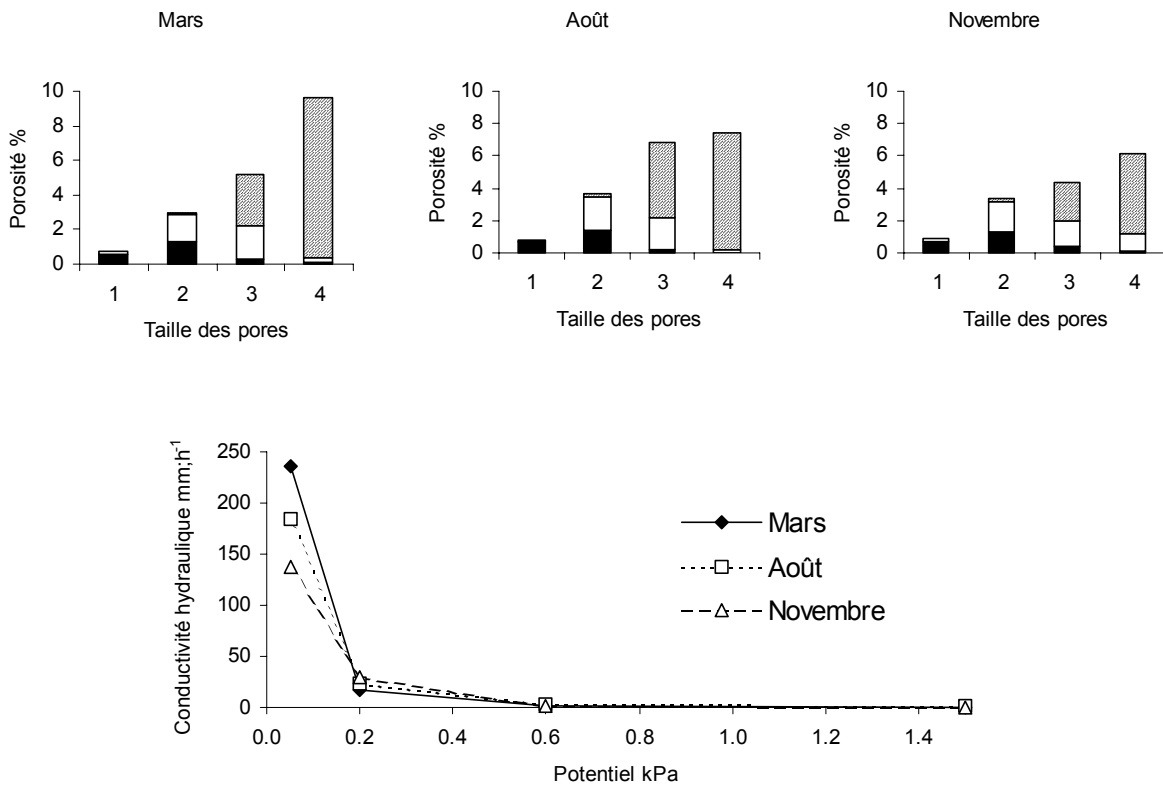


Figure A17. Dynamique saisonnière de l'horizon superficiel sous prairie de rotation à Quimper

b. Système « structurant », allant vers une aération du sol

Toujours sous prairie de rotation, mais à la base de l'horizon travaillé, on assiste à une augmentation de la porosité de mars à novembre (Figure A18) : la macroporosité passe en moyenne de 10 % à 15 % entre ces deux dates, cette augmentation se traduisant par un accroissement graduel des plus gros pores, et notamment des pores d'assemblage (classes P3 et P4). Nous avons vu plus haut que ce profil présentait encore une semelle de labour en mars, déjà fragmentée par rapport à celle que l'on peut observer sous culture de maïs ; on assiste ici à la poursuite de cette fragmentation de l'ancienne semelle, les agrégats qui la composent étant de plus en plus petits et les espaces inter-agrégats de plus en plus gros et interconnectés. Il s'agit donc d'un phénomène structurant qui, en l'absence de toute action mécanique de fragmentation, doit être imputée à l'activité biologique (racines et lombriciens). Il est difficile de trouver une relation simple entre cette augmentation de porosité et l'évolution des courbes de conductivité, mais celles-ci restent globalement très élevées.

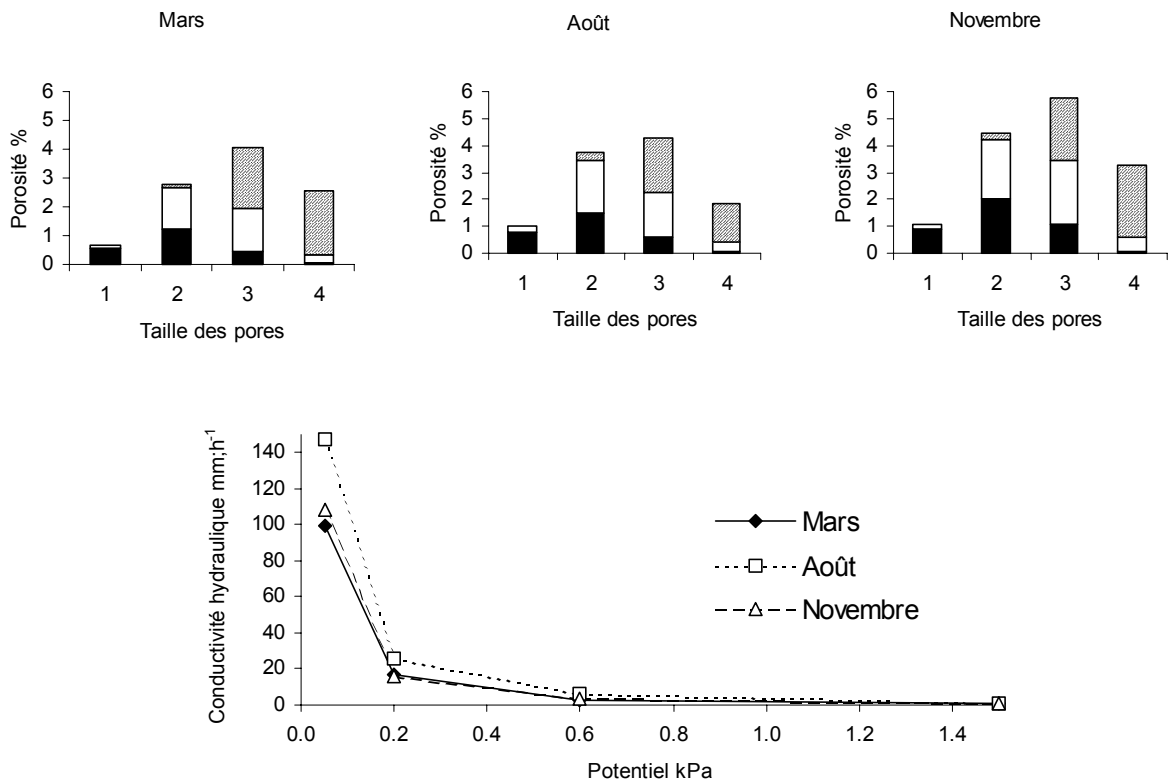


Figure A18. Dynamique saisonnière de l'horizon profond sous prairie de rotation à Quimper

c. Système « compactant », allant vers un tassement du sol

L'analyse de la contrainte de compaction, dans le chapitre précédent, nous a permis d'observer des horizons tassés, notamment dans les parcelles de maïs avec fertilisation minérale. La dynamique saisonnière va nous permettre à présent d'assister à la constitution de ce tassement. La figure A19 présente les résultats de l'horizon superficiel d'un inter-rang tassé sous maïs minéral ; les données sont ici présentées d'août à mars, afin de suivre l'évolution structurale en fonction du cycle cultural. La situation de départ correspond à la structure la plus proche de celle créée par les façons culturales, en mai : structure émiettée, constituée d'un assemblage de terre fine très meuble ; le tassement au cours du cycle cultural provoque une réduction considérable de la macroporosité, qui passe de 20 % à 13 % entre août et novembre, et se poursuit pendant la période hivernale (10 % en mars) ; les pores d'assemblage P4, et dans une moindre mesure P3, sont les plus affectés par ce tassement. Le système est donc ici strictement compactant, régi par la prise en masse du matériau et des compactations mécaniques (passage de roue), sans être compensée par aucune action structurante.

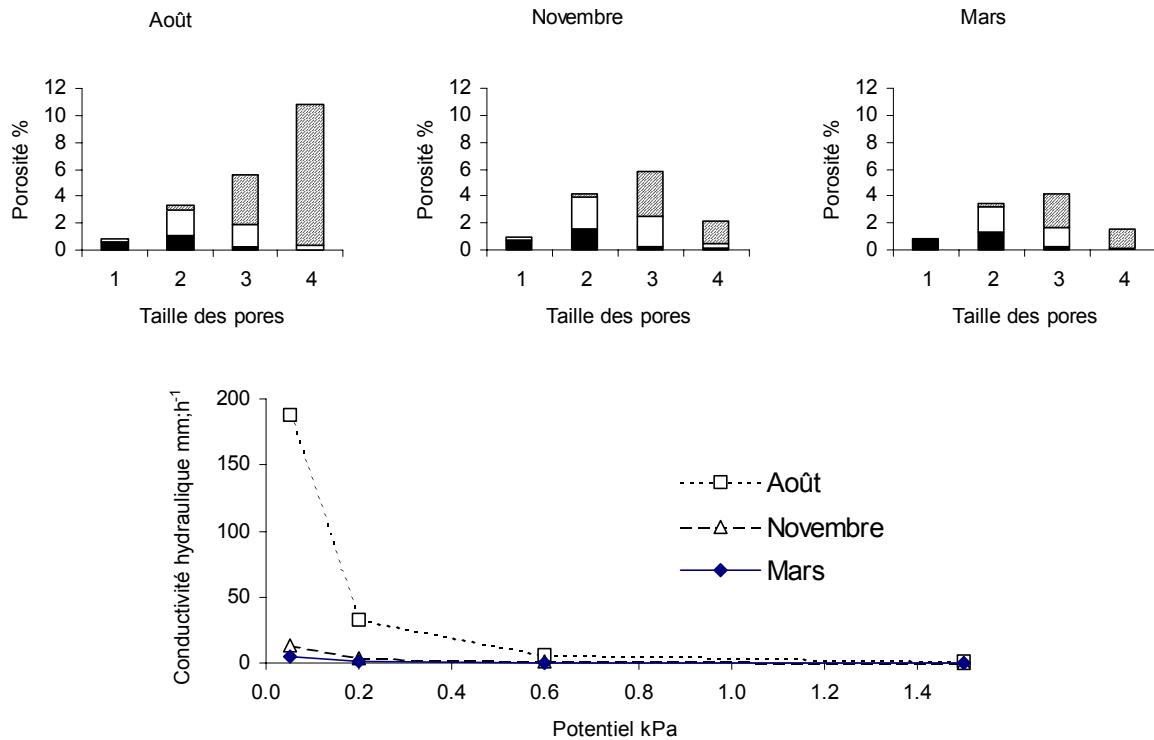


Figure A19. Dynamique saisonnière de l'horizon superficiel d'un inter-rang tassé sous maïs minéral à Quimper

Les conséquences sur les transferts montrent une réduction rapide de la conductivité hydraulique, qui suit étroitement l'évolution de la structure. Le rôle des pores d'assemblage sur l'infiltration se trouve à nouveau confirmé.

Enfin, on notera que ce phénomène compactant, illustré ici dans les pires conditions, se retrouve dans la plupart des situations sous maïs, mais en moins intense selon la profondeur, l'amendement, ou le type d'inter-rang.

d. Système complexe, avec alternance compaction / structuration

Si l'exemple précédent correspondait à la situation la plus compactante, on a vu que l'effet compactant pouvait être atténué dans des situations moins défavorables. Nous prendrons ici le cas le plus favorable sous maïs, celui de l'horizon intermédiaire en fertilisation organique, hors passage de roue (figure A20). L'évolution entre août et novembre est semblable à celle décrite précédemment, avec une réduction importante de la macroporosité (de 19 % à 12 %) concernant essentiellement les gros pores d'assemblage ; mais la situation s'inverse ici entre novembre et mars, la macroporosité dépassant même en mars son niveau initial (21 %), sous la forme là encore de pores d'assemblage grossiers. En l'absence de toute autre intervention, on peut attribuer cette recrudescence de la porosité d'assemblage à l'activité biologique, particulièrement importante en fin d'hiver dans le cas d'une fertilisation organique favorable au développement des lombriciens. Ce système de culture associe donc deux processus structuraux successifs, une compaction liée à une prise en masse suivie d'une structuration liée à l'activité lombricienne. L'infiltration est parfaitement corrélée à cette succession d'événements, puisqu'on retrouve en fin d'hiver des valeurs de conductivité hydraulique encore plus élevées qu'en été, et quinze fois supérieures à celles d'automne.

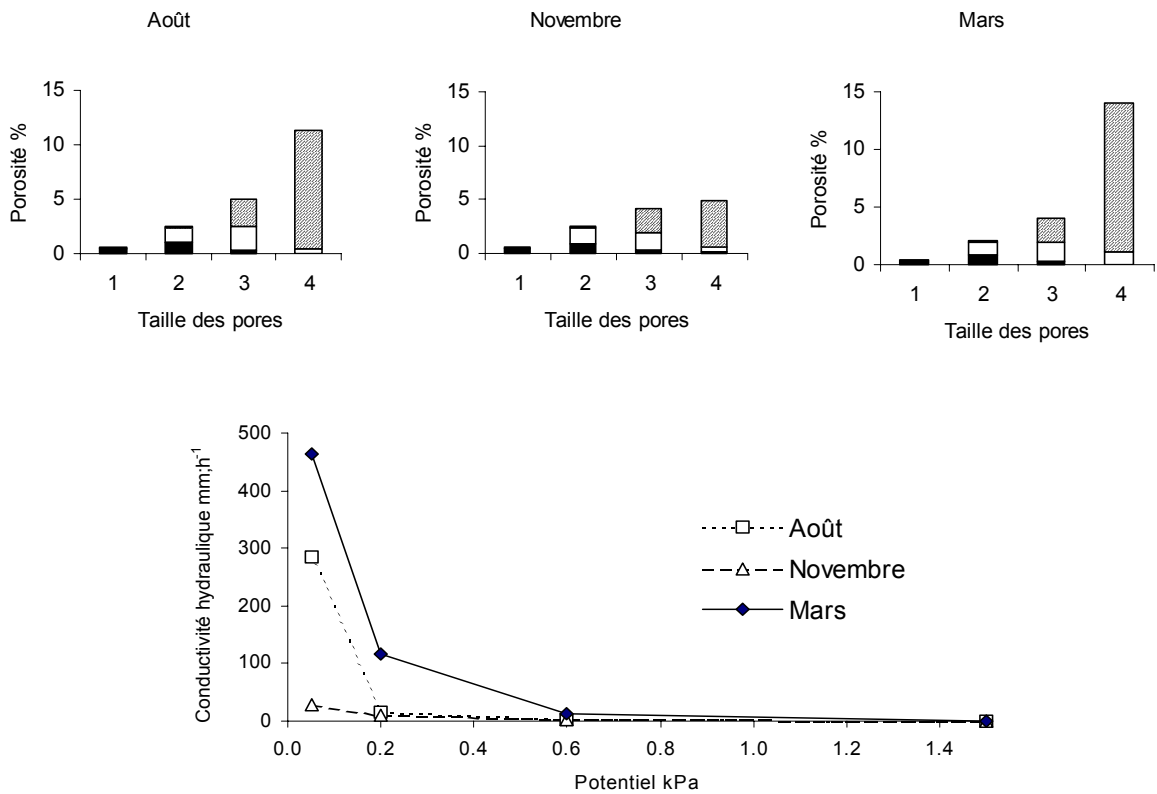


Figure A20. Dynamique saisonnière de l'horizon intermédiaire d'un inter-rang non tassé sous maïs lisier à Quimper

A.4 Conclusion. Indicateurs et processus de structuration

La grande quantité des situations analysées nous a permis d'une part de comparer les paramètres structuraux et physiques, d'autre part d'identifier différents processus structuraux liés aux systèmes culturaux.

Si la recherche de relations statistiques entre les paramètres structuraux et les paramètres physiques reste encore à réaliser, nos analyses nous ont montré que, dans la majorité des cas, les pores d'assemblage jouaient un rôle prépondérant dans les transferts. On a même pu noter une bonne adéquation entre la taille des pores et le potentiel auquel il correspondait ; ainsi, la classe de taille 4 correspond bien aux transferts au potentiel -0.05 kPa. En d'autres termes, la classification morphologique des pores s'avère apte à fournir des indicateurs du fonctionnement hydrique en conditions proches de la saturation. A l'inverse, la densité apparente ne renseigne que sur un état de compacité, et la valeur de porosité totale qu'on peut en tirer est peu significative par rapport au fonctionnement hydrique.

La possibilité de comparer deux à deux une grande gamme de situations nous a permis d'identifier un nombre limité de processus intervenant dans les modifications structurales du sol : il s'agit de deux processus « déstructurants » (la prise en masse, et le tassement mécanique), et de deux processus « structurants » (la fragmentation mécanique, et la structuration biologique).

- *la prise en masse* correspond à une perte de la macroporosité d'assemblage d'un matériau initialement meuble ; ce phénomène a été repéré sous maïs, il intervient rapidement au cours du cycle cultural.

- *le tassement mécanique* correspond à une réduction plus ou moins poussée de toutes les classes de pores, en commençant par les gros pores d'assemblage ; il peut être provoqué aussi bien par des passages d'engins que par le piétinement des bovins ; s'il peut affecter toutes les couches, il est plus important sur les couches de surface, ou en profondeur (semelle de labour).

- *la fragmentation mécanique* se traduit par la création d'une abondante porosité d'assemblage, correspondant aux espaces inter-agrégats dans un assemblage lâche de terre fine ; particulièrement net après un semis, ce phénomène est aussi le plus sensible au processus de prise en masse évoqué plus haut.

- *la structuration biologique*, qui peut associer des processus d'agrégation et de fragmentation liés à l'activité de la macrofaune, se traduit également par la création d'une porosité d'assemblage, responsable de la création d'une structure finement agrégée ; nous l'avons mise en évidence dans les systèmes favorisant l'activité lombricienne, où elle est responsable de la fragmentation de structures compactées (semelles de labour, horizons pris en masse).

Certains systèmes de culture favorisent l'un de ces processus : prise en masse sous maïs minéral, ou à l'inverse structuration biologique sous prairie de rotation non pâturée. Mais dans d'autres systèmes de culture, différents processus peuvent coexister, ou se succéder : sous maïs lisier par exemple, il y a compétition entre la prise en masse et la fragmentation ; le pâturage d'une prairie constitue un autre

exemple de compétition, entre un processus de fragmentation biologique et un processus de compaction mécanique. La part relative de chacun de ces processus, elle-même liée aux contraintes subies par le système, détermine l'évolution de la macroporosité du sol, et notamment la porosité d'assemblage.

En définitive, les systèmes de culture sont soumis à différents types de contraintes, physiques ou biologiques. Ces contraintes agissent soit en compactant, soit en fragmentant le matériau. Les modifications structurales sont essentiellement liées à l'abondance d'une classe de pore, la porosité d'assemblage, dont le rôle sur les propriétés de transfert semblent essentielles. La qualité physique du sol, qui dépend notamment de ces propriétés de transfert, est donc affectée par les systèmes de culture, et peut être estimée par une mesure de la porosité d'assemblage.

B. INDICATEURS DE L'ETAT MACROBIOLOGIQUE DU SOL

Daniel CLUZEAU, Guénola PERES

Université Rennes I – UMR CNRS 6553 Ecobio – Equipe IBTM

B.1 Objectifs

L'objectif de ce travail vise à apprécier *in situ* les variations des états microbiologiques des sols en liaison avec les caractéristiques physiques, chimiques (notamment retours de matière organique) et pédologiques induites par différentes pratiques agricoles, ceci dans le but de proposer des indicateurs de l'activité microbiologique.

L'objectif finalisé de cette étude est de mettre au point un outil d'évaluation *in situ* de l'état microbiologique. L'intégration de cette dimension biologique à un diagnostic agro-pédologique devra permettre de caractériser le sol dans sa globalité et d'aboutir à des propositions optimales en terme de gestion de la ressource Sol (conservation des états structuraux et biologiques assurant la pérennité de la ressource) et en terme de protection de l'environnement (vis-à-vis des processus d'érosion et de pollution des eaux).

Ce travail se situe à différentes échelles :

- 1) à l'échelle régionale *via* l'étude des interactions biologiques-physiques dans deux contextes pédo-climatiques contrastés (Ille et Vilaine, Finistère),
- 2) à l'échelle stationnaire *via* l'étude des différents systèmes culturaux (prairie permanente, prairie temporaire, monoculture),
- 3) à l'échelle intra-parcellaire *via* l'étude de deux états d'hydromorphie au sein d'une même parcelle (prairie permanente).

Il est fondé sur le couplage de deux bases de données rendant compte de l'état microbiologique du sol : le peuplement lombricien (caractérisation quantitative et qualitative du peuplement lombricien) et la porosité biologique d'origine lombricienne observée *in situ* (caractérisation qualitative et quantitative des réseaux de galeries).

B.2 Rappel des sites étudiés

	Prairie		Rotation	Monoculture.maïs	
	Sain	Hydro.		Lisier	Minéral
Rennes	Rennes.prairie. Permanente.sain	Rennes.prairie. Permanente. hydromorphe		Rennes.maïs. lisier	Rennes.maïs. minéral
Quimper	Quimper.prairie. Permanente.sain		Quimper.prairie. temporaire	Quimper.maïs. lisier	

Tableau B.1 : Sites d'étude

Pour plus de détails, on se référera au chapitre "matériel et méthodes".

B.3 Méthodes

B.3.1 Méthode d'échantillonnage lombricien

Les lombriciens sont échantillonnés suivant la méthode d'extraction par une solution formolée associée à un tri manuel (Bouché,1972 ; Cluzeau & al, 1999) : sur un cadre d'une surface de 1m², subdivisé en 64 pixels (appréciation de la distribution spatiale intra-cadre) trois épandages d'une solution de formol sont réalisés à 15 minutes d'intervalle (10 l/ épandage à des concentrations croissantes : 0.25%, 0.25 % et 0.4 %) ; les vers sous l'action urticante du formol adoptent un comportement de fuite et émergeant à la surface du sol sont capturés après chaque épandage et conservés dans une solution de formol à 4 % ; après 45 minutes, un grattage minutieux sur 1-2 cm est réalisé sur l'ensemble du cadre (10 mn) permettant de récolter les individus n'ayant pas atteint la surface.

Cette extraction chimique est complétée par une extraction physique : au centre du cadre, un bloc de sol d'une surface de 25 cm X 25 cm est prélevé sur 20 cm de profondeur et trié manuellement permettant ainsi de récolter les espèces les moins sensibles au formol. Cette extraction physique permet d'apporter un correctif aux valeurs obtenues par la méthode chimique.

Trois répétitions sont réalisées dans chacun des contextes agro-pédo-climatiques.

Au laboratoire, chaque individu est déterminé et pesé, ce qui permet de caractériser le peuplement lombricien par l'abondance (nb/m²), la biomasse (g/m²), la structure spécifique (rattachée aux espèces), la structure écologique (rattachée aux trois groupes écologiques : épigés, anéciques, endogés) et l'âge-ratio (stade de développement).

De plus, tenant compte de la forte disparité morphologique existant entre les deux stades de développement (juvéniles et adultes), le peuplement est aussi caractérisé en terme de **structure fonctionnelle** définie par :

- les *unités écologiques fonctionnelles (UEF)*, unités qui combinent les catégories écologiques et le stade de développement ;
- les *unités taxonomiques fonctionnelles (UTF)*, unités qui combinent les espèces et le stade de développement.

Cette approche originale de couplage a été initiée dans l'objectif de relier les caractéristiques du peuplement lombricien aux caractéristiques porales d'origine biologique.

B.3.2 Méthode de caractérisation de la macroporosité *in situ*

L'étude de la macroporosité d'origine lombricienne se déroule en deux phases successives : l'observation d'un profil pédologique et la quantification de la porosité.

B.3.2.1 Introduction

Selon Paoletti et al., (1991), la présence ou l'absence de certains invertébrés sont le reflet entre autre de la structure du paysage et de la qualité de celui-ci, mais aussi des pratiques agricoles telles que le labour, les rotations, la fertilisation, l'irrigation, la gestion des adventices, la gestion des haies... ainsi que des résidus de pesticides dans le sol.

En ce qui concerne les lombriciens, un certain nombre d'études ont montré qu'ils étaient fortement influencés par les caractéristiques environnementales, qu'elles soient notamment :

- **physico-chimiques** : profondeur et l'humidité du sol (Phillipson et al., 1976 ; Van Rhee et Nathans, 1973; Bachelier, 1978), texture (El-Duweini and Ghabbour, 1965 ; Guild, 1948; Edwards and Lofty, 1972; Lee, 1985), température (Bouché, 1982), pH (Bhatti, 1962 ; Bachelier,1978), salinité, lessivage et acidification (Romans et Robertson, 1975).

- **anthropiques** : travail du sol, notamment labour (Hopp, 1947, Evans et Guild, 1948, Edwards, 1983, Parmelee et al., 1990, Tebrügge *et al.*, 1999), rotation, traitements phytosanitaires (Cluzeau et al., 1987, Descotes et al, 1998, Tebrügge and Düring, 1999), fertilisation (Raw 1962; Bostrom 1987; Cluzeau et al. 1990; Binet 1993, Pérès et al., 1996).

A ce titre, les lombriciens peuvent jouer le rôle de **REVELATEUR** des conditions agro-pédologiques de l'écosystème.

L'objectif de cette partie de l'étude est d'une part d'apprécier comment au sein d'un contexte régional, offrant une variabilité agro-pédo-climatique, les populations lombriciennes apparaissent indicatrices :

- des contextes pédo-climatiques ;
- des systèmes culturaux ;
- des états hydriques ;

et d'autre part de discuter des paramètres descriptifs des communautés lombriciennes, afin d'extraire ceux qui apparaissent les plus adaptés au concept d'"indicateur".

B.3.2.2 Description du profil

Cette étape permet de déterminer les horizons agro-pédologiques sur lesquels sera réalisée la quantification de la porosité : une fosse (1m X 80 cm, jusqu'à atteindre la roche mère) est creusée à la limite de la grille de prélèvement des lombriciens ; la description du profil est faite selon la méthode du profil cultural (Hénin et al., 1969 ; Gautronneau et Manichon, 1988) dont l'objectif est de relier les caractéristiques du sol aux cultures et aux pratiques culturales.

B.3.2.3 Quantification de la macroporosité in situ

La quantification de la macroporosité est effectuée sur la zone d'échantillonnage des lombriciens. Elle est réalisée sur une grille de 25 cm x 25 cm, correspondant à 4 pixels de la grille "lombriciens". L'observation est faite à l'œil nu sur le plan horizontal (étude de chaque horizon agro-pédologique préalablement défini). **L'étude originale** du plan horizontal permet d'apprécier l'activité liée aux espèces anéciques, lombriciens qui créent des réseaux de galeries à orientation verticale et participent activement aux processus de pédogenèse et au fonctionnement du sol.

Dans le cadre de cette étude, tenant compte de la forte disparité spatiale existant dans une monoculture maïs, nous avons étudié la zone sous le rang ainsi que la zone dans l'inter-rang, ce dernier n'étant pas tassé (pas de tassement associé au passage d'engins).

Chaque pore d'origine biologique est caractérisé par un paramètre de taille (2 classes : moyen et grand) et de forme (3 classes : rond, intermédiaire, allongé) et est identifiable sur le terrain par un fanion bicolore de couleurs spécifiques (Pères et al., 1998). (Tableau B.2 & figure B.1)

Forme	Taille	
	Moyen (vert) 2-5 mm	Grand (rouge) >5 mm
Rond (blanc)	MR	GR
Intermédiaire (bleu)	MI	GI
Allongé (noir)	MA	GA



Tableau B.2 : Codification des pores observés au terrain en fonction des paramètres de taille et forme – entre parenthèses est précisée la couleur du fanion.

Figure B.1 : Grille d'observation des pores

Connaissant les espèces lombriciennes extraites au niveau de la grille de comptage des pores biologiques, cela doit nous permettre **d'associer un type de pore à une espèce lombricienne ou un type de pore caractérisé en terme de taille/forme à un type lombricien** caractérisé par son espèce et son stade de développement.

B.3.3 Méthode d'évaluation de la pertinence de l'observation in situ

Cette évaluation est réalisée par la comparaison de l'approche macromorphologique réalisée *in situ* à une approche micromorphologique réalisée au laboratoire sur un même échantillon de sol non remanié : après l'observation au terrain, des blocs de sol (15cmX10cmX8cm) sont prélevés ; au laboratoire, ils subissent un échange eau-acétone et sont imprégnés par une résine contenant un pigment fluorescent. La porosité de ces blocs est ensuite étudiée par la technique d'analyses d'image (l'analyse étant effectuée par le logiciel OPTIMAS) : une première image est saisie sous lumière UV, les pores apparaissant claires alors que la phase solide apparaît noire ; cependant, certains éléments grossiers apparaissant aussi clairs sous UV (quartz, feldspates), une seconde image est saisie sous lumière blanche (4 lampes) sur laquelle la porosité est noire alors que la matrice apparaît plus claire. La soustraction des deux images permet d'obtenir une image intermédiaire (pores noirs et matrice claire) sur laquelle des retouches sont faites afin de supprimer la porosité fissurale (d'origine physique). L'image finale obtenue est ensuite analysée : la porosité est caractérisée suivant une combinaison de paramètres de taille (surface) (4 classes) et de paramètres de forme (3 formes) (Tableau B.3).

Forme	Taille			
	Petit	Moyen petit	Moyen Grand	Grand
	1.25-2 mm	2 – 3.5 mm	3.5 – 5 mm	> 5 mm
Ronds ($Is^* > 3.5$)	Pr	Mpr	Mgr	Gr
Longs ($3.5 < Is^* < 10$)	Pl	Mpi	Mgl	Gl
Intermédiaire ($Is^* > 10$)	Pi	Mpl	Mgi	Gi

***Indice de forme (ou Indice d'allongement) est la circularité définie par : $P_2 / (4 \times \pi \times S)$ avec P pour Périmètre et S pour Surface**

Tableau B.3 : Codification des pores observés par analyse d'image en fonction des paramètres de taille et de forme

La validation de l'approche terrain est réalisée en comparant les bases de données obtenues au terrain (nombre et caractéristiques des pores quantifiés à l'œil nu) aux bases de données obtenues à l'analyse d'image (nombre et caractéristiques des pores quantifiés au laboratoire).

B.4 Les communautés lombriciennes comme indicateurs de caractéristiques mésologiques et de pratiques agricoles

B.4.1 Les lombriciens indicateurs des contextes pédo-climatiques

B.4.1.1 Abondance et Biomasse - Structure globale et écologique (Unités Ecologiques Fonctionnelles) (figure B.2)

En terme de densités moyennes, en comparant les prairies permanentes et les monocultures maïs des deux contextes pédo-climatiques, aucune différence significative n'apparaît entre Rennes et Quimper. Cette absence de différence peut avoir deux explications :

- les caractéristiques propres aux deux contextes n'influencent pas la densité des peuplements lombriciens ;
- les contextes étudiés combinent des caractéristiques pédo-climatiques ayant des effets opposés : la teneur en matière organique plus importante sur le site de Quimper pourrait influencer de manière positive le développement lombricien (Binet, 1993, Pérès et al., 1996) ; cependant la texture plus sableuse de Quimper pourrait aussi avoir un effet négatif sur la dynamique lombricienne : en effet des travaux ont montré que la densité lombricienne était favorisée par une texture de type limoneuse à argilo-limoneuse mais défavorisée par des textures plus sableuses (Guild, 1948; Edwards and Lofty, 1972; Lee, 1985).

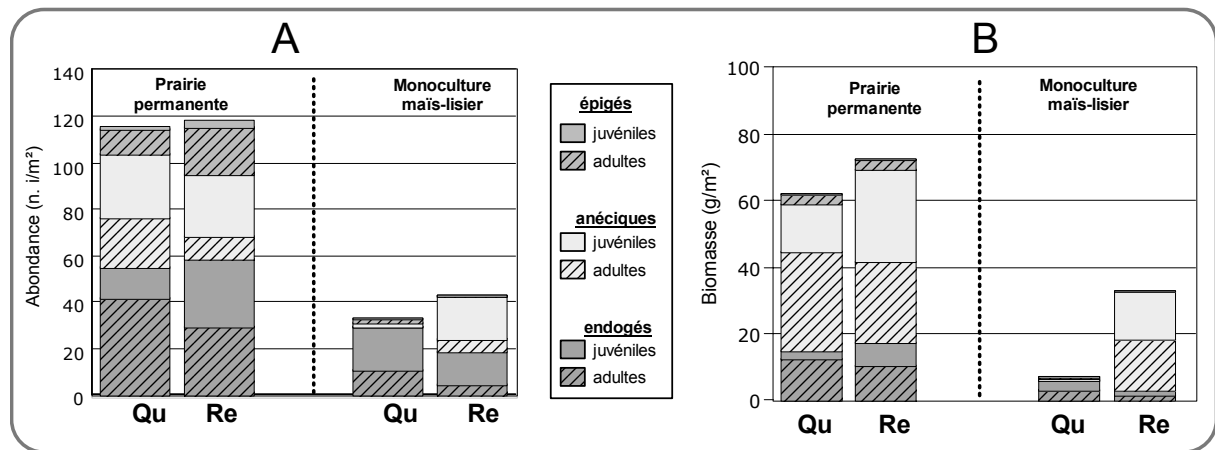


Figure B.2 : Abondance (A) et biomasse (B) moyennes des unités écologie fonctionnelles sur les sites de Quimper (Qu) et Rennes (Re), dans les prairies permanentes et les mono-culture maïs lisier.

Alors qu'aucune différence n'est observée en ce qui concerne la densité, les valeurs de biomasses moyennes observées sur le site de Rennes sont significativement supérieures (Kruskall-Wallis, 0.05%) à celles de Quimper, la différence étant essentiellement observée sur la mono-culture maïs. Cette différence de résultats entre abondance et biomasse indique une différence de structure des peuplements observés sur les deux domaines, les individus sur Rennes ayant un poids moyen individuel plus important que sur Quimper. Tenant compte du fait que le ratio d'adultes soit similaire sur Rennes et Quimper, cette

différence pondérale s'expliquera sans doute par les espèces présentes, cette hypothèse sera vérifiée par la suite.

Ainsi, dans le cas de notre étude, seul le critère de "biomasse" semble être indicateur des contextes pédo-climatiques. L'intérêt de l'utilisation d'un tel critère est limité en lien avec la forte dépendance aux espèces présentes et au stade de développement. Cependant, ce critère biomasse peut être mieux approprié que le critère abondance dans l'optique de minimiser l'effet préleveur lors de l'échantillonnage.

B.4.1.2 En terme de structure fonctionnelle écologique

Aucune tendance générale ne semble se dégager en comparant les deux contextes pédo-climatiques : pour les prairies permanentes, le contexte rennais, sans favoriser le développement d'une Unité Ecologique Fonctionnelle particulière, permet tout de même la mise en place d'un peuplement fonctionnellement plus équilibré que sur le site quimpérois ; cependant, cette tendance n'est plus observée dans les peuplements présents dans les modalités monocultures maïs.

Dans le cas de notre étude, les Unités Ecologiques Fonctionnelles n'apparaissent pas comme étant discriminantes des conditions pédo-climatiques.

B.4.1.3 Structure spécifique (Unités Taxonomiques Fonctionnelles)

L'étude de la structure spécifique fonctionnelle est réalisée par deux approches :

- une première approche consiste à étudier les communautés lombriciennes en terme de *présence/absence* de telle ou telle espèce, ce qui définit *la composition spécifique*.
- une seconde approche consiste à étudier l'importance des différentes espèces associées aux divers contextes pédo-climatiques étudiés (prise en compte de *la densité des différentes espèces*), ce qui définit la *structure spécifique*.

- a. Présence-absence (tableau B.4)

	Quimper				Rennes			
	Mais L	Rotation	Prairie S	Prairie H	Mais L	Mais M	Prairie S	Prairie H
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (AC)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Aporrectodea c. trapezoides</i> (AT)	+	+	+					
<i>Allolobophora c. chlorotica typica</i> (ACT)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Allolobophora c. chlorotica albanica</i> (ACA)	+	+	+		+	+		
<i>Allolobophora ictERICA</i> (AI)	+		+		+	+	+	+
<i>Allolobophora r. rosea</i> (AR)	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Octolasion cyaneum</i> (OC)		+		+	+		+	
<i>Dendrobaena mammalis</i> (DM)						+	+	+
<i>Dendrobaena octaedra</i> (DO)			+					
<i>Lumbricus castaneus</i> (LC)	+	+	+	+		+	+	+
<i>Lumbricus r. castenoides</i> (LRC)	+	+	+	+			+	+
<i>Lumbricus r. rubellus</i> (LRR)		+	+	+	+		+	+
<i>Lumbricus terrestris</i> (LT)					+	+	+	+
<i>Lumbricus friendi</i> (LF)	+	+	+	+				
<i>Nicodrilus giardi</i> (NG)					+	+	+	+
<i>Nicodrilus longus</i> (NL)		+	+	+			+	+
<i>Nicodrilus nocturnus</i> (NM)		+	+			+		+

Tableau B.4 : Liste des espèces lombriciennes observées sur les parcelles de Quimper et de Rennes. En bleu sont notées les espèces spécifiques de Quimper, en vert celles spécifiques à Rennes, et en orange celles communes aux deux sites.

Certaines espèces lombriciennes, par leur présence sur les parcelles, apparaissent caractéristiques des conditions pédo-climatiques de Quimper et de Rennes :

- Espèces épigées : *Dendrobaena mammalis* (DM) caractéristique de Rennes / *Dendrobaena octaedra* (DO) caractéristique de Quimper
- Espèces anéciques : *Lumbricus terrestris* (LT) et *Nicodrilus giardi* (NG) caractéristiques de Rennes / *Lumbricus friendi* (LF) caractéristique de Quimper
- Espèces endogées : alors qu'un grand nombre d'espèces est commun aux deux sites, *Aporrectodea c. trapezoides* (AT) est caractéristique de Quimper

Les conditions pédo-climatiques de chacun des sites (engendrant des états organiques et texturaux caractéristiques) vont permettre la mise en place d'espèces types. La composition spécifique des communautés lombriciennes, étudiée à travers la présence/absence des espèces, apparaît donc comme étant INDICATRICE des conditions pédo-climatiques du milieu.

	Quimper	Rennes
Epigés	<i>Dendrobaena octaedra</i>	<i>Dendrobaena mammalis</i>
Anéciques	<i>Lumbricus friendi</i>	<i>Lumbricus terrestris</i> et <i>Nicodrilus giardi</i>
Endogés	<i>Aporrectodea c. trapezoides</i>	

b. Structure spécifique

Au même titre que lors de l'étude de la structure écologique de la communauté lombricienne, il est apparu pertinent d'intégrer le stade de développement des individus aux groupes écologiques. Lors de cette partie de l'étude, les communautés lombriciennes vont être caractérisées en terme **d'Unités Taxonomiques Fonctionnelles** (UTF) qui associent l'espèce et le stade de développement des individus.

Les données d'abondance de ces unités taxonomiques fonctionnelles (UTF) en fonction des milieux, sont traitées par une Analyse Factorielle des Correspondances (Figure B.3).

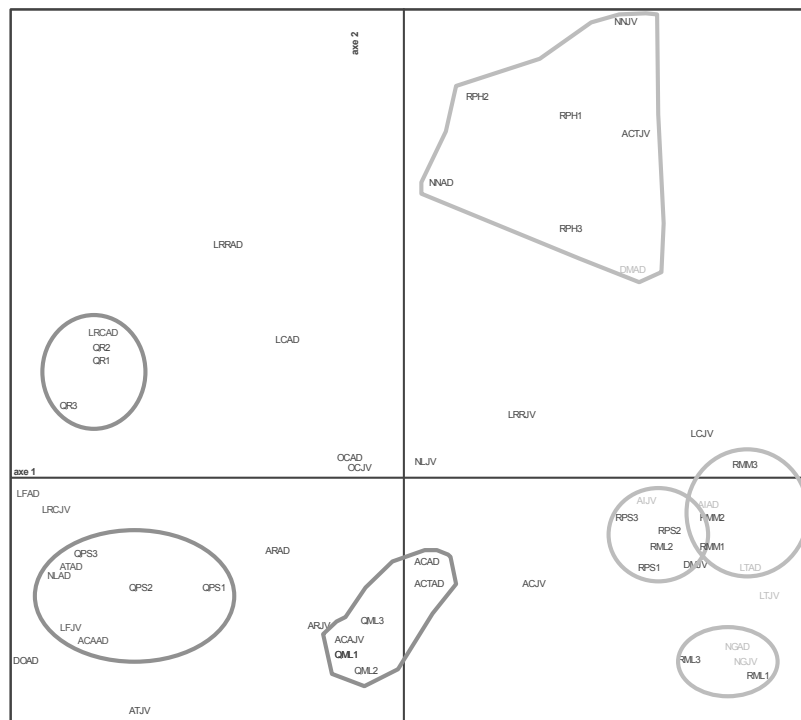


Figure B.3 : Résultats de l'AFC appliquée à l'abondance lombricienne dans les deux contextes pédo-climatiques (Quimper et Rennes)

L'axe 1 qui représente 27% de l'inertie totale, sépare les deux contextes pédo-climatiques Quimper et Rennes. Ces deux derniers sont caractérisés par des espèces types :

- Quimper caractérisé par *Lumbricus friendi* (JV et AD), *Lumbricus rubellus castenoides* (JV et AD), *Aporrectodea caliginosa trapezoides* (AD), *Allolobophora c. chlorotica albanica* (AD), *Nicodrilus l. longa* (AD)
- Rennes caractérisé par *Allolobophora icterica* (JV et AD) et *Dendrobaena mammalis* (AD), *Nicodrilus giardi* (JV et AD) et *Lumbricus terrestris* (JV et AD).

Tout comme lors de l'étude des communautés lombriciennes à travers la présence/absence de certaines espèces, les unités taxonomiques fonctionnelles peuvent être considérées comme des indicateurs des conditions pédo-climatiques du milieu.

B.4.2 Les lombriciens, indicateurs des systèmes culturaux

B.4.2.1 Abondance et Biomasse - Structure globale et écologique (Unités Ecologiques Fonctionnelles) (figure B.4)

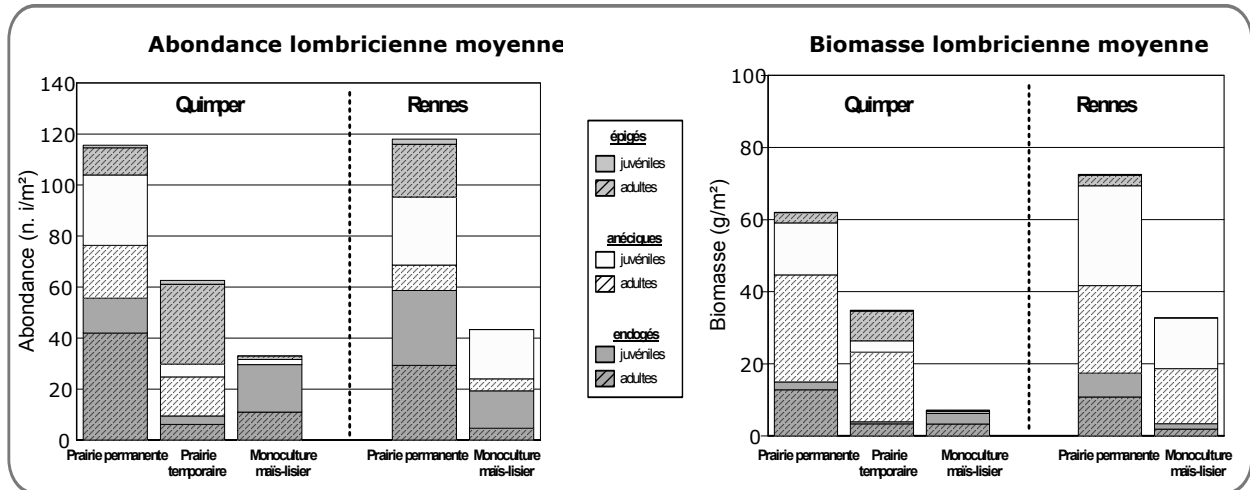


Figure B.4 : Abondance (AB, ni/m²) et Biomasse (BM, g/m²) des classes fonctionnelles lombriciennes sur les domaines expérimentaux de Quimper et de Rennes – Méthode Formol.

Globalement, sur la parcelle de Quimper, nous pouvons envisager deux scénarii :

- passage d'une prairie permanente à une monoculture de maïs,
- passage de la prairie permanente à une prairie temporaire, puis à un maïs.

Sur la parcelle de Rennes, seul le scénario "a" est disponible.

Quelque soit le domaine d'étude (Quimper ou Rennes), la mise en monoculture d'une prairie permanente ou d'une prairie temporaire est associée à une diminution significative de la densité et de la biomasse lombricienne, alors que sur le site de Quimper, l'introduction d'une prairie temporaire dans la rotation est caractérisée par une ré-augmentation significative de ces paramètres (Test Kruskal Wallis, 0.05% - Mann and Withney) (Figure B.4).

