



Institut National Polytechnique de Lorraine
Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie
et des Industries Alimentaires
Laboratoire Sols et Environnement, UMR 1120
Domaine Expérimental de la Bouzule
INPL(ENSAIA)/INRA
2, avenue de la Forêt de Haye, BP 172
54505 Vandœuvre-lès-Nancy
Tél : 03 83 59 58 54
Fax : 03 83 59 57 91

Groupe IRH Environnement
Service Impact sur les Milieux

11 bis, rue Gabriel Péri, BP 286
54515 Vandœuvre-lès-Nancy
Tél : 03 83 50 36 08
Fax : 03 83 50 36 99

Programme de recherches

« IMPACT A LONG TERME DE L'EPANDAGE DE DECHETS EN AGROSYSTEME »

« LONG TERM EFFECT OF THE USE OF WASTES IN AGRICULTURE »

-

Rapport final

Juillet 2006

Laboratoire Sols et Environnement, INPL(ENSAIA)/INRA

Christophe SCHWARTZ, Geoffroy SERE, Louis FLORENTIN, Jean Louis MOREL

Collaboration Technique

Jean-Claude BEGIN, Bernard COLIN, Stéphane COLIN, Alain RAKOTO

IRH Environnement - Service Impact sur les Milieux

Anne-Marie CHARISSOU, Marie-José JOURDAIN

Collaboration Technique

Aurélie DEMANGE

Domaine Expérimental de la Bouzule, INPL(ENSAIA)

Henri Philippe GUIMONT

Contrat ADEME :	n°0375C0006
Date du contrat :	03.05.05
Durée de l'étude :	15 mois
Responsable ADEME :	Fabienne DAVID, Département Gestion Biologique et Sols Direction Déchets et Sols
Confidentialité :	Non

Résumé

Le programme de recherche initié par l'ADEME en 1996, intitulé "Evaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation de déchets en agriculture" se poursuit jusqu'en 2006 à l'initiative du Laboratoire Sols et Environnement (ENSAIA-INPL/INRA, UMR 1120) et du Service Impact sur les Milieux (IRH Environnement), avec le soutien de l'ADEME, de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, de la Communauté Urbaine du Grand Nancy, du Conseil Général du Bas-Rhin, de l'INRA et du Ministère en charge de l'Environnement (GESSOL). Il s'agit d'évaluer les risques de transfert des polluants issus des déchets vers le sol, les eaux, les végétaux et la chaîne alimentaire dans un cadre proche des pratiques réglementaires actuelles. En parallèle à l'acquisition de connaissances sur la dynamique des polluants dans le système sol-eau-plante, l'objectif finalisé est alors d'apporter des éléments factuels aux législateurs, aux gestionnaires, à la profession agricole et aux citoyens pour leur permettre de décider avec raison de l'avenir de cette filière.

Le dispositif expérimental de terrain est constitué de 40 parcelles de 40 m² disposées en 4 blocs. Dans le cadre d'un plan d'épandage réglementaire, les quantités de boues à épandre seraient calculées en tenant compte des besoins agronomiques des cultures. Néanmoins, dans notre cas, les différents déchets et produits dérivés ont été appliqués quatre années à une dose uniforme de 10 t.ha⁻¹.an⁻¹, soit l'équivalent de 1,3 fois la dose réglementairement tolérée sur 10 ans. Ce choix est justifié par la très forte variabilité de fertilité des déchets qui aurait entraîné des doses d'apport très contrastées. Pour éviter les carences nutritionnelles et n'observer que d'éventuels effets toxiques sur les végétaux, une fertilisation minérale uniforme est appliquée à toutes les parcelles. L'itinéraire technique réalisé depuis 1997 et jusqu'en 2004 correspond à des pratiques agricoles classiques.

Les effets agronomiques de l'apport des différents déchets et produits dérivés (fertilité des sols, rendements et qualité des cultures) sont suivis après chaque épandage et à chaque récolte. Aucune carence nutritive n'a été observée sur les plantes de grande culture (colza, blé, maïs). Pour certains déchets (boue urbaine liquide et déshydratée) il y a une accumulation d'azote et de phosphore assimilable dans la terre de surface. Dans ce cas, les rendements du colza et du blé sont, en tendance, supérieurs aux rendements obtenus avec une fertilisation minérale optimisée. Néanmoins, des effets ont été mesurés sur la qualité des récoltes (teneurs en protéines, lipides et glucosinolates des graines de colza, qualité boulangère de la farine de blé, valeur nutritionnelle de l'ensilage de maïs). Par exemple, la surfertilisation azotée induite par les apports de boues urbaines entraîne des phénomènes de verse chez le colza et diminue la teneur en huile au profit de la teneur en protéines.

L'étude comporte l'acquisition de connaissances sur le devenir des polluants minéraux et organiques (mobilité, biodisponibilité, transferts) et de leurs effets sur le système sol-eau-plante. Ainsi, les flux de polluants vers les végétaux, leur accumulation et leur transfert vers les horizons profonds du profil de sol et les eaux souterraines sont mesurés. Il n'y a pas d'augmentation significative des teneurs en éléments en traces totaux dans les sols, quels que soient les déchets ou compost épandus. Pour l'ensemble des éléments dosés, les concentrations des métaux dans les sols après quatre années d'épandage (neuf cultures successives) sont entre deux et dix fois inférieures aux teneurs limites réglementaires. Dans ces conditions, les épandages cumulés induisent une augmentation de 3 à 33 % des métaux totaux en fonction du déchet ou compost épandus, les valeurs les plus élevées s'expliquant par des teneurs initiales en certains métaux très faibles dans le sol. La concentration en polluants dans les déchets et composts ne renseigne pas à elle seule sur les quantités apportées aux sols. Il convient de signaler que l'apport d'engrais participe également à l'augmentation des stocks d'éléments en traces dans les sols.

Les concentrations en éléments en traces dans les végétaux récoltés sont comparables quelles que soient la culture et le traitement. De plus, la comparaison des concentrations en métaux dans les grains

issus des différents traitements et des parcelles témoins ne met pas en évidence de différences significatives. Tous les éléments en traces dosés dans les grains de blé et de colza présentent des teneurs inférieures aux seuils de phytotoxicité et aux propositions de valeurs limites dans les aliments du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. La très faible exportation des métaux par les récoltes est expliquée par la biodisponibilité réduite des polluants apportés par les déchets et composts. Pour estimer cette biodisponibilité nous avons mis en œuvre des extractions chimiques (pour le cadmium, le nickel, le cuivre, le plomb et le zinc) et des méthodes de dilution isotopique (pour le cadmium et le nickel). Ainsi, par exemple, les teneurs en cadmium extractibles à l'eau des sols restent systématiquement inférieures à 1 % des teneurs totales et diminuent au cours du temps, après arrêt des épandages. Les flux de polluants dans le système sol-plante sont obtenus en multipliant leurs concentrations par les quantités apportées. Pour des oligo-éléments comme le cuivre et le zinc les concentrations mesurées dans les grains sont supérieures aux seuils de carence et les concentrations en éléments métalliques non essentiels sont inférieures aux seuils de toxicité.

La réglementation demande, en complément, le suivi de trois HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et de sept PCB (polychlorobiphényles ou hydrocarbures polycycliques aromatiques chlorés) dans les sols. Ces substances ont été choisies en raison de leur résistance à la dégradation et de leur persistance relative. Dans les sols et les végétaux issus des 40 parcelles, les concentrations en polluants organiques sont très faibles et proches des limites de détection quel que soit le traitement. Ces teneurs diminuent également avec le temps, après arrêt des épandages. Le calcul des intrants peut également être complété par celui des exportations vers les plantes et via les eaux gravitaires. Ces bilans restent à compléter pour les derniers mois de prélèvements d'eaux de drainage. Ces éléments font actuellement l'objet d'investigations complémentaires dont les premiers résultats sont donnés dans ce rapport.

Des tests de toxicité sont réalisés sur les déchets avant épandages, sur des échantillons de terre collectés avant et après épandage et sur des eaux gravitaires collectées après des épisodes pluvieux significatifs. Les tests biologiques de toxicité utilisés (batterie : Daphnies, Algues, Microtox®) permettent d'intégrer l'impact de l'ensemble des polluants contenus dans une matrice solide et/ou son éluat et dans une solution (eaux gravitaires). Les éluats obtenus à partir des composts de boue urbaine, de la boue industrielle de papeterie et des cendres de combustion ne sont pas ou peu toxiques alors que ceux générés par la boue liquide ou déshydratée et les composts d'ordures ménagères présentent une toxicité. Ces effets, constatés au laboratoire, ont été comparés aux effets *in situ*. Les éluats issus des échantillons de terre collectés avant et après épandage des déchets ont été soumis aux mêmes tests biologiques. Aucune toxicité n'a été mesurée après épandage, quel que soit le déchet. Les tests de toxicité conduits au laboratoire permettent de mettre en évidence le danger toxique potentiel des échantillons, sans tenir compte des caractéristiques réelles de l'épandage (type de sol réceptacle, taux de dilution du déchet dans le sol). Lors des essais en laboratoire sur matrices pures et mélanges terre-déchet réalisés lors de précédents contrats avec l'ADEME, une toxicité limitée des matrices pures épandues a été révélée durant ces 5 dernières années d'études. Cette innocuité des matrices sur les organismes étudiés était pressentie déjà avec les faibles teneurs en polluants minéraux et organiques dosées dans les sols. Les résultats concernant la toxicité à court terme (test Daphnies 24 heures et test Microtox®) ne mettent pas en évidence pas de toxicité pour les eaux gravitaires.

L'originalité du projet repose sur (i) la comparaison *in situ* et à long terme entre pratiques agricoles classiques et apports de déchets, (ii) la complémentarité des approches de laboratoire et de terrain à l'échelle du dispositif expérimental, (iii) les effets de l'épandage de déchets sur la contamination des végétaux et sur la qualité technique des produits transformés et (iiii) l'approche prédictive du risque associant biotests, méthodes chimiques et méthodes isotopiques. L'objectif général est d'une part, de disposer de recul pour l'évaluation du risque des épandages de déchets et produits dérivés, et, d'autre part, de contribuer au développement et à la validation d'outils de diagnostic et de prédiction pour évaluer le devenir des polluants. Ces résultats ont pour objectif finalisé de répondre aux questions

posées par les acteurs de la filière concernant l'impact à long terme de la valorisation agricole des déchets sur la qualité des sols et la dissémination des polluants vers la chaîne alimentaire.

En l'absence d'impacts environnementaux observés à court et moyen termes, il ne faut pas exclure que la dissémination de polluants ne posera pas des problèmes de qualité des eaux et des aliments à long terme. Une poursuite des travaux de recherche s'impose, afin de valider les conclusions actuelles sur le long terme tout en tenant compte des différentes sources de polluants dans les agrosystèmes.

Il faut noter que les résultats des travaux des 8 premières années ont fait l'objet de la rédaction d'une synthèse. Ce document en cours de finalisation et de relecture par l'ADEME devrait être édité en 2006. Cette synthèse comporte en particulier une proposition d'approche méthodologique pour évaluer les risques écotoxicologiques *situ* liés à la valorisation de déchets et sous-produits en agriculture.

Mots clés : déchets, boue urbaine, boue industrielle, compost, cendre de combustion, épandage agricole, risques, écotoxicologie, qualité des sols, qualité des eaux, qualité des végétaux, expérimentation in

Table des matières

Résumé	1
Préambule	
1 Introduction.....	7
2 Contexte réglementaire.....	7
3 Contexte scientifique.....	8
4 Objectifs du programme de recherche	8
5 Présentation générale du site du Domaine Expérimental de la Bouzule	9
5.1 Caractérisation des sols	9
5.2 Caractérisation de la fosse pédologique	10
5.2.1 Description du profil de sol de l'essai	10
5.2.2 Caractérisation agronomique de la fosse pédologique	11
5.2.3 Caractérisation chimique de la fosse pédologique	11
5.2.3.1 Eléments en traces	11
5.2.3.2 Polluants organiques.....	12
5.2.4 Conclusions.....	13
5.3 Point zéro de la qualité du sol des parcelles.....	13
5.3.1 Caractérisation agronomique des parcelles	13
5.3.2 Caractérisation chimique des parcelles	14
5.3.2.1 Eléments en traces	14
5.3.2.2 Polluants organiques.....	15
6 Déchets et produits dérivés épandus.....	16
6.1 Présentation des déchets et produits dérivés utilisés	16
6.2 Origine et préparation des déchets et produits dérivés	16
6.2.1 Préparation des boues B1, B2, B3, B3.1 et B3.2	17
6.2.2 Dopage des boues B3.1 et B3.2	17
6.2.3 Compostage des boues B3, B3.1 et B3.2	18
6.2.3.1.1 Deuxième compostage (juillet - octobre 1997).....	18
6.2.3.1.2 Troisième compostage (juillet - septembre 1998).....	20
6.2.3.1.3 Quatrième compostage (juin - octobre 2001)	21
6.2.4 Caractéristiques des déchets et produits dérivés	24
7 Protocole expérimental	28
7.1 Plan expérimental.....	28

7.2	Itinéraire technique.....	28
7.2.1	Echantillonnage des sols	29
7.2.2	Travail du sol et fertilisation	30
7.2.3	Matériel végétal	32
7.2.4	Echantillonnage des végétaux	32
7.2.5	Données météorologiques	33
7.3	Protocoles des caractérisations analytiques.....	35
7.3.1	Analyse des éléments en traces et des polluants organiques	35
7.3.2	Essais de lixiviation	35
7.3.3	Tests biologiques de toxicité.....	35
7.3.4	Suivi des eaux gravitaires.....	35
8	RESULTATS.....	36
8.1	Suivi agronomique de la qualité du sol.....	36
8.2	Concentrations en éléments en traces dans les terres de surface	42
8.3	Concentrations en polluants organiques dans les terres de surface	45
8.4	Essais de lixiviation des terres : extractions partielles des métaux	46
8.5	Caractérisation écotoxique des déchets et des échantillons de terre	50
8.6	Qualité des eaux gravitaires	51
8.6.1	Caractérisations physico-chimiques des eaux gravitaires.....	53
8.6.1.1	Echantillonnage des eaux gravitaires.....	53
8.6.1.2	Description des analyses chimiques.....	56
8.6.1.3	Résultats des analyses physiques et chimiques des eaux gravitaires.....	57
8.6.1.4	Flux d'éléments via les eaux gravitaires	69
8.6.2	Caractérisation écotoxicologique des eaux gravitaires.....	79
8.6.2.1	Justification des essais écotoxicologiques réalisés sur les eaux de percolation	79
8.6.2.2	Déroulement des essais.....	79
8.6.2.3	Description simplifiée des tests biologiques de toxicité	80
8.6.2.3.1	Tests de toxicité aiguë	80
8.6.2.3.2	Tests de toxicité chronique	80
8.6.2.3.3	Essai de mutagenèse	80
8.6.2.4	Résultats des analyses écotoxiques	81
8.6.3	Relation entre les données chimiques et les tests biologiques.....	87
8.6.4	Conclusions et perspectives sur la qualité des eaux gravitaires.....	88
8.7	Qualité des cultures.....	89
8.7.1	Rendements des cultures	89
8.7.1.1	Culture 1996-1997 : Colza de printemps.....	90
8.7.1.2	Culture 1997-1998 : Blé d'hiver.....	90

8.7.1.3	Culture 1998-1999 : Colza d'hiver.....	91
8.7.1.4	Culture 1999-2000 : Blé d'hiver.....	92
8.7.1.5	Cultures 2000-2001 : Blé d'hiver	94
8.7.1.6	Cultures 2002-2003-2004 : Maïs.....	96
8.7.2	Qualité technique des récoltes.....	100
8.7.2.1	Blé d'hiver.....	100
8.7.2.2	Colza d'hiver	103
8.7.2.3	Maïs.....	103
8.7.3	Concentration en éléments en traces dans les végétaux	114
8.7.4	Concentration en polluants organiques dans les végétaux.....	117
9	Conclusion.....	120
9.1	Flux de polluants dans le système sol-eau-plante	120
9.2	Approche écotoxique.....	121
9.3	Perspectives.....	122
10	Références bibliographiques.....	123

Préambule

Ce rapport d'avancement est une version actualisée des rapports réalisés au préalable dans le cadre du Programme VADETOX initié en 1996. Les mises à jours concernent la description de l'itinéraire cultural de l'essai de plein champ et les caractérisations toxiques (polluants minéraux et organiques) des sols (teneurs totales et extractibles), des végétaux et des eaux de drainage pour les dernières années culturales. Les rendements et les qualités techniques des derniers ensilages de maïs sont également mis à jour. Le rapport comporte une synthèse des résultats des caractérisations et des tests écotoxicologiques réalisés sur les eaux gravitaires depuis 2002. Certaines caractérisations sont en cours (qualité agronomique des sols, ensilage de maïs de la récolte 2005) et seront intégrées dans le prochain rapport final. En complément à ce rapport, l'INPL(ENSAIA) et l'IRH Environnement participent en collaboration avec d'autres partenaires et sous la coordination de l'ADEME, à la rédaction d'une synthèse des résultats du programme VADETOX pour la période 1996-2002. Ce bilan comporte les résultats des essais de laboratoire et de terrain ainsi que des propositions méthodologiques pour l'évaluation des risques liés à la valorisation agricole des déchets et produits dérivés. Les conclusions de ce document constitueront, en complément des discussions des résultats obtenus sur le site des 40 parcelles, une partie du prochain rapport final associé au présent contrat de recherche.

1 Introduction

L'épuration des eaux usées urbaines produit chaque année en France environ 850 000 tonnes de boues en équivalent de matière sèche soit environ 9 millions de tonnes brutes. Cette quantité est appelée à doubler à l'horizon 2005 par suite de l'équipement obligatoire des petites communes en stations d'épuration.

Actuellement, trois destinations sont possibles pour les boues : l'incinération, le stockage en décharge ou l'épandage sur des terres (agricoles ou non). Une étude sur le cycle de vie des boues a mis en évidence que l'épandage des boues est techniquement et économiquement la filière la plus fiable : l'épandage est entre 2 et 6 fois moins cher que les autres destinations (environ 18 €/t contre 38 et 107 €/t respectivement pour le stockage et l'incinération). De plus, l'épandage des boues en agriculture permet le recyclage d'éléments fertilisants (azote et phosphore) et l'apport de matière organique aux sols. Dès lors, « l'épandage agricole des boues d'épuration est économique et environnementalement pertinent » (Déclaration de D. Voynet au Colloque National sur l'épandage des boues, le 5 Juillet 2000).

Cependant, la filière agricole qui prend en charge 65% des boues urbaines, une partie des boues industrielles et des composts, se heurte à des résistances par rapport à d'éventuels risques pour la santé humaine et le fonctionnement des écosystèmes. En effet, en plus des éléments fertilisants, les déchets et produits dérivés épandus sont susceptibles de contenir des éléments en traces, des polluants organiques et des germes pathogènes. Malgré le renforcement de la réglementation, certains agriculteurs hésitent ou refusent l'épandage des boues sur leurs parcelles par « principe de précaution » et par crainte de voir leurs produits refusés ou dévalorisés par les filières en aval (par exemple : transformation, grande distribution). La disparition ou la restriction de la destination agricole des boues engendrerait des problèmes économiques directs (emplois supprimés dans la filière existante) et indirects (augmentation du coût du traitement de l'eau).

2 Contexte réglementaire

L'utilisation agricole des boues est réglementée, en France, par le Décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 et par l'Arrêté du 8 janvier 1998 (Deneuvy et Chassande, 1997). La réglementation repose simultanément sur une logique agricole (liberté des agriculteurs d'épandre ou non des boues), une

logique de santé publique (maîtrise des risques sanitaires par la limitation de la dissémination des polluants) et une logique environnementale (protection des écosystèmes). Elle concerne les quantités de déchet qu'il est raisonnable d'apporter du point de vue agronomique en fonction (i) des contraintes liées au milieu naturel (cours d'eau, sources, herbages) et aux activités humaines sur le périmètre d'épandage (adduction d'eau potable, maraîchage), (ii) de la valeur agronomique des sols et de leur fertilité, (iii) des cultures envisagées et des besoins nutritionnels des plantes en éléments fertilisants (azote et phosphore notamment). Néanmoins, toutes les boues ne sont pas aptes à l'épandage : des teneurs limites en polluants métalliques, organiques et en agents pathogènes ont été établies afin de réduire les risques de transfert de pollution vers les sols, les eaux, les récoltes, et plus généralement la chaîne alimentaire et l'environnement. La réglementation prévoit des teneurs en polluants organiques et métalliques dans les boues et une quantité d'application maximale de 30 t de matière sèche par hectare sur une période de 10 ans. En conclusion et selon la réglementation, « l'épandage des boues ne peut être pratiqué que si celles-ci présentent un intérêt pour les sols ou pour la nutrition des cultures et des plantations. Il est interdit de pratiquer des épandages à titre de simple décharge ».

3 Contexte scientifique

De nombreuses expérimentations en conditions contrôlées et en conditions climatiques réelles *in situ* ont été menées depuis plus de 20 ans en France et à l'étranger pour connaître les effets agronomiques et phytotoxiques de l'épandage des boues urbaines (Bourrelhier et Berthelin, 1998). La majorité de ces essais a concerné des doses massives d'épandage de déchets souvent très contaminés (ADEME, 2001) pour faciliter la mesure des effets des épandages sur la qualité des sols et des récoltes. Les premiers essais français, menés durant les années 70, ont montré le transfert possible des éléments en traces métalliques apportés par les boues vers la plante et ses organes consommés (Juste et Solda, 1977). Les doses d'épandage testées (de 70 à 340 t de matière sèche par hectare pour 10 ans) dépassaient largement les niveaux définis par la réglementation actuelle. Dans ces conditions, avec par exemple des boues urbaines chaulées, le transfert dans les grains de maïs du Zn, du Cd et du Ni était significativement augmenté et fortement dépendant de la dose de boue, de la teneur des métaux dans la boue et du pH du sol (Morel et Guckert, 1984 ; Juste et Mench, 1992). De même, des teneurs anormales de métaux ont été mesurées dans l'horizon de surface d'un essai de terrain, 20 ans après application de boues urbaines (McGrath, 1987), le compartiment des éléments en traces accumulés dans les sols pouvant alors représenter jusqu'à 70 % du bilan.

Ainsi, si des transferts effectifs sont clairement établis lors d'apports de boues supérieurs aux valeurs préconisées par la réglementation en cours et avec des teneurs en polluants supérieures aux seuils actuellement exigés, il est en revanche difficile de préciser les risques lors d'apports réalisés en conformité avec la réglementation. En effet, les essais avec des déchets représentatifs de la production nationale et à des concentrations en polluants normales sont rares. Dans ces conditions, des questions restent ouvertes sur l'évolution à long terme de la mobilité et de la biodisponibilité des polluants.

4 Objectifs du programme de recherche

Le programme de recherche initié par l'ADEME en 1996, intitulé "Evaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation de déchets en agriculture" (Vadetox) (Feix et Savanne, 1997) s'est poursuivi jusqu'en 2004 à l'initiative du Laboratoire Sols et Environnement (ENSAIA-INPL/INRA, UMR 1120) et du Service Impact sur les Milieux (IRH Environnement), avec le soutien de l'ADEME, de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse, de la Communauté Urbaine du Grand Nancy, du Conseil Général du Bas-Rhin, de l'INRA et du Ministère en charge de l'Environnement. Il s'agit d'évaluer les risques de transfert des polluants issus des déchets vers le sol, les eaux, les végétaux et la chaîne alimentaire dans un cadre proche des pratiques réglementaires actuelles. L'objectif est alors d'apporter des éléments factuels aux législateurs, aux gestionnaires, à la profession agricole et aux citoyens pour leur permettre de décider avec raison de l'avenir de cette filière.

L'étude comporte le suivi du devenir des polluants (mobilité, biodisponibilité, transferts) et de leurs effets sur le système sol-eau-plante. Ainsi, les flux de polluants vers les végétaux, leur accumulation et leur transfert vers les horizons profonds du profil de sol et les eaux souterraines sont mesurés. Des tests de toxicité sont également réalisés sur les déchets avant épandage et sur des échantillons de terre collectés avant et après épandage.

L'originalité du projet repose sur (i) la comparaison *in situ* et à long terme entre pratiques agricoles classiques et apports de déchets, (ii) la complémentarité des approches de laboratoire et de terrain à l'échelle du dispositif expérimental, (iii) les effets de l'épandage de déchets sur la contamination des végétaux et sur la qualité technique des produits transformés (ex : rendement, qualité boulangère de la farine de blé, ...) et (iiii) l'approche prédictive du risque associant biotests, méthodes chimiques et méthodes isotopiques.

L'objectif général est d'une part, de disposer d'un recul certain pour l'évaluation du risque des épandages de déchets et produits dérivés, et, d'autre part, d'aboutir au développement et à la validation d'outils de diagnostic et de prédiction pour évaluer le devenir des polluants afin de répondre aux questions posées par les acteurs de la filière concernant l'impact à long terme de la valorisation agricole des déchets sur la qualité des sols et la dissémination des polluants vers la chaîne alimentaire.

5 Présentation générale du site du Domaine Expérimental de la Bouzule

Situé à environ 12 km au Nord-Est de Nancy, le Domaine Expérimental de la Bouzule (170 ha) est situé dans la partie occidentale du Plateau Lorrain correspondant aux assises du Lias. Cette formation géologique représente approximativement 280 000 ha, soit 12% de la surface totale de la Lorraine. Le sous-sol est constitué par des formations du Sinémurien. Tantôt argileuses (argiles grises à *Promicroceras*), tantôt marno-calcaires (calcaires à Bélemnites et calcaires ocreux), elles sont généralement peu perméables et n'assurent pas un drainage naturel satisfaisant des sols. Sur les replats, elles peuvent être masquées par des placages limoneux.

5.1 Caractérisation des sols

En fonction de leur comportement hydrique et agronomique, les sols du Domaine Expérimental de la Bouzule (ENSAIA) peuvent être regroupés en trois grandes catégories : (1) les sols sur alluvions et colluvions, (2) les sols sur substrat argileux ou marno-calcaire, (3) les sols sur limons. Sur placage limoneux épais, les sols légèrement acides sont marqués par les processus de lessivage et d'hydromorphie. La texture des horizons de surface, limono-argileuse, entraîne l'apparition de phénomènes de battance se manifestant par une déstructuration et un encroûtement superficiel. L'horizon d'accumulation des argiles favorise le colmatage de la base du profil. Ces discontinuités texturale et structurale provoque la formation d'une nappe perchée temporaire. Les sols sur placage limoneux moins épais assurent la transition entre sols argileux et limoneux. Ainsi, certains sols combinent les caractéristiques défavorables de ces deux catégories, à savoir une instabilité structurale de l'horizon superficiel et la présence d'un écran moins perméable à faible profondeur.

Notre choix s'est porté sur un sol de référence, appelé S_0 , développé sur placages limoneux. C'est un sol brun calcique marmorisé (calcisol rédoxique) sur placages limoneux peu épais (< 50 cm). Il présente des caractères de lessivage et d'hydromorphie. Il est naturellement mal drainé mais a fait l'objet d'un assainissement par drainage. Une fosse pédologique a été réalisée sur le site le 10 mars 1997 (photographie 1) afin de décrire le profil du sol. La terre de chaque horizon du profil et des échantillons prélevés sur l'essai ont fait l'objet d'une caractérisation agronomique. L'homogénéité de la parcelle a été vérifiée par 12 sondages à la tarière jusqu'à 1,20 m de profondeur et répartis de façon homogène. La pente de la zone retenue est très faible. Un prélèvement de sol témoin (S_t) a été réalisé initialement dans l'horizon de surface pour constituer un stock destiné aux expérimentations des laboratoires partenaires du programme.

5.2 Caractérisation de la fosse pédologique

5.2.1 Description du profil de sol de l'essai

Horizon A_p, 0-25 cm :

Les 5 premiers cm de l'horizon A_p sont très humifères en raison du précédent de prairie. La texture est limono-argileuse. La structure est faiblement grumeleuse, parfois polyédrique à tendance subangulaire. Il n'y a pas de réaction à l'acide chlorhydrique.

Horizon A_{p2}, 25-35 cm :

Nous sommes en présence d'un horizon anciennement labouré. Cet horizon est le témoignage d'un travail profond du sol qui a mélangé un horizon humifère A₁ avec un horizon minéral A₂. Il y a un léger enrichissement en argiles et l'enracinement est plus faible qu'en A_p. La structure du sol est subangulaire. Il faut noter des concrétions ferro-manganiques et des taches rouilles surtout au contact avec l'horizon sous-jacent. Des macropores et des vers de terre sont visibles.

Horizon B_g, 35-60 cm :

La texture de l'horizon est très argileuse. Il est de couleur rouille dominante et gris clair. Comme pour les deux horizons précédents, il n'y a pas effervescence à l'acide chlorhydrique. La structure est massive et présente des phases de glissement dans une sous-structure prismatique peu marquée. L'horizon est très imperméable. Des galeries de vers de terre sont parcourues par des racines.

Horizon B_gC, 60-85 cm :

La texture de cet horizon de transition est argileuse et la structure est identique à celle de l'horizon précédent. La couleur dominante est le gris. Les concrétions ferro-manganiques sont très nombreuses. Il faut noter la présence de drains agricoles à une profondeur de 80 cm.

Horizon C1_g, 85-100 cm :

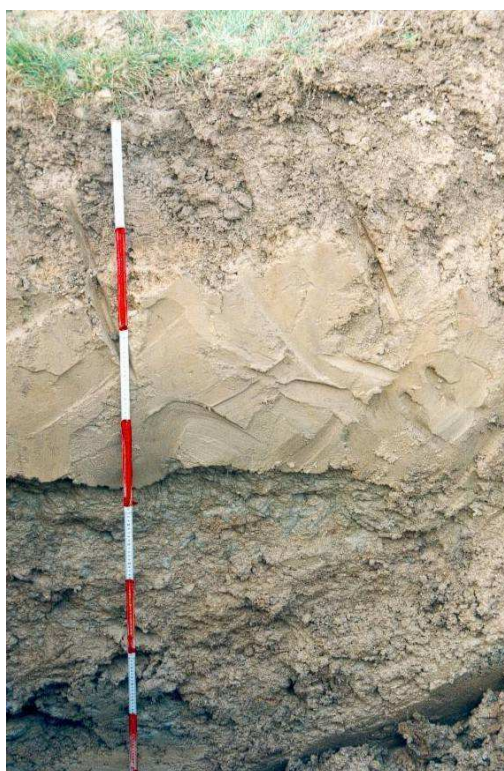
La texture est argileuse. La structure est moins massive que la précédente et présente de gros prismes avec des phases de glissement. La teinte d'ensemble est grisâtre avec des taches rouilles et des concrétions ferro-manganiques formant un litage. On note la présence de nombreuses racines.

Horizon C2_g, 100-135 cm :

Dans cet horizon marno-calcaire altéré, la texture est plus équilibrée que dans les 3 précédents. On observe de nombreuses taches rouille et des petits graviers calcaires. La structure est polyédrique. L'horizon est filtrant. Le matériau fait fortement effervescence à l'acide chlorhydrique.

Horizon R, 135-155 cm :

Cet horizon est constitué d'une marne de texture équilibrée entre argiles et limons. Le matériau lité, majoritairement gris, présente quelques taches rouille. Contrairement aux horizons précédents, le matériau n'est plus humide et n'est pas exploré par des racines. Il y a une effervescence moyenne à l'acide chlorhydrique.



Photographie 1. Fosse pédologique : profil de sol de l'essai des 40 parcelles

5.2.2 Caractérisation agronomique de la fosse pédologique

La caractérisation agronomique des différents horizons de la fosse pédologique confirme les observations réalisées sur le profil de sol. Aucune anomalie n'est à noter (tableau 1).

Tableau 1. Caractérisation agronomique du profil de la fosse pédologique des 40 parcelles

Prof. cm	Granulométrie			pH	MO	P _{Olsen}	CEC	Bases échangeables				Mn DTPA mg.kg ⁻¹
	A	L	S					Ca	Mg	K	Na	
	-----	%	-----		%	‰	-----	----	cmol.kg ⁻¹	-----	-----	
0-25	30,5	57,5	12,0	7,5	2,9	0,131	14,6	15,2	0,91	0,61	0,05	46,6
25-35	34,4	54,3	11,3	7,6	1,1	0,021	12,9	12,9	1,12	0,36	0,07	34,4
35-60	59,0	39,1	1,9	7,4	0,5	0,013	18,9	20,6	2,34	0,45	0,14	7,0
60-85	55,9	42,7	1,4	7,6	0,4	0,015	19,1	26,9	3,00	0,38	0,14	18,9
85-100	52,9	45,5	1,6	8,1	0,4	0,003	17,9	34,5	3,09	0,33	0,16	11,4
100-135	42,1	42,8	15,1	8,4	0,4	0,003	12,8	46,5	2,56	0,25	0,15	5,1
135-155	42,3	42,5	15,2	8,5	0,3	0,002	12,2	46,7	2,52	0,25	0,16	5,4

A : argiles ; L : limons ; S : sables

P_{Olsen} : phosphore assimilable (méthode Olsen)

CEC : capacité d'échange cationique

DTPA : extraction au DTPA

5.2.3 Caractérisation chimique de la fosse pédologique

5.2.3.1 Eléments en traces

Les éléments en traces métalliques (Cd, Cu, Ni, Pb, Zn) ont été analysés sur 7 échantillons prélevés dans la fosse à différentes profondeurs (de 0 à 155 cm) qui correspondent à des horizons. Ces éléments ont été choisis comme traceurs et leurs concentrations seront suivies au cours du temps (tableau 2).

Tableau 2. Teneurs totales en éléments en traces des terres des horizons du profil de sol

Prof. (cm)	éléments en traces mg.kg ⁻¹ MS				
	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
0-25	0,08	22	56	40	114
25-35	0,08	22	56	46	118
35-60	0,08	26	58	28	132
60-85	0,08	24	140	26	182
85-100	0,08	24	128	24	154
100-135	< 0,05	18	130	36	294
135-155	< 0,05	22	110	16	134

Les concentrations mesurées sur les différents échantillons mettent en évidence :

- l'augmentation de la teneur en Zn et en Ni dans les horizons de profondeur jusqu'à 135 cm, puis une diminution pour le Zn (teneur de 114 mg.kg⁻¹ MS dans l'horizon de surface, puis environ 300 mg.kg⁻¹ MS à 135 cm pour atteindre ensuite une valeur de 134 mg.kg⁻¹ dans l'horizon le plus profond prélevé),
- un fond géochimique en Ni élevé,
- la stabilité de la teneur en Cu (entre 18 et 26 mg.kg⁻¹ MS) et en Cd (0,08 mg.kg⁻¹ MS) sur tout le profil de sol,
- la diminution de la teneur en Pb dans les horizons profonds (environ 50 mg.kg⁻¹ dans les horizons de surface de 0 à 35 cm contre 16 mg.kg⁻¹ dans l'horizon le plus profond) à l'exception de l'horizon 100-135 où la concentration mesurée est de 36 mg.kg⁻¹ MS.

La répartition des métaux dans le profil de sol a été comparée à des profils voisins et plus généralement à des sols agricoles lorrains. Le profil des 40 parcelles de la Bouzule ne montre pas d'anomalies notables, excepté le fond géochimique élevé en Ni. Une légère augmentation des teneurs totales en Pb en surface est constatée pour tous les échantillons de terres agricoles testés. Cette élévation de concentration est vraisemblablement due à des retombées atmosphériques et à l'anthropisation agricole.

5.2.3.2 Polluants organiques

Parmi les sept échantillons de terre issus des horizons de la fosse pédologique, trois échantillons ont été choisis pour la caractérisation chimique des polluants organiques (tableau 3).

Tableau 3. Horizons de la fosse retenus pour l'analyse des polluants organiques et correspondances de profondeurs échantillonnées dans les parcelles

fosse (cm)	parcelles (cm)
0 - 25	0 - 25
35 - 60	30 - 50
85 - 100	80 - 100

Sur ces trois horizons, les caractérisations des HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), des PCB (Polychlorobiphényles), des aromatiques chlorés (ChloroBz) et des pesticides organochlorés (Pest. Organo. Cl) ont été réalisées (tableau 4). Les résultats ne sont présentés que pour les composés dont les valeurs dépassent les limites de détection analytiques.

Tableau 4. Concentration des polluants organiques dans les échantillons de la fosse pédologique

Prof. cm	HAP	PCB	ChloroBz $\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS	Pest. Organo. Cl
0 - 25	< l.d.	< l.d.	12DCB : 19 135TCB : 17 124 TCB : 28 123TCB : 1 HCBU : 3	< l.d.
35 - 60	< l.d.	< l.d.	12DCB : 29 135DCB : 19 124 TCB : 26 123TCB : 1 HCBU : 3	< l.d.
80 - 100	< l.d.	< l.d.	12DCB : 24 135TCB : 18 124 TCB : 27 123TCB : 1 HCBU : 3	< l.d.

< l.d. : inférieur à la limite de détection
12DCB : 1,2 dichlorobenzène
135TCB : 1,3,5 trichlorobenzène
124TCB : 1,2,4 trichlorobenzène
123TCB : 1,2,3 trichlorobenzène
HCBU : hexachlorobutadiène

Les concentrations détectées pour les polluants organiques sont faibles et pour la plupart inférieures aux limites de détection. La somme totale des composés aromatiques chlorés est inférieure à 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS. De plus, il n'existe pas de variations significative des concentrations en fonction de la profondeur de prélèvement.

5.2.4 Conclusions

Les analyses des polluants organiques et minéraux recherchés sur la fosse ne mettent pas en évidence la présence d'éléments ou de molécules toxiques en des concentrations anormales au début de l'expérimentation. La connaissance de l'état des parcelles du dispositif expérimental est essentielle pour discuter les évolutions relatives des concentrations en éléments nutritifs et en polluants dans le temps.

5.3 Point zéro de la qualité du sol des parcelles

5.3.1 Caractérisation agronomique des parcelles

La caractérisation agronomique initiale du sol de l'essai a été réalisée à trois profondeurs, avant tout épandage de déchets ou produits dérivés. Elle montre une très grande homogénéité entre les 4 blocs de 10 parcelles qui constituent l'essai, quelle que soit la profondeur de prélèvement (tableau 5).

Tableau 5. Caractérisation agronomique initiale des blocs (point zéro)
horizons 0-25 cm, 35-60 cm et 85-100 cm

Prof. cm		Granulométrie			pH	MO	P _{Olsen}	CaCO ₃ total	CEC	Bases échangeables				Mn DTPA
		A	L	S						Ca	Na	Mg	K	
		----- % -----				%	‰	%		----- cmol kg ⁻¹ -----				mg.kg ⁻¹
0-25	Bloc 1	33,0	55,5	11,5	7,1	3,35	0,133	0,3	14,6	13,7	0,064	1,05	0,771	57,2
	Bloc 2	33,3	53,8	15,0	7,1	2,96	0,118	0,3	15,2	14,2	0,051	1,03	0,624	50,1
	Bloc 3	36,6	52,7	13,8	6,9	2,44	0,065	0,2	15,2	13,7	0,045	1,15	0,429	65,5
	Bloc 4	36,8	51,5	14,2	7,2	3,29	0,088	0,4	16,9	17,6	0,056	1,32	0,599	58,7
35-60	Bloc 1	58,3	37,9	3,8	7,3	0,55	0,018	0,2	18,2	19,4	0,112	2,27	0,435	9,9
	Bloc 2	49,3	46,2	4,5	7,6	0,96	0,020	0,2	16,8	18,2	0,084	1,98	0,391	18,5
	Bloc 3	52,8	42,3	4,9	7,5	0,84	0,018	0,2	17,7	19,3	0,090	1,90	0,365	23,3
	Bloc 4	55,8	40,6	3,6	7,8	0,96	0,016	0,2	19,3	22,7	0,108	1,84	0,372	18,6
85-100	Bloc 1	55,1	42,0	2,9	8,0	0,50	0,009	1,4	18,7	34,6	0,138	2,99	0,323	16,3
	Bloc 2	56,4	42,0	1,6	7,8	0,50	0,014	0,7	19,0	29,0	0,132	3,21	0,363	20,1
	Bloc 3	54,5	42,8	2,7	8,2	0,71	0,005	4,0	17,7	47,9	0,098	2,33	0,348	13,3
	Bloc 4	52,4	44,7	2,9	8,4	0,74	0,006	7,7	16,0	49,8	0,107	2,57	0,306	9,2

A : argiles ; L : limons ; S : sables

P_{Olsen} : phosphore assimilable (méthode Olsen)

CEC : capacité d'échange cationique

DTPA : extraction au DTPA

5.3.2 Caractérisation chimique des parcelles

5.3.2.1 *Eléments en traces*

La caractérisation chimique des polluants métalliques a été effectuée sur quatre échantillons moyens représentant chacun des blocs, à 3 profondeurs (tableau 6). A titre de comparaison, les valeurs mesurées sur la fosse pour des profondeurs comparables sont également renseignées (les horizons 30-60 cm et 85-100 cm pour la fosse contre, respectivement, les horizons 30-50 cm et 80-100 cm pour les prélèvements sur les parcelles avant épandage).

Tableau 6. Concentration en métaux des terres des parcelles par blocs

Prof. cm	Bloc/Fosse	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
mg.kg ⁻¹ MS						
0-25	Bloc 1	0,08	24	52	36	110
	Bloc 2	0,06	28	50	34	110
	Bloc 3	0,09	24	52	34	108
	Bloc 4	0,06	34	68	42	124
	moyenne ± Ec	0,07 ± 0,01	27,5 ± 4,7	55,5 ± 8,4	36,5 ± 3,8	113 ± 7,4
	coeff. var (%)	20,7	17,2	15,1	10,4	6,5
30-50	Fosse (0-25)	0,08	22	56	40	114
	Bloc 1	0,08	20	70	24	160
	Bloc 2	0,07	26	76	30	154
	Bloc 3	0,09	28	90	32	154
	Bloc 4	0,10	24	92	30	146
	moyenne ± Ec	0,08 ± 0,02	24,5 ± 3,4	82 ± 10,7	29 ± 3,5	153,5 ± 5,7
80-100	coeff. var (%)	30,6	13,9	13,1	11,9	3,7
	Fosse (35-60)	0,08	26	58	28	132
	Bloc 1	0,08	24	140	30	224
	Bloc 2	0,10	26	148	30	228
	Bloc 3	0,06	26	136	24	220
	Bloc 4	0,05	32	76	24	144
	moyenne ± Ec	0,08 ± 0,02	27 ± 3,5	125 ± 33	27 ± 3,5	204 ± 40
	coeff. var (%)	30,6	12,8	26,4	12,8	19,7
	Fosse (85-100)	0,08	24	128	24	154

Ec : écart type

Coeff. var : coefficient de variation (= Ec/moyenne x 100), exprimé en %

Les concentrations en éléments en traces mesurées sur les échantillons des blocs de l'essai sont en cohérence avec celles détectées précédemment dans les échantillons de la fosse. Le comportement des métaux est identique à celui décrit pour la fosse :

- augmentation de la teneur en Zn et en Ni dans les horizons de profondeur,
- stabilité de la teneur en Cu et Cd dans le profil,
- diminution de la teneur en Pb dans les horizons profonds.

Les blocs sont homogènes (les coefficients de variation sont inférieurs à 20% à l'exception du Ni pour l'horizon le plus profond et du Cd. Pour ce dernier élément, les valeurs sont très proches des limites de quantification de la méthode (comprises entre 0,1 et 0,05 mg.kg⁻¹ de MS), ce qui explique des facteurs de variation élevés. Cependant, le bloc 4 présente un comportement différent des trois autres d'une part, pour l'horizon de surface où des teneurs plus élevées pour le Zn, le Pb, le Ni et le Cu (tableau 7) sont mesurées et, d'autre part, pour l'horizon 80-100 cm sur lequel les teneurs en Zn et Ni sont plus faibles.

5.3.2.2 Polluants organiques

La caractérisation chimique des polluants organiques a été effectuée sur 4 échantillons moyens représentant chacun des blocs, pour l'horizon de surface (0-30 cm) (tableau 7). Ne figurent que les composés dont les valeurs dépassent les limites de détection.

Tableau 7. Concentration en polluants organiques dans les échantillons moyens de terres de surface des blocs

	HAP	PCB	ChloroBz	Pest. Organo. Cl
			$\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS	
Bloc 1	< l.d.	< l.d.	12DCB : 21 135TCB : 14 124 TCB : 22 HCBU : 3	< l.d.
Bloc 2	< l.d.	< l.d.	12DCB : 20 135TCB : 12 124 TCB : 17 HCBU : 3	< l.d.
Bloc 3	< l.d.	< l.d.	12DCB : 26 135TCB : 17 124 TCB : 24 HCBU : 4	< l.d.
Bloc 4	< l.d.	< l.d.	12DCB : 24 135TCB : 15 124 TCB : 20 HCBU : 4	< l.d.

< l.d. : inférieur à la limite de détection
12DCB : 1,2 dichlorobenzène
135TCB : 1,3,5 trichlorobenzène
124TCB : 1,2,4 trichlorobenzène
123TCB : 1,2,3 trichlorobenzène
HCBU : hexachlorobutadiène

Les concentrations détectées sur les échantillons moyens en surface sont en cohérence avec les valeurs mesurées pour l'échantillon 0-25 cm de la fosse. Du point de vue des polluants organiques recherchés, les blocs sont homogènes. De plus, la somme totale des composés aromatiques chlorés reste inférieure 100 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ MS.

6 Déchets et produits dérivés épandus

6.1 Présentation des déchets et produits dérivés utilisés

Les différents déchets et produits dérivés ont été fournis par le Groupe IRH Environnement – Service Impact sur les Milieux :

- **B1** : boue digérée liquide de station d'épuration urbaine,
- **B2** : boue pâteuse obtenue en station d'épuration par déshydratation de B1,
- **B3** : boue B2 compostée,
- **B31** : boue B2, dopée avant déshydratation par des polluants organiques puis compostée,
- **B32** : boue B2, dopée avant déshydratation par des éléments en traces puis compostée,
- **B4** : boue de papeterie de type mélangé (mixte biologique, boue de désencrage et thermomécanique),
- **C1** : cendre de combustion de charbon,
- **C2** : compost d'ordures ménagères.

6.2 Origine et préparation des déchets et produits dérivés

L'origine des déchets et produits dérivés épandus est identique ou comparable pour les quatre fournitures et épandages.

