



ENSP
ÉCOLE NATIONALE DE
LA SANTÉ PUBLIQUE
RENNES

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Formation des ingénieurs du
génie sanitaire
1999-2000

Impact de l'épandage agricole des boues résiduaires urbaines sur la qualité des productions céréalières en particulier sur l'aspect des éléments traces métalliques



Présenté par :
PISSON Cyril
Ingénieur E.S.I.T.P.A

Lieu du stage : société SEDE

Référent professionnel :
Monsieur A.Devillepoix

Référent pédagogique :
Monsieur J.Carré

« L'Ecole nationale de la Santé Publique n'entend donner aucune approbation ou improbation aux opinions émises : les opinions doivent être considérées comme propre à leurs auteurs »

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé au Centre Régional Nord de la SEDE, dirigée par Monsieur P.A. Sebbe que je remercie pour m'avoir accueilli et permis d'effectuer mon stage de fin d'études.

Les remerciements s'adressent aussi à mon référent professionnel Monsieur A. Devillepoix, responsable régional d'exploitation qui par son soutien et sa coopération a permis le bon déroulement de mon stage

Je tiens également à remercier Monsieur J. Carré, enseignant à l'Ecole Nationale de Santé Publique pour son encadrement.

Enfin, je tiens à remercier tout le personnel du centre régional et notamment Madame M. Deasailly pour leur accueil et leur convivialité.

SOMMAIRE

Introduction.....	1
Première partie : Synthèse bibliographique	2
Chapitre I : les boues résiduaires urbaine et leur épandage en agriculture.....	3
1 généralités	3
1.1 origine des boues.....	3
1.2 la production de boues	3
1.3 la destination des boues	3
2 la valorisation agricole des boues urbaines.....	3
2.1 panorama de l'épandage en agriculture.....	3
2.2 intérêt agronomique des boues	4
2.3 coûts et économies liés à l'épandage.....	6
2.4 mise en œuvre de la valorisation agricole	6
Chapitre II : les éléments traces métalliques (ETM).....	7
1 présentation.....	7
2 origine des ETM	7
2.1 le fond géochimique	7
2.2 les retombées atmosphériques	8
2.3 l'utilisation des matières fertilisantes (autres que les boues) et les pesticides.....	8
2.4 les boues résiduaires urbaines	8
2.4.1 origine des ETM	9
2.4.2 destinée des ETM au cours du traitement des eaux usées dans une station d'épuration	9
2.4.3 teneurs en ETM des boues	9
3 importance des différentes sources d'ETM	9
Chapitre III : état des connaissances sur les risques pour la santé humaine, les agrosystèmes et les écosystèmes	10
1 introduction.....	10
2 comportement des ETM dans le sol.....	10
2.1 localisation dans le sol.....	10
2.2 transferts entre constituants du sol : concept de mobilité.....	11
2.3 flux au niveau du sol	11
2.4 accumulation des ETM dans le sol.....	11
2.5 la fertilité des sols.....	12
2.5.1 les micro-organismes du sol.....	12
2.5.2 résistance microbienne aux ETM.....	12
2.5.3 biomasse microbienne et son activité.....	12
2.5.4 nitrification.....	13
2.5.5 fixation de l'azote par les micro-organismes symbiotiques	13
2.5.6 limites des méthodes d'étude	13

3 transfert direct vers l'atmosphère.....	13
4 lessivage vers les horizons profonds du profi	13
5 érosion éolienne et hydrique	14
6 transfert sol-plante	14
6.1 la bio-disponibilité	14
6.2 facteurs influençant la bio-disponibilité des ETM dans les sols.....	15
6.2.1 pH, potentiel rédox, CEC, température	15
6.2.2 équilibre nutritif et concentration en ETM dans le sol.....	15
6.2.3 formes chimiques des ETM	15
6.2.4 facteurs liés aux apports de boues	15
6.2.5 facteurs liés aux pratiques culturales.....	16
6.3 risques pour les végétaux : phytotoxicité	16
6.4 l'absorption par les plantes.....	17
6.4.1 rôle des exsudats racinaires	17
6.4.2 absorption racinaire	17
6.4.3 absorption foliaire	17
6.4.4 coefficients de transfert	17
6.5 devenir des ETM dans la plante	17
6.6 synthèse d'expérimentations : transfert sol-plantes.....	18
7 transfert sol-animaux	19
7.1 biodisponibilité et bio-concentration.....	19
7.1.1 biodisponibilité pour les animaux	19
7.1.2 bio-concentration	19
7.2 écosystème naturel	20
7.3 animaux d'élevage	20
8 l'Homme	21
8.1 les voies d'exposition.....	21
8.2 l'ingestion directe du sol	22
8.3 l'ingestion par voie alimentaire.....	22
8.3.1 eau de boisson	22
8.3.2 alimentation de l'homme.....	22
8.3.3 origine animale ou végétale	22
8.4 apport alimentaire en ETM	23
8.4.1 Cadmium.....	23
8.4.2 Chrome.....	23
8.4.3 Cuivre.....	23
8.4.4 Mercure	24
8.4.5 Nickel.....	24
8.4.6 Plomb	24
8.4.7 Zinc	24
8.5 les procédés industriels et les pratiques culinaires	25
8.5.1 la chaîne de transformation	25
8.5.2 les pratiques culinaires	25
8.6 exemple	25
9 conclusion.....	26
Chapitre IV : contexte, enjeux et perspectives de l'épandage agricole des boues	28
1 contexte et aspect sociologique.....	28
1.1 la sensibilisation des citoyens.....	28
1.2 l'image qualité.....	28
1.3 législation.....	29

2 les politiques de gestion des boues dans les pays industrialisés	29
2.1 des choix politiques différents selon les pays.....	30
2.2 des démarches spécifiques entreprises dans chaque pays.....	30
3 enjeux socio-économiques de l'épandage.....	30
3.1 des acteurs aux intérêts parfois contradictoires	30
3.2 un bilan économique favorable à l'épandage	31
3.3 qui doit supporter le coût d'élimination des boues.....	32
4 perspectives	32
Deuxième partie :expérimentation de plein champ.....	33
Chapitre I : méthodologie de mise en place des essais	34
1 objectifs	34
2 matériel et méthodes.....	34
2.1 choix des sites d'essai	34
2.2 protocole d'essai.....	35
2.3 protocole d'échantillonnage mis en place à la récolte.....	35
2.3.1 les prélèvements de racines et feuilles de betteraves.....	36
2.3.2 les prélèvements de blé	36
2.4 précautions méthodologiques	36
3 boues utilisées.....	36
3.1 type de boues.....	36
3.2 analyse des boues	36
3.3 doses apportées	37
4 données analytiques	37
4.1 rappels	37
4.2 valeurs limites de détection	38
5 biais expérimentaux possibles.....	38
5.1 biais d'échantillonnage.....	38
5.2 biais analytiques.....	39
6 résultats de la 1 ^{ère} année d'expérimentation.....	39
6.1 principaux résultats	39
6.1.1 résultats agronomiques.....	39
6.1.2 teneurs en ETM.....	39
6.2 principales conclusions	39

Chapitre II : résultats de la deuxième année et discussion.....	40
1 rendements en grains (g/ha).....	40
2 autres facteurs agronomiques.....	40
2.1 teneurs en azote et taux de protéines.....	40
2.2 exportations en N, P, K et Mg.....	41
2.3 conclusion.....	41
3 teneurs en ETM dans les grains et pailles de blé.....	41
3.1 Cd.....	42
3.2 Cr.....	42
3.3 Cu.....	42
3.4 Hg.....	43
3.5 Ni.....	43
3.6 Pb.....	43
3.7 Zn.....	43
3.8 transfert d'ETM à l'échelle de la parcelle.....	43
4 evolution des teneurs en ETM des sols.....	44
4.1 résultats.....	44
4.2 discussion.....	45
5 conclusion.....	45
Conclusion.....	46

ANNEXES

- 1 Caractères indispensables ou toxiques des micro-éléments vis à vis des organismes biologiques en fonction de leur nature et de leur concentration.
- 2 Origine des ETM dans les boues résiduelles de stations d'épuration urbaines.
- 3 Destinée des ETM au cours du traitement des eaux usées dans la station d'épuration.
- 4 Concentrations en ETM des fertilisants minéraux et organiques (mg/kg de MS).
- 5 Scénarios de l'OMS pour le calcul des seuils d'ETM dans les sols.
- 6 Effets du pH et du potentiel d'oxydo-réduction sur la mobilité des ETM des sols.
- 7 nombre d'applications de boues nécessaires pour atteindre la concentration maximale en ETM dans les sols permise par la réglementation.
- 8 Teneurs en ETM dans les récoltes n'ayant pas reçu de boues (0) en mg/kg de MS et valeurs indicées pour les récoltes ayant reçu des boues (S).
- 9 Relation entre la concentration en Cd du sol et celle des végétaux.
- 10 Résultats de l'étude américaine sur l'alimentation d'animaux avec des récoltes cultivées sur des sols amendés par des boues.
- 11 Identification des dangers des différents ETM.

- 12 Apport alimentaire journalier en aliments.
- 13 Les différents textes législatifs.
- 14 Taux d'épandage de différents pays.
- 15 Situation de la filière recyclage agricole des boues urbaines dans l'Union Européenne.
- 16 Calendrier de l'expérimentation
- 17 Analyses des boues épandues sur les sites d'essai
- 18 Plan des parcelles élémentaires des sites d'essai de Barneau et de Bouy
- 19 Régularité de l'épandage
- 20 Analyse de variance sur le rendement en blé (q/ha)
- 21 Analyse de variance sur les autres facteurs agronomiques Barneau
- 22 Analyse de variance sur les autres facteurs agronomiques Bouy
- 23 Analyse de variance sur les teneurs en ETM Barneau
- 24 Analyse de variance sur les teneurs en ETM Bouy
- 25 Flux d'ETM à Barneau
- 26 Flux d'ETM à Bouy
- 27 Teneurs en ETM du sol à Barneau de 1997 à 1997
- 28 Teneurs en ETM du sol à Bouy de 1997 à 1997

Bibliographie

INTRODUCTION

En France, le volume annuel des boues résiduaires urbaines est estimé à 850 000 tonnes de matières sèches (SEDE). Ces boues provenant du traitement des eaux usées sont actuellement « éliminées » par incinération (15 à 20%), par mise en décharge (20 à 25%) et par épandage sur les sols agricoles (60%).(SEDE)

Le volume de boues à éliminer va considérablement augmenter dans les prochaines années avec la transcription en droit français de la directive européenne du 21 mai 1991 sur le traitement des eaux usées imposant le raccordement à une station d'épuration des villes de plus de 2000 habitants. De plus la mise en décharge des boues devrait disparaître en 2001 (produit non ultime).

L'élimination des boues (et sa maîtrise) longtemps considérée comme un aspect secondaire de la dépollution des eaux acquiert désormais une importance nouvelle à l'image du recyclage des déchets.

La valorisation agricole des boues résiduaires urbaines s'inscrivant dans le cadre de la valorisation des déchets devrait connaître un fort développement.

Cependant cette pratique soulève actuellement des débats passionnés en raison de leur origine non agricole, de leur composition variable et de la présence possible d'éléments indésirables : micro-polluants organiques, éléments traces métalliques, éléments biologiques pathogènes. Ces éléments par la pratique de l'épandage sur des sols agricoles sont susceptibles de porter atteinte à la qualité des produits, de l'environnement ou à la santé humaine.

Un sentiment d'inquiétude et des interrogations apparaissent chez les agriculteurs qui souhaitent protéger leur patrimoine sol et que l'épandage soit reconnu comme un service rendu à la société. Les industriels sont également soucieux de maîtriser la qualité des matières premières, l'image de leur produit et de respecter des contraintes liées à l'exportation des produits. Enfin, les associations de consommateurs sont également inquiètes, échaudées par les dernières crises alimentaires (ESB, listériose).

Des questions d'ordre scientifiques, économiques, sociologiques, de responsabilités et d'assurance sont soulevées. Actuellement la commission européenne révisé à la baisse les teneurs limites en éléments traces métalliques (ETM) autorisées dans les boues et les sols.

Afin de prendre en compte ces objections, de relancer le débat et de répondre à l'incidence de l'épandage des boues urbaines sur la qualité des sols et des récoltes pour garantir l'avenir de la valorisation agricole des boues ; la société SEDE (Société d'Etudes et de Développement pour l'Environnement), spécialiste du recyclage agricole, a décidé de mettre en place une expérimentation de plein champ sur quatre ans (1997-2001) en collaboration avec deux des principaux acteurs du monde agro-industriel sucrier et céréalier.

Cette expérimentation a pour objectif de caractériser la dynamique des ETM dans l'environnement en conditions agronomiques réelles et de déterminer si l'épandage des boues résiduaires urbaines peut avoir un impact sur la qualité des productions agricoles et introduit un risque pour la santé humaine, les agrosystèmes et les écosystèmes. Cette étude ne prend en compte que les éléments traces métalliques.

Le travail fait d'abord le point sur les connaissances scientifiques, économiques et sociologiques sur les ETM et le recyclage agricole des boues résiduaires urbaines. La méthodologie d'étude employée, les principales conclusions de la première année d'expérimentation et les résultats et conclusions de la deuxième année sont ensuite présentés.

1^{ère} PARTIE
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

LES BOUES RESIDUAIRES URBAINES ET LEUR EPANDAGE EN AGRICULTURE

1- GENERALITES

1.1 ORIGINE DES BOUES

Une station d'épuration assure le traitement des eaux usées collectées. L'épuration des eaux usées s'effectue en différentes étapes selon des techniques basées sur des lois de la physique, de la chimie et de la biologie. Il en résulte une eau épurée que l'on rejette dans le milieu naturel et un résidu principal : les boues. Ce résidu est constitué de matières minérales inertes (micro sables, particules de terre) et de matières fermentescibles. La nature des boues varie selon le type de traitement : boues primaires (issues d'une décantation des eaux usées), boues physico-chimiques (issues de traitement de coagulation floculation), boues biologiques.

Les boues font ensuite l'objet de traitements destinés à faciliter leur élimination ultérieure : stabilisation et concentration. La filière de traitement sera décrite un peu plus précisément dans la suite.

1.2 LA PRODUCTION DE BOUES

Les 13 000 stations d'épuration françaises produisent annuellement environ 850 000 tonnes de boues (matières sèches) soit près de 10 000 000 tonnes de produit brut.

A l'horizon 2000-2010, cette production devrait atteindre 1.3 à 1.5 10⁶ tonnes de matière sèche de boues par an. L'accroissement est dû notamment à la directive n° 91/271/CEE du 20/05/91 sur les eaux résiduaires urbaines.

1.3 LA DESTINATION DES BOUES

Comme sous-produit de l'épuration, à partir du moment où les boues sont utilisées dans un milieu apte à les recevoir, elles perdent leur nature de polluant.

Les boues d'épuration peuvent avoir trois destinations (OTV, 1997):

- le stockage ou la mise en décharge (20 % du tonnage de boues),
- l'incinération (15 % du tonnage),
- la valorisation agricole (60 % du tonnage).

Un audit comparatif économique et environnemental incluant les risques sanitaires, commandé par le Comité National sur les Boues et réalisé par le cabinet Arthur Andersen accorde une préférence à l'épandage. A titre indicatif, la tonne de boues brutes recyclée en agriculture a un coût moyen de 100 francs, alors que la mise en décharge revient à 400 francs et l'incinération à plus de 1 000 francs. Il faut signaler qu'à compter de 2001, les décharges ne pourront plus recevoir de boues d'épuration, déchets qui ne sont pas ultimes.

2- LA VALORISATION AGRICOLE DES BOUES URBAINES

2.1 PANORAMA DE L'EPANDAGE EN AGRICULTURE

L'épandage sur les sols agricoles est une pratique qui concerne différents produits :

- les déjections animales : 270 10⁶ tonnes : fumier, lisier, fientes,
- les sous-produits et déchets industriels : dans les industries agro-alimentaires, la valorisation agronomique de sous-produits est évaluée à 4 10⁶ tonnes, non comprises les boues et les eaux usées,
- les déchets des collectivités et des ménages : les boues d'épuration représentent 5 000 000 de tonnes brutes soit 850 000 tonnes de matières sèches, les composts urbains et déchets verts représentent moins de 10 000 000 de tonnes, les matières de vidange issues de l'assainissement individuel en partie épandues représenteraient plusieurs millions de tonnes. Ce tonnage de boues est très modeste et les surfaces agricoles concernées sont très faibles.

Il existe différents types de surfaces en France :

- | | |
|--|-------------------------|
| - surface agricole utile : | 30 millions d'hectares, |
| - surface agricole non cultivée : | 2 millions d'hectares, |
| - forêts : | 15 millions d'hectares |
| - terrains bâtis, route, jardins, carrières : | 5 millions d'hectares, |
| - espaces naturels (fleuves, lacs, marais, glaciers) : | 5 millions d'hectares. |

Un calcul théorique évalue le besoin naturel en surface d'épandage à 10 à 15 millions d'hectares dont 90 % pour les déjections animales.

2.2 INTERET AGRONOMIQUE DES BOUES

Riches en matières organiques, parfois en calcium ainsi qu'en certains éléments fertilisants, les déchets urbains sont potentiellement intéressants pour améliorer les propriétés des sols (Khaleel et al, 1981). Les boues agissent comme un catalyseur de la biologie du sol et non pas seulement comme un engrais au sens strict du terme.

Il y a une dizaine d'années, c'était surtout la valeur fertilisante azotée et phosphatée des boues résiduaires qui motivait leur utilisation. La teneur en azote et en phosphore représente 3 à 7 % de la matière sèche.

Azote :

L'azote est le constituant principal des protéines. Il est absorbé par la plante sous la forme nitrique ou ammoniacale et s'unit, dans les feuilles et les racines, aux acides dérivés des glucides pour former les acides aminés.

Constituant essentiel du cytoplasme et de ses inclusions, l'azote favorise donc la multiplication cellulaire et la croissance végétale, la multiplication des chloroplastes et la synthèse des glucides par les chloroplastes plus nombreux.