Chaque système cultural est donc caractérisé par une certaine densité et biomasse lombricienne : la densité et la biomasse lombriciennes apparaissent inversement proportionnelles à l'intensité de la pression anthropique. La densité et la biomasse caractérisant un peuplement lombricien peuvent donc être considérées comme des paramètres INDICATEURS de certaines contraintes anthropiques.

Cependant, observant l'évolution de la structure fonctionnelle des peuplements en lien avec ces diverses contraintes, il apparaît que les différents groupes écologiques (épigés, anéciques et endogés) ne soient pas influencés de la même manière par ces pressions anthropiques :

- Sur le domaine de Quimper, alors que tous les groupes écologiques sont très perturbés par la monoculture de maïs, les épigés et anéciques apparaissent significativement les plus affectés par la mise en culture d'une prairie permanente ou temporaire. Ceci s'explique par la forte sensibilité a) des épigés à l'absence de couvert végétal associé aux traitements phytosanitaires, b) des anéciques aux travaux mécaniques du sol (labour + roto-herse).
- Sur le domaine de Rennes, seuls les épigés sont significativement affectés par les conditions associées à la monoculture de maïs, les anéciques étant épargnés par un travail du sol moins perturbateur pour la vie macrobiologique du sol que celui de Quimper.

Au-delà de la densité et de la biomasse lombriciennes, la structure écologique, reflétant la proportion des différents groupes écologiques, peut être considérée comme un paramètre indicateur de la pression anthropique : un système fortement anthropisé présentera une structure fonctionnelle déséquilibrée correspondant à la diminution d'un ou deux groupes écologiques.

Tenant compte du stade de développement des individus, il apparaît qu'au sein d'un même groupe écologique, les lombriciens ne réagissent pas tous de la même manière. Sur les deux domaines d'étude, la mise en monoculture d'une prairie permanente va, au travers de l'impact mécanique, essentiellement affecter les individus de "grande taille" : le peuplement d'endogés et d'anéciques en prairie est dominée par des adultes alors que celui sous maïs est dominée par des juvéniles.

Afin d'affiner la notion d'indicateur biologique des sols, il semble important d'intégrer le stade de développement des individus : la structure écologique fonctionnelle, reflétant la combinaison entre groupes écologiques et stade de développement des individus, apporte une indication plus précise sur l'intensité et le type de contrainte anthropique.

B.4.2.2 Structure spécifique des peuplements lombriciens (Unités Taxonomiques Fonctionnelles)

Le chapitre précédent a permis de mettre en avant le rôle des unités écologiques fonctionnelles en temps qu'indicatrices des systèmes culturels. Cependant, les espèces formant ces unités écologiques ont-elles toutes le même poids "d'indicateur" ?

Pour répondre à cette question, deux approches sont envisagées, identiques à celles utilisées dans le chapitre B.4.2.1 : une caractérisation des communautés lombriciennes en terme de présence/absence de telle ou telle espèce (**composition spécifique**), une seconde caractérisation via la **structure spécifique**.

a. Présence-Absence (tableau B.5)

		Quimper			Rennes	
		Maïs L	Rotation	Prairie S	Maïs L	Prairie S
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (AC)	ju / ad	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+
<i>Aporrectodea c. trapezoides</i> (AT)	ju / ad	+/+	+/+	+/+		
<i>Allolobophora c. chlorotica typica</i> (ACT)	ju / ad	-/+	-/+	-/+	-/+	+/+
<i>Allolobophora c. chlorotica albatica</i> (ACA)	ju / ad	+/+	-/+	+/+		+/+
<i>Allolobophora ictérica</i> (AI)	ju / ad	+/-		+/-	+/+	+/+
<i>Allolobophora r. rosea</i> (AR)	ju / ad	+/+	+/+	+/+	+/+	
<i>Octolasion cyaneum</i> (OC)	ju / ad		-/+		+/+	+/+
<i>Dendrobaena mammalis</i> (DM)	ju / ad					+/+
<i>Dendrobaena octaedra</i> (DO)	ju / ad			-/+		
<i>Lumbricus castaneus</i> (LC)	ju / ad	-/+	+/+	-/+		+/+
<i>Lumbricus r. castenoides</i> (LRC)	ju / ad	-/+	+/+	+/+		-/+
<i>Lumbricus r. rubellus</i> (LRR)	ju / ad		-/+	+/+	+/+	+/-
<i>Lumbricus terrestris</i> (LT)	ju / ad				+/+	+/+
<i>Lumbricus friendi</i> (LF)	ju / ad	+/-	+/+	+/+		
<i>Nicodrilus giardi</i> (NG)	ju / ad				+/+	+/+
<i>Nicodrilus longus</i> (NL)	ju / ad		+/+	+/+		+/+
<i>Nicodrilus nocturnus</i> (NN)	ju / ad		+/+	+/+		

Tableau B.5 : Liste des espèces lombriciennes observées sur les différents systèmes culturaux des domaines expérimentaux de Quimper et de Rennes. En vert sont notées les espèces spécifiques des systèmes prairiaux (permanent ou en rotation).

Certaines espèces par leur présence dans des systèmes culturaux précis, apparaissent indicatrices de la pression anthropique : quelque soit le domaine d'étude, le genre *Dendrobaena* (*D. octaedra* pour Quimper, *D. mammalis* pour Rennes) n'est associé qu'à la prairie permanente. Ce genre semble donc très sensible aux caractéristiques associées à la mise en culture, au point qu'une remise en prairie ne puisse lui permettre un re-développement.

Les espèces anéciques *Nicodrilus longus* et *Nicodrilus nocturnus*, apparaissent aussi indicatrices des pressions anthropiques, ces espèces n'étant observées que dans les systèmes prairiaux ; cependant, contrairement au genre *Dendrobaena*, ces deux espèces semblent moins sensibles aux contraintes anthropiques puisqu'elles sont aussi observées en prairie temporaire. La sensibilité aux pressions anthropiques ne peut être appliquée à l'ensemble du genre *Nicodrilus*, car *Nicodrilus giardi* est observée tant en système prairial qu'en système de mono-culture.

L'existence de pressions anthropiques ou l'absence de pression vont conditionner la disparition ou le maintien de certaines espèce (ou de certain genre), engendrant ainsi la définition d'espèces indicatrices de systèmes culturaux, associés à l'intensité de la pression anthropique. **La composition spécifique des communautés lombriciennes, étudiée à travers la présence/absence des espèces, apparaît donc comme étant INDICATRICE de l'intensité de la pression anthropique du système de culture.**

b. Structure spécifique

Cette partie de l'étude repose sur les résultats issus de l'AFC appliquée à l'abondance lombricienne, étudiée sur les différentes modalités représentant les divers systèmes culturaux (figure B.5).

Alors que l'axe 1, qui représente 33,9 % de l'inertie, sépare toujours les données en liaison avec le contexte pédo-climatique, l'axe 2, qui représente 19,2 % de l'inertie totale, sépare les résultats d'abondance en fonction du système de culture. Dans cette approche la prairie permanente est caractérisée par *Lumbricus rubellus castenoides* Adulte (LRCAD).

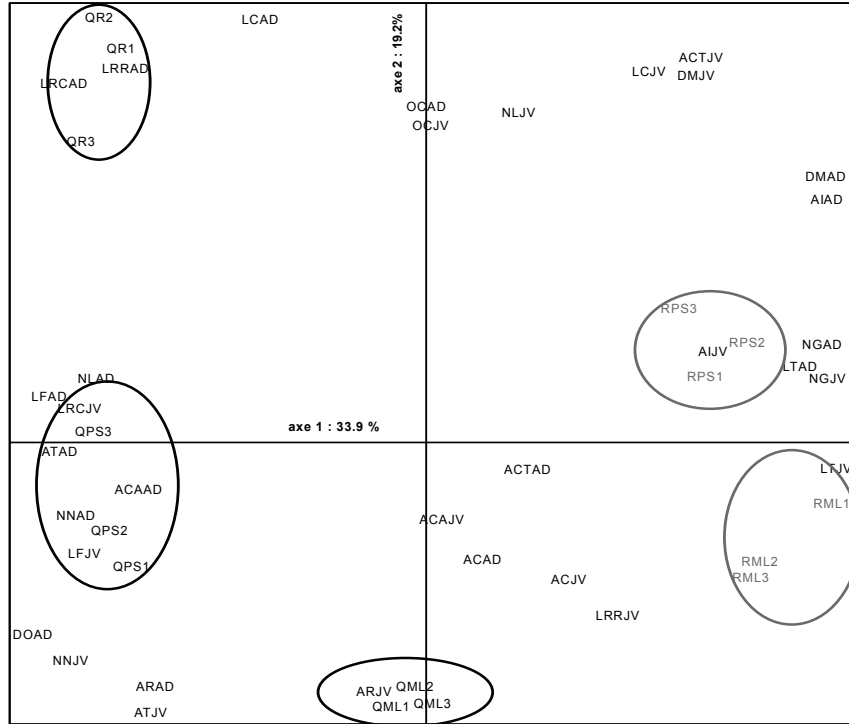


Figure B.5 : Résultats de l'AFC appliquée à l'abondance lombricienne observée dans différents systèmes de cultures . Etude des domaines de Quimper et de Rennes

En se basant sur les données du domaine de Rennes, l'hypothèse suivante peut être émise : l'axe 2 identifie un gradient de pression anthropique. Cependant, dans le cadre de notre étude, le plan expérimental apparaît déséquilibré, le domaine de Quimper présentant un système intermédiaire. Afin d'extraire les espèces indicatrices de systèmes culturaux associés à une pression anthropique, une nouvelle AFC est appliquée sans intégrer la prairie temporaire (figure B.6).

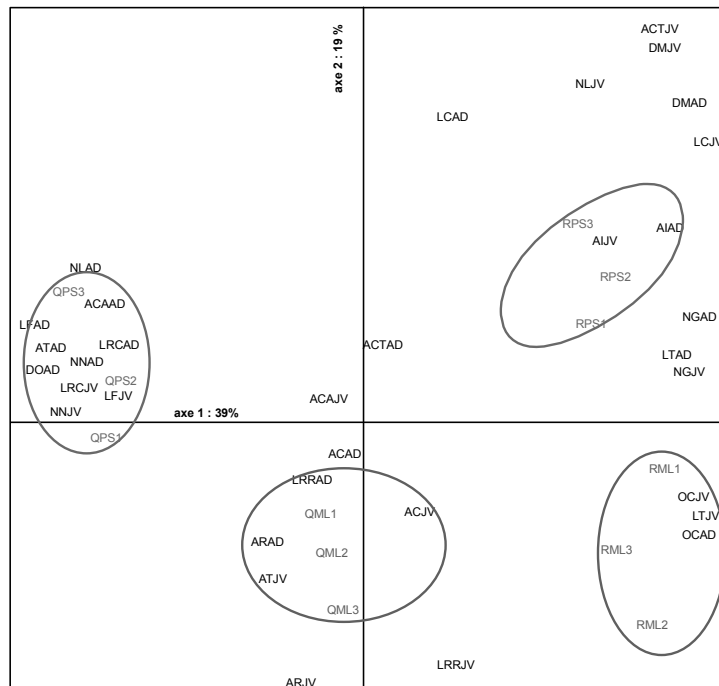


Figure B.6 : Résultats de l'AFC appliquée à l'abondance lombricienne observée dans différents systèmes de cultures, hormis la prairie temporaire . Etude des domaines de Quimper et de Rennes

L'axe 2 (19 %) sépare donc les modalités en liaison avec l'intensité anthropique. Certaines espèces apparaissent indicatrices de cette pression (cependant tenant compte du poids important du contexte pédo-climatique, ces espèces seront caractéristiques d'un système de culture couplé à un contexte pédo-climatique) :

- **Maïs lisier Rennes** caractérisé par *Lumbricus terrestris* Juvénile (LTJV)
- **Maïs lisier Quimper** caractérisé *Aporrectodea caliginosa* Juvenile (ACJV), *Allolobophora rosea rosea* Adulte et Juvénile (ARAD, ARJV), *Lumbricus r. rubellus* Adulte (LRRAD)
- **Prairie permanente Rennes** caractérisé *Allolobophora icterica* Adulte et Juvénile (AIAD, AIJV).

Certaines espèces apparaissent plus indépendantes du contexte pédo-climatiques et plus liées à la pression anthropique. C'est ainsi le cas de *Lumbricus castaneus*, qui est associée à un système de culture à faible pression anthropique (prairie permanente).

Tout comme lors de l'étude des communautés à travers la présence/absence de certaines espèces, certaines unités taxonomiques fonctionnelles par leur densité sur un milieu sont indicatrices des systèmes cultureux.

B.4.3 Les lombriciens indicateurs des états hydromorphes

B.4.3.1 Abondance et Biomasse - Structure globale et écologique (Unités Ecologiques Fonctionnelles) (figure B.7)

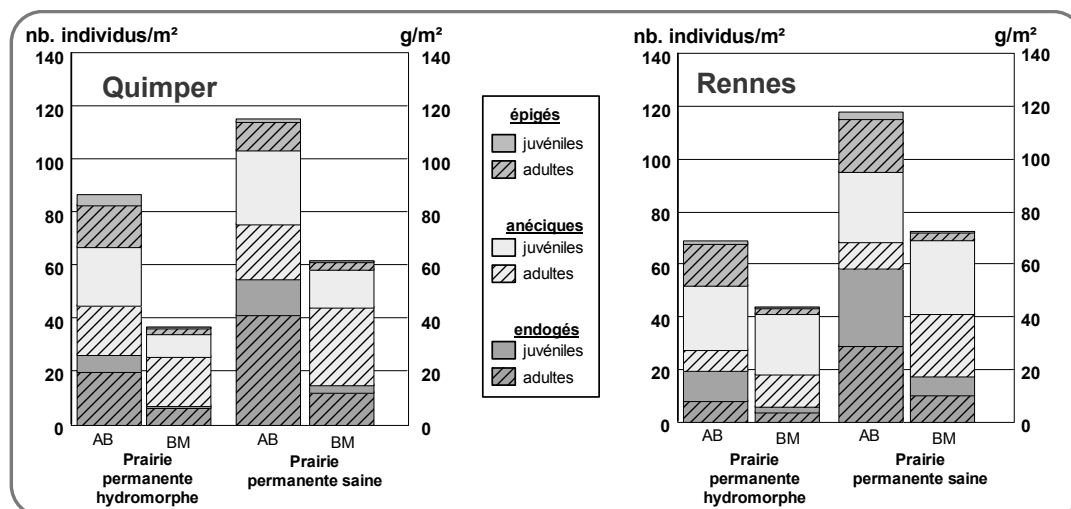


Figure B.7 : Abondance (AB, $n./m^2$) et biomasse (BM, g/m^2) des classes fonctionnelles lombriciennes en fonction des états d'hydromorphie du milieu. Etude sur les domaines expérimentaux de Quimper et de Rennes.

Globalement, quelque soit le domaine d'étude, les valeurs d'abondance et de biomasse lombricienne apparaissent toujours significativement plus faibles en zone hydromorphe. Or, les lombriciens sont plus sensibles à des conditions de sécheresse plutôt qu'à des immersions temporaires (Van Rhee et Nathans, 1973, Bachelier 1978) ; par contre, cette observation pourrait être expliquée par le potentiel d'oxydo-réduction plus contraignant en milieu hydromorphe (retrouver la biblio).

Observant les âge-ratio, les conditions hydromorphes ne semblent pas influencer de manière particulière la structure des peuplements.

Les critères d'abondance et de biomasse apparaissent être de bons indicateurs de l'état d'hydromorphie d'un sol : la densité et la biomasse étant en rapport inverse avec l'intensité d'hydromorphie.

Les Unités Ecologiques Fonctionnelles sont toutes affectées par les conditions hydromorphes, tout particulièrement les endogés. La localisation permanente dans le sol de ces individus pourrait expliquer ces résultats.

Les UEF apparaissent comme étant de bons indicateurs des états d'hydromorphie du milieu, la proportion moindre d'endogés étant indicatrice de conditions hydromorphes plus contraignantes.

B.4.3.2 Structure spécifique des peuplements lombriciens (Unités Taxonomiques Fonctionnelles)

a. Présence Absence (tableau B.6)

		Quimper		Rennes	
		Prairie hydromorphe	Prairie Saine	Prairie hydromorphe	Prairie Saine
<i>Aporrectodea caliginosa</i> (AC)	jv / ad	+/+	+/+	+/+	+/+
<i>Aporrectodea c. trapezoides</i> (AT)	jv / ad		+/+		
<i>Allolobophora c. chlorotica typica</i> (ACT)	jv / ad	+/+	-/+	+/+	+/+
<i>Allolobophora c. chlorotica albanica</i> (ACA)	jv / ad		+/+		+/+
<i>Allolobophora ictérica</i> (AI)	jv / ad		+/-	+/+	+/+
<i>Allolobophora r. rosea</i> (AR)	jv / ad	+/+	+/+	+/+	
<i>Octolasion cyaneum</i> (OC)	jv / ad	+/+			+/+
<i>Dendrobaena mamalis</i> (DM)	jv / ad			-/+	+/+
<i>Dendrobaena octaedra</i> (DO)	jv / ad		-/+		
<i>Lumbricus castaneus</i> (LC)	jv / ad	+/+	-/+	+/+	+/+
<i>Lumbricus r. castenoides</i> (LRC)	jv / ad	+/+	+/+	-/+	-/+
<i>Lumbricus r. rubellus</i> (LRR)	jv / ad	+/+	+/+	+/-	+/-
<i>Lumbricus terrestris</i> (LT)	jv / ad			+/+	+/+
<i>Lumbricus friendi</i> (LF)	jv / ad	+/+	+/+		
<i>Nicodrilus giardi</i> (NG)	jv / ad				+/+
<i>Nicodrilus longus</i> (NL)	jv / ad	+/+	+/+	+/+	+/+
<i>Nicodrilus nocturnus</i> (NN)			+/+	+/+	

Tableau B.6 : Liste des espèces lombriciennes observées sur différents états hydriques d'une prairie permanente. Etude sur les domaines expérimentaux de Quimper et de Rennes. En marron, sont notées les espèces caractéristiques des états sains

En comparant les prairies saines aux prairies hydromorphes, certaines espèces apparaissent caractéristiques par leur présence des états hydromorphes du milieu, en l'occurrence de l'absence d'hydromorphie ; c'est ainsi le cas pour :

- *Allolobophora c. chlorotica albanica*, cette sous-espèce est effectivement reconnue comme ne vivant que dans des milieux sains (Bouché, 1972) au contraire de *Allolobophora c. chlorotica typica* qui suivant la littérature est inféodée au milieux hydromorphes, ceci n'ayant cependant pas été vérifié dans notre étude.
- *Nicodrilus giardi*, cependant cette observation mériterait d'être confirmée par d'autres études, car aucune étude à notre connaissance ne fait état de cette particularité.

En terme de présence/absence, il est possible de définir des groupes de réponses en lien avec les états hydromorphes du milieu. La composition spécifique des communautés lombriciennes, caractérisée par la présence/absence d'espèces, apparaît comme étant un indicateur biologique des états hydromorphes du milieu. Cette composition permet donc de définir des espèces indicatrices de l'absence d'hydromorphie.

b. Structure spécifique (figure B.8)

L'axe 2, qui représente 23,4% de l'inertie, distingue les modalités suivant leur état d'hydromorphie. Certaines espèces par leur densité apparaissent caractéristiques de certains milieux, cependant seules les espèces observées sur le domaine de Rennes semblent réellement indicatrices :

- indicatrices de milieu sain : *Allolobophora icterica* (JV+Ad); *Lumbricus terrestris* i(Jv+Ad), *Nicodrilus giardi* (JV + Ad) ;
- indicatrice de milieu hydromorphe : *Nicodrilus nocturnus* (Jv + Ad).

Tout comme lors de l'étude des communautés à travers la présence/absence de certaines espèces, les unités taxonomiques fonctionnelles par leur densité respectives sont indicatrices des états hydromorphes du milieu.

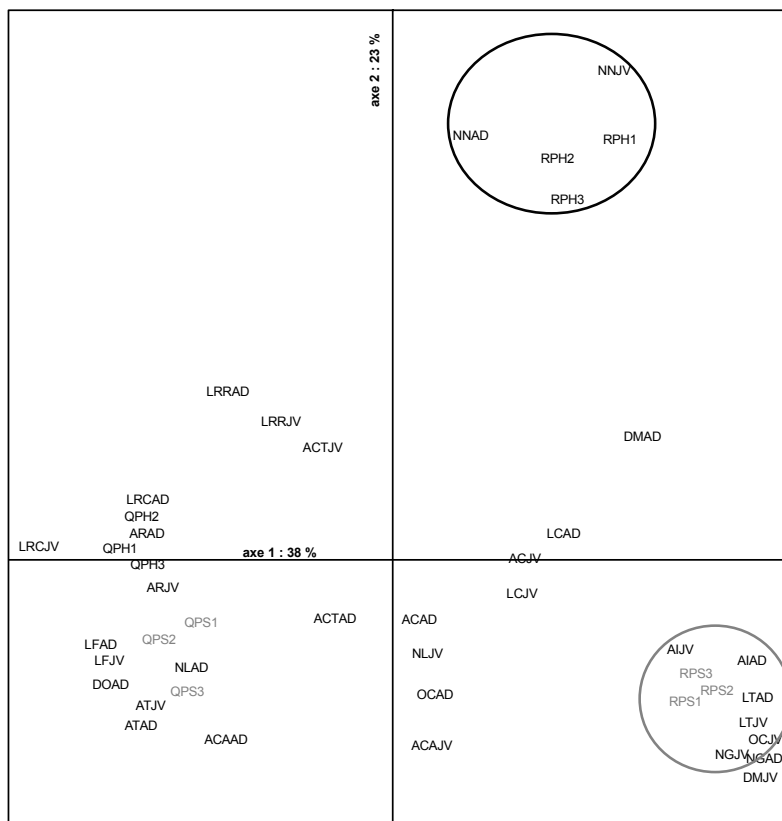


Figure B.8 : Résultats de l'AFC appliquée à l'abondance lombricienne observée dans différents contextes d'hydromorphie de prairie permanente . Etude des domaines de Quimper et de Rennes.

B.4.4 Apport d'un tri manuel à la méthode formol

Qu'en est-il des résultats en associant à cette première extraction, un tri manuel sur un volume de sol de 25x25x20 cm prélevé au centre du m² ?

Le tri manuel a essentiellement permis de récolter des individus de petite taille. Ceci a eu pour conséquence de confirmer les résultats obtenus sur le maïs et sur la prairie permanente (dans le cas du domaine quimpérois) (déséquilibre fonctionnel) et d'accentuer ceux obtenus sur la prairie (plus forte proportion d'endogés).

Quelle que soit la méthode d'échantillonnage (formol seul ou formol associé à un tri manuel), les UNITES ECOLOGIQUES FONCTIONNELLES, qui associent la notion de groupe écologique (épigé, anécique, endogé) et le stade de développement des individus (juvénile, adulte) et qui permettent de décrire la structure écologique fonctionnelle, apparaissent comme étant des INDICATEURS BIOLOGIQUES des contraintes anthropiques.

B.4.5 Discussion

Cette première partie de l'étude portant sur les communautés lombriciennes a permis de définir la pertinence de divers critères descriptifs des états microbiologiques.

Ainsi, l'abondance et la biomasse permettent d'avoir une approche globale de la communauté lombricienne en lien avec les contraintes agro-pédo-climatiques. Ces deux critères donnent donc une première idée de l'état microbiologique d'un sol maïs, aux vues de la forte disparité fonctionnelle existant au sein des communautés, ils n'apparaissent pas être suffisamment précis. Il est nécessaire de caractériser plus finement la communauté.

Pour cela, la communauté peut être caractérisée par sa Structure Ecologique qui correspond à l'importance des trois groupes écologiques (épigés, anéciques, endogés, Bouché, 1975, 1977). Cependant, notre étude a montré qu'en fonction du stade de développement des individus, les groupes écologiques réagissaient différemment aux contraintes du milieu. Il apparaît donc plus pertinent de caractériser les communautés lombriciennes par leur Structure Ecologique Fonctionnelle qui associe le groupe écologique et le stade de développement des individus (juvéniles et adultes), définissant ainsi les Unités Ecologiques Fonctionnelles (UEF). Ceci permet de rendre compte plus précisément de l'état microbiologique. A travers les connaissances acquises sur l'influence des différents groupes écologiques, l'étude de la structure écologique fonctionnelle permettra d'émettre un premier diagnostic sur l'état microbiologique du sol et sur son influence sur le fonctionnement du sol.

Outre la qualité d'information apportée par ces Unités Ecologiques Fonctionnelles, leur intérêt réside aussi par leur accessibilité au terrain. En effet, après avoir échantillonné les lombriciens au terrain, il est aisé de pouvoir identifier les UEF en fonction de la taille, de la couleur et du stade de développement des individus. Cette distinction requiert une certaine formation mais qui peut être très rapide à acquérir et de fait, facilement accessible à tous.

Au-delà de cette caractérisation de la communauté lombricienne par sa Structure Ecologique Fonctionnelle, cette étude a mis en évidence les modifications de la structure spécifique en fonction des

contraintes du milieu. Il s'avère donc que la communauté sera d'autant plus finement caractérisée qu'elle le sera soit :

- par sa composition spécifique, faisant référence à la présence/absence de certaines espèces, espèces Indicatrices du milieu et de ses contraintes,
- par sa Structure Taxonomique Fonctionnelle, basée sur les Unités Taxonomiques Fonctionnelles (UTF), qui associent en terme d'abondance et de biomasse, l'espèce et le stade de développement de l'individu.

Cependant, alors que les Unités Ecologiques Fonctionnelles (UEF) sont faciles d'accès tant d'un point de vue logistique de terrain, que d'un point de vue formation de l'utilisateur, les Unités Taxonomiques Fonctionnelles (UTF) sont nettement moins accessibles, la détermination des espèces lombriciennes requérant une formation plus approfondie. Cet indicateur, malgré son grand intérêt et sa grande qualité d'information, restera donc du domaine de l'expert.

B.5 La macroporosité d'origine lombricienne comme "indicateur" de la communauté lombricienne et de son activité

B.5.1 Introduction

Les lombriciens agissent physiquement sur le fonctionnement du sol par deux voies :

- la production de turricules (feaces) qui sont a) soit endogées (dans le sol) ; c'est notamment le cas des déjections produites par les espèces endogées, b) soit de surface, c'est notamment le cas des déjections produites par les espèces anéciques et les espèces épigées. Ces déjections qui correspondent à des mélanges organo-minéraux plus ou moins riches en matière organique, vont avoir une part active dans les processus de dégradation de la matière organique, ainsi qu'un effet sur la stabilité structurale améliorant celle-ci par rapport aux sols parentaux (Bachelier, 1978). Mais les turricules vont aussi avoir une influence sur la porosité, en créant une porosité grumeleuse (porosité d'assemblage de type **mésoporosité**) qui permettra l'amélioration des échanges gazeux et hydriques.
- la création d'une macroporosité *via* les réseaux de galeries. Cette porosité peut-être tout à fait conséquente puisque Bouché (1984) estime à 4000-5000 km la longueur des galeries sur une surface de 1 hectare, et Bachelier (1978) rapporte que la porosité d'un sol peut passer de 30-40% à 60-70% sous l'action des vers de terre.

Cependant la création de la porosité est fonction d'un certain nombre de facteurs : espèces présentes, stade de développement des individus, type de sol et conditions environnantes (Kretzschmar, 1982, Bouché, 1984). Ainsi, au même titre que pour les déjections, on distingue les réseaux de galerie des différentes catégories écologiques : les anéciques créent des réseaux de galeries dit permanents peu ramifiés alors que les endogés créent des réseaux de

type temporaires, très ramifiés et dans lesquels ils déposent leur déjections (Lee and Foster, 1991).

L'objectif de ce travail est d'apprécier dans quelle mesure la macroporosité d'origine biologique observée sur un profil de sol est indicatrice de l'état microbiologique du milieu et de son activité ; et quelle est la robustesse de cette réponse dans différents contextes pédo-climatiques, différents systèmes culturels ou encore différents états hydromorphes. Cette partie de l'étude est menée en deux étapes :

- la première consiste en une description de la macroporosité dans les différents contextes d'étude ;
- la seconde consiste en une mise en commun des données biologiques (Cf. § B.2) et des données physiques.

B.5.2 Description des profils culturels

Les profils culturels étant décrits dans le chapitre "indicateurs de la qualité physique des sols", le lecteur est invité à s'y reporter afin d'avoir une idée plus précise des différents profils rencontrés sur les divers sites d'étude ; nous nous contenterons dans cette partie de l'étude d'informer sur l'allure générale des profils observés et sur les différents horizons agro-pédologiques sur lesquels nous avons étudié la macroporosité d'origine biologique.

Globalement sur l'ensemble des profils étudiés, 4 horizons types sont différenciés apparaissant à des profondeurs plus ou moins identiques quelque soit le site observé :

- un horizon de surface (**H1**) plus ou moins tassé, observé sur les 10 premiers centimètres du sol. Cet horizon va correspondre i) dans le cas des modalités sous monoculture maïs, à une reprise de labour caractérisée par des petites mottes compactes associées à une terre fine dans l'inter-rang, et à une structure grumeleuse sous le rang, ii) dans le cas de la prairie permanente à une semelle de piétinement, caractérisée par une structure très compacte ;

- un horizon intermédiaire (**H2**) moins compacté, observé jusque 25 cm environ. Cet horizon correspond i) dans le cas des monocultures maïs à la zone de labour non reprise et caractérisée par de grosses mottes delta compactes associées à un peu de terre plus fine dans l'inter-rang, et à une structure grumeleuse sous le rang, ii) dans le cas des prairies à une zone présentant une structure grumeleuse ;

- une semelle de labour (**H3**), d'une épaisseur moyenne de 8 cm, qui sera très marquée dans le cas des monocultures et de la prairie temporaire, et présente sous la forme de vestiges sous les prairies permanentes.

- un horizon structural minéral (**H4**), dont l'épaisseur sera supérieure à 60 cm sur le domaine rennais et égale à 20-25 cm sur le domaine quimpérois. Cet horizon est caractérisée par une structure grumeleuse présentant le plus souvent une forte microporosité.

Ces 4 horizons vont définir les 4 horizons agro-pédologiques d'étude.

B.5.3 Description de la macroporosité en fonction des contextes agro-pédologiques

B.5.3.1 Domaine de Quimper

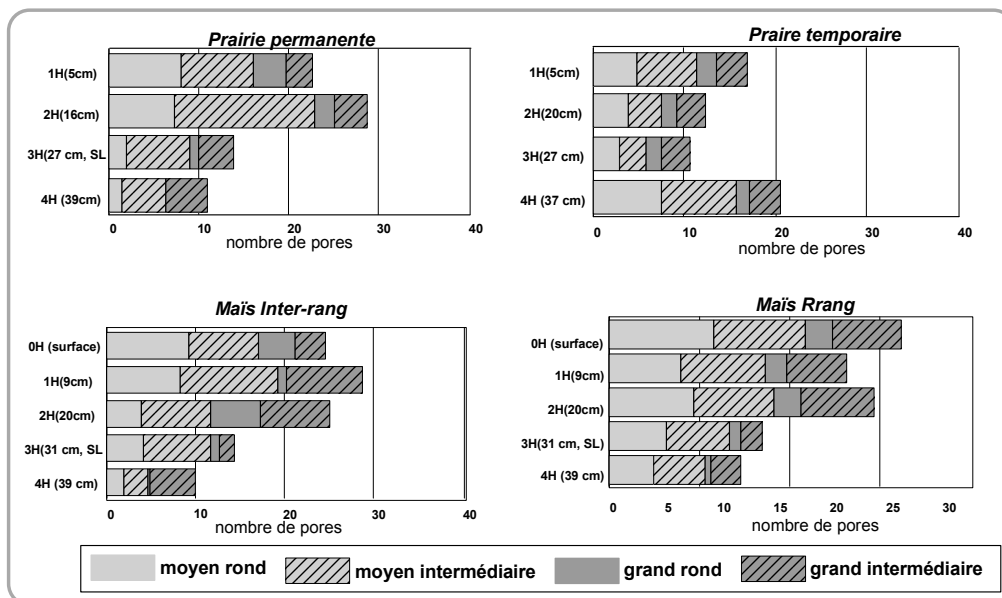


Figure B.9 : Nombre de pores quantifiés par horizon sur les modalités d'étude du domaine de Quimper.

Globalement, sur le domaine de Quimper (figure B.9), le nombre total de pores observés sur la monoculture maïs, que ce soit sous le rang ou dans l'inter-rang, est supérieur à celui observé en prairie permanente, lui-même supérieur à celui observé en prairie temporaire. Dans l'absolu, ce résultat peut avoir deux origines : 1) les conditions associées à la monoculture maïs engendrent une activité plus importante des lombriciens présents ; 2) le nombre d'individus est plus important en maïs. Cependant le nombre de pores ne semble pas être indicateur de l'intensité d'une pression anthropique.

Toutefois, observant la distribution porale le long du profil, on observe qu'une décroissance notable du nombre de pores est observée dans les horizons présentant une structure massive, tels que les semelles de labour (même les vestiges de la semelle de labour sur la prairie permanente) ou la semelle de piétinement observée sur la prairie permanente.

Le nombre de pores apparaît donc comme étant indicateur de la compaction d'un horizon.

Tenant compte de l'ensemble des pores, quelque soit la modalité étudiée, on est en présence d'un même spectre de distribution porale : la porosité totale est composée majoritairement par des pores de taille moyenne et de forme intermédiaire, puis par des pores moyens de forme arrondie, puis par des grands pores de forme intermédiaire et enfin par des grands pores arrondis. Le spectre de la macroporosité totale ne semble pas être discriminant en ce qui concerne les pratiques culturales.

B.5.3.2 *Domaine de Rennes*

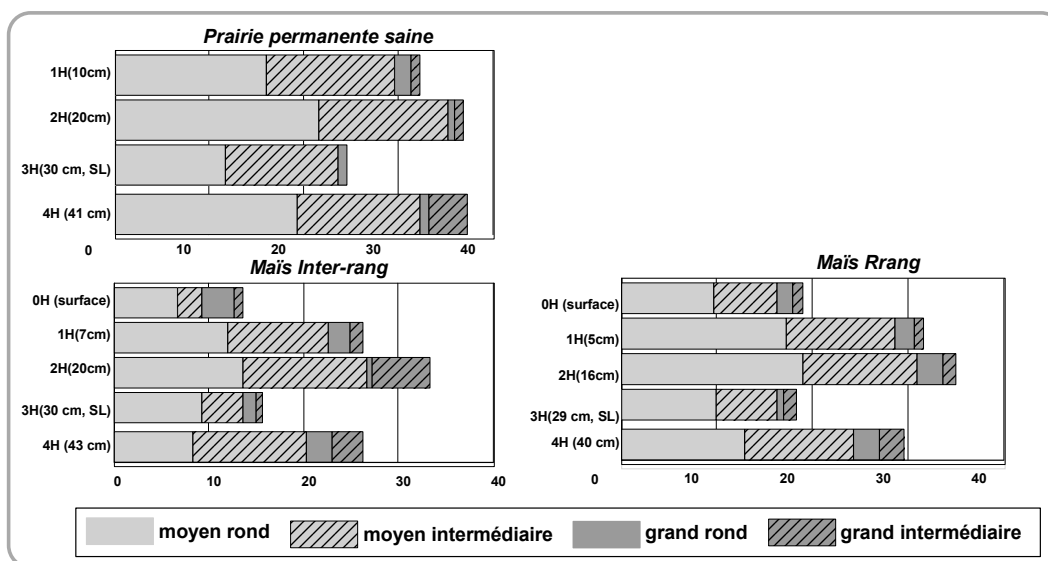


Figure B.10 : Nombre de pores quantifiés par horizons sur les modalités d'étude du domaine de Rennes

Globalement sur le domaine de Rennes (figure B.10), le nombre total de pores observés est sensiblement plus important sur la prairie permanente saine que sur le maïs (rang ou inter-rang), cependant ce nombre apparaît significativement plus faible sur la zone hydromorphe.

L'étude de la distribution porale le long du profil fait apparaître une diminution du nombre de pores dans les horizons présentant une structure massive (semelle de piétinement, semelle de labour) ; ce qui confirme les résultats observés sur le domaine de Quimper.

Le nombre de pores apparaît donc à nouveau comme étant indicateur de la compaction d'un horizon.

En ce qui concerne la morphologie porale, contrairement aux observations faites sur le domaine de Quimper, la porosité sur le domaine de Rennes est majoritairement composée de pores de taille moyenne mais de forme ronde, puis de pores moyens de forme intermédiaire et enfin de pores de grande taille mais de forme variable (intermédiaire ou ronde). Cette différence de morphologie porale entre Rennes et Quimper peut peut-être s'expliquer par la différence de texture entre les deux sites influençant la pérennité des structure biogéniques (un grand nombre de pores de forme initialement ronde sur le domaine de Quimper pouvant très rapidement se dégrader, présentant de ce fait une forme intermédiaire).

B.5.4 Description de la macroporosité en fonction des états hydriques du sol

Seul le domaine de Rennes a été étudié dans ce cadre (figure B.11).

Globalement, en comparant les deux états d'hydromorphie, la prairie permanente saine présente un nombre de macropores par niveau, supérieur à celui observé en milieu hydromorphe.

Le nombre total de macropores semble être indicateur de la contrainte hydromorphe du milieu, qu'elle soit associée à un nombre plus faible d'individus ou à une activité moins importante de ces individus.

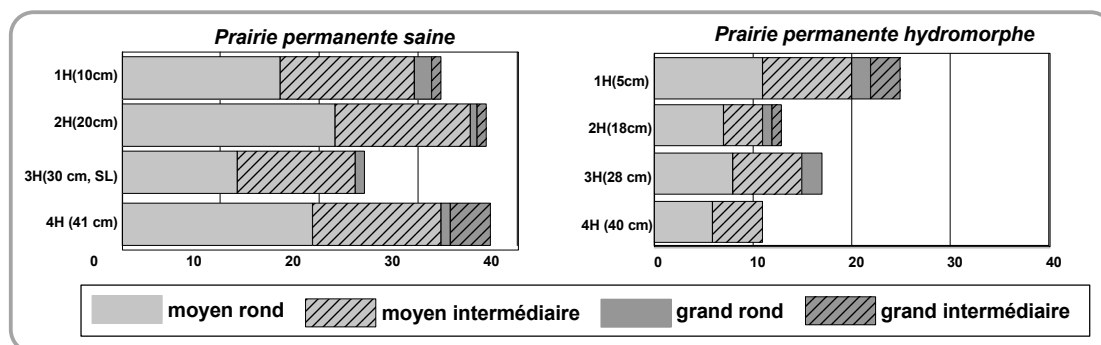


Figure B.11 : Nombre de pores quantifiés par horizons sur la prairie du domaine de Rennes

En étudiant la distribution porale le long du profil, le nombre de pores apparaît plus important dans la zone hydromorphe dans les premiers centimètres du sol, alors qu'il est du même ordre sur l'ensemble du profil dans la zone saine.

En ce qui concerne la morphologie porale, les deux zones présentent sensiblement le même spectre : la porosité est majoritairement composée de pores moyens de forme ronde, puis de pores moyens de forme intermédiaire, et enfin de pores de grande taille de formes variables (ronde ou intermédiaire).

B.5.5 Pertinence de l'observation de terrain

En ce qui concerne cette partie de l'étude, aucun résultat n'a pu être exploité à ce jour. En effet, malgré toutes les précautions prises lors du prélèvement des blocs, lors de leur transport ou encore lors de leur imprégnation, la surface d'étude des blocs a été perturbée. Ces perturbations ont été à l'origine d'artefacts rendant impossible la comparaison entre les observations de terrain et les observations issues de l'approche micromorphologique de laboratoire. L'étude d'un niveau localisé à 5 mm de la surface de l'échantillon sera certainement source d'informations nous permettant de répondre à la question "l'observation de terrain rapporte-t-elle une image fidèle de la porosité ?".

Afin de s'affranchir des problèmes de perturbations liés au protocole choisi, nous pourrions aussi nous orienter vers une autre méthode de validation, notamment par l'utilisation de la photo numérique :

après avoir quantifié la porosité de terrain, la surface est photographiée ; l'image est ensuite traitée par analyse d'image (Alleto, 2002).

B.5.6 Intégration des données biologiques et physiques : la macroporosité, indicatrice de l'activité lombricienne

L'intégration des données biologiques et des données physiques consiste en un couplage des bases de données issues de la caractérisation biologique et de la caractérisation de la porosité.

En ce qui concerne la base de données relative au peuplement lombricien, dans l'optique d'associer les lombriciens à la porosité, tenant compte de la morphologie des vers récoltés, nous avons posé le postulat que seuls les anéciques et endogés d'un poids supérieur à 0.3 g pouvaient engendrer une porosité observable à l'œil nu. Ces lombriciens constituent le peuplement dit "efficient" ; la densité de ce peuplement "efficient" en fonction des différentes modalités est présenté dans le tableau B.7.

		Prairie permanente	Prairie temporaire	Prairie hydromorphe	Maïs
Quimper	Répétition 1	73	23		7
	Répétition 2	56	24		12
	Répétition 3	59	27		5
Rennes	Répétition 1	65			19
	Répétition 2	44		41	21
	Répétition 3	65			15

Tableau B.7 : *Abondance (n/m²) du peuplement efficient (>0,3g) lombricien par modalités*

En ce qui concerne la base de données relative à la porosité observée au terrain à l'œil nu, les études portant sur la physique du sol appréhendent, en général, cette porosité en terme de surface, leurs objectifs étant de relier ces surfaces porales à des fonctionnements physiques du sol. Dans le cadre de notre étude, notre objectif étant de relier un nombre de lombriciens à une porosité, cette dernière est caractérisée par sa densité (nombre de macropores sur une surface donnée).

Plusieurs démarches existent pour définir la porosité :

1 - la porosité peut être appréciée globalement sur l'ensemble du profil. Dans ce cas, la porosité totale du profil correspond à la somme du nombre de pores observés sur les différents horizons agropédologiques du profil (Σ) ;

2 - la porosité peut être appréciée sur l'ensemble du profil en intégrant l'épaisseur de chacun des horizons. Dans ce cas, la porosité totale correspond à une moyenne pondérée du nombre de pores (MP) ;

3 - la porosité peut être appréciée au niveau de chaque horizon.

Dans les deux premiers cas, l'intégration de la base de données lombriciennes aux données porales permet de répondre aux questions : "L'ensemble de la porosité observée sur un profil est-elle indicatrice de l'état microbiologique du sol?". "Est-il nécessaire ou non d'intégrer l'épaisseur des horizons pour obtenir un indicateur de l'état microbiologique des sols?".

Dans le troisième cas, l'intégration des deux bases de données permet de répondre à la question: "Parmi les horizons étudiés, est-il possible de dégager un horizon agro-pédologique particulier indicateur de l'état microbiologique ?".

L'ensemble des données relatives à la porosité est présenté dans le tableau B.8.

Suite à notre objectif initial qui est de tester le lien pouvant exister entre densité lombricienne et macroporosité, la porosité est dans un premier temps étudiée sur l'ensemble du profil, la somme (Σ) et la moyenne pondérée (MP) sont alors effectuées sur les 4 horizons agro-pédologiques ($\Sigma_{H1,H4}$ code S1, $MP_{H1,H4}$ code M1).

Puis, dans un second temps, tenant compte du fait que l'activité biologique est localisée préférentiellement dans les 30 premiers centimètres du sol, nous avons limité notre quantification de la porosité sur les 3 premiers horizons agro-pédologiques ($\Sigma_{H1,H3}$ code S2, $MP_{H1,H3}$ code M2).

	Répétition	Nombre de pores par horizons				$\Sigma_{H1,H4}$	MP	$\Sigma_{H1,H3}$	MP
		H1	H2	H3	H4	S1	$MP_{H1,H4}$	S2	$MP_{H1,H3}$
Quimper Prairie	1	29	21	16	10	76	797	66	627
Permanente (QPP)	2	22	35	14	9	80	817	71	637
	3	20	26	12	13	71	987	58	662
	1	11	10	15	23	59	928	36	445
Quimper Prairie Temporaire (QPT)	2	19	17	11	16	63	1035	47	555
	3	21	10	6	23	60	961	37	432
	1	31	32	19	7	89	1075	82	942
Quimper Maïs Inter-Rang (QMIR)	2	24	22	13	10	69	826	59	656
	3	31	21	11	13	76	1000	63	805
	1	24	32	20	15	91	1165	76	880
Quimper Maïs Rang (QMR)	2	34	33	16	17	100	1218	83	929
	3	21	23	15	12	71	891	59	711
	1	28	35	23	31	118	2853	89	980
Rennes Prairie Permanente Saine (RPS)	2	36	39	20	38	133	3395	95	1115
	3	33	37	31	43	144	3707	101	1127
	2	25	15	17	11	66	1299	57	639
Rennes Prairie Hydromorphe (RPH)	1	29	36	18	34	117	3137	83	1087
	2	29	36	17	23	105	2394	82	1014
	3	21	28	12	22	83	2068	61	748
Rennes Maïs Rang (RMR)	1	32	31	28	35	126	3311	91	1211
	2	33	53	11	28	125	2804	97	1124
	3	30	21	16	26	93	2418	67	858

Tableau B.8 : Caractérisation de la porosité observée pour chaque modalité : nombre sur chaque horizons, somme sur les 4 premiers horizons ($\Sigma_{H1,H4}$), moyenne pondérée sur les 4 premiers horizons ($MP_{H1,H4}$), somme sur les 3 premiers horizons ($\Sigma_{H1,H3}$), moyenne pondérée sur les 3 premiers horizons ($MP_{H1,H3}$).