6.2.1 Préparation des boues B1, B2, B3, B3.1 et B3.2

Les filières d'obtention des déchets et produits dérivés sont les suivantes (figure 1) :

- la boue B1 est une boue digérée de station d'épuration urbaine de 300 000 équivalent habitants,
- la boue B2, issue de la même station d'épuration, est obtenue après la déshydratation de B1,
- la boue B3 provient du compostage de B2 (voir chapitre suivant),
- les boues B3.1 et B3.2 sont produites en injectant les polluants (organiques ou métalliques) dans la boue B2 lors de son séjour dans la trémie (malaxeur de 1,5 m³). Contrairement aux 3 premières préparations, lors de la quatrième livraison, les polluants ont été introduits dans la boue déshydratée et non dans la boue liquide. Cette modification est liée au changement de configuration de la station retenue. Ces boues sont ensuite compostées.

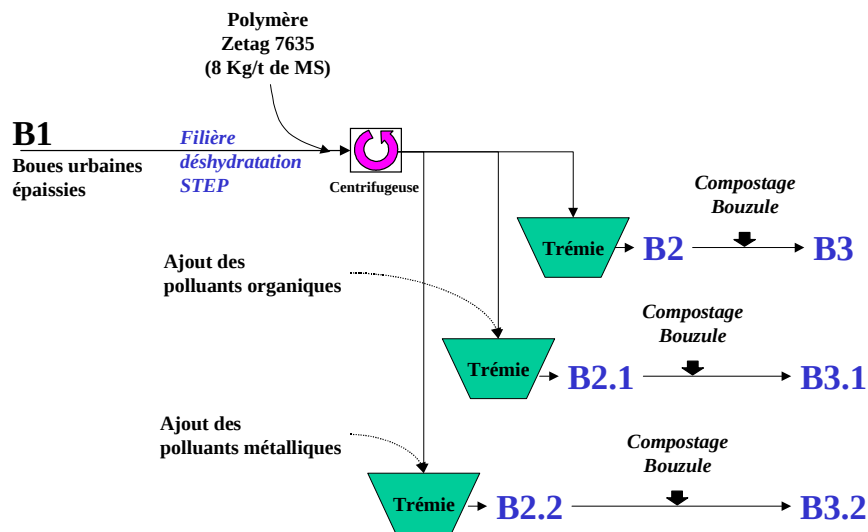


Figure 1. Filières d'obtention des boues B1, B2, B3, B3.1 et B3.2

6.2.2 Dopage des boues B3.1 et B3.2

La trémie (servant au gavage des pompes d'extraction des boues déshydratées) est constituée d'un bac et d'un malaxeur. Elle est remplie avec 1 m³ de boue déshydratée (B2) qui est malaxée pendant 30 mn (niveau de boue inférieur à la hauteur des pales). Les polluants sont ensuite ajoutés progressivement dans la trémie avec le malaxeur en marche (figure 1, tableau 8). Lorsque l'ajout est fini, la boue est homogénéisée par un malaxage de deux heures avant de procéder à son extraction de la trémie. Cette boue dopée est alors transportée sur le site expérimental de la Bouzule afin d'y être compostée sur une plate-forme de compostage.

Tableau 8. Quantités de polluants ajoutées pour 1 m³ de boue fraîche, concentrations attendues et mesurées sur les boues avant compostage

Forme ajoutée			Masse g.m ⁻³	concentration attendue mg.kg ⁻¹ MS	concentration mesurée mg.kg ⁻¹ MS
Éléments en traces	Cd	CdCl ₂ dans l'eau	8	16	21 ± 5
	Cu	CuCl ₂ dans l'eau	470	1000	828 ± 86
	Ni	NiCl ₂ dans l'eau	105	120	103 ± 16
	Pb	PbNO ₃ dans l'eau	93	450	528 ± 53
	Zn	ZnCl ₂ dans l'eau	970	2700	2483 ± 307
Polluants organiques	Phénanthrène	cristaux dans l'acétonitrile	75.4	260	316 ± 6,4
	Fluoranthène	cristaux dans l'acétonitrile	72.5	250	382 ± 10
	Pyrène	cristaux dans l'acétonitrile	12.5	43	70 ± 1,0
	Benzo(a)pyrène	cristaux dans l'acétonitrile	7.3	25	17 ± 1,3

6.2.3 Compostage des boues B3, B3.1 et B3.2

Parmi les huit matrices étudiées, trois sont des composts de boues de station d'épuration des eaux usées : un compost "normal" (B3), un compost "dopé en polluants organiques" (B3.1) et un compost "dopé en éléments en traces" (B3.2). Le Laboratoire Sols et Environnement (ENSAIA-INPL/INRA) a pris en charge le compostage des boues sur le site du Domaine Expérimental de l'ENSAIA, en collaboration, pour le premier compostage, avec la Société TVD. Les boues ont été dopées en polluants et fournies par l'IRH Environnement. Les caractéristiques physico-chimiques des trois boues avant compostage et des composts obtenus ont été déterminées. Après compostage, les andains ont été criblés manuellement afin de séparer soigneusement les écorces du compost. Dans un premier temps le mélange a été passé sur un crible de 0/70 mm de maille afin d'éliminer les plus grosses écorces. Dans un deuxième temps, le compost a été criblé sur une maille de 0/19 mm. Durant ces opérations, le compost a été homogénéisé (photographies 2, 3, 4 et 5). Le premier compostage qui a été l'occasion de mises au point méthodologiques, n'est pas décrit.



Photographie 2. Compost non criblé



Photographie 3. Première étape de criblage à 7 cm



Photographie 4. Seconde étape de criblage à 1,9 cm



Photographie 5. Compost final

6.2.3.1.1 Deuxième compostage (juillet - octobre 1997)

Le compostage s'est déroulé durant les mois d'août et septembre 1997. Les composts ont été obtenus par mélange de chacune des trois boues avec des écorces de résineux en proportion proche de 1:1 par rapport à la matière sèche (tableau 9). Les mélanges boues-écorces ont été réalisés à l'aide d'un épandeur à fumier. Les trois andains ainsi obtenus ont été placés sur une plate-forme bétonnée

recouverte d'un tunnel plastique. Chacun des trois andains a été individualisé dans une case en bois évitant toute contamination entre les composts. Les pertes de chaleur et d'eau ont été minimisées. Les conditions environnementales étaient identiques pour les trois andains.

Tableau 9. Quantités de boues et d'écorces mises en œuvre pour le compostage

	B3	B3.1	B3.2
boue (kg MF)	1330	1520	1930
% MS	25,0	21,0	20,0
boue (kg MS)	332	319	386
écorces (kg MF)	713	686	830
% MS	44,6	44,6	44,6
écorces (kg MS)	318	306	370
Total (kg MF)	2043	2206	2760
Total (kg MS)	650	625	756

Evolution de la température au cours du compostage

La température est un des meilleurs indicateurs indirects de suivi de fonctionnement du compostage. Elle indique l'activité exothermique des microorganismes. Un suivi des températures à l'aide d'une sonde manuelle a permis d'obtenir les courbes d'évolution de la température du mélange boue-écorces pour les boues B3 non polluée artificiellement, B3.1 dopée en polluants organiques et B3.2 dopée en polluants minéraux. Une montée en température a été mesurée pour les trois composts. Les courbes suivaient des trajectoires similaires (figure 2). Néanmoins, la boue B3 a permis un plus fort échauffement que les boues polluées B3.1 et B3.2.

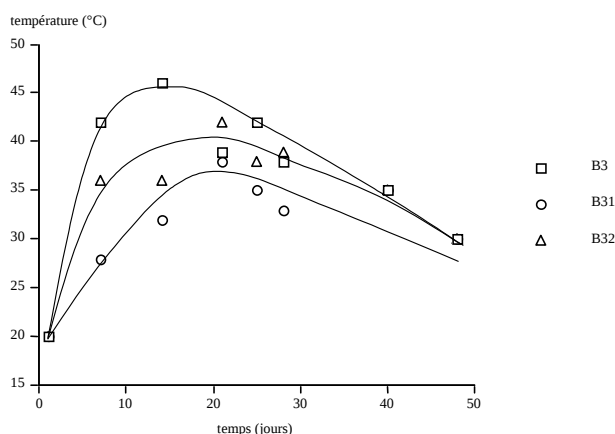


Figure 2. Evolution de la température des mélanges boue-écorces pendant le compostage (1997)

Les trois andains ont atteint une phase thermophile accompagnée d'un plateau. Ceci constitue un indicateur fiable du bon fonctionnement du compostage. Durant cette phase la dégradation est dominante. A partir de 20 jours de compostage, il y a eu une phase de diminution de température associée à un ralentissement de l'activité. C'est une phase de maturation du compost. Enfin, les trois andains ont rejoint la même température après 50 jours de compostage.

Bilan en masse du compostage

Les matières fraîches des refus de criblage et des composts ont été pesées. Des échantillons moyens de compost et de refus ont été prélevés et séchés afin de réaliser un bilan en masse sèche du compostage (tableau 10). Les composts ont été épandus sur les parcelles expérimentales et ont été fournis aux partenaires du projet de recherche.

Tableau 10. Quantités de composts et de refus de criblage

Après compostage			
	B3	B3.1	B3.2
compost (kg MF)	569	652	576
% MS	40,3	37,1	37,5
compost (kg MS)	229	242	216
refus (kg MF)	934	1058	1159
% MS	44,9	36,1	46,3
refus (kg MS)	419	382	537
Total (kg MF)	1503	1710	1735
Total (kg MS)	648	624	753
pertes (kg MS)	2	1	3

Après le criblage, les quantités de compost B3, B3.1 et B3.2 obtenues représentaient relativement 69, 76 et 56 % de la matière sèche de boue introduite au départ. Les composts contenaient une très faible proportion d'écorces. Le compostage actif durant la phase chaude a duré plus de 21 jours et s'est poursuivi par une phase de maturation d'environ un mois. Dans ces conditions, le compostage a été assez long pour atteindre une maturité vérifiée par des essais respirométriques effectués par l'INRA de Dijon (résultats non présentés).

6.2.3.1.2 Troisième compostage (juillet - septembre 1998)

Le compostage s'est déroulé durant les mois de juillet et août 1998. Les composts ont été obtenus par mélange de chacune des trois boues avec des écorces en proportion proche de 1:1,5 par rapport à la matière sèche (tableau 11).

Tableau 11. Quantités de boues et d'écorces mises en œuvre pour le compostage

	B3	B3.1	B3.2
boue (kg MF)	1572	1571	1661
% MS	18,8	18,0	18,1
boue (kg MS)	296	283	301
écorces (kg MF)	925	966	1004
% MS	44,6	44,6	44,6
écorces (kg MS)	413	431	448
Total (kg MF)	2497	2537	2665
Total (kg MS)	709	714	749

Les mélanges boues-écorces ont été réalisés manuellement. Les trois andains ainsi obtenus ont été placés sur une plate-forme bétonnée. Chacun des trois andains a été individualisé dans une case en bois évitant toute contamination entre les composts. Les pertes de chaleur et d'eau ont été minimisées. Les conditions environnementales étaient identiques pour les trois andains.

Evolution de la température

Une montée en température a été mesurée pour les trois composts. Les courbes suivent des trajectoires similaires (figure 3). Néanmoins, la boue B3 a permis un plus fort échauffement que les boues B3.1 et B3.2. Les trois andains ont atteint une phase thermophile accompagnée d'un plateau. Ceci constitue un indicateur fiable de compostage efficace. Durant cette phase la dégradation est dominante. A partir de 15-20 jours de compostage, il y a eu une phase de diminution de température associée à un ralentissement de l'activité. C'est une phase de maturation du compost. Enfin, les trois andains ont rejoint la même température après 40 jours de compostage. Le compostage actif durant la phase

chaude a duré plus de 20 jours et s'est poursuivi par une phase de maturation d'un peu plus d'un mois.

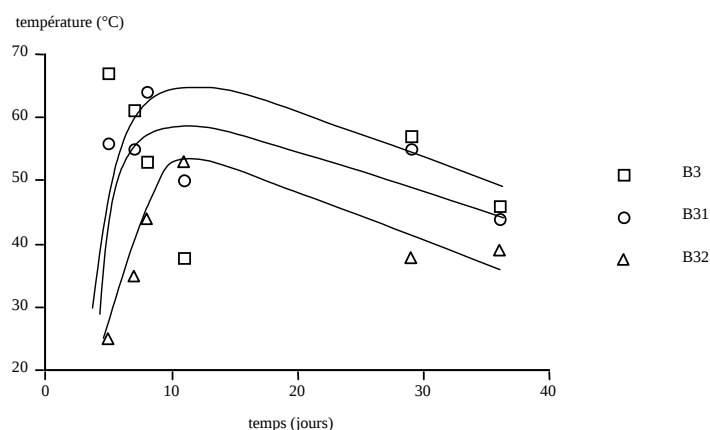


Figure 3. Evolution de la température des mélanges boue-écorces pendant le compostage (1998)

Bilan en masse du compostage

Après le criblage, les quantités de compost B3, B3.1 et B3.2 obtenues représentaient respectivement 107, 125 et 117 % de la matière sèche de boue introduite au départ. Ceci s'explique par le fait qu'une faible quantité d'écorces n'est pas éliminée au criblage.

Tableau 12. Quantités de composts et de refus de criblage

Après compostage			
	B3	B3.1	B3.2
compost (kg MF)	909	981	878
% MS	35,0	36,0	40,0
compost (kg MS)	318	353	351
refus (kg MF)	1018	1063	900
% MS	38,0	33,8	43,7
refus (kg MS)	387	359	393
Total (kg MF)	1927	2044	1778
Total (kg MS)	705	712	744
pertes (kg MS)	4	2	5

6.2.3.1.3 Quatrième compostage (juin - octobre 2001)

Le compostage s'est déroulé du 28 juin au 24 octobre 2001. Les composts ont été obtenus par mélange de chacune des trois boues avec des écorces en proportion proche de 1:1,5 par rapport à la matière sèche (tableau 13, photographie 2).

Tableau 13. Quantités de boues et d'écorces mises en œuvre pour le compostage

Avant compostage	B3	B3.1	B3.2
boue (kg MF)	1118	855	894
% MS	29,0	29,0	27,0
boue (kg MS)	313	239	250
écorces (kg MF)	761	550	608
% MS	62,0	62,0	62,0
écorces (kg MS)	472	341	377
Total (kg MF)	1879	1405	1502
Total (kg MS)	785	580	627

Les mélanges boues-écorces ont été réalisés manuellement. Les trois andains ainsi obtenus ont été placés sur une plate-forme bétonnée. Chacun des trois andains a été individualisé dans une case en bois évitant toute contamination entre les composts. Les pertes de chaleur et d'eau ont été minimisées. Les conditions environnementales étaient identiques pour les trois andains.

Evolution de la température

Une montée en température a été mesurée pour les trois composts. Les courbes suivaient des trajectoires similaires (figure 4). Néanmoins, la boue B3.1 a permis un plus fort échauffement que les boues B3 et B3.2.

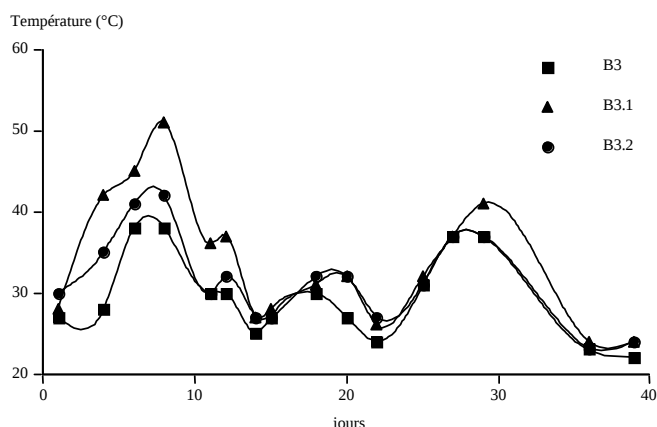


Figure 4. Evolution de la température des mélanges boue-écorces pendant le compostage (2001)

Les trois andains ont atteint une phase thermophile, les températures les plus élevées ayant été mesurées pour B3.1. Ceci constitue un indicateur fiable du bon fonctionnement du compostage. Durant cette phase la dégradation est dominante. A partir de 10-15 jours de compostage, il y a eu une phase de diminution de température associée à un ralentissement de l'activité. Une deuxième phase de réchauffement a démarré après 22 jours pour s'arrêter à 30 jours. Une deuxième phase de diminution de température a suivi. C'est une phase de maturation du compost. Enfin, les trois andains ont rejoint la même température après 40 jours de compostage. Le compostage actif durant la phase chaude a duré 20 jours (en temps cumulé des 2 phases chaudes) et s'est poursuivi par une phase de maturation d'un peu plus de 3 mois.

Bilan en masse du compostage

Après le criblage, les quantités de compost B3, B3.1 et B3.2 obtenues représentaient respectivement 84, 91 et 84 % de la matière sèche de boue introduite au départ. Ceci s'explique car une faible quantité de boue est associée aux écorces et se retrouve dans le refus de criblage (photographie 5).

Tableau 14. Quantités de composts et de refus de criblage

Après compostage	B3	B3.1	B3.2
compost (kg MF)	560	530	501
% MS	47,2	41,2	41,7
compost (kg MS)	264	218	209
refus (kg MF)	912	694	782
% MS	58,0	53,2	53,2
refus (kg MS)	529	369	416
Total MF (kg)	1472	1224	1284
Total MS (kg)	793	588	625
Pertes MS (kg)	-8,7	-7,3	1,8

Bilan du compostage

Les polluants organiques et minéraux ont été quantifiés sur des échantillons moyens des différentes fractions du processus de compostage (boues B3, B3.1, B3.2, écorces, composts B3, B3.1, B3.2, refus). Le bilan du quatrième compostage est présenté dans les tableaux 15 et 16.

Tableau 15. Bilan du quatrième compostage pour les HAP et les éléments en traces

Avant compostage						
	Boues			Ecorces		
	B2	B2.1	B2.2	B2	B2.1	B2.2
quantité (kg MS)	313	239	250	472	341	377
polluants organiques (mg.kg ⁻¹ MS)						
Phénanthrène	0,64	316	0,64	0,11	0,11	0,11
Fluoranthène	0,86	382	0,86	0,05	0,05	0,05
Pyrène	0,92	70	0,92	<0,03	<0,03	<0,03
Benzo(a)pyrène	0,38	17	0,38	<0,02	<0,02	<0,02
polluants minéraux (mg.kg ⁻¹ MS)						
Zn	1302	1302	2483	40	40	40
Pb	196	196	528	<4,7	<4,7	<4,7
Ni	33	33	103	12	12	12
Cu	382	382	828	11	11	11
Cd	2	2	21	<0,5	<0,5	<0,5
Après compostage						
	Composts			Refus		
	B3	B3.1	B3.2	B3	B3.1	B3.2
quantité (kg MS)	264	218	209	529	369	416
polluants organiques (mg.kg ⁻¹ MS)						
Phénanthrène	0,34	8,6	0,31	0,23	8,45	0,21
Fluoranthène	1,04	12,7	1,3	1,27	12,4	0,55
Pyrène	0,36	8,17	0,62	0,45	7,9	0,48
Benzo(a)pyrène	0,22	10,78	0,49	0,25	6,95	0,29
polluants minéraux (mg.kg ⁻¹ MS)						
Zn	1034	1161	1749	423	733	1694
Pb	176	173	226	89	105	214
Ni	34	46,4	64,4	20,7	31,4	63
Cu	272	339	610	144	204	622
Cd	2	5	12	1	3	12
Rendements composts/boues avant compostage						
	Composts					
	B3	B3.1	B3.2			
polluants organiques (%)						
Phénanthrène	45	2	40			
Fluoranthène	102	3	126			
Pyrène	33	11	56			
Benzo(a)pyrène	49	58	108			
polluants minéraux (%)						
Zn	67	81	59			
Pb	76	81	36			
Ni	87	128	52			
Cu	60	81	62			
Cd	84	228	48			

Avant compostage les polluants proviennent essentiellement des boues. Les écorces contiennent des HAP et des éléments en traces mais en quantités nettement inférieures à celles des boues à l'exception du Ni dont la part dans les écorces représente de 10 à 26% du total. En ce qui concerne les HAP, le phénanthrène et le fluoranthène sont détectés.

Après compostage, les quantités de HAP retrouvées dans les composts non dopés en composés organiques (B3 et B3.2) s'échelonnent entre 33% pour le pyrène dans B3 et 126% pour le fluoranthène dans B3.2. Les valeurs sont plus faibles pour le compost dopé (B3.1) puisque seulement 2% du phénanthrène et 3% du fluoranthène présents dans la boue initiale sont retrouvés dans le compost. Les valeurs supérieures à 100% sont imputables à des problèmes d'hétérogénéité des échantillons qui conduisent à sous-estimer les quantités présentes avant compostage et/ou à surestimer celles présentes après compostage. Les pertes constatées sont dues au fait qu'une partie des boues adhère aux écorces. De ce fait, une fraction des polluants est retrouvée associée aux refus du compostage (tableau 12). De plus, des changements dans l'état physico-chimique des HAP peuvent se produire au cours du processus de compostage (adsorption, complexation aux constituants organiques plus ou moins forte selon les matrices, dégradation), modifiant leur extractabilité avant dosage.

En ce qui concerne les éléments en traces, les rendements sont du même ordre pour les composts non dopés B3 et B3.1 (de l'ordre de 70 à 80%). Le rendement du compostage de la boue dopée en constituants minéraux, B3.2 est un peu plus faible (50-60%). L'hétérogénéité des échantillons peut expliquer les variations dans les rendements et en particulier les valeurs supérieures à 100%. Comme dans le cas des HAP, une part importante des éléments en traces est éliminée dans les refus de criblage (tableau 16).

Tableau 16. Répartition des polluants entre les fractions composts et refus du quatrième compostage

	Composts (Refus)		
	B3	B3.1	B3.2
polluants organiques dans le compost (%)			
Phénanthrène	42 (58)	38 (62)	43 (57)
Fluoranthène	29 (71)	38 (62)	54 (46)
Pyrène	29 (71)	38 (62)	39 (61)
Benzo(a)pyrène	31 (69)	48 (52)	46 (54)
polluants minéraux dans le compost (%)			
Zn	55 (45)	48 (52)	34 (66)
Pb	50 (50)	49 (51)	35 (65)
Ni	45 (55)	47 (53)	34 (66)
Cu	49 (51)	50 (50)	33 (67)
Cd	50 (50)	50 (50)	33 (67)

Les refus de criblage retiennent plus de la moitié des HAP considérés. Les fractions retenues vont jusqu'à 71% pour le fluoranthène et le pyrène dans le compostage de B3, 62% pour le phénanthrène, le pyrène et le fluoranthène pour B3.1 et 61% pour le pyrène dans le compostage de B3.2. En ce qui concerne les éléments en traces, plus de 50% sont retrouvés dans les refus de criblage après compostage.

6.2.4 Caractéristiques des déchets et produits dérivés

Les déchets et composts utilisés sont issus de filières classiquement observées en France. Le législateur a retenu des éléments en traces et des composés traces organiques comme indicateurs de la qualité réglementaire des boues d'épuration et en a fixé les valeurs limites.

La qualité des matériaux épandus est conforme à cette réglementation et reste proche de la moyenne nationale à l'exception des composts dopés en éléments en traces et en polluants organiques (B3.1 et B3.2) (tableaux 18 et 19). Selon les filières de traitement et les origines des déchets, la valeur agronomique et les teneurs en polluants sont différentes. Les concentrations et la biodisponibilité des

éléments nutritifs et des polluants peuvent être modifiées. Ainsi, le compost B3 obtenu à partir d'une boue pâteuse (B2, issue de la déshydratation de B1), s'apparente à un amendement organique. Le compostage s'accompagne d'une diminution des teneurs en polluants (minéraux et organiques) et d'une augmentation de la matière organique stable.

La présence d'éléments en traces ou de polluants organiques dans les déchets et composts n'implique pas obligatoirement qu'ils soient mobiles ou biodisponibles. La mise en œuvre d'essais de laboratoire (tests écotoxicologiques, extraction chimiques sélectives) couplés à des mesures de terrain doit permettre de confronter les effets potentiels aux effets réels.

Les analyses des déchets et produits dérivés sont présentées dans les tableaux 17, 18 et 19 pour les éléments fertilisants, les polluants métalliques et organiques respectivement.

Tableau 17. Caractéristiques agronomiques des déchets et produits dérivés épandus sur l'expérimentation des 40 parcelles (livraisons 1, 2, 3 et 4)

matrice	livraison	MS	MO	C _{org}	N _{tot}	N _{NH4+}	C/N	pH _{eau}	CaO	MgO	P ₂ O ₅	K ₂ O
		%				total ‰						
B1	3	3,9	51,1	29,6	5,8	nd	5,1	7,6	101,9	6,8	92,4	8,2
	4	3,5	58,0	33,6	6,1	2,5	5,5	7,7	67,6	8,5	52,1	7,6
B2	1	22,0	48,3	27,2	3,5	nd	7,8	7,2	69,7	14,4	58,2	11,6
	2	29,0	52,8	28,8	3,9	nd	7,4	7,3	59,4	8,9	55,3	7,4
	3	18,0	50,1	27,8	4,0	nd	7,0	8,6	96,2	6,0	96,8	4,6
	4	26,1	45,3	26,2	4,0	0,8	6,5	7,8	81,7	8,6	59,0	7,2
B3	1	34,0	73,0	38,7	1,7	nd	23,1	6,1	36,2	7,8	20,5	7,0
	2	40,3	60,7	31,9	1,8	nd	17,7	6,0	38,2	7,2	30,9	9,8
	3	37,4	62,9	33,7	2,4	nd	13,9	6,4	63,5	4,5	50,4	6,9
	4	45,2	49,8	28,8	1,9	0,001	14,8	6,5	64,0	7,9	35,0	8,9
B3.1	1	39,1	39,9	24,2	0,6	nd	42,8	8,1	148,5	26,6	2,2	3,6
	2	37,1	61,0	33,1	2,0	nd	16,8	6,1	43,7	7,8	33,9	10,1
	3	37,2	76,3	40,1	1,8	nd	21,9	6,4	49,7	3,4	29,9	4,4
	4	43,3	43,6	25,2	2,2	0,001	11,4	6,4	75,3	9,1	41,0	10,3
B3.2	1	37,9	81,3	43,4	1,3	nd	33,9	5,6	25,6	5,0	12,1	6,4
	2	37,5	58,3	30,1	2,0	nd	15,6	5,9	46,0	8,8	38,3	10,9
	3	36,5	58,0	31,9	2,2	nd	14,5	6,5	68,9	5,2	49,8	8,6
	4	42,6	44,3	25,6	2,2	0,001	11,7	6,2	76,7	8,8	40,6	9,9
B4	1	43,4	80,5	42,5	1,3	nd	31,8	5,7	25,6	5,1	11,0	6,1
	2	45,1	37,3	22,9	0,6	nd	42,2	8,4	163,2	23,9	2,7	3,6
	3	52,3	40,2	23,8	0,7	nd	33,1	8,1	140,8	27,3	3,7	3,8
	4	49,8	35,0	20,2	0,7	0,001	30,1	7,9	175,6	33,9	2,6	2,9
C1	1	77,6	5,1	5,0	0,05	nd	108,7	8,9	20,3	34,3	1,1	38,1
	2	80,1	5,4	5,5	0,04	nd	134,2	9,1	24,9	49,1	1,0	37,7
	3	69,9	8,5	7,5	0,1	nd	99,2	9,6	18,2	25,4	3,2	40,3
	4	77,0	7,8	4,5	0,05	0	87,5	8,7	27,1	22,6	5,2	25,1
C2	1	67,5	38,2	21,0	1,1	nd	18,7	7,6	76,2	11,6	5,1	12,4
	2	82,3	40,2	21,9	1,0	nd	21,6	8,6	92,6	12,4	5,7	12,1
	3	85,6	50,7	26,9	1,8	nd	14,9	8,1	75,6	11,8	7,8	14,4
	4	86,9	34,3	19,8	1,2	0,06	16,0	8,7	88,3	15,5	6,4	11,1

nd : non déterminé

Tableau 18. Eléments en traces dans les différents déchets et produits dérivés épandus sur l'expérimentation des 40 parcelles (livraisons 1, 2, 3 et 4)

	Livraison	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.kg ⁻¹ MS				
Composition moyenne des boues urbaines épandues en France*		2,5	330	40	90	800
Valeurs limites réglementaires **		10***	1000	200	800	3000
B1	1	1,9	377	43	320	1008
	2	0,8	461	33	355	1107
	3	1,3	670	55	283	1690
	4	1,0	475	40	178	1280
B2	1	9,0	370	39	320	1166
	2	0,6	425	30	367	1230
	3	1,6	624	53	260	1736
	4	1,9	382	33	196	1302
B3	1	3,0	132	14	88	342
	2	1,5	211	17	185	551
	3	2,4	315	37	193	804
	4	1,9	272	34	176	1034
B3.1	1	3,00	66	14	46	196
	2	3,50	215	20	232	625
	3	2,27	303	47	200	826
	4	4,7	339	46	173	1161
B3.2	1	7	206	36	96	506
	2	11,5	746	109	425	1831
	3	9,57	419	127	389	1738
	4	11,5	610	64	226	1748
B4	1	0,6	174	12	31	199
	2	0,3	174	6	31	146
	3	< 0,1	140	11	21	141
	4	< 0,1	183	17	19	107
C1	1	0,60	76	124	140	282
	2	1,50	95	123	115	255
	3	0,25	121	151	115	331
	4	< 0,1	90	103	49	131
C2	1	1,80	204	19	501	673
	2	4,00	290	18	308	1136
	3	0,42	151	110	388	428
	4	1,0	230	29	296	2216

* Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture.
Dossier documentaire, ADEME Editions, 2000

** Décret du 08/12/97 et Arrêté du 08/01/98

*** A partir du 01/01/2004 et 15 du 01/01/2001 à 01/01/2004
valeurs en gras : concentrations supérieures aux seuils réglementaires

Tableau 19. Polluants organiques dans les différents déchets et produits dérivés épandus sur l'expérimentation des 40 parcelles (livraisons 1, 2, 3 et 4)

	Livraison	Benzo(a) Pyrène	Fluoranthène	Benzo(b) Fluoranthène	Somme 7 PCB
		mg.kg ⁻¹ MS			
Composition moyenne des boues urbaines épandues en France*		0,31	0,53	0,39	0,19
Valeurs limites réglementaires **		2	5	2,5	0,8
B1	1	< 0,05	4,2	< 0,05	0,04
	2	0,55	1,2	0,6	0,3
	3	0,28	1,2	0,5	0,3
	4	0,2	0,5	0,3	0,005
B2	1	< 0,05	< 0,05	0,1	0,1
	2	0,79	2,0	< 0,05	0,1
	3	0,21	1,0	0,5	0,4
	4	0,4	0,9	0,8	0,04
B3	1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,05
	2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,2
	3	0,08	0,4	< 0,05	0,2
	4	3	9,5	0,3	0,005
B3.1	1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,02
	2	13,2	< 0,05	0,46	0,15
	3	16,8	34,5	0,23	0,12
	4	10,8	40	0,6	0,005
B3.2	1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,01
	2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,30
	3	0,1	0,44	0,2	0,18
	4	0,5	1,3	0,5	0,005
B4	1	0,18	< 0,05	2,0	0,2
	2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,2
	3	< 0,05	< 0,05	0,13	0,2
	4	0,025	0,05	0,2	0,005
C1	1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< l.d.
	2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,02
	3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< l.d.
	4	0,025	0,025	0,025	0,005
C2	1	< 0,05	< 0,05	0,41	0,4
	2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,15
	3	0,06	< 0,05	0,12	0,26
	4	0,1	0,3	0,1	0,005

* Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture.

Dossier documentaire, ADEME Editions, 2000

** Décret du 08/12/97 et Arrêté du 08/01/98

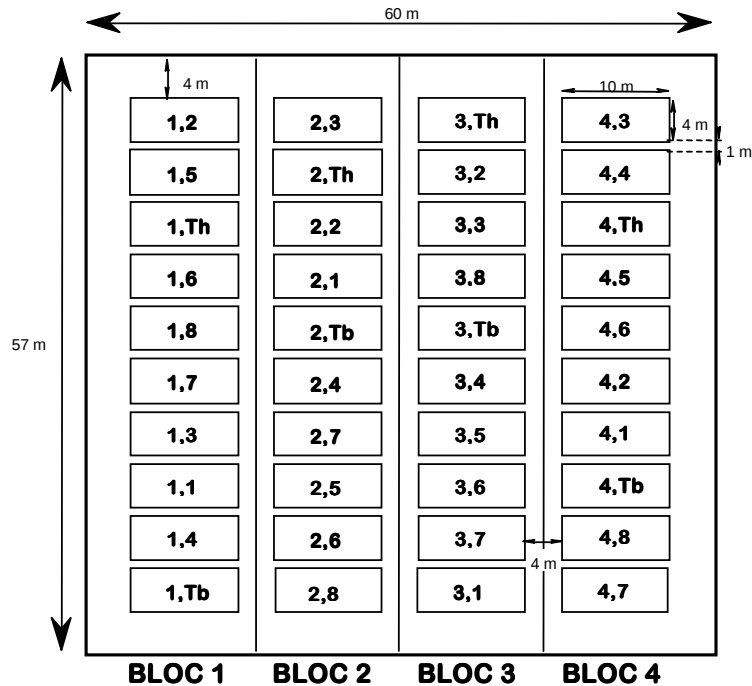
*** A partir du 01/01/2004 et 15 du 01/01/2001 à 01/01/2004

valeurs en gras : concentrations supérieures aux seuils réglementaires
en rouge : limites de quantification/2

7 Protocole expérimental

7.1 Plan expérimental

Le dispositif expérimental comporte 40 parcelles de 40m² disposées en 4 blocs (figure 5) (Schwartz *et al.*, 1998). Chaque bloc contient 1 parcelle par matrice épanchée et deux parcelles témoin Tb et Th.



Les parcelles ont un code : numéro du bloc, numéro de la matrice

- **B1** : boue digérée de station urbaine liquide
- **B2** : boue urbaine déshydratée en station
- **B3** : boue urbaine après déshydratation en station et compostage
- **B3.1** : boue urbaine dopée en polluants organiques avant compostage
- **B3.2** : boue urbaine dopée en polluants métalliques avant compostage
- **B4** : boue de papeterie de type mélangé
- **C1** : cendre de combustion de charbon
- **C2** : compost d'ordures ménagères

Tb : référence basse, fertilisation minérale minimale

Th : référence haute, fertilisation minérale optimale

Figure 5. Schéma du dispositif expérimental

7.2 Itinéraire technique

Le principe général du protocole de l'essai est décrit dans la figure 6. Chaque déchet ou produit dérivé est appliqué manuellement à une dose conforme à la réglementation (10t.ha⁻¹.an⁻¹ pendant 4 ans) soit 40 kg de MS par parcelle avant chaque culture.

Il y a deux témoins sans apport de déchet : le premier reçoit une fertilisation minérale minimale Tb, le second une fertilisation optimale pour la culture mise en place Th. La fertilisation haute correspond à la fertilisation optimale pour le couple sol-culture. La fertilisation basse est en limite de carence (teneur en éléments nutritifs).

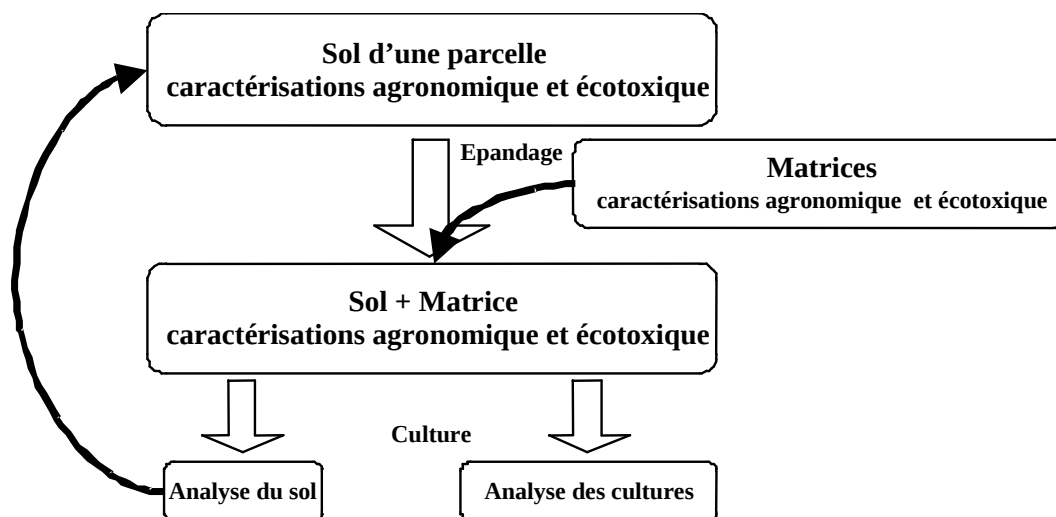


Figure 6. Schéma de principe du déroulement du protocole expérimental

7.2.1 Echantillonnage des sols

Le sol témoin de surface (0-20 cm) a été prélevé dans les allées de l'essai afin de constituer un stock. Un point zéro de la qualité du sol de l'essai est effectué. Par la suite, des échantillons moyens de terre sont régulièrement prélevés sur les parcelles après épandage des matrices et après récolte des végétaux. Les échantillonnages sont systématiquement effectués suivant le même plan décrit dans la figure 7.

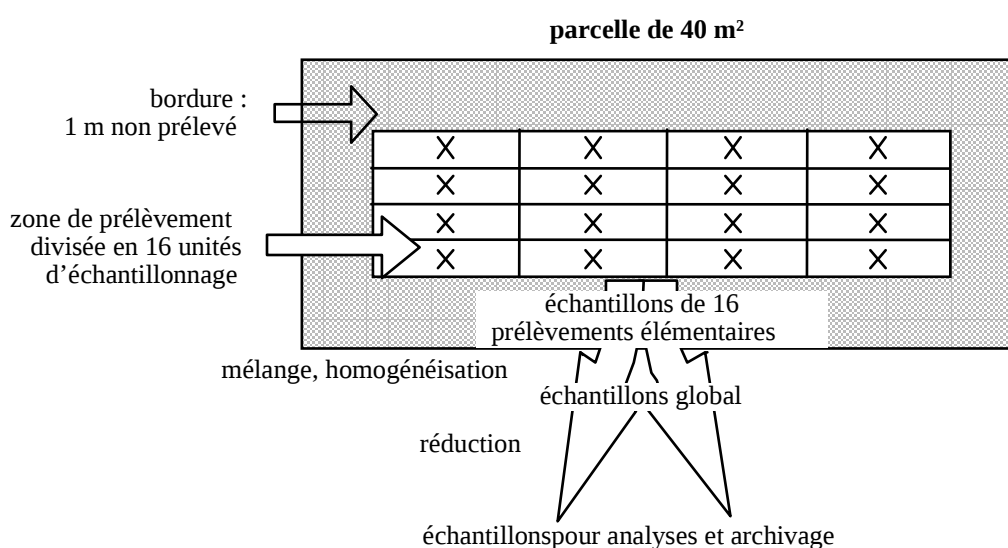


Figure 7. Echantillonnage de sol

7.2.2 Travail du sol et fertilisation

Le travail du sol consiste essentiellement en un labour à 20 cm de profondeur avec un outil du type motoculteur de gros gabarit simulant un labour avec tracteur tout en préservant chaque parcelle d'un mélange avec de la terre des parcelles voisines. Le labour permet d'incorporer les matrices. Il est suivi d'un passage de la fraise du motoculteur (rotovator) afin de préparer le lit de semis.

Les engrais sont apportés manuellement et répartis de façon homogène sur chaque parcelle à des doses conseillées par le CETIOM et la Chambre Régionale d'Agriculture de Lorraine (tableau 20). Tous les engrais apportés ont été analysés par le Laboratoire d'Analyse des Matières Fertilisantes de la Station Agronomique de l'Aisne, à Laon. L'objectif de ces analyses est de vérifier leur teneurs en éléments fertilisants (N, P, K, S) et en éléments en traces (tableaux 21, 22 et 23). Ces caractérisations permettent de connaître la contribution des engrais à l'entrée de polluants métalliques dans les sols en comparaison aux entrées de métaux liées aux apports de déchets et produits dérivés (tableau 23).

Tableau 20. Fertilisation minérale de l'essai (unités ha⁻¹)

	N		P		K		S	
	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th
colza de printemps								
25.04.1997	48	75	30	50	30	50	50	70
blé d'hiver								
09.03.1998	50	50	-	-	-	-	-	-
24.04.1998	50	100	-	-	-	-	-	-
colza d'hiver								
12.10.1998	-	-	50	100	50	90	-	-
15.03.1999	30	45	-	-	-	-	50	75
02.04.1999	50	75	-	-	-	-	-	-
23.04.1999	20	30	-	-	-	-	-	-
blé d'hiver								
09.03.2000	50	50	-	-	-	-	-	-
20.04.2000	50	100	-	-	-	-	-	-
blé d'hiver								
27.03.2001	50	50	-	-	-	-	-	-
27.04.2001	50	100	-	-	-	-	-	-
maïs								
31.05.2002	120	140						
27.05.2003	120	140						
14.06.2004	120	140						
15.06.2005	120	140						

Tableau 21. Teneurs en éléments nutritifs et en métaux des engrais apportés aux 40 parcelles

Engrais	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	SO ₃	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
	%				mg.kg ⁻¹						
Super 46 P	-	47	-	-	13,8	161	35,8	<0,2	55,4	<2,0	608
Sulfate d'ammoniaque 21%N	21,6	-	-	61,5	0,02	2,4	1,1	<0,2	<1,5	<2,0	<1,3
Ammonitrate 33,5%	33,8	-	-	-	0,07	5,5	1,7	<0,2	4,3	<2,0	1,9
Chlorure de potassium 60%	-	-	59,3	-	0,30	5,0	<1,0	<0,2	2,8	<2,0	2,5
Triple 15	15,3	15,1	16,2	-	5,9	30,9	17,2	<0,2	19,1	<2,0	199

Tableau 22. Quantités d'engrais apportés aux 40 parcelles

date d'apport	Dose d'apport d'engrais (kg.parcelle ⁻¹)									
	super 46 P		sulfate d'ammonium		ammonitrate		chlorure de potassium		triple 15	
	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th
25/04/97			0,326	0,455					0,800	1,330
09/03/98					0,600	0,600				
24/04/98					0,600	1,200				
12/10/98	0,425	0,850					0,337	0,600		
15/03/99			0,326	0,489	0,154	0,220				
02/04/99					0,600	0,900				
23/04/99					0,150	0,220				
09/03/00					0,600	0,600				
20/04/00					0,600	1,200				
27/03/01					0,600	0,600				
27/04/01					0,600	1,200				
31/05/02					1,700	2,040				
27/05/03					1,700	2,040				
14/06/04					1,700	2,040				
15/06/05					1,700	2,040				

Tableau 23. Quantités de métaux apportées aux 40 parcelles par les engrais minéraux (g.ha⁻¹)

date	Cd		Cr		Cu		Ni		Zn	
	g.ha ⁻¹									
	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th	Tb	Th
25/04/97	1,18	1,96	6,38	10,55	3,53	5,84	3,80	6,40	39,8	66,2
total 1997	1,18	1,96	6,38	10,55	3,53	5,84	3,80	6,40	39,8	66,2
9/03/98	0,01	0,01	0,83	0,83	0,26	0,26	0,06	0,60	0,30	0,30
24/04/98	0,01	0,02	0,83	1,65	0,26	0,51	0,60	1,30	0,30	0,60
12/10/98	1,49	2,98	17,53	34,96	3,80	7,61	6,10	12,20	64,80	129,60
total 1998	1,51	3,01	19,18	37,44	4,31	8,37	7,40	14,1	65,4	130,4
15/03/99	0,00	0,01	0,41	0,60	0,16	0,23	0,20	0,20	0,10	0,10
2/04/99	0,01	0,02	0,83	1,24	0,26	0,38	0,60	1,00	0,30	0,40
23/04/99	0,00	0,00	0,21	0,30	0,06	0,09	0,20	0,20	0,10	0,10
total 1999	0,02	0,03	1,44	2,14	0,47	0,70	1,00	1,40	0,40	0,60
9/03/00	0,01	0,01	0,83	0,83	0,26	0,26	0,60	0,60	0,30	0,30
20/04/00	0,01	0,02	0,83	1,65	0,26	0,51	0,60	1,30	0,30	0,60
total 2000	0,02	0,03	1,65	2,48	0,51	0,77	1,30	1,90	0,60	0,90
27/03/01	0,01	0,01	0,83	0,83	0,26	0,26	0,60	0,60	0,30	0,30
27/04/01	0,01	0,02	0,83	1,65	0,26	0,51	0,60	1,30	0,30	0,60
total 2001	0,02	0,03	1,65	2,48	0,51	0,77	1,30	1,90	0,60	0,90
31/05/02	0,03	0,03	2,37	2,81	0,74	0,87	1,70	2,21	0,85	1,02
27/05/03	0,03	0,03	2,37	2,81	0,74	0,87	1,70	2,21	0,85	1,02
14/06/04	0,03	0,03	2,37	2,81	0,74	0,87	1,70	2,21	0,85	1,02
15/06/05	0,03	0,03	2,37	2,81	0,74	0,87	1,70	2,21	0,85	1,02
total 2002-05	1,20	1,20	9,48	11,24	2,96	3,48	6,80	8,84	3,40	4,08
TOTAL 1997-2005	3,95	6,26	39,77	66,31	12,30	19,93	21,60	34,64	110,20	203,00
soit en cumul pour la période 1997-2005 en mg.kg ⁻¹ terre de surface (0-25 cm, densité 1,4)										
	0,001	0,002	0,011	0,019	0,004	0,006	0,006	0,010	0,031	0,058



Photographie 6. Travail du sol, fertilisation et traitements phytosanitaires sur les 40 parcelles

7.2.3 Matériel végétal

- Le cultivar de colza de printemps utilisé est Jaguar. Les semences sont traitées au thirame et au mercaptodiméthure. Le semis a été réalisé le 01.05.1997 à la dose de 5 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de blé d'hiver utilisé est Texel (PMG : 53-56 g). Le semis a été réalisé le 18.10.1997 à la dose de 190 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de colza d'hiver utilisé est Amber (PMG : 5,20 g). Les semences sont traitées au thirame et à l'isophenphos. Le semis a été réalisé le 08.09.1998 à la dose de 6 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de blé d'hiver utilisé est Texel (PMG : 53-56 g). Le semis a été réalisé le 16.10.99 à la dose de 190 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de blé d'hiver utilisé est Texel (PMG : 53-56 g). Le semis a été réalisé le 18.10.00 à la dose de 190 kg ha⁻¹.
- Le cultivar de maïs hybride utilisé est ANJOU 258. Cette variété est expérimentée en fourrage dans les différentes zones du réseau AGPM-Technique, ITCF et Seproma. Les semences sont traitées au thirame, imidaclopride et au triticonazole. Le semis a été réalisé au semoir de précision à 6 rangs, à un interrang de 0,75 m et à la dose de 100 000 grains ha⁻¹ en mai 2002, 2003, 2004 et 2005.