L'azote est donc un facteur de rendement et parfois de qualité lorsqu'il augmente la teneur en azote des tissus. L'excès d'azote peut par contre avoir des conséquences néfastes sur les cultures. Ainsi, il peut provoquer des retards de maturité dus à un allongement de la période végétative, des sensibilités aux maladies et parasites ou une résistance plus faible aux accidents tels que la verse ou le gel. Les doses d'azote, souvent considérées comme le pivot de la fumure, doivent être déterminées avec soin.

L'azote présent dans les boues de station d'épuration se trouve principalement sous forme organique et n'est disponible pour la plante qu'après minéralisation de la matière organique. Le coefficient de disponibilité de l'azote représente la fraction d'azote présente dans les boues et disponible l'année suivant l'épandage. Il dépend du type de matière organique, de la quantité appliquée, de la culture mise en place, de l'époque d'application, de la technique d'application, du climat, du type de sol. Le coefficient de disponibilité de l'azote (part d'azote sous forme minérale donc utilisable par la plante) des boues de station d'épuration peut être estimé à 30 % (Monfort et Al, 1985).

Phosphore :

Le phosphore est un constituant cellulaire et un transporteur d'énergie important.

Son rôle physiologique est triple, avec l'azote il est le constituant des protéines phosphorées (nucléoprotéines, phosphoprotéines). Il participe à de nombreuses réactions biochimiques (par exemple : métabolisme des glucides). Par ailleurs, les ions phosphoriques servent de transporteur d'énergie. Lors de la photosynthèse, par exemple, l'énergie solaire est stockée momentanément dans des molécules phosphatées (ATP = ADP + énergie).

Le rôle agronomique du phosphore est considérable car il participe avec l'azote à la croissance de la plante et notamment au développement du système racinaire. En tant qu'agent actif des réactions biochimiques, il favorise les métabolismes des glucides et des protides et donc la croissance mais aussi la floraison, la fructification et la maturation.

Le phosphore contenu dans les boues se trouve essentiellement sous forme inorganique et constitue dans le sol un pool lentement utilisable par la végétation. On peut considérer cependant que 25 à 50 % du phosphore est utilisable après un an par la végétation et ce, même dans le cas de boues stabilisées à la chaux (Behunda, 1990).

Actuellement, l'intérêt de l'utilisation des boues est lié à leur valeur d'amendement organique et calcique. Elles permettent d'entretenir ou d'améliorer la structure du sol, son activité biologique ou encore de contrôler son acidité (Chaussod et Nonaim, 1996).

Matière organique :

Les amendements en matière organique, quelle que soit leur origine, améliorent l'ensemble des propriétés d'un sol et donc sa fertilité.

La matière organique peut être répartie en trois formes correspondant aux trois stades de décomposition des matières organiques :

- les matières organiques fraîches sont les déchets végétaux ou animaux qui retournent ou qui sont apportés au sol,
- les produits transitoires résultant de la décomposition active de ces matières fraîches,
- l'humus stable est enfin synthétisé à partir de certains de ces produits transitoires : des éléments carbonés issus principalement de la lignine et de la cellulose oxydées et des matières azotées à divers stades de décomposition.

Deux coefficients quantifient les transformations de ces formes de la matière organique. Le coefficient isohumique K_1 représente le pourcentage de matière sèche apporté chaque année au sol et transformé en humus. Le coefficient K_1 dépend beaucoup du type d'amendement humifère. Pour une boue d'épuration, le coefficient K_1 se situe au environ de 20 % (Soltner, 1992). Le coefficient de minéralisation de l'humus K_2 représente le pourcentage de l'humus stable minéralisé par an. Ce coefficient dépend surtout du type de sols. Il passe de 2.5 % pour les sols sableux non calcaires à 1.5 % pour les sols limoneux et enfin descend à moins de 0.5 % pour les sols très calcaires ($\text{CaCO}_3 > 50 \%$).

Les matières organiques améliorent les qualités physiques du sol :

- elles améliorent ou stabilisent la structure du sol,
- elles régularisent l'humidité des sols en favorisant l'évacuation de l'eau en excès des sols argileux et en augmentant la capacité de rétention des sols sableux.

Les matières organiques améliorent les qualités chimiques du sol :

- les collō des humiques augmentent la capacité d'échange du sol,
- les matières organiques dans l'ensemble sont, par leur décomposition, une source d'éléments nutritifs pour la plante.

Les matières organiques stimulent l'activité biologique : elles servent de support et d'aliment pour la faune et la flore du sol dont dépend la bonne nutrition des plantes.

Calcium :

Le calcium remplit un rôle important, tant au niveau du sol que de la plante. Il stabilise et améliore la structure du sol. Les ions Ca^{2+} se fixent sur les charges négatives des collō des argilo-humiques et provoquent leur floculation. Le calcium favorise également l'humification et la formation du complexe argilo-humique (Soltner, 1992).

Le calcium permet de maintenir le pH du sol entre des limites favorables à l'activité biologique et à l'assimilation des éléments nutritifs. La gamme souhaitable de pH se situe entre 6 et 7.

Par ailleurs, le calcium diminue la toxicité de certains éléments comme l'aluminium, certains oligo-éléments et ETM.

Au niveau de la plante, le calcium se retrouve en tant que constituant des parois cellulaires et en tant que sel dissout dans la plante. Dans les membranes pectiques, le calcium donne la résistance aux tissus et favorise la formation et la maturation des fruits et des graines. Dans les sucs cellulaires, tout comme le potassium et le magnésium, il neutralise les acides organiques et minéraux.

Les nutriments contenus dans les boues sont inclus en grande partie dans la matière organique : pour devenir disponibles pour les plantes, il faut que les micro-organismes du sol les libèrent en minéralisant la matière organique. La biodisponibilité de chaque nutriment est donc variable selon le type de boues et l'activité biologique du sol.

Suivent le procédé épuratoire par lequel elles sont obtenues, les boues présentent une grande diversité de composition. Les apports de boues doivent satisfaire les besoins agronomiques de la plante et du sol : ils tiennent donc compte de la qualité de la boue et des besoins des cultures.

Le calcul de la dose annuelle de boues à apporter doit aussi tenir compte de la quantité d'azote fournie par le sol, pouvant en partie provenir des apports en boues des années précédentes.

$$\text{Dose (tonne de MS/ha)} = (\text{Besoin} - \text{Nfsol}) / [\text{N}]_{\text{boues}} \times \text{Cef}$$

Nfsol : quantité d'azote fournie par le sol

$[\text{N}]_{\text{boues}}$: concentration en N des boues

Cef : coefficient d'efficacité égal à la fraction de substance utilisable dès la première année par les plantes

2.3 COUTS ET ECONOMIES LIES A L'EPANDAGE

L'épandage en tant que conjonction de l'intérêt agronomique et des capacités épuratrices du sol génère des coûts d'investissement notamment pour les ouvrages de stockage et les matériels d'épandage et des coûts annuels d'exploitation liés aux études et aux analyses ainsi qu'aux diverses opérations de transport et d'épandage. En respectant les conseils agronomiques de fertilisation, l'agriculteur peut réaliser une économie appréciable sur les achats de fertilisants à l'hectare par l'apport de boues.

2.4 MISE EN ŒUVRE DE LA VALORISATION AGRICOLE

La mise en œuvre de la valorisation agricole des boues comporte quatre phases selon la réglementation:

1. Les études préalables : détermination de la faisabilité de la valorisation agricole (vérification de la conformité de boues, caractéristiques du milieu naturel, étude du milieu agricole),
2. L'épandage proprement dit : définition du plan d'épandage, caractéristiques de la station et des boues produites, détermination du périmètre d'épandage, définition des modalités pratiques d'un épandage satisfaisant, présentation des résultats,
3. Le suivi de l'épandage ou la définition du suivi et l'auto-surveillance des épandages : élaboration et exploitation du cahier d'épandage, suivi analytique des boues et des sols, conseil agronomique.
4. Phase contractuelle d'établissement d'une convention entre le producteur de boues et l'utilisateur.

CHAPITRE II

LES ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM)

1- PRESENTATION

On appelle éléments métalliques (ETM), les métaux et métalloïdes que l'on retrouve soit comme oligo-éléments soit à l'état de traces dans les organismes biologiques (concentration inférieure à 100 mg/kg de matière sèche).

Certains de ces oligo-éléments sont indispensables à faibles concentrations aux végétaux (cuivre, nickel, zinc) et aux animaux (chrome, cuivre, nickel, sélénium et zinc) et ne deviennent toxiques qu'au-delà de certaines concentrations. D'autres éléments sont par contre inutiles à faibles doses et toxiques pour tous les organismes vivants au-delà de certaines concentrations (cadmium, mercure, plomb). L'annexe 1 présente le caractère indispensable ou toxique des micro-éléments.

Le choix des ETM à rechercher dans les boues a été fourni en France par la norme NFU 44-041 (juillet 1985) concernant les matières fertilisantes et les boues résiduaires urbaines. Elle concerne les éléments suivants : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn et en oblige l'analyse.

Pour une utilisation des boues en agriculture, il faut connaître les teneurs en oligo-éléments conditionnant la fertilisation du sol et les teneurs des sept éléments cités par la réglementation pour limiter l'apport d'ETM au sol. En effet, cadmium, mercure et plomb ont un pouvoir cumulatif dans les organismes responsables à long terme d'une toxicité chronique.

Les ETM présentent également un risque sur le plan écotoxicologique du fait qu'ils ne sont pas biodégradables. L'intérêt porté aux éléments n'est pas fonction de leur taux dans les boues ou de leur fréquence.

2- ORIGINE DES ETM

2.1 LE FOND PEDOGEOCHIMIQUE

Le fond pédo-géochimique naturel local est la concentration d'une substance dans un horizon de sol résultant uniquement des évolutions géologiques et pédologiques en l'absence de tout apport d'origine anthropique. L'annexe 1 bis présente les teneurs moyennes en ETM dans les sols.

Le tableau 1 présente les teneurs d'horizons de surface de sols cultivés français.

Nombre d'échantillons	Cd (460)	Cr (515)	Cu (504)	Hg*	Ni (514)	Pb (515)	Zn (500)
Minimum	0.04	9.9	2.8		2.7	7.5	6
1 ^{er} décile	0.08	25	7		9.5	19.2	33
Médiane	0.22	52.5	15		24.5	30.4	68
Moyenne	0.39	63.1	21.1	0.03-0.80	34.6	45.4	130
9 ^{ème} décile	0.76	98	40		68	70	230

Tableau 1 : Eléments statistiques obtenus sur une population d'horizons de surface cultivés (mg/kg MS)

*Source : Baize, 1997 ; *source ADEME*

La gamme des teneurs mesurées dans les horizons de surface est très large. Les médianes sont beaucoup plus représentatives de la structure des populations que les moyennes trop influencées par les valeurs extrêmes supérieures. Les teneurs moyennes en ETM des sols et des horizons cultivés sont peu différents.

Il existe une relation forte entre la granulométrie, les teneurs en argile, fer et manganèse totaux et les concentrations des éléments. Malgré leur abondance relative dans les sols qui se sont développés sur des roches calcaires, les ETM sont assez peu mobiles en raison du pH élevé du milieu. Dans des milieux acides, la mobilité peut être plus importante.

2.2 LES RETOMBEES ATMOSPHERIQUES

Elles représentent la source essentielle d'enrichissement en ETM à proximité des zones industrielles ou de fortes concentrations urbaines. Pour le cuivre, le plomb et le zinc, celles-ci peuvent représenter plusieurs kg par hectare et par an (ADEME, 1995). Dans le cas du cadmium, la plupart des auteurs estiment que l'apport au sol par cette voie est de 3 à 20 kg par hectare et par an.

Les rejets de plomb par les gaz d'échappements sont aussi une cause reconnue de contamination des sols situés à proximité immédiate des grands axes routiers. Cette contamination diminue avec l'utilisation croissante de l'essence sans plomb.

Les retombées atmosphériques de particules transportées à très longue distance et à haute altitude participent au bruit de fond de l'enrichissement en ETM des terres émergées. Ces transports à longue distance ont pour origine l'activité industrielle et urbaine mais aussi des accidents naturels (incendies de forêts, éruptions volcaniques).

2.3 L'UTILISATION DES MATIERES FERTILISANTES (AUTRES QUE BOUES) ET LES PESTICIDES

Selon la réglementation, les matières fertilisantes regroupent les engrais, les amendements et les produits destinés à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. Des ETM sont présents dans les engrais obtenus à partir de la transformation de produits de minerai, dans les amendements calcaires et dans les produits phytosanitaires. Les fumiers et lisiers sont riches en cuivre et zinc.

2.4 LES BOUES RESIDUAIRES URBAINES

2.4.1 Origine des ETM

Les eaux usées urbaines parvenant en tête de station ont un contenu en ETM très supérieur à celui des eaux potables, des eaux de rivière ou de l'eau de mer (cf. tableau 2).

	Plomb	Cadmium	Mercure
Eau potable	50	5	1
Eau de rivière	0.3-100	0.03-10	0.01-1
Eau de mer	0.003	0.1	0.002
Eau d'égout	51-630	6-85	1.7

Tableau 2 : Ordre de grandeur des teneurs en ETM d'eau d'égout et d'eau claire (î g/L)

Source : Lester (1987), Colin (1986) et Merian (1991)

Cette surcharge est due au déversement dans le tout à l'égout de différents déchets produits par les activités urbaines et industrielles (annexe 2) mais aussi au réseau de collecte (soudures, usure).

Les ETM dans les eaux usées sont sous trois états physiques : état dissous, état colloïdal et état particulaire.

2.4.2 Destinée des ETM au cours du traitement des eaux usées dans une station d'épuration

Il est déterminé par la filière de traitement. Les traitements sont présentés en annexe 3.

En moyenne, 70 à 90 % des ETM sont retenus par les boues. L'efficacité de la rétention dépend de la nature de l'élément (tableau 3 ci-dessous).

La fixation des éléments a lieu majoritairement lors de la production de boues biologiques de décantation secondaire.

La spéciation, c'est-à-dire la forme de l'élément ou la nature des liaisons chimiques contractées varie avec le traitement subi par les boues.

Éléments	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
%	75	77	85	> 92	32	85	74

Tableau 3 : Rendement moyen de l'épuration métallique dans une station d'épuration d'eaux usées urbaines (% du métal entrant fixé dans les boues)

Source : Colin (1996)

La fixation des ETM par les boues lors de leur obtention met en jeu divers mécanismes :

- formation et précipitation de sels métalliques insolubles dues aux modifications du milieu (augmentation du pH, changement du potentiel d'oxydo-réduction),
- absorption du métal en solution ou en suspension par les organismes microbiens,
- adsorption de particules colloïdales présentes dans les eaux usées sur le floc microbien,
- fixation des ETM en solution sur des composés extracellulaires insolubles et précipitation des complexes organo-métalliques formés,
- coagulation / précipitation par les réactifs minéraux lors du traitement physico-chimique.

2.4.3 Teneur en ETM des boues

Le tableau 4 ci-après présente les résultats d'une enquête réalisée en 1992 sur les concentrations en ETM des boues résiduaires françaises.

Eléments	Nombre de données	Moyenne (en mg/kg de MS)	9 ^{ème} décile supérieur	Arrêté du 08/01/98 Limite en mg/kg de MS
Cadmium	224	5.3	8	20
Chrome	235	80	111	1000
Cuivre	236	334	504	1000
Mercure	227	2.7	6	10
Nickel	236	39	60	2000
Plomb	234	133	223	800
Zinc	237	921	1366	3000

Tableau 4 : Concentrations moyennes en ETM des boues résiduaires domestiques françaises

Source : Wiart et Verdier (1994)

Il apparaît que pour 90 % des stations étudiées (9^{ème} décile supérieur), les concentrations observées en ETM sont à moins de 60 % des teneurs limites de l'arrêté du 08/01/1998 fixant les prescriptions et techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles.

3 IMPORTANCE DES DIFFERENTES SOURCES D'ETM

Si on compare les concentrations en ETM des boues aux concentrations des fertilisants organiques et minéraux utilisés par les agriculteurs (annexe 4) ; on constate que les boues selon l'élément considéré n'ont pas la teneur la plus élevée. On peut noter aussi qu'il n'y a pas de contrôle sur les teneurs en ETM des déjections animales utilisées en agriculture. De plus, la qualité des boues urbaines à dominante domestique s'améliore en particulier pour le cadmium, le plomb et le zinc. Le tableau 5 page suivante, présente l'importance des différentes sources d'ETM.

L'importance des sources dépend du type d'activité qui existe au voisinage de la zone considérée mais aussi de la nature des métaux ou plus exactement de l'usage qui en est fait et qui détermine la dissémination dans l'environnement.

Sources identifiées	Eléments			
	Cadmium	Plomb	Zinc	Cuivre
Retombées atmosphériques (industries et voitures)	3 %	97 %	2 %	-
Engrais	89 %	-	-	-
Boues	4 %	1 %	14 %	1 %
Composts urbains	4 %	2 %	15 %	1 %
Lisiers de porc	-	-	69 %	6 %
Produits phytosanitaires	-	-	-	92 %
Total	100 %	100 %	100 %	100 %
Total des flux identifiés	68 t/an	8.307 t/an	3.242 t/an	15.274 t/an

Tableau 5 : Contribution relative des différentes sources d'ETM contaminant le sol français(en tonne par an)

Source : Robert et Juste (1997)

Il faut noter que la quantité d'ETM apportée annuellement en France par les boues urbaines est très minoritaire par rapport aux autres polluants.

CHAPITRE III

ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES RISQUES POUR LA SANTE HUMAINE, LES AGRO-SYSTEMES ET LES ECOSYSTEMES

Ce chapitre ne traite que du scénario de l'épandage agricole des boues résiduaires urbaines dans l'évaluation détaillée des risques liés aux sols.

1- INTRODUCTION

Les sols sont des réacteurs bio géochimiques complexes au sein desquels les éléments subissent des changements d'état chimique important qui conduisent à une accumulation lente mais progressive et à des transferts éventuels vers les eaux de surface, les eaux souterraines et les organismes (animaux et végétaux telluriques).

Les risques liés aux ETM concernent :

- la santé de l'homme (consommateur des produits agricoles) via la contamination de la chaîne alimentaire par les cultures et le bétail (bio-accumulation et bio-magnification),
- les écosystèmes très anthropisés que constituent les sols agricoles : phytotoxicité pour les cultures, zootoxicité pour le bétail, écotoxicité pour les organismes vivants du sol ou de la faune et la flore sauvage des écosystèmes terrestres,
- l'outil primaire de production et le patrimoine foncier national que constituent les sols agricoles (fertilité, risque économique de dévaluation des terres et des produits agricoles).