B.5.6.1 Porosité appréciée sur l'ensemble du profil

En observant les résultats issus de **l'ensemble des modalités étudiés** (figure B.12), il apparaît qu'aucune des valeurs retenues pour caractériser la porosité sur l'ensemble du profil, ne soit associée à la densité lombricienne, ceci que l'on tienne compte de la somme des pores sur l'ensemble des 4 horizons (S1) ou sur les trois premiers horizons (S2), ou encore que ces valeurs soient pondérées par l'épaisseur de chaque horizon (M1, M2) ; en effet, le coefficient de régression pour l'ensemble de ces valeurs n'est pas significativement différent de 0.

Ce résultat va à l'encontre de celui proposé par Pérès et al. (1998), selon lequel la densité totale de pores observée sur un profil est indicatrice de la densité lombricienne : il existait une corrélation positive entre ces deux paramètres. Cette différence peut s'expliquer par le fait que ces précédents travaux aient été réalisés en milieux uniquement prairiaux, alors que dans cette présente étude, des milieux très contrastés ont été étudiés. Le comportement individuel des lombriciens semble donc être directement influencé par le système cultural modifiant ainsi la relation entre densité lombricienne et densité porale.

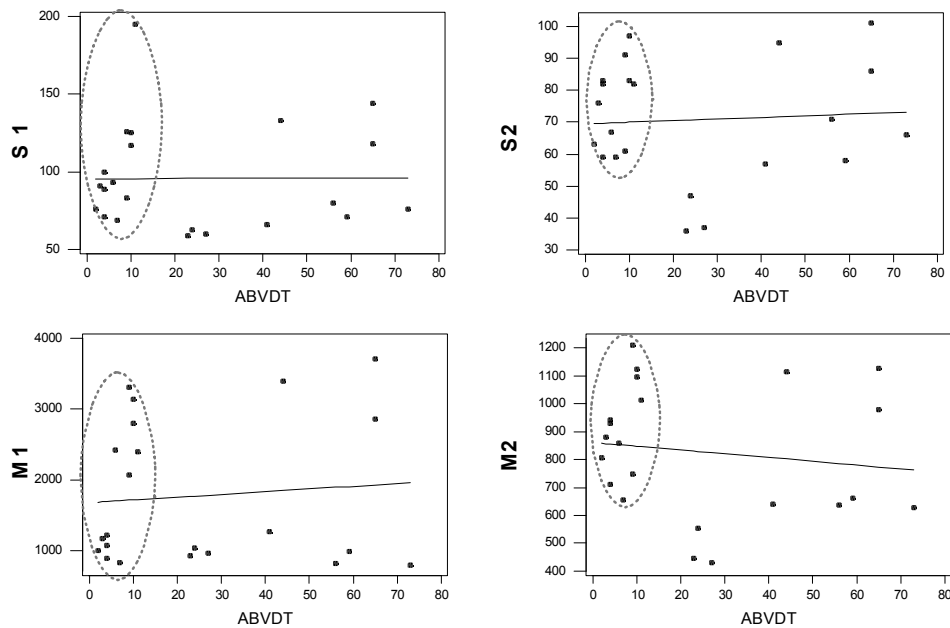


Figure B.12 : Diagramme de régression du nombre total de macropores quantifiés sur les horizons agro-pédologiques de l'ensemble du profil (S1 : sur 4 horizons, S2 : sur 3 horizons), ou de la moyenne pondérée de ce nombre sur les horizons (M1 : sur 4 horizons, M2 : sur 3 horizons) en fonction de la densité lombricienne (ABVDT en nb./m²). Etude de l'ensemble des modalités.

Le nombre total de pores observés sur l'ensemble d'un profil ou sur l'horizon organo-minéral (correspondant aux trois premiers horizons agro-pédologiques), ne peut être utilisé de manière systématique comme indicateur de la densité lombricienne. Cet indicateur sera fonction du système agricole.

En observant la distribution des points dans les différents graphes, deux groupes de points se distinguent : ceux associés au maïs (entourés en pointillés sur les graphes) et ceux associés aux prairies. De fait, il semble intéressant d'étudier ces deux milieux de manière séparée, et de tester ainsi l'hypothèse comme quoi il existerait une relation entre densité porale et lombricienne influencée par le système de culture.

En ce qui concerne la relation lombricien-porosité observée sur les prairies (permanente, temporaire, saine ou hydromorphe) (figure B.13), malgré des coefficients de régression importants entre les deux paramètres sur la plupart des situations, il s'avère que cette relation n'est significative uniquement que lorsque la porosité est sommée sur les trois premiers niveaux (S2, coefficient de régression = 41.3%, $p=0.027$).

Dans le cas de l'observation en prairie, la somme de la porosité quantifiée sur les trois premiers horizons de sol est indicatrice de la densité lombricienne.

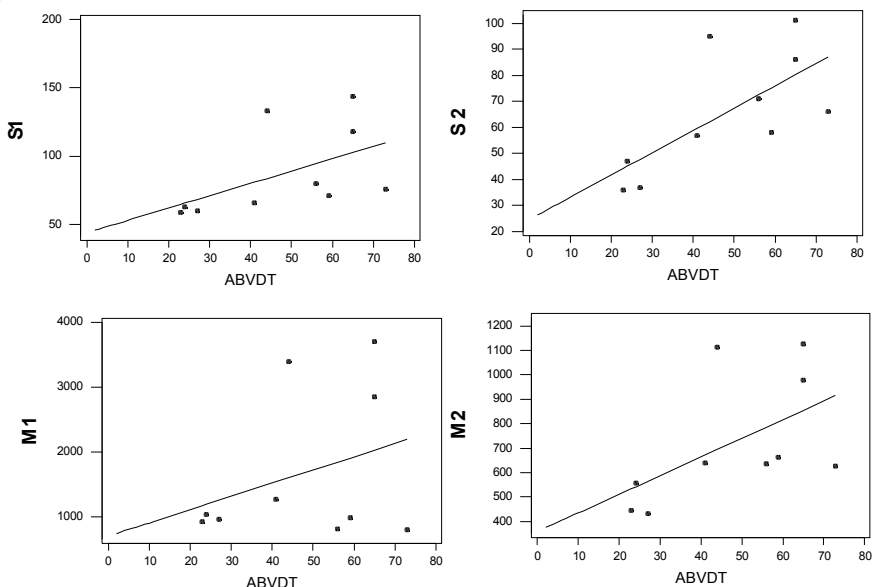


Figure B.13 : Diagrammes de régression, sur les prairies, du nombre total de pores quantifiés sur les horizons agropédologiques de l'ensemble du profil (S1 : sur 4 horizons, S2 : sur 3 horizons), ou de la moyenne pondérée de ce nombre sur les horizons (M1 : sur 4 horizons, M2 : sur 3 horizons) en fonction de la densité lombricienne (nb./m²).

En ce qui concerne la relation observée **en maïs** (figure B.14), malgré encore une fois des coefficients de régression importants, il s'avère que cette relation n'est significative que dans deux cas : lorsque la porosité est sommée sur les 4 horizons (S1, coefficient de régression = 40.8%, $P = 0.015$), et lorsque cette même porosité est pondérée par l'épaisseur des horizons (M1, coefficient de régression = 60.7%, $P = 0.002$).

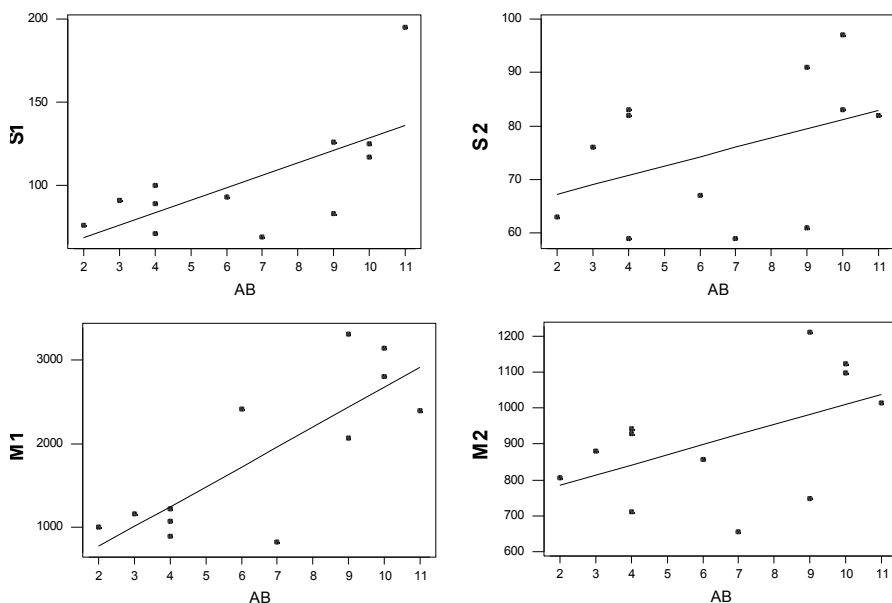


Figure B.14 : Diagrammes de régression, sur les monocultures-maïs, du nombre total de pores quantifiés sur les horizons agro-pédologiques de l'ensemble du profil (S1 : sur 4 horizons, S2 : sur 3 horizons), ou de la moyenne pondérée de ce nombre sur les horizons (M1 : sur 4 horizons, M2 : sur 3 horizons) en fonction de la densité lombricienne (nb./m²).

Dans le cas d'une observation en maïs, contrairement à une observation en prairie, il semble donc préférable d'intégrer la porosité sur l'ensemble du profil (4 horizons pédologiques), seule cette dernière observation pouvant rendre compte de la densité lombricienne. Ce résultat peut paraître surprenant considérant le fait que les peuplements lombriciens en maïs sont principalement composés d'espèces endogées, donc préférentiellement localisées dans les 30 premiers centimètres.

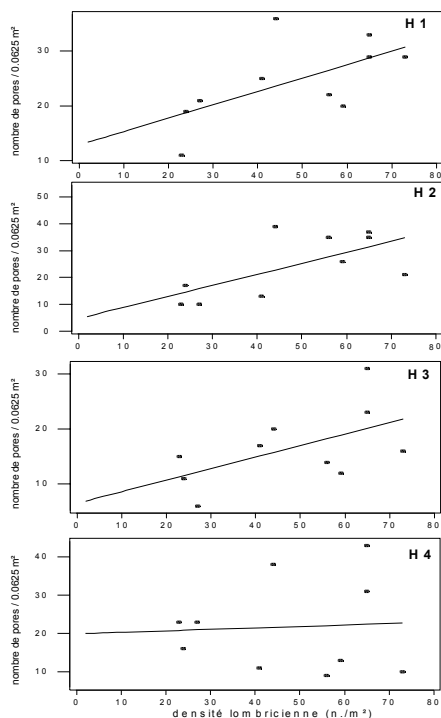
De plus, dans le cas d'une étude en maïs, la pondération par l'épaisseur des horizons est souhaitable, améliorant ainsi la qualité de l'indicateurs.

Dans le cas de l'observation en maïs, la somme de la porosité quantifiée sur les quatre horizons de sol, pondérée ou non par l'épaisseur des horizons est indicatrice de la densité lombricienne.

Conclusion partielle

Le nombre total de pores quantifiés sur un profil et apprécié soit par la somme des pores observés par niveau, soit par la moyenne pondérée de ces pores intégrant l'épaisseur des horizons, est un indicateur de la densité lombricienne. Cependant, alors que cet indicateur est du même ordre dans les deux conditions pédo-climatiques étudiées, il est largement tributaire des systèmes de culture. Ainsi, aucune densité porale totale, quelque soit la manière de l'apprécier, ne peut être indicatrice de la densité lombricienne tous systèmes confondus ; une valeur spécifique à chaque système de culture doit être donnée.

B.5.6.2 Porosité appréciée par horizon



Tout comme lors de l'étude de la porosité observée sur l'ensemble du profil, la relation entre densité lombricienne et porosité observée par horizon est très liée au système de culture. Il est donc nécessaire d'avoir une approche distinguant les systèmes de culture entre eux.

En ce qui concerne l'interaction observée **en prairie**, les résultats des régressions pour chaque horizon d'étude (H1 ... H4) entre le nombre de pores quantifiés sur 1/16 ème de m² et la densité lombricienne (1 m²), sont représentés sur la figure B.15.

Malgré de bons coefficients de régression pour les trois premiers horizons agro-pédologiques étudiés, seuls les horizons **1** et **2** présentent une densité porale en liaison de manière significative ($p < 0.05$) avec la densité lombricienne (coefficients de régression respectifs : 29 %, 36,2%).

Figure B.15 : Diagrammes de régression, sur les prairies, du nombre de pores quantifiés sur chaque horizon (H1..H4) en fonction de la densité lombricienne (nb./m²).

L'absence de significativité pour l'horizon **H3** (semelle de labour ou vestige de la semelle), peut s'expliquer par la variabilité structurale de cet horizon dans le cas de notre étude ; en effet cet horizon peut présenter une structure très massive dans le cas de la prairie temporaire, ou une structure discontinue dans le cas des prairies (vestige de semelle). Cette variabilité structurale peut engendrer une variabilité comportementale des lombriciens à l'origine de cette absence de relation porosité/densité lombricienne.

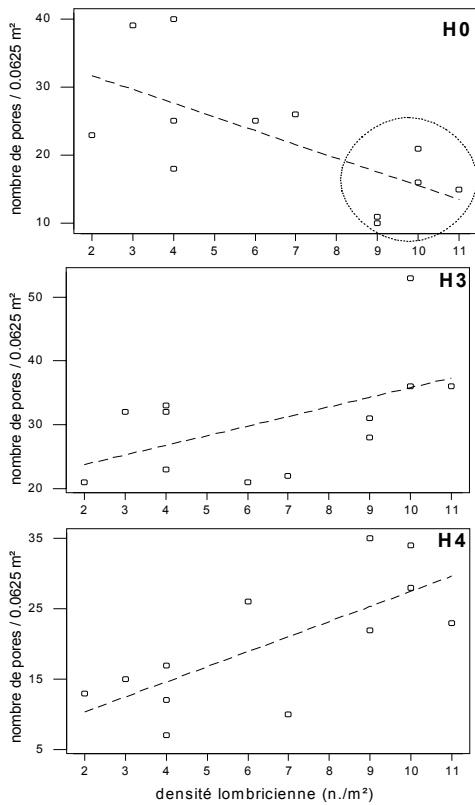
Dans le cas de l'observation en prairie, la quantification de la porosité sur les horizons H1 et H2 est indicatrice de la densité lombricienne.

Dans les travaux antérieurs, Pérès et al. (1998) avaient mis en avant le fait que, en prairie, les horizons présentant une structure massive soient ceux étant le plus significativement représentatifs de la densité lombricienne. En ce sens, deux horizons avaient été dégagés : H1 qui présentaient une structure massive correspondant à une semelle de piétinement et H3 qui présentait une structure massive correspondant à la semelle de labour.

Cette nouvelle étude met en avant que l'hétérogénéité structurale de la semelle de labour observée en prairie limite l'utilisation de cet horizon comme lieu de quantification de la porosité au titre d'indicateur de la densité lombricienne.

Cette nouvelle étude met aussi en avant que malgré la discontinuité structurale que l'on peut observer sur l'horizon H1, celui-ci étant plus ou moins tassé suivant la gestion de la prairie, ce dernier horizon permet une quantification de la densité porale indicatrice de la densité lombricienne.

En ce qui concerne la porosité observée sur la **monoculture-maïs**, les résultats des régressions pour chaque horizon (H1 ... H4), entre le nombre de pores quantifiés sur 1/16 ème de m² et la densité lombricienne (1 m²), sont représentés sur la figure B.16.



Seuls les horizons H0, H3 et H4 présentent des coefficients de régression importants, mais H0 et H4 sont les seuls à présenter des résultats significatifs ($P < 0.05$) avec des coefficients de régression respectifs de 38.2% et 48.1%.

Ces deux horizons semblent donc présenter des densités porales indicatrices de la densité lombricienne. Cependant, dans le cas de H0 la relation est inverse entre densité porale et densité lombricienne ; ceci pourrait être directement associé à la structure de peuplement présents, certaines espèces (UTF ou UEF) créant une porosité de surface alors que d'autres créent une porosité endogène au sol. Cette hypothèse se voit renforcée par le fait les valeurs se distribuent sur le graphe suivant les situations pédo-climatiques.

Figure B.16 : Diagrammes de régression, sur les monocultures maïs, du nombre de pores quantifiés sur chaque horizon (H1..H4) en fonction de la densité lombricienne (nb./m²).

Dans le cas de l'observation en monoculture maïs, la quantification de la porosité sur les horizons H0 et H4 est indicatrice de la densité lombricienne, cependant la relation est inverse dans l'horizon H0 et semble être directement influencée par les conditions pédo-climatiques engendrant des structures de peuplements lombriciens caractéristiques.

Conclusion partielle

Le nombre de pores quantifiés sur certains horizons agro-pédologiques est un indicateur de la densité lombricienne. Cependant, cet indicateur est nettement tributaire des systèmes cultureux et en ce sens, il n'a pas été possible d'identifier un horizon-type sur lequel la quantification de la porosité pourrait être indicatrice de la densité lombricienne. De plus, alors qu'en prairie, l'indicateur de la densité lombricienne semble être indépendant des conditions climatiques, en maïs il apparaît être tributaire de ces conditions.

B.5.7 Discussion

L'objectif de cette partie de l'étude était d'apprécier dans quelle mesure la macroporosité d'origine biologique observée sur un profil de sol peut être indicatrice de l'état microbiologique du milieu et de son activité et quelle est la robustesse de cette réponse lorsqu'elle était issue de contextes pédo-climatiques différents, de systèmes cultureux différents ou encore d'états hydromorphes différents.

Cette étude a permis d'apporter des éléments de réponse, tout d'abord en distinguant différentes approches d'évaluation de la porosité :

- elle peut être quantifiée sur l'ensemble du profil ou sur les trois premiers horizons agro-pédologiques (0-30 cm) de manière additive simple ;
- elle peut être quantifiée sur l'ensemble du profil (ou sur les trois premiers horizons) en pondérant par l'épaisseur de chaque horizon ;
- enfin, elle peut être considérée au niveau de chaque horizon.

Intégrant les données biologiques, le premier résultat démontre que quelle que soit la manière d'apprécier la porosité (sur l'ensemble du profil ou par horizon), **l'interaction lombricien-porosité semble être largement tributaire des systèmes de cultures** : une faible densité lombricienne observée sur le maïs engendre une densité porale supérieure ou égale à celle observée en prairie, milieu présentant une forte densité lombricienne. Le comportement individuel des lombriciens est donc fortement influencé par le système cultural, modifiant ainsi la relation entre densité lombricienne et densité porale.

Il n'existe donc pas de relation linéaire entre la densité lombricienne et la densité porale tous systèmes de culture confondus ; la recherche d'indicateurs de l'état microbiologique des sols doit être faite en distinguant les systèmes de culture les uns des autres.

En ce qui concerne **les prairies**, une relation a été observée entre la densité lombricienne et le nombre total de pores, lorsque celui-ci est quantifié sur les trois premiers horizons. Ceci peut s'expliquer par le fait que la majorité de l'activité biologique des sols soit localisée dans les 30 premiers centimètres (Bachelier, 1978).

Le nombre total de pores observé sur l'ensemble d'un profil est donc indicateur de la densité lombricienne observée en prairie.

Dans l'optique de distinguer un horizon particulier "indicateur" de la densité biologique, les horizons **H1** (0-10 cm, correspondant dans la plupart des cas à une semelle de piétinement) et **H2** (10-25 cm, correspondant à une zone à forte activité biologique) apparaissent comme de bons indicateurs.

Un résultat similaire avait été mis en avant par Pérès et al. (1998) en ce qui concerne l'horizon H1, lié à la structure massive de la semelle de piétinement. Dans le cadre de notre étude, cette structure massive apparaît de manière plus ou moins nette suivant le mode de gestion de la prairie (prairie permanente, prairie de rotation ou prairie hydromorphe).

Cette étude a donc mis en avant que malgré la discontinuité structurale observée sur l'horizon H1, la quantification de la porosité est un indicateur ROBUSTE de la densité lombricienne en milieu prairial, et ceci quelque soit le mode de gestion de la prairie ou son état d'hydromorphie.

Dans les travaux de Pérès et al. (1998), la semelle de labour est aussi reconnue comme horizon représentatif de la densité lombricienne. Toutefois, cette présente étude a mis en évidence que la forte discontinuité structurale de cette semelle limite l'utilisation de cet horizon comme lieu de quantification de la porosité au titre d'indicateur de la densité lombricienne.

En ce qui concerne les **monoculture-maïs**, une relation a été observée entre la densité lombricienne et le nombre total de pores lorsque celui-ci est quantifié sur l'ensemble du profil, pondéré ou non par l'épaisseur des horizons.

Il apparaît donc que dans les systèmes cultivés, présentant une faible densité lombricienne, celle-ci soit significativement mieux illustrée par la densité porale calculée sur l'ensemble des horizons.

Les horizons **H0** (horizon de surface) et **H4** (horizon structural) se sont avérés être des horizons significatifs pour la quantification d'une densité porale indicatrice de la densité lombricienne.

Cependant, dans le cas de H0, il s'est avéré que la robustesse de l'indicateur soit liée à la composition fonctionnelle du peuplement, elle même influencée par les conditions pédo-climatiques. L'utilisation de cet horizon apparaît donc être tributaire des contextes pédo-climatiques.

En ce qui concerne **H4**, le résultat pourrait surprendre dans ce contexte cultural composé en grande majorité d'endogés localisés en général dans les trente premiers centimètres du sol. Cependant, ce résultat peut s'expliquer par le fait que, subissant les contraintes culturales et notamment l'absence de ressource trophique, les lombriciens dans l'horizon organo-minéral créent un grand nombre de galeries à la recherche de nourriture ; les densités porales observées dans les horizon H1, H2 et H3 sont donc plus révélatrices de l'activité fousseuse des lombriciens que de leur réelle densité. Contrairement à cela, la densité porale observée en H4 est plus en accord avec les faibles densités lombriciennes.

B.6 CONCLUSION

Cette étude a donc permis de mettre en évidence le lien entre la macroporosité d'origine lombricienne observée au terrain et la densité microbiologique de ces sols.

Elle a aussi mis en évidence que cet indicateur était toutefois dépendant des systèmes de culture : une approche distinctive entre systèmes est donc nécessaire. De plus, alors qu'en prairie, cet indicateur est indépendant des contextes pédo-climatiques, des modes de gestion et des états hydromorphes du sol, en maïs, il semble être lié aux conditions pédo-climatiques *via* la forte influence de ces dernières sur la structure fonctionnelle du peuplement lombricien.

Cette étude a permis de mettre en avant la nécessité de faire la distinction entre la densité lombricienne et l'activité de cette dernière.

Enfin, dans le cadre de cette étude, la relation entre densité lombricienne et porosité du sol a été abordée à travers une approche globale (densité totale des deux paramètres) ; il convient maintenant de préciser la notion d'indicateur par une approche plus qualitative qui intégrerait la structure fonctionnelle écologique (via les Unités Ecologiques Fonctionnelles : UEF) ou taxonomique (via les Unités Taxonomiques Fonctionnelles : UTF) du peuplement lombricien, à la porosité microbiologique caractérisée en terme de taille et de forme. Cette dernière approche devra nous permettre d'affiner la notion d'indicateur dont la pertinence a déjà été révélée par cette présente étude.

C. INDICATEURS MICROBIOLOGIQUES : BIOMASSE MICROBIENNE ET ACTIVITES DE DENITRIFICATION.

R. Chaussod, C. Henault (INRA Dijon)

G. Jarrige, B. Lemercier, A. Jaffrezic, F. Vertes, C. Walter

(UMR SAS, ENSA-INRA Rennes-Quimper)

C.1 INTRODUCTION

Les sols limoneux acides de Bretagne représentent un milieu fragile, susceptible de présenter des dégradations, notamment physiques et biologiques, sous l'effet de pratiques agricoles inadaptées. Pour pouvoir recommander des modes de gestion « durables », c'est à dire les plus respectueux possibles de la « qualité des sols », il convient tout d'abord d'évaluer les effets de différentes pratiques sur les principaux types de sols concernés. L'importance de l'élevage en Bretagne (bovins, porcs, volaille) se traduit par des volumes considérables d'effluents organiques à gérer. L'épandage de ces effluents pose des problèmes non seulement de qualité des eaux mais également de qualité des sols (Cheverry & Plet, 1997). Si la Bretagne est un cas exemplaire à ce sujet, il s'agit d'une préoccupation valable également à l'échelle nationale (Bornand, 1997) et européenne (Sauerbeck, 1987), dans la mesure où d'autres pays présentent aussi des élevages importants concentrés sur des espaces limités.

Pour aborder ces questions à une échelle qui soit pertinente, c'est à dire qui envisage la diversité des situations « réelles », une démarche en deux étapes a été choisie pour faire ressortir et relativiser les effets du type de sol, du système de culture, des pratiques culturales. Dans un premier temps, nous avons étudié une gamme de situations agronomiques basée sur la comparaison de trois systèmes de culture (prairie permanente, rotation incluant une prairie temporaire, monoculture de maïs) et opposant deux situations pédoclimatiques contrastées, à Rennes et dans le Finistère. Dans un second temps, l'étude a été focalisée sur le Finistère pour aborder à la fois le rôle du type de sol (sur arène granitique, sur schistes, sur limons éoliens) et l'intensité des apports de lisier. Nous nous sommes appuyés pour cela sur l'Observatoire Lisier du Finistère mis en place il y a près de 30 ans par Marcel Coppenet (Coppenet *et al.*, 1993 ; Vertès, 1995). Nous avons également tenté d'analyser sur un essai de longue durée, les effets du cuivre qui est, avec le zinc, un des éléments apportés par les lisiers et susceptible de s'accumuler dans les sols et d'altérer leur qualité (Coppenet, 1980).

Pour aborder ces questions dans cette partie « microbiologique » du programme, nous avons utilisé des indicateurs liés à la fertilité (biomasse microbienne et activités globales) ainsi qu'aux externalités (dénitrification et émission potentielle N₂O) pour caractériser des situations très variées au plan agro-pédologique. L'utilisation de ces indicateurs biologiques, conjointement à des mesures chimiques (déterminations classiques de l'analyse de terre) et à des observations physiques au champ doit permettre d'obtenir un jugement global sur la qualité des sols. Toutefois, les états observés pour les divers cas étudiés

sont en fait la résultante de différents facteurs : type pédologique, système de culture, pratiques culturales. L'existence très probable d'interactions entre ces facteurs rend particulièrement difficile une analyse de type déterministe ; en revanche, une approche de type « enquête » permet d'évaluer l'amplitude des variations observées et le poids relatif des différents facteurs.

Les indicateurs biologiques retenus ont été analysés en fonction du type de sol et du système de culture. Nous avons notamment recherché si des relations pouvaient être mises en évidence entre les paramètres biologiques mesurés et d'une part le « statut organique » des sols, d'autre part des caractéristiques physico-chimiques majeures (pH, présence d'aluminium échangeable, etc.).

C.2 MATERIELS ET METHODES

C.2.1 Sites expérimentaux et prélèvements de sols

Les mesures biologiques ont été appliquées à des échantillons de sol prélevés d'une part dans des parcelles correspondant à des traitements contrastés de dispositifs agronomiques, d'autre part chez des agriculteurs dans des parcelles cultivées faisant partie d'un observatoire. Ces sites expérimentaux ont été décrits en détail précédemment ; nous rappelons simplement ici ce qui est spécifique à l'étude des caractéristiques microbiologiques.

C.2.1.1 Dispositif « *Champ Noël* » de Rennes

Ce dispositif est localisé près de Rennes (48°07 N, 1°40 E). Depuis 10 ans, une parcelle expérimentale est cultivée en monoculture de maïs, divisée en différents traitements. Des parcelles sous prairie sont disponibles à proximité immédiate.

Les prélèvements ont été effectués par A. Jaffrezic & G. Jarrige, en Avril 2000. Il s'agissait des horizons de surface (0-20cm) des quatre principaux traitements :

- RMM : culture de maïs, fertilisation minérale
- RML : culture de maïs, fertilisation sous forme de lisier
- RPD : prairie drainée
- RPH : prairie hydromorphe

En 2002, une étude plus complète a été menée sur deux profils de sol correspondant aux traitements « fertilisation minérale » et « fertilisation organique » (lisier) de la monoculture de maïs. Le traitement « fertilisation minérale » reçoit depuis plus de 10 ans une fertilisation de 100-120 UN.an-1. Le traitement « fertilisation organique » reçoit depuis plus de 10 ans du lisier de porc à la dose de 40 m³.ha-1.an-1 au printemps. L'épandage de lisier s'est déroulé le 3 avril et a été suivi d'un enfouissement superficiel au moyen d'un outil à dents. Les horizons 0-20, 20-40 et 40-60 cm ont été prélevés dans les deux parcelles avant et après épandage. Pour faire des mesures d'activités respiratoires, d'activités dénitrifiantes, et les estimations de densités apparentes, 8 cylindres de sol,

non remaniés, ont été prélevés par horizon et par traitement. Des tubes en inox, 10 cm de diamètre et 25 cm de profondeur ont été manuellement enfoncés dans le sol sur une profondeur de 20 cm. Ces tubes ont été disposés en ligne de 4. Pour les retirer du sol, une fosse de 20 cm de profondeur pour 4 cylindres a été creusée à la bêche permettant de récupérer les cylindres sans forçage mécanique. Cette fosse a ensuite été utilisée pour enfoncer les cylindres de sol dans les horizons 20-40 cm puis 40-60 cm. Pour faire les mesures d'humidité massique, d'azote minéral et de teneur de différents compartiments carbonés, des échantillons composites de sol ont été constitués pour chaque horizon et chaque traitement. Des tranches de sol ont été découpées à la bêche le long des profils des fosses de prélèvements des cylindres et homogénéisés au cours d'un tamisage à 5 mm de façon à obtenir des échantillons composites de quelques kg. Lors de la campagne de prélèvement du 15 avril, 16 cylindres de sol ont été prélevés par traitement sur l'horizon 0-20 cm. Ces cylindres ont été disposés en ligne 4 par 4 et ont été prélevés selon le protocole présenté ci-dessus. Des échantillons composites ont aussi été prélevés selon le protocole présenté ci-dessus.

C.2.1.2 Dispositif de Kerbernez (Finistère)

Les prélèvements ont été effectués en Avril 2000 par A. Jaffrezic & G. Jarrige sur l'horizon 0-20 cm des parcelles A, B, J, D et H du dispositif :

- KbA : culture de maïs, fertilisation minérale
- KbB : culture de maïs, fertilisation sous forme de lisier
- KbJ : rotation
- KbD : prairie drainée
- KbH20 prairie hydromorphe (prélèvement sur 0-20 cm)
- KbH10 prairie hydromorphe (prélèvement sur 0-10 cm)

C.2.1.3 Dispositif de Kerfidy (Quimper)

Toujours en 2000, les horizons 0–20cm des parcelles « témoins » et « Cu1000 » du site de Kerfidy ont été prélevés pour étudier les effets propres du cuivre. Les échantillons sont repérés comme suit :

- KyT : témoin sol nu (prel. 0-20 cm)
- KyCu : sol nu + cuivre 1000 ppm (prel. 0-20 cm)

C.2.1.4 Observatoire Lisier (Finistère)

Un réseau de 180 parcelles appelé « Observatoire Lisier » a été mis en place par Marcel Coppenet en 1973. Ce réseau a donné lieu au suivi des caractéristiques chimiques (Coppenet et al., 1993 ; Vertès 1995) des sols.

En 2000, les prélèvements ont concerné l'horizon 0-20cm des parcelles 162, 5, 6, 7 8 de l'Observatoire Lisier.

- OL5 : maïs continu
- OL6 : maïs – céréales (prel. sur 0-15 cm : horizon labouré)
- OL162 : blé en place, maïs auparavant
- OL7 : rotation maïs-céréales puis prairie depuis 4 ans
- OL8 : rotation maïs-céréales puis RG + trèfle depuis 6 ans

En 2001, un échantillonnage jugé représentatif des différentes situations a été effectué (Lemercier, 2001). 30 parcelles ont été retenues sur les 160 de l'Observatoire. Elles correspondent à trois types de sol principaux (Granite, Schistes, Limons) et à deux régimes d'apports de lisier : fortes doses (70 à 100 m³) et faibles doses (40 m³). Les échantillons de sol ont été prélevés sur l'horizon 0-20cm. Comme dans les cas précédents il s'agissait d'échantillons composites. Les prélèvements de sols ont été effectués par Blandine Lemercier (du 14 au 22 Mai 2001), ainsi que les mesures physiques in situ correspondantes.

Dans tous les cas, les échantillons ont été conservés à l'état frais et transportés à Dijon dans les délais les plus brefs. Les mesures biologiques ont porté sur les échantillons « frais », la teneur en eau correspondant à l'humidité lors du prélèvement. L'humidité pondérale a été déterminée parallèlement ; les résultats sont exprimés par rapport au poids de sol sec.

C.2.2 Caractérisation physico-chimique

Une partie de chacun des échantillons prélevés a été séché à l'air et les principales déterminations physico-chimiques ont été effectuées par le Laboratoire d'Analyse des Sols de l'INRA-Arras : carbone et azote organiques, C.E.C. au pH du sol (méthode cobalti-hexamine) incluant l'aluminium échangeable, Zn et Cu totaux et extractibles à l'EDTA, Phosphore assimilable, etc.

C.2.3 Caractérisation de l'état hydrique et d'aération du sol

L'humidité massique du sol lors des prélèvements a été déterminée par gravimétrie (24 h à 105°C) sur les échantillons composites, à raison de 3 répétitions par échantillon. L'humidité massique sur les cylindres de sol a été mesurée par gravimétrie sur chaque cylindre après destruction des cylindres en fin d'expérimentation c'est à dire après que les cylindres aient reçu une solution nitrée (voir ci-dessous). Leur humidité massique avant l'apport de solution nitrée a été estimée à partir de l'humidité massique en fin d'expérimentation et de pesées des cylindres avant et après apport de la solution nitrée.

La densité apparente (d_a) du sol est estimée à partir de l'humidité massique, de la masse et du volume du sol contenu dans les cylindres.

$$d_a = \text{masse de sol sec} / \text{volume de sol} \quad (1)$$

L'état d'aération du sol est globalement caractérisé par le paramètre « part de la porosité du sol occupée par de l'eau », Water Filled Pore Space en anglais, soit WFPS dans la suite de ce papier. Pour

évaluer le WFPS d'un sol, on estime d'abord sa porosité totale (Pt) en combinant la densité réelle (dr) et la densité apparente des sols selon l'équation 2. Dans cette étude, nous avons retenu, $dr = 2.6$

$$Pt = (dr - da) / dr \quad (2)$$

WFPS est le rapport entre l'humidité volumique (Hv) et la porosité totale du sol.

$$WFPS = Hv / Pt \quad (3)$$

C.2.4 Mesure de la teneur en azote nitrique du sol

La teneur en azote minéral du sol a été déterminée sur 3 répétitions issues des échantillons de sol composites, après extraction pendant 1 h à 20°C sous agitation dans du KCl Molaire, selon un ratio sol/solution de 1 / 5. L'extrait obtenu après filtration sur papier Whatman n° 40 a été analysé par colorimétrie en utilisant la procédure de Griess-Ilosvay (Keeney et Nelson, 1982) sur un analyseur Perstorp.

C.2.5 Méthodes biologiques globales (Biomasse microbienne et activités) :

Les méthodes biologiques relatives à la biomasse microbienne et aux activités globales sont celles décrites par Chaussod et Nouaïm (2001).

Les échantillons composites ont été tamisés à 5-6 mm et conservés un minimum de temps à 4°C avant mesures. Ces dernières ont été effectuées à raison de 3 répétitions par échantillon. Les quantités de carbone organique extractible au sulfate de potassium (K₂SO₄), de carbone microbien et de « métabolites » ont été mesurées sur des échantillons équivalents à 40 g de sol sec. Le carbone soluble est déterminé après agitation du sol pendant 45 minutes dans 200 mL de K₂SO₄ 0,05 N (rapport sol/solution de 1/5) puis centrifugation pendant 10 minutes à 6000g.

La quantité de carbone microbien a été estimée avec la méthode fumigation-extraction (Vance et al., 1987, Chaussod et al., 1988 et Wu et al., 1990). Pour cette mesure, l'extraction au K₂SO₄ est effectuée après 16 heures de fumigation au chloroforme (CHCl₃). Le chloroforme, solvant des lipides, présente la propriété de lyser la cellule ce qui permet de déterminer le carbone de la biomasse microbienne du sol après un calibrage de la méthode. Le carbone de la biomasse microbienne est alors calculé à partir de la différence entre la quantité de carbone extractible dans les échantillons non fumigés (C témoins) et les échantillons fumigés (C fumigés) et d'un coefficient K_{ec} de proportionnalité entre le carbone extrait et le carbone microbien total du sol. Nous n'avons pas pris en compte la variation du K_{ec} avec la profondeur. La biomasse a été calculée en utilisant la valeur moyenne de K_{ec} observée dans les sols cultivés, à savoir 0,38.

La quantité de métabolites est mesurée selon la méthode empirique de Lemaître et al. (1992), à partir des culots des échantillons fumigés. Après élimination du surnageant et ajout de 200 mL de K₂SO₄, les échantillons fumigés sont traités à l'autoclave pendant 16 heures à 120°C sous pression équilibrante (1 Bar). Le carbone solubilisé est mesuré comme précédemment, après agitation et centrifugation.

Toutes les mesures de carbone organique ont été réalisées avec l'Analyseur de Carbone DC 80 (Dohrmann) qui accomplit une oxydation du carbone organique avec du persulfate de potassium à 2,5%, la réaction étant catalysée par un rayonnement UV. Le carbone organique, alors transformé en CO₂, est mesuré par un détecteur infra-rouge.

Les activités de minéralisation du carbone et de l'azote ont été mesurées en incubation aérobie : 40 g de sol (équivalent sec) sont placés dans un flacon hermétique de 575 mL de capacité, en présence d'un piège de soude (NaOH 0,25 N). Le C-CO₂ piégé est mesuré par détection infra-rouge en phase gazeuse après déplacement des carbonates-bicarbonates en gaz carbonique, en milieu acide. L'incubation dure 28 jours à 28°C. L'azote minéral présent au début et à la fin de l'incubation est dosé par colorimétrie en flux continu (appareil Perstorp).

L'activité de nitrification (transformation de N-NH₄ en N-NO₂) est mesurée lors d'un test court en milieu liquide agité (3 jours à 20°C). Le dosage porte sur le nitrite accumulé, l'oxydation en nitrate étant empêchée par un inhibiteur spécifique (chlorate).

C.2.6 Mesures de l'activité de dénitrification

C.2.6.1 *Mesure de la dénitrification en conditions contrôlées :*

L'activité de dénitrification du sol a été mesurée sur les cylindres de sol non remaniés au laboratoire à 20°C, le surlendemain du prélèvement, en faisant l'hypothèse que les conditions d'humidité et de teneur en nitrates « in situ » ont été maintenues. Les cylindres de sol ont été fermés hermétiquement. L'atmosphère gazeuse (environ 1.5 l) a été modifiée par remplacement de 125 ml par 120 ml de C₂H₂ (voir ci-dessus) et 5 ml Kr pour déceler d'éventuelles fuites de gaz. Les cinétiques de dénitrification ont été effectuées sur une période de 3 h avec 4 prélèvements gazeux en tubes de 3 mL préalablement purgés, régulièrement répartis dans le temps. Avant chaque prélèvement gazeux l'atmosphère était homogénéisée (Tiedje et al. 1989). Les échantillons gazeux ont été analysés sur un chromatographe en phase gazeuse équipé d'un détecteur en capture d'électrons, Varian 3400Cx couplé à un préleveur automatique, HSS 8250, SRA Instruments. La vitesse de dénitrification est calculée à partir de l'évolution de la concentration en N₂O dans l'atmosphère gazeuse. Dans un premier temps elle est exprimée en mg N.g⁻¹ sol.h⁻¹ et nous la convertissons en g N.ha⁻¹.j⁻¹.

Le « potentiel de dénitrification » du sol, paramètre du modèle NEMIS (Hénault et Germon, 2000) a été déterminé à partir (1) de cinétiques de dénitrification (protocole ci-dessus) réalisées sur les cylindres de sol après apport d'eau (500 ml pour le 1er prélèvement, 750 ml pour le 2nd) et de nitrates (0.1 M) au goutte à goutte pendant 24 h suivi d'un ressuyage sur 24 h et (2) de l'utilisation de la fonction FW (Grundmann et al. 1987), reliant l'activité de dénitrification du sol à son WFPS. En effet l'un des objectifs lors de l'apport de la solution nitratée est de placer le sol à saturation en eau, c'est à dire à WFPS = 1. Cet objectif est rarement atteint et généralement l'apport de la solution nitratée conduit à 0,8 < WFPS < 1. Dans ce cas, la vitesse de dénitrification mesurée n'est pas le « potentiel de dénitrification » et nous

l'appelons « dénitrification amplifiée ». On estime alors D_p en corrigeant la vitesse de dénitrification amplifiée en tenant compte du WFPS lors de la mesure.

C.2.6.2 Mesure de l'activité respiratoire

L'activité respiratoire du sol a été déterminée au cours des cinétiques de dénitrification sur les cylindres de sol non remaniés maintenus dans les conditions d'humidité et de teneur en nitrates du terrain. Les dosages de C-CO₂ ont lieu en même temps que ceux des gaz formés lors de la dénitrification, sur des prélèvements d'échantillons gazeux en tubes de 3 mL sous vide partiel. Les analyses sont effectuées sur un chromatographe en phase gazeuse équipé d'un catharomètre.

C.2.6.3 Mesure du potentiel d'émission de N₂O lors de la dénitrification :

Les capacités microbiennes du sol à dénitrifier et à émettre N₂O au cours de la dénitrification ont été déterminées au laboratoire, à 20°C selon le protocole décrit dans Hénault et al. (2001). Pour chaque échantillon composite, 2 types d'incubation, incluant chacun 3 répétitions, ont été réalisés. Chaque répétition implique 50 g équivalent de sol sec placé dans des fioles en verre d'une contenance de 565 mL. Les incubations sont réalisées en anaérobiose par 3 purges successives de l'atmosphère gazeuse des fioles suivies de remplissage avec N₂. Les incubations sont réalisées avec addition de NO₃⁻ (50 ml de solution de KNO₃ à 100 mg N.l⁻¹) comme accepteur d'électrons (1) en présence d'acétylène (2 % de l'atmosphère gazeuse) pour inhiber la réduction du N₂O en N₂ et mesurer la capacité du sol à dénitrifier les nitrates par le dégagement de N₂O (Yoshinari et al. 1976), et (2) sans acétylène pour évaluer la production de N₂O au cours de la dénitrification. Ces fioles ont ensuite été mises à agiter pendant deux semaines. Régulièrement, des prélèvements de l'atmosphère gazeuse ont été effectués dans des tubes de prélèvement sanguin, sous vide partiel, Térumo®. Les échantillons gazeux ont été analysés par Chromatographie en Phase Gazeuse, MTI, SRA Instrument, équipé d'un détecteur en catharométrie, afin de suivre l'évolution de la concentration en N₂O. Hénault et al. (2001) proposent d'utiliser le produit entre (1) le ratio maximal entre le N₂O mesuré sans acétylène et le N₂O mesuré en présence d'acétylène et (2) le temps d'accumulation de N₂O au cours de la dénitrification lors des incubations avec apport de NO₃⁻ pour calculer un indicateur empirique des niveaux d'émission de N₂O des sols au cours de la dénitrification. Une faible valeur de cet indicateur empirique (<30) suggère que le sol émettra peu de N₂O au cours de la dénitrification, une forte valeur (>50) suggère que le sol émettra beaucoup de N₂O *in situ* s'il rencontre des conditions favorables au fonctionnement de la dénitrification, c'est à dire, un taux de saturation en eau de sa porosité important (> 65 %), une teneur en nitrates et une température élevées.

C.2.6.4 Traitements statistiques :

Les traitements statistiques ont été réalisés avec le logiciel Systat 8.0. Dans le cas des mesures réalisées sur cylindres, impliquant 8 ou 16 répétitions nous avons vérifié que l'hypothèse de distribution normale des données ne pouvait pas être rejetée en appliquant le test de Kolmogorov-Smirnov. Dans

tous les cas, nous avons retenu la moyenne arithmétique accompagnée de l'erreur standard pour présenter les résultats (Webster, 2001). Le test *t* de Student a été utilisé pour faire des comparaisons de moyennes qui sont considérés comme significativement différentes si $p < 0.05$.

C.3 RESULTATS

C.3.1 Effets du mode de gestion des sols dans deux situations pédo-climatiques différentes.

C.3.1.1 Sols étudiés

Les échantillons de sol proviennent des prélèvements effectués en 2000 dans les dispositifs expérimentaux de Rennes, de Kerbernez et de Kerfidy, ainsi que sur 5 parcelles de l'Observatoire Lisier. Nous présentons ci-dessous les principales caractéristiques physico-chimiques des sols, les résultats des mesures biologiques globales (biomasse microbienne, etc.) puis les résultats des activités de dénitrification.

C.3.1.2 Caractéristiques physico-chimiques

Les principales caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol étudiés sont présentés dans le tableau 1 ci-dessous.