7.2.4 Echantillonnage des végétaux

Lors des prélèvements végétaux, une bordure d'1m autour des parcelles est systématiquement mise à l'écart de l'échantillonnage.

Le colza de printemps (1997) a été prélevé manuellement sur 3 placettes d'1m² par parcelle pour obtenir des échantillons représentatifs. Les plantes entières ont été pesées et analysées.

Le blé d'hiver (1998) a été récolté avec une moissonneuse batteuse équipée d'une barre de coupe de 2m. L'intégralité du blé de chaque parcelle a ainsi été récoltée. Les pailles ont systématiquement été exportées, sauf pour la culture de 98-99.

Le colza d'hiver (1999) a été récolté avec une moissonneuse batteuse adaptée pour la récupération de

l'intégralité du grain récolté sur la parcelle. Pour cette culture, un prélèvement de 10 pieds de colza a été réalisé par parcelle au stade fin floraison afin de déterminer des teneurs en métaux dans les feuilles. Cette détermination n'est plus possible à maturité, lors de la récolte.

Les blé d'hiver (2000 et 2001) ont été récoltés avec une moissonneuse batteuse équipée d'une barre de coupe de 2m. L'intégralité du blé de chaque parcelle a ainsi été récoltée. De plus, 1 m² par parcelle a été récolté pour définir la répartition de la production de biomasse par organe (tige, feuille et épis).



Photographie 7. Semis et récolte du blé d'hiver

Le maïs (2002, 2003, 2004 et 2005) a été récolté avec une ensileuse expérimentale à un rang. L'intégralité du maïs de chaque parcelle a ainsi été récoltée en laissant 1 m à chaque extrémité de parcelle et 1 rang de part et d'autre afin d'éviter les effets de bords. Un prélèvement de 10 pieds de maïs a été réalisé par parcelle afin de mesurer les productions de biomasse et les teneurs en polluants par organe en 2004.



Photographie 8. Semis, récolte et ensilage du maïs

7.2.5 Données météorologiques

Les données météorologiques (températures minimales et maximales, précipitations) sont régulièrement relevées et disponibles au Centre INRA de Champenoux, directement voisin du site d'expérimentation. Depuis 2004, une station météorologique complète est installée directement sur le site (financement INRA, photographie 9). Des mises au point techniques sont actuellement en cours avec le fournisseur, en particulier pour le traitement des données pour le calcul de l'ETP.



Photographie 9. Station météorologique du site de la Bouzule

Une synthèse de l'itinéraire technique et des opérations menées jusqu'en 2005 sur le site est présentée en figure 8.

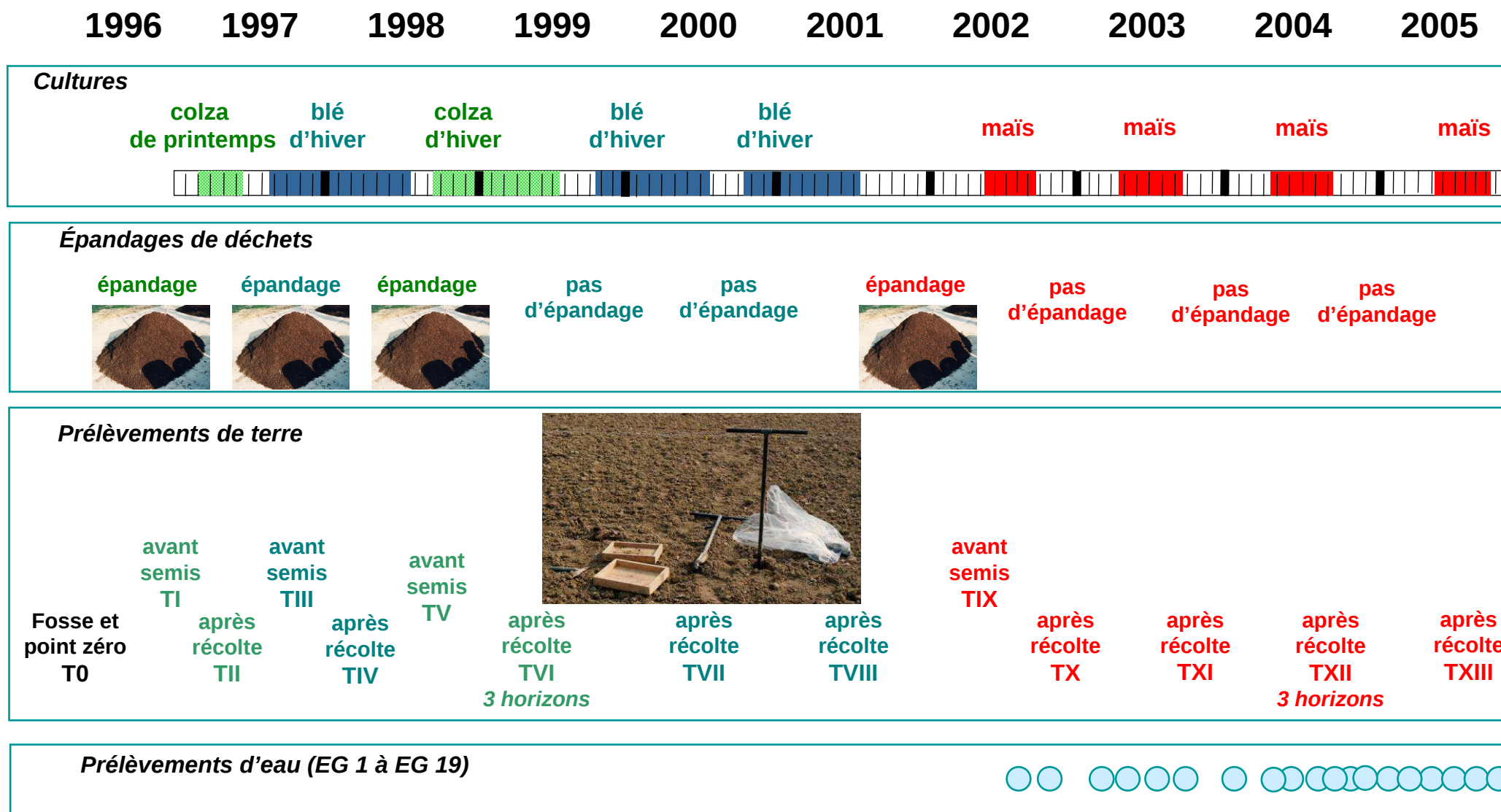


Figure 8. Itinéraire technique réalisé jusqu'en 2006 - Principales interventions sur le site des 40 parcelles

7.3 Protocoles des caractérisations analytiques

7.3.1 Analyse des éléments en traces et des polluants organiques

Les analyses physico-chimiques permettent de déterminer les teneurs en substances polluantes ou les paramètres globaux renseignant sur la présence d'un ensemble de polluants. Dans le cadre de ce programme de recherche les caractérisation analytiques concernent les éléments en traces totaux (Cd, Ni, Pb, Zn) et les polluants organiques (HAP et PCB). Le dosage des éléments en traces totaux est réalisé par ICP-AES (NF EN ISO 11885) après minéralisation des matrices, des sols et des végétaux (normes NF ISO 11466, 1995 et NF X 31-151, 1993). Le dosage des polluants organiques est réalisé suivant les protocoles normalisés XP X 33-012, 2000 et NF ISO 13877 (1999).

7.3.2 Essais de lixiviation (extractions partielles)

Des expériences de lixiviation des terres des parcelles ont été réalisées afin d'approcher la biodisponibilité des polluants pour les plantes. Les essais préliminaires (Lévy, 2001) ont permis de sélectionner le protocole suivant : CaCl_2 0,1 M, rapport L/S=10, extraction par agitation pendant 2h, séparation par filtration à 0,2 μm pour le dosage des métaux et à 0,45 μm pour le dosage des polluants organiques (HAP et PCB).

7.3.3 Tests biologiques de toxicité

Les tests biologiques de toxicité sur daphnies, bactéries (Microtox®) et algues (tableau 24) ont été réalisés sur l'éluat obtenu par lixiviation (Jauzein *et al.*, 1999 ; NF X 31-210, 1998) des différents déchets et des échantillons de terre collectés.

Tableau 24. Tests biologiques de toxicité réalisés sur les éluats des déchets et des échantillons de terre

Types de tests	Organismes utilisés	Critères d'effet	Niveau trophique	Normes
Aigu	Daphnies (<i>Daphnia magna</i>)	Mobilité	Consommateur	NF EN ISO 6341
	Bactéries (<i>Vibrio fischeri</i>)	Luminescence	Décomposeur	NF EN ISO 11348-3
Chronique	Algues unicellulaires (<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>)	Croissance	Producteur primaire	NF T 90-375

7.3.4 Suivi des eaux gravitaires

En complément aux tests de lixiviation réalisés au laboratoire sur les terres pour mesurer la fraction des polluants dans la solution du sol, 10 parcelles correspondant à 1 bloc) sont équipées avec des plaques lysimétriques. Le choix de cet équipement a été fait avec l'aide de l'équipe Cycles Biogéochimiques de l'INRA de Nancy qui a une longue expérience dans l'équipement de parcelles forestières.

Ces dispositifs lysimétriques en acier inoxydable 316L (photographie 10), qualité d'inox qui limite au maximum la corrosion électrochimique et bactérienne, permettent la collecte d'eau gravitaire du sol. Les dispositifs sont placés sous l'horizon labouré (35 cm de profondeur), en limite haute de l'horizon Bg. Deux plaques sont implantées par parcelle sur un bloc de l'essai, soit un total de 20 dispositifs pour 10 parcelles. Les 2 plaques de chaque parcelle sont connectées par des collecteurs en acier inoxydable reliés à une bonbonne en verre. L'ensemble collecteurs-bonbonnes est disposé dans un regard enterré et couvert.

Des essais de mise en place et de collecte d'eau ont été réalisés au printemps 2001 sur le site des 40 parcelles de la Bouzule. Ils ont permis de démontrer l'efficacité des plaques lysimétriques pour la collecte d'eau gravitaire dans les conditions pédologiques de l'essai.

Après chaque épisode pluvieux significatif, les échantillons d'eau sont collectés et conservés. En fonction de l'importance des volumes collectés, certains échantillons seront regroupés afin de permettre une quantification optimale des éléments en traces métalliques et des polluants organiques. Compte tenu des apports de N et P occasionnés par les épandages des boues liquides et déshydratées, ces deux paramètres sont également mesurés sur les eaux gravitaires collectées par les plaques lysimétriques.

8 RESULTATS

8.1 Suivi agronomique de la qualité du sol

Des prélèvements de terre ont été effectués à différents temps :

T ₀ :	point zéro	26.03.97
TI :	après épandage , avant culture de colza de printemps	29.05.97
TII :	après récolte du colza de printemps	04.09.97
TIII :	après épandage , avant culture du blé d'hiver	09.10.97
TIV :	après récolte du blé d'hiver	05.08.98
TV :	après épandage , avant culture du colza d'hiver	08.09.98
TVI :	après récolte du colza d'hiver (3 horizons)	09.09.99
TVII :	après récolte du blé d'hiver	11.08.00
TVIII :	après récolte du blé d'hiver , avant épandage	24.08.01
TIX :	après épandage , avant culture du maïs	25.04.02
TX :	après récolte du maïs	21.11.02
TXI :	après récolte du maïs	01.10.03
TXII :	après récolte du maïs (3 horizons)	02.12.04
TXIII :	après récolte du maïs	06.10.05

Les résultats analytiques pour des indicateurs de fertilité (carbone organique, matières organiques, azote total, C/N et P_{Olsen}) sont disponibles pour 14 dates de prélèvement (tableau 25).

Dans nos conditions d'apport cumulé de 40 t de matière sèche de déchets et de composts à l'hectare (sur 8 cultures successives), des augmentations significatives des teneurs en azote total et en phosphore biodisponible sont mesurées dans l'horizon de surface du sol après les 3 premiers épandages pour les boues B1 et B2 (tableau 25, figures 9 et 11). Pour les boues B1 et B2, lorsque les épandages sont suspendus (les 2 dernières années de suivi), les concentrations en azote ont tendance à diminué (pertes d'azote ou consommation par les cultures) alors que les concentrations en phosphore restent identiques. L'accumulation plus forte de phosphore dans les horizons de surface amendés avec les 2 boues couplée à une disparition moins rapide de cet élément contribue à proposer le phosphore comme base du raisonnement des doses d'apports de boues.

Le compost de boue urbaine, la boue industrielle de papeterie, le compost d'ordures ménagères, les cendres de combustion et le témoin (fertilisation minérale), bien qu'apportant des quantités d'éléments nutritifs différentes, ont des effets comparables sur les teneurs en azote et en phosphore assimilable des sols. Ceci peut s'expliquer par la fertilisation minérale uniforme réalisée sur toutes les parcelles en complément des apports de déchets. Les teneurs en éléments nutritifs des parcelles ayant reçu la boue liquide ou la boue pâteuse sont significativement supérieures à celles des autres traitements. Ce constat plus marqué pour le phosphore que pour l'azote contribue à proposer le phosphore comme base du raisonnement des doses d'apports de boues.

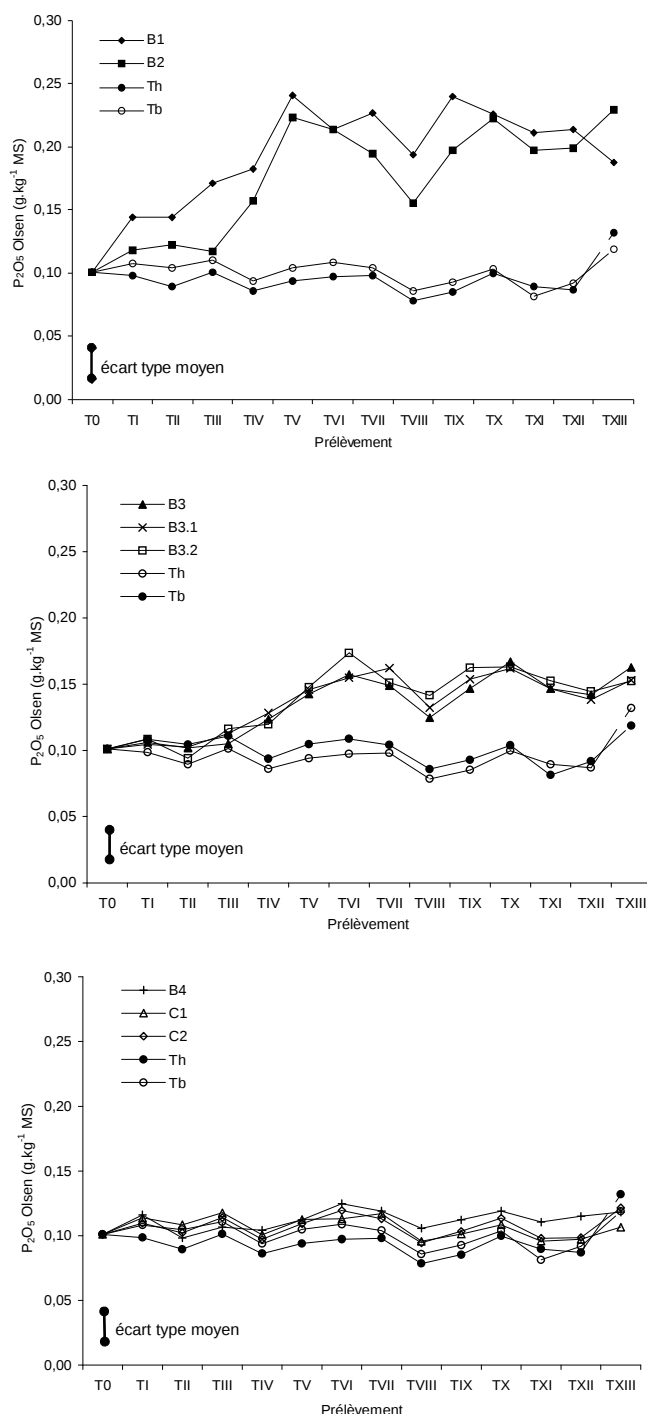
Tableau 25. Evolution de la fertilité des terres de surface des 40 parcelles de mars 1997 à octobre 2005

	tps	B1	B2	B3	B31	B32	B4	C1	C2	Tb	Th
C_{org} %	T ₀	----- 1,75 -----									
	I	1,93	1,77	1,76	1,85	1,77	1,90	1,82	1,88	1,77	1,69
	II	1,84	1,77	1,68	1,81	1,74	1,77	1,85	1,84	1,73	1,62
	III	1,97	1,75	1,65	1,88	1,83	1,83	1,90	1,93	1,66	1,80
	IV	1,95	1,81	1,77	1,88	1,85	1,90	1,83	1,86	1,69	1,61
	V	2,05	2,06	1,93	2,06	2,01	2,04	1,92	1,97	1,81	1,69
	VI	1,99	2,01	1,99	2,25	2,14	1,97	1,91	1,92	1,71	1,80
	VII	2,01	1,89	1,88	1,96	1,89	1,85	1,93	1,91	1,65	1,77
	VIII	1,98	1,83	1,86	1,99	2,01	1,95	1,90	1,86	1,78	1,66
	IX	2,09	2,00	1,98	2,04	2,14	1,99	1,91	1,92	1,75	1,69
	X	1,96	1,85	1,87	1,94	1,96	1,93	1,83	1,80	1,71	1,61
	XI	1,97	1,90	1,86	1,91	1,99	1,92	1,86	1,86	1,70	1,65
	XII	1,92	1,81	1,81	1,80	1,87	1,86	1,78	1,75	1,65	1,51
	XIII	1,81	1,88	1,87	1,89	1,89	1,95	1,84	1,84	1,76	1,75
MO %	T ₀	----- 3,01 -----									
	I	3,32	3,04	3,03	3,18	3,04	3,27	3,13	3,23	3,05	2,91
	II	3,16	3,05	2,89	3,11	2,99	3,04	3,18	3,16	2,98	2,79
	III	3,39	3,02	2,84	3,23	3,14	3,14	3,27	3,32	3,09	2,85
	IV	3,35	3,10	3,05	3,23	3,18	3,26	3,15	3,20	2,91	2,77
	V	3,53	3,54	3,31	3,54	3,46	3,51	3,29	3,39	3,11	2,90
	VI	3,42	3,46	3,43	3,87	3,69	3,40	3,29	3,29	2,94	3,09
	VII	3,46	3,25	3,24	3,38	3,26	3,18	3,33	3,28	2,84	3,04
	VIII	3,42	3,14	3,19	3,42	3,45	3,36	3,26	3,20	3,06	2,86
	IX	3,59	3,43	3,41	3,50	3,69	3,42	3,28	3,30	3,02	2,91
	X	3,38	3,18	3,21	3,34	3,38	3,33	3,15	3,10	2,94	2,77
	XI	3,41	3,28	3,22	3,30	3,44	3,32	3,22	3,21	2,94	2,84
	XII	3,32	3,14	3,13	3,12	3,24	3,22	3,07	3,03	2,85	2,62
	XIII	3,14	3,25	3,24	3,26	3,27	3,37	3,17	3,19	3,05	3,01
N_{tot} %	T ₀	----- 0,19 -----									
	I	0,22	0,20	0,19	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20	0,18
	II	0,21	0,20	0,19	0,20	0,19	0,19	0,20	0,21	0,19	0,19
	III	0,24	0,20	0,19	0,21	0,20	0,20	0,20	0,21	0,20	0,19
	IV	0,22	0,21	0,20	0,21	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,20
	V	0,25	0,25	0,21	0,22	0,22	0,20	0,20	0,22	0,20	0,19
	VI	0,21	0,21	0,20	0,22	0,21	0,19	0,19	0,20	0,18	0,19
	VII	0,21	0,20	0,19	0,20	0,19	0,19	0,19	0,20	0,18	0,18
	VIII	0,21	0,19	0,19	0,20	0,20	0,19	0,19	0,20	0,19	0,17
	IX	0,22	0,21	0,20	0,20	0,21	0,19	0,18	0,20	0,18	0,18
	X	0,19	0,18	0,18	0,18	0,18	0,18	0,17	0,18	0,17	0,16
	XI	0,20	0,20	0,19	0,19	0,19	0,18	0,18	0,19	0,17	0,17
	XII	1,89	1,80	1,72	1,69	1,73	1,68	1,66	1,71	1,60	1,50
	XIII	1,79	1,90	1,83	1,80	1,79	1,82	1,71	1,82	1,75	1,74

Tableau 25 (suite). Evolution de la fertilité des terres de surface des 40 parcelles de mars 1997 à octobre 2005

	tps	B1	B2	B3	B31	B32	B4	C1	C2	Tb	Th
C/N	T ₀	----- 9,47 -----									
	I	8,90	8,73	9,25	9,29	9,00	9,54	9,17	9,23	8,98	9,19
	II	8,82	8,91	9,04	9,30	8,96	9,12	9,20	8,98	8,96	8,74
	III	8,35	8,66	8,62	9,20	9,07	9,29	9,36	9,18	8,87	8,70
	IV	8,68	8,67	9,04	9,17	9,11	9,59	9,35	8,91	8,61	8,00
	V	8,37	8,38	9,21	9,44	9,27	10,02	9,52	8,87	9,00	9,06
	VI	9,51	9,42	10,06	10,19	10,38	10,29	10,21	9,65	9,58	9,69
	VII	9,58	9,48	9,79	10,06	9,96	9,98	10,13	9,60	9,39	9,60
	VIII	9,48	9,49	9,98	9,93	10,15	10,16	9,97	9,44	9,55	9,64
	IX	9,47	9,40	9,94	10,15	10,34	10,50	10,42	9,69	9,65	9,56
	X	10,49	10,09	10,58	10,73	10,79	11,09	10,74	10,18	10,20	10,28
	XI	9,80	9,54	9,89	9,99	10,25	10,50	10,50	9,85	9,77	9,63
	XII	10,21	10,07	10,55	10,70	10,83	11,05	10,73	10,25	10,35	10,08
	XIII	10,15	9,87	10,25	10,50	10,58	10,70	10,78	10,15	10,06	10,03
P₂O₅	T ₀	----- 0,101 -----									
Olsen	I	0,144	0,118	0,106	0,105	0,109	0,116	0,114	0,110	0,108	0,099
‰	II	0,145	0,122	0,102	0,103	0,094	0,098	0,109	0,102	0,105	0,090
	III	0,171	0,118	0,105	0,113	0,116	0,107	0,118	0,114	0,111	0,101
	IV	0,183	0,158	0,124	0,128	0,120	0,104	0,101	0,097	0,094	0,086
	V	0,241	0,223	0,143	0,146	0,148	0,112	0,113	0,109	0,105	0,094
	VI	0,214	0,214	0,157	0,155	0,174	0,125	0,113	0,120	0,097	0,109
	VII	0,227	0,195	0,149	0,162	0,151	0,119	0,117	0,113	0,098	0,104
	VIII	0,194	0,156	0,125	0,132	0,142	0,106	0,096	0,095	0,086	0,079
	IX	0,240	0,197	0,147	0,154	0,163	0,112	0,101	0,103	0,093	0,085
	X	0,226	0,222	0,167	0,162	0,163	0,119	0,109	0,114	0,104	0,100
	XI	0,212	0,198	0,147	0,147	0,153	0,111	0,096	0,098	0,090	0,081
	XII	0,214	0,199	0,142	0,138	0,145	0,115	0,097	0,099	0,092	0,087
	XIII	0,188	0,229	0,163	0,153	0,152	0,118	0,107	0,122	0,119	0,132

Figure 9. Evolution des teneurs en P_2O_5 Olsen des terres de surface des 40 parcelles

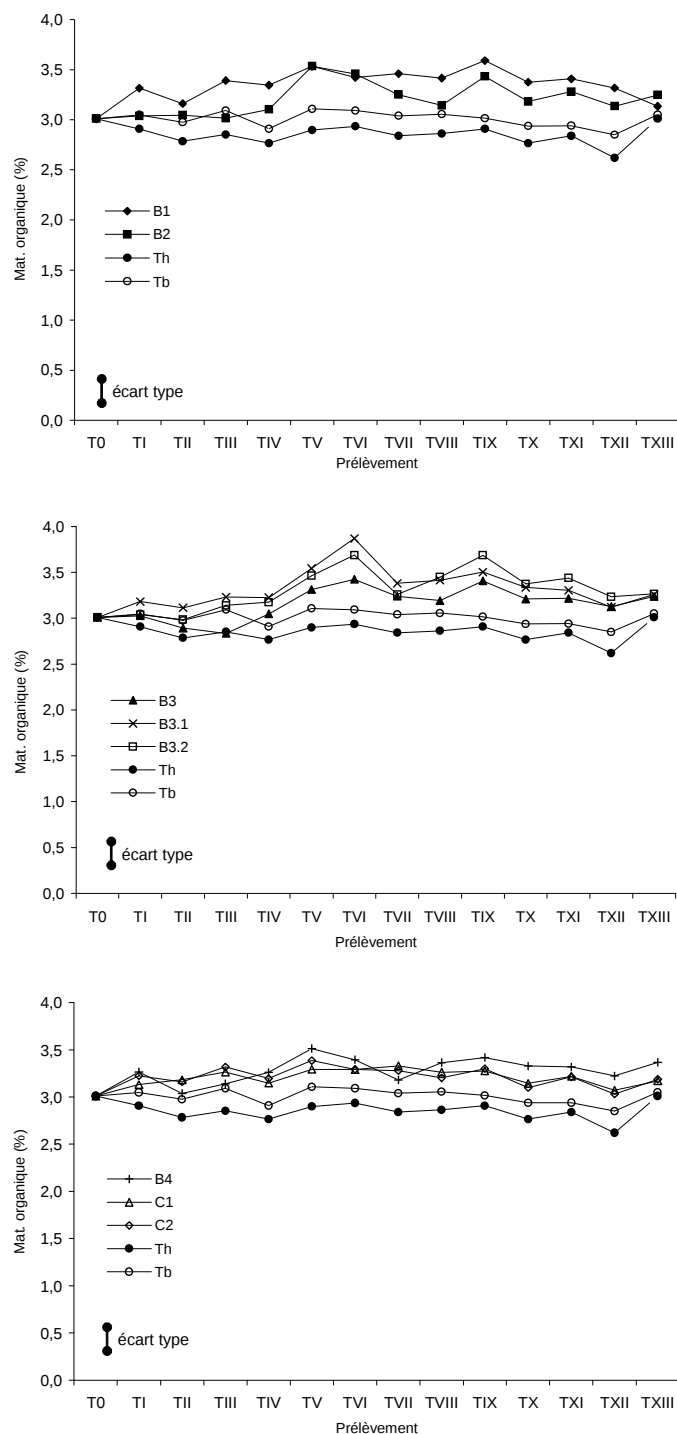


Légende :

T0 : point zéro ; **T1** : après épandage, avant culture du colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver ; **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver ; **TVII** : après récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : après récolte du blé d'hiver ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs

B1 : boue digérée de station urbaine liquide ; **B2** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station ; **B3** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station et compostée ; **B3.1** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants organiques avant déshydratation et compostée ; **B3.2** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants métalliques avant déshydratation et compostée ; **B4** : boue de papeterie de type mélangé (mixte biologique, boue de désencrage et thermomécanique) ; **C1** : cendres de combustion de charbon ; **C2** : compost d'ordures ménagères ; **Tb** : traitement fertilisation minérale basse ; **Th** : traitement fertilisation minérale haute

Figure 10. Evolution des teneurs en matières organiques des terres de surface des 40 parcelles

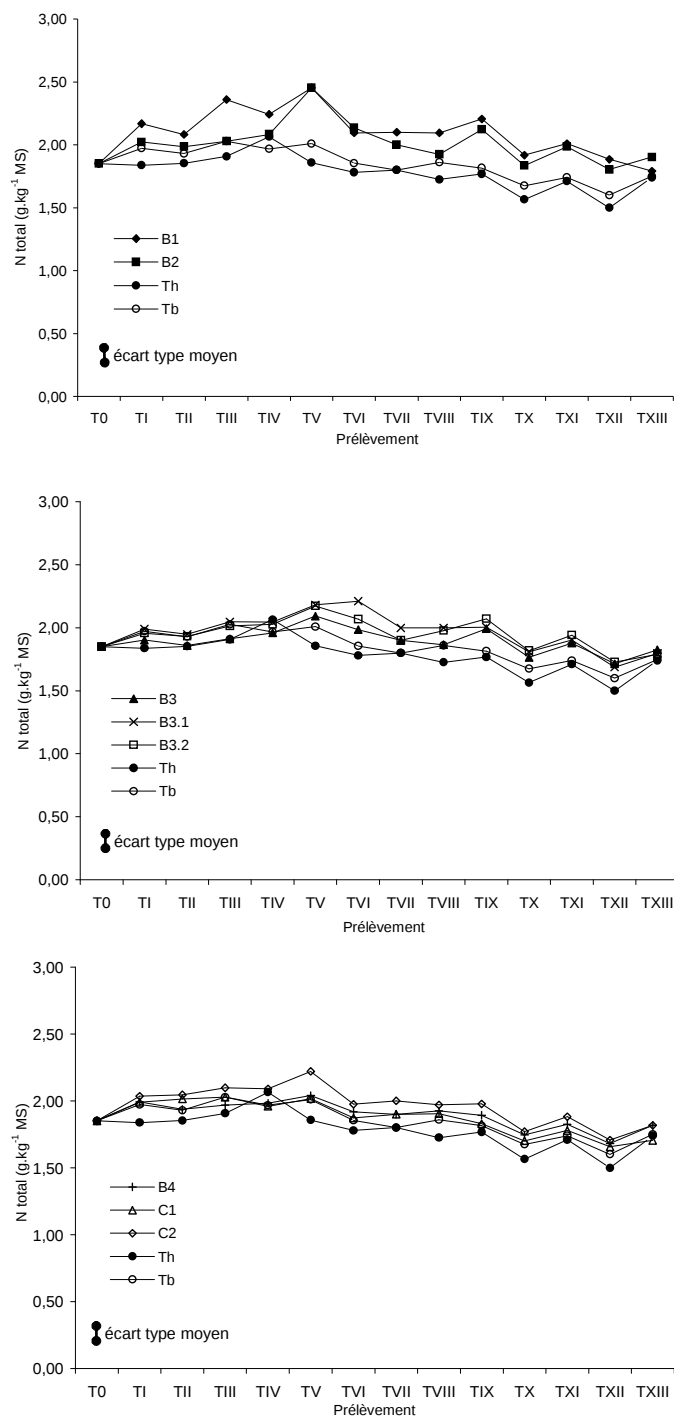


Légende :

T0 : point zéro ; **T1** : après épandage, avant culture du colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver ; **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver ; **TVII** : après récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : après récolte du blé d'hiver ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs

B1 : boue digérée de station urbaine liquide ; **B2** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station ; **B3** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station et compostée ; **B3.1** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants organiques avant déshydratation et compostée ; **B3.2** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants métalliques avant déshydratation et compostée ; **B4** : boue de papeterie de type mélangé (mixte biologique, boue de désencrage et thermomécanique) ; **C1** : cendres de combustion de charbon ; **C2** : compost d'ordures ménagères ; **Tb** : traitement fertilisation minérale basse ; **Th** : traitement fertilisation minérale haute

Figure 11. Evolution des teneurs en azote des terres de surface des 40 parcelles



Légende :

T0 : point zéro ; **T1** : après épandage, avant culture du colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver ; **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver ; **TVII** : après récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : après récolte du blé d'hiver ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs

B1 : boue digérée de station urbaine liquide ; **B2** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station ; **B3** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station et compostée ; **B3.1** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants organiques avant déshydratation et compostée ; **B3.2** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants métalliques avant déshydratation et compostée ; **B4** : boue de papeterie de type mélangé (mixte biologique, boue de désencrage et thermomécanique) ; **C1** : cendres de combustion de charbon ; **C2** : compost d'ordures ménagères ; **Tb** : traitement fertilisation minérale basse ; **Th** : traitement fertilisation minérale haute

8.2 Concentrations en éléments en traces dans les terres de surface

Les éléments en traces ont été dosés dans les échantillons de terres de surface des parcelles au cours du temps pour 13 points de prélèvement et jusqu'au point TXII (tableau 26 ; figures 12, 13 et 14).

Pour le point de prélèvement TXII, les éléments en traces ont été dosés dans les échantillons de terres selon les 3 horizons H0, H1 et H2 (H0 : horizon de surface ; H1 : horizon 30-50 cm et H2 : horizon 80-100 cm) des parcelles au cours du temps.

Dans l'ensemble, il n'y a pas d'augmentation significative des teneurs en éléments en traces totaux dans les sols en surface par rapport aux années précédentes, quels que soient les déchets ou composts épandus. Concernant l'élément Zn, une légère tendance à l'accumulation est montrée dans les horizons de surface et en profondeur (augmentation de 20 % environ après 8 ans), les autres métaux Cu, Ni et Pb sont présents à des concentrations équivalentes à celles du point zéro.

Par contre ; les teneurs en Cd ont augmentées dans le sol des parcelles expérimentales passant de 0,07 mg.kg⁻¹ MS à 30 mg.kg⁻¹ MS après 8 ans dans les horizons de surface.

Ainsi, une hétérogénéité des résultats est observée sur le site pour chacun des éléments métalliques analysés. Néanmoins, ces valeurs ne laissent pas présager que les déchets épandus aient eu une influence sur les concentrations mesurées puisque même les parcelles ayant reçu la boue B3.2 (dopée en métaux) ne montrent pas d'augmentation significative par rapport aux autres déchets.

Il n'y a donc pas d'augmentation significative des teneurs en éléments en traces totaux dans sols par rapport aux témoins de pratique agricole classique, quels que soient les déchets ou composts épandus. Pour l'ensemble des éléments dosés, les concentrations des métaux dans les sols après 4 années d'épandage (9 cultures successives) sont entre deux et dix fois inférieures aux teneurs limites réglementaires.

Tableau 26. Evolution des concentrations en éléments en traces des terres de surface des 40 parcelles (mg.kg⁻¹ MS)

		T0	TI	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII	TIX	TX	TXI	TXII – H0	TXII – H1	TXII – H2	TXIII
Cd	B1	0,07 ± 0,01	0,09 ± 0,04	0,10 ± 0,02	0,08 ± 0,02	0,12	0,17 ± 0,03	0,13 ± 0,03	0,16 ± 0,09	0,18 ± 0,03	0,19 ± 0,02	0,24 ± 0,03	0,27 ± 0,05	0,35 ± 0,02	0,30 ± 0,02	0,30 ± 0,03	0,28 ± 0,1
	B2		0,09 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,11 ± 0,02	0,14	0,16 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,17 ± 0,06	0,20 ± 0,06	0,18 ± 0,01	0,19 ± 0,03	0,27 ± 0,02	0,27 ± 0,05	<0,1	<0,1	0,10 ± 0,03
	B3		0,10 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,15 ± 0,03	0,16	0,17 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,17 ± 0,06	0,21 ± 0,03	0,20 ± 0,04	0,19 ± 0,03	0,28 ± 0,04	0,45 ± 0,03	0,25 ± 0,01	<0,1	0,25 ± 0,06
	B3,1		0,09 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,11	0,14 ± 0,03	0,06 ± 0,02	0,15 ± 0,06	0,19 ± 0,07	0,23 ± 0,04	0,24 ± 0,05	0,28 ± 0,08	0,30 ± 0,01	<0,1	<0,1	0,10 ± 0,01
	B3.2		0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,08	0,14 ± 0,03	0,07 ± 0,02	0,17 ± 0,06	0,22 ± 0,04	0,28 ± 0,08	0,28 ± 0,02	0,30 ± 0,03	0,40 ± 0,05	0,25 ± 0,08	0,30 ± 0,02	0,30 ± 0,08
	B4		0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,08 ± 0,02	0,11	0,12 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,14 ± 0,08	0,15 ± 0,02	0,18 ± 0,02	0,27 ± 0,03	0,27 ± 0,03	0,28 ± 0,01	0,29 ± 0,02	0,35 ± 0,03	0,34 ± 0,11
	C1		0,10 ± 0,02	0,12 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,08	0,07 ± 0,01	0,10 ± 0,03	0,13 ± 0,01	0,15 ± 0,03	0,20 ± 0,02	0,21 ± 0,01	0,26 ± 0,06	0,36 ± 0,01	0,32 ± 0,03	0,53 ± 0,04	0,33 ± 0,17
	C2		0,09 ± 0,02	0,10 ± 0,02	0,11 ± 0,02	0,12	0,09 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,12 ± 0,01	0,15 ± 0,04	0,22 ± 0,04	0,2 ± 0,01	0,26 ± 0,02	0,33 ± 0,01	0,25 ± 0,01	0,33 ± 0,03	0,33 ± 0,17
	Tb		0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,10 ± 0,02	0,07	0,06 ± 0,01	0,12 ± 0,02	0,14 ± 0,02	0,14 ± 0,05	0,17 ± 0,01	0,19 ± 0,01	0,28 ± 0,03	0,31 ± 0,01	0,25 ± 0,01	0,38 ± 0,04	0,38 ± 0,1
	Th		0,11 ± 0,02	0,14 ± 0,03	0,12 ± 0,02	0,06	0,05 ± 0,01	0,10 ± 0,02	0,16 ± 0,01	0,21 ± 0,05	0,17 ± 0,01	0,25 ± 0,01	0,24 ± 0,07	0,30 ± 0,05	<0,1	<0,1	0,35 ± 0,06
Cu	B1	28 ± 5	25 ± 7	35 ± 3	33 ± 4	22	32 ± 5	43 ± 2	35 ± 6	31 ± 5	31 ± 4	31 ± 1	37 ± 3	29 ± 3	25 ± 2	25 ± 1	26 ± 3
	B2		23 ± 2	44 ± 12	29 ± 3	24	37 ± 7	43 ± 6	42 ± 4	33 ± 5	30 ± 2	31 ± 1	38 ± 4	29 ± 2	24 ± 3	27 ± 3	24 ± 2
	B3		22 ± 1	32 ± 5	27 ± 4	22	27 ± 2	38 ± 5	35 ± 2	32 ± 11	29 ± 4	26 ± 2	32 ± 1	30 ± 4	24 ± 3	26 ± 2	21 ± 1
	B3,1		20 ± 0	29 ± 3	30 ± 2	24	29 ± 3	42 ± 9	35 ± 6	32 ± 7	27 ± 4	29 ± 2	34 ± 3	29 ± 2	23 ± 2	25 ± 2	22 ± 3
	B3.2		26 ± 5	36 ± 12	30 ± 2	33	29 ± 3	32 ± 3	37 ± 3	29 ± 7	30 ± 1	31 ± 2	37 ± 2	33 ± 2	24 ± 1	25 ± 3	26 ± 2
	B4		30 ± 8	28 ± 2	35 ± 3	23	26 ± 8	33 ± 6	36 ± 5	33 ± 7	27 ± 2	29 ± 3	32 ± 6	32 ± 11	24 ± 2	25 ± 9	21 ± 1
	C1		24 ± 2	33 ± 4	28 ± 2	23	30 ± 4	32 ± 4	31 ± 4	28 ± 4	26 ± 2	27 ± 3	28 ± 2	40 ± 29	24 ± 1	24 ± 6	21 ± 2
	C2		25 ± 2	52 ± 20	25 ± 2	25	28 ± 3	30 ± 3	31 ± 4	30 ± 5	29 ± 4	28 ± 3	31 ± 2	28 ± 2	23 ± 2	23 ± 4	26 ± 4
	Tb		21 ± 2	41 ± 27	28 ± 2	21	22 ± 4	26 ± 5	30 ± 3	28 ± 5	22 ± 2	26 ± 3	26 ± 1	24 ± 2	24 ± 2	27 ± 3	21 ± 3
	Th		20 ± 2	33 ± 2	24 ± 3	22	24 ± 3	25 ± 2	31 ± 3	31 ± 4	23 ± 3	24 ± 2	27 ± 2	25 ± 4	24 ± 1	27 ± 2	20 ± 2
Ni	B1	56 ± 8	61 ± 7	66 ± 4	69 ± 4	44	58 ± 3	65 ± 8	58 ± 7	54 ± 25	60 ± 9	54 ± 10	77 ± 6	76 ± 16	95 ± 33	124 ± 39	57 ± 8
	B2		54 ± 7	47 ± 6	55 ± 3	56	69 ± 4	55 ± 7	57 ± 11	59 ± 9	55 ± 9	53 ± 8	69 ± 5	78 ± 35	72 ± 22	92 ± 18	51 ± 3
	B3		50 ± 4	54 ± 10	63 ± 5	58	54 ± 3	50 ± 4	55 ± 5	63 ± 33	63 ± 4	51 ± 3	68 ± 2	65 ± 6	66 ± 8	126 ± 39	53 ± 4
	B3.1		54 ± 5	62 ± 21	61 ± 3	40	56 ± 7	61 ± 7	51 ± 9	67 ± 13	57 ± 5	55 ± 6	68 ± 5	70 ± 5	103 ± 60	101 ± 28	52 ± 5
	B3.2		51 ± 4	61 ± 14	63 ± 3	52	58 ± 5	58 ± 8	62 ± 12	45 ± 14	58 ± 9	53 ± 7	69 ± 5	67 ± 5	68 ± 14	130 ± 35	59 ± 6
	B4		55 ± 4	57 ± 11	64 ± 5	47	60 ± 8	62 ± 3	60 ± 11	69 ± 6	58 ± 7	61 ± 7	72 ± 11	72 ± 10	94 ± 37	83 ± 25	54 ± 5
	C1		59 ± 8	61 ± 19	69 ± 18	57	69 ± 2	65 ± 13	64 ± 18	40 ± 16	63 ± 6	59 ± 11	75 ± 14	71 ± 11	105 ± 42	129 ± 50	57 ± 11
	C2		56 ± 6	64 ± 9	69 ± 12	58	62 ± 15	56 ± 10	56 ± 9	63 ± 25	58 ± 9	54 ± 8	72 ± 13	67 ± 9	64 ± 6	136 ± 27	54 ± 2
	Tb		58 ± 7	56 ± 8	62 ± 9	42	59 ± 6	58 ± 6	59 ± 6	56 ± 7	57 ± 7	53 ± 9	73 ± 12	72 ± 14	74 ± 11	153 ± 61	58 ± 7
	Th		53 ± 5	65 ± 10	58 ± 4	49	60 ± 3	52 ± 6	56 ± 8	62 ± 13	53 ± 6	53 ± 7	62 ± 6	62 ± 7	69 ± 14	106 ± 39	54 ± 1

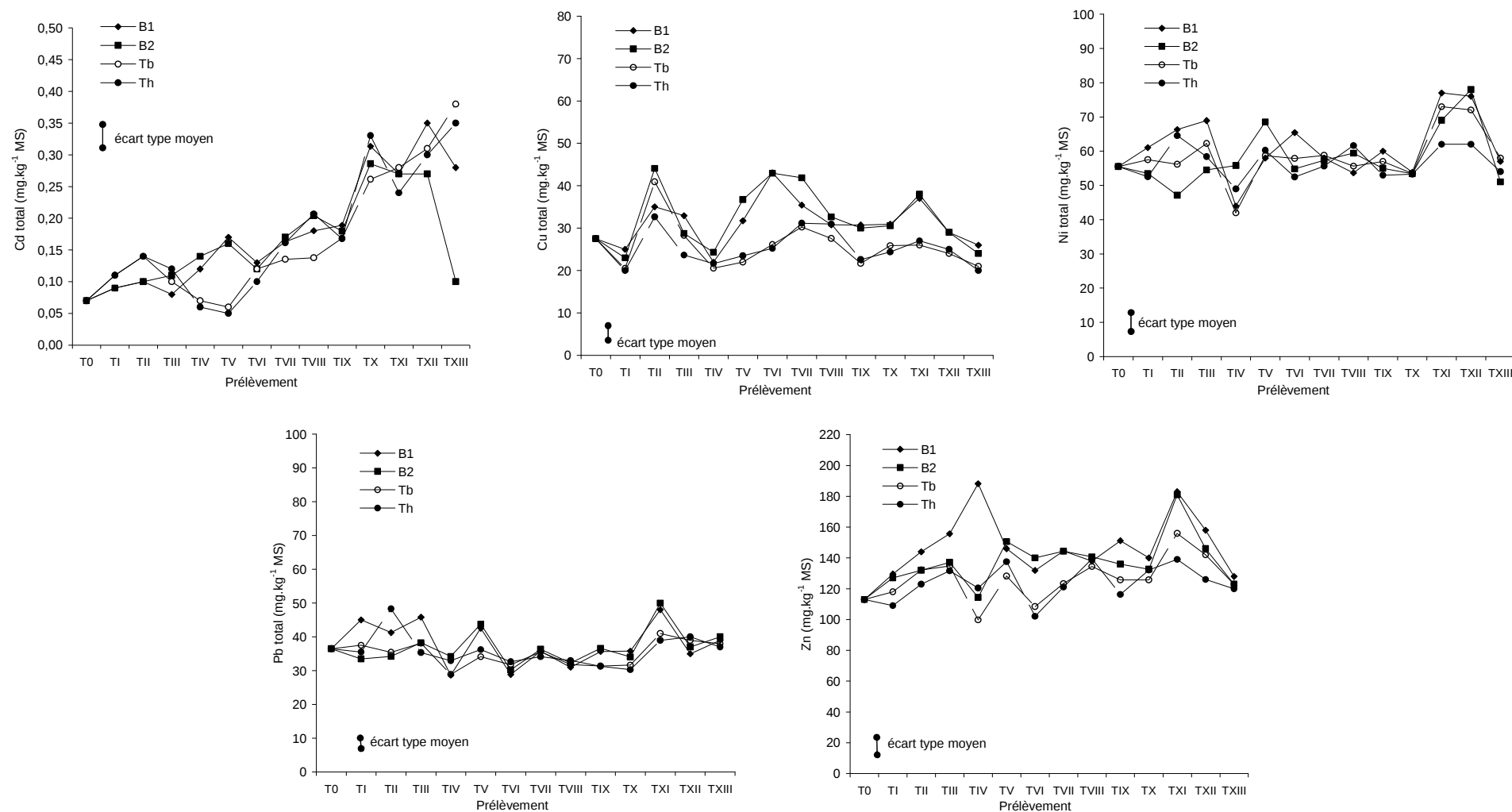
H0 : horizon de surface ; H1 : horizon 30-50 cm ; H2 : horizon 80-100 cm