La protection des agrosystèmes et écosystèmes est moins prioritaire que la santé humaine dans le cas de sols pollués. En effet, on peut s'il n'y a pas d'autre solution, geler l'usage agricole de centaines de milliers d'hectares de terres. Cependant, elle est prioritaire dans le cadre de la prévention de la pollution des sols (tout apport anthropique pris en compte) dans un pays très agricole comme la France. Soustraire à l'activité agricole des terres présentant ou susceptibles de présenter à moyen ou long terme, des phénomènes de toxicité sur certaines cultures sensibles ou sur certaines catégories de bétail, aurait un impact économique non négligeable.

En partant des voies de transfert utilisées par l'OMS (scénarios pour le calcul de seuils en ETM dans les sols présentés en annexe 5), nous allons présenter un état des connaissances sur les risques engendrés par l'épandage de boues résiduaires urbaines sur des sols agricoles.

2- COMPORTEMENT DES ETM DANS LE SOL

2.1 LOCALISATION DANS LE SOL

Les ETM sont présents dans les sols à l'état de traces. Ils ne peuvent donc pas constituer de phases indépendantes mais vont rentrer dans des phases hôtes ou des compartiments du sol (CSHPF, 1998). Les ETM peuvent se trouver dans différents constituants du sol comme le montre le schéma 1.

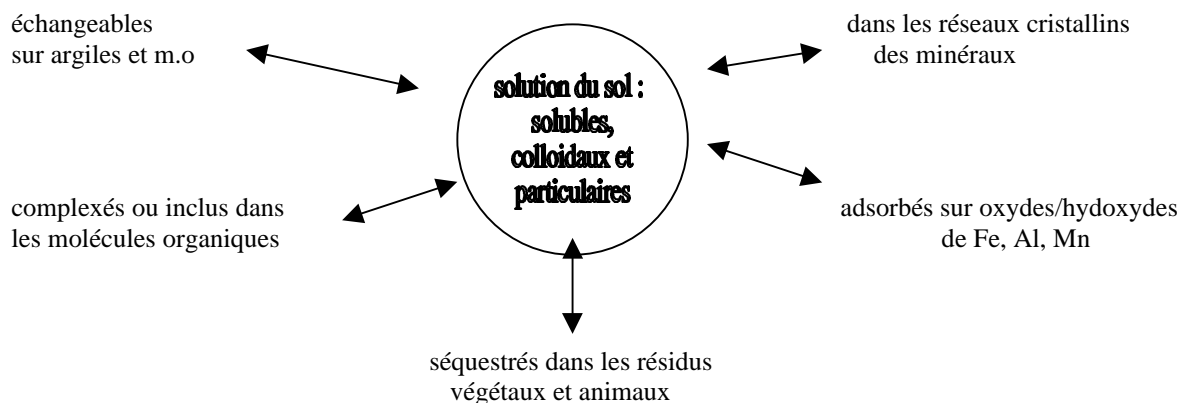


Schéma 1 : Différentes formes et localisations des ETM dans les sols

Source : Baize, 1997

Dans le sol, la concentration en un ETM donné varie avec la profondeur. En raison de leur très forte liaison avec les différents constituants du sol énumérés ci-dessus, les ETM issus d'apports extérieurs vont s'accumuler en surface, de sorte que leur concentration va très rapidement décroître avec la profondeur et marquer, dans le cas de sols cultivés, une nette discontinuité au-dessous de la couche travaillée.

A l'inverse, dans le cas des sols qui se sont formés à partir de roches mères riches en certains ETM, on observera un accroissement des teneurs avec la profondeur.

2.2 TRANSFERT ENTRE LES CONSTITUANTS DU SOL

La mobilité d'un élément correspond à son aptitude à passer d'un compartiment du sol où il est retenu avec une certaine énergie dans un autre, où il est retenu avec une moindre énergie. La mobilité caractérise donc un potentiel de transfert plus qu'un transfert effectif. Un élément peut ainsi, au cours du temps, passer successivement dans les compartiments d'énergie de rétention décroissante pour aboutir en fin de compte dans la solution du sol.

C'est dans cette dernière que les plantes puisent préférentiellement pour satisfaire leurs besoins en éléments nutritifs. Il s'agit donc de la source principale de contamination mais il est clair également qu'un transfert direct peut avoir lieu entre d'autres compartiments du sol et les racines (source : Baize, Janiec, 1994).

Le passage des éléments d'une forme à l'autre est soumis à l'influence de plusieurs facteurs à savoir :

pH : une diminution du pH favorise la mobilisation du métal par échange protonique, mise en solution de sels insolubles ou encore destruction de la phase de rétention. Inversement, une augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation de composés insolubles ou l'accroissement de la CEC (précipitation du cation métallique).

Les causes de variation du pH sont des processus d'altération naturelle, mais surtout des interventions humaines. La maîtrise du pH est l'une des rares voies utilisables pour le contrôle de la mobilité des ETM dans le sol.

Aération du sol et potentiel d'oxydation :

Les conditions d'aérations du sol influencent l'état d'oxydation du métal et donc sa mobilité, mais aussi la transformation des substances du sol intervenant sur la mobilité du métal.

Le degré d'aération du sol dépend des pratiques culturales et des événements climatiques (drainage du sol, battance du sol, pluies massives). Par exemple, en conditions d'aération limitantes, les composés du fer et manganèse sont réduits et solubilisés et libèrent les ETM qui leur sont liés. Le tableau 6 en annexe 6 récapitule ces effets pour les différents ETM.

D'autres facteurs comme la température, l'humidité du sol, la quantité et le type de boues apportées interviennent également sur la mobilité des ETM. Le chaulage de boues et la matière organique qu'elles contiennent peuvent immobiliser les ETM. Les sites négatifs de la matière organique sont favorables à la formation de complexes de surface limitant la mobilité des ETM. Cependant, la minéralisation de la matière organique peut les remobiliser.

Olanya (1991) a déterminé un ordre croissant de mobilité des métaux : $Zn > Cu > Cr > Ni$, Zn apparaissant comme l'élément le plus mobile dans cette étude.

2.3 FLUX AU NIVEAU DU SOL

Les ETM apportés aux sols agricoles par les boues peuvent avoir les destinées suivantes :

- accumulation dans le sol,
- transfert direct vers l'atmosphère,
- lessivage,
- entraînement par érosion,
- exportations par les organismes telluriques.

Les pratiques culturales et leur qualité de réalisation influencent fortement ces destinées.

2.4 ACCUMULATION EN ETM DANS LE SOL

Bien que la qualité des boues résiduelles urbaines s'améliore, les teneurs en ETM des boues sont généralement supérieures à celles des sols (tableaux 1 et 4). On peut noter qu'une mesure directe de l'accumulation dans les sols des ETM et sa comparaison avec les quantités totales apportées par les boues autorisent une estimation d'une des fractions si les autres sont connues.

Une fois les boues épandues, une grande partie des ETM est retenue dans les couches du sol travaillées (McGrath et Lane, 1989) de telle manière que des épandages répétés vont augmenter la teneur en ETM des sols.

Une étude pas encore publiée (Mabila, 2000) estime un facteur d'enrichissement en ETM dans le sol suite à un amendement de boues :

$Ef = ((X) / (Al) \text{ des boues épandues}) / ((X) / (Al) \text{ du sol de contrôle})$ si $Ef > 1$ alors le sol est enrichi en ETM

Ef : facteur d'enrichissement

(X) : concentration de l'ETM (mg/kg)

(Al) : concentration en Al dans le sol de contrôle, de la boue

Pour rendre compte de l'effet de l'épandage des boues sur les teneurs en ETM des sols, on calcule le temps qu'il faut pour augmenter les teneurs en ETM jusqu'aux valeurs seuils limites des sols de la réglementation du 08/01/98. Ces calculs sont présentés en annexe 7.

Pour ce calcul, il faut remarquer que le flux de cadmium est supérieur au flux de cadmium autorisé par la réglementation sur 10 ans. De plus, on n'épand pas 3 tonnes de matière sèche par hectare et par an mais plutôt 20 à 25 tonnes de matière sèche par hectare pour 10 ans.

Dans le long terme, le cuivre, le mercure et le zinc sont les principaux éléments limitant l'épandage des boues. Il faudra néanmoins en tenant compte des valeurs actuelles en ETM dans les boues et la réglementation au minimum 184 ans avant d'arriver à la valeur limite selon les hypothèses faites (le facteur limitant étant le zinc).

Cependant, ce calcul ne prend pas en compte les autres apports anthropiques pouvant amener au sol des ETM et ne tient pas compte de paramètres d'ordre biologique.

2.5 LA FERTILITE DES SOLS

2.5.1 Micro-organismes du sol

L'effet de l'épandage de boues résiduelles urbaines sur les processus microbiens en relation avec la fertilité des sols a fait l'objet de différentes études. Mais ces études utilisent des teneurs en ETM et des fréquences d'apports qui ne correspondent pas aux teneurs des épandages agronomiques pratiqués. D'après les résultats, les teneurs limites imposées par la réglementation de 1998 ne semblent pas toujours protéger correctement la taille et la diversité de la population microbienne du sol. Ceci à long terme pourrait réduire la productivité des agrosystèmes.

Cependant ceci est à relativiser car il faut se rappeler que la bio-disponibilité des ETM pour les microorganismes du sol dépend des caractéristiques du sol (pH, texture..), des quantités d'ETM apportées et de leur spéciation. En outre, les principaux cycles de décomposition et de production des nutriments ne sont pas affectés par des teneurs en ETM dépassant les valeurs limites imposées par la réglementation dans les sols (Smith, 1991). Quoi qu'il en soit, les effets des ETM sur les micro-organismes du sol sont complexes et les données publiées sur l'impact de l'épandage des boues sont souvent contradictoires.

2.5.2 Résistance microbienne aux ETM

D'après Silver et Al (1989), la résistance aux ETM n'est pas récente. En effet, il y a 3 ou 4 10^9 années, les bactéries coexistaient avec les ETM abondants dans l'environnement (volcanisme). Les travaux de Olsen et Thornton (1982) ont montré que la population microbienne du sol s'adapte aux changements de conditions du sol et que la résistance des ETM peut être importante.

2.5.3 biomasse microbienne et activité

Jones (1987) ne trouve pas d'effet négatif à l'épandage de boues même quand la concentration en zinc est égale à 5 fois la valeur limite de la réglementation. Stark et Lee (1988) ont, par contre, montré une diminution de la biomasse quand les teneurs en ETM augmentent. Aucun effet sur la minéralisation du carbone n'a été remarqué (Brookes et Al, 1988).

Les processus de minéralisation sont une composante importante de la fertilité des sols. Ils sont tolérants à de fortes concentrations du sol en ETM, car les espèces microbiennes capables de dégrader la matière organique sont nombreuses (Smith, 1991) et s'adaptent à des teneurs en ETM élevées (Booth, 1992). La capacité des sols à fournir les nutriments essentiels pour la croissance des végétaux n'est pas affectée par des teneurs en ETM des sols fixées par la réglementation de 1998.

2.5.4 Nitrification

Brookes (1984) montre que ce processus est inhibé sur un sol ayant reçu des boues chargées en ETM. Cependant, d'autres études (Kwan et Smith, 1990) n'ont pas montré d'effets négatifs sur la nitrification avec des teneurs de 1 250 mg/kg de cuivre et 6 900 mg/kg de zinc dans le sol (teneurs bien supérieures à la valeur réglementaire). Le type de sol est également un facteur non négligeable.

2.5.5 Fixation de l'azote par les micro-organismes symbiotiques

Sur les parcelles de Woburn (Grande Bretagne) ayant reçu des boues, la fixation de l'azote par *Rhizobium* était nulle à cause des effets toxiques des ETM sur celui-ci. Ces sols contiennent significativement plus de cadmium, élément toxique pour la biomasse microbienne, que d'autres ETM (Chaudri, 1992). Cette forte teneur en cadmium semble expliquer la perte de fixation d'azote, alors que les teneurs en autres ETM (cuivre et zinc particulièrement) sont équivalentes aux teneurs de la réglementation.

Les autres données disponibles suggèrent que le cadmium à une teneur de l'ordre de 3 mg/kg dans les sols n'a pas d'effet négatif sur la fixation du N₂ symbiotique.

Un possible impact négatif dû à la présence d'ETM venant d'épandage respectant la réglementation est difficile à mettre en évidence. De plus, une fois que la bactérie rhizobiale est dans la nodosité racinaire, elle est protégée par les tissus de la plante de l'environnement extérieur et de l'effet toxique potentiel des ETM (Mc Grath et Al, 1988).

En pratique, il n'a pas encore été établi d'impact négatif sur la fixation symbiotique de N₂ par des *Rhizobium*. Le monde agricole n'a pas non plus signalé de récoltes compromises par l'épandage de boues résiduelles urbaines depuis le début de cette pratique.

2.5.6 limites des méthodes d'étude

L'impact des ETM des boues sur les processus microbiens du sol peut devenir apparent quelques années après que l'épandage des boues ait cessé et que la teneur en matière organique du sol ait diminué.

La matière organique fournit un substrat aux micro-organismes qui peuvent se développer et anihiler l'effet toxique que les ETM pourraient avoir. En conséquence, les effets sur les micro-organismes sont difficiles à étudier expérimentalement car l'apport d'ETM est couplé à un apport de matière organique.

La qualité des boues s'est améliorée depuis quelques années et a rendu les expériences plus difficiles et l'échelle de temps des études plus grande. Les boues résiduelles urbaines contiennent un mélange d'ETM et il devient difficile de séparer les effets des différents ETM dont la teneur se rapproche de celle des sols. Néanmoins, ces études sont nécessaires car elles fournissent les bases de données nécessaires pour établir l'impact sur les micro-organismes du sol des ETM contenus dans les boues épandues sur les sols agricoles.

3- TRANSFERT DIRECT VERS L'ATMOSPHERE

Ce phénomène concerne principalement le mercure dont les composés peuvent être réduits dans les sols soit directement par des micro-organismes soit par des enzymes extracellulaires. Cette réduction conduit à des formes extrêmement volatiles : métal à l'état élémentaire (Hg⁰) ou du métal lié à des groupes méthyles par biométhylation. Une grande partie du mercure retrouvée dans les parties aériennes d'une luzerne cultivée sur un sol contenant du mercure provenait de vapeurs émises par le sol et non d'un transfert à partir de la racine.

4- LESSIVAGE VERS LES HORIZONS PROFONDS DU PROFIL

La majorité des expériences de longue durée réalisées avec des boues résiduelles montre que les horizons (0-15 cm et 15-40 cm) s'enrichissent en ETM. Dans le cas de sols sableux, l'enrichissement peut porter jusqu'à l'horizon (60-80 cm). Les transferts vers les horizons profonds observés expérimentalement sur le terrain sont très faibles et à considérer comme négligeables. Les pertes d'ETM enregistrées lors d'expériences de longue durée sont attribuées à des mouvements hors parcelles de particules auxquelles sont associés les ETM.

Cependant le lessivage des ETM (présents dans la solution du sol) à travers le sol est corrélé à la quantité d'eau traversant le sol d'après Holm, 1996 :

$$Of = 0.01 \times P \times C$$

Of : écoulement annuel

P : percolation

C : concentration dans la solution du sol

Pour 100 mm d'eau infiltrée, il y a 0.1% de lessivage.

En partant des teneurs limites en ETM dans les sols et en utilisant cette formule, on peut estimer la quantité d'ETM que l'on retrouvera dans les nappes phréatiques si les teneurs dans les sols atteignent les valeurs limites et si le terrain le permet.

Cd : 2 mg/kg de MS soit 2 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 5 g/L)

Cr : 150 mg/kg de MS soit 150 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 50 g/L)

Cu : 100 mg/kg de MS soit 100 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 100 g/L)

Hg : 1 mg/kg de MS soit 1 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 1 g/L)

Ni : 50 mg/kg de MS soit 50 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 50 g/L)

Pb : 100 mg/kg de MS soit 100 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 50 g/L)

Zn : 300 mg/kg de MS soit 300 g/L dans l'eau des nappes phréatiques (norme 100 g/L)

D'après ces résultats, les valeurs sont très élevées et théoriques : des horizons argileux peuvent constituer des barrières géochimiques. Il ne semble pas y avoir de dépassement des normes de qualité de l'eau potable (directive européenne du 15/7/1980) pour la majorité des ETM si les teneurs limites dans les sols de la réglementation sont respectées. De plus les facteurs influençant la mobilité des ETM doivent aussi intervenir, par exemple pour le plomb on sait que cet ETM est très peu mobile.

Les eaux souterraines ne semblent pas subir d'impact négatif de la part des ETM provenant de l'épandage des boues car l'entraînement en profondeur est peu significatif, comme le montre une étude belge utilisant un logiciel de simulation du lessivage des ETM dans les sols : pour une concentration de 3 mg/kg dans le sol, on retrouve 3 g/l dans la nappe phréatique au bout de 390 ans. Néanmoins des études plus approfondies seraient nécessaires pour mieux connaître ce lessivage des ETM au travers du sol après épandage de boues résiduelles urbaines, mais aussi pour connaître l'impact des autres sources anthropiques.

5- EROSION EOLIENNE ET HYDRIQUE

Nous avons vu que les ETM sont présents sous une forme particulière dans les sols : l'érosion et le ruissellement sur les surfaces imperméables vont donc être une des voies principales assurant la dispersion dans les hydrosystèmes. Ceci est confirmé par les défauts de bilan observés après plusieurs années d'expérience (Market garden, Couhins)

L'érosion constitue donc un flux de sortie important, notamment s'il y a des ETM déposés en surface des sols, et mal évalué. Elle contribue à la contamination des milieux aquatiques (eaux de surface, sédiments, organismes vivants) et détermine le risque indirect de la contamination des sols et de sédiments en aval des zones d'érosion.

Les rares études réalisées montrent qu'il ne semble pas y avoir de contamination des eaux de surface par les ETM des boues épandues sur les terres agricoles (Mc Phail, 1984). Cependant, l'importance de cette dissémination des ETM justifie l'approfondissement des connaissances.