	C org total g/kg	N kjeldahl g/kg	C/N	pH K ₂ SO ₄	C.E.C. CMol/kg
Rennes					
RMM	9,53	1,12	8,5	5,8	6,7
RML	11,01	1,24	8,9	5,8	6,4
RPD	15,50	1,58	9,8	5,2	5,8
RPH	36,5	3,67	9,9	5,1	8,6
Kerbernez					
KbMM	20,57	1,74	11,8	5,0	4,4
KbML	21,81	1,90	11,5	5,2	5,5
KbR	27,10	2,42	11,2	4,8	4,9
KbPD	29,30	2,57	11,4	4,9	5,5
KbPH20	42,90	3,87	11,1	4,7	4,6
KbPH10					
Observ. Lisier					
OL5	48,10	4,13	11,6	5,8	12,9
OL6	33,3	2,99	11,2	5,3	9,5
OL162	29,5	2,96	10,0	5,6	6,4
OL7	37,5	3,53	10,6	5,5	7,3
OL8	21,8	2,29	9,5	5,2	5,7
Kerfidy					
KyT	15,93	1,53	10,4	4,8	6,0
KyCu	17,49	1,68	10,4	4,7	5,7

Tableau C.1 : Principales caractéristiques physico-chimiques des échantillons de sol.

Les échantillons provenant du dispositif de Rennes (Bassin Versant) sont globalement moins riches en matière organique et moins acides que les sols prélevés dans le Finistère. Leur capacité d'échange en cations est aussi plus élevée, ce qui est à rapprocher de la minéralogie de ces sols. Des accumulations importantes de matière organiques sont observées pour les prairies hydromorphes, associées à des pH bas. A noter que les valeurs de pH qui figurent dans les tableaux de résultats ont été mesurées dans des extraits au K₂SO₄ 25mM (le pH_{eau} correspondant serait supérieur de près de 0,5 unité pH). Les teneurs en cuivre, en zinc et en phosphore ont été mesurées mais ne sont pas rapportées ici (on les trouvera dans le mémoire de G. Jarrige, 2000). Pour les parcelles de l'observatoire lisier, ces valeurs sont à rapprocher des historiques d'épandages : les teneurs en cuivre et en zinc peuvent atteindre respectivement de l'ordre de 50 et 150 mg/kg.

Les deux échantillons de Kerfidy (Kut et KyCu) sont à considérer à part : ils proviennent d'un essai « Cu – Zn » en sol nu, et ne sont donc pas comparables aux parcelles cultivées. La teneur en cuivre total dans la parcelle « témoin » est anormalement élevée (83 mg/kg) ; elle n'atteint que 152 mg/kg dans la parcelle « cuivre » où la quantité de cuivre qui avait été apportée initialement avait pour objectif d'atteindre 1000 mg/kg. De toute évidence, des contaminations se sont produites entre parcelles, en raison de la taille

réduite du dispositif (parcelles de 1,5 x 2m, espacées d'une bande de 0,5m), et surtout des pertes importantes ont eu lieu.

C.3.1.3 Caractéristiques biologiques globales

Les principaux paramètres biologiques sont rapportés dans le tableau C.2 ci-dessous ; les résultats complets ont été présentés dans le mémoire de G. Jarrige (2000).

	B.M. mgC/kg	B.M. % Ct	Respi. Spé j ⁻¹	M.O.L. % Ct	Activ. Nitrifiante mg N / 3 j
<i>Rennes</i>					
RMM	210	2,20	0,036	20,5	5,16
RML	218	1,98	0,038	21,0	6,53
RPD	347	2,24	0,074	23,3	10,81
RPH	1341	3,67	0,026	25,6	28,03
<i>Kerbernez</i>					
KbMM	137	0,67	0,034	13,2	7,03
KbML	211	0,97	0,031	14,7	9,71
KbR	351	1,30	0,032	17,7	23,09
KbPD	375	1,28	0,049	18,6	16,48
KbPH20	1590	3,71	0,022	20,5	32,64
KbPH10	3066	4,52	0,016	23,4	40,87
<i>Observ. Lisier</i>					
OL5	320	0,67	0,048	14,9	36,68
OL6	373	1,12	0,045	16,8	9,59
OL162	288	1,32	0,052	17,9	13,54
OL7	349	1,18	0,033	16,0	13,49
OL8	380	1,01	0,030	14,5	21,58
<i>Kerfidy</i>					
KyT	154	0,97	0,043	13,4	8,65
KyCu	162	0,93	0,045	14,1	4,46

Tableau C.2 : Principales caractéristiques biologiques des échantillons de sol étudiés.

Dans l'essai de Rennes, sous maïs, le niveau de la biomasse microbienne est sensiblement le même que la fertilisation soit purement minérale ou apportée sous forme de lisier. En valeur absolue, la biomasse est légèrement supérieure dans le traitement lisier maïs, exprimée en valeur relative, elle représente une proportion plus faible du carbone total, en raison d'une quantité plus élevée de C total dans le traitement lisier. La respiration spécifique (analogue à un taux de renouvellement de la biomasse) est très légèrement supérieure dans le traitement lisier : la biomasse microbienne « tourne » un peu plus vite. Le pool de matière organique labile est aussi légèrement supérieur dans le traitement lisier. Ces différences sont à mettre en relation avec les apports de matière organique par le lisier. L'activité de nitrification potentielle est aussi un peu plus importante dans le traitement lisier.

Sous prairie temporaire drainée, la biomasse microbienne est nettement plus élevée que sous maïs, en raison des apports organiques que représentent les exsudats racinaires. Ce « statut organique » très favorable à l'activité biologique se remarque également sur la respiration spécifique et sur le pool de matière organique labile.

Dans l'essai de Kerbernez, les mêmes observations peuvent être faites. Sous maïs, la fertilisation sous forme de lisier se traduit par un « statut organique » plus favorable à l'activité biologique : la biomasse microbienne et le pool de matière organique labile sont plus élevés dans la parcelle recevant du lisier. Il en est de même pour l'activité de nitrification potentielle. Dans la parcelle supportant une rotation, les indicateurs biologiques sont notablement meilleurs que sous monoculture de maïs : la biomasse microbienne est plus élevée, tant en valeur absolue qu'en valeur relative, et le pool de matière organique labile est plus important (ce qui représente une fourniture potentielle d'azote plus importante que sous maïs continu). L'activité de nitrification est aussi très élevée.

En ce qui concerne les prairies, les conclusions sont identiques à celles formulées pour l'essai de Rennes. Dans la prairie drainée, les indicateurs biologiques sont favorables : bon niveau de biomasse microbienne, avec un taux de renouvellement important. Dans la prairie hydromorphe, l'accumulation de matière organique (totale et labile) se traduit par un niveau élevé de biomasse microbienne mais avec une respiration spécifique faible. Ces mesures sont effectuées ici en conditions parfaitement aérobies, ce qui introduit un biais et tend à favoriser les processus de minéralisation ; *in situ*, les activités cataboliques sont proportionnellement plus faibles que ce qui est observé ici et les différences encore plus importantes avec les situations naturellement aérées (prairie drainée). Bien entendu, ces caractéristiques sont encore marquées lorsque l'on considère l'horizon 0-10 cm, où se trouvent la plupart des masses racinaires de la prairie.

Globalement, dans les sols du bassin de Rennes, la biomasse est faible en valeur absolue mais représente de l'ordre de 2% du carbone total. Dans les sols du Finistère, la proportion « vivante » du carbone est environ moitié plus faible, avec une amplitude de 0,7 à 1,3% selon les situations (hors prairies hydromorphes). La respiration spécifique (taux de renouvellement apparent de la biomasse microbienne) varie assez largement selon les situations. La matière organique labile (M.O.L.) représente une proportion plus élevée du carbone total dans les sols de Rennes que dans les sols du Finistère. Ces derniers sont globalement plus riches en carbone, mais ce carbone est très stable et, pour l'essentiel, ne participe au cycle biologique. Les conditions pédoclimatiques sont probablement à l'origine des différences observées : nature du substratum, régime hydrique, profondeur du sol, etc. Le taux d'aluminium échangeable est aussi nettement plus élevé dans les échantillons de sols provenant du Finistère que dans ceux du bassin de Rennes.

L'activité nitrifiante varie aussi très largement selon les situations. Deux facteurs semblent prépondérants : le pH (et le taux d'aluminium échangeable) d'une part, le système de culture et les pratiques culturales d'autre part. On remarquera que les activités nitrifiantes peuvent être très importantes

dans ces sols acides, lorsque les apports de lisier sont importants ; c'est le cas notamment de la parcelle OL5 qui a reçu chaque année, entre 1977 et 1988, de 100 à 120 m³/ha de lisier. Ceci représente des quantités considérables d'ammonium à oxyder, d'où le développement d'une abondante microflore nitrifiante.

C.3.1.4 Potentiels d'émission de N₂O des sols au cours de la dénitrification

Les valeurs de l'indicateur des capacités des sols à émettre N₂O au cours de la dénitrification ont été reportées dans le tableau C.3.

	r _{max}	t	Valeur de l'index empirique	Obs.
<i>Rennes</i>				
RMM 0-20	0,42	24	10	
RMM 20-40	0,70	48	34	
RMM 40-60	1,00	68	68	
RML 0-20	0,40	24	10	
RML 20-40	0,80	48	38	
RML 40-60	1,00	68	68	
RPD 0-20	0,65	120	78	
<i>Kerbernez</i>				
KbMM	1	120	120	
KbML	1	72	72	
KbR	0,95	72	68	
KbPD	0,83	72	60	
KbPH20	1	72	72	
KbPH10	0,92	48	44	
<i>Observ. Lisier</i>				
OL5	0,86	48	41	
OL6	0,70	48	34	
OL162	0,21	48	10	
OL7	0,68	24	16	
OL8	0,93	48	45	
<i>Kerfidy</i>				
KyΓ	0,86	120	104	
KyCu	0,63	160	106	Cinet. Différente

Tableau C.3 : paramètres caractéristiques de la dénitrification pour les sols étudiés.

Les capacités des sols à émettre N₂O au cours de la dénitrification varient principalement en fonction du site : compte-tenu des résultats des tests de laboratoire (tableau 3), on peut supposer qu'à Kerbernez comme à Kerfidy, N₂O doit être largement émis au cours de la dénitrification. En revanche, les parcelles de l'observatoire lisier et celles de Rennes (horizon 0-20cm) semblent plus aptes à réduire N₂O

lors de la dénitrification et on peut supposer que N_2 sera le produit majoritaire de la dénitrification dans ces sols.

L'influence des épandages de lisier sur la dénitrification et les émissions de N_2O est difficile à généraliser à partir des 5 parcelles de l'Observatoire Lisier : ces parcelles proviennent d'au moins deux localisations différentes (or l'effet type de sol est très marqué sur l'indicateur biologique étudié) et ces parcelles représentent des situations très contrastées : prairie *versus* culture et doses de lisier très variables. Sur la parcelle de Champ Noël, nous avons observé que les capacités microbiennes à dénitrifier les nitrates et le protoxyde d'azote sont sensiblement équivalentes horizon par horizon entre la parcelle recevant une fertilisation organique et celle recevant une fertilisation minérale. Sur les deux traitements, la vitesse de réduction du N_2O diminue avec la profondeur et le temps d'accumulation de N_2O au cours de la dénitrification augmente avec la profondeur. D'après les résultats des tests de laboratoire, on peut penser que le produit majoritairement formé au cours de la dénitrification sera N_2 pour l'horizon 0-20 cm et N_2O pour l'horizon 40-60 cm et ceci que la fertilisation soit minérale ou organique. Dans cette étude, l'influence du mode d'occupation du sol sur le produit de la dénitrification (N_2O ou N_2) n'est pas évidente. Pour les sols de Rennes, on observe des résultats comparables à ceux observés en Bourgogne, c'est à dire des accumulations de N_2O au cours de la dénitrification en milieu confiné plus élevées en sol de prairie qu'en sol labouré. Enfin, pour l'essai de Kerfidy, les cinétiques de dénitrification et d'émissions de N_2O observées dans le sol ayant autrefois reçu une forte quantité de cuivre n'ont pas l'allure classique, au point de poser question pour le calcul de l'index empirique. Le sol non traité émet également beaucoup de N_2O au cours de la dénitrification. Rappelons qu'il s'agit dans les deux cas de sols non cultivés (maintenus à peu près nus) depuis de longues années.

C.3.2 Fonctionnement biologique des sols en fonction de la nature (minérale ou organique) de la fertilisation.

Les deux parcelles correspondant à deux modes de fertilisation sous maïs continu de l'essai « Champ Noël » ont donné lieu en 2002 à une étude fine des propriétés biologiques dans les deux profils de sol.

C.3.2.1 Caractéristiques des échantillons de sol lors du prélèvement :

Le tableau C.4 présente les densités apparentes, les humidités massiques et le « WFPS » qui en découle lors des prélèvements de sol.

Traitement	Profondeur cm	Nitrates mg N kg ⁻¹ sol	Densité apparente	Humidité massique g eau g ⁻¹ sol	WFPS
<i>Avant épandage</i>					
Minéral	0-20	2.3 (0.3)	1.53 (0.03) ^{ab}	0.212	0.74 (0.03) ^{ab}
	20-40	-	1.63 (0.03) ^c	0.215	0.82 (0.03) ^{bc}
	40-60	-	1.58 (0.02) ^{bc}	0.206	0.89 (0.02) ^c
Lisier	0-20	3.7 (0.5)	1.50 (0.02) ^a	0.224	0.72 (0.02) ^a
	20-40		1.56 (0.02) ^b	0.212	0.78 (0.02) ^b
	40-60		1.59 (0.01) ^{bc}	0.213	0.88 (0.02) ^c
<i>Après épandage</i>					
Minéral	0-20	7.2 (0.2)	1.36 (0.02) ^x	0.174	0.32 (0.02) ^x
Lisier	0-20	20 (0.4)	1.33 (0.03) ^x	0.182	0.25 (0.02) ^y

Tableau C.4 : Conditions environnementales du sol lors des prélèvements. Les nombres entre parenthèses sont les erreurs standards qui accompagnent les moyennes. Les lettres (a,b,c) indiquent si celles-ci sont ou non significativement différentes avant l'épandage et les lettres (x et y) après épandage.

Lors du 1^{er} prélèvement, avant épandage de lisier, les densités apparentes mesurées sur les deux traitements ne sont pas significativement différentes pour les horizons 0-20 et 40-60 cm. L'horizon 20-40 cm du sol de la parcelle avec fertilisation minérale présente une densité apparente plus élevée que celui de la parcelle avec fertilisation organique. Après épandage de lisier et travail du sol, les densités apparentes du sol sont apparues beaucoup plus faibles sur l'horizon de surface (le seul considéré) et identiques entre les deux traitements.

L'humidité du sol a varié pendant la période expérimentale avec des humidités volumiques au cours du mois de février de l'ordre de 30-32 % (WFPS > 70%) sur les deux traitements, conditions théoriquement favorables à la création de zones anaérobies et au fonctionnement de la dénitrification. Sur la période du 15 avril à fin mai, les humidités volumiques ont toujours été très faibles, < 20 % (WFPS < 60 %) défavorables au fonctionnement de la dénitrification.

C.3.2.2 Caractérisation des compartiments carbonés :

Les effets à moyen terme (10 ans) de la nature des fertilisants (organiques ou minéraux) ont été mesurés sur les différents pools de carbone : carbone extractible, biomasse microbienne ou MOV (matière organique vivante), métabolites ou MOL (matières organiques labiles). Les résultats figurent dans le tableau C.5.

Traitement	Profondeur	Cextractible	MOV	MOL
Avant épandage				
Minéral	0-20	23 (0.2)	178	1735 (30)
	20-40	17 (0.4)	140	1385 (7)
	40-60	10 (0.2)	30	296 (3)
Lisier	0-20	29 (0.5)	222	1909 (11)
	20-40	22 (0.5)	154	1481 (12)
	40-60	14 (<0.1)	84	879 (4)
Après épandage				
Minéral	0-20	22 (0.5)	168 (4)	1160 (45)
Lisier	0-20	35 (0.2)	235 (3)	1262 (22)

Tableau C.5 : Quantité de carbone extractible au K_2SO_4 et taille des pools de biomasse microbienne (MOV) et de métabolites (MOL) dans le sol, en mg C kg^{-1} sol.

En effet, quelles que soient la profondeur et la date de prélèvement, la taille de ces compartiments est plus importante pour la parcelle avec épandage de lisier (tableau.5). Suite à l'épandage de lisier, la différence entre les traitements est plus marquée. La différence entre traitements est aussi notable en profondeur, y compris avant épandage, ce qui signifie que les épandages des années précédentes ont laissé une trace au niveau des pools de matière organique. Néanmoins, l'effet reste modeste. La taille de la biomasse microbienne sur les deux parcelles varie de 168 à 235 mgC.kg⁻¹ sol dans l'horizon de surface. Le pool de MOL est de l'ordre de 10 fois supérieur à celui de la biomasse microbienne. On remarquera que ce pool n'a pas augmenté après l'épandage réalisé en avril.

Les vitesses de respiration mesurées sur les cylindres de sol montrent que cette activité présente une variabilité spatiale importante. Les coefficients de variation se situent entre 40 et 90 %. Le calcul des vitesses moyennes par traitement, par profondeur et selon la date de prélèvement, montre que l'historique de fertilisation de la parcelle n'a pas eu, ponctuellement, d'effet sur cette activité qui est de l'ordre de 30 kg C.ha⁻¹.j⁻¹ sur l'horizon 0-20 cm prélevé en février. Elle diminue avec la profondeur et a chuté entre les deux dates de prélèvement.

C.3.2.3 Activité dénitrifiante du sol « en conditions naturelles »

Les valeurs observées sont reportées dans le tableau C.6.

...Traitement	Profondeur (cm)	Vitesse de dénitrification (g N ha ⁻¹ j ⁻¹)	
		Avant épandage	Après épandage
Minéral	0-20	124 (45) ^a	7 (5) ^c
	20-40	9 (3) ^c	-
	40-60	3 (2) ^c	-
Lisier	0-20	109 (15) ^a	3 (1) ^c
	20-40	38 (10) ^b	-
	40-60	5 (2) ^c	-

Tableau C.6 : *Vitesses de dénitrification mesurées sur cylindres de sol non remanié dans les conditions de teneur en eau et en nitrates du terrain*

Quels que soient la profondeur et le traitement, l'activité de dénitrification présente une variabilité spatiale très importante, les coefficients de variation atteignant des valeurs de 140 %. Sur les horizons 0-20 et 40-60 cm, les vitesses de dénitrification ne sont pas significativement différentes entre les deux traitements. Par contre, sur l'horizon 20-40 cm, la vitesse de dénitrification mesurée sur les cylindres de sol issus du traitement organique, s'élevant à 38 g N ha⁻¹j⁻¹, est significativement supérieure à celle mesurée sur les cylindres issus du traitement minéral atteignant 9 g N ha⁻¹j⁻¹. Après l'épandage les activités de dénitrification mesurées ont été très faibles.

C.3.2.4 Estimation du potentiel de dénitrification du sol

L'apport d'une solution nitratée au sol des cylindres a permis de placer les échantillons de sol dans des conditions très favorables au fonctionnement de la dénitrification, c'est à dire des teneurs en nitrates de l'ordre de 200 mg N kg⁻¹ sol et des WFPS compris entre 0.7 et 1. Les vitesses de dénitrification amplifiée (tableau) mesurées en février atteignent des valeurs de l'ordre de 2.5 kg N ha⁻¹ j⁻¹ sur l'horizon 0-20 cm et ne sont pas significativement différentes entre les deux traitements. Par contre sur les horizons 20-40 cm et 40-60 cm, elles sont significativement plus élevées sur le traitement organique. Après l'épandage, l'activité dénitrifiante amplifiée dans l'horizon de surface de la parcelle organique n'a pas évolué. En revanche dans la parcelle minérale, l'activité dénitrifiante est plus faible certainement à cause d'un WFPS inférieur. L'utilisation de la relation entre le WFPS d'un sol et l'activité de dénitrification définie par Grundmann et al. (1987) nous permet d'estimer les vitesses potentielles de dénitrification du sol ; c'est à dire dans des conditions où WFPS = 1. L'activité potentielle de dénitrification apparaît ici plus importante sur le sol recevant des épandages de lisier que sur le sol recevant des fertilisants minéraux. L'écart entre les deux traitements s'accroît avec la profondeur.

Traitement	Profondeur	Avant épandage		Après épandage	
		D. amplifiée	D. potentielle	D. amplifiée	D. potentielle
Minéral	0-20	2272 (515)a	4635 (831)a	951 (210)	3831 (1236)
	20-40	293 (102)c	346 (121)b		
	40-60	1.4 (0.5)d	1.3 (0.5)c		
Lisier	0-20	2746 (681)	7023 (1544)	2568 (636)	6387 (1150)
	20-40	346 (121)	3560 (1242)		
	40-60	1.3 (0.5)	86 (47)		

Tableau C.7 : *Vitesses de dénitrification amplifiées et potentielles (g N ha⁻¹ j⁻¹)*

C.3.3 Interactions entre type de sol et épandage de lisier

Au vu des résultats de la première enquête (sols prélevés en 2000), il s'est avéré prioritaire de focaliser l'étude sur l'impact des épandages de lisier en maîtrisant l'effet « type de sol », pour mettre en évidence l'influence respective du milieu (pédologique) et des pratiques agronomiques (épandages de lisier) sur les caractéristiques des sols pouvant être utilisées comme indicateurs de la « qualité des sols ».

Sur la trentaine d'échantillons de sols prélevés en 2001, 24 échantillons ont donné lieu à des mesures biologiques, correspondent à trois types de sol : sur limons (M1), sur schistes (M2) ou sur granite (M3). Outre l'étude géologique et pédologique, des critères analytiques ont été utilisés pour classer les sols prélevés dans ces trois catégories. Par ailleurs, pour chacun des trois types de sol, on a prélevé dans des parcelles ayant reçu soit des doses faibles de lisier (f), soit des doses fortes (F), selon les résultats d'une enquête sur les 26 dernières années. Le croisement des critères « sol » et « historique d'épandage » donne donc 6 groupes d'échantillons de sol : M1f, M1F, M2f, M2F, M3f, M3F. Chacun de ces groupes contient en moyenne 4 individus (de 3 à 5).

C.3.3.1 *Caractéristiques physico-chimiques (analyses INRA-Arras)*

Le « type de sol » influence surtout le pH et les teneurs en fer et en C & N organiques. Les épandages influencent plutôt les teneurs en phosphore et en zinc. Les teneurs en cuivre étant proportionnellement moins affectées. Bien qu'il ne soit pas possible ici d'établir des bilans, il est probable qu'une partie des quantités de Zn et surtout de Cu apportées ont quitté les parcelles d'épandage, comme cela a déjà été montré par Hesterberg et al. (1993) dans des sols limono-sableux acides hollandais. Au moins pour le cuivre, il est probable qu'une partie des exportations se produise sous forme de complexes organo-métalliques (Munier-Lamy et al., 1991).

C.3.3.2 *Caractéristiques biologiques*

Le tableau C.8 ci-après rapporte les principales mesures biologiques. Les résultats complets figurent dans le mémoire de Blandine Lemerrier (2001).

Parcelles	B.M. mgC/kg	B.M. % Ct	Respi. Spé j ⁻¹	M.O.L. % Ct	Activ. Nitrifiante mg N / 3 j
<i>M1 F</i>					
179	227	1,00	0,052	16,3	0,42
13	259	1,00	0,045	14,8	9,03
162	238	1,16	0,042	17,2	3,15
33	196	1,40	0,040	20,5	0,36
32	217	1,64	0,053	21,6	0,21
<i>M1 f</i>					
149	281	1,33	0,033	16,1	11,85
101	330	1,57	0,055	16,4	12,66
44	293	1,45	0,041	17,7	4,2
46	256	0,90	0,043	15,0	6,57
<i>M2 F</i>					
130	410	1,02	0,043	15,5	6,24
208	314	1,69	0,027	19,0	1,17
106	306	1,22	0,034	14,1	5,61
123	334	1,31	0,033	15,7	5,37
<i>M2 f</i>					
95	357	0,98	0,042	15,1	3,09
102	333	1,21	0,044	15,2	13,02
113	301	1,09	0,038	14,1	6,33
151	286	1,06	0,031	15,6	9,15
93	230	0,92	0,035	16,1	4,62
<i>M3 F</i>					
146	303	1,58	0,028	18,2	9,27
6	282	1,02	0,042	17,0	0,06
3	258	0,58	0,046	13,0	0,03
<i>M3 f</i>					
169	222	1,17	0,028	15,9	0,33
145	290	0,81	0,039	14,8	1,35
165	184	1,34	0,039	17,2	5,91
26	240	1,60	0,031	19,5	14,76

Tableau C.8 : Principales caractéristiques biologiques des sols de l'Observatoire Lisier.

L'effet du type de sol est significatif : les parcelles sur schistes (M2) ont en moyenne les niveaux de biomasse microbienne les plus importants. Il y a toutefois une interaction entre type de sol et dose de lisier : la biomasse microbienne est plus importante pour les fortes doses de lisier dans les sols sur schiste (M2) et sur granite (M3) mais les fortes doses de lisier se traduisent par une biomasse plus faible en sols sur limons (M1). Il existe en fait un effet direct des apports organiques mais également un effet indirect du pH. Or, de forts apports de lisier peuvent entraîner une acidification du milieu. Si cette acidification est accentuée, elle peut s'accompagner d'une libération d'ion Al³⁺. Ce n'est pas le cas des parcelles sur schistes, pour lesquelles le pH_{K₂SO₄} est en moyenne de 5,7. En revanche, sur arène granitique (M3), le pH

moyen n'est que de 5,3 et la toxicité aluminique peut s'exprimer. En sols de limons, nous pouvons observer ici que les fortes doses de lisier s'accompagnent d'une baisse du pH : en M1f le pH est en moyenne de 5,9 et tous les échantillons de sols ont un pH supérieur à 5,5 alors qu'en M1F, le pH moyen n'est que de 5,3 avec 3 valeurs sur 5 inférieures à 5,5.

Les fractions labiles de la matière organique (M.O.L.) suivent approximativement la biomasse microbienne, mais les différences ne sont pas significatives.

Les effets indirects du pH semblent également affecter l'activité nitrifiante : En sols limoneux (M1), on observe une relation inverse entre pH et activité nitrifiante. La même tendance existe pour les sols sur schistes (M2) et les sols sur granite (M3).

En définitive, pour ce qui concerne les paramètres biologiques telles que la biomasse microbienne ou l'activité nitrifiante, les éventuelles dégradations pourraient être limitées par un entretien correct du pH du sol. Des pratiques acidifiantes, comme les épandages de lisiers, devraient impliquer des chaulages de correction.

En ce qui concerne les effets à long terme sur les stocks organiques totaux des sols, les conclusions ne sont pas aussi claires : il semble, d'après l'étude des évolutions de C et N organiques dans les parcelles de l'observatoire, que de forts apports de lisier s'accompagnent d'une diminution des niveaux de matière organique des sols. Il est difficile d'attribuer cette évolution au seul effet pH. Il n'est pas exclu que l'apport de lisier provoque aussi un « effet d'activation » (priming effect) de la minéralisation de la matière organique native du sol. L'enrichissement des sols en azote, en phosphore et en oligo-éléments (Zn, Cu) peut également stimuler les processus de minéralisation. En tous cas, au vu des résultats, on peut conclure que des apports de lisier ne permettent pas, bien au contraire, de lutter contre la chute des taux de matière organique dans les sols bretons.

Il aurait été intéressant de disposer de parcelles sans épandages, pour servir de « témoins ». Il serait souhaitable au moins de préciser un peu mieux les doses réellement épandues. Les parcelles ont été classées ici en fonction d'apports jugés forts ou faibles, selon les déclarations par les agriculteurs des volumes épandus. Mais les teneurs en matière sèche sont inconnues, de même que la composition des lisiers. Ainsi, les parcelles 106 et 208 sont classées « F » mais seraient plus proches des « f ».

C.4 CONCLUSION

La définition de systèmes de production « durables » doit prendre en compte les effets des pratiques culturales sur la qualité des sols (Sauerbeck, 1987). Dans cette perspective, nos travaux avaient un double objectif :

- utiliser et évaluer les performances de méthodes biologiques et acquérir des références dans des situations variées,
- interpréter les données obtenues pour caractériser (en partie) le volet biologique de la qualité des sols.

Au plan méthodologique, les paramètres biologiques retenus ici se sont avérés opérationnels et suffisamment discriminants pour mettre en évidence les effets du type de sol, du système de culture (monoculture, rotation, prairie) et des pratiques culturales (fertilisation minérale ou organique). Il est clair que le « bloc » de mesures formé par la biomasse microbienne, le pool de matières organiques labiles, la minéralisation du carbone et de l'azote, doit faire partie du « minimum data set » d'un observatoire de la qualité des sols. Ce bloc de mesures est utilisable pour juger principalement du « statut organique » du sol et représente le pôle « fertilité » de la qualité des sols. Les mesures de dénitrification complètent ces données et permettent d'aborder le pôle « externalités ». Elles ont permis de mettre en évidence les relations entre statut organique, état physique et externalités dans le contexte étudié ici. Surtout, la détermination au laboratoire du potentiel d'émission de N₂O est un outil utilisable pour évaluer les risques « au champ » d'émission de ce gaz à effet de serre (Hénault *et al.*, 2001).

L'application de diverses mesures biologiques sur un large échantillonnage de sols a mis en évidence les nombreuses sources de variation. L'interprétation et l'utilisation des résultats n'en sont bien entendu pas facilitées.

Il est clair que la « qualité des sols » résulte de propriétés physiques, chimiques et biologiques et que ces trois critères doivent être pris en compte simultanément pour juger d'une situation agro-pédoclimatique donnée. Les résultats obtenus en 2001 sur des parcelles de l'Observatoire Lisier montrent tout l'intérêt de réaliser simultanément les mesures physiques, chimiques et biologiques et de prendre explicitement en compte les effets du type de sol et des pratiques culturales. Une connaissance « à la parcelle » de chacune des situations étudiées s'avère nécessaire pour pouvoir exploiter correctement les données analytiques. Toutefois, une appréciation vraiment fiable des effets des pratiques agricoles nécessite une méthodologie très rigoureuse, avec un enregistrement précis des doses épandues, par exemple. Enfin, pour des suivis dans le temps, il est indispensable de définir très précisément des stratégies d'échantillonnage adaptées. Le réseau de parcelles constituant « l'observatoire lisier » ne correspond cependant qu'imparfaitement à ce que l'on peut attendre d'un réseau pour la prévision (Mol *et al.*, 1998) Dans le cas où des processus de dégradation seraient clairement identifiés, il est envisageable (et sans doute préférable) de retourner à l'expérimentation pour préciser des mécanismes et les quantifier.

D VARIABILITE REGIONALE ET OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DES SOLS

Françoise VERTES, Christian WALTER, Blandine LEMERCIER (UMR SAS)

Daniel CLUZEAU (UMR Ecobio), Rémi CHAUSSOD (INRA Dijon)

L'objectif de cette action est double :

- obtenir des références de qualité des sols pour des parcelles dont l'historique soit connu, et situées dans des contextes pédologiques variés ;
- tester l'effet de deux facteurs liés au type de milieu et à l'historique d'épandage sur des indicateurs chimiques, physiques et microbiologiques de l'horizon de surface.

Après avoir présenté les caractéristiques passées et actuelles du réseau de parcelles agricoles suivies dans l'« Observatoire Lisier », l'évaluation de la qualité chimique des sols sera complétée par l'étude d'indicateurs physiques et microbiologiques, dont la variabilité sera discutée en fonction du milieu (types de sols en fonction de leur texture) et des pratiques agricoles (épandages de lisier).

D.1 L'évolution en 30 ans de la qualité chimique des sols de l'Observatoire Lisier

Les parcelles de l'observatoire Lisier font l'objet depuis 1973 d'un suivi tous les trois ans des caractéristiques chimiques de l'horizon de surface (0-20 cm) selon une technique d'échantillonnage composite (Cf. §A.5.1). L'objectif de cette première partie est de synthétiser les principales évolutions mises en évidence sur ce réseau.

D.1.1 Evolution des exploitations et parcelles de l'observatoire Lisier

55 des 65 exploitations initiales font toujours partie du réseau après 30 ans de suivi. Les fermes productrices de porcs, majoritaires au départ, se sont spécialisées au cours du temps (figure 4.1.a) et représentent les 2/3 de l'échantillon. Les cultures de céréales, maïs et blé, liées à ce type de production sont largement dominantes sur les 150 parcelles étudiées (figure 4.1b), et comme pour l'ensemble des fermes bretonnes la rotation maïs-blé a quasiment remplacé la monoculture de maïs courante dans les années 70. Une diversification des cultures dans les années 90 s'observe également dans cet échantillon, représentatif des fermes porcines intensives du Finistère.

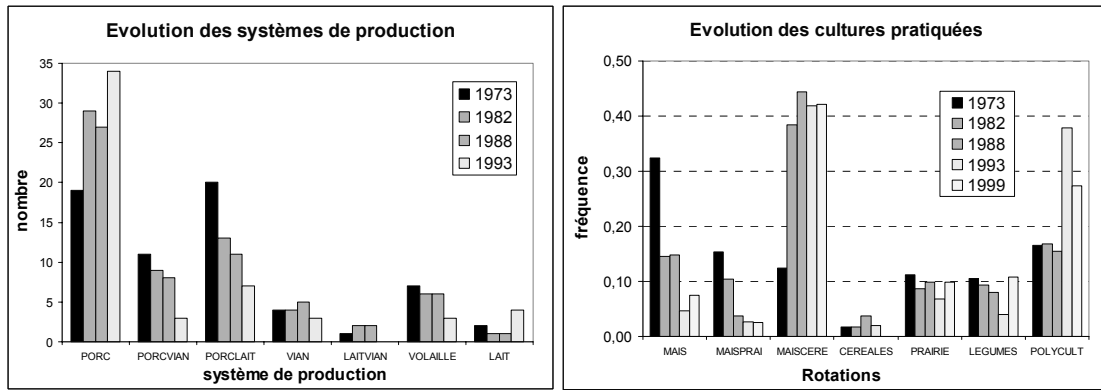


Figure D.1 : Evolution des systèmes de production (1a) et des rotations pratiquées (1b) dans les parcelles de l'Observatoire Lisier (1973-1999)

La figure 4. 2.a montre l'agrandissement des surfaces des exploitations du réseau, plus grandes que la moyenne enregistrée lors du dernier recensement agricole (2000).

Les épandages de lisier ont fortement évolué au cours du temps (Figure 4.2.b), les réglementations mises en place à la fin des années 80 s'étant traduites par une baisse rapide jusqu'à la stabilisation actuelle autour de 30-40 m³ lisier/ha/an en moyenne (apportée en majorité sur les maïs).

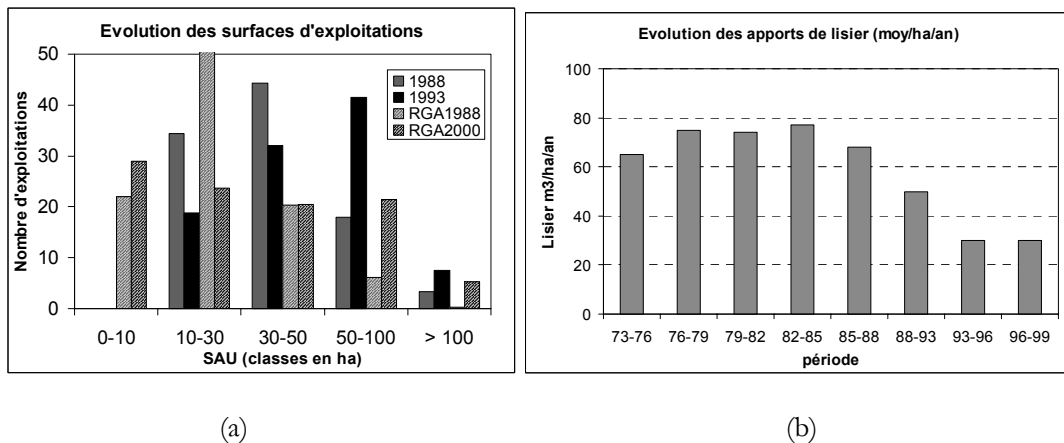


Figure D.2. Evolution du contexte agronomique des parcelles de l'observatoire Lisier depuis sa mise en place : (a) évolution des surfaces moyennes des exploitations de l'observatoire par rapport aux surfaces moyennes d'exploitation en Finistère (Données RGA 1988 et RGA 2000) ; (b) évolution des apports moyens de lisier sur les parcelles de l'observatoire, estimés par enquête auprès des agriculteurs.

D.1.2 Evolution des teneurs en phosphore et métaux de l'horizon de surface

Les teneurs en phosphore, cuivre et zinc ont augmenté régulièrement sur l'ensemble de la période d'étude avec une augmentation des teneurs moyennes d'environ 23 mg P₂O₅ kg⁻¹ an⁻¹ pour le phosphore extractible Dyer (Figure 4.3.a) et de l'ordre de 0.16 mgCu kg⁻¹ an⁻¹ et 0.31 mgZn kg⁻¹ an⁻¹ pour les fractions EDTA de ces éléments (Figure 4.3.b). Cet accroissement des teneurs moyennes s'est accompagné d'une augmentation corrélative de la variabilité des teneurs entre parcelles (Cf. l'évolution des

écarts-type sur la figure 4.4), soulignant une différenciation croissante entre des parcelles très fortement pourvues et des parcelles à teneur moindre : en 1999, l'étendue des teneurs en phosphore Dyer des parcelles du réseau est comprise entre 315 et 2760 mg kg⁻¹ alors que cette même étendue était comprise entre 100 et 1000 mg kg⁻¹ en 1973.

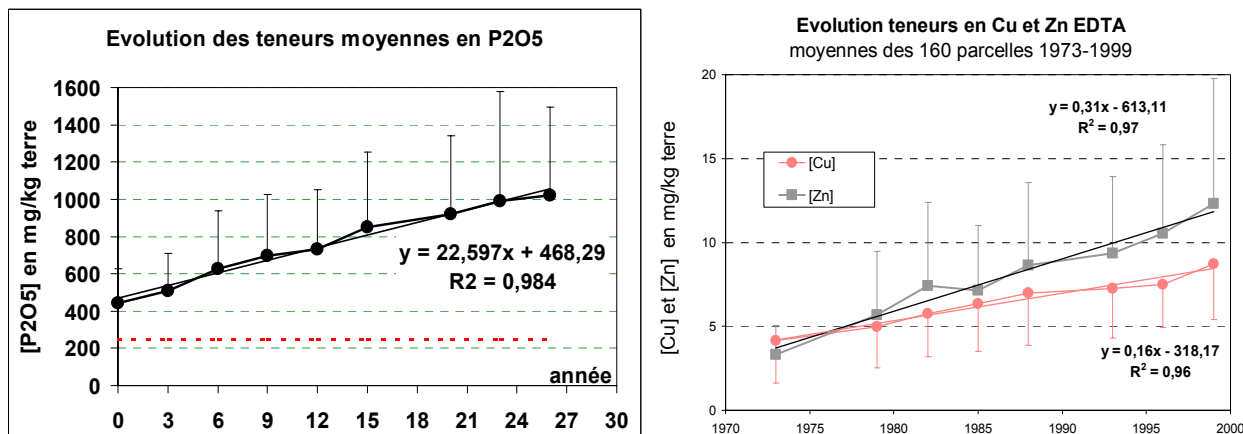


Figure D.3 : Evolution des teneurs moyennes (et variabilité représentée par les écart-types) en phosphore extractible Dyer (a), cuivre et zinc EDTA ; (b) des parcelles de l'Observatoire Lisier

D.1.3 Evolution des teneurs en C et N des sols selon les rotations culturales

La figure 4.4 situe les 160 parcelles de l'Observatoire Lisier sur la carte des teneurs médianes cantonales en matière organique, estimée à partir de toutes les analyses de sols réalisées en Finistère entre 1993 et 1995. Les teneurs en MO des parcelles de l'observatoire sont généralement du même ordre que les médianes cantonales (sauf cas particuliers, par exemple les sols côtiers sableux) et traduisent une particularité importante des parcelles de ce réseau qui réside dans la variabilité considérable de leurs teneurs en matière organique (de 1.75 à 8.16 % (N*20) en 1999), variabilité qui préexistait à l'installation de ce réseau.

Le suivi temporel a mis en évidence une décroissance régulière des teneurs moyenne en azote et carbone des sols, ce dernier semblant se stabiliser durant la dernière décennie (Figure 4.4.b). Néanmoins, la dispersion des valeurs apparaît très grande rendant peu significative une simple analyse de l'évolution globale des parcelles.

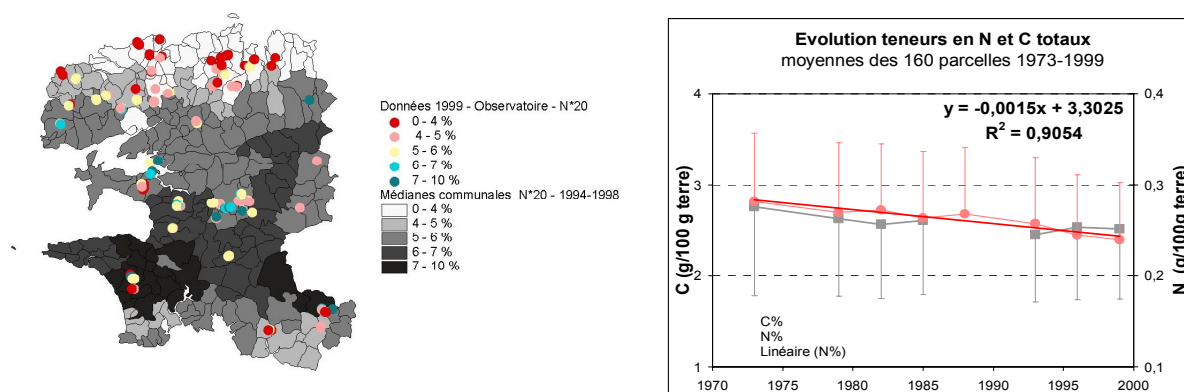


Figure D.4 : Cartographie et évolution des teneurs en matière organique des parcelles de l'observatoire : (a) teneurs en matière organique (N%*20) des sols du Finistère (moyennes cantonales) et des parcelles de l'Observatoire ; (b) évolution des teneurs en carbone et azote total des sols de l'Observatoire Lisier de 1973 à 1999.

Une analyse tenant compte des rotations culturales pratiquées sur les parcelles montre en effet des dynamiques d'évolution des teneurs en carbone très différentes selon ces rotations (tableau 4.1) : de fortes baisses sont observées dans le cas de monocultures de maïs ou de cultures légumières dominantes ; les parcelles associant cultures de maïs et céréales ou prairies ont subi une baisse moins importante ; enfin, les parcelles à prairie dominante n'ont pas subi de baisse. Ces évolutions moyennes observées sur les parcelles de l'observatoire sont du même ordre que celle mises en évidence sur les essais « rotations culturales » de longue durée installée par l'INRA Quimper (Simon *et al.*, 1992 ; Vertès *et al.*, 2001).

Rotations	ΔMO (% du stock initial/an) ⁽¹⁾	
	Moyenne des parcelles de l'observatoire	Essai « Rotations culturales » INRA Quimper
maïs + ammonitrate		- 0,7
maïs + lisier	- 0,9	- 1,3
maïs – pois + RGI		- 0,7
légumes	-1.2	
maïs – blé / RGI	- 0,63	- 0,5
maïs – RGI 6-18m.	- 0,3	-0,5 à -0,3
prairie dominante	+ 0,3	+ 0,5

⁽¹⁾ $\Delta MO\% = (MO_{\text{final}} - MO_{\text{init}}) / (MO_{\text{init}} \times \Delta t)$

Tableau D.1. Evolution des teneurs en azote organique des sols selon les rotations culturales pratiquées pour les parcelles de l'observatoire Lisier et pour celles de l'essai « Rotations culturales » de l'INRA Quimper.

D.1.4 Discussion

L'analyse des données acquises depuis trente ans sur l'Observatoire Lisier conduit à quatre grands types d'enseignement :

(i) les parcelles incluses dans ce réseau sont issues d'exploitations plus grandes que la moyenne départementale, mais très diversifiées sur le plan de leur système de production et des rotations pratiquées. Les quantités de lisier apportées sur ces parcelles ont été en moyenne très élevées pendant les 20 premières années du suivi, mais très variables sur les parcelles considérées ; depuis 1990, du fait des contraintes réglementaires, on a assisté à une baisse forte des apports moyens accompagnée d'une variabilité moindre entre parcelles. A ce titre, on peut considérer que l'évolution observée sur l'Observatoire Lisier est conforme à la tendance générale des parcelles incluses dans des plans d'épandage.

(ii) les parcelles incluses dans ce réseau présentent des **caractéristiques intrinsèques très diverses**, les concepteurs du réseau ayant choisi des sites parmi les principaux contextes pédoclimatiques du Finistère : cette diversité apparaît dans le jeu de données par l'étendue des teneurs en matière organique (2 à 8 %), du pH (5 à 7.6) ou encore des teneurs en argile (11 à 32 %) et limons (22 à 72 %). Néanmoins, la caractérisation de cette diversité n'a porté jusque là que sur la caractérisation analytique, principalement chimique, des horizons de surface et n'a pas intégré d'indicateurs physiques et biologiques. De même, une caractérisation pédologique des sols des parcelles n'a pas été menée.