Tableau 26 suite. Evolution des concentrations en éléments en traces des terres de surface des 40 parcelles (mg.kg⁻¹ MS)

		T0	TI	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII	TIX	TX	TXI	TXII – H0	TXII – H1	TXII – H2	TXIII
Pb	B1	37 ± 4	45 ± 6	41 ± 7	46 ± 1	29	43 ± 4	29 ± 5	36 ± 2	31 ± 6	36 ± 2	36 ± 2	48 ± 2	35 ± 11	29 ± 3	24 ± 5	39 ± 2
	B2		34 ± 4	34 ± 4	38 ± 2	34	44 ± 5	30 ± 4	36 ± 1	32 ± 3	37 ± 5	34 ± 1	50 ± 7	37 ± 8	31 ± 3	27 ± 7	40 ± 5
	B3		37 ± 6	40 ± 7	38 ± 3	33	39 ± 5	35 ± 6	36 ± 2	31 ± 6	35 ± 2	32 ± 2	46 ± 4	42 ± 3	30 ± 5	24 ± 3	39 ± 2
	B3,1		31 ± 4	38 ± 4	44 ± 1	26	38 ± 3	35 ± 3	31 ± 5	35 ± 6	45 ± 18	33 ± 2	46 ± 7	35 ± 9	29 ± 3	23 ± 3	38 ± 3
	B3.2		33 ± 5	41 ± 7	41 ± 3	29	38 ± 5	36 ± 2	35 ± 4	31 ± 6	42 ± 10	35 ± 2	47 ± 4	44 ± 2	32 ± 6	23 ± 2	41 ± 3
	B4		36 ± 5	38 ± 4	38 ± 5	34	38 ± 3	34 ± 4	33 ± 2	33 ± 1	33 ± 3	32 ± 1	39 ± 4	38 ± 17	29 ± 4	32 ± 14	36 ± 2
	C1		37 ± 3	39 ± 6	42 ± 3	30	37 ± 5	34 ± 3	32 ± 5	28 ± 3	33 ± 1	33 ± 3	42 ± 3	40 ± 3	27 ± 3	35 ± 7	36 ± 2
	C2		38 ± 2	54 ± 18	46 ± 3	40	46 ± 3	36 ± 3	37 ± 5	32 ± 6	38 ± 3	36 ± 3	51 ± 5	44 ± 1	31 ± 4	23 ± 5	46 ± 5
	Tb		38 ± 2	35 ± 2	38 ± 2	29	34 ± 4	32 ± 3	36 ± 3	32 ± 6	31 ± 1	32 ± 3	41 ± 3	39 ± 1	29 ± 3	33 ± 10	38 ± 4
	Th		36 ± 2	48 ± 17	35 ± 3	33	36 ± 4	33 ± 6	34 ± 2	33 ± 5	31 ± 1	30 ± 1	39 ± 3	40 ± 4	28 ± 3	27 ± 6	37 ± 2
Zn	B1	113 ± 7	130 ± 8	144 ± 14	156 ± 14	188	146 ± 7	132 ± 14	144 ± 12	138 ± 44	173 ± 14	140 ± 6	183 ± 6	158 ± 12	182 ± 47	218 ± 66	128 ± 5
	B2		127 ± 8	132 ± 15	137 ± 6	114	151 ± 12	140 ± 23	144 ± 15	141 ± 17	155 ± 7	133 ± 5	181 ± 12	146 ± 23	140 ± 23	166 ± 23	123 ± 5
	B3		117 ± 11	134 ± 14	136 ± 6	117	148 ± 14	109 ± 15	128 ± 5	151 ± 39	166 ± 18	124 ± 2	163 ± 2	138 ± 7	157 ± 34	206 ± 44	115 ± 6
	B3,1		126 ± 12	148 ± 23	144 ± 3	99	129 ± 5	138 ± 16	130 ± 9	149 ± 21	185 ± 31	139 ± 10	173 ± 11	185 ± 36	195 ± 94	180 ± 28	125 ± 13
	B3.2		110 ± 6	147 ± 25	148 ± 4	119	143 ± 9	123 ± 3	141 ± 8	125 ± 20	171 ± 21	140 ± 15	191 ± 31	154 ± 7	134 ± 16	203 ± 36	133 ± 5
	B4		119 ± 11	135 ± 15	141 ± 9	103	158 ± 11	121 ± 17	136 ± 26	146 ± 15	145 ± 11	129 ± 8	157 ± 9	148 ± 15	171 ± 57	171 ± 37	120 ± 8
	C1		122 ± 9	146 ± 35	175 ± 18	120	167 ± 8	119 ± 11	141 ± 24	114 ± 19	152 ± 24	137 ± 17	158 ± 16	144 ± 17	199 ± 58	249 ± 105	123 ± 15
	C2		123 ± 3	140 ± 28	167 ± 16	164	142 ± 15	116 ± 14	133 ± 14	136 ± 32	191 ± 28	130 ± 9	167 ± 14	149 ± 16	147 ± 26	225 ± 59	138 ± 13
	Tb		118 ± 12	132 ± 24	135 ± 13	100	128 ± 8	109 ± 7	123 ± 4	134 ± 16	144 ± 10	126 ± 13	156 ± 17	142 ± 18	150 ± 12	219 ± 66	123 ± 10
	Th		109 ± 8	123 ± 16	132 ± 8	120	138 ± 5	102 ± 7	121 ± 7	139 ± 23	133 ± 9	132 ± 30	139 ± 10	126 ± 11	143 ± 15	171 ± 33	120 ± 14

T0 : point zéro ; **TI** : après épandage, avant culture de colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver **TVII** : près récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : près récolte du blé d'hiver, avant épandage ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs
H0 : horizon de surface ; H1 : horizon 30-50 cm ; H2 : horizon 80-100 cm

Figure 12. Evolution des concentrations en cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc des terres des 40 parcelles pour les matrices B1 et B2
Comparaison avec les traitements témoins



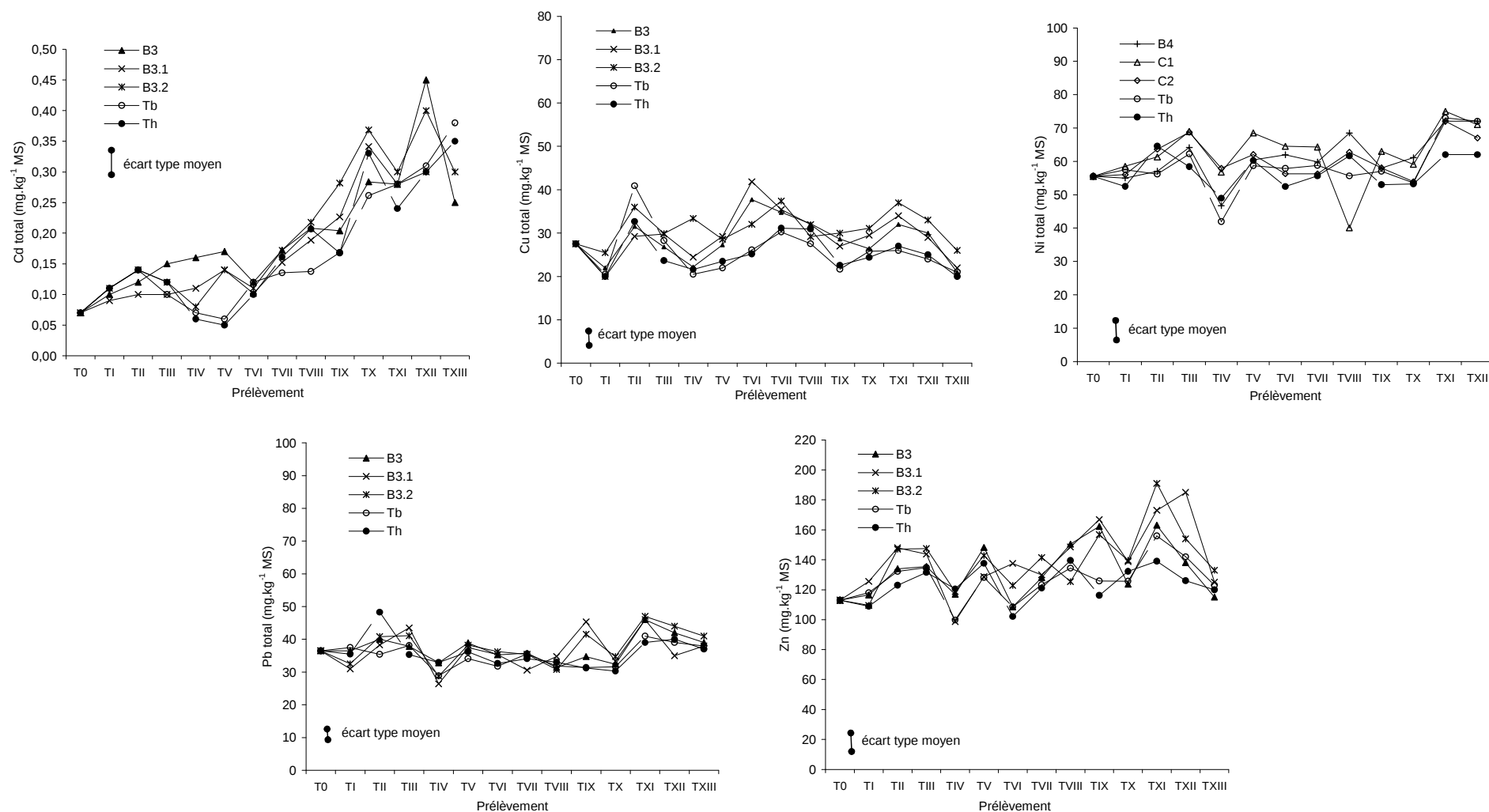
Légende :

T0 : point zéro ; **T1** : après épandage, avant culture du colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver ; **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver ; **TVII** : après récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : après récolte du blé d'hiver ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs

B1 : boue digérée de station urbaine liquide ; **B2** : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station

Tb : traitement fertilisation bas ; **Th** : traitement fertilisation haut

Figure 13. Evolution des concentrations en cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc des terres des 40 parcelles pour les matrices B3, B3.1 et B3.2
Comparaison avec les traitements témoins

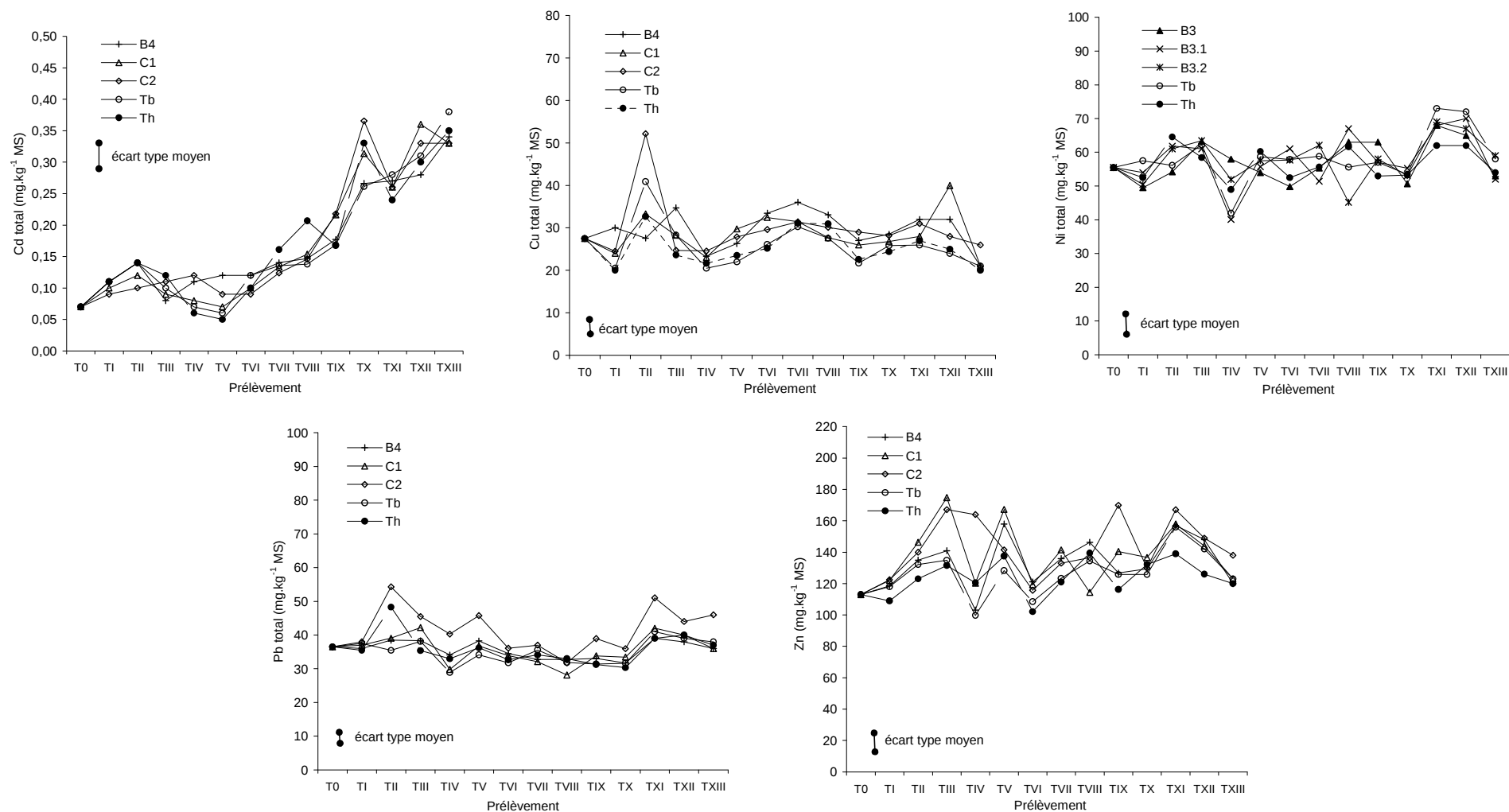


Légende :

T0 : point zéro ; **T1** : après épandage, avant culture du colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver ; **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver ; **TVII** : après récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : après récolte du blé d'hiver ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs

B3 : boue digérée de station urbaine (B1) après déshydratation en station et compostée ; **B3.1** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants organiques avant déshydratation et compostée ; **B3.2** : boue digérée de station urbaine liquide (B1) dopée en polluants métalliques avant déshydratation et compostée **Tb** : traitement fertilisation bas ; **Th** : traitement fertilisation haut

Figure 14. Evolution des concentrations en cadmium, cuivre, nickel, plomb et zinc des terres des 40 parcelles pour les matrices B4, C1 et C2
Comparaison avec les traitements témoins



Légende :

T0 : point zéro ; **T1** : après épandage, avant culture du colza de printemps ; **TII** : après récolte du colza de printemps ; **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver ; **TIV** : après récolte du blé d'hiver ; **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver ; **TVI** : après récolte du colza d'hiver ; **TVII** : après récolte du blé d'hiver ; **TVIII** : après récolte du blé d'hiver ; **TIX** : après épandage, avant culture du maïs ; **TX** : après récolte du maïs ; **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs
Tb : traitement fertilisation bas ; **Th** : traitement fertilisation haut ; **B4** : boue de papeterie de type mélangé (mixte biologique, boue de désencrage et thermomécanique) ; **C1** : cendres de combustion de charbon ; **C2** : compost d'ordures ménagères

8.3 Concentrations en polluants organiques dans les terres de surface

La réglementation impose le suivi de trois HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) et de sept PCB (polychlorobiphényles ou hydrocarbures polycycliques aromatiques chlorés) dans les sols. Ces substances ont été choisies en raison de leur résistance à la dégradation et de leur persistance relative. Les concentrations en polluants organiques des sols sont très faibles et proches des limites de détection quel que soit le traitement (tableau 27). Les résultats obtenus sur les échantillons moyens correspondant à chaque traitement et chaque famille de polluants sont présentés dans le tableau 19. Dans ce tableau, les polluants ne sont pas considérés individuellement mais en tant que somme des molécules identifiées.

Tableau 27. Évolution des concentrations en polluants organiques des terres de surface des 40 parcelles (somme.kg⁻¹ MS)

		T0	TI	TII	TIII	TIV	TV	TVI	TVII	TVIII	TIX	TX	TXI	TXII	TXIII
somme HAP (mg.kg ⁻¹)	B1	< l.q	< l.q	2,4	< l.q	0,3	< l.q	< l.q	0,5	0,5	0,8	1,2	0,6	< l.q	< l.q
	B2	< l.q	0,15	1,2	< l.q	0,1	< l.q	< l.q	0,6	0,5	2,6	0,6	0,5	< l.q	< l.q
	B3	< l.q	< l.q	0,7	< l.q	0,8	< l.q	< l.q	0,5	0,6	0,6	0,6	0,4	< l.q	< l.q
	B3.1	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	0,2	< l.q	< l.q	0,4	0,5	0,9	1,0	1,4	< l.q	< l.q
	B3.2	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	0,1	< l.q	< l.q	0,5	0,5	0,5	0,6	0,4	< l.q	< l.q
	B4	< l.q	< l.q	1,3	< l.q	< l.q	0,5	< l.q	0,5	0,4	0,5	0,5	0,3	< l.q	< l.q
	C1	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	0,4	0,4	0,6	0,5	0,3	< l.q	< l.q
	C2	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	0,4	0,4	0,6	0,5	0,3	< l.q	< l.q
	Tb	< l.q	0,1	0,1	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	0,4	0,5	0,4	0,4	0,6	< l.q	< l.q
	Th	< l.q	< l.q	0,5	< l.q	< l.q	0,1	< l.q	0,5	0,4	0,6	0,5	0,4	< l.q	< l.q
somme PCB (µg.kg ⁻¹)	B1	< l.q	5,3	22	2,9	8,5	5,5	5,2	3,5	4,0	1,9	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q
	B2	< l.q	14,5	19	4,6	4,4	4,6	7,2	0,6	2,2	1,1	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q
	B3	< l.q	1,4	15,5	2,9	2,4	< l.q	4,8	1,1	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q
	B3.1	< l.q	< l.q	11	40	< l.q	1,3	6,5	< l.q	4,0	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q
	B3.2	< l.q	< l.q	13	23	< l.q	< l.q	3,6	1,1	< l.q	< l.q	1,0	< l.q	< l.q	< l.q
	B4	< l.q	11	15	4,2	< l.q	< l.q	< l.q	1,4	< l.q	1,5	0,9	< l.q	< l.q	< l.q
	C1	< l.q	< l.q	26	2,9	< l.q	< l.q	2	< l.q	2,3	< l.q	0,3	< l.q	< l.q	< l.q
	C2	< l.q	< l.q	11	17	< l.q	< l.q	1,4	1,3	< l.q	< l.q	0,2	< l.q	< l.q	< l.q
	Tb	< l.q	< l.q	12	2,9	< l.q	< l.q	1,1	< l.q	1,3	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q
	Th	< l.q	< l.q	12	3	< l.q	< l.q	2,2	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q	< l.q

< l.q : tous les composés identifiés sont inférieurs aux limites de quantification

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

PCB : Polychlorobiphényles

T0 : point zéro, **TI** : après épandage, avant culture de colza de printemps, **TII** : après récolte du colza de printemps, **TIII** : après épandage, avant culture du blé d'hiver, **TIV** : après récolte du blé d'hiver, **TV** : après épandage, avant culture du colza d'hiver, **TVI** : après récolte du colza d'hiver, **TVII** : après récolte du blé d'hiver, **TVIII** : après récolte du blé d'hiver, avant épandage, **TIX** : après épandage, **TX** : après récolte du maïs, **TXI** : après récolte du maïs ; **TXII** : après récolte du maïs ; **TXIII** : après récolte du maïs

8.4 Essais de lixiviation des terres : extractions partielles des métaux

Des expériences de lixiviation des terres des parcelles sur les prélèvements TVII, TVIII, TIX, TX, TXI et TXII ont été réalisées afin d'approcher la biodisponibilité des métaux pour les plantes et d'évaluer la fraction de polluants pouvant être lessivée par les eaux de ruissellement (tableau 28, figures 15 et 16).

L'utilisation du CaCl_2 comme extractant permet de maximiser la fraction des métaux qui est mobilisée (accès aux fractions soluble et facilement échangeable des métaux du sol et en particulier du Cd). En revanche, le CaCl_2 ne joue aucun rôle particulier dans la lixiviation des polluants organiques, HAP et PCB, qui ne sont pas ionisables.

Le comportement du Cd à la lixiviation est nettement différent de celui des autres métaux suivis. Sa fraction lixiviable (teneur lixiviée rapportée à la teneur dans le sol) est en moyenne de l'ordre de 10 % alors que celle des autres métaux est 50 fois plus faible (Zn : 0,15 % ; Pb : 0,25 % ; Ni : 0,20 % ; Cu : 0,25 %). Pour le dernier point de prélèvement caractérisé, TXII, la fraction lixiviable de Cd est de l'ordre de 5 % alors que celle des autres métaux est 20 fois plus faible. Il y a donc une tendance à l'immobilisation du Cd dans l'horizon de surface au cours du temps (figure 15). Ces résultats sont en accord avec les données d'autres expériences qui ont montré que le Cd est le métal le plus mobile dans les sols. Les teneurs en métaux des différents lixiviats sont de l'ordre de **1 à 2 $\mu\text{g/l}$** pour le Cd, de **10 à 40 $\mu\text{g/l}$** pour le Zn, **inférieures à 5 $\mu\text{g/l}$** pour le Pb, de **5 à 30 $\mu\text{g/l}$** pour le Ni et de **7 à 13 $\mu\text{g/l}$** pour le Cu. Ces concentrations sont de l'ordre de grandeur des concentrations seuils définies pour ces éléments dans les eaux potables (Cd : 5 $\mu\text{g/l}$; Ni : 20 $\mu\text{g/l}$; Pb : 10 $\mu\text{g/l}$; décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001) sauf en ce qui concerne le cuivre (Cu : 2mg/l) où les valeurs sont bien en dessous du seuil fixé.

Les différents traitements appliqués ne conduisent pas à des différences significatives en ce qui concerne la mobilité des éléments traces dans les sols des parcelles réceptrices à l'exception de l'épandage de la boue B4 (boue de papeterie). En effet, on note sur les sols des parcelles B4 une diminution de la fraction lixiviable qui est importante pour le Cd (figure 15), le Zn et le Ni mais n'est pas observée pour le Pb (figure 16) ou le Cu. Le Cd, le Zn et le Ni sont les métaux dont la mobilité est la plus dépendante du pH. Dans le cas de la boue B4 le pH est alcalin (tableau 11). Parmi les autres paramètres susceptibles d'influer sur la mobilité des éléments traces la teneur en matière organique qui est importante dans le cas de B4 et le stock initial de métal, relativement faible, pourraient intervenir.

L'utilisation du CaCl_2 comme extractant sélectif permet de maximiser les transferts notamment en ce qui concerne les éléments en traces. On obtient ainsi une indication sur les transferts maximaux qui peuvent se produire à la suite d'un épandage. Ces résultats seront confrontés avec ceux des expériences avec les plaques lysimétriques qui permettent de recueillir les eaux gravitaires *in situ* afin d'établir des corrélations entre les résultats des tests prédictifs et ceux des tests « effet réel ».

Les expériences de lixiviation permettent de répondre à deux types d'interrogation : la biodisponibilité des polluants pour les végétaux et l'entraînement des polluants vers les couches profondes des sols et les nappes phréatiques ou vers les rivières par ruissellement. La biodisponibilité pour les plantes est évaluée de façon complémentaire par le dosage des polluants dans les cultures récoltées sur les parcelles.

Tableau 28. Mobilité des éléments en traces dans les sols des 40 parcelles : extraction partielle au CaCl₂

		VII		VIII		IX		X		XI		XII	
		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂	
		µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total
Cd	B1	25	15,87	17	9,17	18	9,72	17	7,08	19	7,13	18	5,14
	B2	22	12,63	11	5,50	17	9,25	9	4,74	13	4,81	16	5,92
	B3	24	14,29	8	3,91	9	4,37	6	3,16	14	5,00	14	3,11
	B3.1	29	19,43	19	10,15	26	11,39	15	6,25	21	7,41	22	7,33
	B3.2	22	12,92	18	7,95	29	10,38	19	6,78	22	7,17	23	5,75
	B4	7	4,78	1	0,83	<1	nc	<1	nc	5	1,85	7	2,50
	C1	14	10,51	7	4,82	9	4,33	2	0,95	5	1,83	9	2,50
	C2	18	14,72	11	7,02	10	4,53	6	3	10	3,94	13	3,94
	Tb	21	14,64	9	6,30	10	6,02	6	3,16	7	2,59	11	3,55
	Th	16	10,12	8	3,97	8	4,55	7	2,92	10	4,06	15	5,00
Cu	B1	153	0,44	81	0,26	66	0,22	75	0,24	93	0,25	76	0,26
	B2	148	0,35	71	0,21	53	0,17	101	0,33	94	0,25	102	0,35
	B3	122	0,35	70	0,22	63	0,22	73	0,28	82	0,25	110	0,36
	B3.1	135	0,39	61	0,19	74	0,27	58	0,20	96	0,28	135	0,46
	B3.2	133	0,36	79	0,27	53	0,18	74	0,24	93	0,25	103	0,31
	B4	97	0,27	62	0,19	60	0,22	78	0,27	87	0,27	100	0,31
	C1	112	0,36	62	0,22	45	0,17	50	0,19	74	0,26	96	0,24
	C2	105	0,34	68	0,23	61	0,21	61	0,22	94	0,30	90	0,32
	Tb	92	0,31	57	0,20	55	0,25	88	0,34	86	0,33	72	0,30
	Th	103	0,33	71	0,23	42	0,19	76	0,31	76	0,28	96	0,37
Ni	B1	209	0,36	161	0,30	166	0,28	119	0,22	218	0,28	306	0,40
	B2	173	0,30	99	0,17	128	0,23	74	0,14	146	0,21	193	0,24
	B3	202	0,37	91	0,14	109	0,17	51	0,10	116	0,17	140	0,21
	B3.1	175	0,34	107	0,16	120	0,21	62	0,11	140	0,21	175	0,17
	B3.2	179	0,29	105	0,23	116	0,20	67	0,13	139	0,20	150	0,22
	B4	70	0,12	55	0,08	32	0,06	<10	nc	26	0,04	52	0,07
	C1	173	0,27	86	0,22	68	0,11	42	0,07	102	0,14	130	0,18
	C2	147	0,26	88	0,14	72	0,12	41	0,08	88	0,12	146	0,21
	Tb	207	0,35	132	0,24	134	0,23	90	0,17	159	0,22	190	0,26
	Th	164	0,29	105	0,17	96	0,18	69	0,13	175	0,28	173	0,28

Tableau 28 suite. Mobilité des éléments en traces dans les sols des 40 parcelles : extraction sélective au CaCl₂

		VII		VIII		IX		X		XI		XII	
		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂		métal extractible CaCl ₂	
		µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total	µg.kg ⁻¹ MS	% métal total
Pb	B1	160	0,44	92	0,30	66	0,18	18	0,05	<10	nc	<50	nc
	B2	102	0,28	34	0,11	75	0,20	16	0,05	<10	nc	<50	nc
	B3	100	0,28	52	0,17	55	0,16	23	0,07	67	0,15	<50	nc
	B3.1	110	0,35	63	0,18	81	0,18	19	0,06	43	0,09	<50	nc
	B3.2	93	0,27	49	0,16	40	0,10	17	0,05	51	0,11	<50	nc
	B4	87	0,26	58	0,18	69	0,21	<10	nc	40	0,10	<50	nc
	C1	121	0,38	77	0,28	91	0,28	16	0,05	35	0,08	<50	nc
	C2	115	0,31	92	0,29	71	0,19	11	0,03	49	0,10	<50	nc
	Tb	62	0,17	77	0,24	<10	nc	17	0,05	50	0,12	<50	nc
	Th	106	0,31	41	0,12	60	0,19	19	0,06	<10	nc	<50	nc
Zn	B1	231	0,16	347	0,25	335	0,19	297	0,21	433	0,24	435	0,27
	B2	255	0,18	216	0,15	318	0,20	222	0,17	303	0,17	340	0,23
	B3	198	0,15	170	0,11	196	0,12	179	0,14	185	0,11	220	0,16
	B3.1	179	0,14	243	0,16	280	0,15	327	0,24	308	0,18	246	0,13
	B3.2	160	0,11	228	0,18	358	0,21	219	0,16	350	0,18	300	0,19
	B4	<100	nc	100	0,07	<100	nc	137	0,11	<100	nc	<100	nc
	C1	<100	nc	125	0,11	178	0,12	<100	nc	<100	nc	<100	nc
	C2	136	0,10	154	0,11	138	0,07	126	0,10	155	0,09	116	0,08
	Tb	173	0,14	148	0,11	204	0,14	201	0,16	173	0,11	150	0,11
	Th	136	0,11	139	0,10	124	0,09	114	0,09	170	0,12	165	0,13

TVII : après récolte du blé d'hiver, **TVIII** : après récolte du blé d'hiver, avant épandage, **TIX** : après épandage, **TX** : après récolte du maïs, **TXI** : après récolte du maïs, **TXII** : après récolte du maïs ; nc : non calculable

(% métal total = [concentration extraction CaCl₂ / concentration sol] x 100)

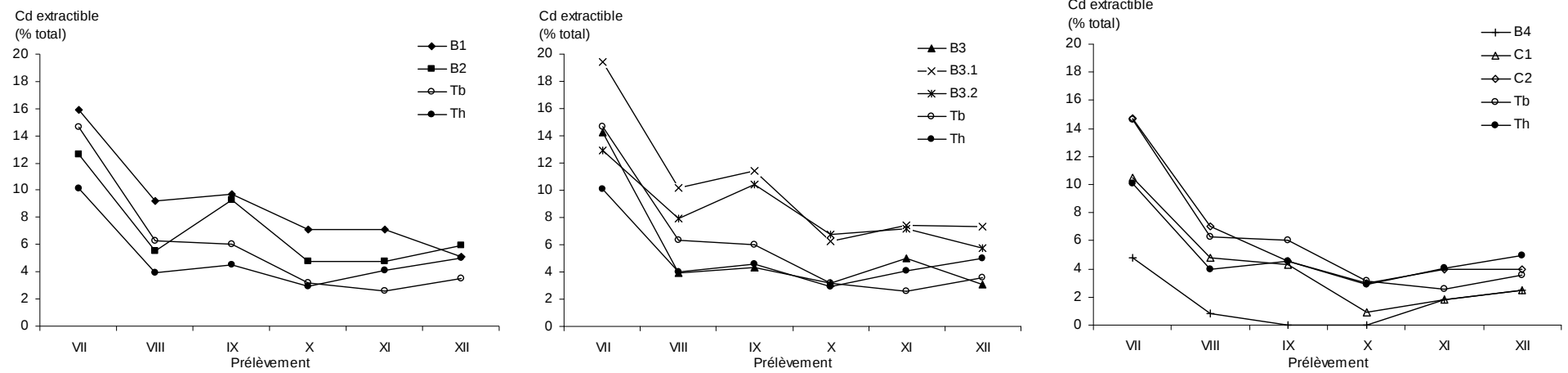


Figure 15. Evolution dans le temps de la part du Cd extractible au CaCl_2 par rapport au Cd total dans les sols des 40 parcelles

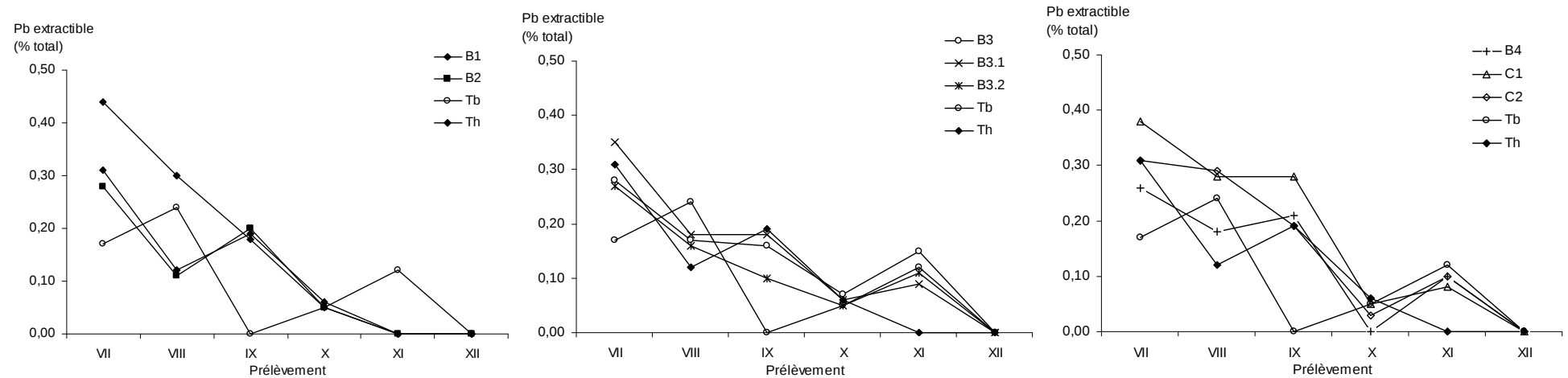


Figure 16. Evolution dans le temps de la part du Pb extractible au CaCl_2 par rapport au Pb total dans les sols des 40 parcelles

8.5 Caractérisation écotoxique des déchets et des échantillons de terre

Les tests biologiques de toxicité permettent d'intégrer l'impact de l'ensemble des polluants contenus dans une matrice solide et/ou son éluat. Ils ont été choisis pour correspondre à différents niveaux trophiques et mesurent différents critères d'effet (Bispo et Jourdain, 2001). Les éluats obtenus à partir des composts de boue urbaine et la boue industrielle de papeterie ne sont pas toxiques alors que ceux générés par la boue liquide ou déshydratée et les déchets C1 et C2 présentent une toxicité (tableau 29). La boue B2 et le compost C2 engendrent la toxicité la plus élevée. Ces effets, constatés au laboratoire, ont été comparés aux effets *in situ*. Les éluats issus des échantillons de terre collectés avant et après épandage des déchets ont été soumis aux mêmes tests biologiques. Aucune toxicité n'a été mesurée après épandage, quel que soit le déchet.

Les tests de toxicité conduits au laboratoire permettent de mettre en évidence le danger toxique potentiel des échantillons, sans tenir compte des caractéristiques réelles de l'épandage (notamment la dose d'application et la nature de la terre recevant le déchet). L'analyse ultérieure des échantillons de terre intègre l'ensemble de ces données, rendant compte du risque écotoxique global. Afin d'obtenir un outil prédictif des risques écotoxiques liés à l'épandage, des seuils sur la base des réponses de tests de toxicité réalisés au laboratoire (comme pour les paramètres physico-chimiques) doivent être établis et validés par rapport aux effets réels (*in situ*).

Tableau 29. Caractérisation écotoxicologique des déchets et des terres de surface des 40 parcelles avant et après épandage

	Année	Daphnie			Microtox®			Algues		
		Terre avant épandage	Déchet	Terre après épandage	Terre avant épandage	Déchet	Terre après épandage	Terre avant épandage	Déchet	Terre après épandage
B1	1	-	-	-	-	-	-	-	-/+	-
	2	-	-	-	-	+	-	-	-/+	-
	3	-	+	-	-	-/+	-	-	+	-
B2	1	-	-/+	-	-	+	-	-	+	-
	2	-	-/+	-	-	+	-	-	+	-
	3	-	-/+	-	-	+	-	-	+	-
B3	1	-	-	-	-	-	-	-	-/+	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B3.1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B3.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
B4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-/+	-
	3	-	-	-	-	-/+	-	-	-/+	-
C1	1	-	-	-	-	-	-	-	-/+	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	-/+	-
	3	-	-	-	-	-/+	-	-	+	-
C2	1	-	-	-	-	-	-	-	+	-
	2	-	-	-	-	-	-	-	+	-
	3	-	-	-	-	-	-	-	+	-

- : Non toxique (CE50% > 50%)

-/+ : Faiblement toxique (10% < CE50% < 50%)

+: Toxique (CE50% < 10%)

8.6 Qualité des eaux gravitaires

Cette partie concerne la caractérisation physico-chimiques et les essais écotoxicologiques réalisés sur des eaux gravitaires collectées *in situ* après 4 ans d'apports de déchets et produits dérivés sur les 40 parcelles de la Bouzule. L'objectif est alors d'apporter des éléments factuels afin de pouvoir relier les mesures « prospectives » réalisées en laboratoire aux valeurs mesurées sur le terrain pour nous permettre de juger de la complémentarité et/ou de la redondance des résultats obtenus. Les bioessais ont été réalisés suivant une approche indirecte réalisée sur les eaux gravitaires collectées par un dispositif lysimétrique, après deux épisodes pluvieux distincts. Les tests biologiques de toxicité utilisés diffèrent selon le type de toxicité évaluée, toxicité aiguë, chronique et génotoxique. Les résultats obtenus sont très variables : les résultats concernant les essais de toxicité aiguë (Tests Microtox et Daphnies) ne montrent aucune toxicité potentielle. Cependant, des effets sont mis en évidence par le test chronique Algues concernant les blocs ayant reçus les matrices B1, B2, B3.1, B3.2 et C2. De plus, les eaux de percolation issues des parcelles après 4 épandages présentent un caractère mutagène. Ces résultats ne peuvent être reliés directement aux analyses chimiques puisque les concentrations de micropolluants organiques et de métaux détectées en parallèle restent faibles. Comme pour les analyses réalisées sur les sols, il faut souligner que les eaux issues des parcelles ayant été amendées avec les matrices liquides (B1, B2 et B4) sont plus riches en éléments nutritifs que celles des autres traitements. Les réponses toxiques des tests biologiques enregistrées aussi bien avec les tests de toxicité chronique et génotoxicité sont à relier avec d'autres molécules non analysées présentes dans les sols (traitements phytosanitaires et/ou molécules naturelles comme acides humiques et fulviques, composés liés aux argiles,...). Une autre hypothèse émise serait que ces tests biologiques sont très sensibles à certaines molécules, ce qui n'est pas forcément un atout pour ces études d'impact puisqu'elles ne sont pas le reflet des effets réels environnementaux.

Les objectifs de l'étude étaient d'une part, d'évaluer le risque à long terme lié à l'épandage en agriculture de déchets urbains et, d'autre part, de proposer une batterie de tests biologiques qui soit le plus discriminant possible. Au vu des résultats obtenus, le test Algue et le test Mutatox apparaissent comme les plus sensibles.

Mais, l'interprétation reste difficile, ces essais sur les eaux gravitaires sont les premiers, il est nécessaire à ce jour de réitérer les expériences sur le site de la Bouzule afin d'obtenir davantage de recul pour réellement pouvoir comparer et interpréter les données concernant les études écotoxicologiques, chimiques et agronomiques concernant les essais sur matrices pures, mélanges terre-déchets et eaux de percolation. L'absence de témoin(s) positif(s) ne permet cependant pas de définir à partir de quel niveau les effets observés engendreraient une réelle atteinte de l'écosystème.



Photographie 10. Plaque lysimétrique (30 x 40 cm) en inox (316L)



Photographie 11. Mise en place des plaques lysimétriques sur le site de la Bouzule



Photographie 12. Dispositif enterré de collecte des eaux gravitaires

L'essai de terrain a permis de mettre en évidence un effet fertilisant dominant (amélioration des rendements, de la fertilité et de la structure du sol). Aucun transfert significatif de polluants vers les horizons inférieurs et les plantes n'a pu être détecté par rapport aux contrôles sans apport de déchet.

Les résultats obtenus au laboratoire (caractérisation écotoxique des matériaux épandus) permettent de souligner la sensibilité différente des organismes biologiques testés (tous ne sont pas sensibles aux même déchets) et le fait que l'exposition au déchet pur ou à son lixiviat maximise la réponse des tests alors qu'une exposition réaliste, *via* un mélange « sol+déchet » produit généralement un effet (géo)toxique moindre, voire nul. Il est cependant difficile d'expliquer l'origine des impacts constatés : les essais biologiques intègrent un ensemble de paramètres et il est souvent impossible d'incriminer une source particulière (ex : déséquilibres nutritionnels, maturité des composts, évolution chimique des déchets, pollution).

Les essais de toxicité et de génotoxicité réalisés au laboratoire ont pour objectif de déceler un impact par l'utilisation de concentrations croissantes du déchet et/ou de son lixiviat. Cette caractérisation du danger exprime un potentiel qu'il faut mettre en relation avec les conditions réelles d'utilisation de ces déchets en agriculture (ex : nature des sols épandus, doses d'épandage) afin d'évaluer les risques réellement encourus par les écosystèmes. Les essais réalisés au laboratoire ont ainsi clairement identifié des impacts pour différents organismes et à certaines doses, alors que les essais au terrain ne

décèlent pas d'effet.

En l'absence d'impacts environnementaux observés sur les premières années, il ne faut pas croire que la dissémination de polluants ne posera pas des problèmes à plus long terme.

Ainsi, à titre prospectif, des essais sur les eaux gravitaires collectées par le Laboratoire Sols et Environnement sur le terrain sur le site expérimental de la Bouzule ont été réalisés afin de valider les conclusions actuelles sur le long terme.

8.6.1 Caractérisations physico-chimiques des eaux gravitaires

8.6.1.1 Echantillonnage des eaux gravitaires

Les eaux gravitaires interceptées par les plaques lysimétriques de chaque parcelle ont été collectées à 19 reprises, après des périodes pluvieuses depuis fin 2002 (tableau 30). Les eaux des 2 bonbonnes par parcelle ont été recueillies dans des flacons en verre et transmis à IRH Environnement pour analyses après stockage à 4°C.

Les échantillons ont été centrifugés et filtrés (0,45 µm) avant d'être divisés en deux sous-échantillons homogènes et représentatifs de l'échantillon initial nécessaire aux caractérisations biologiques et chimiques. Le filtrat solide a été pesé sec et stocké pour constituer progressivement un cumul des matières en suspension. Cette fraction des échantillons sera analysée ultérieurement. La mesure de la turbidité a été réalisée avant l'étape de centrifugation.

Les échantillons ont été centrifugés avant de subir la batterie des biotests (daphines, Microtox®, algues et Mutatox pour certains prélèvements). La filtration des échantillons centrifugés a été réalisée avant les analyses chimiques mais pas pour les biotests.

Tableau 30. Périodes de collecte des eaux gravitaires à l'aide de plaques lysimétriques depuis 2002

année	2002	2002	2003	2003	2003	2003	2003-04	2004	2004
	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9
début période	01-sept	23-oct	12-août	09-sept	11-oct	15-nov	03-déc	24-janv	26-avr
fin période	22-oct	07-nov	08-sept	10-oct	14-nov	02-déc	23-janv	15-févr	13-mai
nombre de jours	52	16	28	35	34	18	52	23	18
précipitations (P) (mm)	102	71	79	45	76	24	161	25	41
évapotranspiration (ETP) (mm)	74	9	81	60	20	5	nd	nd	106
P-ETP (mm)	29	62	-2	-15	56	19	nd	nd	-65
volume d'eau théorique entrant pour 2 plaques (l)	24,5	16,9	18,9	10,8	18,1	5,8	38,7	6,1	9,8
volumes d'eau percolés par parcelle et pour deux plaques lysimétriques (ml)									
B1	1030	3900	-	-	1500	900	2500	-	1700
B2	1225	3210	-	-	-	-	2800	5300	1500
B3	1870	2350	6830	1030	2660	1000	4900	9300	2200
B31	620	3630	3580	850	1700	200	4900	12700	1300
B32	1770	6520	-	-	-	-	-	-	-
B4	1260	3650	180	-	2140	600	2500	4100	2550
C1	670	2420	190	250	1300	200	2500	8400	1500
C2	2550	2230	4890	3400	5050	2700	5000	7300	3700
Tb	2770	3830	900	750	1450	400	2000	4200	1700
Th	690	3360	2330	997	1200	300	3300	4250	900

Tableau 30 (suite). Périodes de collecte des eaux gravitaires à l'aide de plaques lysimétriques depuis 2002

année	2004-05	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2005	2006	2006
	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19
début période	21-déc	02-fév	25-mar	22-avr	5-mai	25-mai	09-sep	31-oct	09-déc	07-mar
fin période	01-fév	24-mar	21-avr	04-mai	24-mai	20-juil	06-oct	08-déc	11-jan	11-avr
nombre de jours	43	51	28	13	20	57	28	39	34	nd
précipitations (P) (mm)	46	53	77	29	34	118	96	82	41	nd
évapotranspiration (ETP) (mm)	26	68	69	47	70	280	1	23	5	nd
P-ETP (mm)	20	-15	8	-18	-36	-162	95	59	36	nd
volume d'eau théorique entrant pour 2 plaques (l)										
volumes d'eau percolés par parcelle et pour deux plaques lysimétriques (ml)										
B1	5600	6300	7100	5400	1350	5400	6990	6850	19400	20000
B2	-	-	20000	20000	-	4500	4700	4100	19500	20000
B3	12000	-	12000	5500	1000	11000	9650	13150	20000	20000
B31	3800	2800	4500	7950	-	7600	6830	10800	20000	20000
B32	-	-	1300	1000	-	1000	2450	5800	7800	20000
B4	6000	5950	6600	1450	1500	3650	4750	6900	20000	20000
C1	8000	-	12900	4000	1550	5600	3000	4900	12400	20000
C2	18000	18200	8800	3200	1400	3450	5150	7350	10000	15400
Tb	2600	8000	-	2100	-	3400	4700	2250	10000	30000
Th	7300	10000	19200	25300	-	4200	7750	13050	20000	20000

automne 2004 : dispositifs lysimétriques endommagés

avril 2005 : réfection des dispositifs lysimétriques

nd : non déterminé

L'ensemble des plaques lysimétriques a été remis en place en avril 2005, après des dégâts subis par les alternances de périodes sèches et humides. En particulier, ces dispositifs sont soumis à de fortes contraintes lors de la rétraction des argiles en périodes sèches (photographies 13 et 14).