Par ailleurs, dans des sols de texture grossière existe une possibilité de déplacement latéral des ETM en solution, notamment en cadmium, par une circulation "hypodermique" (Juste et Mench, 1992).

6- TRANSFERT SOL / PLANTE

6.1 LA BIODISPONIBILITE

Dans le système sol / plante, la biodisponibilité des ETM correspond à leur aptitude à être transférés d'un compartiment du sol vers le système racinaire du végétal (Ademe, 1995). Cette définition caractérise également une aptitude plus que le déroulement effectif du phénomène (Baize, 1994). Le meilleur instrument de prédiction de la biodisponibilité d'un ETM vis à vis du végétal est la plante elle-même car elle intègre tous les facteurs qui déterminent la disponibilité pour un couple sol végétal donné (Juste, 1988).

Les quantités de métaux absorbés par les plantes indiquent la potentialité de transfert de ces éléments issus du sol. La plante est le révélateur de la disponibilité réelle d'un élément.

Remarque : la teneur totale en ETM dans le sol ne correspond pas à la quantité qui peut être transférée dans les racines (Morel, 1997). En effet, elle ne donne aucun renseignement sur leur mobilité dans le sol ni sur leur biodisponibilité vis-à-vis des plantes (Baize, 1994)

6.2 FACTEURS INFLUENCANT LA BIODISPONIBILITE DES ETM DANS LES SOLS

6.2.1 pH, potentiel redox, CEC, température

On retrouve ici certains facteurs déjà envisagés pour la mobilité des ETM dans les sols. A pH élevé, les ETM sont peu mobiles et peu disponibles pour les végétaux comme en conditions réductrices.

La Capacité d'Echange Cationique, fonction de la teneur en argile et en matière organique du sol, détermine la disponibilité des ETM. En général, une augmentation de la CEC diminue l'absorption des ETM par les plantes et les risques de transfert aux nappes phréatiques. Les ETM sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes, donc moins assimilables par les plantes.

Une température du sol plus faible entraîne une réduction de la disponibilité. En effet, quand la température du substrat de culture passe de 15 à 25°C, la concentration en Cd des parties aériennes de soja augmente de 50 % (Haghiri, 1974).

6.2.2 Equilibre nutritif et concentration en ETM dans les sols

L'absorption des ETM par les racines est contrôlée par la concentration des autres éléments. Il existe des actions antagonistes entre les éléments majeurs et les ETM. Ceci figure dans le tableau 7, ci-dessous.

Elément	Interaction négative	Interaction positive
Ca	Cd, Cr, Cu, ni, Pb, Zn	Cu, Zn
Mg	Cr, Zn	Zn
P	Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn	Cu, Zn
K	Cd, Cu, Hg	
N	Pb, Zn	Cu

Tableau 7 : Interactions entre éléments

Source : ADEME, 1995

Il faut noter que N, P, K sont des éléments majeurs présents dans les boues, ainsi que Ca quand les boues sont chaulées. Il existe aussi des antagonismes entre ETM (cadmium et zinc par exemple).

6.2.3 Forme chimique des ETM

Le devenir des ETM dans les sols est déterminé par la forme sous laquelle ils sont introduits. Les ETM contenus dans les boues sont moins disponibles pour les plantes que lorsqu'ils sont introduits sous forme de sels. Chrome, Cuivre et Zinc sont moins disponibles donc moins toxiques quand ils proviennent de boues de station d'épuration (Valdares Etal, 1983). Une autre expérience montre très souvent qu'à quantités identiques de micro-polluants incorporés au sol, la phytotoxicité de ces derniers se manifeste beaucoup moins quand ils sont incorporés sous forme de boues que sous forme de sels minéraux (Gomez et Al, 1982).

6.2.4 Facteurs liés aux apports de boues

Suite à l'épandage de boues, la biodisponibilité des ETM est importante puis elle diminue suite à des réactions physico-chimiques avec la phase solide. A long terme, la biodisponibilité diminue avec le temps. Cependant, lors des périodes de forte activité biologique, la mobilité des ETM peut augmenter (More, 1997).

Chang (1990) a montré que les apports cumulés au sol étaient le facteur déterminant la concentration en ETM des végétaux. Il a également mis en évidence un plafond de concentration en ETM dans les végétaux quand les apports de métaux au sol augmentent.

6.2.5 Facteurs liés aux pratiques culturales

Les pratiques culturales modifient les conditions du milieu et agissent donc sur les facteurs liés au sol, à la plante et les autres facteurs qui contrôlent le prélèvement.

Le travail du sol agit à plusieurs niveaux. Le choix du labour, du non labour ou du travail superficiel du sol a de multiples conséquences sur l'état d'aération du sol, son pH, la profondeur d'enracinement.

Lors d'un semis direct, la quantité de racines qui reste en surface est plus importante que lors d'un labour profond, modifiant la quantité d'ETM prélevés, puisque la concentration en ETM en surface et en profondeur sont différentes (Oliver et al, 1993).

6.3 RISQUE POUR LES VEGETAUX : PHYTOTOXICITE

A partir d'une concentration dans la plante, variable selon l'espèce végétale et l'ETM considéré, des phénomènes de phytotoxicité peuvent se manifester par une diminution de biomasse et l'apparition de différents symptômes tels que chlorose, rabougrissement. Les différentes espèces végétales n'ont pas la même sensibilité à l'excès d'ETM comme le montre le tableau 8a ci dessous.

Très sensibles	Sensibles	Tolérantes à très tolérantes
Laitue	Moutarde	Concombre
Navet	Epinard	Chou-fleur
Trèfle	Tomate	Graminées fourragères
Luzerne	Lupin	Céréales
	Soja	Maïs
	Haricot	
	Radis	
	Chou	

Tableau 8a : Sensibilité aux ETM de différents végétaux cultivés

Source : ADEME, 1995

Dans la littérature, les expériences sont faites avec des doses de boues et des teneurs en ETM plus importantes que ne permet la réglementation. Il se produit soit une croissance normale, soit pas de croissance du tout. Ces résultats sont donc d'une portée limitée dans le cadre d'épandage à dose agronomique.

On peut également établir des seuils de carence et de toxicité chez les végétaux (cf. tableau 8b).

Elément	Seuil de toxicité (sol)	Seuil de carence	Seuil de phytotoxicité
Cadmium	3-8	-	10-20
Chrome	-	-	1-10
Cuivre	100-150	3-10	20-100
Mercure	2-5	-	1-8
Nickel	75-90	0.1	10-30
Plomb	100-400	-	30-300
Zinc	300-400	10-20	100-400

Tableau 8b : Seuils de carence/phytotoxicité de différents végétaux cultivés (mg/kg de MS)

Source : ADEME, 1995

L'Environmental Protection Agency a retenu des teneurs limites dans le sol pouvant induire une phytotoxicité.

- cadmium : 89.4 mg/kg de matière sèche (diminution rendement laitue)
- cuivre : 42 mg/kg de matière sèche (diminution rendement maïs)
- nickel : 57 mg/kg de matière sèche
- zinc : 140 mg/kg de matière sèche

Pour le blé, les seuils suivants ont été retenus.

Eléments	Cd	Cr	Cu	Mg	Ni	Pb	Zn
Mg/kg de MS	5	100	100	50	50	100	300

Source : ITCF

Les concentrations en ETM induisant une phytotoxicité varient également selon le type de sol à cause des différences de pH et de CEC.

6.4 L'ABSORPTION PAR LES PLANTES

La disponibilité des ETM est fonction de l'activité des ions en solution à la surface des racines. Les éléments sont transférés du sol à la surface de la racine par diffusion ou convection.

6.4.1 Rôle des exsudats racinaires

Les exsudats, mélanges complexes de composés organiques carbonés et azotés libérés par les racines, ont des propriétés acides et peuvent se lier aux ETM et donc modifier leur mobilité dans le sol. Les exsudats de poids moléculaire plus important peuvent immobiliser certains ETM plus ou moins fortement selon l'élément et donc protéger la racine contre un excès d'ETM. Cette affinité peut être classée dans l'ordre décroissant : plomb, cuivre, cadmium et zinc

6.4.2 Absorption racinaire

Elle dépend de la profondeur d'enracinement et des horizons du sol prospectés par la plante, car la concentration en ETM varie selon la profondeur.

Les espaces intercellulaires du cortex et les parois cellulaires (apoplasmes) sont accessibles aux composés solubles. Les ions métalliques ont tendance à s'accumuler dans ces compartiments. Les dicotylédones avec une CEC plus élevée peuvent absorber plus de métaux.

Les métaux circulent de l'apoplasme jusqu'à l'endoderme délimité par le cadre de Caspari. Celui-ci constitue une barrière moyenne à l'entrée des métaux dans les vaisseaux conducteurs.

Les ETM pénètrent du milieu extérieur dans le cytoplasme à travers la membrane plasmique par voie passive, active ou transport métabolique. Les ETM absorbés sont stockés dans les vacuoles des cellules et peuvent être détoxifiés par complexation avec des molécules organiques ou par précipitation. Ils passent ensuite de cellules en cellules par le symplasme jusqu'aux vaisseaux du xylème où ils sont véhiculés par le flux transpiratoire vers les parties aériennes.

6.4.3 Absorption foliaire

Les plantes peuvent accumuler les ETM présents dans l'atmosphère par leur partie aérienne après des dépôts secs ou humides de produit. Les ETM pénètrent dans la feuille par la cuticule où des cavités permettent l'entrée directe dans les tissus végétaux. L'absorption foliaire peut être supérieure à l'absorption racinaire.

6.4.4 Coefficients de transfert

Des coefficients de transfert sol-plante ont été déterminés (Birgitte, 1997). Ils sont définis par le ratio entre la concentration du métal dans la plante et la concentration du métal dans le sol. Les coefficients de Cd et Zn sont les plus élevés, synonymes d'un fort transfert entre les deux compartiments.

Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
1-10	0.01-0.1	0.1-1	0.01-0.1	0.01-1	0.01-0.1	1-10

6.5 DEVENIR DES ETM DANS LA PLANTE

Les plantes selon l'espèce et leur stade de développement n'accumulent pas les ETM de la même manière comme le montre le tableau 9 page suivante.

L'absorption dépend également de la teneur en ETM du sol (Annexe 9 bis, figure 1). L'apport d'ETM par l'épandage de boues peut contribuer à augmenter les teneurs en ETM de certains tissus. La répartition des ETM dans les végétaux est très variable et est contrôlée par des facteurs génétiques, environnementaux et toxicologiques. Pour beaucoup d'espèces, une grande partie des métaux absorbés se retrouve dans les racines. Cependant, d'autres espèces comme le tabac accumulent les ETM absorbés dans les parties aériennes. Dans les parties aériennes, les métaux sont présents dans les organes végétatifs et rarement transférés dans les organes de réserve ou de reproduction

Caractère propre à l'accumulation	Eléments	Espèces végétales
Fortement accumulatrices	Cd	Carotte, laitue, épinard
	Zn	Carotte, laitue, épinard
	Cu	Carotte
	Ni	Chou vert
Moyennement accumulatrices	Cd	Chou, céleri
	Zn	Maïs, betterave
	Cu	Laitue, betterave
	Ni	Betterave
Faiblement accumulatrices	Cd	Betterave, poireau
	Zn	Céréales, poireau, céleri
	Cr	Chou vert
	Cu	Pomme de terre, chou vert, épinard
	Ni	Céréales, maïs, poireaux, pomme de terre
Très faiblement accumulatrices	Cd	Céréales, maïs, pomme de terre
	Zn	Pomme de terre
	Cu	Toutes espèces
	Ni	Toutes espèces sauf chou vert

Tableau 9 : Caractère propre à l'accumulation de certaines espèces végétales

Source : Ademe d'après Sanerbeck et Stypereck

L'annexe 8 présente une étude de Vigerust et Selmer Olsen (1986) sur la répartition des ETM entre les grains et les pailles de végétaux ayant subi ou non un épandage de boues urbaines. Cette étude indique que l'épandage de boues augmente les concentrations en ETM des végétaux dans l'ordre décroissant suivant :

$$\text{Zn} > \text{Cd} > \text{Ni} > \text{Cu} > \text{Pb} = \text{Hg} = \text{Cr}$$

Les taux de cadmium et zinc dans les récoltes ont été doublés par rapport aux récoltes n'ayant pas subi d'épandage (+ 117 % et 84 % d'augmentation). Pour le nickel et le cuivre, les teneurs des végétaux ont augmenté de la moitié (65 et 66 % d'augmentation respectivement). Pour les autres ETM, il n'y a pas d'effets sur les teneurs dans les tissus des végétaux.

Lorsque les ETM sont accumulés dans les grains de céréales, ils ne sont pas distribués de manière homogène dans ces derniers. Par conséquent, lors des opérations de meunerie, les taux d'ETM diminuent dans les farines mais augmentent dans les issues (sons, germes) par rapport aux grains des céréales (Quinch, 1995).

Les comportements distincts, inscrits dans le patrimoine génétique, peuvent s'expliquer par des différences tenant au mode de colonisation du sol par le système racinaire, au fonctionnement de la rhizosphère, aux exigences spécifiques de la plante pour tel ou tel micro-élément. Cependant, plusieurs mécanismes qui ne sont pas encore bien compris semblent contrôler la répartition des métaux dans les plantes, ce qui suggère l'existence de barrières physiologiques successives et / ou de changement d'état des métaux.

6.6 SYNTHÈSE D'EXPERIMENTATION : TRANSFERT SOL / PLANTE

Différentes synthèses d'expérimentations, avec leurs conclusions sont présentées ci-dessous et page suivante.

Auteurs	Conditions d'expérimentation	Conclusions
Van Erp P.J, Van Lune P, De Jon A Institute for Soil Fertility Research Research Station for Arable Farming and Field Production of Vegetables Pays Bas	Essai au champ 1976-1986 Plusieurs épandages de boues en grosses quantités 2 types de sol : tourbe, argile récoltes lavées	Augmentation des teneurs en Cd, Cu, Zn dans les feuilles Augmentation de la teneur en Zn dans les betteraves Les valeurs limites hollandaises pour les sols et les végétaux n'ont pas été dépassées Les changements des teneurs en ETM des cultures et des sols suite à plusieurs épandages de boues sont très peu marqués
Perrin F, Roulier, Huppe JC, Muller 1989. INRA Chalons-sur-Marne	Essai au champ sur 6 années Rotation betteraves, blé, pomme de terre. Apport de boues de station d'épuration conforme aux pratiques agricoles mais pas à la réglementation	Aucune accumulation constatée dans le sol sauf pour Hg. Les concentrations en ETM ne sont pas différentes entre les traitements
Gomez A, Solda P, Lambrot C, Wilbert J, Juste C INRA Bordeaux, 1992	Bilan des ETM transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus de boues de station d'épuration en monoculture de maïs irriguée. Essai au champ	Expérimentation non conforme à des pratiques usuelles. Pb semble immobilisé dans le sol par les boues. Zn est l'ETM le plus disponible
Ecole polytechnique fédérale de Lausanne 1996. OFEFP	Pas d'apport de boues Sols avec des teneurs connues en ETM d'origine géochimique. Différents types de végétaux cultivés	Variabilité spatiale du transfert des métaux vers les plantes. Laitue et betterave accumulent le Cd Haricot et trèfle accumulent peu le Cd
Mench M, Baize D, Mocquot B, 1997 INRA	Pas d'apport de boues. Disponibilité du Cd pour le blé dans 5 séries de sols de l'Yonne	Les teneurs en Cd dans les grains ne sont pas corrélées aux teneurs en Cd dans les sols. Le pH du sol est un facteur plus important que la teneur totale en Cd du sol

7- TRANSFERT SOL / ANIMAUX

"Le risque principal engendré par les ETM dans les sols est un risque de transfert voire de bio-accumulation dans les chaînes alimentaires domestique et sauvage."

7.1 BIODISPONIBILITE ET BIO-CONCENTRATION

7.1.1 La biodisponibilité pour les animaux

La quantité ingérée d'un ETM ne suffit pas à déterminer son implication dans la toxicité chez l'animal. Il faut aussi prendre en compte la disponibilité intestinale de l'élément, la toxicité de sa forme chimique, la composition de la ration (interactions entre éléments) et de l'animal (espèces, âges).

La biodisponibilité est en relation avec la digestibilité apparente **DA** :

$$DA = (\text{quantité ingérée} - \text{excrétion fécale}) / \text{quantité ingérée} \quad (\text{Lamand, 1987}).$$

La quantité d'un élément ingéré influe sur l'absorption de celui-ci. En effet plus la quantité ingérée est importante, plus le pourcentage absorbé diminue (Doyle et al, 1974). La forme chimique de l'élément influe aussi sur l'absorption : Hg métallique est peu assimilé par l'organisme alors que Hg organique est fortement absorbé.

Sanson (1984) a remarqué que des éléments peuvent être remplacés par d'autres lorsque ces derniers sont en plus grande quantité. Cela peut engendrer une toxicité plus grande ou plus faible selon les composés. L'absorption de Cd par l'organisme est réduite par la vitamine D, le calcium, le Zn et la vitamine C. L'acide phytique (dans les végétaux) inhibe très fortement l'absorption intestinale de nombreux ETM.

7.1.2 La bio-concentration

La bio-concentration est l'accroissement direct de concentration d'un polluant lorsqu'il passe de l'eau dans un organisme aquatique (Ramade, 1992). Cette notion peut être étendue aux organismes terrestres. Le thème de bio-accumulation désigne la somme des absorptions d'un polluant par voie directe et alimentaire par les espèces animales terrestres.

Une pratique usuelle est l'utilisation du facteur de bio-concentration (BCF) qui est le rapport de la concentration dans la graisse d'un tissu ou d'un produit et de la concentration dans la ration (Fries, 1986).

Le potentiel de bio-concentration peut aussi être évalué par des caractéristiques physico-chimiques des polluants comme le log Kow en se fondant sur une relation directe entre l'hydrophobicité d'un produit et sa capacité à se bio-concentrer (Rivière, 1998).