(iii) **l'augmentation constante des teneurs en P, Zn et Cu** observées depuis 30 ans sur ces parcelles a conduit à des teneurs très élevées, supérieures en moyenne à celles du 9^{ème} décile estimé à partir de quelques 300 000 échantillons de sols cultivés en France entre 1990 et 1995 (Walter et al., 1997), mais néanmoins très inférieures aux normes admises pour les métaux dans les sols. Cet enrichissement apparaît proportionnel aux doses de lisier (Coppenet et al., 1993 ; Vertès, 1995), les parcelles ayant reçu de façon cumulée les doses de lisier les plus fortes ayant les teneurs maximales (Figure 4.5) :

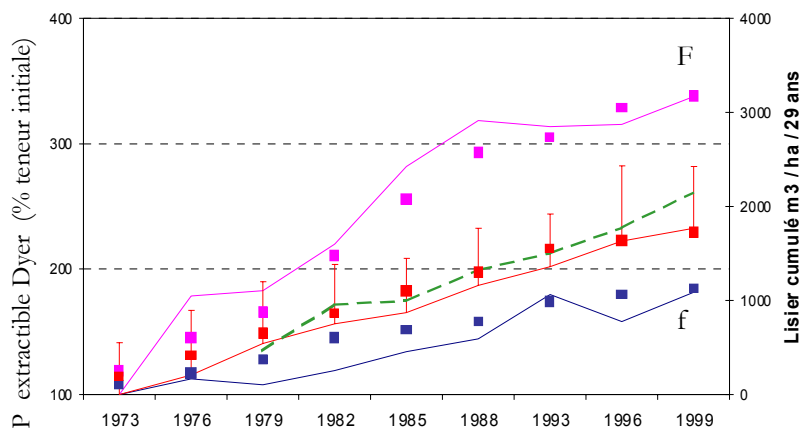


Figure D.5 : Evolution des teneurs en P₂O₅ (courbes) et des apports de lisier (points) pour deux parcelles sur limons ayant reçu une dose forte (F = 110 m³/ha/an) ou faible (f = 45 m³/ha/an) de lisier par rapport à la moyenne des parcelles de l'observatoire

Néanmoins, la réduction récente des doses de lisier ne s'est pas traduite par une augmentation moindre des teneurs dans les sols (Figures 4.3 et 4.5). Ceci peut s'expliquer par l'augmentation de la teneur en matière sèche des lisiers : la mise au norme des bâtiments et des fosses en exploitation porcine évite la dilution par les eaux pluviales. Enfin l'évolution de la composition des aliments, en particulier la réduction des ajouts de cuivre dans les années 80 s'était traduite par une légère inflexion des cinétiques d'enrichissement, qui semble remise en cause lors de la dernière campagne de prélèvements : la réglementation limitant les antibiotiques serait à l'origine d'un renforcement des ajouts de cuivre et zinc par les fabricants d'aliments, permettant de pallier les risques digestifs des porcelets. Cette hypothèse devra être confirmée lors de la prochaine campagne de prélèvement de sols (hiver 2002-2003).

(iv) **L'évolution des teneurs en matière organique des sols est plus complexe, non liée directement aux pratiques d'épandage, mais semblant intégrer l'effet d'autres facteurs, en particulier l'effet des rotations culturales.**

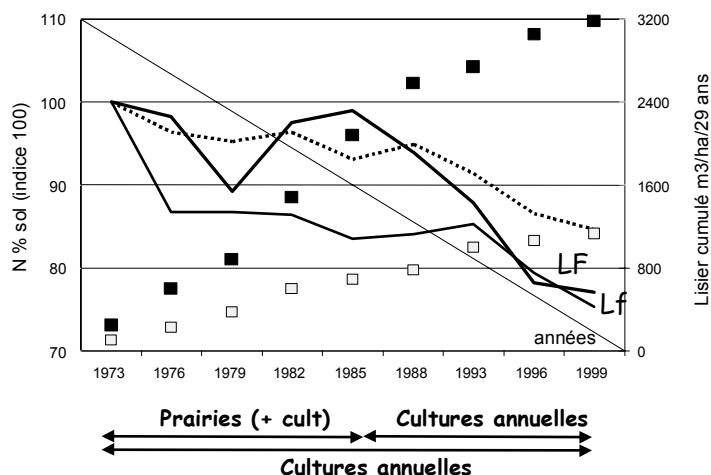


Figure D.6 : Evolution des teneurs en azote organique (courbes) et des apports de lisier (points) pour deux parcelles sur limons ayant reçu une dose forte ($F = 110 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$) ou faible ($f = 45 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{an}$) de lisier par rapport à la moyenne des parcelles de l'observatoire

La chute des teneurs en N en sol cultivé est très forte (LF 1985-99 vs Lf 1973-99) en cas d'apports massifs de lisier dont l'effet accélérateur de minéralisation de l'humus est connu. Durant la première décennie, cet effet est contrebalancé par le couvert de prairie dominant (mises en culture pour 2 ans en 1977 puis définitif en 1985).

D.2 La variabilité des indicateurs chimiques, physiques et biologiques de la qualité des sols en fonction du milieu et des épandages de lisier

Les parcelles de l'Observatoire Lisier, soumises depuis plus de trente ans à des apports variables mais globalement élevés de lisier, avaient connu une évolution importante des indicateurs de teneurs chimiques des horizons de surface, corrélée aux quantités de lisier apportés. Néanmoins, la dispersion des valeurs

observée ainsi que l'évolution plus complexe d'autres facteurs, en particulier celle de la matière organique des sols, montre l'importance d'autres facteurs que le seul historique d'épandage.

Les sols des parcelles de l'observatoire lisier n'ayant jamais été décrits dans le cadre de ce dispositif, les différents types de sols et leur variabilité ne sont pas pris en compte par ce réseau. De plus, il semble utile d'évaluer l'effet de telles pratiques intensives d'épandage sur d'autres indicateurs que les seuls indicateurs chimiques utilisés jusque là, en intégrant des indicateurs physiques et biologiques.

L'objectif de cette étude est de mettre en évidence, à l'échelle d'un département, l'influence du type de milieu (substrat du sol) et de l'histoire agronomique (apport moyen de lisier par an) sur des caractéristiques morphologiques, chimiques, physiques et microbiologiques des sols qui peuvent être utilisées comme indicateurs de la qualité des sols.

Les résultats concernant les indicateurs microbiologiques ont déjà été présentés (§ D.3). On mettra donc l'accent sur la prise en compte conjointe des différents types d'indicateurs.

D.2.1 Matériel et méthodes

La stratégie d'échantillonnage et les méthodes d'étude sont décrites de façon détaillée par Lemerrier (2001) et rappelés brièvement par la suite.

D.2.1.1 Stratification et choix des parcelles étudiées

30 parcelles de l'Observatoire Lisier ont été sélectionnées parmi l'ensemble des parcelles de ce réseau, de façon aléatoire et non biaisée, sur des critères granulométriques et agronomiques. **Trois groupes de sols** ont été distingués selon la texture de l'horizon de surface, en se fondant sur des travaux antérieurs reliant la texture de l'horizon de surface au type de substrat du sol (Duval, :

- Sols du groupe M1 : rapport limons fins / limons grossiers ≤ 0.9 et % sables totaux < 40 % ;
- Sols du groupe M2 : rapport limons fins / limons grossiers > 0.9 et % sables totaux < 40 % ;
- Sols du groupe M3 : % sables totaux > 40 % ;

Le critère agronomique étudié est **la dose annuelle moyenne de lisier** que les parcelles ont reçu pendant 26 ans (de 1973 à 1999). Deux groupes sont spécifiés :

- Faible (f) : parcelles ayant reçu en moyenne entre 20 et 45 m³/ha/an de lisier sur 26 ans ;
- Fort (F) : parcelles ayant reçu en moyenne entre 53 et 150 m³/ha/an de lisier sur 26 ans.

D.2.1.2 Choix des indicateurs

Un premier traitement des données antérieures a permis de sélectionner, parmi l'ensemble des caractéristiques chimiques mesurées depuis 1973, 13 indicateurs chimiques dont nous avons testé la valeur discriminante :

- Teneurs en azote et en carbone organiques en 1999 et évolution des teneurs entre 1973 et 1999;
- pH à l'eau en 1999 ;
- Evolution entre 1973 et 1999 des teneurs en phosphore extractible (Dyer), en potassium et magnésium échangeables, en cuivre, manganèse et zinc extraits à l'EDTA ;

– Teneurs totales en phosphore, cuivre, zinc et fer, liées au fond géochimique (une seule campagne d'analyse, en 1993).

Les autres indicateurs évalués sont :

- des indicateurs physiques :
 - densité apparente dans le labour (entre 10 et 15 cm) et sous le labour (entre 27 et 32 cm)
 - pénétrabilité à 10 et 30 cm ;
 - teneur en eau sous une pression de – 100 hPa ;
 - stabilité structurale (test d'Emerson (1967) et tests de LeBissonnais et le Souder (1995))
- des indicateurs microbiologiques :
 - taille de la biomasse microbienne ;
 - taille du compartiment « métabolites » (matière organique labile, facilement assimilable).

Les indicateurs physiques et microbiologiques ont été évalués lors d'une campagne de mesure menée entre mai et juin 2001 sur les 30 parcelles sélectionnées. Les indicateurs physiques ont été mesurés en 3 sites par parcelle, et les indicateurs chimiques et microbiologiques analysés sur des échantillons composites de l'horizon labouré (0-25 cm). Les références datant de 1973, 1993 et 1999 sont extraites de la base de données de l'Observatoire Lisier. La plupart de ces indicateurs sont relativement simples à acquérir, mesurables en routine sur le terrain ou au laboratoire et en général peu coûteux. Pour chacun d'eux, des analyses en composantes principales (ACP) et des analyses de variance à deux facteurs (milieu et dose de lisier) ont été réalisées afin de rechercher des différences significatives entre les groupes de milieu et de niveau d'intensification.

D.2.2 Résultats

D.2.2.1 *Diversité pédologique au sein des groupes de milieu définis a priori*

Le classement des parcelles de l'observatoire lisier en trois types de milieu (M1, M2, M3) a reposé sur un unique critère granulométrique. L'implantation ultérieure de trois sondages par parcelle et leur description morphologique ont permis de constater *a posteriori* une diversité pédologique à la fois entre les groupes et au sein de ces groupes.

Le tableau D.2 synthétise la diversité pédologique mise en évidence en indiquant, selon les types de milieu, les effectifs de diverses modalités de substrat, de classes d'hydromorphie, de type de profil et de profondeur du sol. Au vu de ces résultats, il ressort que les parcelles sélectionnées sont bien drainées : 87% des sols sondés se sont révélés sains. Il est cependant difficile de faire la part entre les parcelles naturellement bien drainées et celles qui le sont artificiellement.

Selon le milieu, les caractéristiques des sols varient :

- les sols des parcelles de M1 sont essentiellement développés sur du limon éolien, ils sont profonds à moyennement profonds et un quart d'entre eux présentent des traces d'hydromorphie ;

- la grande majorité des sols du milieu M2 sont développés sur des schistes, sont moyennement profonds et ils sont bien drainés ;
- enfin, les parcelles du milieu M3 sont essentiellement sur granites, leurs sols sont moyennement profonds à profonds et elles sont toutes saines à l'exception de la parcelle 32.

	M1	M2	M3
<i>Substrat</i>			
- Granite	18	0	3
Limon éolien - Schiste tendre	3	0	0
déposé sur : - Grès	3	0	0
Schiste tendre	3	15	0
Schiste moyen	0	3	0
Schiste gréseux	0	9	0
Micaschistes	3	0	0
Granite	0	3	24
Colluvions sur granite	0	0	3
<i>Profondeur du sol</i>			
Sols profonds (> 80 cm)	17	8	11
Sols myt. profonds (de 40 à 80cm)	13	17	15
Sols peu profonds (< 40 cm)	0	5	4
<i>Hydromorphie des sols</i>			
Sols bien drainés (> 80 cm)	22	29	27
Sols peu hydromorphes (>40 cm)	7	0	1
Sols hydromorphes (<40 cm)	1	1	2
<i>Types de sol</i>			
Sols bruns sans différenciation	29	28	26
Sols bruns plus ou moins lessivés	1	2	3
Sols bruns organiques superficiels	0	0	1

Tableau D.2 : Répartition des sondages selon divers critères pédologiques en fonction du type de milieu

D.2.2.2 Les données physiques

Le tableau D.3 regroupe les statistiques descriptives des indicateurs physiques évalués sur les parcelles de l'observatoire. Ces statistiques indiquent pour l'ensemble des indicateurs physiques étudiés une dispersion importante des valeurs en regard des références existantes pour ces propriétés (Vauclin, 1983 ; Le Bissonnais et Le Souder, 1995).

La figure D.7 précise les résultats obtenus pour les tests de stabilité structurale jusque là rarement appliqués sur des sols du Massif armoricain. Les diamètres moyens pondérés estimés s'étendent de 0,4 à 1,9 mm pour le test par immersion et de 0,8 à 3,2 mm pour les autres tests (Figure 7.D.a). Si on se réfère aux classes usuelles d'interprétation (Le Bissonnais et Le Souder, 1995), les résultats du test par immersion sont inclus dans les classes « instable » (0,4-0,8mm), « moyennement stable » (0,8-1,3 mm) et « stable » (1,3-2,0 mm). Les résultats des deux autres tests s'étagent depuis la classe « moyennement stable » à celle dite « très stable » (> 2,0 mm). Ces trois tests sont corrélés positivement ($r^2 > 0.6$) , de façon plus étroite entre le test d'immersion et le test de réhumectation lente.

		Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	Ecart-type	CV (%)	Mode	Fréquence du mode	Distribution (1)
Da 10-15	g/cm ³	198	1,23	1,25	0,88	1,65	0,77	0,148	12,03			N
Da 27-32		186	1,31	1,32	0,98	1,59	0,61	0,117	8,93			N
Pén 10 cm	kg/cm ²	99	20,20	17,7	1,2	45	438	14,47	71,6	45	20	-
Pén 30 cm		95	28,91	26,4	6,6	45	38,4	10,83	37,5	45	25	-
Teneur en eau à pF2	dag/kg	204	26,63	26,75	11,08	37,97	26,89	4,43	16,64			N
Stabilité structurale (Le Bissonnais) – tests de :												
Immersion	mm	30	0.799	0.72	0.43	1.86	1.43	0.27	12,0			LN
Désag. mécanique	mm	30	2.192	2.02	0.8	3.2	2.4	0.63	52,2			-
Réhum. lente	mm	30	1.825	1.64	0.85	3.12	2.27	0.65	35,6			-
Stabilité structurale (Emerson)		35		5	3	8	5			3	15	-

(1) Distribution acceptée par un test d'ajustement de Kolmogorov-Smirnov et un test du khi-deux aux seuils de 0,05 (N : Normale ; LN : lognormale)

Tableau D.3. Statistiques descriptives des indicateurs physiques pour l'ensemble des échantillons.

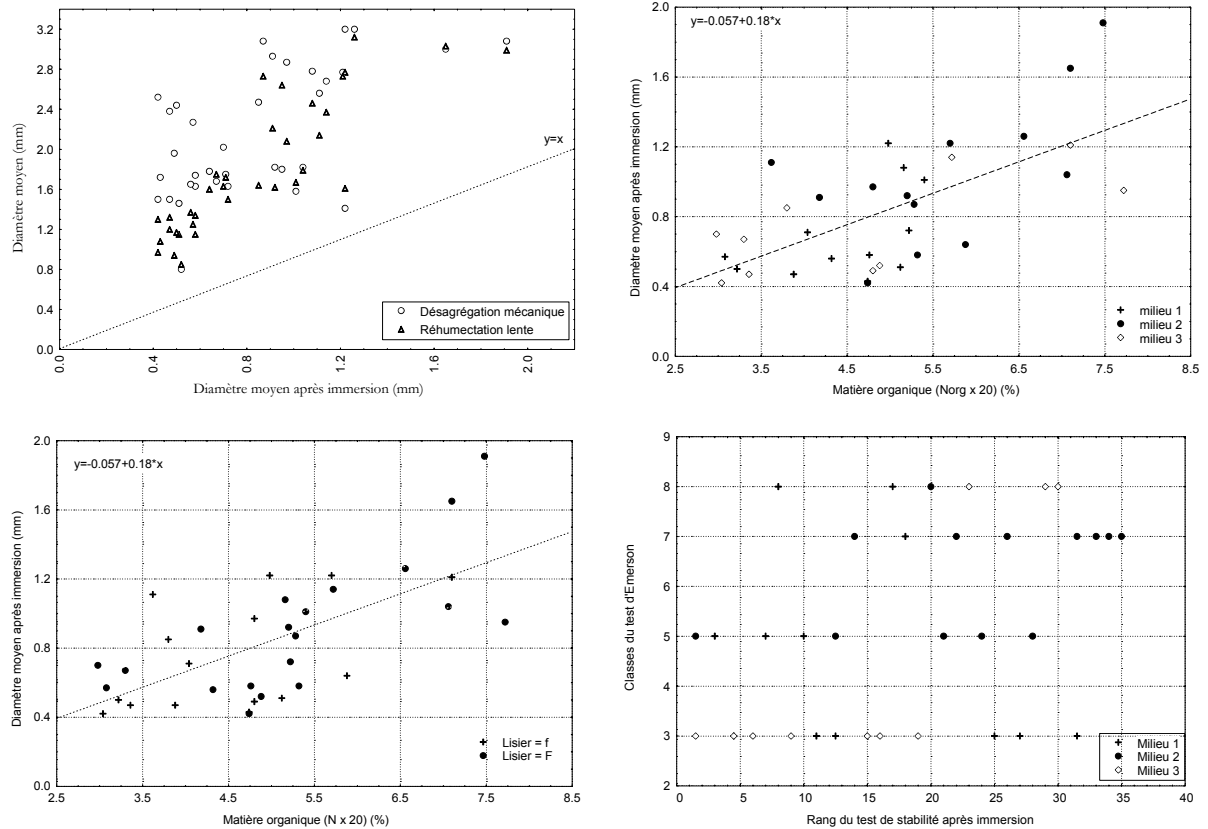


Figure D.7 : Tests de stabilité structurale de Le Bissonnais appliqués aux 30 parcelles sélectionnées de l'observatoire Lisier : (a) représentations des tests de désagrégation mécanique et de réhumectation lente en fonction du test d'immersion ; diamètre moyen des agrégats après le test d'immersion en fonction de la teneur en matière organique des sols et représentation du type de milieu (b) ou d'historique d'épandage (c) ; (d) comparaison du test d'immersion de Le Bissonnais et du test d'Emerson.

Parmi les facteurs explicatifs simples dont nous disposons, la teneur matière organique apparaît la mieux corrélée au diamètre moyen après immersion (Figures 7.b et 7.c), mais avec néanmoins une dispersion importante des valeurs pour une même teneur, sans que la prise en compte de la texture réduise de façon sensible cette variabilité.

Il est également intéressant de noter que les résultats des tests de stabilité structurale de LeBissonnais et d'Emerson, ce dernier ayant été mis en oeuvre dans l'optique d'une évaluation rapide de la stabilité structurale, sont mal corrélés (Figure 7.d), en particulier dans la détermination des classes les plus instables : le caractère qualitatif et en partie subjectif du test d'Emerson nous semble à l'origine de cette correspondance insuffisante et il semble préférable d'utiliser le test de Le Bissonnais, pour lequel on dispose d'indicateurs (écart-types) permettant d'évaluer la précision de la mesure.

D.2.2.3 L'influence du type de milieu

Parmi l'ensemble des indicateurs évalués sur les parcelles, le tableau D.4 liste ceux pour lesquels une analyse de variance indique une différence significative entre les trois grands de milieu définis.

	Années	Types de milieu		
		M1	M2	M3
Effectifs		10	10	10
% C orga 99	1999	2,26 (0,54)	2,77 (0,68)	2,22 (0,93)
pH eau 99	1999	6,31 (0,51)	6,14 (0,46)	5,75 (0,70)
Δ MgO éch (cmol+/kg)	1999 – 1973	+ 41,3	+ 68,6	- 56,2
Cuivre total (mg/kg)	1993	22,9 (7,3)	27,2 (7,4)	18,2 (7,4)
Zinc total (mg/kg)	1993	87,9 (28,5)	94,1 (15,4)	76,1 (15,6)
Fer total (g/100g)	1993	1,3 (0,3)	2,3 (0,7)	0,9 (0,1)
Densité apparente 10-15 cm	2001	1,22 (0,1)	1,16 (0,18)	1,26 (0,15)
Pénétrabilité 10 cm (kg/cm ²)	2001	21,1 (12,6)	12,7 (11,18)	19,1 (14,3)
Densité apparente 27-32 cm	2001	1,29 (0,1)	1,30 (0,14)	1,34 (0,13)
Stabilité structurale (Emerson)	2001	Peu stable	Très stable	Peu à très stable
Stabilité structurale (Le Bissonnais)	2001			
test d'immersion(mm)		0,69 (0,26)	1,03 (0,41)	0,74 (0,28)
test de désagrégation (mm)		1,89 (0,45)	2,58 (0,59)	1,91 (0,60)
test de réhumectation (mm)		1,44 (0,31)	2,20 (0,66)	1,68 (0,69)
H% (PONDÉRAL) à -100 hPA	2001	27,7	28,9	23,5
Biomasse microbienne (mgC/kg)	2001	260 (41,6)	314 (51)	249 (41)

Tableau II : Valeurs moyennes (et écarts-types) des indicateurs pour lesquels le milieu a un effet significatif au seuil de 5%

L'analyse de ce tableau montre « un effet milieu » net pour un nombre important d'indicateurs, en particulier :

- les teneurs en carbone et le pH des horizons de surface analysées en 1999 ;
- les fractions totales en Cu, Zn et Fe estimées lors de la campagne de 1993 ;
- l'ensemble des indicateurs physiques mis en oeuvre ;
- les indicateurs microbiologiques (Cf. §C).

Les variations les plus fortes concernent les parcelles du groupe M2 (sols sur schiste et grès) qui diffèrent pour un nombre important d'indicateurs des autres milieux

Il est à noter que les indicateurs chimiques traduisant les éléments échangeables ou extractibles ne sont pas significativement différents selon le milieu. Même après une trentaine d'années d'épandages massifs de lisier, le milieu reste le principal facteur explicatif des différences de teneur en matière organique entre les parcelles. En effet, les sols sur schistes ont des teneurs en carbone organique significativement plus élevées que ceux sur limons et granites. De même, la biomasse microbienne est plus importante pour les sols schisteux que pour les autres. La matière organique étant la principale source d'énergie des micro-organismes, la taille de la biomasse dépend largement de sa teneur. Cependant, le rapport biomasse / carbone organique total étant sensiblement le même pour les trois types de milieux, leurs statuts organiques sont comparables. De façon générale, en dépit des teneurs élevées en matière organique, la proportion de micro-organismes des sols du Finistère reste modérée.

Concernant la stabilité de la structure des sols comme indicateur privilégié de qualité physique, on peut conclure ici que les sols sur schistes, dont des teneurs en matière organique, en biomasse mais aussi argile (23% contre 17% pour les sols limoneux et granitiques) sont plus élevées, bénéficient intrinsèquement d'une meilleure stabilité structurale. Ce résultat est tempéré par l'extrême variabilité observée entre parcelles pour les sols développés sur granite, liée à la proximité de la côte pour 4 des 10 parcelles, ce qui modifie teneurs en argiles et en MO (par exemple la teneur moyenne en carbone des 26 sols sur granite de l'observatoire s'élève à 2,78 % (0,89).

D.2.2.4 L'influence des doses de lisier épandu

	Années	Doses de lisier	
		Forte	Faible
Effectifs		15	15
P Dyer 99 – 73 (mg/kg)	1999-1973	930 (613)	328 (171)
Cu EDTA 99 – 73(mg/kg)	1999-1973	5,3 (3,1)	3,8 (1,2)
Zn EDTA 99 – 73 (mg/kg)	1999-1973	13 (6,7)	7,2 (9,3)
Mn EDTA 99– 73 (mg/kg)	1999-1973	-21,1 (25,3)	5,9 (24,2)
P total (mg/kg)	1993	3771 (1121)	3407 (345)
Zn total (mg/kg)	1993	87,9 (25,9)	83,1 (17,2)

Tableau D.5 : Valeurs moyennes (et écarts-types) des indicateurs pour lesquels la dose de lisier a un effet significatif au seuil de 10%

Sur le même principe que pour le type de milieu, le tableau D.5 liste les indicateurs pour lesquels une différence significative entre les deux doses de lisier a été mise en évidence. Alors que le milieu exerce une influence sur les trois types d'indicateurs (chimiques, physiques et microbiologiques), la dose annuelle moyenne de lisier a une influence significative uniquement sur des indicateurs chimiques d'éléments susceptibles de s'accumuler dans les sols.

D.2.2.5 Analyse conjointe des indicateurs

L'ensemble des indicateurs retenus a fait l'objet d'une analyse en composantes principales (Figure D.8). Le premier plan factoriel oppose très clairement les indicateurs physiques et microbiologiques, très

fortement corrélés au premier axe factoriel, aux indicateurs chimiques caractérisant le second axe. L'ajout à titre de variable illustrative des facteurs étudiés (Figure D.8.b) montre une **relation très nette des différentes modalités du milieu avec l'axe 1**, les sols du groupe M2, sur schiste et grès, s'opposant fortement aux sols des groupes M1 (limons) et M3 (granite). **L'axe 2 oppose les parcelles avec un cumul de lisier fort à celles avec un cumul faible**, les premières étant caractérisées par des teneurs en phosphore extractible Dyer, cuivre et zinc extractibles à l'EDTA, et dans une moindre mesure cuivre et zinc totaux, beaucoup plus fortes que les secondes.

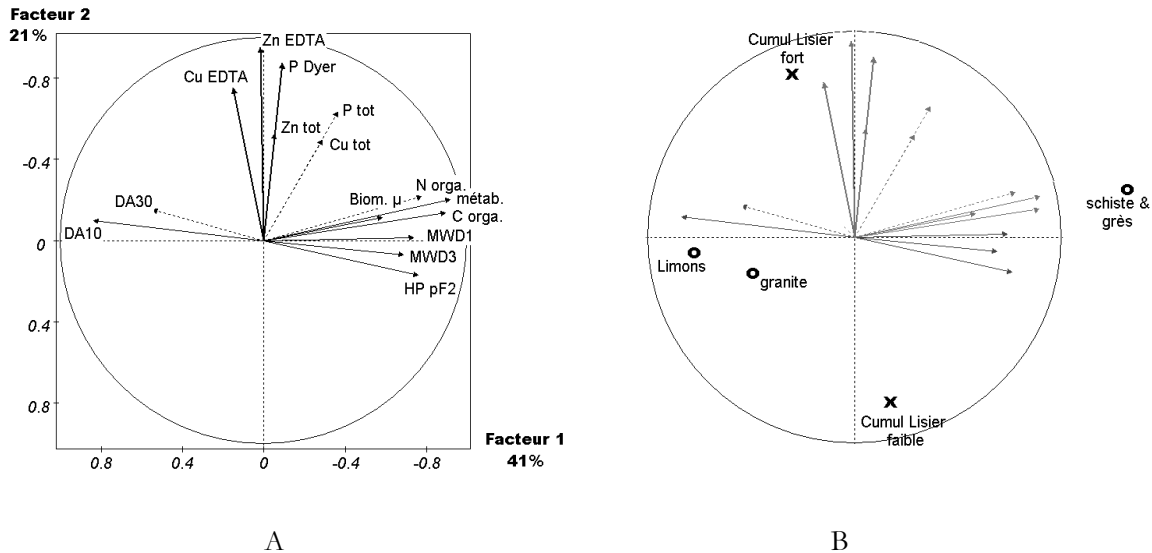


Figure D.8 : Premier plan factoriel de l'analyse en composantes principales portant sur l'ensemble des indicateurs : (A) représentation des variables actives ; (B) représentation des modalités des variables illustratives.

D.2.3 Discussion

Pour la première fois, cette étude a analysé de façon conjointe des indicateurs pédologiques, physiques, chimiques et microbiologiques sur des parcelles d'un réseau dont l'historique d'épandage soit connu et couvrant une grande diversité de situations pédoclimatiques. Faute de temps, l'étude de la macrofaune n'a pu être intégrée dans le champ des indicateurs testés, mais reste envisagée dans le cadre d'une prochaine campagne.

Nous mettons en évidence une disjonction très claire entre l'effet du milieu et celui de l'historique d'épandage :

- un effet milieu est mis en évidence qui porte sur un ensemble d'indicateurs, assez fortement corrélés, incluant les teneurs en matière organique, le pH, les indicateurs physiques et microbiologiques. ;
- un effet historique d'épandage qui ne se manifeste que pour des indicateurs chimiques.

D.2.3.1 *L'effet milieu*

Nous avons mis en évidence l'effet « milieu » par une stratification fondée sur la texture de l'horizon de surface, disponible au départ sur l'ensemble des parcelles et pour laquelle nous savions à partir de travaux antérieurs qu'elle était fortement liée à l'origine du substrat du sol. Ce critère de texture présentait également l'intérêt d'être peu modifié par l'activité agricole et de ce fait indépendant de l'historique d'épandage.

Néanmoins, « l'effet milieu » que nous mettons en évidence n'est bien sûr pas lié à une simple incidence de la texture, mais recouvre des caractéristiques des sols plus générales, comme nous l'avons montré lors de l'étude de la diversité pédologique au sein des groupes. Cet effet ne se limite pas non plus au rôle des caractéristiques intrinsèques des sols, mais intègre des déterminants climatiques, topographiques, voire d'historique de mise en culture, ces derniers n'étant pas répartis de façon aléatoire au sein du département : à titre d'exemple, les sols sur limon éolien sont localisés pour l'essentiel dans le nord du Finistère. Cette imbrication d'effets de natures différentes explique notre utilisation du terme « effet milieu » plutôt que celui d'un « effet sol ».

Un apport important à notre sens de cette étude est de montrer que dans le contexte du Massif armoricain, plusieurs décennies de culture intensive de parcelles n'ont pas réussi à lisser les effets du milieu naturel sur la qualité physique et biologique des sols et que l'évaluation de ces composantes supposait nécessairement une prise en compte de ce milieu.

D.2.3.2 *L'effet lisier*

Les éléments chimiques apportés en quantité importante par le lisier et qui sont peu mobiles dans les sols s'accumulent de façon plus importante pour les parcelles qui ont reçu des quantités plus élevées de lisier (groupe F), comme l'avaient noté Coppenet *et al.* (1993). Il s'agit du phosphore, du cuivre et du zinc. Les teneurs en ces éléments obtenues en 1999 sont très élevées pour l'ensemble des parcelles et par rapport aux résultats de la synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994 (Walter *et al.*, 1997).

Toutes les parcelles étudiées ont des teneurs en phosphore assimilable supérieures au seuil d'impasse pour la plupart des cultures pratiquées dans le département proposé dans les années 70 par la station d'agronomie de Quimper, soit 250 mg/kg terre, voire préconisé par le COMIFER¹ : 400 mg/kg pour l'implantation de cultures très exigeantes (colza grain, luzerne, pommes de terre...). Elles sont également très bien pourvues en macro et micro-éléments. L'enrichissement en P, Cu et Zn sur les parcelles étudiées est donc particulièrement important et peut entraîner des risques d'eutrophisation des eaux douces et côtières lorsqu'il y a entraînement particulière par érosion et ruissellement.

Par contre, l'effet des doses de lisier épandu sur les propriétés physiques et biologiques n'est pas apparu significatif sur l'échantillon étudié. On aurait pu penser que le passage répété d'engins lourds en conditions

¹ Comité Français d'Etude et de Développement de la Fertilisation Raisonnée

de portance plus ou moins bonnes associé aux épandages élevés de lisier modifie de façon significative les propriétés physiques du sol, notamment la densité apparente et la pénétrométrie.

On ne peut cependant pas à exclure que ces épandages massifs aient des effets sur la physique et la biologie des sols. L'évaluation de la qualité physique des sols à partir des critères simples utilisés ici et pour une seule date montre ses limites : les méthodes sont peu standardisées, et de nombreux facteurs non maîtrisés ont un effet important sur les indicateurs. On peut citer :

- L'humidité du sol lors des prélèvements ;
- Les pratiques culturales récentes ;
- la résilience des indicateurs physiques (aptitude à retourner vers leur état initial suite à une perturbation extérieure)
- la variabilité intra-parcellaire : en comparant les répétitions pour une même parcelle, il apparaît que la variance intra-parcellaire de la densité apparente entre 27 et 32 cm représente 42% de la variance estimée au niveau départemental.

4.3. Conclusion

Après 30 ans d'épandages massifs de lisier, l'effet du milieu sur les indicateurs chimiques, physiques et biologiques est encore prépondérant. La persistance d'un tel effet assimilable à un effet « terroir », même dans un contexte agronomique très intensif, et l'accumulation préoccupante de phosphore, de cuivre et de zinc dans les sols montrent qu'on ne peut s'affranchir ni du contexte physique ni de l'histoire agronomique des sols pour en évaluer la qualité.

E. MODELISATION SPATIO-TEMPORELLE EN VUE DE LA SURVEILLANCE DES SOLS

Christian WALTER (UMR SAS, ENSA-INRA Rennes)

A. McBRATNEY et R. VISCARRA-ROSSEL (Université de Sydney, Australie)

De très nombreux travaux se sont attachés à décrire ou modéliser la variabilité spatiale ou temporelle de propriétés du sol, en particulier pour la matière organique (Balabane et Balesdent, 1995; Bernoux et al., 1998; Smith et al., 1997; Six et al., 1999; Collins et al., 2000; Arrouays et al., 2001), mais très peu de travaux intègrent de façon simultanée les dimensions spatiales et temporelles de cette variabilité (Jolivet et al., 1997; Papritz et Webster, 1995). Les rares études qui tentent de coupler ces deux dimensions négligent généralement les variabilités à courte ou moyenne distance, susceptibles d'exister au sein de parcelles, entre parcelles, au sein d'un versant, pour ne considérer que des tendances générales déduites de moyennes spatiales (Smith et al., 1997; Nieder and Richter, 2000). Appliquée à l'évaluation des effets d'un aménagement ou d'un changement de pratique sur les sols, une telle approche ne permet pas d'analyser de tels effets à la fois au niveau local (parcelle) et à celle du paysage et semble donc constituer une démarche d'évaluation incomplète. De plus, une telle démarche ne permet pas non plus de tester l'efficacité probable de différents types de réseau de surveillance des sols, quant à leur aptitude à détecter et évaluer de façon non biaisée l'évolution d'indicateurs de la qualité des sols dans une région (Mol et al., 1998).

La validation d'une modélisation temporelle des propriétés des sols qui combine également différentes échelles spatiales de variation, semble extrêmement difficile dans des situations réelles : à titre d'exemple, l'effort très important qui a été fourni depuis plus de trente ans pour suivre l'évolution d'indicateurs chimiques de la qualité des sols au sein de l'Observatoire Lisier, permet de considérer l'évolution de parcelles soumises à des épandages de lisier et intègre une diversité spatiale régionale ; un tel réseau ne permet pas néanmoins de considérer les variations intraparcellaires, celles au sein d'un versant selon les conditions d'hydromorphie, ... et ne renseigne que de façon indirecte sur l'évolution probable des parcelles soumises à d'autres systèmes de production.

L'effort d'échantillonnage qui supposerait un tel couplage dans une situation réelle serait de toute évidence très élevé et son coût prohibitif. De plus, les enseignements déduits de l'analyse d'une situation donnée ne seraient pas nécessairement extrapolables à d'autres contextes. Des développements récents dans le domaine des techniques de simulation (Hauhs, 1990 ; Philip, 1991 ; Goovaerts, 2000) permettent des approches alternatives qui se fondent sur la création de "paysages virtuels" qui néanmoins présentent des structures spatiales similaires à celles observées en réalité. Un tel paysage virtuel peut être modifié au cours du temps, en considérant plusieurs types de scénarios, et son évolution peut être analysée à la fois localement et de façon plus globale.

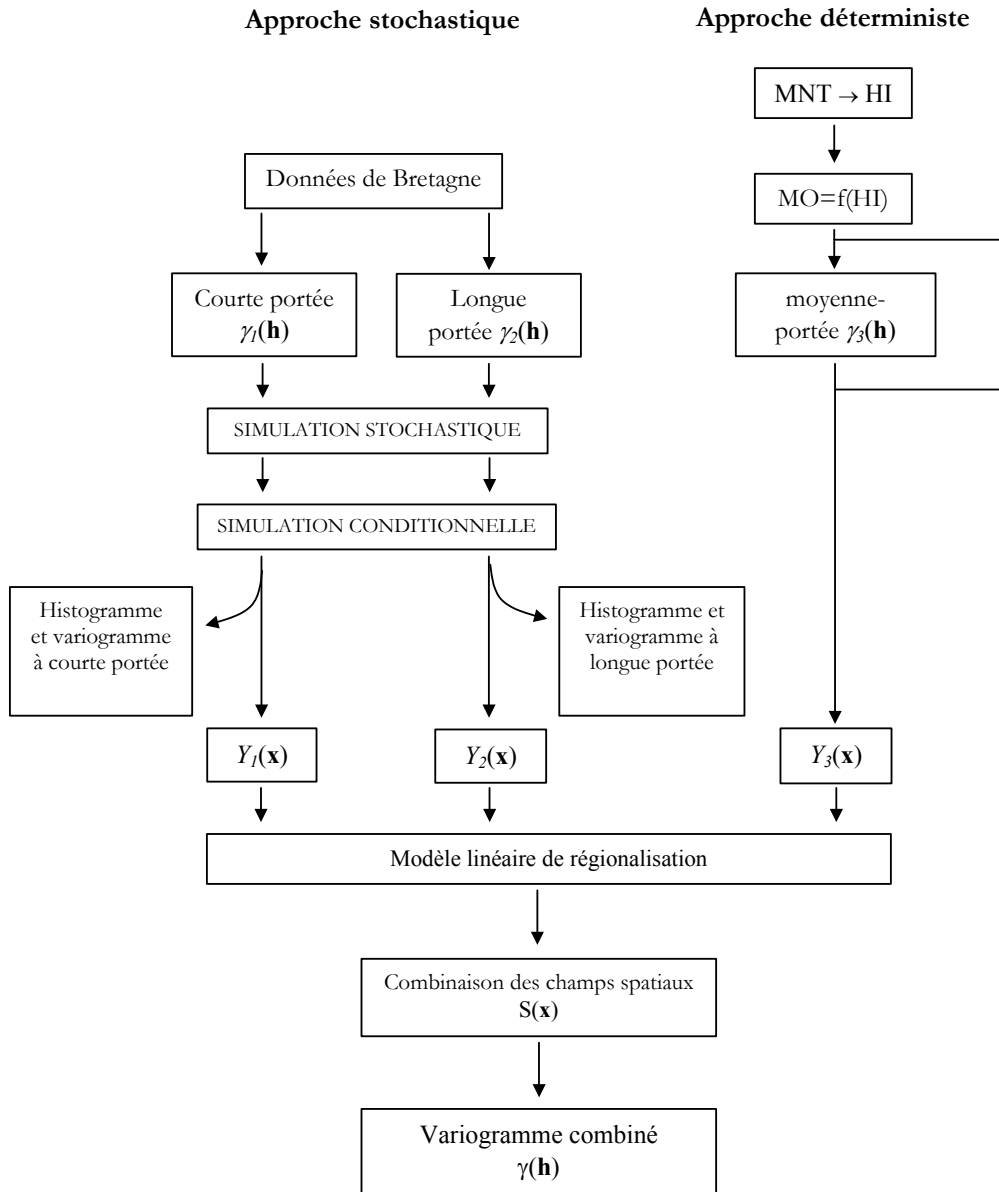


Figure E.1 : Schématisation de la combinaison d’approches stochastique et déterministe pour simuler l’état initial de la teneur en carbone organique des sols au sein du paysage virtuel.

De telles approches de simulation sont déjà largement mises en oeuvre dans le domaine de l'évaluation des risques, par exemple pour évaluer les risques de transfert de pesticides (Addiscott et Wagenet, 1985 ; Loll et Moldrup, 2000), la contamination des sols par des éléments-traces (Goovaerts, 1997), l'impact de différentes gestions forestières (Liu et Ashton, 1998). Des approches de simulation ont également été mises en oeuvre pour optimiser des stratégies d'échantillonnage en minimisant les erreurs de prédiction (Buezo et al., 1998 ; VanGroenigen et Stein, 1998) ou pour détecter des évolutions temporelles (Papritz et Webster, 1995 ; Hyriakidis et Journal, 1999).

Le travail effectué dans le cadre de ce projet a porté sur trois points :

- développer une méthodologie originale permettant de simuler l'évolution d'une propriété du sol à l'échelle d'un paysage et sur plusieurs décennies, en tenant compte de plusieurs échelles de variabilité spatiale et en étant susceptible de modifier aisément des scénarios de gestion des sols ;
- appliquer une telle méthodologie à deux indicateurs : (i) la teneur en matière organique des sols (MOS) ; (ii) la teneur en phosphore (P)¹, pour lesquels on considère des structures spatiales mises en évidence dans le Massif armoricain ;
- tester l'intérêt d'une telle méthodologie à la définition de réseaux de surveillance des sols.

E.1 Description de la méthode de simulation proposée.

La démarche proposée comprend deux étapes successives : (i) la définition d'un état initial incluant la création d'un paysage virtuel (topographie, occupation du sol) et la simulation d'une distribution spatiale des teneurs (de MOS, de P) dans le sol ; (ii) la modélisation de l'évolution au cours de plusieurs décennies, en tenant compte d'éventuels changements d'occupation des sols, de pratiques associées et en tenant compte d'éventuels effets, en particulier de l'hydromorphie des sols.

E.1.1 La définition de l'état initial

Nous avons cherché à créer un paysage virtuel intégrant certaines caractéristiques d'un paysage du Massif armoricain. Ce paysage virtuel représente un paysage agricole de 15 x 15 km², discrétisé en 90600 mailles de 50 m de côté. Pour renseigner les caractéristiques topographiques de ce paysage, nous avons choisi une topographie réelle d'un secteur du sud de Rennes, pour lequel nous disposons d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) détaillé. Des paramètres topographiques (pente, aires drainées) ont été dérivés de ce MNT ainsi qu'un indice topographique de prédiction des zones hydromorphes (Chaplot et al., 2000).

Quatre types d'occupation du sol ont été considérés : (i) des prairies permanentes (P) ; (ii) des prairies temporaires (T) ; (iii) des céréales (C) ; (iv) du maïs ensilage (M). Une adaptation d'un algorithme de « variance quadtree » (McBratney et al., 1999) a été utilisée pour simuler des parcelles agricoles sur le

¹ Seul l'exemple de la matière organique sera traité ici. Pour l'application au phosphore, on se référera à Chauvet (2000).

domaine d'étude : cet algorithme a été développé par McBratney et al. (1999) pour optimiser un plan d'échantillonnage en accroissant la densité d'échantillonnage dans les secteurs a priori les plus variables. Dans notre cas, cet algorithme nous a permis d'affecter des parcelles de petite taille dans des secteurs à pente forte et des parcelles de plus grande taille dans des régions à topographie plus homogène.

La démarche de simulation de la distribution initiale des teneurs est synthétisée dans la figure E.1 dans le cas du travail effectué sur la matière organique du sol. L'idée originale tient dans le fait que cette démarche combine des approches stochastiques et déterministes : des variogrammes déduits de jeux de données acquis dans le Massif armoricain (Walter, 1990 ; Walter et al., 1997) ont été utilisés pour simuler les composantes spatiales à courte et longue distance, alors qu'un modèle déterministe reliant les variations de teneur en matière organique aux conditions d'engorgement en eau des sols déduites d'un modèle topographique (Chaplot et al., 2001) a été mis en œuvre pour inférer une variable spatiale de portée moyenne, celle d'un versant.

Des simulations stochastiques ont permis d'estimer sur le domaine d'étude des champs de valeur présentant une structure spatiale analogue au variogramme donné en entrée : le détail de cette approche de simulation stochastique est donné par Walter *et al.* (à paraître). et repose sur des techniques de simulation séquentielles gaussiennes (Goovaerts, 1997 ; Deutsch et Journel, 1998).

E.1.2 Le modèle dynamique (temporel)

E.1.2.1 L'évolution de l'occupation des sols

L'évolution temporelle de l'occupation des sols a été simulée par l'intermédiaire de matrices de transition (Cressie, 1991), ce qui nous permet de modéliser le changement par l'intermédiaire d'un processus probabiliste de Markov. La matrice de transition donne la probabilité de passer d'un type d'occupation du sol (P, T, C et M définis précédemment) de l'année n vers le même type d'occupation ou vers un type différent, l'année $n+1$.

L'évolution de l'occupation du sol au cours du temps est ainsi piloté par la définition de la matrice

$$\text{suivante : } T_n = \begin{bmatrix} a_{PP}^n & a_{PT}^n & a_{PC}^n & a_{PM}^n \\ a_{TP}^n & a_{TT}^n & a_{TC}^n & a_{TM}^n \\ a_{CP}^n & a_{CT}^n & a_{CC}^n & a_{CM}^n \\ a_{MP}^n & a_{MT}^n & a_{MC}^n & a_{MM}^n \end{bmatrix}$$

où a_{ij}^n donne la probabilité qu'une occupation du sol de type i l'année n passe en occupation de type j l'année $n+1$.

L'avantage d'une telle approche est qu'elle évite d'avoir à déterminer les successions d'occupation du sol pour chaque parcelle durant la durée de l'étude, et également que la matrice soit aisément modifiable, permettant ainsi de comparer facilement différents scénarios d'évolution.