Photographie 13. Dégâts sur les dispositifs enterrés de collecte des eaux gravitaires (automne 2004) collecteurs et plaque lysimétriques en place (gauche) ; collecteur arrière et plaque lysimétrique déplacés (droite)



Photographie 14. Remise en place des dispositifs enterrés de collecte des eaux gravitaires (avril 2005)

8.6.1.2 Description des analyses chimiques

Éléments en traces métalliques

L'extraction des éléments en traces métalliques est réalisée par minéralisation d'un échantillon de 100 mL à l'aide d'une attaque acide à 250°C. Les éléments minéralisés sont dosés par spectrométrie d'émission atomique par plasma à couplage inductif (ICP) selon la norme NF EN ISO 11885 (mars 1998). La méthode est applicable aux eaux dans lesquelles la teneur en éléments métalliques est supérieure à 0,05 mg.l⁻¹ ou à 0,01 mg.l⁻¹ (selon l'élément métallique).

Micropolluants organiques

La détection des PCB est réalisée par chromatographie en phase gazeuse (CPG), avec détection ECD. La détection des HAP est réalisée par chromatographie liquide haute performance (HPLC) couplée à un spectrofluorimètre et un détecteur UV (254 nm).

Le tableau 31 présente les différentes méthodes normalisées, l'instrumentation nécessaires à l'analyse des différents paramètres chimiques réalisés sur les eaux gravitaires et les limites de quantification (tableau 32).

Tableau 31. Paramètres chimiques réalisés sur les eaux gravitaires

Paramètre	Méthode	Instrumentation
pH	NF 90-008	pH-mètre
Azote Kjeldahl	NF 90-015	TECATOR 2400
COT	NF EN 1485	Méthode par acidimétrie après distillation
Nitrates		Shimadzu TOC 5050A
Nitrites	NF EN 26777	Chromatographie des ions en phase liquide
Phosphore total	NF EN 1189	Spectrophotométrie
Turbidité	NF EN ISO 7027	Spectrophotométrie après minéralisation
Conductivité	NF EN 27888	Turbidimètre 550 WTW
MEST	NF EN 872	Conductimètre
		Filtration sous vide-dessiccateur

Tableau 32. Limites de quantification des paramètres chimiques réalisés sur les eaux gravitaires

	Turbidité	Conductivité	MEST	P total	N (nitrates)	N (nitrites)	N Kjeldahl	COT
Limite de quantification	0,02 NFU	1 µS/cm	3 mg/l	0,01 mg/l	0,1 mg/l	0,03 mg/l	0,1 mg/l	0,3 mg/l

8.6.1.3 Résultats des analyses physiques et chimiques des eaux gravitaires

Afin de mieux comprendre et de compléter les flux de transferts des polluants dans les sols et d'établir les relations existantes entre l'épandage de déchets et le risque de contamination des sols et des nappes, les caractéristiques physico-chimiques des eaux gravitaires des parcelles de la Bouzule ont été suivies sur 19 campagnes de collecte (tableaux 33 à 43).

Les résultats soulignent la richesse en éléments nutritifs des échantillons recueillis sous les parcelles ayant reçu la boue liquide B1. En effet, les teneurs en phosphore total, nitrates, nitrites et en azote sont respectivement de 0,53 mg P/l, 232 mg NO₃/l, 7,03 mg NO₂/l et 2,68 mg N/l dans les échantillons d'octobre 2002 par exemple. Les teneurs en phosphore et en azote diminuent fortement lors du prélèvement dans les échantillons de novembre 2002 pour atteindre des niveaux comparables aux autres eaux de percolation (environ 0,1 mg P/l et 0,6 mg N/l). Par contre les concentrations en nitrates et nitrites restent élevées pour B1. Comme pour les analyses des sols, il faut souligner que les eaux issues des parcelles ayant été amendées avec les matrices B1, B2 et B4 sont plus riches en éléments nutritifs que celles des autres traitements. Il faut souligner que les eaux issues des parcelles ayant été amendées avec les déchets contiennent autant d'éléments nutritifs mais les teneurs en nitrites et nitrates diminuent dans le temps voire s'amoindrissent pour les nitrites (<limite de quantification). Les teneurs en carbone organique ne sont plus dosées de EG 10 à EG 16 en raison de son instabilité durant les périodes d'échantillonnage. Quelle que soit la période de collecte des eaux, le pH mesuré dans les échantillons est proche de la neutralité mais légèrement alcalin et avoisine 7,5, à l'exception du témoin basse fertilisation issu de la collecte d'octobre 2002 (pH = 6,6). Les teneurs en polluants métalliques extractibles dans les eaux gravitaires sont faibles de manière générale. On note cependant, des teneurs non négligeables en Cd et en Zn dans les eaux collectées après épandage des boues B1 et B3.2 et des cendres C1. Les analyses en polluants organiques montrent des traces de HAP, en particulier pour les eaux issues des parcelles ayant reçu le compost B3.1 dopé volontairement en polluants organiques. Le HAP qui est le plus souvent détecté est le fluoranthène. Il faut noter que les concentrations en HAP des eaux gravitaires qui sont à l'origine très faibles, diminuent avec le temps pour ne pratiquement plus être détectables depuis EG 15. Les teneurs en PCB sont systématiquement inférieures à la limite de quantification pour toutes les eaux gravitaires prélevées depuis 2002 (soit <0,005 µg.l⁻¹).

Tableau 33. Concentrations en carbone organique total des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>COT</i>																		
mg.l ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	<i>moyenne</i>	
B1	6,6	7,9	-	-	10,9	8,4	0,8	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	6,9	
B2	6,7	9,8	-	-	-	-	9,2	1,2	<1	-	-	-	-	-	-	-	6,7	
B3	5,8	8,1	8,7	6,5	5,6	6,7	0,6	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	6,0	
B3.1	5,2	6,6	8,7	6,4	5,5	6,7	0,7	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	5,7	
B3.2	6,1	9,6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,9	
B4	9,5	6,7	-	-	12,7	13,4	0,9	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	8,6	
C1	7,6	8,1	11,7	-	4,7	4,8	0,8	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	6,3	
C2	6,2	7,4	10,2	10,9	6,5	8,4	0,7	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	7,2	
Tb	6,3	6,3	8,4	5,8	4,2	5,7	<0,5	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	6,1	
Th	5,6	8,3	10,7	1,6	4,1	3,1	0,6	<1	<1	-	-	-	-	-	-	-	4,9	

Tableau 34. Concentrations en phosphore total des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>P total</i>																				
mg.l ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	<i>moyenne</i>
B1	0,53	0,08	-	-	0,28	0,21	0,62	0,80	0,48	0,35	0,40	1,20	1,80	37,80	2,10	1,00	1,00	1,00	1,50	3,01
B2	0,22	0,14	-	-	-	-	1,53	0,46	0,30	-	-	2,10	1,40	-	1,20	<0,14	0,20	1,00	1,80	0,94
B3	0,20	0,16	0,32	0,23	0,12	0,08	0,38	0,22	0,32	0,35	-	0,57	0,48	0,78	0,92	1,70	0,50	0,60	1,20	0,51
B3.1	0,13	0,09	0,19	0,10	0,04	0,05	0,07	0,26	0,18	0,18	0,56	<0,07	0,27	-	0,50	1,20	0,60	0,50	1,10	0,35
B3.2	0,51	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,60	0,55	-	2,50	1,30	0,70	0,80	0,92	1,11
B4	0,18	0,06	-	-	0,06	0,13	0,20	0,28	0,12	0,30	0,28	0,53	2,20	1,10	0,92	0,96	2,50	0,50	0,55	0,64
C1	0,32	0,13	2,32	0,11	0,04	0,05	0,31	0,40	0,24	0,12	-	4,30	0,39	0,46	0,78	0,82	0,50	0,50	0,92	0,71
C2	0,23	0,16	0,20	0,24	0,04	0,16	0,21	0,18	0,16	0,27	0,28	0,41	0,78	1,30	0,60	0,50	0,40	0,50	0,69	0,38
Tb	0,09	0,14	0,67	0,12	0,16	0,12	0,19	0,18	0,28	0,60	0,16	-	2,20	-	0,69	1,10	0,40	0,30	0,73	0,48
Th	0,11	0,09	0,27	0,16	0,04	0,06	0,23	0,24	0,18	0,04	0,25	0,53	0,46	-	1,20	0,96	<0,14	0,50	0,64	0,35

Tableau 35. Concentrations en nitrates des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>Nitrates</i>																				
mg.l ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	<i>moyenne</i>
B1	232	310	-	-	99	100	60	51	230	119	41	154	99	117	44	8	107	108	45	<i>113</i>
B2	164	179	-	-	-	-	15	14	126	-	-	102	38	-	53	4	63	103	64	<i>77</i>
B3	82	81	-	348	176	78	22	23	91	119	-	148	124	192	46	15	93	94	47	<i>105</i>
B3.1	74	182	-	492	388	260	31	21	131	71	61	194	169	-	55	9	101	78	46	<i>139</i>
B3.2	75	136	-	-	-	-	-	-	-	-	-	250	263	-	261	120	174	38	56	<i>153</i>
B4	245	200	-	-	260	131	35	55	358	53	65	222	198	240	93	6	56	20	32	<i>133</i>
C1	190	96	-	820	881	504	48	31	164	69	-	194	112	174	59	84	248	72	41	<i>223</i>
C2	72	72	-	228	114	44	14	18	94	30	61	127	147	238	85	41	120	58	45	<i>89</i>
Tb	235	90	-	217	140	108	39	25	34	14	60	-	160	-	69	46	73	71	57	<i>90</i>
Th	89	117	-	366	348	270	35	30	167	207	66	114	114	-	42	24	104	68	56	<i>130</i>

Tableau 36. Concentrations en nitrites des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>Nitrites</i>																				
mg.l ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	<i>moyenne</i>
B1	7,00	3,80	-	-	0,57	0,63	0,04	0,01	0,15	<0,01	0,02	0,02	<0,01	0,02	0,05	0,04	0,50	0,04	0,21	<i>0,87</i>
B2	0,40	0,10	-	-	-	-	0,06	0,02	0,18	-	-	0,12	0,14	-	<0,01	<0,01	0,30	1,00	0,19	<i>0,25</i>
B3	1,30	1,40	-	0,06	0,32	0,13	0,04	0,01	0,30	<0,01		0,14	0,09	0,03	<0,01	<0,01	0,20	0,08	0,17	<i>0,31</i>
B3.1	0,10	0,40	-	0,03	0,55	0,76	0,06	0,01	1,23	<0,01	0,09	0,06	<0,01	-	<0,01	0,02	3,00	0,05	0,16	<i>0,47</i>
B3.2	1,50	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,05	<0,01	-	0,28	<0,01	0,10	0,03	0,08	<i>0,31</i>
B4	0,40	2,50	-	-	3,77	0,90	0,07	0,02	0,86	0,01	0,08	0,37	0,02	0,03	<0,01	<0,01	2,50	0,05	0,18	<i>0,78</i>
C1	0,60	0,40	-	0,03	0,26	0,03	0,04	0,02	0,87	0,02	-	1,11	<0,01	0,02	<0,01	0,10	0,03	0,06	0,10	<i>0,25</i>
C2	0,60	0,30	-	0,15	0,25	0,18	0,05	0,03	0,44	<0,01	0,24	0,02	0,05	0,04	<0,01	0,07	0,70	0,05	0,06	<i>0,20</i>
Tb	0,10	0,60	-	0,02	0,46	0,11	0,10	0,02	0,12	<0,01	0,02	-	0,05	-	<0,01	0,05	0,04	0,15	0,18	<i>0,14</i>
Th	0,30	2,90	-	0,04	0,26	0,27	0,06	<0,01	0,35	<0,01	0,29	0,06	0,15	-	<0,01	<0,01	0,50	0,20	0,18	<i>0,43</i>

Tableau 37. Concentrations en azote Kjeldhal des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>N Kjeldahl</i>																				
mg.l ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	moyenne
B1	2,7	0,7	-	-	1,8	1,0	8,2	5,9	9,1	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,5	1,3	1,0	<1	<1	1,3	3,3
B2	0,9	0,7	-	-	-	-	0,8	4,0	10,4	-	-	<0,5	<0,5	-	1,1	1,2	<1	<1	1,2	2,5
B3	2,4	0,5	1,1	<0,2	1,0	0,5	5,5	2,9	8,7	<0,5	-	<0,5	0,7	<0,5	<1	1,1	<1	<1	0,9	2,3
B3.1	0,7	0,5	0,6	<0,2	0,4	0,6	6,0	3,6	7,1	0,7	<0,5	<0,5	<0,5	-	<1	1,4	<1	<1	1,0	2,1
B3.2	2,7	0,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,5	<1	-	1,1	1,2	<1	<1	0,9	1,2
B4	0,6	0,7	-	-	0,8	1,1	7,4	4,8	9,2	<0,5	<0,5	<0,5	<1	<0,5	1,2	1,0	1,3	<1	0,6	2,6
C1	1,2	0,7	0,5	<0,2	<0,2	0,1	7,9	5,3	9,0	<0,5	-	1,3	<0,5	<0,5	<1	<1	<1	<1	0,7	3,0
C2	1,0	0,8	0,9	0,8	1,5	0,8	5,6	3,4	13,8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<1	1,0	<1	<1	0,7	2,8
Tb	0,5	0,7	1,0	0,4	0,9	0,6	4,5	3,3	6,7	0,8	<0,5	-	<0,5	-	<1	<1	<1	<1	0,6	1,8
Th	1,1	0,5	1,0	0,6	<0,2	0,2	6,0	3,4	6,4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	-	<1	<1	<1	<1	1,3	2,3

Tableau 38. Conductivité des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>Conductivité</i>																				
mS.cm ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	moyenne
B1	0,66	0,68	-	-	0,35	0,34	0,19	0,18	0,50	0,19	0,15	0,28	0,30	0,29	0,25	0,13	0,40	0,30	0,42	0,33
B2	0,58	0,67	-	-	-	-	0,10	0,12	0,34	-	-	0,34	0,29	-	0,24	0,13	0,43	0,17	0,24	0,30
B3	0,58	0,46	0,33	0,67	0,43	0,31	0,12	0,14	0,28	0,40	-	0,33	0,34	0,33	0,23	0,11	0,38	0,26	0,17	0,33
B3.1	0,47	0,53	0,46	0,91	0,75	0,58	0,15	0,17	0,34	0,33	0,20	0,40	0,43	-	0,27	0,16	0,42	0,26	0,29	0,39
B3.2	0,41	0,47	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,55	0,57	-	0,52	0,29	0,53	0,19	0,22	0,42
B4	0,90	0,60	0,51	-	0,63	0,42	0,16	0,21	0,68	0,29	0,23	0,49	0,52	0,42	0,37	0,16	0,45	0,17	0,27	0,42
C1	0,55	0,35	0,62	1,58	1,62	0,99	0,17	0,14	0,41	0,26	-	0,37	0,31	0,32	0,20	0,22	0,61	0,25	0,19	0,51
C2	0,47	0,42	0,35	0,50	0,28	0,21	0,11	0,10	0,25	0,19	0,19	0,32	0,35	0,36	0,25	0,15	0,43	0,19	0,34	0,29
Tb	0,81	0,35	0,29	0,51	0,37	0,35	0,18	0,14	0,15	0,15	0,17	-	0,39	-	0,22	0,12	0,38	0,20	0,28	0,30
Th	0,49	0,49	0,40	0,71	0,33	0,56	0,12	0,15	0,41	0,54	0,19	0,26	0,29	-	0,24	0,16	0,42	0,20	0,37	0,35

Tableau 39. Turbidité des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>Turbidité</i>																				
NFU	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	<i>moyenne</i>
B1	67	-	-	-	345	235	445	60	320	925	371	450	130	50	795	230	280	320	530	<i>347</i>
B2	40	-	-	-	-	-	490	110	80	-	-	897	220	-	560	94	195	155	835	<i>334</i>
B3	101	-	830	785	810	150	530	165	135	265	-	230	135	70	800	475	365	150	465	<i>380</i>
B3.1	96	-	805	405	480	140	530	155	10	435	1131	277	140	-	865	130	485	325	520	<i>408</i>
B3.2	91	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	105	10	-	110	810	270	130	780	<i>288</i>
B4	88	-	70	-	65	40	160	170	50	480	138	382	40	110	375	150	560	280	430	<i>211</i>
C1	213	-	-	25	40	115	410	645	200	350	-	406	265	90	770	475	460	150	415	<i>314</i>
C2	289	-	710	520	470	220	380	225	50	1110	725	439	260	130	410	335	410	260	625	<i>420</i>
Tb	370	-	665	360	330	240	940	290	235	790	602	-	280	-	2080	500	295	170	435	<i>536</i>
Th	121	-	570	265	320	135	1810	130	5	475	1133	1111	340	-	1410	270	940	250	670	<i>586</i>

Tableau 40. Matières en suspension dans les eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>MEST</i>																				
mg.100 ml ⁻¹	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	<i>moyenne</i>
B1	48	8	-	-	22	16	24	3	23	47	15	20	8	1	14	5	13	18	30	<i>19</i>
B2	17	105	-	-	-	-	22	5,5	14			61	9		1	51	20	3	86	<i>33</i>
B3	41	150	150	79	62	9	30	12	17	11		13	6	7	190	7	62	12	12	<i>48</i>
B3.1	26	117	50	28	15	9	31	10	4	24	60	15	8		5	10	32	6	38	<i>27</i>
B3.2	50	49	-	-	-	-	-	-	-			13	0		10	14	29	4	63	<i>26</i>
B4	42	35	4	-	5	3	6	12	3	30	3	35	2	9	33	7	42	9	23	<i>17</i>
C1	101	439	120	3	2	4	22	33	14	21		32	11	5	51	15	25	6	37	<i>52</i>
C2	78	655	6	32	32	12	20	15	21	96	3	19	9	12	32	12	21	10	68	<i>61</i>
Tb	210	312	50	29	19	17	61	19	15	48	12		24		55	7	39	6	41	<i>57</i>
Th	52	51	80	18	13	10	98	9	1	37	70	80	11		146	33	19	12	58	<i>44</i>

Tableau 41. pH des eaux gravitaires collectées depuis 2002

<i>pH</i>	EG1	EG2	EG3	EG4	EG5	EG6	EG7	EG8	EG9	EG10	EG11	EG12	EG13	EG14	EG15	EG16	EG17	EG18	EG19	<i>moyenne</i>
B1	7,4	7,4	-	-	7,2	7,3	7,1	7,0	6,7	7,1	7,0	6,4	7,2	7,2	7,3	7,1	7,1	7,3	7,2	7,1
B2	7,4	7,7	-	-	-	-	6,9	7,3	7,0	-	-	6,9	6,7	-	7,5	7,5	7,5	7,2	7,2	7,2
B3	7,6	7,6	7,0	6,9	7,3	7,5	7,2	7,4	6,7	7,2	-	7,1	7,1	7,1	7,3	7,0	7,2	7,1	7,0	7,2
B3.1	7,8	7,6	7,0	6,6	7,1	7,2	7,2	7,6	7,0	7,4	7,1	6,6	7,3	-	7,2	7,4	7,1	7,3	6,9	7,2
B3.2	7,8	8,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,1	6,8	-	7,0	7,2	7,2	7,3	7,4	7,3
B4	7,7	7,7	7,3	-	7,3	7,0	7,2	7,3	6,9	7,1	7,4	7,3	7,5	7,0	7,6	7,5	7,4	7,8	7,6	7,4
C1	7,6	7,8	5,5	7,0	6,5	6,5	7,3	7,1	6,7	7,1	-	6,5	7,2	6,9	7,2	7,0	7,0	7,1	7,3	7,0
C2	7,4	7,7	7,1	6,8	7,1	7,2	7,3	7,1	6,7	6,9	6,9	6,8	7,2	7,1	7,2	6,7	7,5	7,3	7,4	7,1
Tb	6,6	7,3	6,9	7,1	7,3	7,4	7,2	7,2	6,7	6,9	7,0	-	7,3	-	7,0	6,7	7,1	7,1	7,5	7,1
Th	7,8	7,8	7,2	6,9	7,2	5,6	6,8	7,4	7,1	6,4	6,8	6,6	6,7	-	7,4	7,2	7,2	6,8	7,1	7,0

Tableau 42. Concentrations en éléments en traces des eaux gravitaires collectées depuis 2002 ($\mu\text{g/l}^{-1}$)

Déchet	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
EG1										
Cd	24	74	6	21	28	15	7	19	44	16
Cu	87	112	81	73	72	96	80	68	72	73
Ni	23	13	22	10	35	19	19	28	48	39
Pb	5	7	6	5	5	2	4	3	5	4
Zn	210	402	55	150	140	65	60	190	300	65
EG2										
Cd	20	80	2	30	10	10	0	20	60	10
Cu	80	80	100	100	60	70	90	70	80	90
Ni	20	20	30	20	30	20	20	40	50	40
Pb	3	3	3	2	4	3	10	4	4	5
Zn	280	510	70	90	120	50	50	180	320	60
EG3										
Cd			2	67				35	9	3
Cu			15	59				48	59	144
Ni			6	15				15	16	23
Pb			0	0				0	2	0
Zn			49	245				241	172	128
EG4										
Cd			8	40				106	76	5
Cu			20	22				31	13	79
Ni			8	23				9	7	17
Pb			7	0				0	0	0
Zn			141	215				595	183	138
EG5										
Cd	529		26	334		109	67	219	149	9
Cu	63		20	33		22	27	56	18	65
Ni	7		11	28		11	29	7	6	73
Pb	0		0	0		0	0	0	0	0
Zn	1060		191	873		258	488	880	288	99
EG6										
Cd	380		34	212		54	91	79	252	117
Cu	52		34	27		25	23	41	26	46
Ni	6		11	34		14	40	5	7	101
Pb	0		0	0		0	0	0	0	0
Zn	865		211	630		134	540	270	378	645
EG7										
Cd	10	10	3	10		4	4	20	30	10
Cu	30	130	20	30		40	20	30	20	60
Ni	4	10	4	10		10	10	10	4	10
Pb	3	1	2	2		0	3	0	3	2
Zn	60	170	100	60		60	90	50	100	90
EG8										
Cd		188	26	24		28	47	74	59	14
Cu		84	25	26		23	33	34	23	28
Ni		3	5	3		8	4	4	3	5
Pb		<1	<1	4		2	2	2	<1	<1
Zn		397	192	118		122	198	339	137	70

Tableau 42 (suite). Concentrations en éléments en traces des eaux gravitaires collectées depuis 2002 ($\mu\text{g/l}^{-1}$)

Déchet	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
EG9										
Cd	843	743	73	149		295	150	429	57	12
Cu	36	120	35	75		25	49	52	25	38
Ni	8	8	10	11		26	7	8	6	10
Pb	<1	<1	<1	1		<1	2	<1	1	<1
Zn	2390	1250	324	398		494	387	890	168	69
EG10										
Cd	183		228	81		44	16	126	17	73
Cu	32		38	22		27	17	33	15	38
Ni	<5		<5	<5		<5	<5	<5	<5	23
Pb	<5		<5	<5		<5	<5	<5	20	<5
Zn	247		478	133		125	66	214	64	308
EG11										
Cd	89			20		52		79	10	11
Cu	32			24		40		34	21	34
Ni	<5			<5		<5		<5	<5	<5
Pb	<5			<5		<5		<5	<5	<5
Zn	194			57		227		240	62	61
EG12										
Cd	37	4	40	52	26	16	99	48		12
Cu	23	33	34	20	29	17	36	22		25
Ni	9	7	12	20	37	23	41	32		5
Pb	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5		<5
Zn	116	51	184	180	139	117	309	172		76
EG13										
Cd	19,6	<0,5	12	15	125	3,2	24	10	26	4
Cu	42	19	21	25	34	30	24	29	18	16
Ni	11	<5	10	14	93	8	6	9	11	5
Pb	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Zn	95	91	28	49	340	105	64	259	89	17
EG14										
Cd	104		56			42	88	19		
Cu	297		31			19	31	20		
Ni	39		9			<5	22	9		
Pb	<5		<5			<5	<5	<5		
Zn	471		132			145	272	84		
EG15										
Cd	17,7	2,3	5,3	23,8	40,9	18,7	59,2	3,7	3,6	26
Cu	39	20	44	53	46	26	31	24	20	24
Ni	15	<5	<5	7	13	6	8	8	<5	10
Pb	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Zn	41	<10	15	18	327	22	98	34	15	29
EG16										
Cd	5,8	5,7	13,1	12,1	127	7,1	99,5	6,1	9,8	30,1
Cu	53	20	36	62	42	29	34	30	24	42
Ni	6	9	9	10	20	<5	8	10	6	8
Pb	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Zn	50	37	69	64	288	136	132	39	75	63

Tableau 42 (suite). Concentrations en éléments en traces des eaux gravitaires collectées depuis 2002 ($\mu\text{g/l}^{-1}$)

Déchet	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
EG17										
Cd	15	2	12	28	207	7	244	9	161	114
Cu	16	13	11	19	68	18	31	9	14	28
Ni	6	18	<5	<5	13	<5	8	<5	5	5
Pb	17	25	12	16	25	13	20	14	17	12
Zn	33	17	27	154	380	16	330	22	630	136
EG18										
Cd	8	1	2	10	40	4	18	5	13	39
Cu	12	8	15	15	51	7	17	11	5	14
Ni	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Pb	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Zn	47	19	18	47	79	26	43	22	57	55
EG19										
Cd	5,2	0,6	2,4	6	11,1	7	5,7	59,2	9,6	2,5
Cu	21	28	12	23	52	33	21	29	13	17
Ni	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Pb	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
Zn	91	46	57	66	67	33	37	99	63	56

absence d'eau de drainage

Tableau 43. Concentrations en HAP des eaux gravitaires collectées depuis septembre 2002 ($\mu\text{g/l}^{-1}$)

Déchet	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
EG1										
Benzo(b)fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(k)fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(ghi)pérylène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Indéno(123cd)pyrène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Fluoranthène	0,35	0,36	0,41	0,30	0,13	<0,1	0,16	<0,1	<0,1	0,15
Benzo(a)pyrène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acénaphène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acénaphthylène	<1,92	<1,92	<1,92	<2,09	<1,92	<1,92	<1,92	<1,92	<1,92	<1,92
Anthracène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Benzo(a)anthracène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chrysène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Fluorène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Naphhtalène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Phénanthrène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Pyrène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Somme des 16 HAPs	0,35	0,36	0,41	0,30	0,13	0,00	0,16	0,00	0,00	0,15
EG2										
Benzo(b)fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(k)fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Benzo(ghi)pérylène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Indéno(123cd)pyrène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Fluoranthène	<0,1	<0,1	<0,1	0,20	<0,1	<0,1	<0,1	0,30	<0,1	<0,1
Benzo(a)pyrène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acénaphène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Acénaphthylène	<1,92	<1,92	<1,92	<2,09	<1,92	<1,92	<1,92	<1,92	<1,92	<1,92
Anthracène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Benzo(a)anthracène	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chrysène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Fluorène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Naphhtalène	<0,32	<0,32	<0,32	<0,35	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32	<0,32
Phénanthrène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Pyrène	<0,16	<0,16	<0,16	<0,17	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16
Somme des 16 HAPs	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00
EG10										
Benzo(b)fluoranthène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(k)fluoranthène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(ghi)pérylène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Indéno(123cd)pyrène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoranthène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)pyrène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphthylène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Anthracène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)anthracène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chrysène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluorène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Naphhtalène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Phénanthrène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pyrène	<0,01		<0,01	<0,01		<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Somme des 16 HAPs	<0,16		<0,16	<0,16		<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16

Tableau 43 (suite). Concentrations en HAP des eaux gravitaires collectées depuis septembre 2002 ($\mu\text{g/l}^{-1}$)

Déchet	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
EG11										
Benzo(b)fluoranthène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(k)fluoranthène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(ghi)pérylène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Indéno(123cd)pyrène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Fluoranthène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)pyrène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphtène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphtylène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Anthracène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)anthracène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Chrysène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Fluorène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Naphhtalène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Phénanthrène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Pyrène	<0,01			<0,01		<0,01		<0,01	<0,01	<0,01
Somme des 16 HAPs	<0,16			<0,16		<0,16		<0,16	<0,16	<0,16
EG12										
Benzo(b)fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Benzo(k)fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Benzo(ghi)pérylène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Indéno(123cd)pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Benzo(a)pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Acénaphtène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Acénaphtylène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Benzo(a)anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Chrysène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Fluorène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Naphhtalène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Phénanthrène	<0,01	<0,01	<0,01	0,07	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01		<0,01
Somme des 16 HAPs	<0,16	<0,16	<0,16	0,07	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16		<0,16
EG13										
Benzo(b)fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(k)fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(ghi)pérylène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Indéno(123cd)pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	0,013	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphtène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphtylène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chrysène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluorène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Naphhtalène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Phénanthrène	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Somme des 16 HAPs	<0,16	<0,16	<0,16	0,033	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16

Tableau 43 (suite). Concentrations en HAP des eaux gravitaires collectées depuis septembre 2002 ($\mu\text{g/l}^{-1}$)

[illegible]**EG18**[illegible]**EG19**

Benzo(b)fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(k)fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(ghi)pérylène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Indéno (123cd)pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoranthène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphtène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acénaphtylène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Benzo(a)anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chrysène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Dibenzo(a-h)anthracène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluorène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Naphhtalène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Phénanthrène	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	0,10	<0,01	0,08	<0,01	<0,01	<0,01
Pyrène	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Somme des 16 HAPs	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	0,10	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16	<0,16

les zones colorées en gris correspondent aux parcelles dont les eaux de percolation n'ont pu être récupérées

8.6.1.4 Flux d'éléments via les eaux gravitaires

Deux exemples de calculs de flux d'éléments majeurs et en traces sont donnés pour les périodes EG1 et EG2 (tableaux 44 et 45). La première période va du 01/09/2002 au 22/10/2002, la seconde du 23/10/2002 au 07/11/2002. Les deux périodes cumulées concernent 172,8 mm de pluie, soit 25% des précipitations annuelles totales (682,8 mm). Des données similaires pour les périodes EG3 à EG 16 seront disponibles dans le rapport final.

Période EG1

Durée : 52 jours

Pluviométrie : 102, 2 mm

Pluviométrie maximale journalière : 12,8 mm

(la pluviométrie est répartie de manière homogène sur la période étudiée, il y a eu 24 jours sans pluie) ⇒ pluie d'automne correspondant à un climat continental

Volume d'eau théorique entrant pour 2 plaques : 24,6 l

(Les volumes effectivement collectés sont présentés dans le tableau 32. Ils sont inférieurs à la colonne d'eau entrante puisque l'intégralité des eaux de précipitation ne percole pas.)

Masse de terre explorée pour 2 plaques : 92,4 kg MS

Le calcul de la quantité de terre est basé sur des données réelles mesurées *in situ*. Ce calcul est réalisé en prenant comme valeurs :

- 27,5 cm = épaisseur de l'horizon de sol au-dessus de la plaque lysimétrique,
 - 1,4 = densité des terres concernées lorsqu'elles étaient en place,
 - 30 x 40 cm = dimension d'une plaque lysimétrique
- (à multiplier par 2 pour une parcelle car il y a deux plaques soit 0,24 m²)

Le volume de terre est alors pour les deux plaques de 0,066 m³ et la masse de terre sèche concernée est de 92,4 kg.

Rapport massique observé sur le terrain : dépend des volumes d'eau collectés

Période EG2

Durée : 16 jours

Pluviométrie : 70,6 mm

Pluviométrie maximale journalière : 14,8 mm

(la pluviométrie est répartie de manière homogène sur la période étudiée, il y a eu 5 jours sans pluie) ⇒ bruine d'automne correspondant à un climat continental

Volume d'eau théorique entrant pour 2 plaques : 16,9 l

(Les volumes effectivement collectés sont présentés dans le tableau 36. Ils sont inférieurs à la colonne d'eau entrante puisque l'intégralité des eaux de précipitation ne percole pas.)

Masse de terre explorée pour 2 plaques : 92,4 kg MS (voir explication ci-dessus)

Rapport massique observé sur le terrain : dépend des volumes d'eau collectés

Les principales caractéristiques physico-chimiques ont été déterminées sur les eaux gravitaires (tableau 44). Le calcul du rapport liquide sur solide (L/S) est à relativiser dans le cas des prélèvements *in situ* car il y a eu des alternances de phase de pluie et de temps sec sur le terrain. L'extraction n'est donc pas réalisée à un instant donné suivant un rapport massique matrice (MS)/eau. En fonction des modalités, ce rapport n'est pas constant en raison des propriétés physico-chimiques des terres contrastées après 7 années d'expérimentations et des épandages cumulés. Les concentrations en éléments dans les eaux gravitaires ne renseignent pas à elles seules sur les quantités d'éléments lessivés de l'horizon de surface vers la profondeur. De plus, ces concentrations dépendent de l'intensité des précipitations et de dilutions dans les volumes d'eau collectés. Le calcul des flux (en g. ha⁻¹. j⁻¹) de matières en suspension, de phosphore, d'azote (sous différentes formes), de carbone

organique total et de métaux permettent de suivre l'évolution du lessivage de ces différents constituants du sol (tableaux 45).

Tableau 44. Flux de matière, de phosphore, d'azote et de carbone organique via les eaux gravitaires

	MEST			P total			Nitrates			Nitrites			N Kjeldahl			COT		
	g/ha/j																	
	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul
B1	40	81	121	0,4	0,8	1,2	191	3148	3339	5,8	39	44,8	2,2	7,3	9,5	5,4	80,2	85,6
B2	17	878	895	0,2	1,2	1,4	161	1496	1657	0,4	1	1,4	0,9	5,4	6,3	6,6	81,9	88,5
B3	61	918	979	0,3	1	1,3	123	497	620	2	8,3	10,3	3,5	3,3	6,8	8,7	49,6	58,3
B3.1	13	1106	1119	0,1	0,9	1	37	1720	1757	0	3,8	3,8	0,3	4,9	5,2	2,6	62,4	65
B3.2	71	832	903	0,7	1,2	1,9	107	2309	2416	2,1	2,2	4,3	3,8	3,4	7,2	8,7	163	171,7
B4	42	333	375	0,2	0,6	0,8	247	1901	2148	0,4	23,9	24,3	0,6	6,5	7,1	9,6	63,7	73,3
C1	54	2767	2821	0,2	0,8	1	102	602	704	0,3	2,5	2,8	0,6	4,1	4,7	4,1	51	55,1
C2	159	3804	3963	0,5	0,9	1,4	146	416	562	1,3	2	3,3	2	4,6	6,6	12,7	43	55,7
Tb	466	3112	3578	0,2	1,4	1,6	522	898	1420	0,2	6,3	6,5	1,1	6,8	7,9	14	62,8	76,8
Th	29	446	475	0,1	0,8	0,9	49	1024	1073	0,2	25,4	25,6	0,6	4,3	4,9	3,1	72,6	75,7

Tableau 45. Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires

	Cd			Cu			Ni			Pb			Zn		
	g/ha/j														
	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul	période 1	période 2	cumul
B1	0,06	0,2	0,26	0,23	0,81	1,04	0,06	0,2	0,26	0,01	0,03	0,04	0,56	2,84	3,4
B2	0,24	0,67	0,91	0,36	0,67	1,03	0,04	0,17	0,21	0,02	0,03	0,05	1,28	4,26	5,54
B3	0,03	0,01	0,04	0,39	0,61	1	0,11	0,18	0,29	0,03	0,02	0,05	0,27	0,43	0,7
B3.1	0,03	0,28	0,31	0,12	0,95	1,07	0,02	0,19	0,21	0,01	0,02	0,03	0,24	0,85	1,09
B3.2	0,13	0,17	0,3	0,33	1,02	1,35	0,16	0,51	0,67	0,02	0,07	0,09	0,65	2,04	2,69
B4	0,05	0,1	0,15	0,32	0,67	0,99	0,06	0,19	0,25	0,01	0,03	0,04	0,21	0,48	0,69
C1	0,01	0	0,01	0,14	0,57	0,71	0,03	0,13	0,16	0,01	0,06	0,07	0,1	0,32	0,42
C2	0,13	0,12	0,25	0,45	0,41	0,86	0,19	0,23	0,42	0,02	0,02	0,04	1,26	1,05	2,31
Tb	0,32	0,6	0,92	0,52	0,8	1,32	0,35	0,5	0,85	0,04	0,04	0,08	2,16	3,19	5,35
Th	0,03	0,09	0,12	0,13	0,79	0,92	0,07	0,35	0,42	0,01	0,04	0,05	0,12	0,53	0,65

Les teneurs en métaux des eaux gravitaires prélevées *in situ* ont permis de donner une estimation des quantités de métaux lessivés à partir de l'horizon de surface du sol (tableaux 45, 46, 47, 48). Ces résultats ont été comparés aux métaux dosés par extraction sélective au CaCl_2 en conditions contrôlées de laboratoire sur des terres prélevées *in situ* (tableau 46) La prédiction du lessivage de métaux dans le profil à l'aide de la méthode chimique d'extraction sélective est bonne pour certains éléments et pour certains types de déchets ou produits dérivés. Cette conclusion n'est pas généralisable.

Tableau 46. Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ* en comparaison aux données d'extractions sélectives de laboratoire

	Cd extractible CaCl ₂	Cd lessivé <i>in situ</i>	Cd lessivé <i>in situ</i>
	µg.kg ⁻¹ MS	µg.l ⁻¹	mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹
C1	3,5	41,3	8 945
B4	5,0	46,9	23 005
Tb	6,5	98,2	46 400
C2	8,0	79,7	81 037
Th	8,5	26,8	5 006
B3	10,0	13,2	6 036
B1	18,0	77,0	98 905
B3.1	18,0	117,3	43 349

	Cu extractible CaCl ₂	Cu lessivé <i>in situ</i>	Cu lessivé <i>in situ</i>
	µg.kg ⁻¹ MS	µg.l ⁻¹	mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹
C1	62,0	55,2	14 645
Th	76,0	82,8	42 290
B3.1	77,0	52,2	29 917
B3	77,5	45,1	24 860
C2	77,5	52,5	44 421
B4	82,5	53,3	20 303
B1	84,0	70,7	28 581
Tb	87,0	44,5	29 292

	Ni extractible CaCl ₂	Ni lessivé <i>in situ</i>	Ni lessivé <i>in situ</i>
	µg.kg ⁻¹ MS	µg.l ⁻¹	mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹
B4	26,0	15,9	6 297
C2	64,5	17,1	12 812
C1	72,0	26,9	6 312
B3	83,5	14,5	8 252
B3.1	101,0	21,6	9 424
Th	122,0	48,8	18 873
Tb	124,5	22,5	16 170
B1	168,5	14,0	5 582

	Pb extractible CaCl ₂	Pb lessivé <i>in situ</i>	Pb lessivé <i>in situ</i>
	µg.kg ⁻¹ MS	µg.l ⁻¹	mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹
B1	18,0	2,0	702
Th	19,0	1,5	815
C1	25,5	3,5	1 120
C2	30,0	1,2	690
B3.1	31,0	1,2	432
Tb	33,5	1,8	1 350
B4	40,0	1,3	561
B3	45,0	2,7	1 061

	Zn extractible CaCl ₂	Zn lessivé <i>in situ</i>	Zn lessivé <i>in situ</i>
	µg.kg ⁻¹ MS	µg.l ⁻¹	mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹
C1	<100	284,5	68 583
B4	137,0	126,8	60 377
C2	140,5	392,7	385 850
Th	142,0	189,2	52 133
B3	182,0	119,5	61 096
Tb	187,0	273,5	157 429
B3.1	317,5	367,2	136 350
B1	365,0	603,8	251 888

Zn extractible CaCl₂ : moyenne TX et TXI

Zn lessivé *in situ* : moyenne EG1 à EG6

Zn lessivé *in situ* : cumul sur une période de 183 jours

Tableau 47. Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*

période	matrice	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.ha ⁻¹ .j ⁻¹					mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹				
EG1	B1	20	72	19	4	173	1030	3734	987	215	9013
52 jours	B2	73	110	13	7	395	3777	5717	664	357	20519
	B3	9	121	33	9	82	468	6311	1714	468	4285
	B3.1	10	36	5	2	75	543	1886	258	129	3875
	B3.2	40	102	50	7	199	2065	5310	2581	369	10325
	B4	15	97	19	2	66	788	5040	998	105	3413
	C1	4	43	10	2	32	195	2233	530	112	1675
	C2	39	139	57	6	388	2019	7225	2975	319	20188
	Tb	98	160	107	11	666	5078	8310	5540	577	34625
	Th	9	40	22	2	36	460	2099	1121	115	1869
EG2	B1	203	813	203	30	2844	3250	13000	3250	488	45500
16 jours	B2	669	669	167	25	4263	10700	10700	2675	401	68213
	B3	12	612	184	18	428	196	9792	2938	294	6854
	B3.1	284	945	189	19	851	4538	15125	3025	303	13613
	B3.2	170	1019	509	68	2038	2717	16300	8150	1087	32600
	B4	95	665	190	29	475	1521	10646	3042	456	7604
	C1	0	567	126	63	315	0	9075	2017	1008	5042
	C2	116	407	232	23	1045	1858	6504	3717	372	16725
	Tb	598	798	499	40	3192	9575	12767	7979	638	51067
	Th	88	788	350	44	525	1400	12600	5600	700	8400
EG3	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
28 jours sec	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	24	152	57	0	498	683	4269	1594	0	13945
	B3.1	359	316	82	0	1305	10039	8846	2282	0	36546
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C2	255	350	106	0	1754	7152	9800	2954	0	49104
	Tb	24	157	44	5	461	683	4403	1223	135	12900
	Th	11	499	78	0	444	320	13980	2194	0	12427

Tableau 47 (suite). Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*

période	matrice	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.ha ⁻¹ .j ⁻¹					mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹				
EG4 35 jours sec	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	10	25	10	9	173	339	871	334	300	6051
	B3.1	80	44	46	0	435	2805	1523	1594	0	15229
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C2	429	126	36	0	2408	15017	4420	1245	0	84292
	Tb	135	23	12	0	327	4738	800	419	0	11438
	Th	13	187	41	0	328	438	6539	1446	0	11466
EG5 34 jours	B1	1945	233	26	0	3897	66125	7925	893,75	0	132500
	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	86	64	36	0	623	2926	2183	1230	0	21169
	B3.1	696	68	58	0	1819	23658	2316	1983	0	61838
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	569	117	56	0	1353	19349	3995	1908	0	46010
	C1	213	87	91	0	1555	7226	2947	3098	0	52867
	C2	1355	348	41	0	5446	46081	11825	1387	0	185167
	Tb	528	64	22	0	1024	17944	2163	760	0	34800
	Th	27	191	213	0	291	925	6500	7250	0	9910
EG6 18 jours	B1	1583	218	25	0	3604	28500	3922,5	450,75	0	64875
	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	79	80	25	0	488	1425	1433	442	0	8792
	B3.1	98	12	16	0	292	1767	222	282	0	5250
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	75	35	19	0	186	1348	623	350	0	3350
	C1	85	22	37	0	500	1523	390	667	0	9000
	C2	495	258	30	0	1688	8910	4646	534	0	30375
	Tb	466	47	14	0	700	8383	850	249	0	12600
	Th	81	32	70	0	448	1463	573	1263	0	8063

Tableau 47 (suite). Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*

période	matrice	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.ha ⁻¹ .j ⁻¹					mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹				
EG 7 52 jours	B1	40	120	16	12	240	2083	6250	833	625	12500
	B2	45	583	45	4	763	2333	30333	2333	233	39667
	B3	12	79	16	8	393	613	4083	817	408	20417
	B3.1	39	118	39	8	236	2042	6125	2042	408	12250
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	16	160	40	0	240	833	8333	2083	0	12500
	C1	16	80	40	12	361	833	4167	2083	625	18750
	C2	80	120	40	0	200	4167	6250	2083	0	10417
	Tb	96	64	13	10	321	5000	3333	667	500	16667
	Th	26	159	26	5	238	1375	8250	1375	275	12375
EG 8 23 jours	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B2	3601	1613	58	0	7624	82813	37100	1325	0	175342
	B3	433	421	84	0	3235	9959	9688	1938	0	74400
	B3.1	554	598	69	92	2715	12753	13758	1588	2117	62442
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	207	171	59	15	906	4766	3929	1367	342	20842
	C1	720	502	61	30	3013	16555	11550	1400	700	69300
	C2	981	450	53	26	4483	22569	10342	1217	608	103113
	Tb	899	350	46	0	2085	20685	8050	1050	0	47950
	Th	105	216	38	0	539	2408	4958	885	0	12396
EG 9 18 jours	B1	6635	283	63	0	18810	119425	5100	1133	0	338583
	B2	5160	833	56	0	8681	92875	15000	1000	0	156250
	B3	373	178	51	0	1650	6719	3208	917	0	29700
	B3.1	448	226	33	3	1198	8071	4063	596	54	21558
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	1741	148	153	0	2916	31344	2656	2763	0	52488
	C1	521	170	24	7	1344	9375	3063	438	125	24188
	C2	3670	445	69	0	7623	66060	8017	1233	0	137208
	Tb	452	197	47	8	1322	8132	3542	850	142	23800
	Th	51	158	42	0	288	915	2850	750	0	5175

Tableau 47 (suite). Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*

période	matrice	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.ha ⁻¹ .j ⁻¹					mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹				
EG 10 43 jours	B1	1986	347	0	0	2681	85400	14933	0	0	115267
	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	2651	442	0	0	5558	114000	19000	0	0	239000
	B3.1	298	81	0	0	490	12825	3483	0	0	21058
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	256	157	0	0	727	11000	6750	0	0	31250
	C1	124	132	0	0	512	5333	5667	0	0	22000
	C2	2198	576	0	0	3733	94500	24750	0	0	160500
	Tb	86	76	0	101	322	3683	3250	0	4333	13867
	Th	516	269	163	0	2179	22204	11558	6996	0	93683
EG 11 51 jours	B1	916	329	0	0	1997	46725	16800	0	0	101850
	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3.1	46	55	0	0	130	2333	2800	0	0	6650
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	253	194	0	0	1103	12892	9917	0	0	56277
	C1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	C2	1175	506	0	0	3569	59908	25783	0	0	182000
	Tb	131	275	0	0	810	6667	14000	0	0	41333
	Th	90	278	0	0	498	4583	14167	0	0	25417
EG 12 28 jours	B1	782	486	190	0	2451	21892	13608	5325	0	68633
	B2	238	1964	417	0	3036	6667	55000	11667	0	85000
	B3	714	607	214	0	3286	20000	17000	6000	0	92000
	B3.1	348	134	134	0	1205	9750	3750	3750	0	33750
	B3.2	101	112	143	0	538	2817	3142	4008	0	15058
	B4	157	167	226	0	1149	4400	4675	6325	0	32175
	C1	1900	691	787	0	5932	53213	19350	22038	0	166088
	C2	629	288	419	0	2252	17600	8067	11733	0	63067
	Tb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Th	343	714	143	0	2171	9600	20000	4000	0	60800

Tableau 47 (suite). Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*

période	matrice	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.ha ⁻¹ .j ⁻¹					mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹				
EG 13 13 jours	B1	339	727	190	0	1644	4410	9450	2475	0	21375
	B2	0	1218	0	0	5833	0	15833	0	0	75833
	B3	212	370	176	0	494	2750	4813	2292	0	6417
	B3.1	382	637	357	0	1249	4969	8281	4638	0	16231
	B3.2	401	109	298	0	1090	5208	1417	3875	0	14167
	B4	15	139	37	0	488	193	1813	483	0	6344
	C1	308	308	77	0	821	4000	4000	1000	0	10667
	C2	103	297	92	0	2656	1333	3867	1200	0	34533
	Tb	175	121	74	0	599	2275	1575	963	0	7788
	Th	324	1297	405	0	1379	4217	16867	5271	0	17921
EG 14 20 jours	B1	293	835	110	0	1325	3803	10859	1426	0	17221
	B2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3	117	65	19	0	275	2333	1292	375	0	5500
	B3.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B3.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	B4	131	59	0	0	453	2625	1188	0	0	9063
	C1	284	100	71	0	878	5683	2002	1421	0	17567
	C2	55	58	26	0	245	1108	1167	525	0	4900
	Tb	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Th	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EG 15 57 jours	B1	70	154	59	0	162	3983	8775	3375	0	9225
	B2	8	66	0	0	0	431	3750	0	0	0
	B3	43	354	0	0	121	2429	20167	0	0	6875
	B3.1	132	294	39	0	100	7537	16783	2217	0	5700
	B3.2	30	34	10	0	239	1704	1917	542	0	13625
	B4	50	69	16	0	59	2844	3954	913	0	3346
	C1	242	127	33	0	401	13813	7233	1867	0	22867
	C2	9	61	20	0	86	532	3450	1150	0	4888
	Tb	9	50	0	0	37	510	2833	0	0	2125
	Th	80	74	31	0	89	4550	4200	1750	0	5075

Tableau 47 (suite). Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*

période	matrice	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
		mg.ha ⁻¹ .j ⁻¹					mg.ha ⁻¹ .période ⁻¹				
EG 16 28 jours	B1	60	551	62	0	520	1689	15436	1748	0	14563
	B2	40	140	63	0	259	1116	3917	1763	0	7246
	B3	188	517	129	0	991	5267	14475	3619	0	27744
	B3.1	123	630	102	0	650	3443	17644	2846	0	18213
	B3.2	463	153	73	0	1050	12965	4288	2042	0	29400
	B4	50	205	0	0	961	1405	5740	0	0	26917
	C1	444	152	36	0	589	12438	4250	1000	0	16500
	C2	47	230	77	0	299	1309	6438	2146	0	8369
	Tb	69	168	42	0	525	1919	4700	1175	0	14688
	Th	347	484	92	0	727	9720	13563	2583	0	20344
EG 17 39 jours	B1	110	117	44	124	242	4281	4567	1713	4852	9419
	B2	9	57	79	110	74	342	2221	3075	4271	2904
	B3	169	155	0	169	379	6575	6027	0	6575	14794
	B3.1	323	219	0	185	1777	12600	8550	0	7200	69300
	B3.2	1283	421	81	155	2355	50025	16433	3142	6042	91833
	B4	52	133	0	96	118	2013	5175	0	3738	4600
	C1	1277	162	42	105	1728	49817	6329	1633	4083	67375
	C2	71	71	0	110	173	2756	2756	0	4288	6738
	Tb	387	34	12	41	1514	15094	1313	469	1594	59063
	Th	1589	390	70	167	1896	61988	15225	2719	6525	73950
EG 18 34 jours	B1	190	285	0	0	1117	6467	9700	0	0	37992
	B2	24	191	0	0	454	813	6500	0	0	15438
	B3	49	368	0	0	441	1667	12500	0	0	15000
	B3.1	245	368	0	0	1152	8333	12500	0	0	39167
	B3.2	382	488	0	0	755	13000	16575	0	0	25675
	B4	98	172	0	0	637	3333	5833	0	0	21667
	C1	274	258	0	0	653	9300	8783	0	0	22217
	C2	61	135	0	0	270	2083	4583	0	0	9167
	Tb	159	61	0	0	699	5417	2083	0	0	23750
	Th	956	686	0	0	1348	32500	23333	0	0	45833

Tableau 48. Flux d'éléments en traces via les eaux gravitaires *in situ*, cumulés sur 461 jours (EG1 à EG18)

	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
matrice	mg.ha⁻¹.période⁻¹				
B1	399 062	144 060	23 609	6 179	998 515
B2	201 866	186 071	24 501	5 263	646 410
B3	178 348	137 112	24 208	8 044	592 942
B3.1	128 005	127 655	27 099	10 211	442 670
B3.2	90 500	65 381	24 340	7 497	232 683
B4	100 653	80 266	20 231	4 640	337 843
C1	189 305	91 039	39 191	6 653	526 100
C2	354 963	149 890	34 100	5 586	1 110 748
Tb	115 782	73 971	21 343	7 919	408 458
Th	159 066	177 261	45 203	7 615	425 102

8.6.2 Caractérisation écotoxicologique des eaux gravitaires

8.6.2.1 Justification des essais écotoxicologiques réalisés sur les eaux de percolation

Ces essais trouvent leur justification dans les arguments suivants :

- les premières analyses écotoxicologiques ont été réalisées sur des échantillons de terre collectés au terrain et lixiviés au laboratoire suivant le protocole normalisé (NF X 31-210¹, 1998). Ce protocole est éloigné des conditions réelles car il ne rend pas compte des phénomènes ayant lieu sur le terrain (ex : cinétiques d'adsorption/désorption, transferts particuliers et taux de dilution),
- en choisissant une batterie identique à celle réalisée lors des premières phases de caractérisation, il sera possible de comparer les résultats obtenus sur les éluats et sur les eaux gravitaires afin de vérifier la redondance ou la complémentarité des données ainsi obtenues,
- les plaques lysimétriques venant d'être installées, cette première campagne de mesures permettra d'obtenir un point initial,
- les analyses physico-chimiques des échantillons d'eau gravitaire sont déjà prévues et viendront éclairer les résultats des essais écotoxicologiques,
- la caractérisation écotoxicologique, conduite de manière prospective, permettra de statuer sur la nécessité ultérieure d'une caractérisation de ces eaux de percolation.