Les phénomènes qui détermineraient la bio-concentration seraient les suivants :

- la teneur lipidique des tissus de l'animal
- l'absorption par l'animal
- les empêchements stériques
- les variations entre espèces et individus
- les conditions environnementales
- la bio-disponibilité
- la bio-transformation dans l'animal

7.2 ECOSYSTEME NATUREL

De nombreuses études montrent que les lombrics accumulent facilement les ETM dans leurs tissus (Beyer et Al, 1982). D'ailleurs, leur utilisation comme indicateurs de contrôle des effets de l'épandage de boues a été recommandé (Kruse et Barret, 1985).

Les lombrics accumulent le cadmium, Beyer a mesuré des teneurs de 100 mg/kg de matière sèche de cadmium dans des lombrics de sols ayant reçu des boues et dont la teneur en cadmium est de 2 mg/kg. Dans des lombrics venant d'un sol avec 0.14 mg/kg de cadmium, la teneur était seulement de 8.6 mg/kg de matière sèche. Cependant, on ne connaît pas les quantités de boues épandues et leur qualité.

Pour d'autres ETM (nickel, cuivre, plomb et zinc), Kruse et Barrett ont mesuré les teneurs dans les lombrics après un essai de 10 ans avec des épandages annuels. Ils n'ont pas non plus détecté d'accumulation significative de zinc dans des lombrics prélevés dans des sols contenant 137 mg/kg de zinc comparés à des lombrics dans sols exempts de boues.

Ils suggèrent une possible régulation de la teneur en métal de leurs tissus par les lombrics (milieu homéostatique) malgré une absorption journalière dans des sols avec des teneurs en zinc supérieures à 11 000 mg/kg.

Les concentrations en ETM dans les lombrics ne sont pas nécessairement dues à une augmentation de la contamination du sol par les ETM. En effet, la biodisponibilité dépend aussi des autres constituants du régime alimentaire qui module l'absorption d'ETM. La biodisponibilité dépend comme pour les végétaux des propriétés du sol.

La bio-concentration en ETM, notamment en cadmium, pourrait avoir un impact sur l'environnement car les lombrics sont une source alimentaire importante pour de nombreux oiseaux et de petites espèces de mammifères. Cependant, Levin n'a détecté aucune augmentation des teneurs en ETM dans les campagnols vivant dans un champ recevant régulièrement des boues.

Robert et Johnson (1978) ont établi que la concentration en ETM est plus élevée chez les invertébrés carnivores qu'herbivores. Ceci indique des paliers de concentration entre les niveaux trophiques dans le règne des invertébrés. De nombreux auteurs ont relevé peu ou pas d'effets apparents des ETM sur les petits mammifères herbivores (campagnols, souris, lapin) (Alberici et Al, 1989), sur les oiseaux vivant dans des habitats agricoles où l'épandage de boues résiduelles urbaines est pratiqué. Ceci s'explique parce que la chaîne alimentaire de ces animaux est plus courte que pour les mammifères carnivores et n'exploite pas de niveaux trophiques pouvant accumuler des ETM.

Quoi qu'il en soit, le transfert potentiel du cadmium à travers les chaînes alimentaires terrestres (dont celle de l'homme) est la limite la plus sensible pour l'épandage des boues.

Il faut remarquer l'absence d'accumulation de plomb dans la chaîne alimentaire. Ceci s'explique par le dépôt et l'immobilisation du plomb dans le squelette osseux à la place du cuivre (Roberts et Johnsen, 1978).

7.3 ANIMAUX D'ELEVAGE

La concentration en ETM des plantes cultivées sur des sols ayant reçu des épandages de boues dépend de nombreux facteurs comprenant la teneur totale du sol en ETM, le type de sol, le pH, la fertilisation pratiquée, les conditions environnementales, la variété et le stade de développement des plantes. Ces plantes entrent dans le ratio alimentaire des animaux d'élevage qui pourront eux aussi concentrer les ETM dans leur tissu. Il peut y avoir là un problème de santé publique car ces animaux et leurs produits sont destinés à la consommation humaine. Les animaux exposés à des teneurs élevées d'ETM ne sont pas facilement identifiables et peuvent être conduits à l'abattoir ou utilisés comme source de lait. Il peut y avoir également un problème économique concernant les effets sur la santé des animaux et le coût pour l'agriculteur.

Des travaux ont été menés pour mieux connaître l'impact des récoltes amendées par des boues résiduelles urbaines sur la chaîne alimentaire. Une étude menée par R.M Bourdy, R.B Goodrich, W.E Larsen, B.J Bray, B.E Pomp (1984) avait pour but de déterminer si les ETM des boues, accumulés dans les récoltes étaient transférés dans le lait de chèvre ou étaient accumulés dans les organes et la viande de chèvres et d'agneaux. Comme on le voit dans le tableau 10 de l'annexe 10, les quantités de boues épandues sur trois années consécutivement et les teneurs en ETM sont très élevées par rapport à ce qu'autorise la réglementation et ce qui est fait en pratique. Cette étude ne peut servir que de base pour la réflexion.

La teneur en cadmium mesurée dans les récoltes est élevée. La ration zinc/cadmium est faible et le potentiel d'absorption du cadmium par les animaux augmente. En effet, le zinc inhibe l'absorption de cadmium au niveau de l'intestin des animaux.

Au cours de l'étude, on mesure les performances des animaux (gain de poids, production de lait). On constate qu'elles ne sont pas affectées par les différentes quantités de boues épandues. Les tableaux 11, 12 et 13 de l'annexe 10 présentent les concentrations en cadmium, cuivre et zinc dans le lait, le rein et le foie des chèvres et agneaux.

- le cadmium, l'ETM le plus accumulé dans les récoltes, n'a pas été transféré dans le lait même si les chèvres consommaient de l'ensilage à plus de 5 mg/kg de matière sèche de cadmium. La teneur en zinc était plus élevée que celle du témoin, mais ce n'était pas statistiquement significatif.

- par contre, la concentration en cuivre était plus élevée dans le témoin. L'absorption de cuivre par les animaux a été diminuée par la présence de cadmium et de zinc. Les concentrations des autres ETM dans le lait n'ont pas été affectées par l'expérience. A part pour le zinc, il n'y a pas de transfert des ETM dans le lait.

- pour les chèvres, la teneur en ETM dans le rein est environ 10 fois celle du foie. On voit donc que la répartition des ETM entre les organes n'est pas homogène.

- les teneurs en cadmium dans le foie et le rein augmentent avec la dose de boues apportée aux récoltes. Les teneurs en zinc et cuivre ne diffèrent pas significativement selon la dose de boue considérée.

- pour les agneaux, pour chaque année, les teneurs en cadmium, cuivre et zinc sont plus élevées dans les animaux soumis à l'ensilage enrichi en ETM que dans les animaux de contrôle.

- pour les deux dernières années, le taux de cadmium augmente linéairement avec la dose des boues apportée. Aucun autre ETM n'a été accumulé dans les tissus des animaux par le traitement des récoltes avec des boues.

Avec des doses de boues épandues plus importantes par rapport à la réglementation, on constate qu'il y a un transfert de Cd des plantes aux animaux. Pour les autres ETM ; il y a aussi un transfert plus relatif, dépendant de l'ETM, de la plante ingérée, de l'espèce animale et des organes.

On peut également citer une autre étude menée par D.J. Lisk, R.D. Boyd, J.N. Telford, J.G. Babish, G.S. Stoewsand, C.A. Bache et W.H. Gutenmann avec pour objectif de déterminer les effets sur les cochons de l'alimentation par du maïs cultivé sur des terres amendées par des boues d'une station d'épuration municipale, ainsi que les concentrations dans les tissus. Les boues utilisées ont des teneurs en Cd, Cr, Cu, Ni supérieures aux seuils français et les quantités épandues sont supérieures aux doses agronomiques. Les résultats de cette étude montrent que le Cd se bio-concentre fortement dans les reins et dans une moindre mesure dans le foie. Le Ni se bio-concentre dans les reins. Par contre, la bio-accumulation du Zn n'est pas très nette, sa répartition est assez uniforme. Les BCF organe/ration les plus forts sont dans un ordre décroissant : Cd dans les reins (6-8), Ni dans les reins (1.2-1.3) et Cd dans le foie (0.9-1.6). Pour les autres métaux et organes, les BCF sont inférieurs à 1. Le Zn passe plus facilement des boues vers les organes (via le maïs) que le Cd ou le Ni.

8- L'HOMME

La protection de la santé humaine est le facteur prioritaire à prendre en compte quand on veut étudier l'impact de l'épandage agricole des boues.

8.1 LES VOIES D'EXPOSITION

D'après l'origine des ETM dans l'environnement, les voies d'exposition pour l'homme sont au nombre de trois :

- voie par ingestion,
- voie respiratoire,
- contact cutané.

Chaque voie peut être décomposée selon les produits contenant les ETM : le sol, l'eau, les aliments, l'atmosphère gazeuse, les particules atmosphériques.

On se consacrera ici aux voies par ingestion. Cependant, il ne faut pas négliger les deux autres voies : les poussières résultant de l'épandage de boues ou dans le cas du mercure des boues, l'exposition respiratoire.

Le risque pour l'homme est ici celui d'une augmentation à long terme de l'imprégnation biologique et des différents types d'effets possibles (toxicité sur différents organes, reproduction ou cancérogenèse). Ces effets dépendent des voies d'exposition (teneurs dans les aliments) et des niveaux d'exposition (quantités ingérées) aussi de la biodisponibilité des ETM et des facteurs intervenants.

8.2 L'INGESTION DIRECTE DU SOL

Le risque de contamination par les ETM de la surface du sol après épandage de boues peut constituer un risque pour les populations, notamment par ingestion directe de sol.

Ceci a pour origine deux sources :

- les particules ingérées lors d'activités en extérieur
- les poussières ramenées de l'extérieur par les vêtements et chaussures

La population habitant à proximité des surfaces épandues est la plus exposée.

A titre d'exemple, un enfant de moins de 6 ans peut ingérer entre 40 et 200 mg de sol par jour. Dans le cas pathologique pica, cette valeur atteint 10 g.

Il faut noter que depuis l'épandage des boues, aucun incident grave n'a été signalé à cause notamment d'une ingestion de boues ou d'une exposition à des poussières. De plus, les épandages sont faits à 100 mètres des habitations, distance réglementaire d'isolement.

8.3 L'INGESTION PAR VOIE ALIMENTAIRE

8.3.1 Eau de boisson

L'apport d'ETM par les eaux de boisson est potentiellement limité dans la ration alimentaire. La teneur en ETM des eaux de distribution publique est contrôlée de façon rigoureuse et les teneurs réglementaires en ETM sont en voie d'abaissement à des niveaux très bas. Si la norme de potabilité n'est pas respectée, l'eau est retirée de la distribution. Reste le cas des personnes utilisant l'eau de pluie à des fins alimentaires.

8.3.2 Alimentation de l'homme

Le risque par la voie alimentaire sera évalué à partir des denrées composant l'alimentation de l'homme : denrées végétales et animales d'origine agricole ainsi que les sous-produits d'élevage (œuf, lait). La détermination de la quantité de toxiques qu'ingérera un individu sera fonction de deux paramètres : la teneur dans l'aliment et la quantité consommée de cet aliment.

La détermination de la concentration en ETM dans les aliments s'appuie sur les différents phénomènes de transfert présentés auparavant : transfert du sol vers la plante, du sol à l'animal, de la plante vers l'animal lorsque celui-ci l'ingère et enfin de l'animal ou de la plante vers l'homme. Les caractéristiques physiques et physiologiques des plantes, des animaux et de l'homme associées aux paramètres du sol conditionnent l'ampleur des transferts et donc de la concentration finale.

Il faut modéliser le transfert sol / plante / homme selon différentes voies et en fonctions de conditions du milieu. Il faut aussi déterminer le facteur de bio-concentration de l'ETM entre deux niveaux trophiques adjacents ou non. Les ETM ne sont pas dégradés d'un échelon à l'autre, ils se concentrent mais peuvent changer de spéciation et donc de biodisponibilité. La spéciation de l'ETM influence également ces transferts.

8.3.3 Origine animale ou végétale

Les ETM sont peut biodisponibles dans les muscles des animaux car ne sont pas bio transformés par les réservoirs digestifs ou hépatiques des animaux d'élevage. Cependant, l'homme est menacé en tant que consommateur d'abat (foie, rein), sites principaux de concentration. Les autres tissus animaux et en particulier le muscle ne concentrent pas ou peu les ETM.

L'apport dû aux céréales, légumes et fruits ne peut être négligé en raison de la part importante de ces aliments dans la consommation alimentaire totale. Selon des estimations récentes, ces apports contribueraient à plus de la moitié des apports totaux en cadmium, plomb et mercure de la population moyenne en France (Beclouite, 1998).

8.4 APPORT ALIMENTAIRE EN ETM

Les dangers des différents ETM sont présentés en annexe 11.

8.4.1 cadmium

Le cadmium est l'élément de la ration alimentaire de l'homme, le plus en rapport avec l'utilisation de boues résiduaires urbaines sur les sols agricoles et les autres apports anthropiques.

Le cadmium s'accumule dans les parties comestibles des végétaux à des teneurs qui peuvent être néfastes pour l'homme si c'est une consommation importante et longue dans le temps. Les apports en cadmium de chaque groupe alimentaire, calculés pour trois types de sol contenant 3 mg/kg de matière sèche de cadmium sont présentés par la figure 2 en annexe 12.

Aucun des apports alimentaires journaliers calculés par Carlton – Smith (1987) ne dépasse la valeur limite d'apport de 70 µg de cadmium par jour recommandée par la Food Additive Organisation (FAO). De plus, la valeur en cadmium des sols est de 1 mg/kg de matière sèche supérieure à celle de la réglementation.

Il faut remarquer que l'apport journalier pour un même régime est différent selon le type de sol, ce qui confirme ce que l'on a vu auparavant. Cette étude montre que la valeur limite de 2 mg/kg de cadmium dans les sols protège l'homme au niveau de ses apports alimentaires.

Ce sont les légumes et les céréales qui apportent la majorité de cadmium (60 % de l'apport total). Les estimations actuelles en France de l'apport en cadmium se situent en moyenne à 20 µg par personne et par jour, soit environ 33 % de la DHT (Beclouite, 1998).

Cependant, les difficultés à contrôler des sources (autres que l'épandage), la mobilité, la toxicité conduisent à considérer que le risque qui résulte d'une possible contamination des sols est particulièrement caractérisé et qu'il justifie une nette priorité.

8.4.2 chrome

Cet ETM est essentiel pour l'organisme humain car il intervient dans le métabolisme du glucose, des protéines et des lipides. Une carence en chrome conduit à des troubles neurologiques périphériques. L'apport quotidien préconisé est compris entre 50 et 200 µg par jour. La quantité moyenne journalière pénétrant dans notre organisme par l'alimentation est de 60 µg.

Concernant l'exposition moyenne de la population, aucun effet secondaire cancérogène ou autre n'est attribuable au chrome. On se situe plutôt dans un cadre de déficience plus préoccupant compte tenu des implications sanitaires résultantes.

En conclusion, le chrome contenu dans les boues épandues sur les surfaces agricoles ne semble pas poser de problèmes sanitaires.

8.4.3 cuivre

Le cuivre intervient dans de nombreuses fonctions physiologiques : hématopoïèse, synthèse de l'élastine, du collagène, ainsi que dans des réactions d'oxydo-réduction. Le cuivre est également le co-enzyme de nombreuses métalloprotéines. C'est un élément essentiel et peu toxique.

Les manifestations pathologiques sont plutôt liées à une carence en cuivre. On ne dispose pas d'éléments permettant d'établir une relation de toxicité dose-réponse.

Les sources alimentaires principales du cuivre sont les produits carnés (27 % de l'apport total), les céréales (28 %), les fruits et légumes (21 %) et les produits laitiers (13 %).

L'apport alimentaire moyen en France varie de 1 à 1.3 mg par jour. Du fait du caractère essentiel du cuivre et de son absence de toxicité, on dispose dans le cas de cet ETM de valeurs recommandées. Celles-ci se situent entre 1.5 et 3 mg par jour d'après le National Research Council des Etats Unis (Bupin, 1992).

Il apparaît donc une certaine carence en cuivre dans l'alimentation. L'apport de cuivre par les boues lors d'épandage, dans des proportions raisonnables car il faut également considérer les écosystèmes et agrosystèmes, ne semble pas être un frein vis-à-vis de la santé humaine.

8.4.4 mercure

La toxicité du mercure dépend de la forme sous laquelle il pénètre dans les organismes vivants. La volatilisation du mercure du sol et son absorption sur les parties aériennes des végétaux peut augmenter la teneur en mercure des plantes (Lindberg et Al, 1979). Cependant, le mercure contenu dans les sols, du fait de sa faible disponibilité, ne semble pas poser de risques pour l'alimentation humaine à partir de végétaux. Les teneurs en mercure des céréales, des produits carnés, les légumes et des fruits s'échelonnent entre 6 et 20 µg/kg. Les produits laitiers et les boissons ont des teneurs très faibles en mercure. Mais, la source majeure d'apport alimentaire en mercure est constituée par les poissons.

Le rôle du sol, comme facteur de rétention et d'émission de Hg diffusée sous forme organique vers l'écosystème et le milieu aquatique est mal connu.

8.4.5 nickel

Les apports alimentaires humains ont été estimés à environ 168 µg/jour (Myron et Al, 1988). Ce n'est pas un métal qui s'accumule de manière significative le long de la chaîne alimentaire. Le nickel pose essentiellement des problèmes dans un contexte professionnel. La contamination par la chaîne alimentaire semble limitée.

8.4.6 plomb

La DHT a été fixée en 1993 à 25 µg/kg de poids corporel. Cette dose correspond à un apport alimentaire de 215 et 250 µg/jour et à une plombémie d'environ 10 µg/l. L'apport journalier en plomb, compte tenu de la consommation moyenne des différentes catégories d'aliments a été évaluée à 67.8 µg par personne. La limite maximale de plomb dans l'eau de boisson est de 50 µg/l. Les sources d'exposition majeures au plomb sont les aliments et les boissons (dont l'eau de boisson). Les fruits et légumes apportent pratiquement la moitié du plomb, viennent ensuite les boissons (14 %), les produits laitiers (13 %), les produits carnés (11 %) et les céréales (9 %).

La bio-disponibilité du plomb dans les sols est faible. Les essais en plein champ ont montré qu'il y avait peu d'accumulation du plomb dans les récoltes. L'épandage de boues sur les terres agricoles n'a donc que peu d'impact sur les végétaux et le régime alimentaire de l'homme. Il faut néanmoins considérer l'accumulation du plomb dans les animaux d'élevage.