E.1.2.2 L'évolution du carbone organique

L'évolution annuelle des teneurs en matière organique de chaque pixel a été estimée sur une période de 50 ans. Le modèle était basé sur le modèle de Henin and Dupuis (1945) décrit par :

$$\frac{dC}{dt} = fA - rC$$

où f est le coefficient isohumique, A représente l'entrée annuelle de carbone d'origine végétal ou animal, r est le coefficient de minéralisation et C la teneur initiale de carbone. L'intégration de ce modèle au cours du temps conduit à l'équation suivante (Molina and Smith, 1998):

$$C(n) = C_0 e^{-rn} + \frac{fA(1 - e^{-rn})}{r}$$

où $C(n)$ est la teneur en carbone l'année n et C_0 est la teneur initiale.

Considérant l'évolution de l'occupation du sol précédemment décrite, ce modèle simple de bilan de carbone a été appliqué à chaque pixel en considérant l'effet de l'occupation du sol, i.e., les entrées de carbone (fA) diffèrent selon l'occupation du sol, mais le coefficient de minéralisation reste constant. A l'état initial, les entrées de carbone pour chaque occupation du sol P, T, C et M ont été estimées comme étant respectivement de 0,57, 0,48, 0,37 et 0,13 kg C m⁻² (Balesdent, 1996).

L'engorgement en eau des sols affecte également le bilan de carbone car il est susceptible de modifier le taux de minéralisation r . La simulation temporelle a également tenu compte de tels effets en utilisant une équation similaire à celle de Remy et Marin-Lafleche (1974). D'abord, r a été estimé par cette équation pour des sols bien drainés présentant de l'ordre de 20 % d'argile et sans carbonates. Puis, l'hydromorphie des sols a été prise en compte, en l'estimant à partir d'un modèle topographique (Chaplot et al., 2000), de telle sorte que le taux de minéralisation r décroisse linéairement selon l'importance de l'engorgement en eau :

$$r = \begin{cases} r_{wd} & \text{if } HI < 0 \\ 0.5 \frac{HI}{HI_{max}} r_{wd} & \text{if } 0 \leq HI \leq HI_{max} \end{cases}$$

où HI est l'indice topographique d'hydromorphie des sols et HI_{max} sa valeur maximale

E.1.3 La simulation de réseaux de surveillance

Pour tester l'aptitude de réseaux de surveillance à détecter l'évolution temporelle des teneurs en carbone organique au sein du paysage virtuel, on a comparé six stratégies différentes (Figure E.2), les cinq premières correspondant à une densité d'échantillonnage équivalente à un site par km², la dernière à une densité plus faible, de 1 site pour 25 km² :

- échantillonnage systématique aux nœuds d'une grille régulière de 1 km de côté ;

- échantillonnage aléatoire stratifié selon l'occupation du sol initiale ;
- échantillonnage aléatoire stratifié selon l'occupation du sol à la date de la campagne de mesure ; cette méthode conduit à un réseau non fixe, les sites mesurés étant différents d'une date à l'autre ;
- échantillonnage tous les 50 m le long de dix transects aléatoires ;
- échantillonnage aléatoire stratifié selon la topographie ;
- échantillonnage aléatoire de deux sites stratifié selon l'occupation du sol initiale.

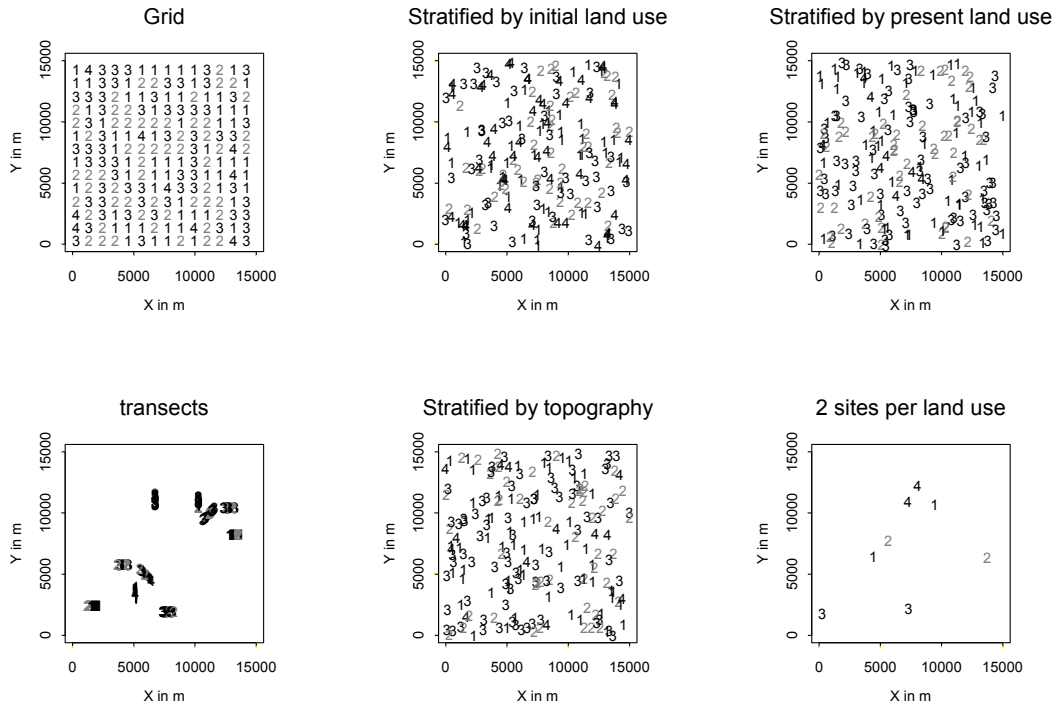


Figure E.2. Schématisation des différentes stratégies d'échantillonnage testées pour détecter les évolutions temporelles : les chiffres indiquent un site d'échantillonnage et désignent un des quatre types d'occupation des sols.

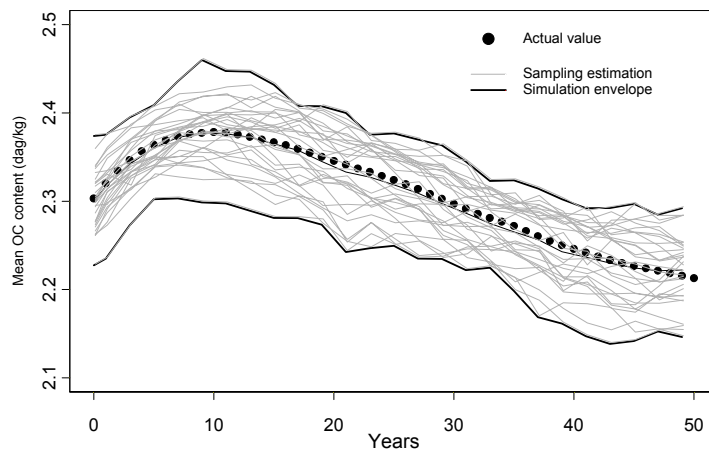


Figure E.3 : Evolution au cours du temps de la teneur moyenne effective au sein du paysage étudié (les points) et des moyennes estimées à partir de trente simulations d'une même stratégie d'échantillonnage (traits gris). L'enveloppe de simulation est définie par l'étendue de ces trente simulations.

On considère dans une première approche que les sites font l'objet d'une mesure tous les ans. On peut de la sorte comparer les statistiques (moyenne, écart-type) obtenues sur chaque réseau de surveillance, aux valeurs « réelles » de ces mêmes paramètres au sein du paysage virtuel. Cette confrontation peut se faire sur l'ensemble du paysage ou peut se limiter à des parcelles appartenant à un type d'occupation donné.

Pour évaluer l'incertitude associée à un réseau d'échantillonnage, une procédure de type Monte-Carlo est mise en œuvre (Figure E.3) : pour chaque stratégie d'échantillonnage, on réalise trente simulations indépendantes, par exemple en tirant au hasard une grille différente dans le cas d'un échantillonnage systématique. La courbe-enveloppe regroupant les résultats de ces trente simulations donne une indication de l'incertitude associée à la mise en œuvre d'une telle stratégie.

E.2 Résultats

E.2.1 L'état initial

E.2.1.1 Simulation de l'occupation des sols et des tailles de parcelles

Le paysage virtuel sur lequel l'étude a été conduite, est représenté dans la figure E.4. La topographie du secteur retenu est fréquente dans le Massif armoricain, avec des altitudes variant de 20 à 100 m et un réseau dense de zones hydromorphes de fonds de vallée. Pour définir l'état initial d'occupation des sols, on a considéré que les prairies permanentes étaient localisées de façon préférentielle dans ces zones de fonds de vallée ; les autres types d'occupation de sol ont été attribuées de façon aléatoire aux différentes parcelles selon les proportions initiales choisies. La taille des parcelles simulées s'étage de 1 à 12 ha, les parcelles les plus petites étant allouées préférentiellement dans les zones de pente forte et les parcelles les plus grandes dans les zones à topographie plane (Figure E.4b).

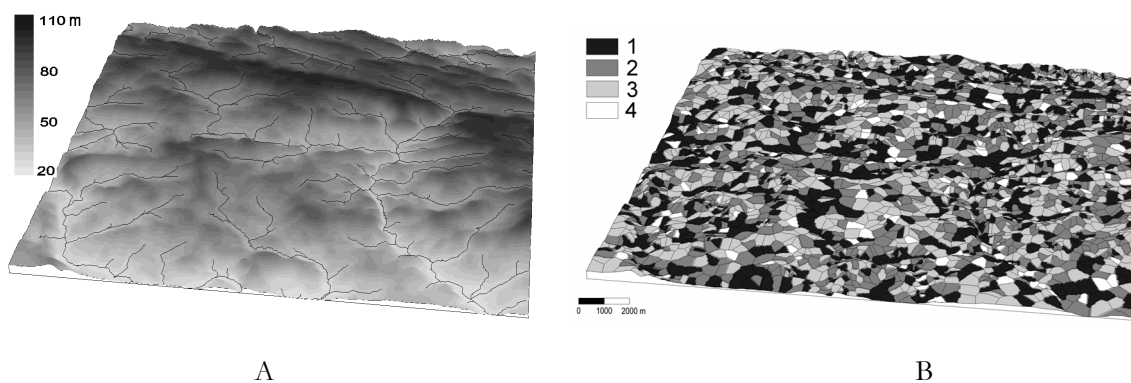


Figure E.4 : Caractéristiques topographiques (a), parcellaire et occupation du sol (B) du paysage virtuel simulé. Quatre types d'occupation du sol sont considérés : (1) prairie permanente ; (2) prairie temporaire ; (3) céréales ; (4) maïs.

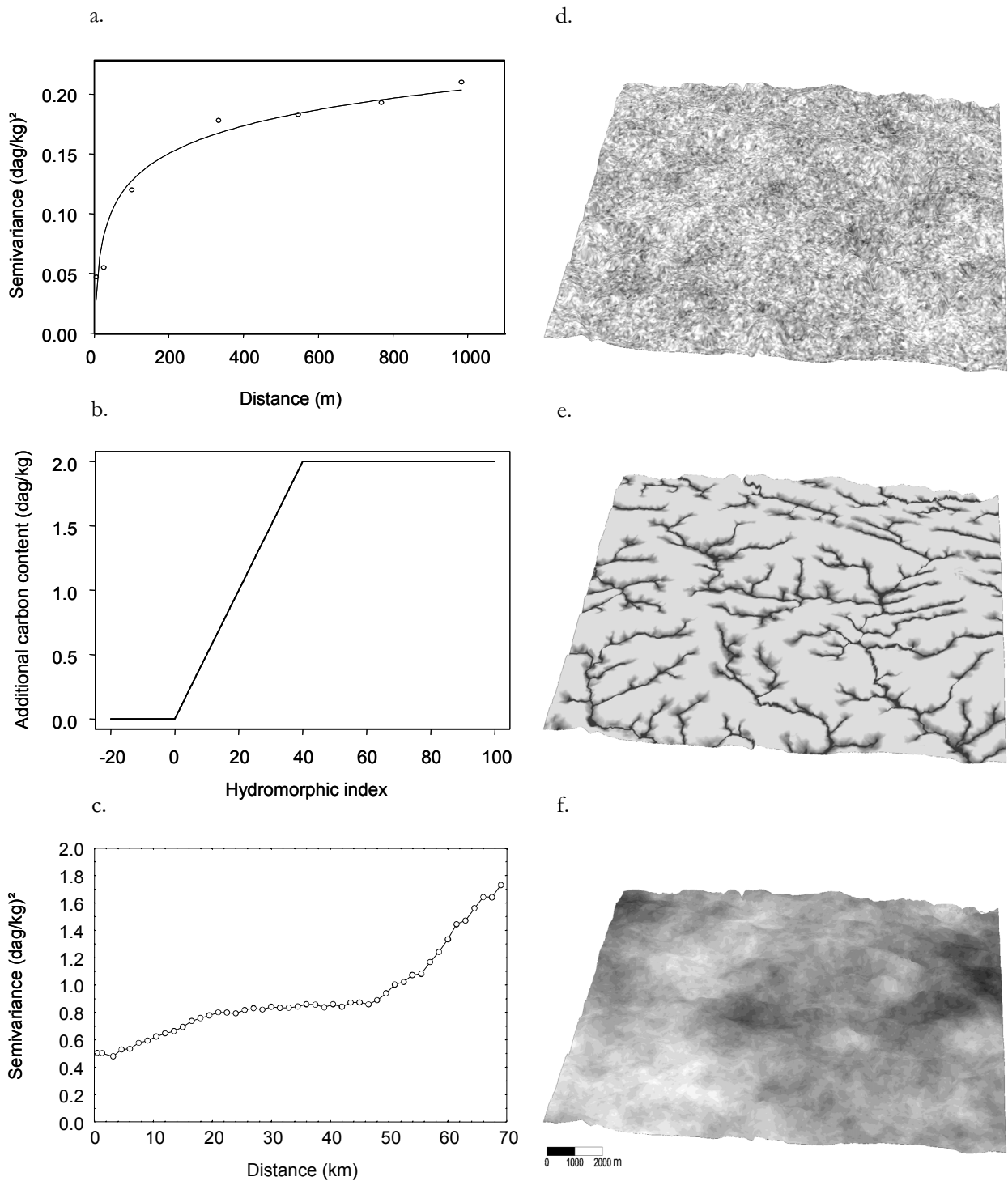


Figure E.5. (a.) Variogramme du carbone organique des sols établi pour 360 échantillons d'une étude du sud de la Bretagne (Walter, 1990) et (d) réalisation d'une simulation stochastique présentant une structure spatiale analogue ; (b.) représentation d'un modèle linéaire de teneur en carbone carbonique en fonction d'un indice d'hydromorphie utilisé pour dériver (e) la composante spatiale de moyenne portée ; (c) variogramme de longue portée du carbone organique basé sur 40000 échantillons de Bretagne et (f) une réalisation d'une simulation stochastique présentant une structure analogue.

E.2.1.2 Simulations des différentes composantes des teneurs en carbone des sols

On a considéré que la variabilité spatiale des teneurs en carbone des sols de Bretagne pouvait être modélisée par intégration de trois composantes : (i) une composante inter et intra-parcelles, de courte portée, liée à la topographie et à la gestion agronomique des parcelles ; (ii) une composante de moyenne portée liée aux variations d'hydromorphie des sols ; (iii) une composante régionale liée aux gradients climatiques et aux changements de systèmes de production. Les variogrammes pour les structures de courte et longue portée sont présentées dans la figure E.5(a&c) et des réalisations de fonctions aléatoires présentant une structure spatiale de ce type sont présentées dans la figure E.5 (d&f). La composante de moyenne portée a été dérivée d'un modèle déterministe dont la représentation spatiale est représentée dans la figure E.5.e ; le variogramme qui correspond à cette composante, calculé a posteriori, est représenté par la figure E.5.b.

La combinaison, selon un modèle additif, de ces différentes composantes est représentée dans la figure E.6. Le champ spatial résultant de cette combinaison présente quelques caractéristiques importantes : (i) une variabilité à courte distance entre des pixels voisins ; (ii) des teneurs en matière organique plus forte dans les zones d'indice d'hydromorphie plus élevé ; (iii) un gradient de teneur croissante en carbone depuis le sud-ouest vers le nord-est. Ces caractéristiques peuvent également être reconnues dans le variogramme additif expérimental (Figure E.6.b) qui indique une forte semi-variance entre des pixels distants de 50 m, puis une très forte croissance du variogramme jusqu'à 300 m, avant un accroissement plus modeste jusqu'à 2000 m, et finalement une croissance asymptotique jusqu'à une distance de 6000 m.

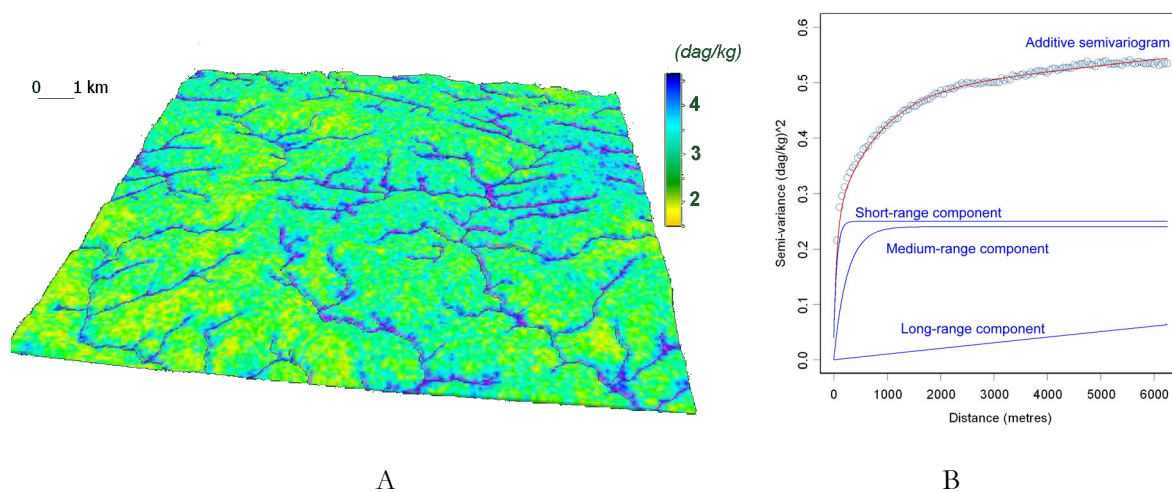


Figure E.6. (A) Bloc-diagramme des teneurs en carbone organique des sols combinant selon un modèle additif les composantes de courte, moyenne et longue portée ; (B) le variogramme additif de la teneur en carbone organique et de ses trois composantes spatiales. Le variogramme additif a été ajusté avec un modèle exponentiel à trois composantes.

	<i>Permanent pastures</i>	<i>Temporary pastures</i>	<i>Cereals</i>	<i>Maize</i>
<i>Permanent pastures</i>	0.95	0.035	0.01	0.005
<i>Temporary pastures</i>	0.01	0.65	0.24	0.1
<i>Cereals</i>	0.0	0.2	0.8	0.0
<i>Maize</i>	0.0	0.09	0.01	0.90

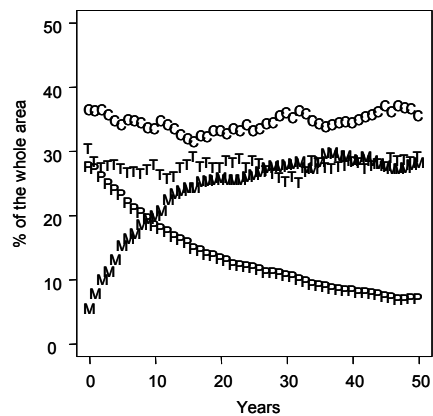


Figure E.7 : (A) Matrice de transition permettant de simuler une baisse de la surface en prairie permanente et une augmentation de la surface en maïs ; (B) Evolution des proportions des différents types d'occupation des sols au cours de la période de simulation

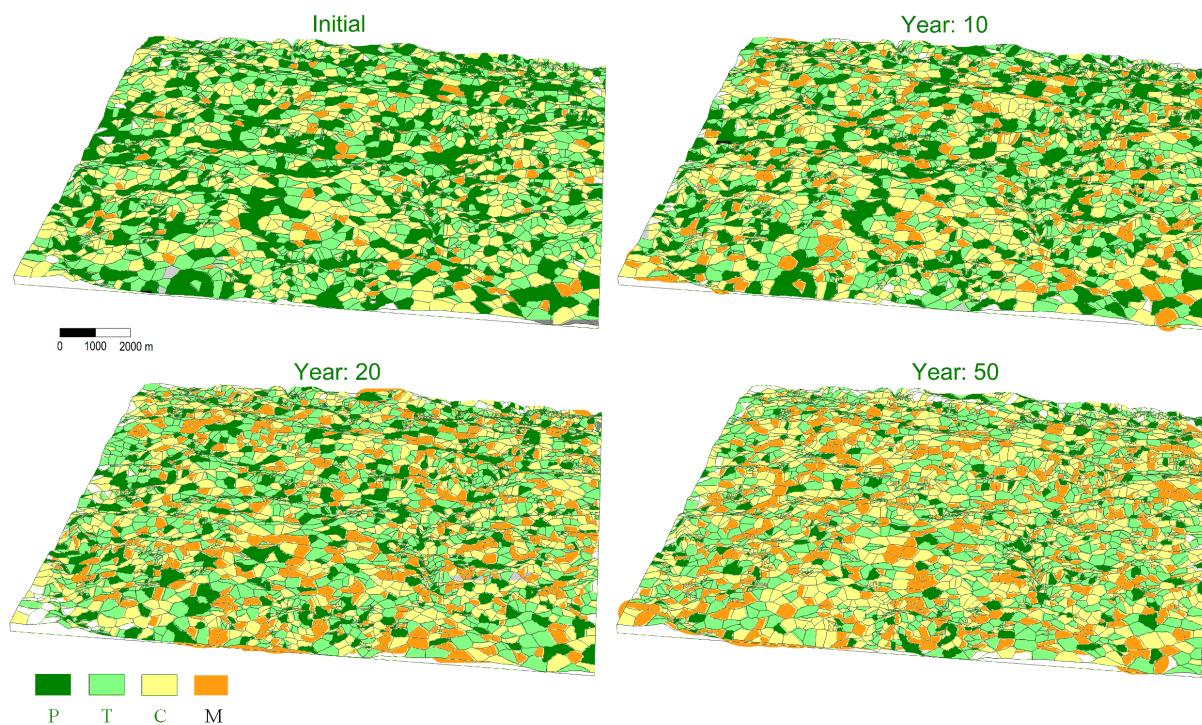


Figure E.8 : Représentation de l'évolution de l'occupation du sol au cours du temps en mettant en œuvre une matrice de transition simulant une baisse de l'assolement de prairies permanentes et une hausse de celui de maïs (P = prairies permanentes ; T = prairies temporaires ; C = céréales ; M = maïs).

E.2.2 Exemple d'évolution temporelle avec un scénario de baisse des surfaces en prairies permanentes au profit des surfaces en maïs

E.2.2.1 L'évolution de l'occupation des sols

Une matrice de transition (Figure E.7.a) a été définie permettant une évolution rapide de l'occupation des sols (Figure E.7.b). À l'image de l'évolution constatée en Bretagne à partir des années 1960, les surfaces en maïs croissent rapidement aux dépens des surfaces en prairies permanentes. Les proportions de prairies temporaires et de céréales restent constantes au cours de la période de simulation, mais leur distribution au sein du paysage peut avoir changé au cours du temps. La proportion de maïs augmente de 5 à 25% en quinze ans, pendant que les prairies permanentes décroissent de 30 à 10% en une trentaine d'années. Les cartes de la figure E.8 illustrent cette évolution en représentant l'occupation des parcelles du paysage étudié, à différentes dates après le début de la simulation.

E.2.2.2 L'évolution des teneurs en carbone organique dans les sols

La figure E.9 représente des cartes simulées de l'évolution des teneurs en carbone organique des sols en supposant que l'occupation des sols est le seul facteur affectant cette évolution.

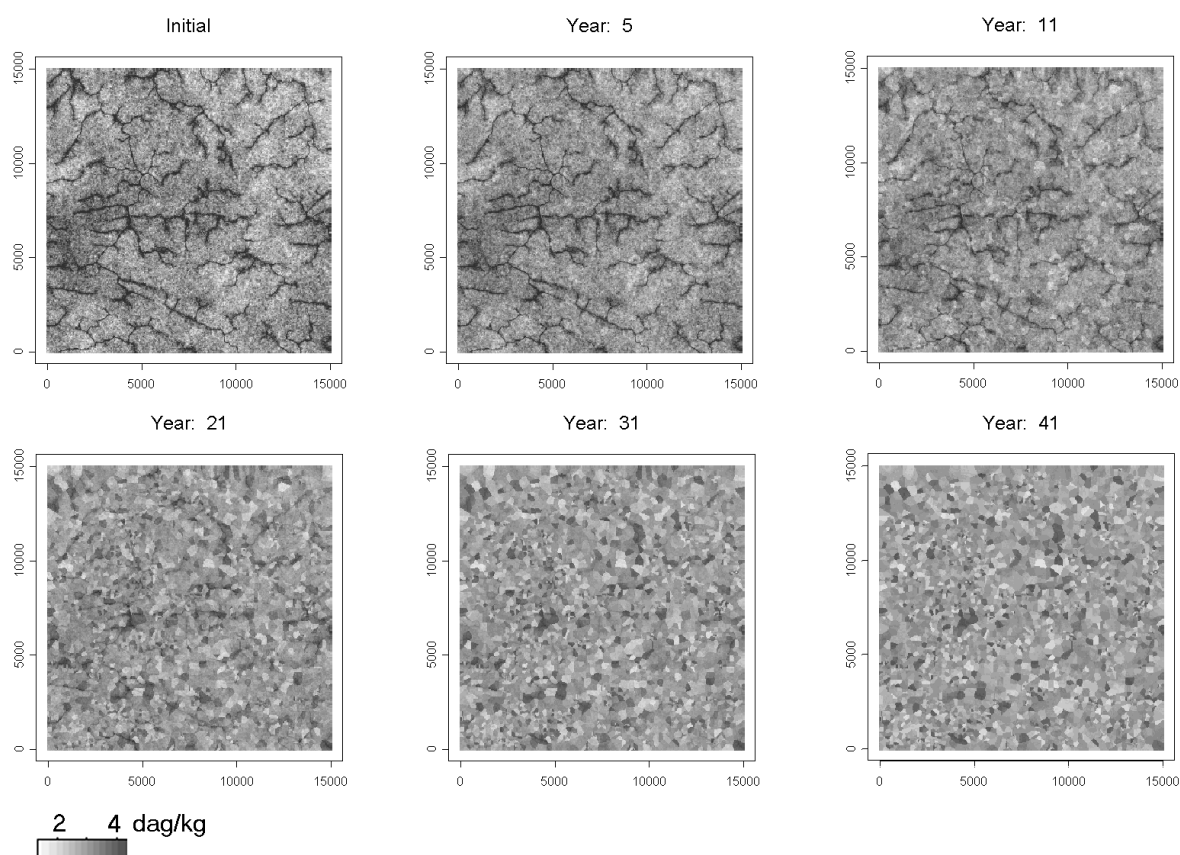


Figure E.9 : Evolution de la teneur en carbone organique des sols selon le scénario défini, en ne tenant compte que de l'effet de l'occupation des sols.

Sous cette hypothèse, les caractéristiques les plus évidentes de l'évolution des teneurs en carbone organique des sols sont : (i) l'atténuation des teneurs plus élevées associées aux zones hydromorphes de fonds de vallée ; (ii) la disparition de la composante de longue portée ; (iii) le développement rapide d'une composante associée au parcellaire avec une perte concomitante de la variabilité intra-parcellaire (Figure E. 9).

Des cartes présentant cette même évolution en supposant une influence conjointe de l'occupation des sols et de l'hydromorphie des sols sur le bilan de carbone, sont présentées dans la figure E.10.

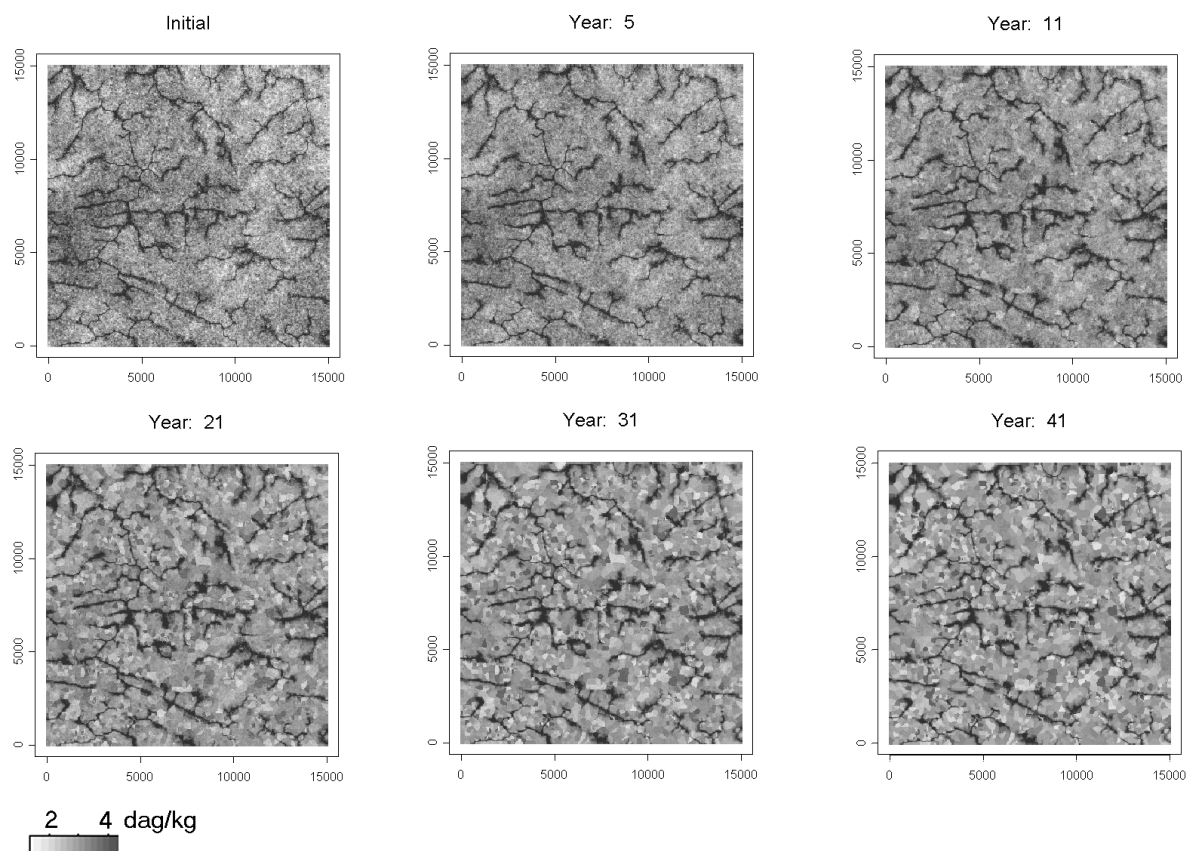


Figure E.10 : *Evolution de la teneur en carbone organique des sols selon le scénario défini, en tenant compte de l'effet de l'occupation des sols et de l'hydromorphie des sols.*

Sous ces hypothèses, le taux de minéralisation décroît quand l'indice d'hydromorphie croît. L'évolution de la teneur en carbone organique se caractérise comme précédemment, par un développement rapide d'une composante parcellaire et la disparition de la composante de longue portée. Par contre, le réseau de zones hydromorphes, induisant la composante de moyenne portée avec des teneurs supérieures de carbone, persiste au cours de la période de simulation (Figure E.10).

E.2.2.3 *Evolution de la variabilité spatiale du carbone organique des sols*

En ne considérant que l'effet de l'occupation des sols sur le bilan de carbone, les variogrammes de la teneur en carbone indiquent une baisse systématique et forte au cours des vingt premières années de la simulation (Figure E.11.a) ; pour les décennies ultérieures, le variogramme évolue très peu. Cette évolution conduit à une structure spatiale de la teneur en carbone beaucoup plus simple que la structure spatiale initiale, caractérisée par un variogramme avec un effet de pépite faible et une portée unique de l'ordre de 400 m. Cela suggère que l'accroissement des surfaces en maïs et la décroissance des prairies permanentes ont induit une perte de variabilité spatiale du carbone des sols.

L'effet combiné de l'occupation du sol et de l'hydromorphie conduit à une évolution moins drastique de la structure spatiale (Figure E.11.b). Lors de la période de simulation initiale, seule une faible décroissance de la semi-variance est observée ; cette semi-variance croît ensuite à nouveau et le palier final est très proche de sa valeur initiale. Après 50 années de simulation, l'effet de pépite a baissé et une seule portée reste évidente.

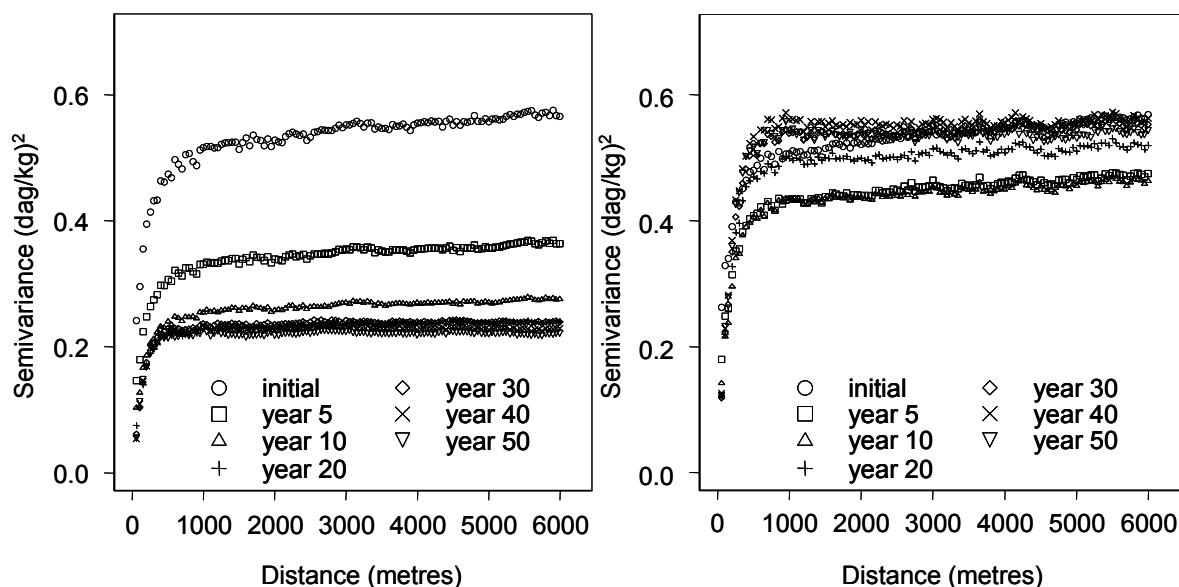


Figure E.11 : *Evolution du variogramme des teneurs en carbone organique des sols à l'échelle du paysage en supposant (A) l'effet exclusif de l'occupation des sols et (B) l'effet conjoint de l'occupation des sols et de l'hydromorphie des sols.*

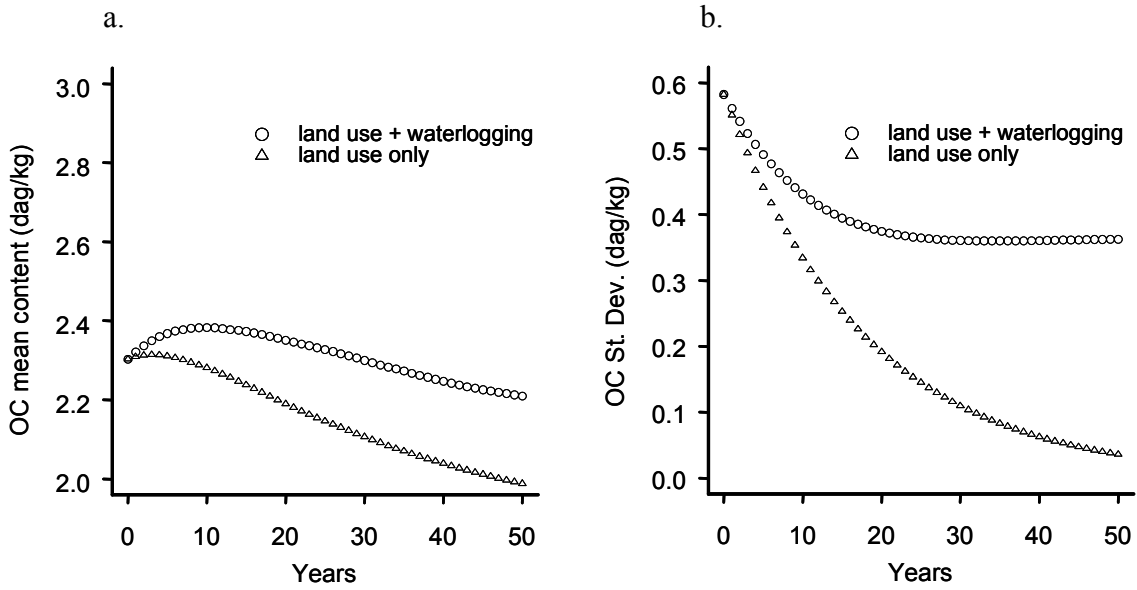


Figure E.12 : Evolution de la moyenne des teneurs moyennes en carbone des parcelles (a) et de la moyenne des écarts-types intraparcellaires (b) selon que l'on considère l'effet de l'occupation des sols seul ou combiné à celui de l'hydromorphie des sols. Les paramètres statistiques sont calculés à partir des différentes mailles d'une même parcelle.

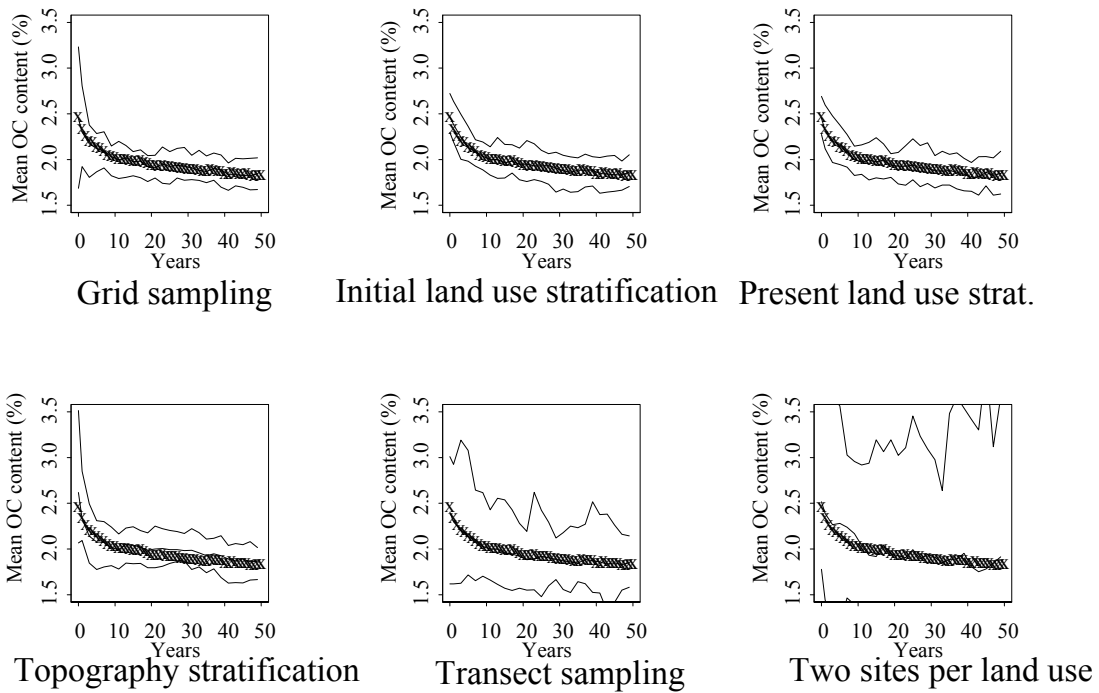


Figure E. 13 : Evolution de la moyenne effective des teneurs en carbone organique des parcelles sous maïs (croix) et enveloppe de simulation associée à chacune des stratégies d'échantillonnage.

La figure E.12 complète cette analyse de la structure spatiale des teneurs en carbone organique en analysant l'évolution des teneurs moyennes en carbone des parcelles ainsi que celle de leur variabilité intra-parcellaire.

Sous les hypothèses de cette étude, la simulation montre que l'évolution de l'occupation des sols vers une superficie accrue en maïs et une réduction des surfaces en prairie, conduit à une décroissance progressive de la teneur moyenne en carbone et une réduction de la variabilité intra-parcellaire (Figure E.12). Dans ce cas, la variabilité inter-parcellaire reste la seule composante de variabilité après une période de 50 ans.

En tenant compte de l'influence conjointe de l'occupation des sols et de l'hydromorphie, l'évolution temporelle est différente. La réduction du taux de minéralisation sous l'effet des conditions d'engorgement a permis de préserver les teneurs moyennes et la variabilité intra-parcellaire à des niveaux proches du début de la simulation.

E.2.3 La comparaison des différentes stratégies de surveillance

La performance des différentes stratégies de surveillance a été évaluée quant à leur aptitude à déceler l'évolution des teneurs en carbone organique des sols dans les conditions du scénario d'évolution précédemment décrit.

La figure E.13 compare, dans le cas des parcelles en maïs à une date donnée, l'évolution de la teneur moyenne en carbone de ces parcelles, estimée à partir de l'ensemble des pixels en maïs au sein du paysage à une date donnée et donc considérée ici comme « moyenne vraie », à celle estimée à partir des sites sous maïs des différentes stratégies d'échantillonnage. L'incertitude induite par chaque stratégie d'échantillonnage est traduite par une enveloppe de simulation bornant les estimations de trente réalisations indépendantes de chaque stratégie.

Trois stratégies de surveillance (systématique, stratifiée selon l'occupation des sols initiale, stratifiée selon l'occupation des sols actuelle) se caractérisent par une enveloppe de simulation qui est à la fois étroite, indiquant que les différentes réalisations conduisent à des estimations similaires, et centrée sur les valeurs réelles, traduisant l'absence de biais dans les estimations. Dans le cas de l'échantillonnage systématique, l'enveloppe de simulation est large au cours des premières années de suivi ce qui s'explique par le faible nombre de sites en maïs pris en compte dans le réseau systématique. Les stratégies basées sur une stratification par l'occupation du sol n'ont pas ce biais initial, ayant dès le départ un nombre suffisant de sites pris en compte. Néanmoins, cette différence s'atténue rapidement et dès une période de simulation de dix ans, la performance entre les trois stratégies apparaît être du même ordre.

Les trois autres stratégies testées (stratification par la topographie, transects, deux sites par type d'occupation du sol) présentent une performance moindre (Figure E.13), se traduisant par des enveloppes de simulation beaucoup plus larges. La stratification par la topographie semblait *a priori* intéressante, puisque l'hydromorphie des sols, prise en compte dans le modèle d'évolution du carbone du sol, est

essentiellement déterminée par la topographie ; il apparaît que cette prise en compte n'est pas pertinente, car elle induit une plus grande variabilité des estimations selon les réalisations. Il en est de même de l'approche par transects et plus encore de l'approche fondée uniquement sur le suivi de deux sites par type d'occupation des sols pour lesquelles la dispersion des estimations est très grande : le risque de choisir des sites particuliers, peu représentatifs des parcelles du paysage dans son ensemble, est de ce fait élevé.

Le tableau E.1 confirme cette évaluation visuelle en fournissant des critères statistiques de performance des différentes stratégies d'échantillonnage.

Stratégie d'échantillonnage	Erreur quadratique moyenne (% C)	Coefficient de corrélation
Systématique (1 site / km ²)	0.11	0.84
Aléatoire stratifié par l'occupation du sol initiale (1 site / km ²)	0.09	0.92
Aléatoire stratifié par l'occupation du sol actuelle (1 site / km ²)	0.10	0.84
Stratifié par la topographie	0.13	0.80
Par transects	0.20	0.67
Stratifié par l'occupation du sol initiale (1 site / 25 km ²)	0.48	0.42

Tableau E.1 : Critères statistiques de la performance des différentes stratégies d'échantillonnage estimée à partir de trente réalisations de chacune des stratégies. L'erreur est la différence entre la teneur moyenne « observée » sur le paysage virtuel et celle estimée à partir des sites du réseau de surveillance. Le coefficient de corrélation traduit la relation linéaire entre les valeurs observées et estimées.

E.3 Discussion-Conclusion

Une approche modulaire de simulation a été développée pour construire un pédopaysage virtuel et dynamique, qui intègre différentes caractéristiques similaires à celles observées dans les paysages réels du Massif armoricain. Ce **pédopaysage possède plusieurs échelles de variabilité spatiale**, résultant de processus naturels ou anthropiques qui sous-tendent les données analysées. Il contient des zones qui font l'objet d'une gestion uniforme et **qui traduisent l'occupation du sol et les variations topographiques**. Ces zones sont identifiées dans l'espace par des parcelles de superficie variable qui peuvent présenter une variabilité des teneurs en matière organique et de l'engorgement en eau. Enfin, **des évolutions de l'occupation des sols peuvent être simulées sur plusieurs décennies**, modifiant les structures spatiales des teneurs en carbone organique, à la fois à l'échelle locale et à l'échelle régionale.