8.6.2.2 Déroulement des essais

Les essais écotoxicologiques sélectionnés pour cette campagne prospective sont identiques à ceux utilisés précédemment sur les éluats des échantillons de déchets et de terre afin de pouvoir comparer ces résultats à l'ensemble des données déjà acquises.

La batterie de tests sélectionnée comprend des organismes aquatiques représentant différents niveaux trophiques (bactéries, producteurs primaires et consommateurs), différents niveaux d'organisation biologique (fonctions, individus et populations) et différents types de toxicité (toxicité aiguë/chronique et génotoxicité).

La batterie de tests sélectionnée est la suivante :

¹ Rapport massique liquide/solide : 10, 24h d'agitation, décantation et/ou filtration à 0,45 µm.

- Test de toxicité aiguë sur micro-crustacés et bactéries
 - *Test de toxicité sur daphnies*
 - *Test de toxicité sur bactéries Microtox®*
- Test de toxicité chronique sur algues
- Test de génotoxicité bactérien (Mutatox®)

Cette batterie de tests de toxicité et de génotoxicité a été réalisée à titre prospectif sur le prélèvement des eaux gravitaires du bloc 1 (soit 10 échantillons). Le prélèvement ainsi que le conditionnement des échantillons d'eau gravitaire étaient à la charge du gestionnaire du site (ENSAIA/INPL/INRA). Des analyses de turbidimétrie et de conductivité ont été effectuées sur les eaux gravitaires ainsi que le dosage des matières en suspension afin de caractériser la quantité de particules de sol entraînées susceptibles de contenir des polluants adsorbés.

8.6.2.3 Description simplifiée des tests biologiques de toxicité

8.6.2.3.1 Tests de toxicité aiguë

Test d'immobilisation sur microcrustacés (Daphnia magna) NF EN ISO 6341 de mai 1996

Ce test repose sur la détermination de la concentration qui, en 24 heures et/ou 48 heures, immobilise 50 % des daphnies mises en expérimentation. Cette concentration, dite concentration d'immobilisation exprimée en pourcentage est désignée par CE 50. L'essai est conduit en deux étapes :

- un essai préliminaire qui donne une indication approximative de la CE 50-24 heures et sert à déterminer la gamme des concentrations pour l'essai définitif,
- l'essai définitif est conduit en choisissant une gamme de concentrations (en général en progression géométrique) de façon à recouvrir et à border de part et d'autre l'intervalle des concentrations, qui lors de l'essai préliminaire fait passer le pourcentage d'immobilisation de 0 à 100 %.

Test d'inhibition de la luminescence de bactéries marines (Vibrio fischeri ou Microtox®) ISO 11348-3, 1998.

Ce test repose sur la détermination de l'inhibition de la luminescence émise par une bactérie marine *Vibrio fischeri* (anciennement *Photobacterium phosphoreum*). Cet essai permet de déterminer la concentration de l'échantillon (en %) qui, après 5, 15 à 30 minutes inhibe 50 % de la luminescence des bactéries. Cette concentration est désignée par CE 50-t, t représentant le temps de contact des bactéries avec l'échantillon.

8.6.2.3.2 Tests de toxicité chronique

Test d'inhibition de la croissance algale (Pseudokirchneriella subcapitata, anciennement Selenastrum capricornutum) NF T 90-375, 1998. Test réalisé en microplaques

Les algues (*Pseudokirchneriella subcapitata*) sont incubées à 23°C +/- 1°C, sous illumination constante pendant 72 heures, dans différentes dilutions de l'échantillon, chacune étant testée en huit réplicats. Les concentrations algales sont ensuite mesurées et les pourcentages d'inhibition de croissance sont calculés par rapport aux témoins réalisés dans les mêmes conditions. La concentration d'échantillon, inhibant 20 % de la croissance des algues est alors déterminée (CE 20).

8.6.2.3.3 Essai de mutagenèse

Détermination de l'activité mutagène vis-à-vis de Vibrio fischeri (M169) - Test Mutatox®

Ce test détecte les polluants génotoxiques en utilisant le mutant non luminescent M169 de la souche bactérienne *Vibrio fischeri*. Les atteintes au matériel génétique (ADN) sont détectées et quantifiées en

mesurant la capacité d'un échantillon à restaurer la luminescence de la bactérie. Deux types de milieux sont nécessaires :

- un milieu avec S9
- un milieu sans S9

L'échantillon est incubé pendant 24 h avec les bactéries, la luminescence émise après 16 h, 20 h et 24 h est mesurée. Seules les concentrations auxquelles la ré-émission de lumière est supérieure de 4 fois aux témoins sont retenues.

8.6.2.4 Résultats des analyses écotoxiques

Une première caractérisation des eaux gravitaires réceptionnées le 22 octobre 2002 a été faite en utilisant le test Microtox® (tableau 47). Les résultats sont exprimés en CE50 % correspondant à la concentration nécessaire pour provoquer 50 % d'inhibition de la luminescence. Ainsi, les résultats obtenus par le test Microtox® sur les échantillons d'eaux montrent l'absence de toxicité significative quelle que soit la modalité de traitement.

Une seconde caractérisation a été réalisée sur les échantillons réceptionnés le 07 novembre 2002 avec l'ensemble des essais de toxicité (tableau 47). Les résultats concernant la toxicité à court terme (test Daphnies 24 heures et test Microtox®) ne mettent pas en évidence pas de toxicité pour les eaux gravitaires. Cependant, des effets toxiques sont mis en évidence par le test chronique Algues 72 heures sur certains percolats. En effet, les percolats issus des parcelles ayant reçu les matrices B1, B2, B3.1, B3.2 et C2 montrent une toxicité avec des effets plus importants pour la boue B2 (CE 20 = 5,1 %). De même, une toxicité est notée pour le percolat issu du traitement basse fertilisation alors que celui-ci est exempt d'apport de déchets. Cette remarque est importante puisqu'elle permet de souligner la présence d'éléments non apportés par les déchets pouvant induire une toxicité dans les sols. Les résultats de toxicité et de génotoxicité des eaux gravitaires collectées en 2003 et 2004 sont données par le tableau 47.

Les eaux de percolation issues des parcelles après 4 épandages présentent un caractère mutagène. En effet, tous les échantillons, même ceux issus des témoins haute et faible fertilisation, ont des effets génotoxiques avec ou sans activation métabolique (S9). Cet essai sur les eaux gravitaires dénotent la présence de substances mutagènes indépendantes des apports en déchets dans le sol de la Bouzule puisque les mêmes effets génotoxiques sont identifiés dans les témoins "fertilisation". Cette propriété de mutagénicité pourrait s'expliquer par les concentrations en micropolluants organiques ou métalliques non mesurés (par exemple : pesticides utilisés lors des cultures, éléments traces naturels ou apportés par les fertilisants) et/ou la présence de composés organiques constitutifs des sols comme par exemple les acides humiques.

Tableau 47. Toxicité et génotoxicité des eaux gravitaires (périodes EG1, EG2 et EG3)

			Traitement										
Tests	Effet	Descripteur toxicologique	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th	
période de prélèvement EG1													
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	
		CE 50-15 mn	NT à 80%	>100	>100	>100	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-30 mn	>100	>100	>100	>100	>100	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
période de prélèvement EG2													
Daphnies	Immobilisation	CE 50-24 h	Aucune immobilisation	98	Aucune immobilisation	92	Aucune immobilisation	Aucune immobilisation	Aucune immobilisation	>100	93	Aucune immobilisation	
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	
		CE 50-15 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	>100	NT à 80%
		CE 50-30 mn	NT à 80%	>100	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	>100	NT à 80%
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	17,6	5,1	NT à 90%	32,7	38,7	NT à 90%	NT à 90%	18,7	8,1	NT à 90%	
Mutatox	Mutagénèse		avec S9 (47%) sans S9 (94%)	sans S9 (94%)	sans S9 (94%)	sans S9 (94%)	avec S9 (47%) sans S9 (94%)	avec S9 (94%) sans S9 (94%)	sans S9 (94%)	sans S9 (94%)	avec S9 (94%) sans S9 (94%)	avec S9 (94%) sans S9 (94%)	
période de prélèvement EG3													
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	>100	>100	NT à 80%	>100	>100	
		CE 50-15 mn	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	>100	>100	NT à 80%	>100	>100	
		CE 50-30 mn	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	>100	>100	NT à 80%	>100	>100	
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	nd	nd	73,0	17,0	nd	5,9	3,3	20,9	59,5	43,6	

Tableau 48. Toxicité des eaux gravitaires (périodes EG4, EG5 et EG6)

			Traitement									
Tests	Effet	Descripteur toxicologique	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
période de prélèvement EG4												
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	>100
		CE 50-15 mn	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	>100
		CE 50-30 mn	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	>100
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	nd	nd	40,0	21,8	nd	nd	10,9	9,2	15,9	30,2
période de prélèvement EG5												
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-15 mn	>100	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	>100	NT à 80%	>100
		CE 50-30 mn	>100	nd	NT à 80%	>100	nd	NT à 80%	NT à 80%	>100	>100	NT à 80%
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	3,3	nd	82,6	3,4	nd	21,3	16,7	2,6	9,9	24,2
période de prélèvement EG6												
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	nd	nd	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-15 mn	>100	nd	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	>100	NT à 80%	>100
		CE 50-30 mn	>100	nd	NT à 80%	>100	nd	NT à 80%	NT à 80%	>100	>100	>100
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	3,8	nd	49,5	5,0	nd	42,4	21,8	5,0	11,5	26,0

Tableau 49. Toxicité des eaux gravitaires (périodes EG7, EG8 et EG9)

			Traitement									
Tests	Effet	Descripteur toxicologique	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
période de prélèvement EG7												
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-15 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-30 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	1,9	1,7	19,0	6,8	nd	67,6	25,5	10,8	7,0	5,5
période de prélèvement EG8												
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-15 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
		CE 50-30 mn	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%	NT à 80%
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	24,6	11,5	43,1	54,6	nd	60,2	38,0	17,5	34,2	79,4
période de prélèvement EG9												
Microtox	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	NT à 80%	>100	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	>100	NT à 80%	NT à 80%	>100
		CE 50-15 mn	>100	>100	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	>100	NT à 80%	NT à 80%	>100
		CE 50-30 mn	>100	>100	NT à 80%	NT à 80%	nd	NT à 80%	>100	>100	NT à 80%	>100
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	3,2	3,4	20,6	7,6	nd	10,2	13,8	3,2	22,5	64,2

Une caractérisation des eaux gravitaires EG 16 réceptionnées le 6 octobre 2005 a été réalisée (tableau 50). Les résultats sont exprimés en CE50 % correspondant à la concentration nécessaire pour provoquer 50 % d'inhibition de la luminescence. Ainsi, les résultats obtenus par les tests aigus sur les échantillons d'eaux montrent l'absence de toxicité significative quelle que soit la modalité de traitement. L'essai sur algue montre une toxicité modérée chronique des eaux gravitaires sur cet organisme.

Ces mêmes tests écotoxiques ont été réalisés sur les éluats de sols après lixiviation (tableau 51) afin de pouvoir comparer les données récupérées. Il est à noter une similarité des réponses excepté pour les parcelles 9 et 10 qui ont reçues le déchet C2 (compost d'ordures ménagères) : un effet toxique est observé pour les essais chroniques avec les eaux gravitaires issues de ces parcelles mais, celui-ci disparaît pour les éluats de sols. Cette remarque est importante puisqu'elle permet de souligner la présence d'éléments toxiques véhiculés par les eaux de drainage après les épisodes pluvieux. En effet, les eaux de pluie dont le pH est plus acide que celui ajusté lors des essais de lixiviation (pH = 8,5) va induire un transfert de certaines molécules du sol vers le compartiment aquatique. Cette toxicité à long terme est apparue dans les différents échantillons (en débutant par les déchets les plus riches en métaux (B3.1 ; B4 ; C1) au fur et à mesure des années et des déchets (tableau 51).

Tableau 50. Toxicité des eaux gravitaires EG16 évaluées par les tests Daphnie, Microtox® et Algue

Biotest	Effet	Descripteur toxicologique	Traitement									
			B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
Daphnies	Immobilisation	CE 50i-24h	aucune immobilisation									
Microtox®	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	non toxique à 80%									
		CE 50-15 mn	non toxique à 80%									
		CE 50-30 mn	non toxique à 80%									
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	44,8	44,9	45,3	26,2	10,4	37,7	17,9	9,1	38,0	38,6

Tableau 51. Toxicité des éluats obtenus à partir de sols prélevés *in situ* évalués par les tests Daphnie, Microtox® et Algue

Biotest	Effet	Descripteur toxicologique	Traitement									
			B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
Daphnies	Immobilisation	CE 50i-24h	aucune immobilisation									
Microtox®	Inhibition de la luminescence	CE 50-5 mn	non toxique à 80%									
		CE 50-15 mn	>100	non toxique à 80%	>100	non toxique à 80%						
		CE 50-30 mn	>100	non toxique à 80%	>100	>100	non toxique à 80%			>100	non toxique à 80%	
Algues	Inhibition de la croissance	CE 20-72h	14,7	57,5	23,4	49,7	21,3	3,8	24,9	non toxique à 90 %	19,2	45,4

Conclusions sur la qualité des eaux gravitaires (EG 10 à EG 16)

Lors des essais en laboratoire sur matrices pures et mélanges terre-déchets réalisés lors de précédents contrats avec l'ADEME, une toxicité limitée des matrices pures épandues a été révélée durant ces 5 années d'études (tableaux 47 à 50). Cette innocuité des matrices sur les organismes étudiés était pressentie déjà avec les faibles teneurs en polluants minéraux et organiques.

Les résultats concernant la toxicité à court terme (test Daphnies 24 heures et test Microtox®) ne mettent pas en évidence pas de toxicité pour les eaux gravitaires. Cependant, des effets toxiques des eaux gravitaires issues des parcelles épandues avec les déchets et produits dérivés sont mis en évidence par le test chronique Algues (72 heures) avec l'effet le plus marqué pour le compost d'ordures ménagères C2 (CE 20 = 9,1%).

8.6.3 Relation entre les données chimiques et les tests biologiques

Les teneurs en polluants métalliques extractibles dans les eaux gravitaires sont faibles de manière générale, du fait aucune augmentation significative des teneurs en éléments en traces totaux dans les sols n'a été observée quels que soient les déchets ou compost épandus. On note cependant, des teneurs non négligeables en Cd et en Zn dans les eaux collectées après épandage de la boue B2 soit 0,08 mg Cd/l et 0,51 mg Zn/l lors des analyses de novembre 2002. De même, les concentrations en Cd et Zn des eaux gravitaires issues du témoin basse fertilisation sont légèrement plus élevées que dans les autres traitements. Cette remarque n'est pas sans conséquence puisque si on observe les données écotoxiques, les effets toxiques mis en évidence par le test algue sont importants pour ces 2 modalités :

L'hypothèse émise est que l'échantillon d'eau Tb est peut-être chargé en colloïdes, ce qui peut avoir un effet sur le test algue. En effet, la turbidité importante d'un échantillon est un facteur limitant de ce test chronique. En observant la turbidité apparente (tableau 39), l'échantillon qui apparaît comme l'un des plus concentré en matières en suspension est celui issu de la parcelle témoin basse fertilisation. Une toxicité a été effectivement révélée par le test algue sur cet échantillon mais l'origine de celle-ci est incertaine. En effet, la charge importante en colloïdes a masqué les effets réels qui pouvaient être observés.

Les teneurs en Zn et Cd du témoin basse fertilisation sont plus élevées qu'avec les autres traitements. Cette différence peut avoir une incidence sur les tests de toxicité. En effet, ces métaux à caractère biodisponible peuvent jouer un rôle dans l'inhibition de la croissance algale.

Les analyses en polluants organiques montrent l'absence de HAP et PCB dans les témoins.

Les analyses chimiques réalisées n'apportent pas de précision sur la génotoxicité rencontrée pour l'ensemble des eaux gravitaires, quel que soit le traitement initial. En effet, les teneurs en HAP et PCB, qui sont des composés à caractère génotoxique, sont faibles pour tous les échantillons. D'autres molécules non analysées pourrait en expliquer l'origine (traitements phytosanitaires et/ou molécules naturelles comme acides humiques et fulviques, composés liés aux argiles, ...).

Avant les épandages, la caractérisation de la fosse pédologique et la caractérisation des 4 échantillons moyens représentant chacun des blocs avaient révélé la présence de molécules ayant un effet mutagène après activation métabolique. Cet effet était plus accentué en surface et diminuait avec la profondeur pour être non mutagène dans les horizons les plus profonds.

L'activité biologique naturelle du sol pourrait expliquer une dégradation des molécules annulant les effets mutagènes initiaux. Une autre hypothèse serait que ce test de mutagénicité est sensible à d'autre molécules constitutives du sol, dont la concentration diminue avec la profondeur.

Après 3 ans et après 3 épandages de déchets et produits dérivés présentant un caractère plus ou moins mutagène (tableau 52) :

- B3.1 et B3.2 sont mutagènes lors des 3 fournitures de matrices,
- B4 et B3 sont non mutagènes ou mutagènes : variabilité suivant les fournitures,
- B1, B2 et C1 sont non mutagènes ou suspects suivant les fournitures,
- C2 est non mutagène au cours des trois fournitures de matrices.

Fosse pédologique et parcelles	Point initial t = 0		Parcelles après 3 ans t = 3 ans		
	- S9	+ S9	Profondeurs	- S9	+ S9
Fosse 0 - 25 cm	NM	M*	Surface	NM	S : B1, B2, B3, B3,1, B3,2, B4, C1, C2 – Th et Tb
Parcelles surfaces (4 blocs)	NM	M*			
Fosse 35 – 60 cm	NM	S	Parcelle 30 – 50 cm	NM	S : B1, B2, B3, B3,1, B3,2, B4, C1, C2 – Th et Tb
Fosse 85 – 100 cm	NM	NM	Parcelle 80 – 100 cm	NM	NM : toutes les parcelles

- S9 : sans activation S9
+ S9 : avec activation S9

M* : mutagène à 50%
NM : non mutagène

S : suspect

Tableau 52. Comparaison des tests Mutatox au début de l'expérimentation dans la fosse pédologique et après 3 épandages sur les 40 parcelles

Le caractère mutagène des parcelles est quelque peu modifié, évoluant de mutagène à suspect mais reste similaire à la caractérisation initiale de la fosse pédologique et diminue en profondeur pour être non mutagène.

Cette propriété de mutagénicité ne semble pas s'expliquer par les concentrations très faibles en polluants organiques ou métalliques mesurées. Il pourrait s'agir de molécules issues de la dégradation de matières organiques du sol. Pour vérifier cette hypothèse, différentes molécules présentes dans le sol devraient être sélectionnées et mériteraient d'être soumises à ce même test de mutagénicité « Mutatox » et/ou avec d'autres tests de génotoxicité tels que le test d'Ames.

8.6.4 Conclusions et perspectives sur la qualité des eaux gravitaires

Les premiers résultats obtenus nous ont permis de dégager de grandes lignes mais, il est nécessaire à ce jour de réitérer les expériences sur le site de la Bouzule afin d'obtenir davantage de recul pour réellement pouvoir comparer et interpréter les données concernant les études écotoxicologiques, chimiques et agronomiques concernant les essais sur matrices pures, mélanges terre-déchets et eaux de percolation.

Il faut rappeler que lors des essais en laboratoire sur matrices pures et mélanges terre-déchets réalisés lors de précédents contrats avec l'ADEME, une toxicité limitée des matrices pures épandues a été révélée durant ces 5 années d'études. Cette innocuité des matrices sur les organismes étudiés était pressentie déjà avec les faibles teneurs en polluants minéraux et organiques.

Les résultats concernant la toxicité à court terme (test Daphnies 24 heures et test Microtox®) ne mettent pas en évidence de toxicité pour les eaux gravitaires.

Cependant, des effets toxiques des percolats issus des parcelles épandues avec les matrices B1, B2, B3.1, B3.2 et C2 sont mis en évidence par le test chronique Algues 72 heures avec des effets plus importants pour la boue B2 (CE 20 = 5,1%). De même, le percolat issu du témoin basse-fertilisation (Tb) apparaît comme ayant une toxicité chronique. Cette remarque est importante puisqu'elle permet de souligner la présence d'éléments naturellement présents dans les sols comme les matières humiques et/ou apportés lors des processus de fertilisation pouvant induire une toxicité algale dans les sols. Cette explication est également avancée pour expliquer la mutagénicité détectée pour certains échantillons (Contrat ADEME, Université Paul Verlaine, Metz, ESE, Paule Vasseur).

Le suivi par le test Mutatox® apporte des renseignements sur les évolutions à plus long terme des sols après épandage de déchets. De même, ce test permet de différencier les effets entre les horizons de surface et ceux en profondeur. On note que la mutagénicité disparaît dans les horizons profonds (80-100m).

La génotoxicité rencontrée sur ces sols traités rend compte des modifications sans doute biologiques du sol. En fait, le test Mutatox® est un bon traceur mais, il reste maintenant à définir le seuil d'alerte à respecter lors des prospections de terres ayant subies des épandages de déchets à risque potentiel. Néanmoins, le test Mutatox® n'étant plus commercialisé, il sera nécessaire de réfléchir à un test de remplacement.

Sans doute faudra-t-il également tenir compte des effets-dose pour conclure scientifiquement. L'absence de témoin(s) positif(s) ne permet de définir à partir de quel niveau les effets observés initient une réelle atteinte de l'écosystème. Cette remarque est à noter puisqu'elle a déjà été soulignée lors de précédents contrats (n° 02 75 034).

Ces deux types de tests biologiques (Algues et Mutatox®) sont certainement très sensibles à certaines molécules, ce qui n'est pas forcément un atout pour ces études d'impact puisqu'elles ne sont pas le reflet des effets réels environnementaux. En effet, il faudrait envisager à partir de quelle valeur de toxicité existe-il un risque réel puisque des effets toxiques et génotoxiques sont également observés dans le témoin basse fertilisation. Ainsi, dans ce projet il est important de s'attacher à l'évaluation du risque mais également à définir la significativité des effets observés.

Au vu des résultats obtenus sur les matrices pures, les sols avant et après épandage et les eaux gravitaires, les tests biologiques les plus pertinents à cette étude sont le test Microtox eau pour la toxicité aiguë, le test algues pour le suivi de la toxicité à plus long terme et le test Mutatox pour les effets génotoxiques.

8.7 Qualité des cultures

8.7.1 Rendements des cultures

Depuis 1996, trois espèces végétales ont été cultivées sur le dispositif des 40 parcelles : le colza, le blé d'hiver et le maïs fourrage (photographie 15).



Photographie 15. Les 40 parcelles cultivées en colza, blé et maïs (de haut en bas)

8.7.1.1 Culture 1996-1997 : Colza de printemps

Des mesures et pesées sont effectuées sur les plantes (production de matière fraîche et de matière sèche, poids de mille graines, ...). En ce qui concerne le rendement du colza de printemps, on n'observe pas de différences significatives entre les parcelles amendées par des déchets et produits dérivés et les parcelles témoin Th et Tb. Il y a néanmoins une tendance à l'augmentation des rendements pour les parcelles amendées par B1 et B2 (Figure 17). Le colza de printemps a montré des difficultés de développement explicables par la conjonction de traitements phytosanitaires et de conditions climatiques défavorables. Les résultats de cette première culture sont donc à interpréter avec prudence.

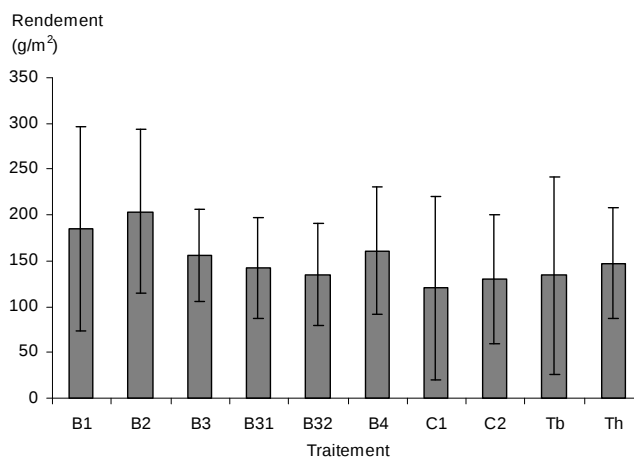


Figure 17. Production de biomasse du colza de printemps (1997)

8.7.1.2 Culture 1997-1998 : Blé d'hiver

Le blé d'hiver s'est développé normalement durant toute la période de culture. Les meilleurs rendements en grains ont été obtenus avec la boue liquide B1 et la boue B2 (14). Ces rendements sont significativement supérieurs à ceux du témoin Tb, de la boue de papeterie (B4) et du compost d'ordures ménagères (C2). Il faut préciser que toutes les parcelles ont reçu une fertilisation Tb. Les

différences de rendement entre Tb et les autres traitements sont donc la résultante d'un "effet déchet" positif par apports d'éléments nutritifs. Enfin, aucun traitement ne donne un rendement ou un poids de 1000 grains significativement différent de celui observé sur le témoin Th (figures 18 et 19).

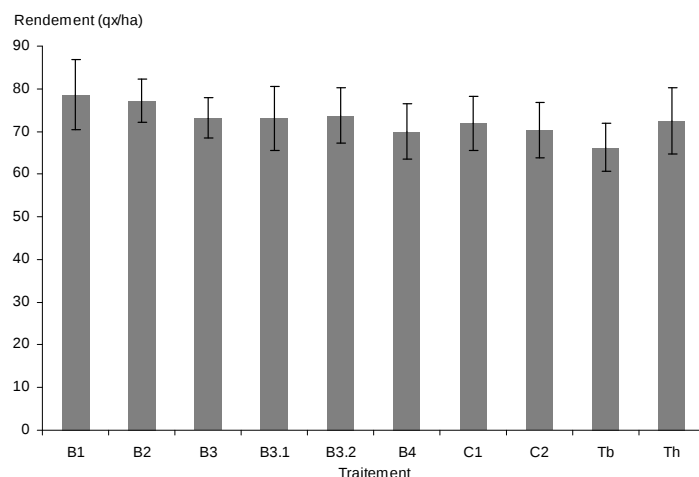


Figure 18. Rendements en grains du blé d'hiver (1997-1998)

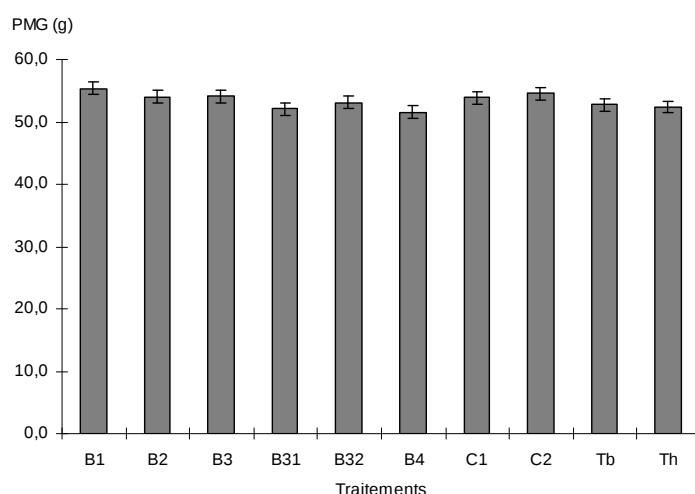


Figure 19. Poids de 1000 grains - blé d'hiver (1997-1998)

8.7.1.3 Culture 1998-1999 : Colza d'hiver

Le colza d'hiver s'est développé sans problème phytosanitaire, de carence ou de phytotoxicité observables, durant toute la période de culture. Les rendements en biomasse totale produite au stade fin floraison et en grain à maturité suivent sensiblement la même évolution en fonction des traitements. Les meilleurs rendements en grains ont été obtenus avec la boue liquide B1, la boue B2, les composts de boue et Th (Figures 20 et 21). Ces rendements sont supérieurs à ceux du témoin Tb, de la boue de papeterie (B4) et des cendres (C1). Il faut à nouveau préciser que toutes les parcelles ont reçu une fertilisation Tb. Les différences de rendement entre Tb et les autres traitements sont donc la résultante d'un "effet déchet" positif par apports d'éléments nutritifs.

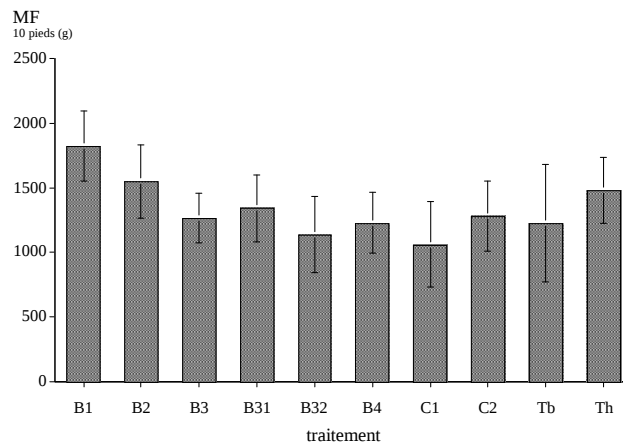


Figure 20. Biomasse du colza d'hiver au stade fin floraison (1998-1999)

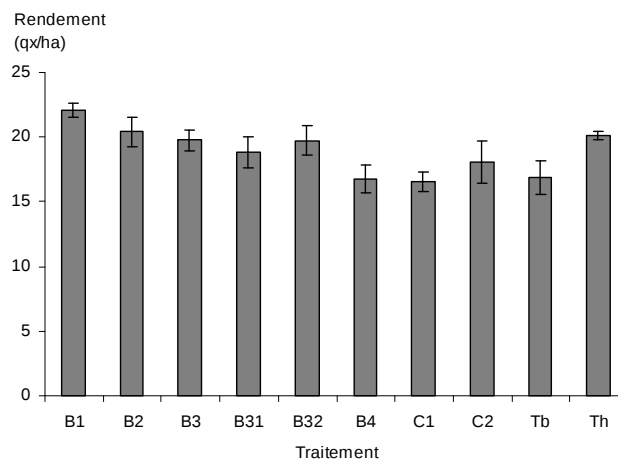


Figure 21. Rendements en grains du colza d'hiver (1998-1999)

8.7.1.4 Culture 1999-2000 : Blé d'hiver

Comme pour la culture de blé précédente, le blé d'hiver s'est développé normalement. Les meilleurs rendements en grains ont été obtenus sur les parcelles ayant reçu précédemment la boue liquide B1 et la boue B2 (Figure 22). Il y a donc un arrière effet des déchets épandus. Il faut préciser que toutes les parcelles ont reçu une fertilisation minimale Tb. Aucun traitement ne donne un rendement, un poids de 1000 grains ou une répartition de la biomasse produite par organes significativement différents de ceux observés sur le témoin Th (figures 23, 24). Les biomasses par organes ont été mesurées pour permettre de quantifier les transferts de polluants dans le système sol-plante. Cette détermination est indispensable à la réalisation de bilans des flux de polluants. Les différences de rendement entre les deux années de culture peuvent s'expliquer par des conditions climatiques différentes.

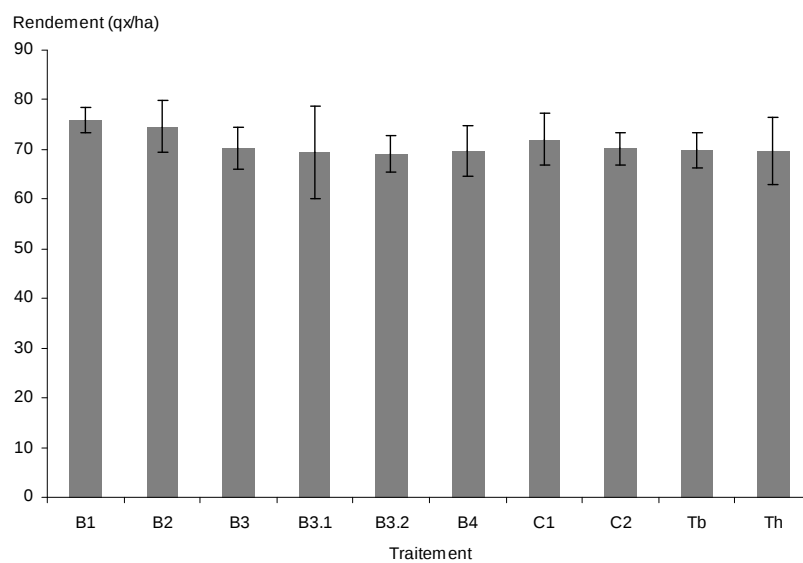


Figure 22. Rendements en grains du blé d'hiver (1999-2000)

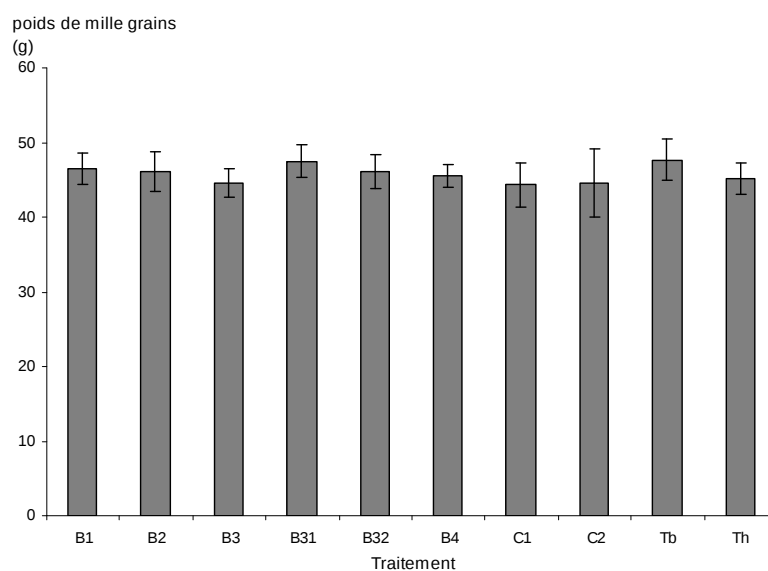


Figure 23. Poids de 1000 grains - culture de blé d'hiver (1999-2000)

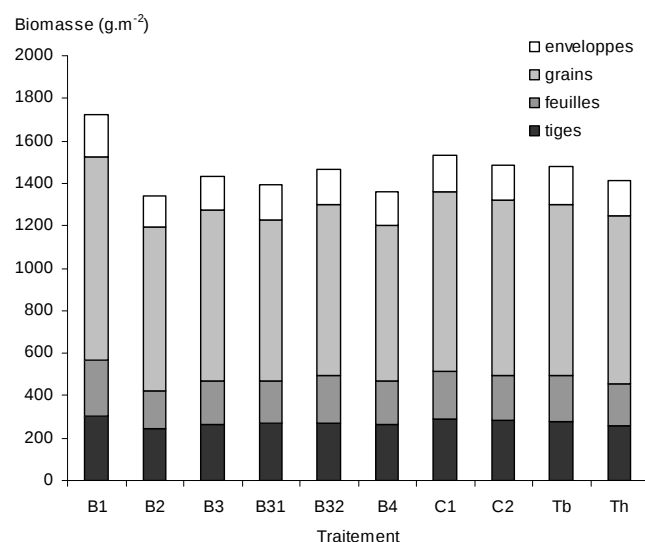


Figure 24. Répartition de la biomasse par organe du blé d'hiver (1999-2000)

8.7.1.5 Cultures 2000-2001 : Blé d'hiver

L'absence d'épandage de déchets pendant deux ans associée à des conditions climatiques défavorables expliquent une diminution des rendements en grains (figure 25). L'effet fertilisant des déchets n'est plus constaté après 2 ans sans épandage. Les poids de 1000 grains sont néanmoins du même ordre de grandeur que l'année précédente (figure 26). Aucun traitement ne donne un poids de 1000 significativement différent de celui observé sur le témoin Th (figure 27).

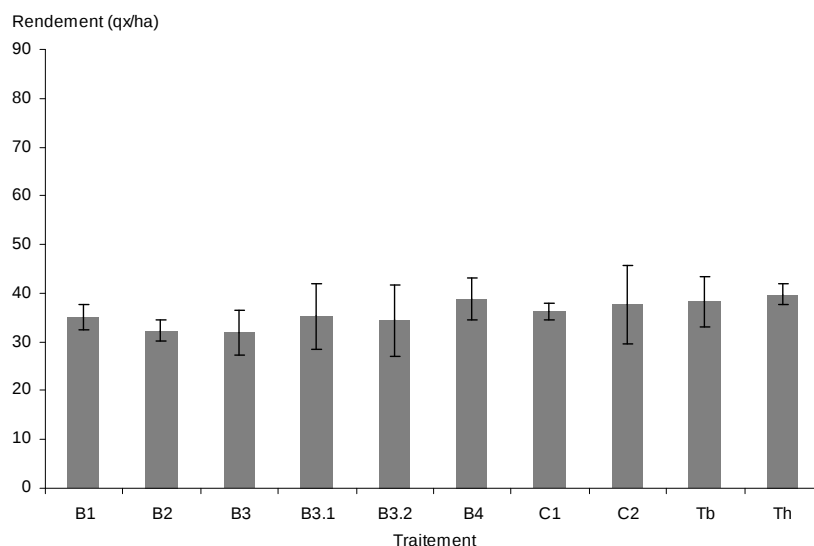


Figure 25. Rendements en grain du blé d'hiver (2000-2001)

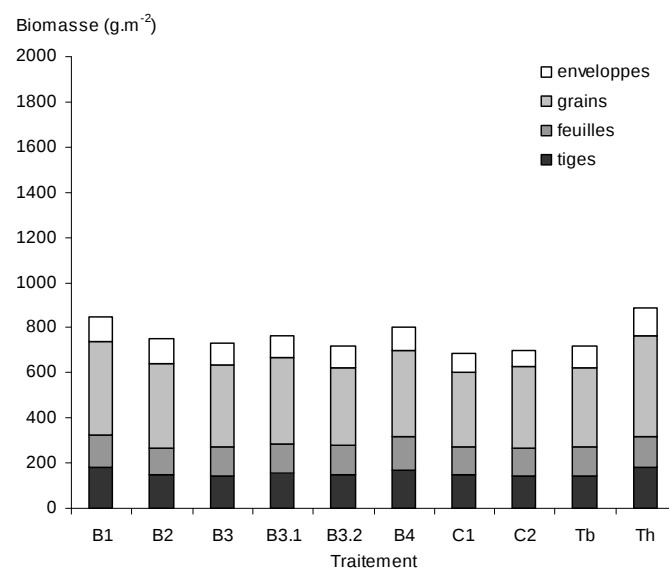


Figure 26. Répartition de la biomasse par organe du blé d'hiver (2000-2001)

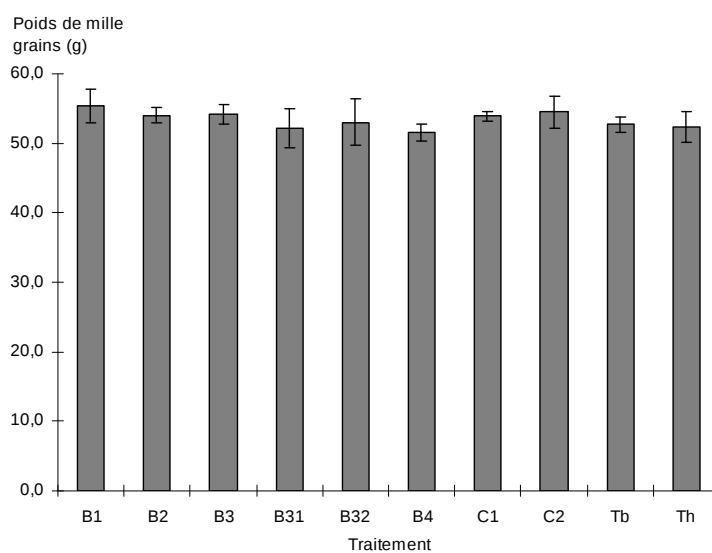


Figure 27. Poids de 1000 grains - culture de blé d'hiver (2000-2001)

8.7.1.6 Cultures 2002-2003-2004-2005 : Maïs

Les résultats correspondent aux rendements après récolte des parcelles entières (moins les bords). Les pesées ont été réalisées sur plante entière après broyage. En 2002, ces rendements (de 14,3 à 17,9 t MS/ha) sont comparables à ceux obtenus par ARVALIS - Institut du végétal (fusion de l'AGPM Association Générale des Producteurs de Maïs et de l'ITCF, Institut Technique des Céréales et des Fourrage) pour des maïs fourrage, en moyenne 17,6 t MS.ha⁻¹. Au terme de cette année de culture, il n'y a pas de différences significatives entre les témoins et les 8 matrices épandues (figure 28). Les matrices n'ont donc pas d'effets dépressifs sur la quantité totale de matière produite. On note toutefois une différence significative de production entre B1 et C1. En effet, B1 est riche en azote biodisponible et a contribué à l'enrichissement des parcelles épandues par cette boue en éléments fertilisants. Ces effets sont moins marqués pour les années 2003 (effet de la canicule dominant sur les rendements), 2004 et 2005 (figures 29, 30 et 35).