8.4.7 zinc

Le zinc est essentiel pour de très nombreuses fonctions physiologiques : croissance et différenciation cellulaire, fonction de reproduction et développement embryonnaire, intégrité cutanée et cicatrisation, fonction immunitaire, développement et fonctionnement du système nerveux et des fonctions sensorielles. Le zinc est aussi impliqué dans l'expression des gènes.

L'évaluation des dangers liés au zinc doit prendre en compte les deux points suivants :

- la bio-disponibilité du zinc dépend de facteurs endogènes (métabolisme, homéostasie) et exogènes (effets des protéines, des fibres alimentaires),
- le zinc interagit avec des métaux : le zinc réduit la bio-disponibilité du cuivre, protège contre les effets toxiques du cadmium et du nickel (Martin, 1996).

On ne dispose pas d'éléments permettant d'établir une relation de toxicité dose réponse pour le zinc.

Le zinc se fixe dans les os, le foie et le rein. La teneur en zinc du lait est indépendante de la quantité de zinc contenue dans la ration alimentaire. Les produits carnés et les céréales sont les catégories d'aliments contribuant le plus à l'apport en zinc fournissant respectivement 41 % et 21 % de l'apport total (Herberg, 1991 ; Lalau et Al, 1996).

L'apport quotidien moyen en France a été estimé entre 8.5 et 11.7 mg par jour (Maland, 1994). Les apports nutritionnels conseillés pour le zinc sont de 15 mg par jour pour les hommes (Bupin, 1992). Les apports alimentaires moyens ne couvrent que 60 à 70 % des apports nutritionnels.

Une augmentation de la teneur en zinc dans les aliments s'il y a lieu avec l'apport de boues pourrait en restant dans des proportions acceptables être bénéfiques à la santé humaine.

8.5 LES PROCEDES INDUSTRIELS ET LES PRATIQUES CULINAIRES

Les ETM absorbés par l'homme par l'ingestion des aliments d'origine végétale et animale proviennent de la plante et de l'animal, mais aussi des contaminations ou des pertes pouvant s'opérer pendant la cueillette, le transport, la transformation en aliment dans l'usine, le stockage, puis la préparation culinaire à la maison.

La teneur d'un aliment ne reflète donc pas toujours celle de la matière première. Ces phénomènes sont reconnus et depuis 1976 une directive européenne fixe les teneurs en ETM dans les objets entrant en contact avec les denrées alimentaires (Directive européenne 76/893 du 23 novembre 1976).

8.5.1 la chaîne de transformation

Il y a tout d'abord la localisation de l'usine de transformation, c'est à dire son environnement

Les méthodes de fabrication contribuent à modifier la teneur en ETM des produits frais :

- en la limitant par lavage,
- en l'accroissant par lyophilisation.

Ensuite, le matériel utilisé peut augmenter la teneur en ETM des éléments notamment lors des contacts entre le produit et le matériel. On peut citer la peinture du matériel, la composition des aciers inoxydables. La migration des composés métalliques peut être favorisée par l'acidité de l'aliment, la chaleur dégagée lors de la cuisson. Les conserves ont vocation par définition de garantir la préservation des denrées alimentaires, mais le temps ainsi que le pH de la préparation sont des facteurs favorisant la migration du Cr, Cu, Ni, Pb et Zn de l'emballage vers le produit.

Le tableau 14 ci-dessous présente l'influence des transformations des productions végétales en aliments sur les teneurs en ETM.

Transformation	Elément	Augmentation (+) ou diminution (-) des teneurs suite à la transformation
Cuisson	Cr, Pb	+
Conserves	Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	+
De raisin à vin	Cd, Pb	-
Stockage du vin	Cr	+
Raffinage de la farine	Cr, Cu, Pb, Zn	-
Raffinage du sucre	Cr	-

Tableau 14 : Influence des transformations des productions végétales en aliments sur les teneurs en ETM

source : ADEME

8.5.2 pratiques culinaires

L'étude de Carlton Smith citée précédemment était basée sur des aliments pelés mais non cuisinés. Kampes (1984) a noté une diminution de 50 % de la concentration en cadmium, en épluchant les pommes de terre. La cuisson peut aussi réduire la concentration en cadmium des légumes racinaires et verts, ainsi que des pommes de terre.

8.6 EXEMPLE

On peut utiliser les résultats de l'étude américaine présentée dans le point précédent pour voir si les produits animaux satisfont aux valeurs limites imposées par les recommandations du CSHPF de 1996.

On s'intéresse au cadmium qui a le plus fort potentiel d'accumulation.

Valeurs limites :

	Foie	Rein	Viandes	Céréales
Mg/kg poids brut	1	2	0.1	0.1
Mg/kg poids sec	5	10	1	0.12

Remarques :

Les teneurs en ETM dans les aliments sont exprimées en mg/kg de matière brute, car c'est la forme sous laquelle les aliments sont consommés.

Pour convertir les teneurs en matière brute en matière sèche, nous estimons que le pourcentage de matière sèche dans les céréales est de l'ordre de 80 % (à maturité) et dans les aliments de 20 %.

Le tableau 15 page suivante présente les valeurs en cadmium retrouvées dans le foie et le rein des animaux de l'étude citée précédemment.

		Contrôle	Traitement		
			Faible	Moyen	Fort
Chèvres	Foie	0.26	1.72	2.10	2.94
	Rein	3.1	10.8	24.8	22.4
Agneaux	Foie	0.52	1.13	2.52	3.58
	Rein	0.78	2.70	7.31	10.19

Tableau 15 : Concentration en cadmium dans le foie et rein des chèvres et agneaux après 3 ans d'alimentation avec des récoltes cultivées sur des sols amendés avec des bous résiduaux urbains. (mg/kg MS)

Source : U.S E.P.A

Pour le foie, la teneur en cadmium après les trois années est inférieure à la valeur limite du CSHPF. Par contre, dans le rein des chèvres, les teneurs en cadmium pour les animaux nourris avec des récoltes ayant reçu des boues sont plus élevées que la valeur limite du CSHPF.

La consommation du rein de chèvre peut exposer le consommateur à des teneurs en ETM élevées. Par contre, les autres produits animaux ne subissent pas d'effets d'une nourriture venant de récoltes cultivées sur des sols amendés avec des boues. Cependant, comme on l'a déjà dit, l'expérience réalisée ne reflète pas la réalité de la pratique agronomique : teneurs en ETM élevées, quantité de boues épandues élevée, épandage sur trois années consécutives, organes rarement consommés.

9- CONCLUSION

En ce qui concerne les ETM, la teneur totale n'est qu'une des caractéristiques. Il faut également connaître la forme et les liaisons (spéciation) déterminants pour la mobilité et la biodisponibilité, les caractéristiques physico-chimiques des sols et des boues.

Seule une faible fraction des ETM du sol est assimilable par les plantes : ceux qui sont dans la solution du sol et ceux qui peuvent rapidement passer de la phase solide du sol à la solution du sol. C'est l'offre du sol. Elle dépend de facteurs liés au sol (pH, potentiel rédox, CEC), liés au climat (température, humidité), liés à la plante (influence des racines sur le sol). Pour une offre donnée du sol, chaque plante prélève plus ou moins d'éléments selon son espèce végétale, sa variété, son état végétatif. Les concentrations sont généralement plus élevées dans les racines, puis dans les parties végétatives, et enfin dans les parties reproductrices. Les teneurs sont donc généralement plus importantes dans l'ordre décroissant : récoltes-racines, récoltes-feuilles et enfin fruits et grains.

La santé humaine est un paramètre essentiel à prendre en compte quand on s'intéresse à l'impact du recyclage agricole des boues urbaines, notamment dans le cadre du transfert par voie alimentaire. Les teneurs en ETM dans les aliments d'origine végétale pour l'homme varient selon les teneurs du sol, les propriétés du sol, la faculté d'accumulation de la plante et les transformations subies par le végétal pour devenir un aliment. La forme chimique d'un élément dans le tissu végétal détermine sa disponibilité pour le tractus intestinal de l'individu qui l'ingère, ainsi que sa toxicité.

Trois éléments se détachent nettement en ce qui concerne les risques pour la santé : le mercure, le plomb et le cadmium. Leur transfert possible dans la chaîne alimentaire à partir des sols et leur devenir est le sujet de nombreuses recherches. Les expositions de l'homme au Cd, Hg et Pb par la voie alimentaire (hors eau) en France semblent être très inférieurs aux doses admissibles. Pour maintenir cette sécurité alimentaire, il faut cependant surveiller les teneurs des aliments végétaux les plus consommés par les français (blé, pomme de terre, pomme).

Les quatre autres éléments de référence ne présentent, du fait de leur présence dans les sols, des risques pour la santé que dans des situations rares voire exceptionnelles. Les apports en oligo-éléments Cr et Cu et Zn sont insuffisants dans la ration alimentaire moyenne française. Leur carence alimentaire présente un risque plus courant que la toxicité par excès. Il faut néanmoins rester prudent notamment sur les risques vis-à-vis des écosystèmes et agrosystèmes. Les teneurs imposées par la réglementation préviennent d'un effet négatif de nickel, cuivre et zinc sur les cultures. Une augmentation de zinc et de cuivre, si elle se produit, dans les récoltes cultivées sur des sols amendés avec des boues peut être considérée comme avantageuse. La plupart des animaux d'élevage sont également déficients en Cu et Zn en France. L'ensemble des expériences réalisées pour étudier l'impact de l'épandage de boues résiduaux urbaines ne

reflète pas ce qui se passe habituellement en pratique. En effet, les doses de boues apportées et les teneurs en ETM sont largement supérieures à ce qui est actuellement permis par la réglementation.

Pour les effets négatifs à long terme sur la fertilité des sols par les ETM des boues, les informations sont très contradictoires. Le zinc est l'ETM qui pourrait avoir le plus d'effets sur les micro-organismes du sol mais sa teneur dans le boues est très inférieure à celle des déjections animales qui sont appliquées sur des sols cultivés sans réglementation. Il faut donc aussi tenir compte des autres voies d'apport au sol d'ETM et pas seulement prendre en compte les boues résiduelles urbaines. Cependant les principaux cycles de décomposition ne sont pas affectés par des teneurs en ETM sol respectant les niveaux fixés par la réglementation actuelle.

Les effets des ETM sur l'écosystème naturel terrestre sont mal connus. Le lombric, organisme terrestre le plus sensible aux ETM a été utilisé parce qu'il y avait trop peu de données pour les autres organismes. Les lombrics semblent accumuler les ETM mais aussi réguler leur teneur. La toxicité des ETM envers les lombrics n'a donc pu être identifiée en tant que telle et être un facteur limitant à l'épandage de boues résiduelles urbaines (US EPA, 1992). En conclusion, les macroorganismes du sol apparaissent comme tolérants aux concentrations en ETM de la réglementation. Dans certaines études un transfert des ETM vers des chaînes trophiques plus élevées est possible. Au contraire, d'autres études suggèrent que de nombreuses voies d'alimentation sont indemnes des ETM. Enfin, les risques pour l'écosystème aquatique doivent être davantage envisagés. Le tableau 16 ci-dessous récapitule la caractérisation de risques de la contamination des sols.

	Ecosystème terrestre	Agrosystèmes		Santé humaine
		Cultures	Elevages	
Cadmium	XX	X	X	XXX
Chrome	X	X	X	(X)
Cuivre	X	X	X	X
Mercure	X	X	X	XXX
Nickel	(X)	X	X	XX
Plomb	X	(X)	X	XXX
Zinc	XX	X	X	X

XXX très important et prioritaire
 XX important
 X à considérer et existence d'incertitudes
 (X) faible

Nota : il s'agit de risques résultant d'une source sol ayant reçu des ETM des différents apports anthropiques.

Tableau 16 : Caractérisation de risque de la contamination des sols
Source : Académie des sciences, 1998

Les sols agricoles français amendés par des boues urbaines résiduelles n'engendrent pas au vu des données actuelles de risque particulier pour l'homme, les cultures, le bétail et les écosystèmes. Mais en l'état actuel des connaissances, il est nécessaire de mener des études complémentaires notamment sur la spéciation des ETM, de mettre au point d'autres outils d'évaluation pour inspirer la gestion des risques. Pour cela, il faudra tenir compte des évolutions possibles des sols, des risques pour la santé, pour les écosystèmes et des risques économiques et trouver des capacités techniques de réponse.

Il ne faudra pas oublier que le recyclage agricole des boues urbaines résiduelles fait de manière raisonnée a des bénéfices largement reconnus : filière de traitement des boues la plus respectueuse de l'environnement, intérêt agronomique reconnu, intérêt économique non négligeable. (Audit Arthur Andersen / ADEME, 1998)

L'étude qui est présentée dans la suite a pour but d'étudier l'impact de l'épandage agricole de boues, à doses agronomiques, sur l'accumulation dans les sols d'ETM, sur les végétaux et la qualité des récoltes destinées à la consommation humaine.

CHAPITRE IV

CONTEXTE, ENJEUX ET PERSPECTIVES DE L'EPANDAGE AGRICOLE DES BOUES

1- CONTEXTE ET ASPECT SOCIOLOGIQUE

1.1 LA SENSIBILISATION DES CITOYENS

Les citoyens portent une attention croissante aux questions d'environnement. Cette attention s'est accrue avec la découverte de nouveaux dangers potentiels pour l'homme et l'environnement, dangers dont la nature ne correspond plus aux schémas anciens de pollutions liées à des catastrophes de type industrielle ou localisée, même si certaines pouvaient avoir des conséquences géographiquement très étendues (Minamata, Seveso ou Tchernobyl).

En effet, face aux risques localisés, le syndrome N.Y.M.B (not in my backyard) était utilisable et permettait aux citoyens de s'opposer à l'implantation d'activités qu'ils jugeaient dangereuses pour eux ou leur environnement. Il en va tout autrement aujourd'hui avec l'amiante, les nitrates ou le prion. Il s'agit de phénomènes diffus dont la nocivité ne s'est pas révélée immédiatement mais sur des périodes plus ou moins longues.

La méfiance des citoyens s'est accrue avec la publicité médiatique et s'est traduite par une demande accrue d'encadrement des activités touchant à la santé humaine et à l'environnement. La mise en avant du principe de précaution en est une autre illustration alors que le risque zéro n'existe pas..

La filière boue est à la fois une source de nuisances localisées (visuelle et olfactive). Mais comme on l'a vu avec le risque potentiel associé aux ETM des boues urbaines épandues sur les sols agricoles, la filière boues est devenue une nuisance diffuse dans l'esprit d'une partie du public, des agriculteurs et des acheteurs de produit agricoles.

La notion d'épandage qui implique la dispersion et la diffusion d'un élément sur une surface relativement étendue peut recouvrir deux acceptions :

- un moyen terminal d'épuration d'effluents utilisant le pouvoir filtrant des sols,
- un moyen de fertilisation du sol consistant à répandre sur le sol, de manière contrôlée, différents éléments fertilisants en utilisant des effluents ou des boues d'épuration.

Cependant il faut garder à l'esprit que l'élimination des boues, produit de l'activité humaine est une nécessité et que la filière recyclage agricole des boues est la moins mauvaise des filières existantes en terme de pollution.

1.2 L'IMAGE QUALITE

Aux réticences des associations de consommateurs, il faut ajouter celles du monde agricole et de l'agro-alimentaire.

Le problème de compatibilité entre l'image qualité des produits et de l'épandage des déchets urbains a été soulevé par quelques industriels en particulier la société Bonduelle.

La « charte Bonduelle » (Couteau, 1997) est motivée par des préoccupations commerciales liées à la valeur « santé » des produits commercialisés et destinés à l'exportation ainsi que par une démarche qualité industrielle classique, soucieuse en particulier de la traçabilité des intrants (dont les boues en cas d'épandage) et d'une totale innocuité. L'épandage des boues n'est pas interdit par la charte mais est sévèrement réglementé : les teneurs limites en ETM sont nettement plus strictes que celles de la réglementation française.

Du point de vue des agriculteurs, viennent s'ajouter des réticences liées à la préservation des sols et à la préservation de leur image de marque. Ils s'interrogent sur la reconnaissance qui leur est accordée pour cette activité. Il faut ajouter les contraintes induites par l'utilisation des boues :

- les boues ne sont pas un produit homogène et leur composition peut varier au cours du temps,
- la structure des boues, quand elles sont pâteuses,
- les agriculteurs ont peur des teneurs en ETM rencontrées dans les boues urbaines, quoique celles-ci soient toujours inférieures aux normes, des germes pathogènes
- du fait des capacités de stockage insuffisantes, les dates d'épandage sont mal adaptées aux besoins des cultures,
- lorsqu'elles ne sont pas stabilisées, les boues peuvent dégager des odeurs nauséabondes.

1.3 LEGISLATION

L'encadrement juridique et réglementaire de l'épandage agricole des boues d'épuration a été redéfini en 1998. Il a pour but de protéger les acteurs socio-économiques de la filière épandage et d'éviter les abus. Il définit pour cela les boues, des valeurs maximales, des conditions d'accès à l'activité et des règles de mise en œuvre.

Trois logiques guident le législateur :

- la logique de santé publique : assurer la maîtrise des risques sanitaires en limitant la dissémination des contaminants par les opérations de transport et d'épandage,
- la logique agricole : les boues doivent présenter un intérêt agronomique (condition préalable) et être utilisées dans le respect des règles en matière de fertilisation (conditions de mise en œuvre, traitements préalables, dates, doses). Cette même logique peut conduire l'agriculteur à refuser l'épandage en raison de ses contraintes de production (cahier des charges à respecter, coûts, risques économiques),
- la logique environnementale par souci de protéger les milieux physiques (air, eau, sol) et les écosystèmes.

Il s'agit bien entendu de prévenir toute situation qui pourrait conduire à des atteintes à la santé des personnes ou à la dégradation de l'environnement.

Les différents textes réglementaires sont présentés en annexe 13.

En matière d'environnement on peut :

- soit estimer qu'en l'absence d'impacts observés, toute régulation est inutile ,
- soit considérer que le transfert de polluants peut, à terme, poser un problème d'environnement et qu'il faut chercher à s'aligner sur les meilleures pratiques disponibles.