Deux hypothèses principales constituent la base de cette approche :

1. L'état initial de la variabilité spatiale d'une propriété du sol peut être décrit comme un simple modèle additif de deux composantes stochastiques dérivant de l'analyse variographique de jeux de données existants, et d'une composante déterministe attribuée à l'influence de l'hydromorphie des sols sur le cycle du carbone. Ce simple modèle additif néglige les interactions éventuelles entre les différentes composantes mais permet de combiner des processus spatiaux présentant des portées différentes.
2. L'état initial peut être défini de façon indépendante de la phase de modélisation de l'évolution temporelle. Cette hypothèse est pour l'heure indispensable car les jeux de données existants analysent de façon disjointe les variations temporelles et spatiales des propriétés des sols, et non de façon conjointe. Cependant, certaines des évolutions très rapides observées, en particulier la décroissance brusque des semi-variances en début de simulation (Figure E. 11), peuvent être clairement attribuées à cette représentation simplifiée du système.

La modélisation a pour objet de prendre en compte les caractéristiques essentielles d'un système et néglige ce qui est considéré comme secondaire ou peu important. Dans une procédure de modélisation classique, l'exactitude de la modélisation devrait être validée en comparant les prédictions qui en sont issues à des données expérimentales. Néanmoins, dans le cas étudié ici, la validation de l'évolution des teneurs en carbone organique à l'échelle du paysage est pratiquement impossible dans son ensemble et seules des parties du modèle peuvent être comparées à des données expérimentales. Par exemple, le suivi de différentes parcelles au cours du temps permettrait de valider l'apparente réduction de la variabilité spatiale au cours du temps résultant de la gestion uniforme à l'échelle des parcelles. De même, la comparaison de sites différant par la proportion de sols hydromorphes, permettrait de tester l'importance de l'hydromorphie des sols sur la variabilité spatiale du carbone dans le paysage. Les procédures développées dans ce travail ont ainsi pour objet de simuler certains processus du bilan de carbone dans une région, en cherchant à reproduire des structures spatiales et des évolutions temporelles analogues à celles se produisant dans la réalité.

Nous avons montré **qu'une application pratique de ces simulations spatio-temporelles résidait dans l'évaluation de la performance des stratégies d'échantillonnage**, quant à leur aptitude à détecter l'évolution des sols au cours du temps sans biais et avec une erreur d'estimation minimale. Une telle évaluation est particulièrement utile à l'heure où de tels réseaux de surveillance des sols se mettent effectivement en place dans plusieurs pays (Mol et al., 1998 ; McKenzie et al., 2002). Nous avons montré que plusieurs configurations de réseaux de surveillance pouvaient être aisément simulées et que les valeurs estimées à partir de ces réseaux pouvaient être comparées aux « vraies » valeurs du pédopaysage virtuel. On peut ainsi juger de l'efficacité probable d'un réseau avant son installation effective. Ces travaux devront néanmoins être prolongés pour faire une évaluation complète des différentes stratégies d'échantillonnage, en particulier pour analyser l'incidence des scénarios d'évolution que l'on fixe en entrée de la simulation. De même, l'incidence de la fréquence du suivi n'a pas été analysée. Les résultats obtenus dans cette étude, indiquant de meilleures performances pour des réseaux systématiques ou stratifiés par

L'occupation du sol, sont donc à relativiser, l'évaluation faite ne prenant pas en compte un nombre de scénarios suffisants. Il apparaît néanmoins clairement qu'il existe un risque important que des réseaux de surveillance, fondés sur des stratégies d'échantillonnage inadéquates ou avec des densités insuffisantes, traduisent de façon biaisée ou avec une incertitude importante l'évolution effective des paysages qu'ils sont censés représenter.

Un dernier intérêt de ces méthodes de simulation à l'échelle du paysage **est d'évaluer les effets probables de pratiques de gestion**. Des gestions différentes peuvent être analysées quant à leur impact potentiel à la fois aux échelles locales et régionales en intégrant les évolutions à l'échelle de quelques décennies. Une étude en cours examine, cette fois dans le contexte australien, différentes stratégies de séquestration de carbone dans les sols, en incluant dans la comparaison des approches de type « agriculture de précision » qui prend en compte la variabilité intra-parcellaire, et des approches de gestion uniforme au sein d'une même parcelle. De même, dans un travail de thèse qui débute et cherche à évaluer l'effet du bocage sur les sols et leurs stocks de carbone, une procédure de simulation s'inspirant du travail présenté ici, va être développée pour prédire à moyen terme l'évaluation des stocks de carbone selon différents scénarios de maintien, régression ou développement du bocage.

DISCUSSION

A.	Intérêt du couplage des indicateurs physiques et microbiologiques de qualité des sols	149
A.1	Introduction	149
A.2	Caractérisation microbiologique des trois modalités	150
A.3	Relations avec les données physiques et structurales	151
B.	Les échelles spatiales et temporelles pertinentes	155
B.1	Variabilité parcellaire et gradient d'hydromorphie	155
B.2	Variabilité pédo-climatique régionale	159
B.3	Stratégies d'échantillonnage des lombriciens et variations temporelles de leurs activités	160
C.	Suivi de l'évolution de la qualité des sols	162
C.1	La prise en compte d'indicateurs physiques et biologiques	162
C.2	Le couplage avec d'autres sources d'informations et la modélisation	163
C.3	Le devenir de l'observatoire Lisier	164

A. INTERET DU COUPLAGE DES INDICATEURS PHYSIQUES ET MACROBIOLOGIQUES DE QUALITE DES SOLS¹

A.1 Introduction

Le rôle des systèmes de culture et du type de sol sur la qualité biologique et physique d'un sol, a été présenté dans des actions séparées, prenant en compte des variabilités locales (échelle du versant) et régionales.

Dans l'action A, les indicateurs physiques mesurés ont permis de mettre en évidence des processus d'évolution de la structure du sol liés à son utilisation agricole, et les conséquences de cette évolution sur des propriétés hydrodynamiques. L'action B (figure 1), par la caractérisation discriminante des communautés lombriciennes aux regards des différents contextes agro-pédo-climatiques, a permis de confirmer le rôle d'indicateurs joué par les lombriciens ; elle a aussi permis de mettre en évidence le lien existant entre abondance lombricienne et nombre de pores observés sur un profil, caractérisant ainsi une des actions physiques des lombriciens sur la structure du sol..

Ces deux démarches ont abouti à la définition d'indicateurs microbiologiques et physiques de la qualité du sol :

- **sur le plan microbiologique**, la caractérisation des communautés lombriciennes a permis de distinguer des critères pertinents décrivant les communautés : alors que les critères d'abondance, de biomasse et de structure spécifique sont usuellement utilisés dans les descriptions de la faune du sol, dans l'optique d'associer les lombriciens à la porosité, il est apparu nécessaire d'affiner cette caractérisation; ainsi, le peuplement lombricien a été caractérisé par i) sa structure écologique fonctionnelle, couplant la catégorie écologique et le stade de développement de l'individu et définissant les Unités Ecologiques Fonctionnelles (UEF), et ii) sa structure taxonomique fonctionnelle, couplant l'espèce et le stade de développement et définissant les Unités Taxonomiques Fonctionnelles (UTF).

Le nombre de pores observés sur un profil, ou sur certains horizons, s'est avéré être indicateur de la densité lombricienne.

- **sur le plan physique**, on a pu montrer que la partition de la macroporosité était apte à rendre compte de l'évolution des structures sous les différents systèmes de culture, certaines classes de pores (pores d'assemblage) pouvant caractériser les conditions de transfert aux faibles potentiels.

¹ Rédigé par M. Lamandé, V. Hallaire, G. Pères et D. Cluzeau

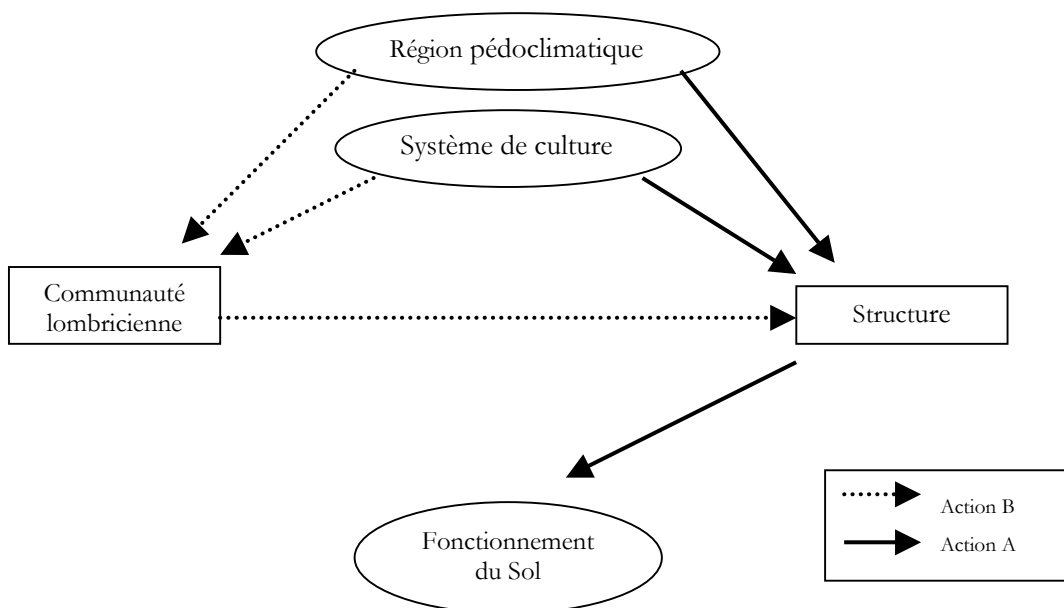


Figure 1. Le rôle des composantes biologiques et physiques sur le fonctionnement du sol

Il convient maintenant de discuter de l'intérêt de croiser ces deux familles d'indicateurs pour évaluer l'influence des systèmes de culture sur le fonctionnement du sol.

Pour tester l'intérêt de ce couplage, nous avons choisi de coupler les indicateurs microbiologiques et physiques dans un nombre limité de situations. Trois parcelles de Quimper ont été retenues : la monoculture de maïs avec fertilisation organique (lisier), la prairie de rotation maïs/ray-grass non pâturée et la prairie ancienne pâturée sur sol bien drainé. Seul l'horizon de surface (0-10 cm) sera ici analysé.

Le plan d'échantillonnage, les méthodes de prélèvements et de mesures décrits dans les parties précédentes nous ont permis de chercher les relations entre les grandeurs suivantes : paramètres physiques et structuraux d'une part (porosité totale, morphologie de la structure, courbe de conductivité hydraulique en fonction du potentiel de l'eau), paramètres biologiques d'autre part (Unités Écologiques Fonctionnelles).

Nous analyserons dans un premier temps les données biologiques sur l'ensemble des situations ; puis nous chercherons à coupler les données physiques et biologiques en comparant deux à deux les systèmes de culture retenus : monoculture de maïs et prairie de rotation, pour lesquelles la fréquence du labour et la ressource nutritive sont différentes, puis prairie de rotation et prairie ancienne pâturée, pour lesquelles l'âge et le pâturage sont différents.

A.2 Caractérisation microbiologique des trois modalités

L'abondance des lombriciens est significativement différente entre les trois traitements (Figure 2). La plus forte abondance se trouve dans la prairie ancienne et la plus faible dans la monoculture de maïs.

La diversité des unités écologiques fonctionnelles est plus importante dans les deux prairies que dans la monoculture de maïs.

Les UEF épigés adultes et juvéniles ont une action indirecte sur la structure du sol et ses propriétés physiques : elle s'exprime à travers les interactions qui existent entre les différentes UEF qui cohabitent. Ces deux UEF épigés ne seront donc pas confrontées aux indicateurs physiques ou morphologiques.

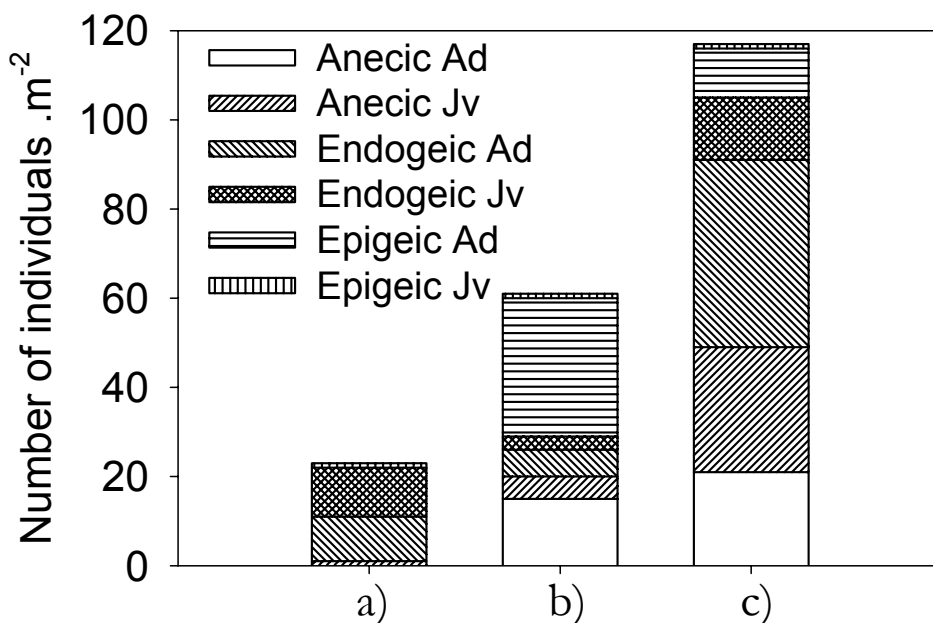


Figure 2 : Abondance (nombre d'individus.m⁻²) pour les six Unités Écologiques Fonctionnelles dans les trois parcelles : a) Monoculture de maïs, b) Prairie de rotation, c) Prairie ancienne pâturée. (D'après Lamandé et al., 2001)

A.3 Relations avec les données physiques et structurales

A.3.1 Comparaison monoculture de maïs – prairie de rotation

Il n'y a pas de différence significative de porosité totale dans la parcelle en monoculture de maïs et dans la parcelle en prairie de rotation, malgré un travail du sol moins fréquent dans la rotation (Figure 3). Le tassement du sol dans la rotation en l'absence de travail (réarrangement des agrégats créés par le labour) peut être compensé par une activité lombricienne importante, à l'origine d'une agrégation du sol et d'une porosité, associée (pores d'assemblage) ou non (galeries). La mise en prairie après une année de maïs favorise d'abord le développement de l'UEF épigés adultes et des UEF anéciques adultes et juvéniles (Figure 2). Les pratiques culturales nécessaires à la monoculture de maïs (travail du sol, pesticides, absence de couvert végétal ou/et faible retour de matière organique) affectent surtout les UEF anéciques adultes et juvéniles (presque totalement absentes) et les UEF épigés adultes et juvéniles.

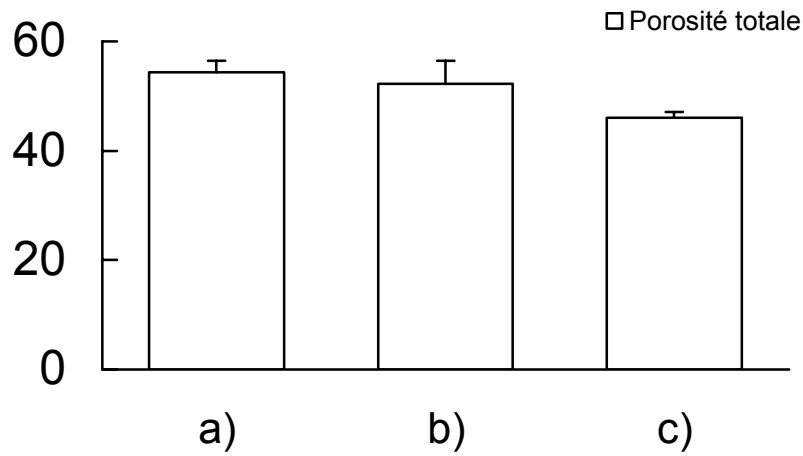


Figure 3 : Porosité totale (%) calculée à partir de la densité apparente et une densité de solide de 2,65 pour les trois parcelles : a) Monoculture de maïs, b) Prairie de rotation, c) Prairie ancienne pâturée.

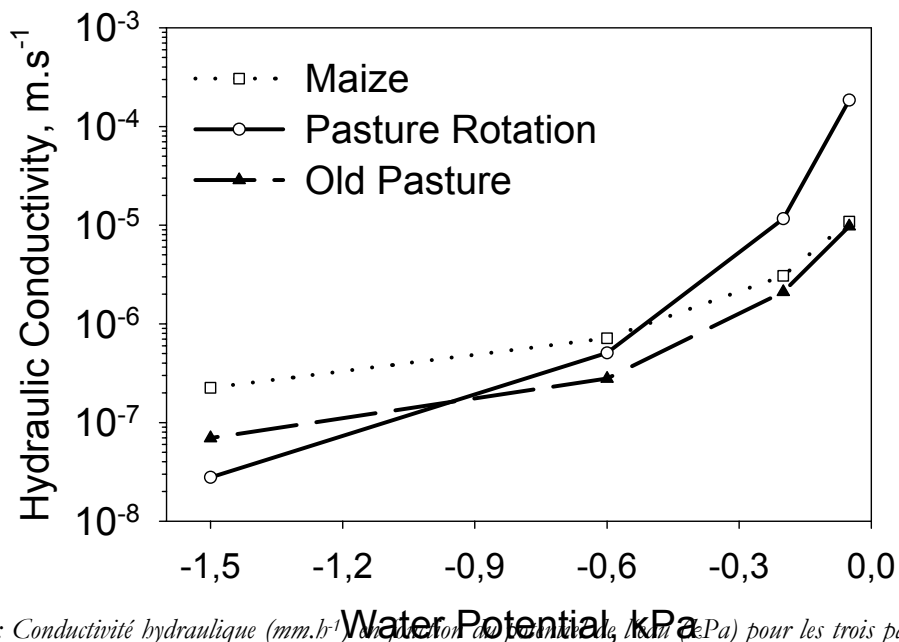


Figure 4 : Conductivité hydraulique ($mm.h^{-1}$) en fonction du potentiel (kPa) pour les trois parcelles. (D'après Lamandé et al., 2001)

C'est dans la parcelle en prairie de rotation que la conductivité hydraulique est la plus forte aux deux potentiels les plus proches de la saturation ($h=-0,05$ kPa et $-0,2$ kPa) (Figure 4). La conductivité hydraulique dans la monoculture de maïs est plus faible au voisinage de la saturation malgré la création de porosité qu'entraîne le labour. Une macroporosité produite par les espèces des UEF anéciques adultes et juvéniles dans la parcelle de rotation, s'ajoute à la porosité qui résulte du tassement naturel du sol après le dernier labour (settling). Cette porosité est plus efficace vis-à-vis des transferts hydriques à des potentiels faibles que celle produite surtout par le labour dans la parcelle en monoculture de maïs.

Nous avons mesuré très peu de porosité arrondie de grande taille dans la parcelle en monoculture de maïs par rapport à la prairie de rotation (Figure 5). Or, dans cette parcelle, très peu de vers de l'UEF anéciques adultes sont présents. La macroporosité d'assemblage (pores de forme complexe) créée par le labour dans la monoculture de maïs ne semble pas fonctionnelle, contrairement à celle créée par les vers des UEF anéciques et endogés davantage présents dans la prairie de rotation.

A.3.2 Comparaison prairie de rotation – prairie ancienne pâturée

La porosité totale est significativement plus faible dans la prairie ancienne par rapport à la rotation du fait du piétinement de bovins, et ce malgré la forte densité de vers appartenants à ces UEF ayant une action sur la structure du sol et ses propriétés physiques. Dans la prairie ancienne pâturée, la communauté est dominée par les UEF endogées adultes et juvéniles (48%), puis les anéciques adultes et juvéniles (42%). La faible abondance de l'UEF épigés adultes dans la prairie ancienne par rapport à la prairie de rotation est sans doute due au piétinement de bovins.

Dans la prairie ancienne pâturée, l'effet bénéfique des UEF anéciques adultes et juvéniles et des UEF endogés adultes et juvéniles sur les propriétés de transferts hydriques est contrarié par le tassement dû au piétinement d'animaux. Les pores fonctionnels de forme complexe sont moins présents dans la prairie ancienne pâturée que dans la rotation (Figure 5), malgré une activité biologique au moins aussi importante, comme en témoigne l'abondance des UEF (Figure 2). Ces pores ont en partie disparu sous l'effet du piétinement de bovins.

4- Conclusion

Les indicateurs des états microbiologiques et physiques du sol développés dans les actions A et B se sont montrés pertinents mais dans des objectifs différents. Ainsi, la porosité observée à l'œil nu au terrain renseigne sur l'état microbiologique des sols (pertinence de l'indicateur), mais sans pour autant renseigner sur le fonctionnement hydrique du sol : il a été montré qu'une forte densité porale observée sur le maïs générée par une faible densité lombricienne n'était pas associée à une conductivité hydraulique importante. Donc la densité porale, mise en relation avec l'activité biologique (indicateur de l'activité biologique), n'est pas indicatrice du fonctionnement hydrique du sol. De la même manière, les indicateurs physiques renseignent sur le fonctionnement hydrodynamique, mais pas sur l'état microbiologique des sols.

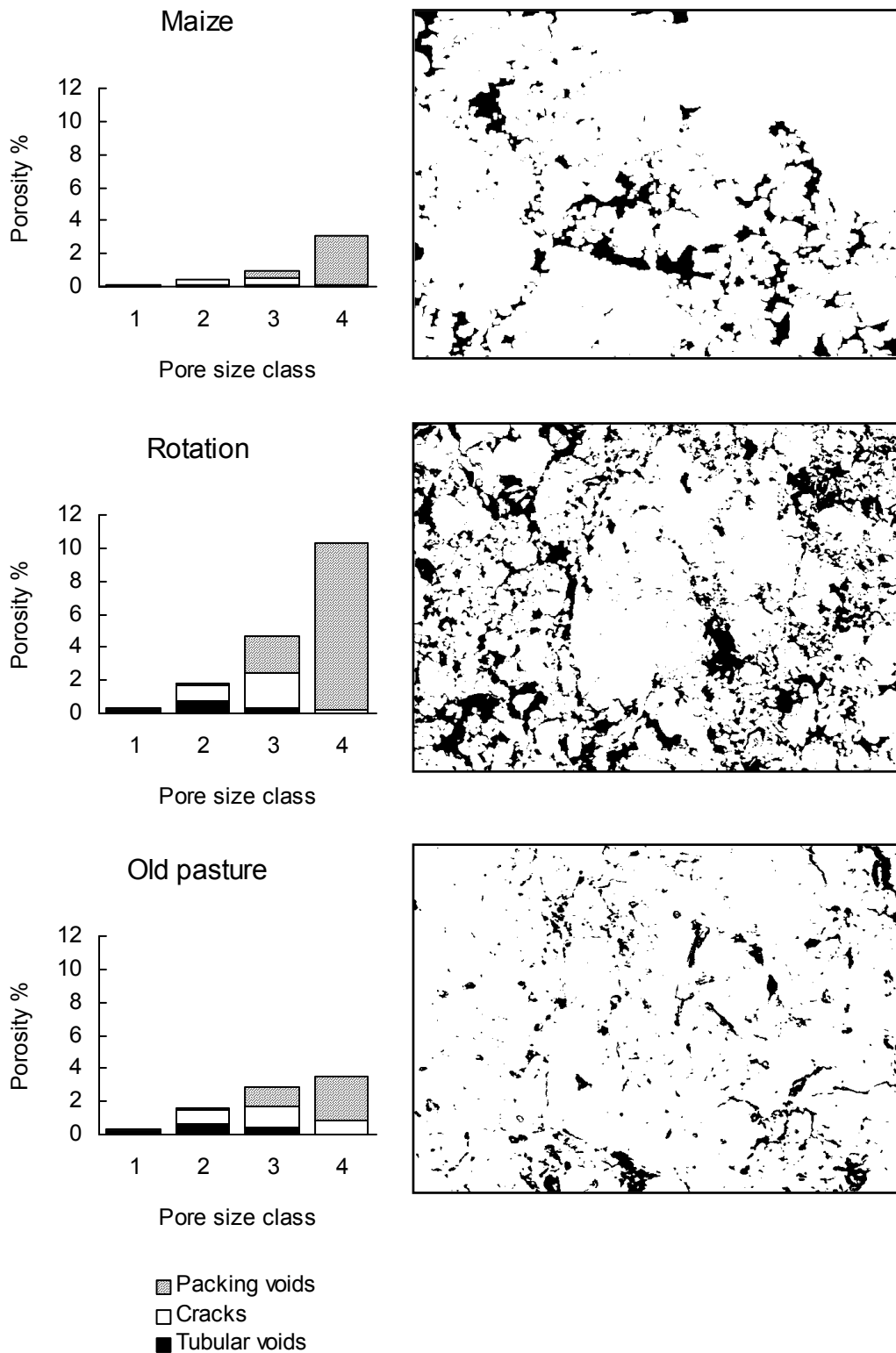


Figure 5 : Classification des pores en fonction de leur taille et de leur forme pour les trois parcelles : a) Monoculture de maïs, b) Prairie de rotation, c) Prairie ancienne pâturée. Moyennes des mesures sur 16 images. (D'après Lamandé et al., 2001)

Au delà de leurs qualités intrinsèques, le couplage des deux types d'indicateurs permet une meilleure compréhension des processus d'évolution de la structure du sol, notamment en rendant compte du lien pouvant exister entre certains lombriciens et la morphologie de la porosité. En effet nous avons pu confirmer certaines hypothèses de participation d' Unités Écologiques Fonctionnelles de lombriciens à la fragmentation et à l'agrégation du sol. Dans la prairie de rotation il n'y a pas de contraintes mécaniques fortes pouvant entraîner un tassement (cf prairie ancienne pâturée) et les vers des UEF endogés adultes et juvéniles y sont davantage présents que dans la monoculture de maïs. Le comportement de ces UEF les amène à creuser des galeries temporaires comblées par des déjections, créant ainsi des pores de forme complexe (pores d'assemblage d'agrégats), davantage interconnectés que dans le cas d'une fragmentation par le labour : nous avons montré que lorsque certaines UTF de lombriciens sont présentes, pour une même porosité totale, la porosité fonctionnelle est plus importante et la perméabilité est plus forte.

Cette étude a donc mis en évidence la pertinence de certains indicateurs des états biologiques et physiques du sol, mais elle a aussi mis en exergue l'intérêt de leur couplage. Ainsi, l'analyse de l'état du peuplement lombricien couplé à l'analyse macromorphologique de la structure permet un meilleur diagnostic de la qualité du sol.

B. LES ECHELLES SPATIALES ET TEMPORELLES PERTINENTES²

B.1 Variabilité parcellaire et gradient d'hydromorphie

Un des objectifs de ce programme est de décrire la variabilité spatiale et temporelle de paramètres microbiologiques et physiques à l'échelle d'une parcelle en blé.

Cela doit nous permettre d'acquérir des références sur l'importance de la variabilité spatiale de ces critères au sein d'une même parcelle et de proposer à terme, des stratégies d'échantillonnage et leur limite permettant de caractériser une parcelle agricole.

B.1.1 Critères microbiologiques

Le peuplement échantillonné au formol (F) présente une structure spatiale, avec une distinction très nette entre le haut et le bas de la parcelle, rendant compte du gradient d'hydromorphie intra-parcellaire : les **unités taxonomiques fonctionnelles** (UTF) *Lumbricus terrestris* Adulte (Lt Ad) et Lt Juv ainsi que *Aporrectodea caliginosa caliginosa* juvénile de taille moyenne (Aca Juvmoy) sont plus abondantes en haut de la parcelle alors que les UTF Aca Juvpetit (petit juvénile) et *Allolobophora chlorotica chlorotica typica* juvéniles (Acct Juv) sont plus abondantes en bas. Cette dernière espèce est souvent citée comme caractéristique de milieux plus hydromorphes.

Par contre, les données lombriciennes « Formol + Tri Manuel » (FTM) ne présentent pas une structure spatiale, avec des variogrammes purement pépétiques : les espèces endogées qui composent

plus de 90 % des individus échantillonnés lors du tri manuel, ont des distributions hétérogènes en lien avec des facteurs pour l'instant indéterminés (par ex., hétérogénéité de la distribution de la MO issue des résidus de culture ? ...). Cette très forte dominance des endogés dans le peuplement lombricien FTM masque une distribution spatiale visible avec la seule information issue du prélèvement au formol (F).

Cette influence de l'hydromorphie sur le peuplement lombricien est confirmée, que ce soit sur les dispositifs expérimentaux de Rennes ou de Quimper :

- 1 - les valeurs d'abondance et de biomasse lombricienne apparaissent toujours significativement plus faibles en zone hydromorphe. **Les critères d'abondance et de biomasse apparaissent être de bons indicateurs de l'état d'hydromorphie d'un sol.**
- 2 - Certaines espèces apparaissent caractéristiques des sols sains : outre *Lumbricus terrestris*, une autre espèce anécique, *Nicodrilus giardi*, et la sous-espèce endogée *Allolobophora c. chlorotica albanica* (au contraire de Acct)

Ainsi, certaines espèces ou UTF rendent compte de la variabilité spatiale intra-parcellaire en liaison avec les conditions d'hydromorphie.

B.1.2 Critères physiques

La variabilité intra-parcellaire des critères physiques (§ A.3) nous a montré que :

- la distribution spatiale des vitesses d'infiltration n'est pas liée à la topographie, en ne montre pas de relation évidente avec la texture ou le degré d'hydromorphie du sol.
- la porosité grossière de galeries g montre une distribution inverse qui suit à peu près celle de l'hydromorphie de la parcelle (des porosités plus faibles à l'aval de la parcelle).
- la densité apparente varie peu, mais sa variabilité, même faible, est organisée dans l'espace, mettant en évidence **une corrélation négative significative entre les densités apparentes et le degré d'hydromorphie** : la zone plus hydromorphe du bas de parcelle est caractérisée par de faibles densités. Les profils culturaux confortent cette observation, avec une zone supérieure compacte de très faible épaisseur au bas de la parcelle.

Cette influence de l'hydromorphie sur la porosité est confirmée sur les dispositifs expérimentaux de Rennes et Quimper : la densité apparente est significativement inférieure dans les prairies hydromorphes de bas de versant que dans les prairies saines de haut de versant. Mais l'analyse morphologique des macropores a montré que cet accroissement de porosité totale s'accompagnait d'une réduction de la macroporosité (gros pores d'assemblage à Quimper, grosses fissures à Rennes), traduisant à l'échelle macroscopique une prise en masse du matériau. L'hydromorphie provoque donc une redistribution du spectre poral, augmentant la microporosité au dépens de la macroporosité.

² rédigé par D. Cluzeau, UMR Ecobio

Les gradients de conductivité hydraulique entre les hauts et bas de versants ont montré que l'hydromorphie influençait les transferts, notamment aux potentiels les plus proches de la saturation. Le rôle des macropores, et principalement celui des pores d'assemblage, est ici encore mis en évidence.

Les critères physiques présentent une variabilité spatiale en relation avec la contrainte hydromorphe du milieu, montrant une redistribution du spectre poral et une modification des conditions de transfert.

B.1.3 Relations entre ces critères

Ainsi, au sein d'une même parcelle, les paramètres pédologiques, morphologiques et hydriques montrent une variabilité spatiale très différente. Seule la variable **densité apparente** présente une structure d'organisation cohérente avec l'organisation de la couverture pédologique : sa variabilité est faible, et elle est bien corrélée au degré d'hydromorphie, lui-même organisé selon la topographie ; son usage déjà connu comme indicateur d'un niveau de compacité du sol est confirmé par nos travaux.

Il est intéressant de noter que des corrélations qui sembleraient pourtant évidentes, ne sont pas significatives : c'est le cas pour les trois variables « **infiltration, densité du sol et porosité** » ou pour les variables « **porosité et données lombriciennes** ». Pour le dernier cas, cette absence de corrélation peut s'expliquer par le fait que plusieurs vers peuvent utiliser les mêmes galeries. De plus, la porosité mesurée est une porosité de surface et n'est pas représentative de toutes les galeries présentes en profondeur et de leur inter-connexions.

Toutefois, en spatialisant l'information, des relations entre des variables apparaissent, ce qui n'était pas évident par l'étude du seul coefficient de corrélation.

Ainsi, l'analyse des cartes a mis en évidence les structures spatiales similaires des porosités fines et moyennes avec les densités à 3-8 cm. La **porosité g**, quant à elle, a plutôt une distribution qui suit celle de l'hydromorphie de la parcelle et **se rapproche de la distribution spatiale de l'espèce anécique *Lumbricus terrestris*** (espèce responsable des pores biologiques les plus grossiers) : la faible porosité grossière dans les zones hydromorphes est en relation avec la faible densité de ces lombriciens anéciques.

La présence ou non de résidus organiques à la surface du sol ne rend pas compte du peuplement lombricien présent dans la parcelle ; malgré les connaissances acquises par ailleurs (par ex., Peres *et al.* (1998)) montrant que des apports de matière organique permettent une augmentation du nombre de lombriciens, l'absence de corrélation dans notre étude peut s'expliquer par l'hypothèse suivante : la distribution fine des lombriciens observée à l'année n serait plutôt en relation avec la distribution du chaume ou des résidus organiques de l'année n-1 ou n-x.

En conclusion partielle sur ces approches à l'échelle parcellaire, ces absences de corrélation simple nous indiquent qu'une mesure simple de la variabilité d'un critère biologique des sols ne suffit pas à elle seule pour extrapoler et interpréter la variabilité d'un critère physique, et inversement. Cependant, certains critères utilisés permettent de mettre en évidence une variabilité intra-parcellaire, mais chacun ne

révélant qu'un aspect de la qualité physique et/ou biologique et/ou de l'interaction entre activités biologique et structure des sols.

B.1.4 Implications par des stratégies d'échantillonnage futures

Les variogrammes ont des portées relativement courtes, de l'ordre de 25 à 100 m selon les propriétés, ce qui montre qu'une approche cartographique fondée uniquement sur des mesures ponctuelles serait très exigeante en matière d'échantillonnage. Deux voies s'ouvrent dans ce cas:

- considérer la parcelle comme une entité unique caractérisée de façon globale. Une telle approche pourrait se justifier pour les densités apparentes qui apparaissent bien organisées sur l'ensemble de la parcelle;
- partager la parcelle en sous-ensembles plus homogènes du point de vue topographique, pédologique ou/et historique, ancien (parcellaire avant remembrement par ex.) et récent (répartition spatio-temporelle des pratiques culturales sur les 5 ou 10 dernières années).

L'observation des cartes, présentant fréquemment des structures le long du versant, suggère qu'une stratification topographique, ici fortement corrélée à l'hydromorphie des sols, est la plus efficace.

Néanmoins, de nombreuses variations spatiales observées n'ont aucune relation évidente avec des changements topographiques. L'effet d'autres déterminants assez clairement identifiables (ancien parcellaire, travail du sol) ou mal connus (variations de texture, de pH...) risque de ce fait, de limiter l'efficacité de la stratification topographique.

Enfin, il apparaît que des méthodes plus simples à mettre en œuvre, permettraient, par une augmentation du nombre de mesures, de mieux caractériser la variabilité spatiale de ces interactions entre structure et microbiologie, telles que :

- Caractérisation de la porosité biologique par photographie numérique *in situ*; cependant, cette méthode mériterait d'être développée en la calant mieux par rapport à des approches plus fines et en agrandissant la surface photographiée pour augmenter les effectifs des pores grossiers par image.
- Caractérisation des populations lombriciennes à l'aide du prélèvement formol (F) seul : il conviendrait pour cela de respecter différentes règles liées aux variations temporelles des activités lombriciennes (cf. encart ou annexe n°1). La caractérisation des peuplements se limiterait aux UEF (Unités Ecologiques Fonctionnelles) car elles sont faciles d'accès tant d'un point de vue logistique de terrain que d'un point de vue formation de l'utilisateur. Par contre, le critère UTF (Unités Taxonomiques Fonctionnelles) est nettement moins accessible, la détermination des espèces lombriciennes requérant une formation plus approfondie. Ce critère, malgré son grand intérêt et sa grande qualité d'information, ne pourra être utilisé, pour l'instant, que par la Recherche.

Ainsi, l'utilisation simultanée de critères physiques et microbiologiques est possible comme indicateurs de la nature hydromorphe d'un sol, mais nécessiterait toutefois un développement et une validation de l'approche sur un plus grand nombre de sols et de situations agronomiques.

B.2 Variabilité pédo-climatique régionale

B.2.1 Critères microbiologiques

En relation avec la structure hiérarchisée du fonctionnement des écosystèmes, les conditions pédo-climatiques de chacun des sites (engendrant des états organiques et texturaux caractéristiques) devraient participer à la mise en place d'un peuplement différent d'un contexte pédo-climatique à l'autre.

Cette hypothèse a été validée par cette étude des communautés lombriciennes qui a permis de mettre en évidence une différenciation entre les 2 contextes pédo-climatiques, que ce soit au niveau de la biomasse globale et de la composition spécifique associée ou non à l'âge-ratio. Par contre, les Unités Écologiques Fonctionnelles (qui intègrent le stade de développement des individus aux groupes écologiques) n'apparaissent pas discriminantes.

Ainsi, certaines espèces sont-elles caractéristiques d'un contexte pédo-climatique :

	Quimper	Rennes
Epigés	<i>Dendrobaena octaedra</i>	<i>Dendrobaena mammalis</i>
Anéciques	<i>Lumbricus friendi</i>	<i>Lumbricus terrestris</i> et <i>Nicodrilus giardi</i>
Endogés	<i>Aporrectodea c. trapezoides</i>	

De même, l'utilisation des UTF (Unités Taxonomiques Fonctionnelles), qui intègrent le stade de développement des individus aux espèces, permet de caractériser les deux contextes pédo-climatiques :

- **Quimper** caractérisé par *Lumbricus friendi* (Jv et Ad), *Lumbricus rubellus castenoides* (Jv et Ad), *Aporrectodea caliginosa trapezoides* (Ad), *Allolobophora c. chlorotica albanica* (Ad), *Aporrectodea l. longa* (Ad)
- **Rennes** caractérisé par *Allolobophora icterica* (Jv et Ad) et *Dendrobaena mammalis* (Ad), *Aporrectodea giardi* (Jv et Ad) et *Lumbricus terrestris* (Jv et Ad)

Ces différents critères microbiologiques peuvent donc être considérés comme des indicateurs pertinents des 2 contextes pédo-climatiques.

B.2.2 Critères physiques

Les sites de Rennes et Quimper présentent des différences parfois importantes de porosité. La porosité totale varie sensiblement d'un site à l'autre, avec une tendance pour une porosité plus

élevée à Rennes qu'à Quimper. Mais les différences essentielles concernent la macroporosité et sa partition en classes morphologiques :

- sous maïs, les sols de Rennes sont systématiquement moins macroporeux que ceux de Quimper, cette différence étant principalement due à la classe des gros pores d'assemblage (P4). Cette tendance se maintient, avec cependant des écarts plus faibles, dans les inter-rangs tassés. Les différences de texture et de teneur en matière organique entre les deux sites peuvent influencer la pérennité des structures biogéniques, notamment en cas de compaction mécanique.

- sous prairie les sols de Rennes sont plus macroporeux que ceux de Quimper, cet écart affectant ici deux classes de pores : les gros pores d'assemblage et les grosses fissures. Mais l'hydromorphie a moins d'effet à Quimper qu'à Rennes où elle se traduit par une prise en masse. Les différences de teneur en matière organique entre les deux sites jouent moins ici, sous prairie permanente, que sous monoculture de maïs, mais l'évolution des structures avec le degré d'hydromorphie montre que les pores d'assemblage y sont moins sensibles que les pores fissuraux.

L'ensemble des horizons semble donc montrer que la présence d'une porosité d'assemblage est favorisée par une forte teneur en matière organique, et qu'elle est moins sensible aux contraintes (compaction mécanique, hydromorphie) que d'autres formes de porosité. Cette porosité d'assemblage grossière (classe P4) confirme son rôle prédominant sur les transferts : une faible réduction de cette classe peut avoir plus de conséquences qu'une forte réduction de la porosité fissurale.

Les différences liées au contexte pédo-climatique modifient donc les critères physiques (composantes structurales et leurs conséquences sur les transferts). Le rôle d'une classe de pore avait été précédemment mis en évidence, on montre maintenant que son abondance est liée à une différenciation pédo-climatique essentiellement dépendante de la teneur en matière organique.

B.3 Stratégies d'échantillonnage des lombriciens et variations temporelles de leurs activités

Concernant les lombriciens, des travaux antérieurs³ ont permis de quantifier les variations temporelles induites par la technique d'échantillonnage des lombriciens au formol, qui risquent de masquer les processus spatiaux étudiés.

Nous en avons conclu qu'il convenait de se contraindre aux 5 étapes suivantes :

- Connaître au préalable des informations détaillées sur la parcelle inventoriée (pédologie, historiques culturaux, ancien parcellaire, ...)

³ **Cannavacciuolo Mario, 1998** : Biodiversité et structure spatiale de la faune lombricienne dans une prairie temporaire de l'ouest de la France - pp150 + annexes.

- Choisir la méthode de prélèvement conciliant les contraintes de temps et financières aux objectifs (Formol seul –F- ou accompagné d'un tri manuel –FTM-);
- Choisir la période de prélèvement (au cours de l'année et de la journée);
- Définir la surface minimale du quadrat de prélèvement (1 m²);
- Définir le nombre et la disposition de ces quadrats (min. 3 par zone « homogène »).

La résultante de ces 5 étapes aboutit à une méthodologie proposée⁴ pour l'étude du peuplement lombricien dans les agrosystèmes en zone tempérée. Nous voudrions ici juste préciser les variations temporelles des lombriciens et les conséquences en terme de stratégie d'échantillonnage.

B.3.1 Impact des variations nycthémérales

La composante temporelle résultant des variations nycthémérales du taux de capture des lombriciens, qui risque de masquer la composante spatiale de la distribution des lombriciens a été testée.

Afin d'évaluer la composante temporelle issue des variations nycthémérales du taux de capture des lombriciens (composante qui risque de masquer les processus spatiaux étudiés), 2 matrices de 100 quadrats ont été réalisées en quinconce, les séries du matin entourant les séries de l'après-midi

Les estimations des densités lombriciennes de l'après-midi sont supérieures à celles du matin pour le stade juvénile de *Aporrectodea giardi* et aussi pour *Aporrectodea caliginosa caliginosa* (juvénile). Hormis le stade juvénile de ces deux espèces, nos observations sont en opposition avec les travaux de KRET'ZSCHMAR (1989) : A partir de la technique de prélèvement au formol, l'estimation des densités de la majeure partie des espèces n'est pas affectée par une alternance des températures maximales entre l'air et le sol. Enfin, il apparaît dans notre étude que les variations nycthémérales du taux de capture des lombriciens sont négligeables par rapport aux fluctuations d'effectifs des espèces lombriciennes.

Ainsi, pour limiter ces effets nycthéméraux potentiels, il convient de prélever le matin ou l'après-midi, si et seulement si la température extérieure (sous abri) se situe entre 5°C et 17°C.

B.3.2 Impact des variations saisonnières

En pratiquant des prélèvements trop tôt à l'automne, nous avons été confrontés à des problèmes de diffusion du formol dans le sol en liaison avec une hétérogénéité de la réhumectation du sol : il s'est produit des flux de convection - diffusion du formol dans le sol du centre vers la périphérie avec le nombre de vers capturés diminuant du centre du quadrat vers la périphérie. Alors qu'au printemps, après une réhumectation générale des sols durant l'hiver, aucun effet directionnel n'a été

⁴ Cluzeau D, Cannavaciolo M et Peres G 1999 - Indicateurs microbiologiques des sols : les lombriciens - Méthode d'échantillonnage dans les agrosystèmes en zone tempérée. In *Euroviti 99, 12^{ème} Colloque Viticole et Oenologique* Nov 99, Montpellier (Eds. ITV France, Paris), pp. 25-38.

observé sur les lombriciens capturés. Si les prélèvements ne peuvent être réalisés au printemps, ces prélèvements devront être effectués après que les eaux de drainage aient recommencé à couler.

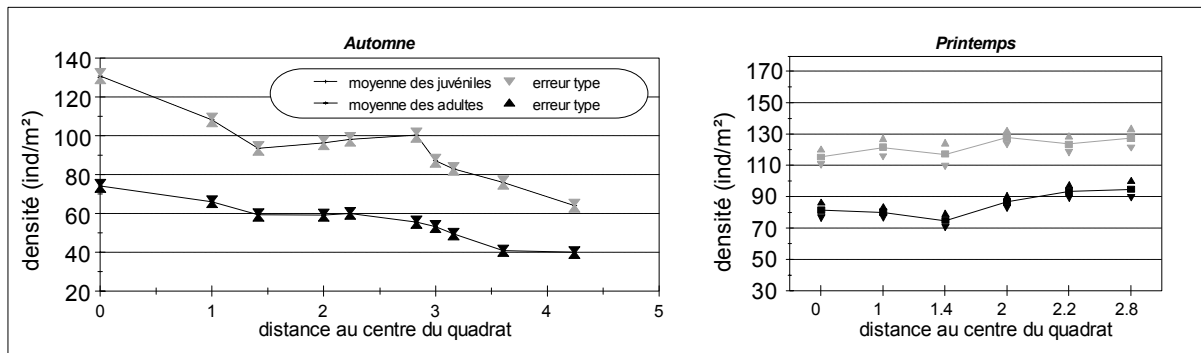


Figure 6. Densités lombriciennes moyennes par pixel en fonction de la distance des pixels au centre du quadrat

Ainsi, il conviendra, pour les suivis inter-annuels à court ou moyens termes, de faire les campagnes de prélèvements dès la fin des froids hivernaux, avant les premières sécheresses printanières.