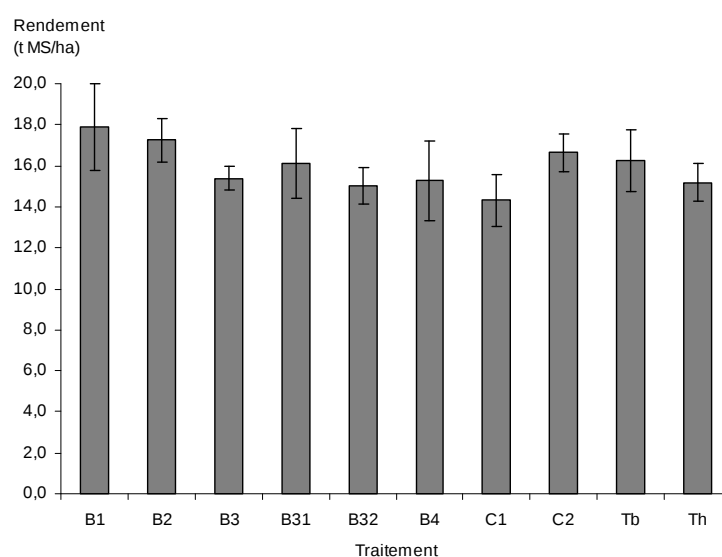


Figure 28. Rendement du maïs ensilage 2002

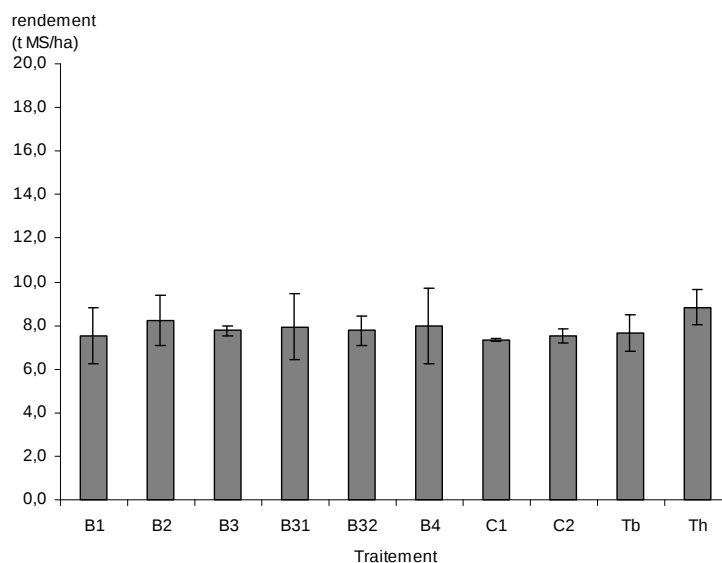


Figure 29. Rendement du maïs ensilage 2003



Photographie 16. Une parcelle de maïs avant récolte (septembre 2003)

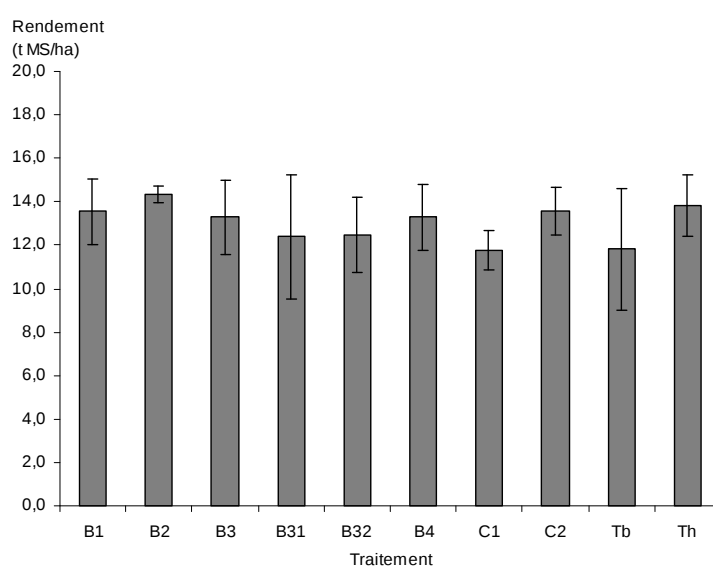


Figure 30. Rendement du maïs ensilage 2004



Photographie 17. Une parcelle de maïs (août 2004)

La contribution des organes au rendement matière sèche a été mesurée. Les rendements « tiges » ne présentent pas de différences significatives entre modalités. Seules les feuilles ayant reçu les épandages B4 et B3.2 montrent une tendance à produire moins (Figure 31).

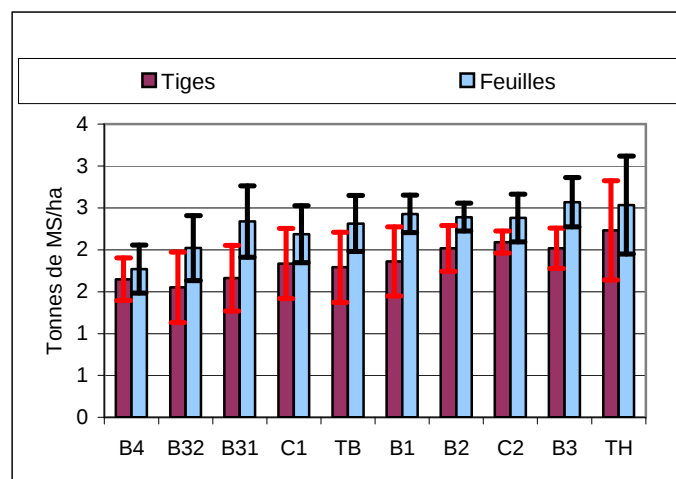


Figure 31. Comparaison de la contribution des tiges et des feuilles au rendement du maïs

Les inflorescences mâles représentent moins de 1,5 % du poids total sans grains et ne montrent pas de différences significatives entre les modalités. Par conséquent, elles ne sont pas représentées sur l'histogramme qui suit. Quant aux spathes, on constate le même effet dépressif que pour les feuilles pour les épandages B4 et B32 avec des différences significatives en comparaison avec les témoins (Tb et Th). Pour les rafles, l'épandage de B4 dessine une tendance à produire moins (Figure 32).

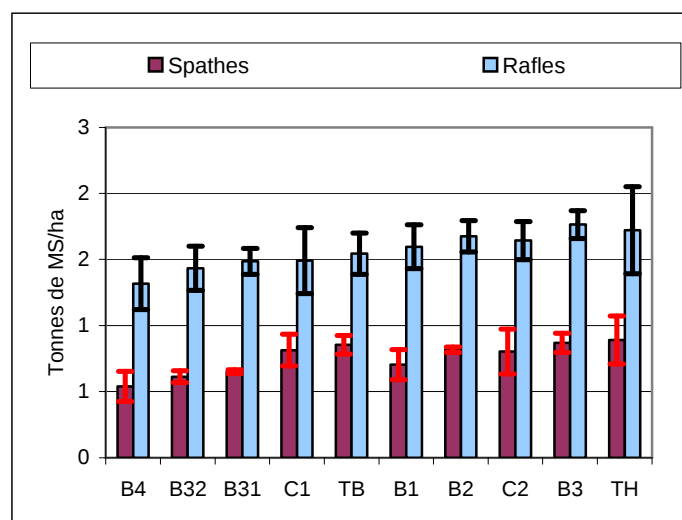


Figure 32. Comparaison de la contribution des spathes et des rafles au rendement du maïs

Enfin, la grande hétérogénéité des rendements de grains ne permet pas de mettre en évidence des différences entre les modalités (Figure 33).

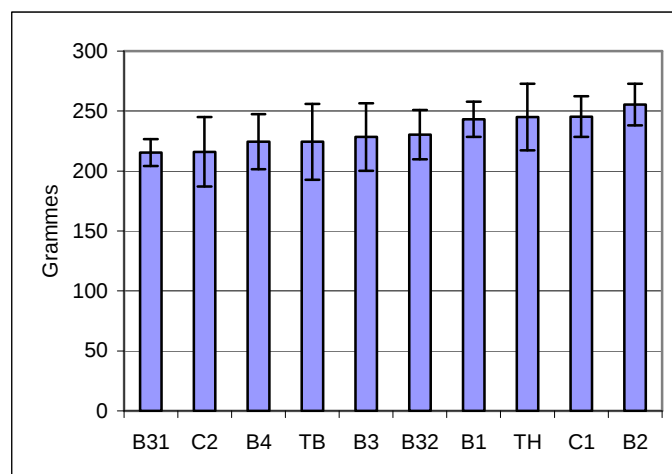


Figure 33. Poids de 1000 grains du maïs

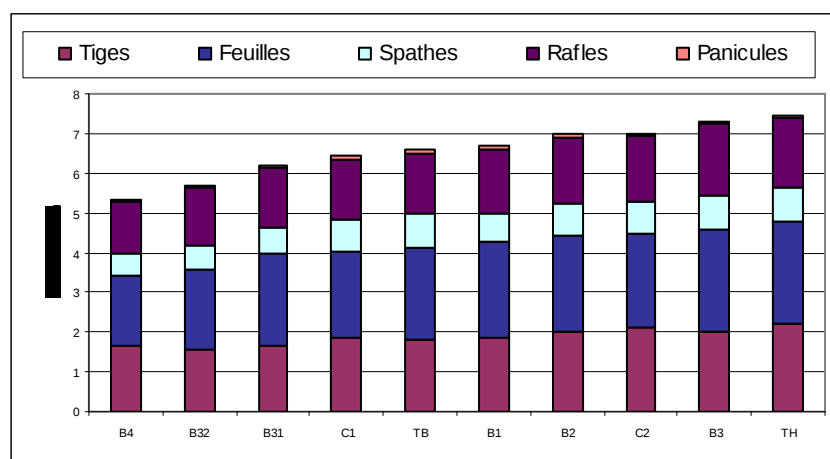


Figure 34. Contribution des organes dans le rendement total du maïs (hors grains)

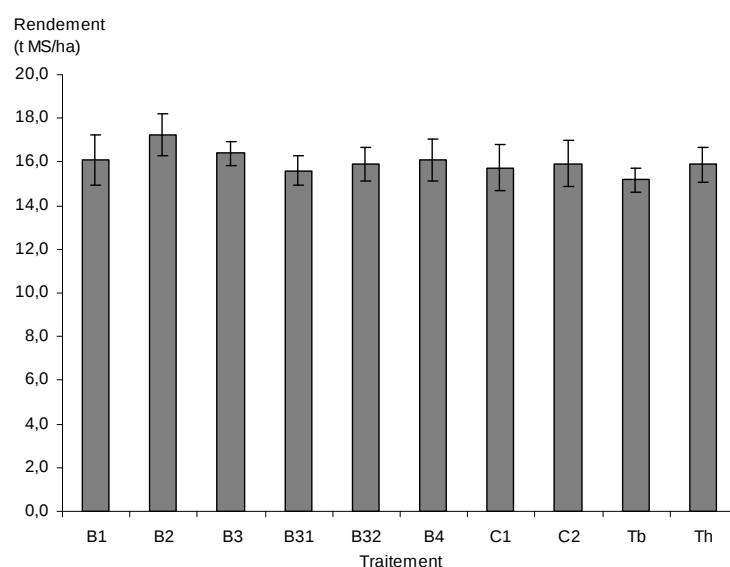


Figure 35. Rendement du maïs ensilage 2005



Photographie 18. Une parcelle de maïs avant récolte (septembre 2005)

8.7.2 Qualité technique des récoltes

8.7.2.1 Blé d'hiver

Les données obtenues sur l'essai sont comparées avec des résultats de deux enquêtes distinctes et complémentaires réalisées par l'office national interprofessionnel des céréales (ONIC) et par l'institut technique des céréales et des fourrages (ITCF) avec le soutien de l'association nationale de la meunerie française (ANMF) et du groupement national interprofessionnel des semences et des plants (GNIS).

Les analyses sur les blés récoltés en 1998, 2000 et 2001 sur l'essai des 40 parcelles ont été réalisées par le laboratoire de l'Ecole Nationale Supérieure de Meunerie et des Industries Céréalières (ENSMIC) de Paris. Les principales définitions des paramètres mesurés sont extraites d'un document de méthodes d'analyses édité par l'ENSMIC.

Le **poids spécifique** (NF V 03-719) est calculé à partir de la masse d'un litre de grain et s'exprime en kg/hl sur matière telle quelle, blé non tassé, grains séparés par l'espace intergranulaire naturel. Cette masse à l'hectolitre est une mesure très ancienne qui servait à chiffrer la valeur commerciale du grain à l'époque où il était vendu au volume. Actuellement, son intérêt technique n'est pas évident. De nombreuses études ont mis en évidence les imperfections de cette mesure qui est influencée par différents facteurs comme l'espace vide intercalaire, la teneur en eau du grain, la nature et la quantité d'impuretés présentes dans l'échantillon. Néanmoins, la masse à l'hectolitre est toujours prise en compte dans les contrats commerciaux et les règlements communautaires (tableau 53).

Tableau 53. Critère de sélection du blé en fonction du poids spécifique

PS < 72 kg/hl	blé refusé à l'intervention
72 < PS < 77 kg/hl	blé léger, de faible valeur
75 < PS < 77 kg/hl	blé tendre français courant
77 < PS < 80 kg/hl	blé lourd, de bonne valeur meunière
PS > 80 kg/hl	blé très lourd : blé de force ou blé très vitreux ayant un très bon rendement

La **teneur en eau** est réalisée en appliquant la méthode de référence pratique NF V 03-707. Les grains ont une teneur en eau de 12 à 17, parfois 20 % pour du blé. La teneur en eau maximum pour la commercialisation est de 15 %, valeur au dessous de laquelle le stockage devient possible sans problème.

La **teneur en protéines** (figure 36) est réalisée sur grains entiers par spectrométrie dans le proche infrarouge validée par la méthode de référence NF V 03-750. La farine de blé contient des protéines qui peuvent être classées en 4 fractions, en fonction de leur solubilité : les albumines solubles dans l'eau (9 %), les globulines solubles dans l'eau + NaCl (6 %), les gliadines solubles dans l'éthanol (4 %) et les gluténines solubles en milieu alcalin ou acide (40 %). Les gliadines et les gluténines sont des protéines insolubles dans l'eau, qui sont capables au cours du pétrissage d'absorber beaucoup d'eau et de se souder pour former une matière plus ou moins molle et élastique : le gluten. Le gluten hydraté donne à la pâte son imperméabilité et ses propriétés rhéologiques. En alimentation humaine, la teneur en protéines est calculée à partir de la teneur en azote multipliée par le coefficient 5,7 et rapportée à la matière sèche. La teneur en protéines, par son intérêt technologique et nutritionnel, est un élément de la valeur d'utilisation du blé.

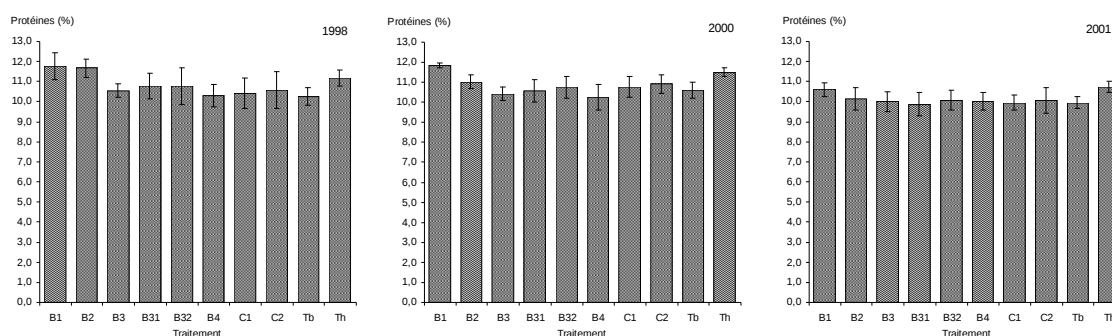


Figure 36. Teneurs en protéines de la farine des blés récoltés en 1998, 2000 et 2001

L'**indice de chute Hagberg** (NF V 03-703) (figure 37) est utilisé pour déterminer l'activité amylasique, qui peut devenir excessive par suite de la présence de grains germés ou en voie de germination. Cette activité est correcte entre 180 et 250 s. Au-dessus de 250, il y a défaut d'activité qui peut être facilement corrigé. Un indice inférieur à 180 indique une activité amylasique élevée parfois préjudiciable à la panification. En-dessous de 120, le lot de blé reste inapte à l'utilisation en boulangerie.

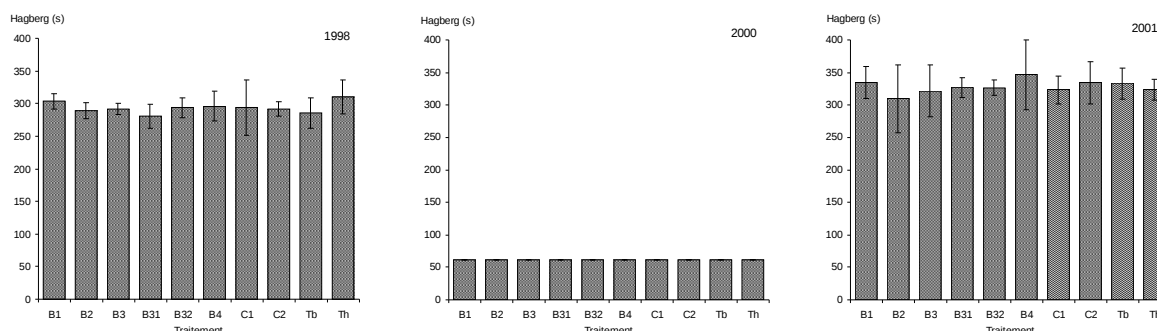


Figure 37. Indices de chute Hagberg de la farine des blés récoltés en 1998, 2000 et 2001

L'**essai à l'alvéographe Chopin** (NF ISO 5530.4) donne les caractéristiques plastiques de la pâte. Elles sont déterminées par la mesure de **W** (figure 38), **G** (figure 39) et de **P/L** (figure 40). W représente le travail de déformation de la pâte et donne une bonne indication de la force boulangère. G ou indice de gonflement exprime l'extensibilité de la pâte. Le rapport P/L traduit l'équilibre entre ténacité (pression maximum nécessaire à la déformation) et extensibilité (longueur de la courbe ou alvéogramme). On peut ainsi mettre en évidence des corrélations entre paramètres alvéographiques et caractéristiques technologiques.

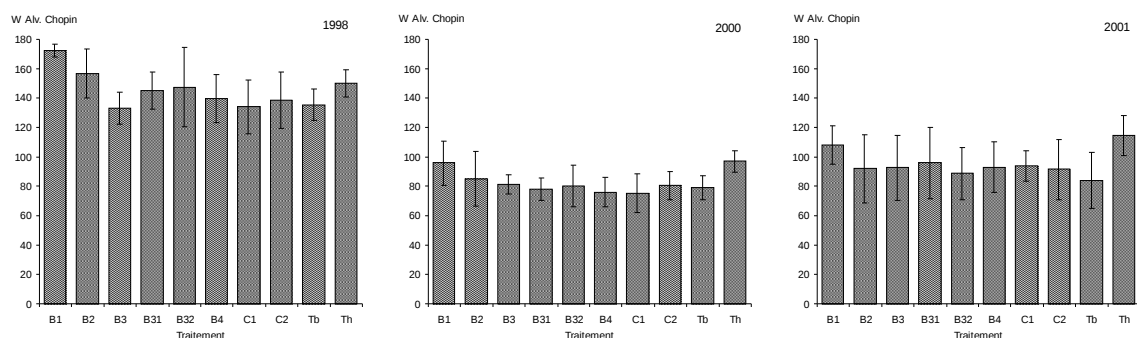


Figure 38. Valeur W (travail de déformation de la pâte) de l'alvéogramme Chopin des farines des blés récoltés en 1998, 2000 et 2001

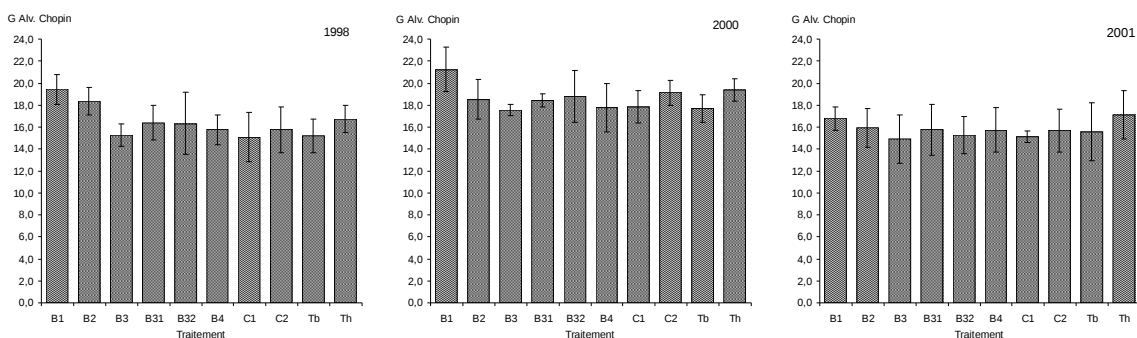


Figure 39. Valeurs G (extensibilité de la pâte) des alvéogrammes Chopin des farines des blés récoltés en 1998, 2000 et 2001

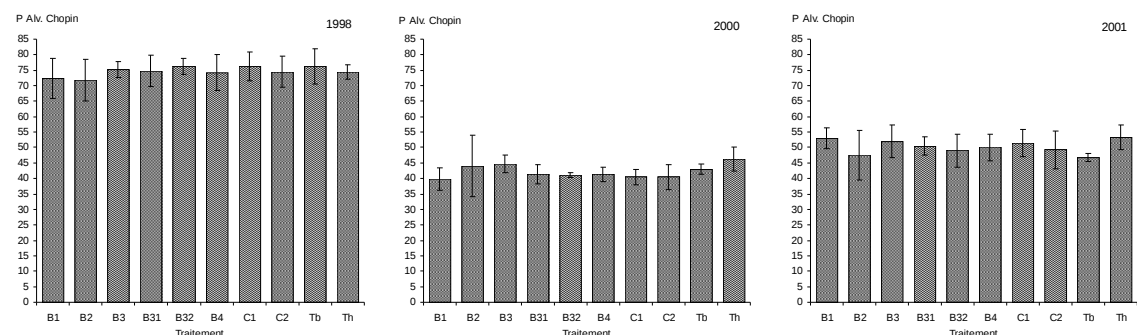


Figure 40. Valeurs P (ténacité de la pâte) des alvéogrammes Chopin des farines des blés récoltés en 1998, 2000 et 2001

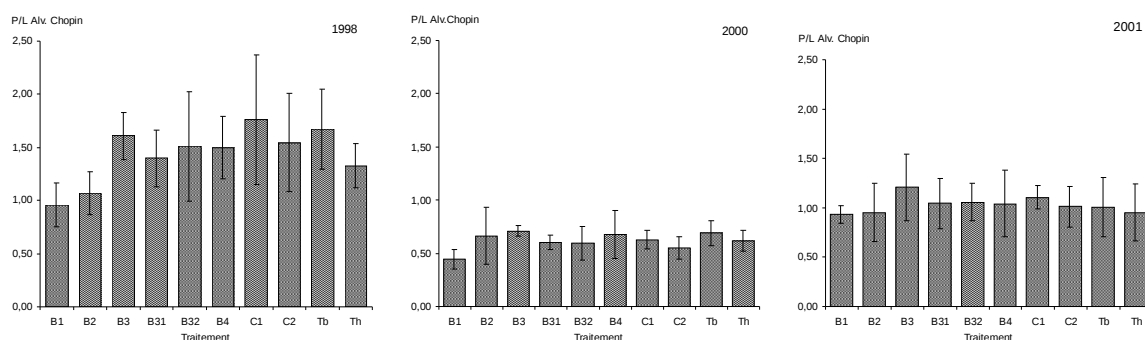


Figure 41. Valeurs P/L (équilibre entre ténacité et extensibilité de la pâte) des alvéogrammes Chopin des farines des blés récoltés en 1998, 2000 et 2001

8.7.2.2 Colza d'hiver

Les graines de colza récoltées ont été analysées par le laboratoire d'analyses du CETIOM d'Ardon afin de déterminer leurs qualité technique (teneur en graines propres et sèches, poids de 1000 graines, teneur en huile, teneur en protéines, teneur en glucosinolates) (tableau 54).

Tableau 54. Qualité technique des graines du colza d'hiver récolté en 1999

	B1	B2	B3	B3.1	B3.2	B4	C1	C2	Tb	Th
Poids de 1000 graines (g)	4,25	4,23	4,28	4,28	4,18	4,30	4,30	4,20	4,25	4,23
Teneur en huiles (%)	49,0	49,9	52,0	52,0	52,3	53,0	52,7	52,4	53,0	51,8
Teneur en protéines (g)	20,9	19,8	17,7	17,8	17,5	16,9	17,2	17,5	17,0	18,6
Teneur en glucosinolates (%)	13,5	13,4	11,7	11,6	11,5	11,3	11,3	11,4	11,3	12,5

- Poids de 1000 graines : élaboration du rendement
- Teneur en huile des graines entières, méthode RMN, norme NF EN ISO 10565 : En absence d'autres contrôles en végétation (quantité d'azote absorbé), ce paramètre peut renseigner sur l'alimentation azotée des différents traitements
- Teneur en protéines des graines entières, méthode Dumas, norme NF V18-120 : en absence d'autres contrôles en végétation (quantité de soufre absorbé), ce paramètre peut renseigner sur l'alimentation soufrée des différents traitements
- Teneur en glucosinolates, norme NF V03-918-3

8.7.2.3 Maïs

Les valeurs nutritionnelles de l'ensilage de maïs ont été obtenues pour les maïs récoltés en 2002, 2003, 2004 et 2005.

L'ensilage est une méthode de conservation du fourrage sous forme humide qui suppose l'absence d'oxygène de façon à inhiber le développement de la flore aérobie et une acidité minimum pour inhiber ou réduire le développement de la flore butyrique qui est, elle aussi, putréfiante et dégrade les protéines en amines ou en ammoniac et acides gras volatils. Cette acidité est obtenue grâce aux bactéries lactiques présente sur le fourrage qui transforment les sucres de la plante en acide lactique. Cette acidification naturelle peut être favorisée par l'addition de sucres et/ou de ferments lactiques sélectionnés ou elle peut être renforcée par l'addition d'acides, l'acide formique par exemple. Aucune de ces méthodes n'a été employé dans notre cas.

L'ensilage va entraîner des modifications de la valeur alimentaire notamment de la valeur azotée et de l'ingestibilité, alors que la valeur énergétique est peu ou pas modifiée.

Pour avoir une valeur alimentaire élevée, les ensilages doivent :

- correspondre à des fourrages verts sur pied digestibles et ingestibles, c'est à dire récoltés à leur stade optimum d'exploitation ;
- être hachés finement puisque la quantité d'ensilage ingérée augmente avec la finesse de hachage, du moins tant que la teneur en matière sèche est inférieure à 35% ;
- être bien conservés puisque la qualité de conservation conditionne à la fois la valeur azotée réelle de l'ensilage et son ingestibilité.

Les résultats obtenus sur la valeur nutritionnelle de l'ensilage de maïs ont été discutés à l'aide de définitions et de valeurs de références données par le guide d'alimentation des bovins, ovins et caprins (INRA, 1988) et avec les données acquises par le réseau de post-inscription d'essais de l'AGPM, ITCF, Seproma dans le Nord-Est. Ces essais concernent des variétés inscrites au catalogue officiel français (Cultivar, 2003 et AGPM, communication personnelle).

Le maïs ensilage est le fourrage le plus riche en énergie : forte teneur en amidon et en azote, mais

nécessite un complément protéique et minéral. Il peut représenter alors 50 à 75 % de la ration alimentaire. L'épi et les grains (figure 42) représentent environ 46 à 50 % de l'ensilage maïs et constituent son intérêt nutritionnel majeur.

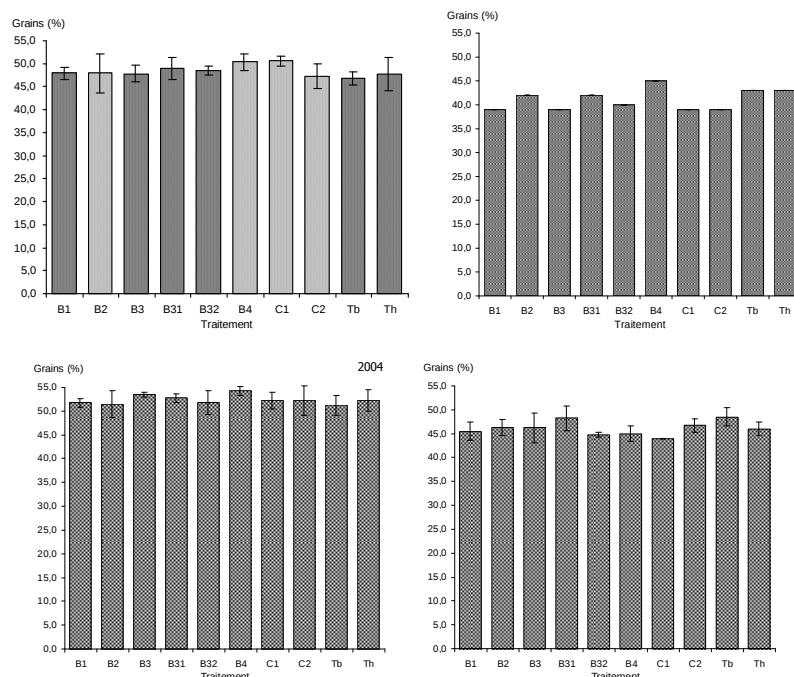


Figure 42. Contribution des grains à l'ensilage de maïs des 40 parcelles (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Le taux de **matières sèches** moyen (figure 43) pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de 35 %. En 2002, la valeur moyenne pour 5 sites du grand est de l'AGPM pour la variété Anjou 258 est de 37,2 %. Suivant ces essais, le rendement plante entière moyen est de 17,4 t.ha⁻¹ pour une densité moyenne de 101980 plantes par hectare.

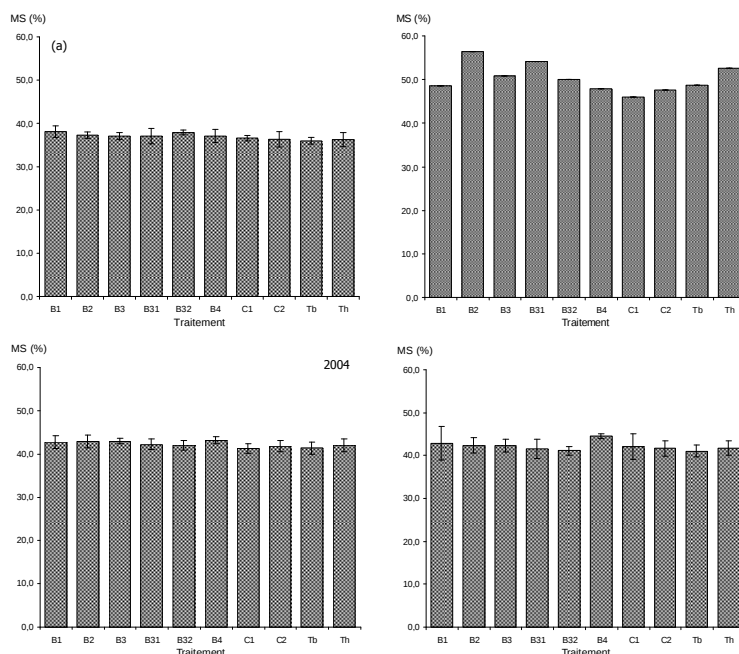


Figure 43. Taux de matière sèche du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Le taux de **matières minérales** moyen (figure 44) pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de 5,3 %. La valeur moyenne de taux de matières minérales des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 4 essais NE était de 3,7 %.

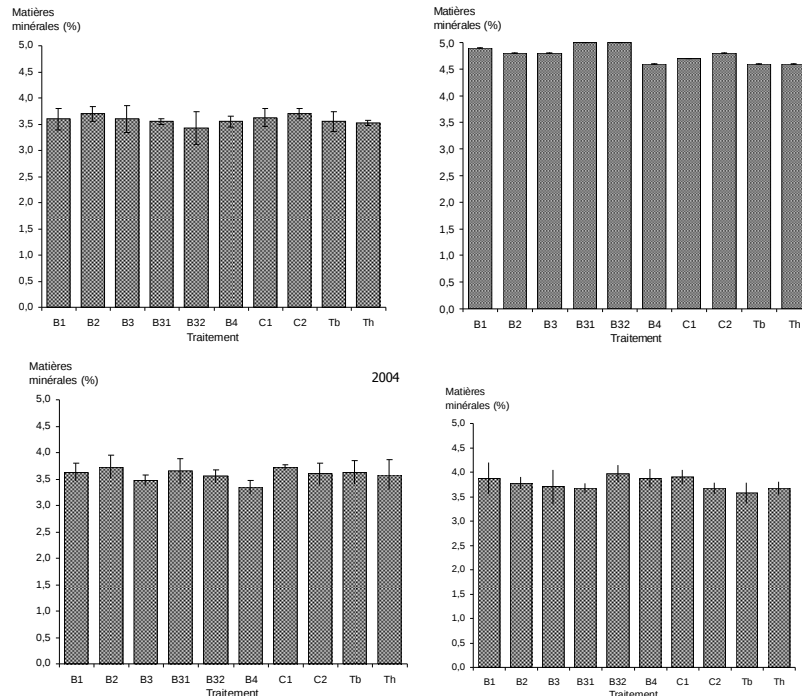
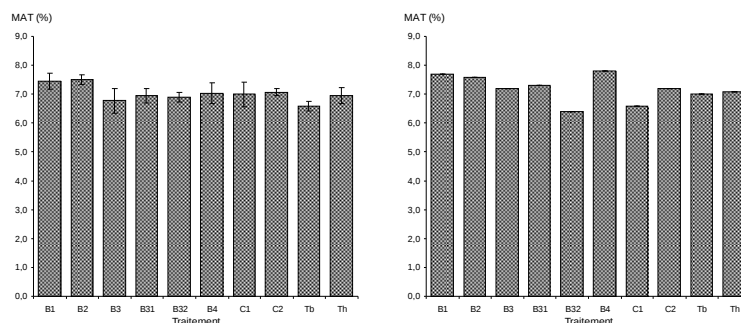


Figure 44. Taux de matières minérales du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Les **matières azotées totales** (MAT) (figure 45) sont l'ensemble des constituants azotés de l'ensilage. Elles comprennent par exemple les protéines, les acides aminés libres, les amides et les nitrates. Elles contiennent en moyenne 16% d'azote. Leur teneur est donc le produit de la teneur en azote de l'ensilage par un facteur 6,25. Le taux de matières azotées totales moyen pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de 8,2 %. La valeur moyenne de MAT des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 2900 échantillons était de 7,4 % pour une teneur en matières sèches de 34,1 %.



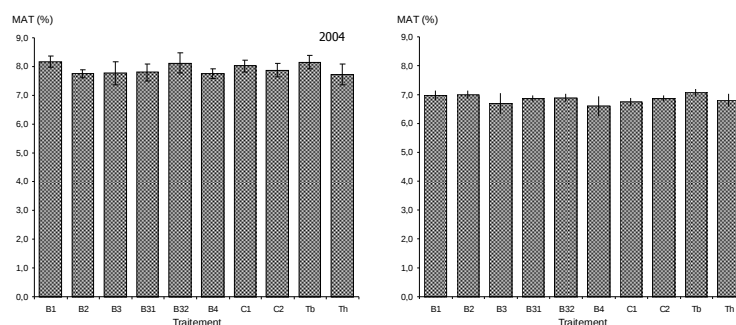


Figure 45. Taux de matières azotées totales du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

La **cellulose** (figure 46) est un constituant de base des parois cellulaires végétales, formé de longues chaînes d'unités glucose. Ces chaînes sont associées en fibrilles, puis en fibres, formant ainsi un réseau qui assure la rigidité de la paroi et ne peut être solubilisé que par les acides très concentrés. Le taux de cellulose moyen pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de 18,7 %.

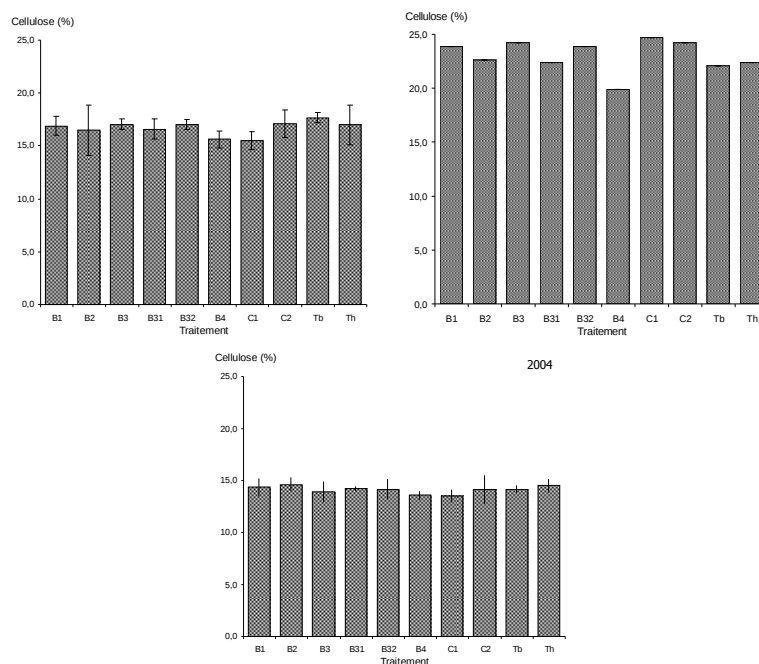


Figure 46. Taux de cellulose du maïs (récoltes 2002, 2003 et 2004)

L'**ADF** (figure 47) ou acid detergent fiber en % MS est la teneur en lignocellulose (LC) (dosage par la méthode de Van Soest *et al.*). Le taux moyen de lignocellulose pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de 21,2 %. La valeur moyenne d'ADF des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 4 essais était de 21,9 %.

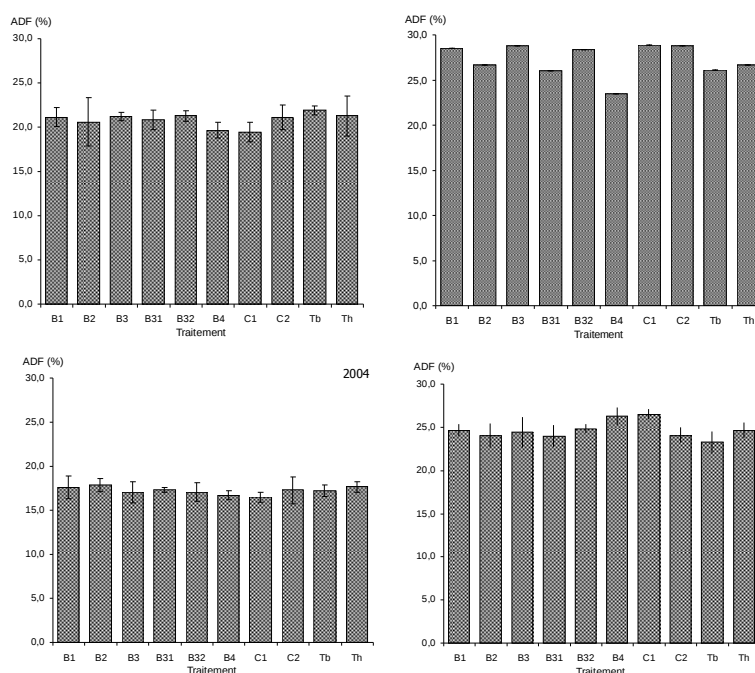


Figure 47. Teneurs en lignocellulose du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Le **NDF** (figure 48) ou neutral detergent fiber en % MS est la teneur en parois cellulaires. La valeur moyenne de NDF des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 4 essais était de 39,3 %.

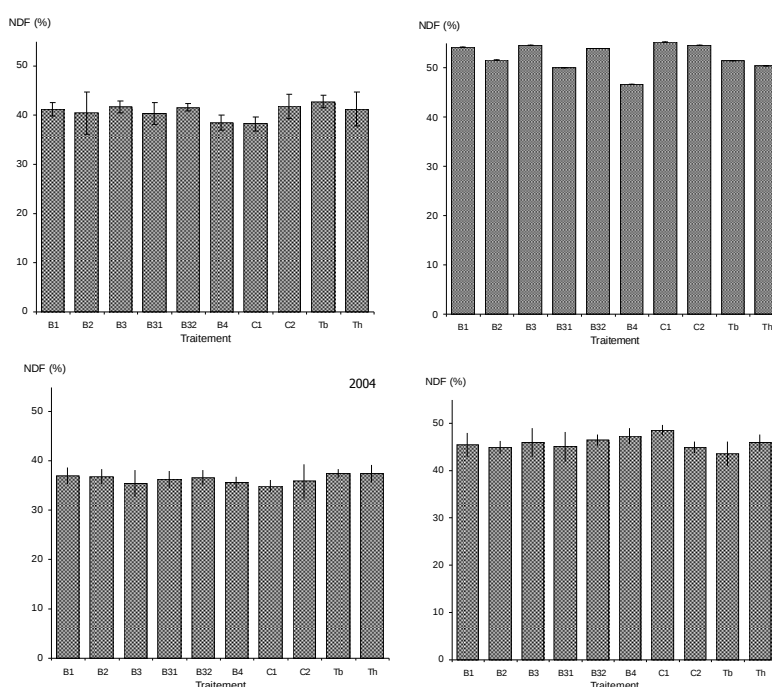


Figure 48. Teneurs en parois cellulaires du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

L'**unité fourragère « lait »** (UFL) (figure 49) est la quantité d'énergie nette pour la production laitière (ENL) contenue dans un kg d'orge de référence (870 g de matière sèche ; 2700 kcal d'énergie métabolisable). Une UFL est égale à 1700 kcal. Cette énergie est exportée dans le lait ou fixée sous forme de réserves corporelles.

L'unité fourragère « viande » (UFV) (figure 50) est la quantité d'énergie nette (ENEV) contenue dans un kg d'orge de référence pour l'entretien et le croît chez l'animal à l'engrais, à un niveau de production de 1,5. Une UFV est égale à 1820 kcal. Cette énergie est destinée à l'entretien et à l'engraissement du ruminant.

Les valeurs énergétiques nettes des aliments varient de 0,45 UFL ou 0,34 UFV pour la paille de bonne qualité à 1,10 UFL ou 1,11 UFV pour le maïs grain. Les valeurs UFL et UFV des aliments sont voisines pour des aliments riches comme les céréales (ensilage de maïs par exemple). Les valeurs énergétiques moyennes pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) sont de 0,90 UFL et 0,80 UFV. En 2002, la valeur moyenne pour 3 sites du grand est de l'AGPM pour la variété Anjou 258 est de 0,92 UFL. Les valeurs moyennes des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 4 essais étaient de 0,93 UFL et 0,83 UFV.