Cette dernière logique conduit à abaisser régulièrement les seuils d'émission de polluants autorisés. Des discussions ont lieu actuellement à la communauté européenne pour mettre en place de nouvelles teneurs limites. On peut voir là, la mise en œuvre du principe de précaution. Ci-dessous le projet de directive européenne :

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Arrêté 08/01/98	20*	1000	1000	10	200	800	3000
Jusqu'au 31/12/2000	10	-	1000	10	300	750	2500
Du 01/01/2005 au 31/12/2010	5	-	800	5	200	500	2000
A partir du 01/01/2010	2	-	600	2	100	200	1500

* 15 mg/kg à partir du 01/01/2001 et 10 mg/kg à partir du 01/01/2004

Tableau 17 : Projet de directive européenne sur les teneurs limites en ETM (mg/kg MS)

Cependant, si des décisions sont prises pour réglementer la filière d'élimination des boues, moins de choses sont faites en tête de station pour diminuer la quantité de polluants y arrivant par exemple en renforçant la police des réseaux.

2- LES POLITIQUES DE GESTION DES BOUES DANS LES PAYS INDUSTRIALISES

Tous les pays disposant de systèmes d'assainissement doivent trouver des destinées pour les boues d'épuration qui en sont issues.

La France se situe en position intermédiaire par rapport aux pays européens :

- en terme de pratique d'épandage, elle se situe au niveau des pays utilisant majoritairement cette filière. Les taux d'épandage des différents pays sont présentés dans l'annexe 14. Les propositions françaises en matière de normalisation européenne font autorité.
- en terme d'exigences réglementaires, la réglementation de 1998 comble une partie du retard sur les pays d'Europe du Nord.

Les questions qui se posent sur la pratique de l'épandage agricole sont les mêmes dans chaque pays. La situation de la filière recyclage agricole des boues urbaines (union européenne et autres pays) est présentée dans l'annexe 15.

2.1 DES CHOIX POLITIQUES DIFFERENTS

En Europe les pays sont soit :

- **favorables à l'épandage, sous réserves de critères de qualité stricts** : Allemagne, Autriche, Danemark, Suède. Ces pays ont affiché des politiques favorables à l'épandage par volonté de limiter les autres voies d'élimination (incinération, mise en décharge). Ils considèrent que le recyclage biologique est la voie optimale dans la mesure où les boues sont peu contaminées.

- **favorables à l'épandage en l'absence de débat** : Italie, Espagne, Islande. Ces pays considèrent l'épandage comme la solution optimale qui devrait se développer par l'accroissement des équipements d'assainissement et la réduction de la mise en décharge ou des rejets en mer. Il n'y a pas encore eu de débat public, l'action de l'état est d'ordre technique et scientifique y compris pour la réglementation.

- **défavorables à l'épandage car jugé inacceptable et non durable** : Belgique flamande, Pays Bas.

Préoccupé prioritairement par l'épandage des déjections animales, ces pays ont choisi de rendre l'épandage quasi impraticable en imposant des seuils de qualité et des contraintes extrêmes.

2.2 DES DEMARCHES SPECIFIQUES ENTREPRISES DANS CHAQUE PAYS

- **Favoriser l'assurance qualité** :

Beaucoup de pays tentent de promouvoir une démarche qualité. Les pays les plus avancés (Suède, Suisse) ont développé des labels et favorisent l'assurance qualité. Les pays anglo-saxons développent des services et conseils à l'agriculteur avec le souci d'améliorer le « marketing » de l'épandage.

- **Renforcer les contrôles** :

Le Danemark a mis en place une autorité centrale qui centralise les analyses et informe les autorités locales. Les producteurs de boues doivent transmettre des rapports d'activité, passer des contrats avec les agriculteurs et définir des plans d'action pour maîtriser les rejets dans les réseaux.

- **Alimenter un fond de garantie** :

L'Allemagne et l'Autriche ont choisi de faire cotiser les producteurs de boues à un fond de garantie pour pouvoir indemniser les agriculteurs en cas de préjudice lié à l'épandage.

En France des discussions sont en cours pour mettre en place un système similaire.

3- ENJEUX SOCIO-ECONOMIQUES DE L'EPANDAGE

3.1 DES ACTEURS AUX INTERETS PARFOIS CONTRADICTOIRES

- **le citoyen** : il est concerné sans l'être au premier chef puisqu'il génère les boues à travers ses activités quotidiennes et qu'il supporte, en payant sa facture d'eau, les coûts de production, de traitement et d'élimination de ces boues. Inquiet des augmentations possibles du coût de l'eau et de l'assainissement, il n'a pas forcément conscience du rôle de prévention qu'il peut jouer en assurant la qualité de ses rejets.

- **l'élu municipal** : responsable de l'assainissement et de l'hygiène publique, il est aussi le producteur et le responsable des boues, tenu d'assurer leur évacuation ou de contrôler le travail du mandataire à qui il a délégué cette tâche.

- **l'agriculteur** : utilisateur de boues, il a conscience de rendre service à la collectivité et d'en tirer avantage. Mais il veut être rassuré quant à l'impact de cette pratique sur la qualité de ses productions, la protection de son patrimoine sol et la rentabilité de son exploitation.

- **le propriétaire** : il n'est pas satisfait de la réglementation actuelle, peu claire sur les responsabilités de chacun au cas où une pollution serait causée par l'épandage. Les propriétaires craignent de se voir accuser pour les pratiques des exploitants. Il voudrait avoir le choix d'accepter ou de refuser l'épandage de boues sur ses terres.

- **des intermédiaires** : exploitants privés, transporteurs, bureaux d'études sont souvent chargés par contrat de mettre en œuvre les opérations d'épuration et d'évacuation des boues.

- **des intervenants divers** peuvent faire pression sur l'un ou l'autre des acteurs précédents pour défendre leurs intérêts et se protéger d'éventuelles conséquences :

- **autour de l'élu** : ses administrés qui ne veulent pas voir augmenter la fiscalité locale et qui peuvent s'opposer à des installations existantes ou en projet, les associations de défense de l'environnement.

- **autour de l'agriculteur** : les distributeurs et transformateurs agro-alimentaires qui imposent des cahiers des charges pouvant limiter ou exclure l'usage des boues

- **autour de l'ensemble des acteurs** : les agents de l'Etat chargés de mettre en œuvre les politiques incitatives et les contrôles réglementaires.

Ministère, collectivités locales, organisations professionnelles et associations interviennent aussi dans les débats.

Tous ces acteurs sont insérés dans un réseau socio-économique où se croisent :

- la gestion de l'assainissement (en particulier la qualité de l'eau),
- la gestion des déchets,
- les risques sanitaires et la Santé Publique,
- les politiques publiques de santé, d'environnement, d'agriculture,
- l'agriculture et les produits alimentaires,
- le commerce alimentaire et les échanges internationaux,
- le statut de fermage (relation bailleur-preneur).

Les décisions économiques devant, dans ce domaine, anticiper les événements de 10 à 20 ans, il est facile de comprendre les difficultés auxquelles les décisionnaires sont confrontés dès qu'il s'agit de choisir un investissement, accorder une garantie, définir des responsabilités...

Le cadre juridique et réglementaire fixé au plan national, délimite les relations entre tous les acteurs de la filière d'épandage des boues d'épuration. Ceux-ci se retrouvent régulièrement dans le Comité National des Boues (CNB) pour tenter de coordonner les actions de façon constructive. Mais, de plus en plus, les relations à caractère commercial passent par des engagements contractuels et des démarches volontaires comme l'assurance qualité ou le management de l'environnement...

3.2 UN BILAN ECONOMIQUE FAVORABLE A L'EPANDAGE

La mise en œuvre de l'épandage des boues d'épuration génère trois types de coûts :

- des coûts liés aux investissements : ils peuvent varier fortement selon la complexité de la chaîne de traitement des boues,
- des coûts de transport et d'épandage,
- des coûts d'analyse des boues et des sols, d'études préalables, de suivi et d'évaluation, de communication.

Le tableau 18 présente un audit comparatif des filières de gestion des boues. Un scénario de référence a été retenu et les coûts additionnels et les coûts évités ont été mesurés selon les modes de gestion. Les résultats sont présentés en indice, l'indice 100 étant affecté au mode le moins coûteux.

<i>Systemes homogènes Capacité 3 000 équivalent habitant</i>	<i>Systemes homogènes Capacité 50 000 équivalent habitant</i>	<i>Systemes homogènes Capacité 300 000 équivalent habitant</i>
Epandage boues liquides (BL) Indice 100	Epandage boues pâteuses non chaulées Indice 100	Epandage boues solides Indice 100
Transfert BL pour co-incinération Indice 220	Epandage boues pâteuses chaulées Indice 140	Epandage boues compostées Indice 155
Transfert BL pour mise en décharge Indice 255	Co-incinération de boues pâteuse Indice 170	Co-incinération boues séchées Indice 155
	Mise en décharge Indice 230	Incineration spécifique Indice 160
		Epandage de boues sèches Indice 185

Tableau 18 : Audit comparatif des filières de gestion des boues

Source : Etude Andersen/ADEME

On constate que l'épandage est toujours le mode de gestion le moins cher et que les alternatives sont seulement accessibles aux stations de grande taille.

3.3 QUI DOIT SUPPORTER LE COUT DE L'ELIMINATION DES BOUES ?

Il n'existe que deux modes de financement possibles :

- par l'utilisateur à qui la collectivité locale facture le service dans la part « assainissement » des factures de consommation d'eau. C'est le mode de financement actuel.
- par l'agriculteur qui pourrait acheter les boues qu'il épand au même titre qu'un engrais. Mais, déterminer la valeur économique des boues est difficile. L'agriculteur pourra faire remarquer que seuls les éléments réellement utiles doivent être pris en compte, ce qui dépend de nombreux facteurs.

Suivant les modes de calcul, on estime la valeur économique des boues de l'ordre de 150 à 250 F la tonne de matières sèches. Cela représente moins de 10% des coûts de production et n'a pas d'effet significatif sur l'abaissement du coût du service facturé à l'utilisateur consommateur d'eau.

4- PERSPECTIVES

En France actuellement, l'épandage des boues d'épuration concerne uniquement l'agriculture (grandes cultures, prairies et cultures pérennes). En restant dans un cadre d'épandage contrôlé et réglementé, des possibilités de valorisation agronomique existent potentiellement :

- utilisation des boues en reconstitution de sol et végétalisation
- utilisation de boues en sylviculture sur taillis à courte ou très courte rotation

Il peut y avoir aussi la fabrication et la commercialisation de matières fertilisantes à partir des boues d'épuration. Cependant, ces différentes voies ne pourront éliminer au mieux que 15 à 20% des boues éliminées en recyclage agricole.

Si une position stricte de retrait des boues d'épuration pour la valorisation agricole est prise, il y aura un effet pervers. Il s'agit des conséquences qu'une telle évolution pourrait avoir sur les autres filières de fertilisation des sols. En effet, les quantités d'ETM apportées par les sous produits d'épuration urbains restent limitées si l'on compare aux teneurs présentes naturellement dans les sols ou à celles apportées par d'autres types d'amendements ou sources anthropiques. A l'avenir tout type de fertilisation pourrait être remis en cause, ce qui ne manquerait pas de poser des problèmes certains aux agriculteurs.

De plus, d'autres problèmes d'ordre économiques pourraient survenir

Il convient donc d'être attentif à la demande de renforcement de l'encadrement de la filière recyclage agricole des boues et pour son intérêt de développer la recherche et le contrôle de son activité, afin d'assurer sa pérennité.

2^{ème} PARTIE
ETUDE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I

METHODOLOGIE DE MISE EN PLACE DES ESSAIS

1-OBJECTIFS

La dynamique des ETM dans le système sol-plante a fait l'objet de nombreux essais en laboratoire, mais dans des conditions souvent éloignées des réalités du terrain. C'est pourquoi, la mise en place d'une expérimentation de plein champ sur quatre ans par deux des principaux acteurs du monde agro-industriel sucrier et céréalier en lien avec la SEDE, a pour objectif de caractériser la dynamique des ETM en conditions réelles de production. Cette étude permettra d'acquérir des références dans le cadre d'une rotation intégrant des betteraves puis du blé.

L'objectif préliminaire de ces essais consiste à obtenir des betteraves et du blé représentatifs de ceux entrant en usine. L'équilibre de fertilisation (N, P, K) a donc été assuré sur chaque parcelle en fonction des hypothèses de valeur fertilisante des boues

L'objectif principal est de pouvoir mesurer d'éventuelles différences de qualité et de teneurs en ETM des betteraves et du blé et de pouvoir les affecter le cas échéant aux apports de boues sur les parcelles.

L'étude s'est limitée à la dynamique des ETM, à la mesure des paramètres agronomiques et de qualité technologique. Cependant, tous les échantillons ont été conservés afin de pouvoir réaliser des analyses complémentaires.

2- MATERIEL ET METHODES

2.1 CHOIX DES SITES D'ESSAI

Deux sites d'essai ont été retenus, dans deux régions bien distinctes par leurs caractéristiques pédologiques et climatiques. Ils ont été choisis de manière à être représentatifs de la zone d'approvisionnement des deux industriels :

- un site d'essai implanté sur sol développé sur craie à Bouy dans le département de la Marne
pH = 8.5 calcaire total : 704 g/kg
rapport C/N : 9.4 m.o : 30.5 g/kg
- un site d'essai implanté sur sol limono-argileux à Barneau, dans le département de la Marne.
pH = 7.2 calcaire total : 1g/kg
rapport C/N : 10 m.o : 17.7g/kg

Les teneurs en ETM des deux sols (parcelles élémentaires) sont connues. La comparaison des deux sites d'essai est présentée à la figure 5 ci-dessous. Les teneurs en Cd et Hg ont été multipliées par 100 pour leur représentation graphique.

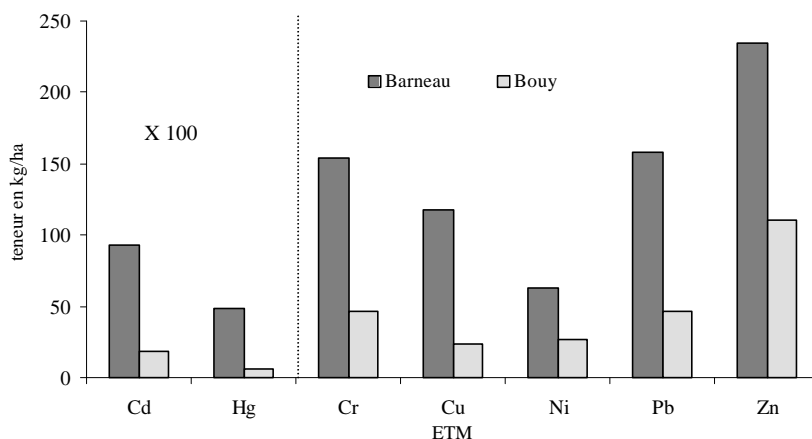


Figure 5 : Comparaison des teneurs en ETM totaux sur chaque site(moyenne des 12 parcelles élémentaires)

La variation du fond pédo-géochimique explique en grande partie ces différences. Les teneurs en ETM sont nettement plus élevées, de façon naturelle et sans intervention humaine dans les sols limono-argileux du Bassin Parisien (Barneau). La seule exception notable concerne la teneur élevée en Cd dans la parcelle de Bouy. Les sols de champagne, bien que naturellement riches en Cd, donnent habituellement des teneurs comprises entre 0.4 à 0.6 mg/kg de MS.

De nombreux critères sont intervenus dans le choix des sites :

- historique connu des pratiques culturales sur les parcelles,
- absence d'épandage de matière organique depuis au minimum 10 ans,
- homogénéité des sols,
- habitude de la pratique expérimentale des agriculteurs.

2.2 PROTOCOLE D'ESSAI

Le dispositif expérimental des deux sites d'essai est un dispositif bloc composé de trois objets répétés 4 fois. Ces objets sont des parcelles élémentaires qui reçoivent trois traitements différents :

Chaque site ou parcelle d'essai compte 12 parcelles élémentaires d'une longueur de 40 m et d'une largeur de 9 m. Le protocole a été adapté à l'épandage de boues de station d'épuration. En effet, le matériel le plus courant épand sur une largeur maximale de 18 m. Pour éviter tout risque de pollution des parcelles témoins, des allées d'une largeur de 10.80 m, correspondant à 24 rangs de betteraves ont été créées entre chaque parcelle élémentaire.

Avant la mise en place des essais et afin de vérifier l'homogénéité des parcelles d'essai, deux types de prélèvements ont été effectués :

- pour chaque site, les teneurs en ETM et les valeurs des paramètres agronomiques des sols ont été mesurés. Les analyses sont réalisées sur des échantillons moyens sur les trois horizons (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm). Chaque échantillon moyen est constitué de la manière suivante : 10 prélèvements de terre sont effectués à l'aide d'un Quad équipé d'une gouge droite de 1 m pour Bouy ou manuellement à l'aide d'une tarière (Barneau). Ces 10 prélèvements sont réalisés dans chaque diagonale de la parcelle d'essai afin de réaliser un échantillon moyen représentatif de la parcelle. Les carottes de terre sont récupérées par tranches de 30 cm, après avoir pris soin d'éviter la pollution par les autres horizons lors de la remontée de la tarière.

- la valeur agronomique et les teneurs en ETM des sols pour chaque parcelle élémentaire sur chaque site ont été mesurées. Un échantillon moyen est constitué à partir de 10 prélèvements effectués sur l'horizon labouré dans les deux diagonales. Ces 10 échantillons sont ensuite homogénéisés pour constituer un échantillon moyen de la parcelle élémentaire. Cet échantillon est alors conditionné dans un sac inerte identifié et déposé pour analyse.

Pour chaque site sont réalisées :

- l'analyse des paramètres agronomiques et des teneurs en ETM des sols avant et après épandage ainsi qu'après récolte.
- l'analyse des paramètres agronomiques et des teneurs en ETM des betteraves (au niveau des feuilles, des racines) et du blé (au niveau des grains et des pailles).

Afin de pouvoir retrouver avec exactitude chaque parcelle élémentaire, les deux sites ont fait l'objet d'un relevé par un GPS différentiel. D'une précision de 20 cm, ce système permet de repérer avec précision le contour du site et des parcelles. Ainsi, les dispositifs mis en place la première année (1997) peuvent être réutilisés sans risque d'erreur pour l'essai sur céréales en 1999, sur betteraves en 2000, sur blé en 2001.