C. SUIVI DE L'EVOLUTION DE LA QUALITE DES SOLS

Pendant le déroulement de ce programme de recherche, la France a décidé de se doter d'un réseau de surveillance des sols, le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS), dont la coordination est assurée par un GIS Sol, associé à l'INRA d'Orléans. L'idée de base est de compléter un réseau existant (RENECOFOR), dédié au suivi des sols forestiers, par une prise en compte des sols cultivés. Le choix a été fait de configurer ce réseau selon un quadrillage systématique de 16 km x 16 km et de repérer au sein d'une parcelle cultivée proche d'un nœud de ce quadrillage, un site de petite taille (1 are) faisant l'objet d'une caractérisation détaillée tous les cinq ans, selon un protocole clairement établi. Une analyse préalable (Arrouays et al., 2001)⁵ a montré qu'un tel réseau permettait de tenir compte de l'essentiel des types et de l'occupation des sols inventoriés au niveau national.

C.1 La prise en compte d'indicateurs physiques et biologiques

Dans sa version actuelle, ce réseau de surveillance ne prend en compte que des indicateurs chimiques, sa vocation première étant d'évaluer l'évolution des stocks et des flux d'éléments (C, P, ...) et de polluants potentiels.

Les résultats obtenus dans ce programme montrent que des indicateurs physiques et biologiques sont proches d'être opérationnels et pourraient être intégrés à court ou moyen terme dans le suivi pour évaluer les composantes de qualité physique et biologique des sols. Pour les indicateurs microbiologiques développés dans cette étude, les méthodes de prélèvement et de détermination apparaissent suffisamment

standardisées pour que leur intégration soit aisée ; les contraintes sont néanmoins de réaliser des campagnes d'échantillonnage dans des conditions spécifiques (saison, humidité et températures du sol) et également de disposer de suffisamment d'information sur les pratiques agricoles de la parcelle pour interpréter les variations mises en évidence. Pour les indicateurs physiques et microbiologiques, discutés en détail précédemment, les contraintes sont du même ordre mais s'y rajoutent des difficultés d'échantillonnage (nécessité de travailler sur des échantillons non remaniés, impossibilité de procéder à un échantillonnage composite pour intégrer la variabilité spatiale).

L'intégration de ces indicateurs dans le suivi apparaît de ce fait possible même si des développements méthodologiques restent nécessaires en particulier pour les critères physiques et microbiologiques ; ces développements pourront se faire dans des sites moins nombreux (sites « lourds », « Observatoire de Recherche en Environnement »), mais l'intégration dans le RMQS permettrait d'analyser l'influence du type de milieu sur ces indicateurs, dont on a montré dans le cas de l'Observatoire Lisier, qu'elle pouvait rester prépondérante, même après plus de trente ans d'épandages importants.

C.2 Le couplage avec d'autres sources d'informations et la modélisation

Quand on replace le Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (1 site pour 256 km²) dans le cadre des simulations de réseaux d'échantillonnage auxquelles nous avons procédé, on perçoit aisément qu'il s'agit d'une résolution d'échantillonnage très faible : l'évolution des sites retenus risque d'être peu représentative des paysages environnants ces sites, ce qui n'enlève rien au fait que ce réseau permette d'établir à l'échelle nationale une typologie des évolutions de qualité de sol.

Nous n'envisageons pas pour autant d'augmenter la densité d'échantillonnage d'un tel réseau, car il s'agit déjà d'un des réseaux les plus denses envisagés au niveau mondial (McKenzie et al., 2002) et que d'autre part nos approches de simulation conduisent à proposer des densités très élevées, de l'ordre d'un site pour 1 à 5 km², qui ne seraient pas réalistes à mettre en place et d'un coût prohibitif.

Deux pistes nous apparaissent plus prometteuses pour valider les évolutions mises en évidence sur le réseau de surveillance :

- **croiser les informations acquises sur le RMQS avec des synthèses statistiques d'analyses de terre** réalisées au cours de la période équivalente. L'idée est d'intégrer des sources d'information beaucoup plus nombreuses, quoique incomplètes dans leur évaluation de la qualité et sujettes à des biais de prélèvement. Un travail méthodologique portant sur l'utilisation robuste de telles données reste à mener, mais cette voie permettrait une comparaison entre deux approches indépendantes d'évaluation de tendances évolutives.

⁵ Arrouays D., Thorette J., Daroussin J., King D. 2001. Analyse de la représentativité de différentes configurations d'un réseau de surveillance des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 8(1) : 7-17.

- **utiliser des approches de simulation** comme celles développées dans ce projet pour modéliser des évolutions entre deux dates de suivi à partir d'enquêtes sur l'occupation des sols et l'évolution des pratiques agricoles. Il y aurait là un intérêt réciproque pour les approches de modélisation à trouver un support de validation et pour le suivi expérimental à avoir des hypothèses explicatives des tendances observées.

C.3 Le devenir de l'observatoire Lisier

L'intérêt essentiel de cet observatoire est un suivi de longue durée pour un ensemble de parcelles représentatives de la variabilité du milieu physique de l'ouest de la France et soumises, en conditions réelles, à des pratiques d'épandage au départ très diverses, à présent plus homogènes. Sa limite est de prendre en compte la seule qualité chimique des sols, et de disposer d'une connaissance approximative des pratiques effectives des agriculteurs : réponses incomplètes aux questionnaires d'enquêtes, absence de données sur la composition des lisiers épandus et imprécision sur les quantités. Par ailleurs, les concepteurs de ce réseau avaient prévu le suivi d'une surface importante de l'ordre de l'hectare, ce qui induit une variabilité intra-site importante, qui peut interférer avec la mise en évidence de tendances évolutives.

A l'avenir, ce réseau peut être valorisé de plusieurs façons :

- comme support d'études : biodisponibilité du phosphore, spéciation des éléments traces
- en tant que Réseau de surveillance : évolution des propriétés chimiques et si possible physiques et biologiques de parcelles soumises à des épandages,
- en tant que base de validation permettant de tester des indicateurs de qualité des sols, d'évaluer et valider des modèles

Nous proposons de poursuivre le réseau actuel en respectant la procédure d'origine pour conserver des possibilités de comparaison avec les données acquises au cours du temps. Mais il nous semble également nécessaire d'identifier un sous-ensemble de parcelles pour lequel les pratiques seraient consignées de façon plus fiable ; c'est sur ce sous-ensemble qui pourrait être constitué par les parcelles retenues dans l'étude de Lemercier (2001)⁶, qu'une caractérisation plus complète de la qualité des sols, intégrant des indicateurs physiques et biologiques, serait envisagé.

⁶ LEMERCIER, B. 2001 – Etude régionale de la variabilité d'indicateurs chimiques, physiques et biologiques de la qualité des sols en fonction du milieu et des épandages de lisier. *Mémoire du DAA Génie de l'Environnement, option Sol et Aménagement, en cours, 55 p. + annexes*

CONCLUSION

Ce programme de recherche avait une double ambition :

- identifier des indicateurs potentiels de la qualité des sols dans un contexte de sols limoneux acides, en mettant l'accent sur des indicateurs physiques et macro- et microbiologiques, peu pris en compte jusque là, et qui supposent avant leur utilisation en routine, une mise au point quant à leur condition de mesure et leurs principaux déterminants ;
- analyser aux échelles locale et régionale la variabilité spatiale de ces indicateurs pour analyser le poids respectif de facteurs de variation liés au milieu pédoclimatique ou à l'activité humaine (histoire agronomique, système de culture, itinéraire technique).

Afin de proposer des indicateurs de la qualité physique des sols, les facteurs de variation de paramètres caractéristiques de l'état structural des horizons de surface et de leur perméabilité ont été étudiés. Une analyse de la dynamique saisonnière de ces paramètres a été entreprise sur une large gamme de parcelles, de façon à prendre en compte l'effet des systèmes agricoles et du type de sol (aux échelles du versant et de la région). Une fraction de la macroporosité, **la porosité d'assemblage**, dont l'abondance est très sensible à ces facteurs de variation, apparaît être un bon indicateur à la fois du fonctionnement hydrique (transferts aux faibles potentiels) et de l'état structural, permettant d'identifier un nombre limité de processus déterminant la structure des horizons de surface sous l'action des facteurs mécaniques et biologiques.

La caractérisation des communautés lombriciennes dans les différents contextes agro-pédo-climatiques a par ailleurs confirmé le rôle **d'indicateur joué par les lombriciens**. La caractérisation du peuplement a permis de distinguer des critères originaux pertinents décrivant les communautés : le peuplement lombricien a été caractérisé i) par sa structure écologique fonctionnelle, couplant la catégorie écologique et le stade de développement de l'individu et définissant les Unités Ecologiques Fonctionnelles (UEF), et ii) par sa structure taxonomique fonctionnelle, couplant l'espèce et le stade de développement et définissant les Unités taxonomiques Fonctionnelles (UTF). Cette étude a aussi permis de mettre en évidence le lien existant entre l'abondance lombricienne et le nombre de pores observés sur un profil, confirmant ainsi **le rôle indicateur de la densité porale**.

Le couplage des indicateurs physiques et biologiques a été analysé dans un nombre limité de situations (l'horizon de surface de 3 parcelles dans un contexte pédoclimatique). Ce couplage a permis d'aboutir à une meilleure compréhension des processus d'évolution de la structure du sol : lorsque certains lombriciens sont présents, pour une même porosité totale, la porosité fonctionnelle est plus importante et la perméabilité est plus forte. L'analyse de l'état du peuplement lombricien couplé à l'analyse macromorphologique de la structure permet donc un meilleur diagnostic de la qualité du sol.

La variabilité spatiale des paramètres physiques et biologiques a été analysée à plusieurs niveaux (intra-parcellaire, échelle du versant, échelle régionale). Les critères microbiologiques (abondance et biomasse, espèces ou UTF), les paramètres structuraux (répartition de la porosité) et hydriques (transferts aux faibles potentiels) rendent compte de la variabilité au sein d'une parcelle ou d'un versant, en liaison avec les gradients d'hydromorphie. à l'échelle régionale, toutes les variables analysées rendent compte des gradients de teneur organique.

La qualité biologique des sols a également été appréhendée par la caractérisation au laboratoire de compartiments et d'activités biologiques, liés à la fertilité (biomasse microbienne, pool de matières organiques labiles, minéralisation du carbone et de l'azote, ...) et aux externalités (activités de dénitrification et potentialités des sols à émettre N₂O). Ces paramètres biologiques se sont avérés opérationnels et discriminants vis à vis des types de sol, du système de culture (monoculture, rotation, prairie) et des pratiques culturales (fertilisation minérale ou organique) étudiés. Néanmoins, ils sont soumis à de nombreuses sources de variation et l'interprétation et l'utilisation de telles mesures, nécessaires dans le cadre d'un observatoire de la qualité des sols, doit se faire au vu des caractérisations physico-chimiques des mêmes sols.

Une jeu partiel d'indicateurs physiques et biologiques, disponibles en début d'étude, a par ailleurs été acquis sur un ensemble de parcelles agricoles suivies depuis 30 ans dans le cadre de l'Observatoire Lisier du Finistère. La comparaison des différentes situations a **permis d'analyser l'influence du milieu (identifié par la texture des sols) et de la fertilisation organique (lisier) sur ces indicateurs potentiels de la qualité des sols**. Après 30 ans d'épandages massifs de lisier, l'effet du milieu est encore prépondérant sur les indicateurs concernant le fond géochimique, ainsi que les indicateurs physiques et biologiques. L'historique d'épandage détermine par contre les teneurs en éléments chimiques peu mobiles s'accumulant en proportion des apports d'effluents organiques. La persistance d'un tel effet « milieu », et l'accumulation préoccupante de phosphore, de cuivre et de zinc dans les sols montrent qu'on ne peut s'affranchir ni du contexte physique ni de l'histoire agronomique des sols pour en évaluer la qualité.

Enfin, une approche de modélisation spatio-temporelle des teneurs en carbone et en phosphore des sols a été développée permettant de simuler leur variation sur plusieurs décennies à l'échelle d'un paysage agricole, en ayant la possibilité de modifier les scénarios d'occupation et de gestion des sols. Cette approche combine une modélisation déterministe permettant de tenir compte de déterminants connus des teneurs (hydromorphie) et une modélisation stochastique visant à restituer des structures spatiales connues, mais dont les processus sous-jacents sont complexes. Le concept de pédopaysage virtuel, présentant des structures topographiques, pédologiques et de parcellaire, analogues à celles observées dans le contexte de sols limoneux acides du Massif armoricain, est proposé et son intérêt pour évaluer des réseaux de surveillance de la qualité des sols est illustré.

Ce programme propose donc un ensemble complémentaire de résultats, portant sur les indicateurs et leur pertinence, sur les échelles spatiales et temporelles sous-jacentes aux processus et à leurs

indicateurs, et sur la modélisation couplant la variabilité spatiale et temporelle. L'intégration de ces différents aspects reste en partie à faire ; néanmoins les nombreuses pistes ouvertes permettent d'envisager une analyse plus globale de la qualité des sols, intégrant les composantes biologiques et physiques.

BIBLIOGRAPHIE

Partie « Objectifs et contexte de l'étude »

- AFNOR, 1999 – Qualité des sols. 973 p.
- Andrews S.S., Mitchell J.P., Mancinelli R., Karlen D.L., Hartz T.K., Horwath W.R., Pettygrove G.S., Scow K.M., Munk D.S., 2002 – On-Farm Assessment of Soil Quality in California's Central Valley. *Agronomy Journal* 94 (1), 12-23.
- Ball B. C., Scott A., Parker J. P., 1999 – Field N₂O and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil and Tillage Research* 53, 29-39.
- Barros E., Curmi P., Hallaire V., Chauvel A., Lavelle P., 2001 – The role of macrofauna in the transformation and reversibility of soil structure of an oxisol in the process of forest to pasture conversion. *Geoderma* 100, 193-213.
- Brejda J. J., Moorman T. B., Karlen D. L., Dao T. H., 2000 – Identification of Regional Soil Quality Factors and Indicators: I. Central and Southern High Plains. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 2115-2124.
- Chan K.Y., Bowman A., Oates A., 2001 – Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Science* 166 (1), 61-67.
- Chaussod R., 1996 – La qualité biologique des sols : Evaluation et implications. *Etude et Gestion des sols* 3,4, 261-277.
- Cheverry C., Gascuel-Oudou C., 2002 – Les questions posées par la société française vis à vis des sols du territoire national. Essai de prospectives à l'horizon 2030. Communication à l'académie d'agriculture. *Doc. Interne, UMR Sol Agronomie Spatialisation, 9pp.*
- Coppenet M., Golven J., Simon J.C., Le Corre L., Le Roy M., 1993 – Evolution chimique des sols en exploitation d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie* 13, 77-83.
- Coppenet M., Golven J., Simon J.C., Le Corre L., Le Roy M., 1993. Evolution chimique des sols en exploitation d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*. 13:77-83.
- Curmi P., Walter C., Hallaire V., Gascuel-Oudou C., Widiatmaka, Taha A., Zida M., 1998. Les sols du bassin versant du Coët Dan : caractéristiques hydrodynamiques des volumes pédologiques. In C. Cheverry “ Agriculture intensive et qualité des eaux ”, pp 109-127. *INRA Editions, Science Update, Paris.*
- DATAR, 2001 – Schéma de services collectifs des espaces naturels et ruraux, 118pp.
- Doran J. W., Parkin B.P., 1994 – Defining and Assessing Soil Quality. In : Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. *Soil Sci. Soc. Am. J. Special Publication* 35, 3-21.
- Eghball B., 2002 – Soil Properties as Influenced By Phosphorus- and Nitrogen-Based Manure and Compost Applications. *Agronomy Journal*. 94, 128-135.
- Emmerling C., Udelhoven T., Schröder D., 2001 – Response of soil microbial biomass and activity to agricultural de-intensification over a 10 year period. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 2105-2114.
- Filip, Z., 2002 – Internatrional approach to assessing soil quality by ecological-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88, 169-174.
- Franzluebbers A.J., 2002 – Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66, 95-106.
- Gardi C., Tomaselli M., Parisi V., Petraglia A., Santini C., 2002 – Soil quality indicators and biodiversity in northern Italian permanent grasslands. *European Journal of Soil Biology* 38, 103-110.
- Krzic, M., Broersma K., Ballard R. F., Bomke A. A., 2001 – Soil quality of harvested and grazed forest cutblocks in Southern British Columbia. *Journal of Soil and Water Conservation* 56 (3), 192-197.
- Lahmar R., Ribaut J.P., 2001 – Sols et Sociétés. Regards pluriculturels. *Editions Charles Léopold Mayer, 218p.*
- Latour B., 1998 – Anthropologie des sciences. *Collection INRA, Paris.*
- Le Bayon R.C., Moreau S., Gascuel-Oudou C., Binet F., 2002 – Annual variations in earthworm surface-casting activity and soil transport by water runoff under a temperate maize agroecosystem. *Geoderma* 106, 121-135.
- Leleux A., Arousseau P., Roudaut A., 1998 – Synthèse cartographique régionale à partir de données d'analyses de terre. *Science du Sol* 26 (1), 29-40.
- Lützwow Van M., Leifeld J., Kainz M., Kögel-Knabner I., Munch J.C., 2002 –Indications for soil organic matter quality in soils under different management. *Geoderma* 105, 243-258.
- Perie C., Munson A.D., 2000 – Ten-Year Responses of Soil Quality and Conifer Growth to Silvicultural Treatments. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1815-1826.

- Sanchez-Maranon M., Soriano M., Delgado G., Delgado R., 2002 – Soil Quality in Mediterranean Mountain Environments: Effects of Land Use Change. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 948-956.
- Schipper L. A., Sparling G. P., 2000 – Performance of Soil Condition Indicators Across Taxonomic Groups and Land Uses. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 300-311.
- Scott N.A., Tate K.R., Giltrap D.J., Tattersall Smith C., Wilde R.H., Newsome P.F.J., Davis M.R., 2002 – Monitoring land-use change effects on soil carbon in New-Zealand : quantifying baseline soil carbon stocks. *Environmental Pollution* 116, S167-S186.
- Simon J.C., 1992. Les systèmes de culture fourragères à rotation rapide : nature des contraintes, effets cumulatifs. in "Un point sur ...les systèmes de culture", L. Combe et D. Picard Ed., éditions INRA, 111-126
- Singer M.J., Ewing S., 2000 – Soil Quality. In *Handbook of Soil Sciences*, CRPress p. G-271-G298.
- Tolbert V.R., Todd Jr D.E., Mann L.K., Jawdy C.M., Mays D .A., Malik R., Bandaranayake W., Houston A., Tyler D., Pettry D.E., 2002 – Changes in soil quality and below-ground carbon storage with conversion of traditional agricultural crop lands to bioenergy crop production. *Environmental Pollution* 116, S97-S106.
- Towers W., Hester A.J., Malcolm A., Stone D., Gray H., 2002 – The use of soil data in natural heritage planning and management. *Soil Use and Management* 18, 26-33.
- Vertes F., 1995 – Accumulation en phosphore et métaux lourds dans les sols d'exploitations d'élevage intensif en Bretagne occidentale. *Ingénieries, EAT, Spécial Rade Brest*, 45-50.
- Walter C. 2002 – Analyse spatiale des sols en vue de leur gestion précise et de leur surveillance. *Habilitation à Diriger des Recherches, Univ. Nancy I.*, 83 p.
- Walter C., & Curmi P., 1998 - Les sols du bassin versant du Coët Dan : organisation, variabilité spatiale et cartographie. In C. Cheverry, (éd.) *Agriculture intensive et qualité des eaux*, INRA, *Coll Science Update*, 85-105 + 4 p. fig. hors texte.
- Walter Ch., Schwartz Ch., Claudot B., Bouedo T., Aurousseau P. - 1997 - Synthèse nationale des analyses de terre. II. Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etude et Gestion des Sols*, vol. 4 (3), 205-220.
- Wick B., Kühne R.F., Vielhauer K., Vlek P.L.G., 2002 – Temporal variability of selected soil microbiological and biochemical indicators under different soil quality conditions in south-western Nigeria. *Biol. Fertil. Soils* 35, 155-167.

Partie « Actions de recherche »

A. Quels indicateurs de la qualité physique des sols ?

- Ankeny M.D., Ahmed M., Kaspar T.C. et Horton R. 1991. Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 467-470.
- Coquet Y., Boucher A., Labat C., Vachier P. et Roger-Estrade J. 2000. Caractérisation hydrodynamique des sols à l'aide de l'infiltromètre à disques : aspects théoriques et pratiques. *Etude et Gestion des Sols*, 7, 7-24.
- Ferrand C., 2001. Variabilité intraparcellaire de paramètres physiques et biologiques, indicateurs potentiels de la qualité des sols. Cas des sols limoneux acides du Massif Armoricaïn. *Mémoire DEA, INA-PG – ENSAR*, 22 p.
- Gautronneau Y. et Manichon H. 1987. Guide méthodologique du profil cultural, *CEREF/GEARA, Paris*.
- Heddadj D. et Gascuel-Oudoux C. 1999. Topographic and seasonal variations of unsaturated hydraulic conductivity as measured by tension disc infiltrimeters at the field scale. *European Journal of Soil Science*, 50, 275-283.
- Reynolds, W.D., et Elrick, D.E. 1991. Determination of hydraulic conductivity using a tension infiltrimeter. *Soil Science Society of America Journal*, 55, 633-639.
- Ringrose-Voase A.J. 1996. Measurement of soil macropore geometry by image analysis of sections through impregnated soil. *Plant and Soil*, 183, 27-47.
- Wooding R. A., 1968. Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resources Research*, 4, 1259-1273.

B. Quels indicateurs de l'état microbiologique des sols ?

- Alleto L., 2002 - Conséquences d'un arrêt du labour sur la fertilité physique, chimique et biologique d'un sol limoneux de Bretagne. *Mémoire de fin d'étude ENSAT*.
- Bachelier G., 1978 – La faune du sol, son Ecologie et son Action. *IDT n°38. ORSTOM, Paris pp. 391*.
- Bhatti HK, 1962. Experimental study of burrowing activities of earthworms. *Agri. Pakistan*, 13, 779-794.

- Binet F., 1993 – Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés. *Université de Rennes I*, 285 p.
- Bouché MB, 1972. Lombriciens de France. Ecologie et Systématique. *I.N.R.A. (Ann. Zool.-écol. anim. numéro hors série 72/2)*, Paris, p. 671.
- Bouché MB, 1982. Ecophysiologie des lombriciens : acquis récents et perspectives. In: *Proceedings of the VIII int. Colloquium of Soil Zoology. Le Brun et al (Editors). Ottignies - Louvain la Neuve*, pp 321-333.
- Bouché MB, 1984. Les vers de terre. *La recherche*, 156: 769-804
- Cluzeau D., Cannavacciuolo M., Péres G., 1999 – Indicateurs microbiologiques des sols : les lombriciens – Méthode d'échantillonnage dans les agrosystèmes en zone tempérée. In *12ème Colloque Viticole et Œnologique Ed. ITV Paris*, p 25-35v
- Cluzeau D., Lebouvier M., Trehen P., Bouché M.B., Badour C., & Perraud A. 1987 – Relation between earthworms and agricultural practices in the vineyards of Champagne. *Preliminary results. In A.M Bonvicini Pagliai and P. Omodeo (Ed.), On Earthworms. Select symposia and Monographs U.Z.I.,2, Mucchi, Modena. Rev : 465-484.*
- Descotes A., Moncomble D., Perraud A., Doledec A.F, Chaussod R., Cluzeau D. & Pérès G., 1998 - Programme VIII 2000 en Champagne : production intégrée et préservation de la qualité des terroirs viticoles. *Coll. Inter. ANPP 17ème conférence du COLUMA : journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes.*
- Edwards CA and Lofty JR, 1972. Biology of earthworms. *Chapman and Hall, LTD London*, p.283.
- El-Duweini A.K. & Ghabbour S.L., 1965 – population density and biomasse of earthworms in different types of Egyptian soils. *J. Appl. Ecol.*, 2:271-287
- Evans AC et Guild WJ Mc, 1948. Studies on the relationships between earthworm and soil fertility. I - Biological studies in the field. *Ann. Appl. Biol.*, 35, 1, 1-13.
- Gautronneau Y et Manichon H, 1988. Guide méthodique du profil cultural. *GEARA et CEREF Ed.*
- Guild WJMcL, 1948. The effect of soil type on the structure of earthworm populations. *Ann. appl. Biol.*, 35, 2, 181-192.
- Hénin S, Gras R et Monnier G, 1969. Le profil cultural (2ème édition)- *Masson Ed. Paris*
- Hopp H, 1947. The ecology of Earthworms in cropland. *Proc. Soil Sci. Amer.*, 12, 503-507.
- Kretschmar A., 1982 - Description des galeries de vers de terre et variation saisonnière des réseaux (observations en conditions naturelles). *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 19 :579-591
- Lee K.E. and Foster R.C, 1991- Soil fauna and soil structure. *Aust. J. Soil Res.*, 29:745-775
- Lee KE, 1985. Earthworms. Their ecology and relationships with soil and land use. *academic Press, Sydney*, p.411.
- Paoletti MG, Favretto M, Stinner BJ, Purrington FF and Bate JE, 1991. Invertebrates as bioindicators of soil use, *Agri., Ecos., and Env.*, 34: 341-362
- Pérès G., Cluzeau D., Curmi P. & Hallaire V., 1998 - Earthworm activity and soil structure changes due to organic enrichments in vineyard systems. *Biology & Fertility of Soils*, 27:417-424
- Pérès G., Rivière J.M, Curmi P., Prat P., Valleix S., Cluzeau D., 1998 - Integration of biological dimension to the agro-pedological diagnostic and spatial variability of this dimension. *6th International Symposium on Earthworm Ecology. Vigo, Espagne, September 1998. (communication affichée)*
- Phillipson J., Abel R., Steel J. & Woodel, S.R.J., 1976 – Earthworms and the factors governing their distribution in an english beechwood. *Pedobiologia*, 16 : 258-285
- Romans JCC et Robertson L, 1975. Some characteristics of the freely drained soils of the Ettrick association in East Scotland. *Geoderma*, 14, 4, 297-317.
- Tebrüge F., Düring R.A., 1999 – Reducing tillage intensity, a review of results from a long term study in Germany. *Soil & Tillage Research*, No. 53, pp 15-28.
- Van Rhee J.A et Nathans S, 1973 Ecological Aspects of earthworm populations in relation to weather conditions. *Rev. Ecol. Biol. Sol*, 10 4, 523-533.

C. Indicateurs microbiologiques des sols

- Bornand M. 1997. Connaissance et suivi de la Qualité des Sols en France. Etat des lieux. Enjeux. Besoins en données. Propositions pour une gestion raisonnée de la ressource sol. *Rapport d'expertise pour le Ministère de l'Environnement et l'Institut National de la Recherche Agronomique. INRA-Montpellier*, 176 p.
- Catroux G. 1981. Effect of animal manures on organic matter and nitrogen contents of soils – A short review. In : Nitrogen losses and surface run-off, *J.C. Brogan, Ed., ESCS, EEC, EAEC, Bruxelles – Luxembourg*, pp 349-366.

- Chaussod R. et Nouaïm R. 2001. Matières organiques et activités biologiques des sols cultivés : des indicateurs d'intérêt agronomique. *Perspectives Agricoles*, **272**, pp 46-48.
- Cheverry C. et Plet P. 1997. Les effluents d'élevage. In : *La qualité des sols et des productions agricoles, 3èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse de terre GEMAS-COMIFER, Blois 18-20/11/97, Thevenet & Riou, Eds., pp 227-239.*
- Coppenet M. 1980. Copper accumulation in Brittany soils through enriched pig slurry : phytotoxicity risk. In : *Copper in animal wastes and sewage sludge, Bordeaux 8-10/10/80, L'Hermite & Debandtschutter, Eds., Reidel Publ. Comp., pp 154-161.*
- Coppenet M., Golven J., Simon J.C., Le Corre L. et Le Roy M. 1993. Evolution chimique des sols en exploitation d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*, **13**, pp 77-83.
- Hénault C. et Germon J.C. 1995. Quantification de la dénitrification et des émissions de protoxyde d'azote (N₂O) dans les sols. *Agronomie*, **15**, pp 321-355.
- Hénault C., Chèneby D., Heurlier K., Garrido F., Perez S. et Germon J.C. 2001. Laboratory kinetics of soil denitrification are useful to discriminate soils with potentially high levels of N₂O emission on the field scale. *Agronomie*, **21**, pp 713-723.
- Hesterberg D., Bril J. and del Castillo P. 1993. Thermodynamic modelling of zinc, cadmium, and copper solubilities in a manured, acidic loamy-sand topsoil. *J. Envir. Qual.*, **22**, pp 681-688.
- Jarrige G. 2000. Activité de la microflore des sols limoneux acides. Rôle indirect des processus microbiens sur la mobilité des éléments-traces. *D.A.A. Génie de l'Environnement, Rennes*, 29 p.
- Lemercier B. 2001. Etude régionale de la variabilité d'indicateurs chimiques, physiques et biologiques de la qualité des sols en fonction du milieu et des épandages de lisier. *D.A.A. Génie de l'Environnement, Rennes*, 57 p.
- Mol G., Vriend S.P. and van Gaans P.F.M., 1998. Future trends, detectable by soil monitoring networks ? *J. Geochem. Explor.*, **62**, 61-66.
- Munier-Lamy C., Adrian P. and Berthelin J. 1991. Fate of organo-heavy metal complexes of sludges from domestic wastes in soils : a simplified modelization. *Toxicol. Environ. Chem.*, **31-32**, pp 527-538.
- Sauerbeck D. 1987. Effects of agricultural practices on the physical, chemical and biological properties of soils : Part II – Use of sewage sludge and agricultural wastes. *In : Scientific basis for soil protection in the European Community, Barth & L'Hermite, Eds, Elsevier Applied Science, pp 181-210.*
- Vertès F. 1995. Accumulation en phosphore et métaux lourds dans les sols d'exploitations d'élevage intensif en Bretagne occidentale. *Ingénieries, EAT, Spécial Rade de Brest*, pp 45-50.

D. Variabilité régionale et observatoire de la qualité des sols

- Baize D., 2000. Teneurs totales en "métaux lourds" dans les sols français. Résultats généraux du programme ASPITET. *Le courrier de l'environnement*. n°39.
- Chambre d'Agriculture de Bretagne, INRA, 1992. Méthode tarière, Massif armoricain, Caractérisation des sols. 21 p.
- Coppenet M., Golven J., Simon J.C., Le Corre L., Le Roy M., 1993. Evolution chimique des sols en exploitation d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie*. 13:77-83.
- Duval L., 1994. Caractéristiques des limons de la Bretagne Occidentale. *Penn ar Bed*. 152:32-38.
- Musy A., Soutter M., 1991. Physique du sol. *Coll. Gérer l'environnement. Presses polytechniques et universitaires romandes*. 335p.
- Numéro spécial "Qualité des sols", 1996. *Etude et Gestion des sols* 3 (4).
- Vertès F., 1995. Accumulation en phosphore et métaux lourds dans les sols d'exploitations d'élevage intensif en Bretagne occidentale. *Ingénieries-EAT. Spécial Rade de Brest*. P 45-50.
- Walter C., Schwartz C., Claudot B., Bouedo Th., Arousseau P., 1997. Synthèse nationale des analyses de terre réalisées entre 1990 et 1994. II. Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etude et Gestion des Sols*. 3 (4):205-219
- Simon et al., 1992, Les systèmes de cultures fourragères à rotation rapide. *in Un point sur ... les systèmes de culture*, 111-126
- Vertès F., Walter, C. JC Simon et M. Le Roy, 2001. Long term evolution of soil C and N content according to soil type, land use and organic fertilisation practices. *in Actes du colloque 11th Nitrogen Workshop, Reims 9-12 sept, Book of abstracts*, 373-374

E. Modélisation spatio-temporelle en vue de la surveillance des sols

- Addiscott, T.M., and R.J. Wagenet. 1985. Concepts of solute leaching in soils: A review of modeling approaches. *J. Soil Sci.* 36:411-424.
- Arrouays, D., W. Deslais, and V. Badeau. 2001. The carbon content and its geographical distribution in France. *Soil Use Manage.* 17:7-11.
- Balabane, M., and J. Balesdent. 1995. Medium term transformations of organic nitrogen in a cultivated soil. *European J. Soil Sci.* 46:497-505.
- Baldock, J.A., and P.N. Nelson. 2000. Soil organic matter, p. B25-B84. In M.E. Sumner (ed.), *Handb. of Soil Sci.*, CRC Press, Boca Rato, FL.
- Balesdent, J. 1996. Un point sur l'évolution des réserves organiques des sols en France. *Étude et Gestion des Sols* 3:245-60.
- Bernoux M., C.C. Cerri, C. Neill, and J.F.L. Moraes. 1998. The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma* 82:43-58.
- Bueso, M.C., J.M. Angulo, and F.J. Alonso. 1998. A state-space model approach to optimum spatial sampling design based on entropy. *Environ. Ecol. Stat.* 5:29-44.
- Chaplot, V., M. Bernoux, C. Walter, P. Curmi, and U. Herpin. 2001. Soil carbon storage prediction in temperate hydromorphic soils by using morphologic index and Digital Elevation Model. *Soil Sci.* 166:48-60.
- Chaplot, V., C. Walter, and P. Curmi. 2000. Improving soil hydromorphy prediction according to DEM resolution and available pedological data. *Geoderma* 97:405-422.
- Chauvet T. 2000 – Approche par simulation de stratégies de surveillance de la qualité des sols. *Mémoire de DAA ENSAR Traitement de l'Information Spatiale*, 51 p. + annexes
- Collins, H. P., E.T.Elliot, K. Paustian, L.G. Bundy, W.A. Dick, D.R. Huggins, A.J.M. Smucker, and E.A. Paul. 2000. Soil carbon pools and fluxes in the long-term corn belt agroecosystems. *Soil Biol. Biochem.* 32:157-168.
- Coppenet, M., J. Golven, J.C. Simon, L. Le Corre, and M. Le Roy. 1993. Evolution chimique des sols en exploitation d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie* 13:77-83.
- Cressie, N.A.C. 1991. Statistics for Spatial Data, *Wiley, J. and Sons, éditeurs.* 899 pp.
- Deutsch, C.V., and A.G. Journel. 1998. GSLIB, Geostatistical software library and user's guide. *Second Edition.* Oxford University Press, New York.
- Goovaerts, P. 1997. Geostatistics for natural resources evaluation. *Oxford Univ. Press, New York.*
- Goovaerts, P. 2000. Estimation or simulation of soil properties? An optimisation problem with conflicting criteria. *Geoderma* 97:165-186.
- Hauhs, M. 1990. Ecosystem modelling : science or technology ? *J. Hydrol.* 116:25-33.
- Henin, S., and M. Dupuis. 1945. Essai de bilan de la matière organique des sols. *Ann. Agron.* 15:161-72.
- Hyriakidis, P.C., and A.G. Journel. 1999. Geostatistical space-time models: A review. *Math. Geol.* 31:651-684.
- Ibañez, J.J., S. De Alba, F.F. Bermudez, and A. Garcia Alvarez. 1995. Pedodiversity: Concepts and measures. *Catena* 24:215-232.
- Jolivet, C., D. Arrouays, F. Andreux, and J. Leveque. 1997. Soil organic carbon dynamics in cleared temperate forest spodosols converted to maize cropping. *Plant Soil.* 191 2:225-231.
- Liu, J., and P.S. Ashton. 1998. FORMOSAIC : An individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaic. *Ecol. Modell.* 106:177-200.
- Loll, P., and P. Modrup. 2000. Stochastic analyses of field-scale pesticide leaching risk as influenced by spatial variability in physical and biochemical parameters. *Water Resour. Res.* 36:959-970.
- McBratney, A.B., B.M. Whelan, D.J.J. Walwoort, and B. Minasny. 1999. A purposive sampling scheme for precision agriculture. p. 101 – 111 In J. V. Stafford. (ed.) *Precision Agriculture'99. 2nd European Conference on Precision Agriculture, Odense Congress Centre, Denmark.*
- McKenzie N., Henderson B., McDonald W. 2002 – Monitoring Soil Change. Principles and practices for Australian Conditions. *CSIRO Land and Water, Technical report 18/02, 112p.*
- Mol, G., S.P. Vriend, and P.F.M. Van Gaans. 1998. Future trends, detectable by soil monitoring networks ? *J. Geochemical Exploration* 62:61-66.
- Molina, J.A.E., and P. Smith. 1998. Modeling carbon and nitrogen processes in soils. *Adv. in Agron.*, 62:253-298.
- Nieder, R., and J. Richter. 2000. C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970 to 1998. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163:65-72.

- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilisation and degradation of soil structure. *Geoderma* 56:377-400.
- Papritz, A., and R. Webster. 1995. Estimating temporal change in soil monitoring. *European J. Soil Sci.* 46:1-27.
- Philip, J.R. 1991. Soils, natural science, and models. *Soil Sci.* 151:91-98.
- Remy, J.C., and A. Marin-Lafèche. 1974. L'analyse de terre : Réalisation d'un programme d'interprétation automatique. *Ann. Agron.* 25:607-632.
- Six, J., E.T. Elliott, and K. Paustian. 1999. Aggregate and Soil Organic Matter Dynamics under Conventional and No-Tillage Systems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1350-1358.
- Smith, P., D.S. Powlson, M.J. Glendining, and J.O. Smith. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Global Change Biol.* 3:67-79.
- Stevenson, H.J. 1994. Humus chemistry. Genesis, composition, reactions. 2Ed. *John Wiley and Sons, New York.*
- Torcal, F., A.M. Posadas, M. Chica, and I. Serrano. 1999. Application of conditional geostatistical simulation to calculate the probability of occurrence of earthquakes belonging to a seismic series. *Geophys. J. Int.* 139:703-725.
- Van Groenigen, J.W., and A. Stein. 1998. Constrained optimization of spatial sampling using continuous simulated annealing. *J. Environ. Qual.* 27:1078-1086.
- Viscarra Rossel, R.A., P. Goovaerts, and A.B. McBratney. 2001. Assessment of the production and economic risks of site-specific liming using geostatistical uncertainty modelling. *Environmetrics.* 12:699-711.
- Walter, C. 1990. Estimation de propriétés du sol et quantification de leur variabilité à moyenne échelle : cartographie pédologique et géostatistique sur un secteur du sud de l'Ille-et-Vilaine (France). *PhD thesis, University Paris 6.* 175 p.
- Walter, C., C. Schwartz, B. Claudot, T. Bouedo, and P. Arousseau. 1997. Synthèse nationale des analyses de terre. II. Descriptions statistique et cartographique de la variabilité des horizons de surface des sols cultivés. *Etude et Gestion des Sols, vol. 3:205-219.*
- Wilson, J.P., and J.C. Gallant. 2000. Terrain analysis. Principles and applications. *John Wiley & sons, 479 p.*

VALORISATION, PUBLICATIONS, CONGRES, TRANSFERT

A ARTICLES

- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., PERES G., CLUZEAU D. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. Submitted to CATENA, accepted with moderate corrections.
- WALTER, C., VISCARRA-ROSSEL, R., MC BRATNEY. Simulation of topsoil organic carbon evolution at the landscape scale. Soumis à Soil Science Society of American Journal (moderate revision).

B THESES

- LAMANDE M. - Effet des pratiques culturales et de l'activité lombricienne sur la structure et les propriétés hydrodynamiques du sol. *Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes (soutenance en décembre 2002).*
- PERES G - Identification et quantification in situ des interactions entre la diversité lombricienne et la macro-bioporosité dans le contexte polyculture breton. Influence sur le fonctionnement hydrodynamique du sol. *Thèse de l'Université Rennes I (soutenance prévue en décembre 2002)*

C MEMOIRES D'ETUDIANTS

- CHAUVET T. 2000 – Approche par simulation de stratégies de surveillance de la qualité des sols. Mémoire de DAA ENSAR Traitement de l'Information Spatiale, 51 p. + annexes
- DAMBREVILLE C. 2002. Fonctionnement de la dénitrification dans les sols soumis à des épandages d'effluents d'élevage. DEA National de Science du Sol. INRA Dijon 24 p.
- FERRAND C., 2001. Variabilité intraparcellaire de paramètres physiques et biologiques, indicateurs potentiels de la qualité des sols. Cas des sols limoneux acides du Massif Armoricaïn. DEA National de Science du Sol, INA-PG, ENSAR, 22 p.
- JARRIGE G. 2000. Activité de la microflore des sols limoneux acides. Rôle indirect des processus microbiens sur la mobilité des éléments-traces. D.A.A. Génie de l'Environnement, Rennes, 29 p.
- LEMERCIER, B. 2001 – Etude régionale de la variabilité d'indicateurs chimiques, physiques et biologiques de la qualité des sols en fonction du milieu et des épandages de lisier. Mémoire du DAA Génie de l'Environnement, option Sol et Aménagement, en cours, 55 p. + annexes

D PARTICIPATIONS A DES COLLOQUES

D.1 Colloques internationaux

- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., PERES G., CLUZEAU D., 2002. Pore space morphology related to agricultural management and biological activity :consequences on near-saturated infiltration. 17th World Congress of Soil Science, Bangkok, 14-21 August 2002, Thailand.
- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., PERES G., CLUZEAU D., 2001. Structural Features induced by agricultural management and earthworm activity and their effect on near-saturated infiltration. International Working Meeting on Micropedology, Ghent, 9-13 July 2001, Belgium.
- PERES G., LAMANDE M., CLUZEAU D., MARMONIER P., HALLAIRE V., CURMI P., 2002. Modifications of the interactions between earthworms biodiversity and macroporosity related to agricultural practices and pedo-climates conditions. Influence on the hydrodynamic properties. 7th International Symposium on Earthworm Ecology, Cardiff, September 2002.
- PÉRÈS G., CLUZEAU D., MARMONIER P., CURMI P. , HALLAIRE V. 2000 - Relevance of the biological macroporosity as estimation tool of the earthworm activity in situ . International Colloquium of Soil Zoologie. Cesque Budoviche, république Tchèque, Août 2000 (communication affichée)
- VERTES F., WALTER C., SIMON J.C., LE ROY M. 2001 - Long term evolution of soil C and N content according to soil type, land use and organic fertilisation practices. 11th International Nitrogen Workshop, Reims, 9-12 September 2001.
- WALTER C., VISCARRA ROSSEL R.A., MCBRATNEY A.B., CHAUVET T. 2001 - Spatio-temporal simulation of soil organic matter at landscape scale. 11th International Nitrogen Workshop, Reims, 9-12 September 2001.
- WALTER, C., VISCARRA ROSSEL, R., McBRATNEY, A.B., 2002 – A spatio-temporal simulation approach of organic carbon at landscape scale. Proceedings of the 17th World Congress of Soil Science; Bangkok 2002/08/14-21 . Symposium 2 “Landscape scale research: methodology, concepts and consequences for soil and water quality”, 13 p.

D.2 Colloques nationaux

- HALLAIRE V., CLUZEAU D., LAVELLE P., 2002. Identification et caractérisation des structures d'origine biologique dans les sols naturels. *Communication à la 25ème journée de la Section Française de la Société Internationale de Stéréologie, Paris, 7 février 2002.*
- HALLAIRE V., LAMANDE M., HEDDADJ D. Modifications structurales des couches de surface induites par les pratiques culturales en milieu agricole intensif. *Journées Nationales pour l'Etude des Sols, AFES, Orléans, 22-24 octobre 2002.*

- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., 2002. Utilisation de l'analyse d'image 2D pour l'étude de la morphologie de la mésoporosité d'un sol. *Communication à la 25ème journée de la Section Française de la Société Internationale de Stéréologie, Paris, 7 février 2002.*
- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., PERES G., CLUZEAU D., 2001. Effet des pratiques culturales et de l'activité lombricienne sur la structure du sol et ses propriétés d'infiltration. *26èmes journées scientifiques du GFHN, Vaulx-en-Velin, France, 27-28 novembre 2001.*
- LAMANDÉ M., HALLAIRE V., CURMI P., WALTER C., 2002. Une analyse morphologique de la porosité permet-elle d'estimer des propriétés hydriques du sol ? *Forum Qualité des sols, Ministère de l'Environnement, Paris, 15-16 mai 2002.*
- PERES G., CLUZEAU D., BELLIDO A., 2002, MARMONIER P., 2002. A la recherche de nouveaux indicateurs de l'état macro-biologique des sols. Forum Qualité des sols, Ministère de l'Environnement – AFES, Paris, France, 15-16 mai 2002 (communication affichée)
- PERES G., CLUZEAU D., BELLIDO A., 2002. Les lombriciens : groupe de réponse pertinent à diverses pressions anthropiques. Journées d'Ecologie Fonctionnelle, Gourdon, 4-8 mars 2002 (communication affichée).
- PERES G., LAMANDE M., CLUZEAU D., MARMONIER P., HALLAIRE V., CURMI P., 2001. Interactions entre biodiversité lombricienne et structure du sol en fonction des pratiques culturales. Journée AFES, Rennes, France, 20 décembre 2001 (communication affichée)
- TESSIER D., HALLAIRE V., 2002. Quels nouveaux critères pour la qualité des sols ? Forum « Qualité des sols », Paris, 15-16 mai 2002
- WALTER C., CHAUSSOD R., CLUZEAU D., HALLAIRE V., LAMANDE M., PERES G., VERTES F. 2002 - Variabilité spatiale de critères de la qualité des sols. Forum Qualité des Sols, Ministère de l'Environnement – AFES, 15-16 mai 2002.

D.3 VALORISATION

- LEMERCIER B., VERTES, F., WALTER, C. 2002 - Evaluation de la qualité des sols après plusieurs décennies d'épandages intensifs de lisier - Influence du milieu et de la dose de lisier épandu. Perspectives Agricoles, à paraître.