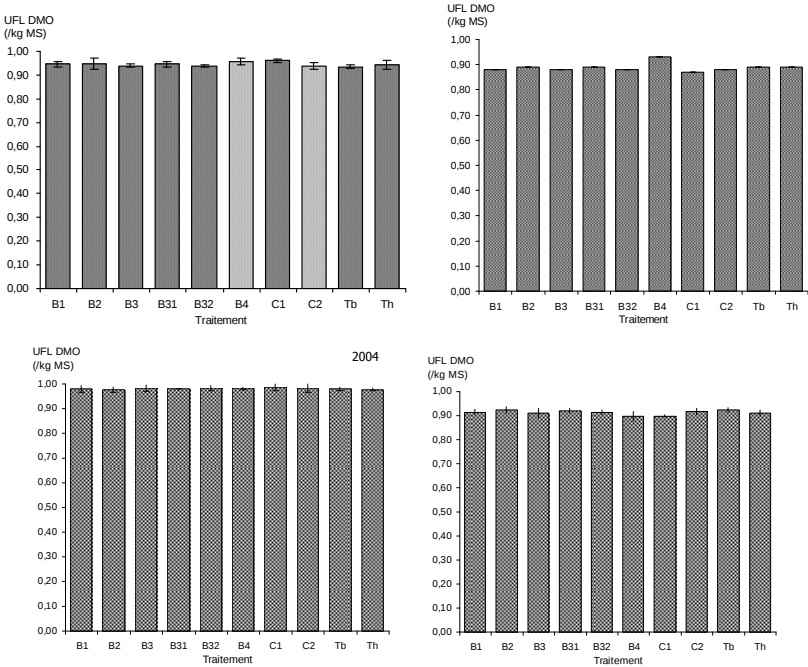
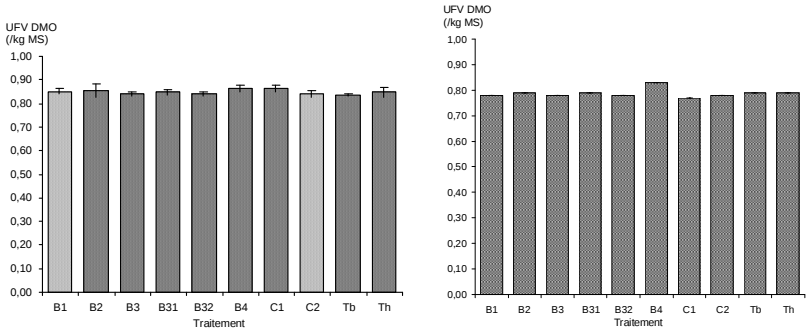


Figure 49. Unités fourragères lait du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)



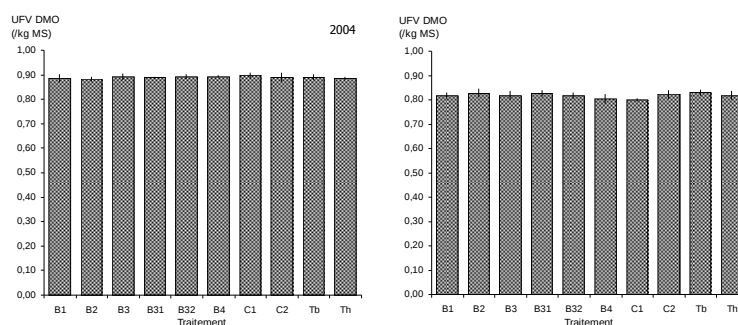
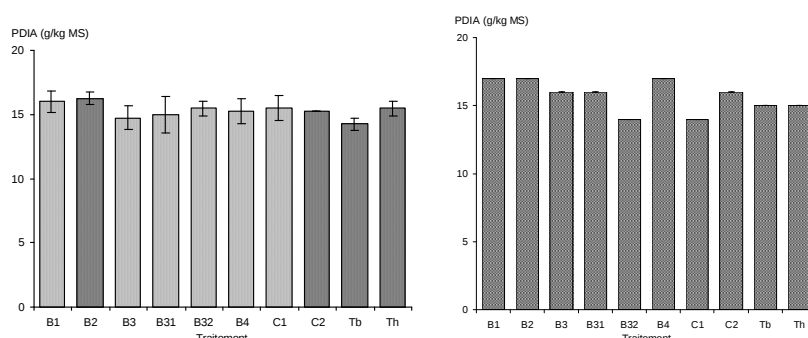


Figure 50. Unités fourragères viande du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Les PDI sont les protéines vraies digestibles dans l'intestin. Le système PDI détermine la valeur azotée de chaque aliment en terme de quantité d'acides aminés réellement absorbés dans l'intestin grêle, qu'ils soient fournis par les protéines alimentaires non dégradées dans le rumen ou par les protéines microbiennes.

- **PDIA** (figure 51) : PDI qui proviennent des protéines alimentaires non dégradées dans le rumen et le réseau du tube digestif de l'animal.
- **PDIM** : PDI qui proviennent des protéines vraies formées par la population microbienne du rumen et du réseau.
- **PDIME** : PDIM qui correspondent à la teneur en énergie fermentée dans le rumen.
- **PDIMN** : PDIM qui correspondent à la teneur de l'aliment en azote dégradé dans le rumen.
- **PDIE** (figure 52) : somme PDIA + PDIME
- **PDIN** (figure 53) : somme PDIA + PDIMN

Les PDI moyennes pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) sont de PDIA 18, PDIE 68 et PDIN 50 g.kg⁻¹ MS. Les valeurs moyennes de PDI des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 2900 échantillons étaient de 63 PDIE et de 45 PDIN pour une teneur en matières sèches de 34,1 %. Les valeurs moyennes de PDI des essais de l'AGPM-Services en 2002 pour 4 essais étaient de 64,4 PDIE et 44,5 PDIN.



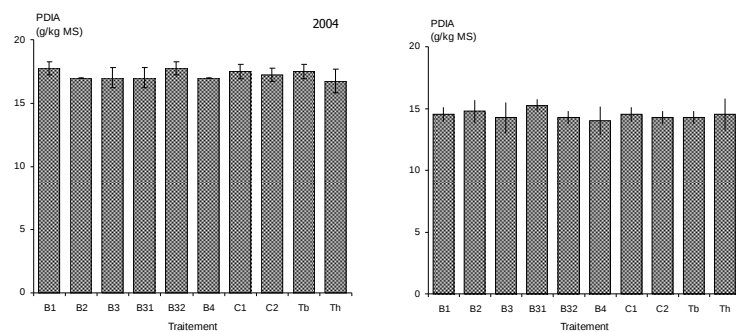


Figure 51. PDIA du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

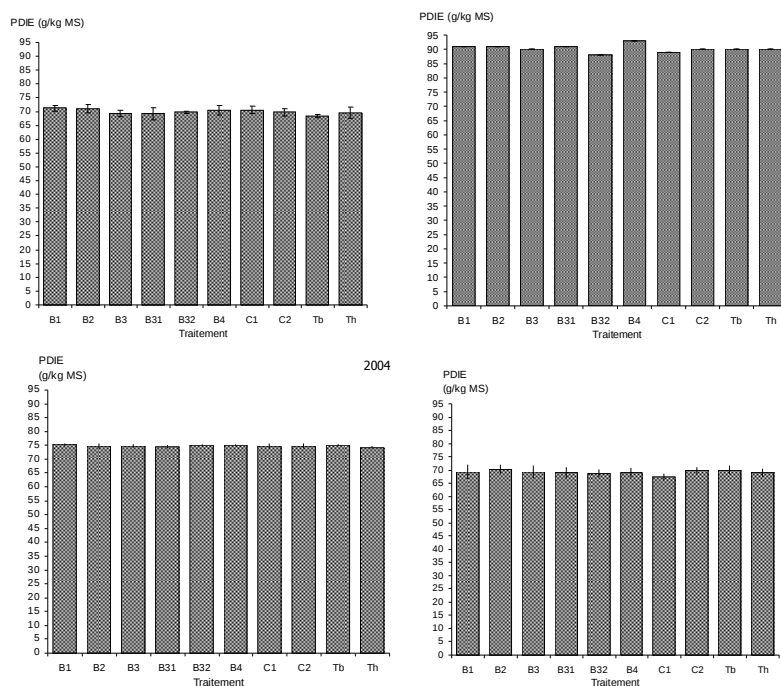
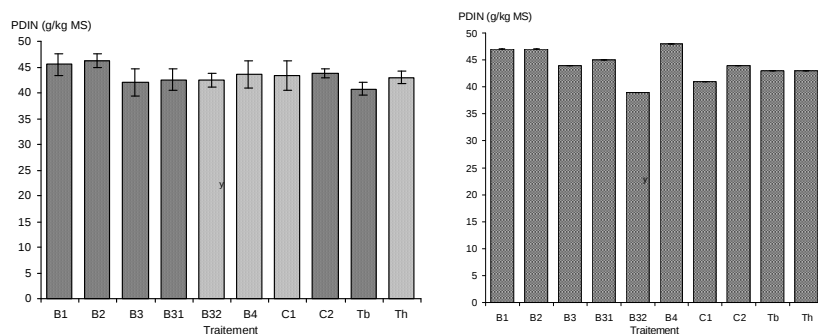


Figure 52. PDIE du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)



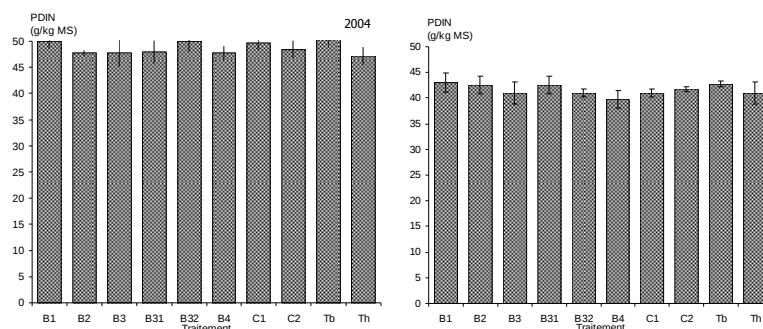


Figure 53. PDIN du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

La **digestibilité MO** (figure 54) ou digestibilité apparente de l'ensilage de maïs est la proportion de sa matière organique d MO qui disparaît dans le tube digestif. C'est la quantité de matière organique ingérée moins la quantité de matière organique des fécès, le tout divisé par la quantité de matière organique ingérée. En plus de la d MO, les tables des aliments donnent la digestibilité de certains constituants organiques comme la cellulose. La digestibilité MO moyenne pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de 68 %.

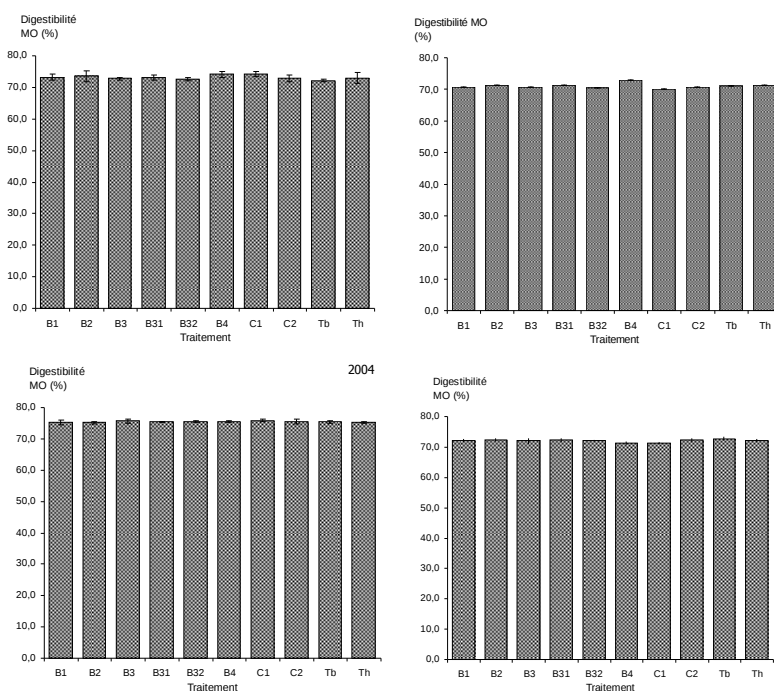


Figure 54. Digestibilité de la matière organique du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Les **cellulases** (figure 55) sont des enzymes capables de dégrader la cellulose, secrétées notamment par les bactéries cellulolytiques du rumen.

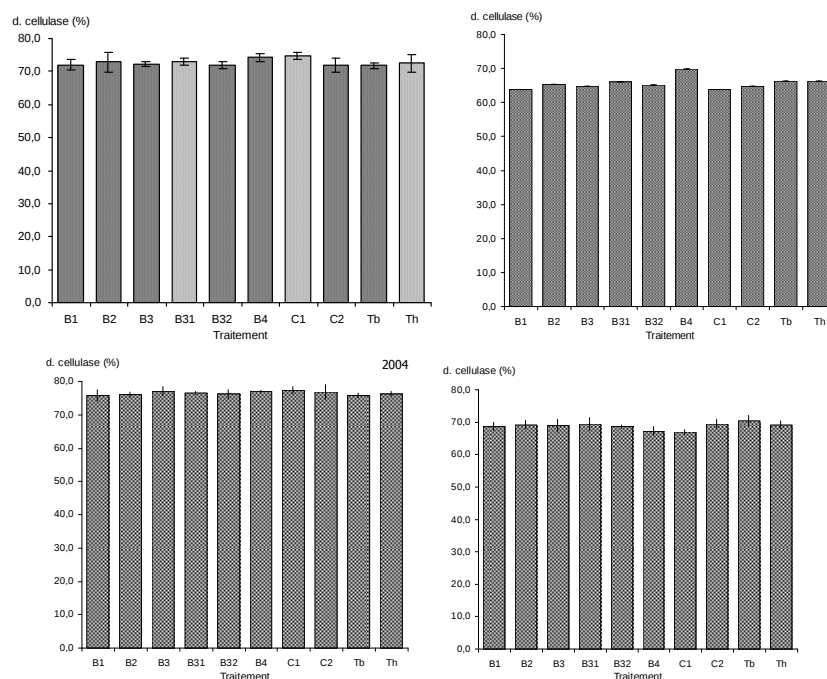


Figure 55. D.cellulases du maïs (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Les aliments distribués sous forme non broyée, les fourrages plus particulièrement, sont retenus dans le rumen et le réseau pendant le temps nécessaire à leur réduction en fines particules sous l'action de la mastication lors de la rumination. Il y exercent un effet d'**encombrement** (figure 56), mesuré par la quantité de matière sèche présent dans le rumen qui augment en même temps que la proportion des tissus lignifiés parce qu'ils sont les plus résistants à la mastication. L'encombrement moyen pour un ensilage de maïs en conditions de végétations normales avec des grains vitreux (cas du maïs récolté en 2002) est de $1,03.kg^{-1}$ MS.

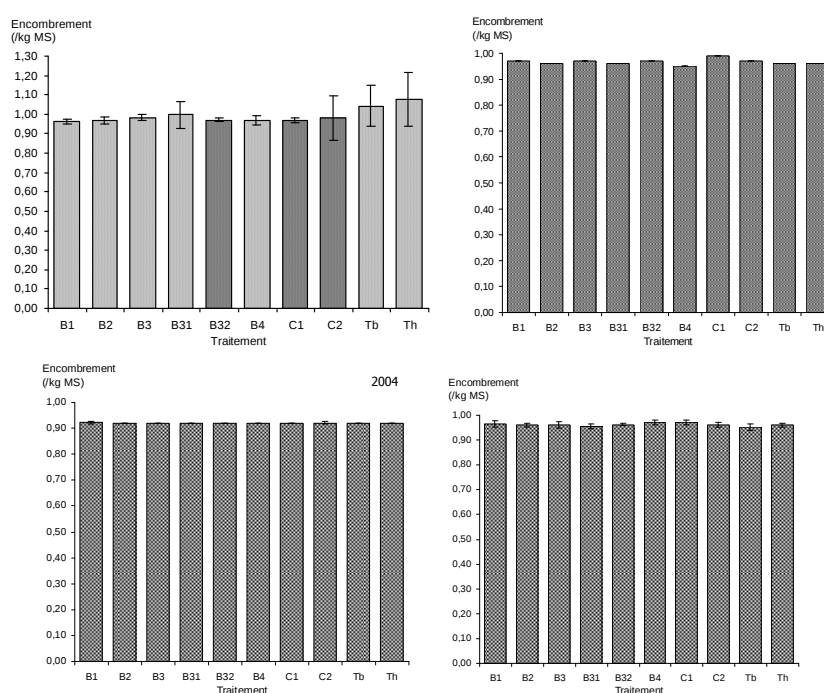


Figure 56. Encombrement de l'ensilage de maïs en fonction

des déchets et produits dérivés apportés au sol des 40 parcelles (récoltes 2002, 2003, 2004 et 2005)

Les teneurs en **oligoéléments** de l'ensilage de maïs valeurs moyennes, écart-types et valeurs extrêmes sont :

- ensilage de maïs (32 échantillons) : cuivre $6,1 \pm 0,3$; zinc $26 \pm 1,6$
- grains (9 échantillons): cuivre $2,3 \pm 0,5$ (1,7-3,4); zinc $21,4 \pm 6,1$ (14-31)

Le blé et le colza cultivés depuis 1996 se sont développés normalement sans présenter de symptômes de carence ou de toxicité. Les meilleurs rendements en grains ont été obtenus avec les apports de boue liquide B1 et de boue déshydratée B2. Ces rendements sont, pour des cultures pratiquées directement après épandages, significativement supérieurs à ceux mesurés pour d'autres déchets épandus (en particulier la boue de papeterie (B4), le compost d'ordures ménagères (C2)) et le témoin (Tb). Ces différences entre les rendements s'estompent progressivement après une ou deux années sans épandage. Ainsi, après deux années sans épandage, l'arrière effet fertilisant des déchets n'est pas mesurable et le rendement le plus élevé est obtenu avec la fertilisation minérale optimale.

La tendance observée d'une diminution de rendement en grain de la boue liquide vers les composts de boue l'année de l'épandage peut s'expliquer par la baisse parallèle de la disponibilité de l'azote. En effet la part biodisponible de l'azote apporté par une boue liquide, une boue pâteuse ou un compost de boue est en moyenne de 50, 30 et 10 % de l'azote total apporté (ADEME, 2001). Des pertes d'azote vers les eaux dans le cas des apports de boue liquide peuvent certainement expliquer que, malgré les quantités d'azote importantes apportées par cette boue, aucun arrière n'est mesuré sur les rendements.

Enfin, il faut noter qu'aucun traitement ne présente un rendement significativement différent de celui observé sur le témoin (Th), quelle que soit l'espèce végétale cultivée.

8.7.3 Concentration en éléments en traces dans les végétaux

Les teneurs en éléments en traces des 10 échantillons moyens de parties aériennes de colza, des grains de blé et du maïs avant et après ensilage ont été mesurées. Le tableau 55 rassemble les concentrations détectées (en mg.kg^{-1} MS).

Les concentrations en éléments en traces dans les végétaux récoltés sont comparables quelles que soient la culture et le traitement. De plus, la comparaison des concentrations en métaux dans les grains issus des différents traitements et des parcelles témoins ne met pas en évidence de différence significative. Par exemple, tous les éléments en traces dosés dans les grains de blé présentent des teneurs inférieures aux seuils de phytotoxicité et aux propositions de valeurs limites dans les aliments du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHP, 1996). Ainsi, les teneurs en cadmium des grains de blé sont toujours inférieures à $25 \mu\text{g}$ par kg de matière sèche alors que la valeur limite pour la santé humaine est de $100 \mu\text{g}$ par kg de matière fraîche. La très faible exportation des métaux par les récoltes est expliquée par la biodisponibilité réduite des polluants apportés par les déchets et composts. Pour estimer cette biodisponibilité nous avons mis en œuvre des extractions chimiques et des méthodes de dilution isotopique. Ainsi les teneurs en cadmium extractibles à l'eau des sols restent systématiquement inférieures à 1 % des teneurs totales. Pour des oligo-éléments comme le cuivre et le zinc les concentrations mesurées dans les grains sont supérieures aux seuils de carence (ADEME, 1995).

Tableau 55. Concentrations en Cd, Cu, Ni, Pb et Zn (mg.kg⁻¹ MS) mesurées dans les échantillons de colza de printemps (parties aériennes), colza d'hiver (grains), blé d'hiver (grains), et maïs (parties aériennes avant et après ensilage)

		Eléments en traces (mg.kg ⁻¹ MS)				
		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Colza de printemps (1997) (parties aériennes)	B1	2	19	< 1	6	24
	B2	2	12	3	8	33
	B3	2	18	< 1	6	21
	B3.1	3	16	< 1	5	21
	B3.2	2	23	< 1	5	22
	B4	2	11	< 1	4	19
	C1	1	7	< 1	2	20
	C2	2	5	< 1	4	14
	Tb	2	14	2	3	20
	Th	2	9,8	1	4	20
Blé (1998) (grains)	B1	< 0,1	10	2,4	< 0,4	28
	B2	< 0,1	11	3,6	< 0,4	27
	B3	< 0,1	8	0,7	< 0,4	22
	B3.1	< 0,1	12	1,3	< 0,4	26
	B3.2	< 0,1	10	1,3	< 0,4	24
	B4	< 0,1	11	2,2	< 0,4	23
	C1	< 0,1	9	0,95	< 0,4	24
	C2	< 0,1	11	1,3	< 0,4	25
	Tb	< 0,1	15	1,7	< 0,4	32
	Th	< 0,1	10	1,3	< 0,4	13
Colza d'hiver (1999) (grains)	B1	< 0,1	17	0,7	0,8	50
	B2	< 0,1	13	0,9	0,7	50
	B3	< 0,1	11	0,6	0,6	45
	B3.1	< 0,1	10	0,9	0,9	46
	B3.2	< 0,1	9	0,9	0,6	43
	B4	< 0,1	12	0,6	0,6	50
	C1	< 0,1	8	1,0	0,7	40
	C2	< 0,1	12	0,6	0,7	45
	Tb	< 0,1	9	0,8	0,3	40
	Th	< 0,1	9	0,7	0,7	50
Blé (2000) (grains)	B1	< 0,1	3,3 ± 0,4	1,3 ± 1,2	< 0,5	15 ± 2
	B2	< 0,1	3,6 ± 0,9	0,5 ± 0,7	< 0,5	15 ± 2
	B3	< 0,1	3,4 ± 0,4	< 0,5	< 0,5	14 ± 2
	B3.1	< 0,1	3,1 ± 0,8	0,6 ± 0,2	< 0,5	12 ± 3
	B3.2	< 0,1	3,7 ± 0,6	1,5 ± 0,7	< 0,5	13 ± 1
	B4	< 0,1	3,5 ± 1,0	1,0 ± 0,8	< 0,5	14 ± 2
	C1	< 0,1	3,6 ± 1,3	2,0 ± 1,4	< 0,5	16 ± 1
	C2	< 0,1	3,8 ± 1,5	< 0,5	< 0,5	14 ± 2
	Tb	< 0,1	4,3 ± 1,1	0,9 ± 0,2	< 0,5	15 ± 2
	Th	< 0,1	4,6 ± 1,1	0,9 ± 0,7	< 0,5	17 ± 3
Blé (2001) (grain)	B1	< 0,1	9,2 ± 1,4	1,4 ± 1,6	< 0,5	25 ± 2
	B2	< 0,1	8,8 ± 0,6	1,0 ± 0,3	< 0,5	26 ± 3
	B3	< 0,1	8,1 ± 1,0	1,0 ± 0,6	< 0,5	25 ± 4
	B3.1	< 0,1	8,9 ± 1,1	1,4 ± 0,8	< 0,5	24 ± 2
	B3.2	< 0,1	8,3 ± 0,9	1,1 ± 0,9	< 0,5	23 ± 2
	B4	< 0,1	8,4 ± 0,3	1,1 ± 1,8	< 0,5	26 ± 6
	C1	< 0,1	10,1 ± 2,7	1,6 ± 1,1	< 0,5	27 ± 5
	C2	< 0,1	8,5 ± 1,0	0,5 ± 0,5	< 0,5	23 ± 1
	Tb	< 0,1	7,5 ± 1,1	0,5 ± 0,0	< 0,5	23 ± 1
	Th	< 0,1	7,6 ± 1,0	0,6 ± 0,3	< 0,5	26 ± 2

Tableau 55 suite. Concentrations en Cd, Cu, Ni, Pb et Zn (mg.kg⁻¹ MS) mesurées dans les échantillons de colza de printemps (parties aériennes), colza d'hiver (grains), blé d'hiver (grains), et maïs (parties aériennes avant et après ensilage)

		Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Maïs (2002) (parties aériennes avant ensilage)	B1	< 0,1	5,0 ± 1,5	1,8 0,8	< 0,5	36 ± 7
	B2	< 0,1	5,9 ± 0,9	1,2 0,4	< 0,5	27 ± 6
	B3	< 0,1	5,9 ± 0,9	1,9 0,7	< 0,5	29 ± 3
	B31	< 0,1	5,2 ± 2,7	1,4 0,8	< 0,5	26 ± 8
	B32	< 0,1	6,3 ± 1,3	1,0 0,1	< 0,5	24 ± 5
	B4	< 0,1	6,2 ± 1,9	1,3 0,2	< 0,5	24 ± 4
	C1	< 0,1	4,8 ± 1,0	2,2 1,3	< 0,5	28 ± 12
	C2	< 0,1	5,0 ± 1,3	2,1 0,8	< 0,5	38 ± 22
	Tb	< 0,1	5,5 ± 1,6	1,7 1,2	< 0,5	21 ± 6
	Th	< 0,1	7,1 ± 1,8	1,5 0,8	< 0,5	29 ± 1
Maïs (2002) (parties aériennes après ensilage)	B1	< 0,1	5,4 0,4	0,6 0,3	< 0,5	22 ± 2
	B2	< 0,1	6,0 0,3	0,4 0,1	< 0,5	24 ± 2
	B3	< 0,1	5,2 0,6	0,3 0,1	< 0,5	21 ± 2
	B31	< 0,1	5,1 0,9	0,4 0,1	< 0,5	21 ± 4
	B32	< 0,1	5,2 0,8	0,5 0,2	< 0,5	22 ± 5
	B4	< 0,1	5,8 0,1	0,4 0,1	< 0,5	21 ± 2
	C1	< 0,1	5,0 0,3	0,6 0,5	< 0,5	22 ± 2
	C2	< 0,1	5,1 0,7	0,4 0,2	< 0,5	21 ± 3
	Tb	< 0,1	5,0 0,4	0,4 0,1	< 0,5	19 ± 1
	Th	< 0,1	5,9 0,9	0,4 0,2	< 0,5	23 ± 2
Maïs (2003) (parties aériennes avant ensilage)	B1	< 0,1	6,2 ± 0,7	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,3	31 ± 5
	B2	< 0,1	7,8 ± 0,5	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0	33 ± 5
	B3	< 0,1	6,5 ± 1,7	0,6 ± 0,2	0,5 ± 0,1	28 ± 4
	B31	< 0,1	6,7 ± 0,8	0,6 ± 0,1	0,4 ± 0,2	35 ± 4
	B32	< 0,1	6,0 ± 1,1	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,2	29 ± 8
	B4	< 0,1	5,7 ± 0,9	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1	32 ± 12
	C1	< 0,1	5,0 ± 0,4	0,5 ± 0,1	0,3 ± 0,1	29 ± 9
	C2	< 0,1	5,8 ± 0,3	0,5 ± 0	0,4 ± 0,1	25 ± 3
	Tb	< 0,1	6,1 ± 0,7	0,5 ± 0	0,4 ± 0,1	35 ± 8
	Th	< 0,1	6,4 ± 0,4	0,5 ± 0	0,4 ± 0	30 ± 4
Maïs (2004) (parties aériennes avant ensilage)	B1	< 0,1	7,0	< 0,5	< 0,1	30,0
	B2	< 0,1	6,0	< 0,5	< 0,1	33,0
	B3	< 0,1	6,0	0,8	< 0,1	35,0
	B31	< 0,1	6,5	0,7	< 0,1	28,0
	B32	< 0,1	6,0	0,8	< 0,1	44,0
	B4	< 0,1	6,4	0,6	< 0,1	27,0
	C1	< 0,1	5,9	0,5	< 0,1	35,0
	C2	< 0,1	7,0	< 0,5	< 0,1	42,0
	Tb	< 0,1	5,5	0,5	< 0,1	50,0
	Th	< 0,1	7,0	< 0,5	< 0,1	35,0
Maïs (2005) (parties aériennes avant ensilage)	B1	< 0,5	< 5	< 5	< 5	22,7
	B2	< 0,5	6,1	< 5	< 5	29,5
	B3	< 0,5	6,3	< 5	< 5	37,7
	B31	< 0,5	< 5	< 5	< 5	27,0
	B32	< 0,5	< 5	< 5	< 5	29,0
	B4	< 0,5	< 5	< 5	< 5	28,5
	C1	< 0,5	9	< 5	< 5	29,5
	C2	< 0,5	6,2	< 5	< 5	32,7
	Tb	< 0,5	9,2	< 5	< 5	36,0
	Th	< 0,5	5,4	< 5	< 5	32,5

8.7.4 Concentration en polluants organiques dans les végétaux

Il existe peu d'études sur la biodisponibilité à long terme des polluants organiques dans les sols recevant des boues. Dans nos conditions, l'apport des déchets et compost n'influence pas les concentrations en polluants organiques dans les végétaux (tableau 56) : les concentrations mesurées sont systématiquement inférieures aux limites de détection. Ces résultats montrent que les polluants organiques apportés par les déchets ne sont pas transférés du sol vers les organes consommés des plantes. De plus, il faut nuancer ces valeurs car les végétaux n'ayant pas été lavés (colza de printemps, récolte 1996), les polluants organiques détectés sur les plantes entières peuvent être issus de dépôts atmosphériques ou de particules de terre adhérentes.

Les polluants organiques n'ont plus été analysés dans les parties aériennes du maïs récolté à partir de 2004. En effet, les facteurs de transfert des HAP et PCB dans les maïs après ensilage étaient systématiquement inférieures aux limites de détection depuis 2002.

Tableau 56. Polluants organiques dans les échantillons moyens de végétaux

	Traitements	HAP ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)	PCB ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)
Colza de printemps 1997 (plante entière)	B1	< l.d.	2,6
	B2	400	4,9
	B3	< l.d.	13
	B3.1	< l.d.	5,2
	B3.2	< l.d.	3,7
	B4	< l.d.	3,2
	C1	< l.d.	2,8
	C2	< l.d.	3,1
	Tb	< l.d.	4,3
	Th	< l.d.	2,7
Blé 1998 (grain)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	< l.d.	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	< l.d.	< l.d.
	B3.2	< l.d.	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	< l.d.	< l.d.
	Tb	< l.d.	< l.d.
	Th	< l.d.	< l.d.
Colza d'hiver 1999 (grain)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	< l.d.	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	< l.d.	< l.d.
	B3.2	< l.d.	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	< l.d.	< l.d.
	Tb	< l.d.	< l.d.
	Th	< l.d.	< l.d.
Blé 2000 (grain)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	< l.d.	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	< l.d.	< l.d.
	B3.2	< l.d.	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	< l.d.	< l.d.
	Tb	< l.d.	< l.d.
	Th	< l.d.	< l.d.
Blé 2001 (grain)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	< l.d.	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	< l.d.	< l.d.
	B3.2	< l.d.	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	< l.d.	< l.d.
	Tb	< l.d.	< l.d.
	Th	< l.d.	< l.d.

< l.d. : tous les composés identifiés sont inférieurs aux limites de détection ; les limites sont précisées dans les tableaux 1 à 4

Tableau 56 suite. Polluants organiques dans les échantillons moyens de végétaux

Maïs 2002 (parties aériennes avant ensilage)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	33	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	15	< l.d.
	B3.2	23	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	14	< l.d.
	Tb	21	< l.d.
	Th	31	< l.d.
Maïs 2002 (parties aériennes après ensilage)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	< l.d.	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	< l.d.	< l.d.
	B3.2	< l.d.	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	< l.d.	< l.d.
	Tb	< l.d.	< l.d.
	Th	< l.d.	< l.d.
Maïs 2003 (parties aériennes avant ensilage)	B1	< l.d.	< l.d.
	B2	< l.d.	< l.d.
	B3	< l.d.	< l.d.
	B3.1	< l.d.	< l.d.
	B3.2	< l.d.	< l.d.
	B4	< l.d.	< l.d.
	C1	< l.d.	< l.d.
	C2	< l.d.	< l.d.
	Tb	< l.d.	< l.d.
	Th	< l.d.	< l.d.

< l.d. : tous les composés identifiés sont inférieurs aux limites de détection ; les limites sont précisées dans les tableaux 1 à 4

9 Conclusion

L'originalité du programme de recherche repose sur :

- la comparaison *in situ* et à long terme entre pratiques agricoles classiques et apports de déchets et produits dérivés,
- la complémentarité des approches de laboratoire et de terrain à l'échelle du dispositif expérimental,
- les effets de l'épandage de déchets et leur devenir dans l'agrosystème (sol-eau-plante),
- l'approche prédictive du risque associant biotests et méthodes chimiques,
- développement d'une méthode d'aide à la décision pour la valorisation agricole des déchets.

9.1 Flux de polluants dans le système sol-eau-plante

La concentration en polluants dans les déchets et composts ne renseigne pas à elle seule sur les quantités apportées aux sols. Les flux de polluants dans le système sol-plante sont obtenus en multipliant leurs concentrations par les quantités apportées. Les épandages réalisés de manière uniforme et non raisonnée en fonction de la fertilisation azotée correspondent à un apport sur 10 ans de 40 t MS.ha⁻¹ soit l'équivalent de la dose réglementairement tolérée sur 10 ans avec un surdosage de 10 t MS.ha⁻¹. Par exemple et pour les trois premières années d'expérimentation, les flux de Cd et de Zn ainsi que leur augmentation théorique en concentration dans l'horizon de surface ont été calculés. Les épandages cumulés de boue liquide ou de boue pâteuse apportent 40 et 112 g de Cd.ha⁻¹ (B3 70 g.ha⁻¹ ; B4 10 g.ha⁻¹ ; engrais 5 g.ha⁻¹). La teneur moyenne du sol en Cd étant de 0,11 mg.kg⁻¹, le stock initial de Cd total avant épandages est de 330 g.ha⁻¹. L'augmentation théorique de ce stock varie de 3 à 33 % en fonction du déchet ou compost épandu. Dans ces conditions d'apports annuels, il faudrait attendre plus de cent ans pour atteindre la valeur-limite de 2 mg.kg⁻¹ fixée par la réglementation pour les sols. Il convient de signaler que l'apport d'engrais participe également à l'augmentation des stocks d'éléments en traces dans les sols, mais très faiblement. Le comportement du Cd à la lixiviation est nettement différent de celui des autres métaux suivis. Sa fraction lixiviable (teneur lixiviée rapportée à la teneur dans le sol) est en moyenne de l'ordre de 10 % alors que celle des autres métaux est 50 fois plus faible. Les différents traitements appliqués ne conduisent pas à des différences significatives en ce qui concerne la mobilité des éléments traces dans les sols des parcelles réceptrices à l'exception de l'épandage de la boue de papeterie. En effet, on note une diminution de la fraction lixiviable des métaux du sol qui est importante pour le Cd, le Zn et le Ni mais n'est pas observée pour le Pb ou le Cu. Le Cd, le Zn et le Ni sont les métaux dont la mobilité est la plus dépendante du pH. Globalement, les métaux s'accumulent dans les horizons de surface des parcelles sous des formes dont la disponibilité diminue avec le temps lorsque les épandages s'arrêtent. Les transferts de métaux vers les parties aériennes des plantes de grande culture sont négligeables et non significativement différentes de ceux mesurés sur les parcelles témoins. Pour ce qui concerne le lessivage et la lixiviation vers les eaux de drainage, les teneurs en éléments nutritifs augmentent significativement pour certains apports de déchets, ce qui n'est pas le cas pour les métaux. Ceci est essentiellement dû à la dose d'apport de déchets qui est uniforme, maximisée et non raisonnée par rapport aux besoins des cultures. Les polluants organiques (HAP et PCB) sont globalement très peu détectés dans les différents compartiments de l'agrosystème (sol-eau-plante). Un bilan complet et illustré des flux d'éléments dans le système sol-eau-plante pour les différents cas de déchets et produits dérivés épandus sera réalisé pour le rapport final.

9.2 Approche écotoxique

En complément et en couplage des approches chimiques, les tests biologiques de toxicité utilisés (batterie : Daphnies, Algues, Microtox®) permettent d'intégrer l'impact de l'ensemble des polluants contenus dans une matrice solide et/ou son éluat sur des organismes vivants choisis à différents niveaux de la chaîne trophique (producteur, décomposeur, consommateur). Les éluats obtenus à partir des composts de boue urbaine, de la boue industrielle de papeterie et des cendres de combustion ne sont pas ou peu toxiques alors que ceux générés par la boue liquide ou déshydratée et les composts d'ordures ménagères présentent une toxicité. La boue liquide engendre la toxicité la plus élevée (même si elle reste faible) qui peut être liée à son procédé d'obtention (par exemple : ajout de floculants) alors que le compostage de cette boue réduit ou annule sa toxicité. Ces effets, constatés au laboratoire, ont été comparés aux effets *in situ*. Les éluats issus des échantillons de terre collectés avant et après épandage des déchets ont été soumis aux mêmes tests biologiques. Aucune toxicité n'a été mesurée après épandage, quel que soit le déchet. Les tests de toxicité conduits au laboratoire permettent de mettre en évidence le danger toxique potentiel des échantillons, sans tenir compte des caractéristiques réelles de l'épandage (notamment la dose d'application et la nature de la terre recevant le déchet). L'analyse ultérieure des échantillons de terre intègre l'ensemble de ces données, rendant compte du risque écotoxique global. Afin d'obtenir un outil prédictif des risques écotoxiques liés à l'épandage, des seuils sur la base des réponses de tests de toxicité réalisés au laboratoire (comme pour les paramètres physico-chimiques) doivent être établis et validés par rapport aux effets réels (*in situ*).

Les principaux résultats obtenus de 1996 à 2006 sont les suivants :

- pas d'augmentation significative des teneurs en éléments en traces totaux dans les sols, quels que soient les déchets ou compost épandus,
- les concentrations en éléments en traces dans les végétaux récoltés sont comparables quels que soient la culture et le traitement,
- les concentrations en polluants organiques (HAP et PCB) dans les sols, les eaux et les végétaux sont très faibles et proches des limites de quantification quel que soit le traitement,
- les tests de toxicité réalisés montrent que la majorité des 8 déchets et produits dérivés ne sont pas ou peu toxiques alors que ceux générés par la boue liquide ou déshydratée et les composts d'ordures ménagères présentent une toxicité faible. Ces effets, constatés au laboratoire sur matrices pures, ont été comparés aux effets *in situ* après dilution dans le sol lors des épandages. Les éluats issus des échantillons de terre collectés avant et après épandage des déchets ont été soumis aux mêmes tests biologiques. Aucune toxicité n'a alors été mesurée après épandage, quel que soit le déchet.
- les eaux de percolation issues des parcelles après 4 épandages présentent un caractère mutagène. En effet, tous les échantillons, même ceux issus des témoins haute et faible fertilisation, ont des effets génotoxiques avec ou sans activation métabolique (S9). Cet essai sur les eaux gravitaires dénotent la présence de substances mutagènes indépendantes des apports en déchets dans le sol de la Bouzule puisque les mêmes effets génotoxiques sont identifiés dans les témoins "fertilisation". Cette propriété de mutagénicité pourrait s'expliquer par les concentrations en micropolluants organiques ou métalliques non mesurés (par exemple : pesticides utilisés lors des cultures, éléments traces naturels ou apportés par les fertilisants) et/ou la présence de composés organiques constitutifs des sols comme par exemple les acides humiques. Cette dernière hypothèse semble dominer suite aux résultats obtenus sur ces mêmes échantillons par l'Université de Metz.
- les tests écotoxiques ont été réalisés sur les éluats de sols prélevés *in situ* et après lixiviation au laboratoire. Il est à noter une similarité des réponses excepté pour les parcelles qui ont reçues du

compost d'ordures ménagères. Ceci implique que pour la grande majorité des 8 déchets et produits dérivés testés, il est possible de prédire les effets toxiques *in situ* par des tests de laboratoire.

9.3 Perspectives

Si un cadre réglementaire strict accompagne l'épandage agricole des boues urbaines, cette pratique doit encore faire l'objet de vigilance et d'un effort de recherche à long terme sur les risques de dissémination des polluants. Les essais de plein champ menés depuis 1996 au Domaine Expérimental de la Bouzule avec des apports de déchets et composts compatibles avec la réglementation actuelle n'ont pas augmenté la concentration des polluants minéraux et organiques dans les organes consommés des plantes récoltées. Si des apports de boues peuvent provoquer une augmentation des teneurs en polluants dans les sols, une utilisation dans le cadre de la réglementation actuelle ne paraît pas s'accompagner d'une augmentation notable des transferts vers les végétaux et vers les eaux de drainage. Ceci est notamment vérifié *in situ* pour le cadmium, élément particulièrement mobile dans le système sol-eau-plante. Nous avons identifié, au laboratoire, des niveaux de toxicité différents en fonction des boues et composts. Après épandage sur les sols et compte tenu des doses d'apports, ces effets toxiques ne sont plus mesurables au terrain. L'évaluation prédictive de l'exposition de différents compartiments de l'agrosystème (sols, végétaux, eau, ...) implique le choix de valeurs seuils relatives aux outils prédictifs de laboratoire par rapport aux réponses du terrain. En l'absence d'impacts environnementaux observés à court terme, il ne faut pas croire que la dissémination de polluants ne posera pas des problèmes de qualité des eaux et des aliments à long terme. Une poursuite des travaux de recherche s'impose, afin de valider les conclusions actuelles sur le long terme tout en tenant compte des différentes sources de polluants dans les agrosystèmes.

Une synthèse des travaux réalisés depuis 1996 avec les partenaires du programme de recherche VADETOX est en cours de finalisation. Ce document sera une conclusion des travaux présentés dans le présent rapport et proposera une méthodologie pour l'évaluation des risques liés à l'épandage de déchets et produits dérivés en agriculture.

10 Références bibliographiques

- ADEME. 2001. Les boues d'épuration municipales et leur utilisation en agriculture. Dossier documentaire. ADEME Editions. 58 p.
- Bispo A. et Jourdain M.J., 2001. Intérêt des tests d'écotoxicologie pour évaluer le danger des sols contaminés et/ou rémédiés. *Environnement et Technique*, Avril 2001, n°205.
- Bispo A., Schwartz C., Lévy A., Jourdain M.J. et Morel J.L., 2001. Impact à long terme de l'épandage de boues urbaines et industrielles en agriculture. *L'Eau, l'Industrie, les Nuisances*, 247, 35-44.
- Bourrelier P.H. et Berthelin J., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Rapport de l'Académie des Sciences n°42. Ed Lavoisier Tech & Doc, 434 p.
- CSHP (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France, Section de l'Alimentation et de la Nutrition), 1996. Plomb, Cadmium et Mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risque. Tec et Doc Lavoisier, Paris, 237 p.
- Cultivar, 2003. Maïs 2003, les résultats 2002 du réseau de post-inscription AGPM-Technique, ITCF et SEPROMA. Supplément à Cultivar, n°545, 15 p.
- Deneuvy J.P. et Chassande C., 1997. L'épandage de boues de stations d'épuration urbaines : quelle politique et quelle réglementation française pour demain ? ADEME Journées Techniques des 5 et 6 juin 1997. Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage des boues d'épuration urbaines, 48-57.
- Echevarria G., Massoura S., Morel, J.L., 2000. Caractérisation de la biodisponibilité du nickel dans les sols du jurassique inférieur et du trias de la région Lorraine. Rapport de fin de contrat, Agence de l'Eau Rhin Meuse, Conseil Général de Moselle, Communauté Urbaine du Grand Nancy, 40 p.
- Feix I. et Savanne D. 1997. Programme ADEME « Evaluation des risques écotoxicologiques liés à la valorisation agricole de déchets et produits dérivés ». In ADEME Journées Techniques des 5 et 6 juin 1997 – Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage des boues d'épuration urbaines, 164-173.
- Feix I. et Savanne D., 1998. Evaluation des risques écotoxicologiques liés à l'épandage des déchets en agriculture. 16ème Congrès Mondial des Sciences du Sol, 20 au 26 août 1998, Montpellier, France. CD ROM. 6 p.
- Feix, I., Morel, J.L., Schwartz, C., Bispo, A., Jourdain, M.J. et Savanne, D. 1998. Evaluation des risques écotoxicologiques liés à l'épandage des déchets en agriculture : premiers résultats. In : *Ecotoxicologie des sols et des déchets : enjeux réglementaires, normalisation et recherches*, Paris, 68-90.
- Iskandar I.K. and M.B. Kirkham, 2001. Trace elements in soil, Bioavailability, Flux, and Transfer, Lewis Publishers, Boca Raton
- Jarrige Ed., 1988. Alimentation des bovins, ovins et caprins, INRA, Paris, 476 p.
- Jauzein M., Jourdain M.J., Bispo A. et Savanne D. 1999. Ecotoxicité des sols et des déchets : extraction des polluants. ADEME Eds. Paris, France, 138 p.
- Juste C. et Mench M., 1992. Long-term application of sewage sludge and its effects on metal uptake by crops. *Biochemistry of Trace Metals*, D.C. Adriano. Boca Raton, Lewis : 159-193.
- Juste C., et P. Solda, 1977. Effets d'applications massives de boues de stations d'épuration urbaines en monoculture de maïs : actions sur le rendement et la composition des plantes et sur quelques caractéristiques du sol. *Bull. AFES Science du Sol* 3:147-155.
- Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H., et Proix N., 1996. Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, 16, 201-215.
- Lévy A., 2001. Evaluation de la phytodisponibilité du cadmium des sols, Mémoire de DEA Sciences Agronomiques, INPL-ENSAIA, 30 p.
- McGrath, S.P. 1987. Long-term studies of metal transfers following application of sewage sludge. In *Pollutant transport and fate in ecosystems*, P. J. Coughtrey, M. H. Martin and M. H. Unsworth eds. Oxford: Blackwell Scientific.
- Morel J.L., 1996. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants. In *Soil Ecotoxicology*, J. Taradellas, G. Bitton and D. Rossel eds. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.
- Morel J.L., 1997. Assessment of phytoavailability of trace elements in soils. *Analisis Magazine* v.25 n°9-10, pp 70-72.
- Morel J.L., Guckert A., 1984. Evolution en plein champ de la solubilité dans DTPA des métaux lourds du sol introduits par des épandages de boues urbaines chaulées. *Agronomie*, 4, 377-386.
- Morel J.L., Leyval C., Schwartz C., Florentin L., Berthelin J., 1998. Dynamique des éléments en traces dans le système sol-plante. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 84, n°5, pp 133-147.
- NF EN ISO 11348-3. 1999. Qualité de l'eau - Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) - Partie 3 : méthode utilisant des bactéries lyophilisées. *Association Française de Normalisation*.
- NF EN ISO 11885. 1998. Qualité de l'eau. Dosage de 33 éléments par spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé par induction. *Association Française de Normalisation*.
- NF EN ISO 6341. 1996. Qualité de l'eau. Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Strauss (Cladocera, crustacea). Essai de toxicité aiguë. *Association Française de Normalisation*.
- NF ISO 11466. 1995. Qualité du sol - Extraction des éléments en traces solubles dans l'eau régale. *Association Française de Normalisation*.
- NF ISO 13877. 1999. Qualité du sol - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques - Méthode par chromatographie en phase liquide à haute performance. *Association Française de Normalisation*.
- NF T90-375. 1998. Qualité de l'eau - Détermination de la toxicité chronique des eaux par inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata* (*Selenastrum Capricornutum*). *Association Française de Normalisation*.

NF X31-151. 1993. Qualité des sols - Sols, sédiments, boues de station d'épuration - Mise en solution d'éléments métalliques en traces (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) par attaques acides. *Association Française de Normalisation*.

NF X31-201. 1998. Essai de lixiviation. *Association Française de Normalisation*.

NF XP X33-012. 2000. Caractérisation des boues - Dosage des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des polychlorobiphényles (PCB). *Association Française de Normalisation*.

Schwartz C., Florentin L., Guimont H.P., Morel J.L., 2000. Evaluation des risques écotoxologiques liés à la valorisation agricole des déchets et produits dérivés – Expérimentation *in situ* au Domaine de la Bouzule (54), Rapport intermédiaire n°3 d'avancement du Contrat ADEME n°9775001, 31p.