Le calendrier de l'expérimentation est présenté en annexe 16

2.3 PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE MIS EN PLACE A LA RECOLTE

Pour les betteraves, les parcelles d'essai ont été récoltées en septembre 1998 à l'aide de la machine utilisée habituellement qui effeuille et arrache les betteraves rang par rang, les lave puis les râpe. Pour les feuilles, les prélèvements ont été effectués manuellement.

Pour le blé, les échantillons d'épis et de pailles ont été prélevés et préparés manuellement pour la battage dans une batteuse électrique chez Soufflet Agriculture à Nogent sur Seine.

2.3.1 Les prélèvements de racines et feuilles de betteraves

Pour l'analyse des ETM dans les racines, un sous-échantillonnage de 15 betteraves par rayon a été réalisé. Des échantillons de 100 feuilles ont été prélevés. Il s'agit de feuilles bien développées, dépourvues de terre, prélevées sur 6 rangs toutes les 4 betteraves. Toutes les feuilles ont été prélevées par la même personnes afin de limiter les variations dues au prélèvement. 12 échantillons de 100 feuilles ont été contrôlés par site d'essai. La détermination des mobilisations en ETM par ha par les feuilles a été effectuée à partir des données de rendement mesurées avec 50 bouquets foliaires. Les teneurs en ETM ont été mesurées sur des feuilles dont le stade phénologique n'est pas forcément représentatif du bouquet foliaire.

2.3.2 Les prélèvements de blé

Pour chaque parcelle élémentaire, 10 bouquets de 10 épis ont été récoltés. Les épis ont été coupés à la base et séparés de la paille pour récolter les grains d'un seul tenant. Il y avait environ 6 kg de grains par parcelle élémentaire. A la récolte, il faut veiller à ce que la paille reste sur les parcelles élémentaires afin que les éléments qu'elle a fixés durant sa croissance soient restitués à chaque parcelle.

2.4 PRECAUTIONS METHODOLOGIQUES

En prévision des récoltes des essais, la question de l'éventuelle contamination des échantillons en ETM a été soulevée. Les interrogations se portent sur le lavage et la râpage des betteraves ainsi que sur la mouture des grains de blé. En effet, la râpe et la meule sont constituées de métaux dont il a été difficile de retrouver la composition. Pour éviter tout risque de contamination, les betteraves seront préparées au laboratoire INRA avec des outils non contaminants et les analyses d'ETM se feront sur les grains entiers.

3- BOUES UTILISEES

3.1 TYPE DE BOUES

Le choix des sites d'essai et la volonté de pouvoir comparer les résultats obtenus dans les deux types de sol, ont orienté le choix des boues. En effet, s'il est justifié d'un point de vue agronomique, d'épandre des boues chaulées sur les sols du Bassin Parisien, cette pratique n'a aucun intérêt en Champagne crayeuse car le sol est déjà fortement calcaire, bien que cela ne pose aucun problème d'un point de vue agronomique.

C'est pourquoi l'expérimentation a été réalisée avec des boues d'aération prolongée, digérées et déshydratées sur filtre-pressé mais non chaulées (pH des sols supérieurs à 7 sur les deux sites).

Les boues épandues sont issues de la station d'épuration Seine-Amont, située à Valenton (94). Ce type de boues est caractéristique des boues épandues dans la moitié nord de la France.

3.2 ANALYSE DES BOUES

Pour chaque site d'essai, 75 tonnes de boues ont été livrées les jours précédants la mise en place des essais. Les boues utilisées pour l'essai ont été produites le même jour. Elle ont ainsi connu une évolution similaire lors de la phase de stockage pour les deux sites d'essai.

Pour chaque site d'essai, un échantillon moyen des boues livrées a été constitué. 12 prélèvements ont ainsi été réalisés à la tarière à main « au c ~~our~~ » du tas et de façon aléatoire. Ils sont regroupés dans un seau propre et homogénéisés. L'échantillon moyen constitué est conditionné dans un bidon inerte et identifié et déposé pour analyse .

Pour les deux échantillons, les paramètres agronomiques et les teneurs en ETM ont été analysés. Les prélèvements de sol et de boues ont été effectués le jour même de la mise en place de l'essai. Lors de l'analyse, les échantillons ont été divisés. Un double a été lyophilisé et conservé pour une éventuelle analyse complémentaire. Les résultats des analyses sont présentés en annexe 17. Le tableau 19 page-suivante compare les boues des essais à la moyenne française et aux teneurs limites de l'arrêté du 08/01/1998.

En mg/kg de MS	Boues urbaines françaises (1)	Boues urbaines (essais)	Teneurs limites Arrêté du 8 janvier 1998
Cd	5.3	5.5	20
Cr	80	68.3	1000
Cu	334	578.7	1000
Hg	2.7	4	10
Ni	39	38.6	200
Pb	133	578.8	800
Zn	321	1185	3000

Tableau 19: Teneurs en ETM des boues utilisées pour les essais
(1) source : Wiart et Verdier

3.3 DOSES APPORTEES

Les trois objets de l'expérimentation reçoivent des doses de boues différentes. Les plan expérimentaux des sites d'essai sont présentés en annexe 18.

Les doses ont été choisies de la manière suivante :

- témoin : pas d'apport de boues afin de pouvoir comparer avec les résultats des autres parcelles ayant reçu des boues
- dose 1 : 20 tonnes. Cette quantité correspond à la dose classiquement utilisée dans le cadre réglementaire (6 t de MS par ha).
- dose 3 : 60 tonnes. On cherche à assurer les besoins azotés de la culture uniquement par un apport organique.

Un premier épandage à ces doses est effectué le 23/10/1997. Le second a lieu le 22/11/1999

La dose 3 apportée lors des 2 épandages est supérieure à ce qui peut être épandu en 10 ans par ha (30 t MS par ha).

L'expérimentation est aussi hors du cadre réglementaire au niveau des flux d'ETM par ha en 10 ans. Les doses totales apportées sur chaque parcelle sont homogènes, ce qui permet de fixer le facteur apport de boues.

Les doses à épandre étaient respectivement de 20 et 60 tonnes. Pour mesurer les quantités effectivement épandues, des carrés de moquette ont été placés à l'entrée et à la sortie de chaque parcelle élémentaire perpendiculairement à l'épandage. Le matériel utilisé pour l'épandage des boues sur les deux sites est un épandeur à hérisson carénés avec 4 plateaux. C'est le matériel le plus fréquemment utilisé pour l'épandage des sous-produits pâteux, notamment des boues de station d'épuration.

L'épandeur a été étalonné (vitesse de rotation des plateaux, d'avancement du tracteur et recoupement) sur place pour obtenir un épandage régulier et homogène, avec un écartement de 7 m entre deux passages pour apporter 20 tonnes de boues par ha en un aller-retour avec un écartement de 7 m entre les passages. La dose triple soit 60 tonnes par ha a été obtenue par trois passages aller-retour successifs de l'épandeur.

Entre les objets D1 et D3 des différentes répétitions, les variations de doses sont limitées et les répartitions transversales et longitudinales plutôt bonnes. Les figures 3 et 4 présentent la moyenne des résultats par objet et par site dans l'annexe 19.

A Barneau, les doses moyennes épandues sont de 17.7 tonnes par ha pour D1 et de 62.8 tonnes par ha pour D3, avec une bonne régularité.

A Bouy, les doses sont respectivement de 17.9 tonnes par ha pour D1 et de 61.2 tonnes par ha pour D3.

Une fois les épandages terminés, les boues ont été enfouies par un travail superficiel du sol.

4-DONNEES ANALYTIQUES

4.1 RAPPELS

La teneur extraite d'un élément correspond à la quantité extraite de cet élément à partir d'un agent extracteur partiel. Cette extraction partielle ou sélective des ETM a pour but d'approcher leur disponibilité vis à vis des végétaux. Les extractants sélectifs sont choisis pour leur aptitude à stabiliser une fraction de l'élément total corrélée avec la quantité prélevée par une plante test. Cependant, il n'y a pas identité entre l'élément extrait par le réactif et l'élément prélevé par la plante. L'extractant peut solubiliser des ions qui ne sont pas prélevés par la plante.

La quantité d'ETM assimilée par la plante est mesurée directement par la quantité d'ETM totale dans la plante.

4.2 VALEURS LIMITES DE DETECTION

Une valeur limite de détection est la teneur minimale mesurée à partir de laquelle il est possible de déduire la présence d'ETM avec une certitude statistique raisonnable. D'après l'INRA, elle est égale à trois fois l'écart-type des blancs mesurés.

Les valeurs limites de détection des ETM dans les sols sont données dans le tableau 20 ci dessous.

Eléments	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Valeurs limites de détection	0.02	2	2	0.02	2	2	2
Valeurs limites de l'arrêté du 08/01/1998	2	150	100	1	50	100	300

Tableau 20 : Valeurs limites actuelles de détection des ETM dans les sols (mg/kg MS)
source : INRA

Les valeurs limites de détection des ETM dans les végétaux sont présentées dans le tableau 21 ci-dessous.

Eléments	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Valeurs limites de détection	0.01-0.02	0.5	0.5	0.02	1	0.1	0.5-1
Valeurs proposées par le CSHPF	0.115			0.035		0.5	

Tableau 21 : Valeurs limites actuelles de détection des ETM dans les végétaux (mg/kg MS)
source : INRA

Les valeurs limites de détection dépendent aussi de la teneur en ETM à mesurer : plus celle-ci est faible, moins la précision sera grande. Une valeur limite de détection dépend en réalité beaucoup des conditions de travail et des précautions de manipulation.

Par ailleurs, il faut distinguer la limite de détection de la limite de quantification (ou limite de dosage). En effet, cette dernière correspond à la teneur maximale mesurable et non détectable. D'après l'INRA, elle est égale à 10 fois la limite de détection. Les teneurs en ETM ne sont fiables que si elles sont supérieures ou égales à cette valeur.

5-BIAIS EXPERIMENTAUX POSSIBLES

5.1 BIAIS D'ECHANTILLONNAGE

Dans le cadre d'expérimentations de plein champ, les différences entre les mesure (d'un même lot ou non) peuvent provenir :

- de la contamination d'une parcelle témoin par une autre parcelle qui a reçu des boues.
- de la parcelle elle-même : il est nécessaire de faire au moins trois répétitions afin de réduire le biais induit par l'hétérogénéité transversale d'un sol
- du nombre d'années après lesquelles la parcelle a reçu des boues et à quelles doses.
- de la proximité d'une source anthropique d'ETM.
- des différences de dosage des produits organiques et minéraux, et de la dose à laquelle ils ont été mis.
- d'une contamination par du matériel métallique ou peint.
- du type de sol et de la profondeur de prélèvement pour les analyses de sol.
- des conditions météorologiques de l'année.
- des travaux agricoles effectués au cours de l'année.
- de la méthode d'échantillonnage du produit organique épandu, du sol et des végétaux au même endroit et au même moment ; Pour le blé et les petits végétaux, faire un échantillon moyen des plantes récoltées sur une surface donnée.

5.2 BIAIS ANALYTIQUES

Les analyses des échantillons de sol, de boues, de betteraves et de blé sont faites par les laboratoires de l'INRA d'Arras (sols, boues) et Bordeaux (végétaux). Leurs méthodes sont validées et les précautions concernant la préparation des échantillons sont optimisées. Les biais analytiques ne se limitent qu'à un coefficient de variation inhérent à toute analyse.

6-RESULTATS DE LA 1^{ère} ANNEE D'EXPERIMENTATION

Ces résultats ont fait l'objet d'une validation par le comité de pilotage de l'étude. Seuls les principaux résultats et les principales conclusions seront présentés dans cette partie.

6.1 PRINCIPAUX RESULTATS

6.1.1 Résultats agronomiques

	Poids Racine (t/ha)		Richesse %	
Témoin	64.1	68.9	18	18
20 t/ha	65.2	69.1	17.4	18.1
60 t/ha	64.1	69.3	16.7	17.6
CV	3 %	4.3 %	0.9 %	0.6 %
Différence	NS	NS	S	NS

NS = Non significatif

S = Significatif

Tableau 22 : Rendements racines et richesse des betteraves
Seine et Marne (14/09/98), Marne (12/10/98)

6.1.2 Teneurs en ETM

		Hg	Cr	Ni	Cd	Pb	Cu	Zn
Feuilles	Té	<	<	<	0.18 (0.10)	1.09 (0.91)	9.79 (7.34)	34 (22)
	20 t	<	<	<	0.14 (0.08)	1.27 (1.01)	10.08 (7.31)	35 (28)
	60 t	<	<	<	0.14 (0.07)	1.07 (0.76)	10.75 (8.61)	40 (34)
Racines	Té	<	<	<	0.13 (0.04)	0.57 (0.33)	4.69 (2.30)	18.9 (7.6)
	20 t	<	<	<	0.12 (0.04)	0.35 (0.37)	4.26 (3.73)	16.2 (14.7)
	60 t	<	<	<	0.13 (0.04)	0.59 (0.30)	4.63 (3.14)	22.8 (14.4)
Terre adhérente	Té	<	<	<	0.24 (0.82)	41.4 (19.2)	36.7 (13.7)	90 (73)
	20 t	<	<	<	0.26 (0.83)	39.4 (20.2)	36.6 (14.7)	86 (78)
	60 t	<	<	<	0.25 (0.78)	41.6 (21.8)	39.9 (16.3)	87 (77)

Tableau 23 : Teneurs en ETM dans les feuilles, les racines et la terre adhérente
Seine et Marne, (Marne)

6.2 PRINCIPALES CONCLUSIONS

L'intérêt agronomique des boues en azote et phosphore est confirmé par l'expérimentation.

La problématique des ETM n'est pas uniquement liée aux apports de boues de stations d'épuration. Elle dépend également du type de sol et de la nature des apports (engrais chimiques, organiques ou apports atmosphériques).

Les teneurs en ETM des betteraves sont plus dépendantes du type de sol que de la nature des apports. On remarque que la plus faible mobilité des ETM en terre de craie qu'en terre de limon (pH élevé, blocage de la matière organique par le calcaire) entraîne des teneurs en ETM des betteraves plus faibles en terre de craie qu'en terre de limon.

Les mobilisations en ETM par les betteraves restent très faibles en regard des apports. Ceci montre que l'épandage de boues à doses raisonnables assure la qualité sanitaire de l'aliment.

La qualité de l'aliment n'est pas remise en cause par l'épandage de boues résiduelles urbaines. Le Cu et Zn sont un peu plus mobilisés par les betteraves suite à un apport de boues. Mais ceci ne semble pas poser de problème en terme de santé humaine.

Le seul suivi des ETM totaux du sol ne permet pas de conclure sur l'historique des épandages. Cependant est posée la question de devenir des ETM dans le sol ayant reçu des boues.

CHAPITRE II

RÉSULTATS DE LA DEUXIEME ANNEE ET DISCUSSION

1- RENDEMENTS EN GRAINS (g/ha)

L'ensemble des résultats parcellaires a été obtenu à partir des prélèvements effectués, soit environ 6 kg de grains par parcelle élémentaire. Les rendements par parcelle ont été calculés en faisant la moyenne de trois poids de blé récolté et des trois humidités. Les rendements ont été rapportés à une humidité de référence de 15 % par la formule suivante :

$$\text{Poids mesuré} \times \frac{(100 - \text{humidité mesurée})}{(100 - \text{humidité de référence})}$$

Les résultats des rendements moyens calculés sont résumés dans le tableau 24.

Objet	Barneau	Bouy
Témoin	109.5	95.2
Dose 1	110.8	94.5
Dose 3	108	97.5

Tableau 24 : Rendements moyens en blé calculés pour les deux sites d'essai

L'analyse statistique des résultats a été réalisée par des analyses de variance fournies en annexe 20. L'interprétation de ces analyses confirme les résultats présentés dans le tableau 25.

site	Coefficient de variation	Effet traitement	Effet bloc
Barneau	1.8 %	NS	NS
Bouy	3.5 %	NS	NS

Tableau 25 : Résumé des résultats des analyses de variance réalisées sur les données des deux sites expérimentaux

Les coefficients de variation des résultats sur les deux sites sont faibles (< 5%), ce qui permet d'interpréter les résultats des analyses de variance. Il n'apparaît pas de différence de rendements en blé entre les différents objets des essais ni entre les blocs.

2- AUTRES FACTEURS AGRONOMIQUES

Les analyses de variance des facteurs agronomiques sont présentées en annexes 21 et 22.

2.1 TENEUR EN AZOTE ET TAUX DE PROTEINES

	Teneur en azote (g/kg MS)		Taux de protéines	
	Barneau	Bouy	Barneau	Bouy
Témoin	18.7	18.8	11.7	11.6
Dose 1	20.4	18.7	13.1	12.4
Dose 3	20.9	18.9	13.2	11.9
statistique	HS	NS	S	NS

Tableau 26 : Teneur en azote et taux de protéines sur les deux sites d'essai (g/kg MS)

Pour Bouy, l'interprétation statistique des résultats montre qu'il n'y a pas de différence significative entre les objets testés : la teneur en azote et le taux de protéines sont identiques quels que soient les traitements.

Pour Barneau, il y a une différence statistique significative entre les traitements. La teneur en azote et le taux de protéines des grains des parcelles témoins sont moins élevés que ceux des autres parcelles. Il faudra être prudent sur l'interprétation des mobilisations en ETM.

La dose 1 (agronomique) permet d'obtenir la teneur en protéines la plus élevée sur les deux sites d'essai. On constate donc que l'apport de boues a un effet positif sur la teneur en protéines du blé. Cette teneur est un des facteurs de qualité déterminant le prix d'achat du blé et son utilisation ultérieure.

2.2 MOBILISATIONS EN N, P, K et Mg (kg/ha)

Site	azote		potassium		phosphore		magnésie	
	Barneau	Bouy	Barneau	Bouy	Barneau	Bouy	Barneau	Bouy
	174	152	44	33	152	23	7.9	7.2
Dose 1	192	151	45	32	151	23	8.3	7.4
Dose 3	193	157	44	34	157	25	8.3	7.7
Statistique	HS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Tableau 27 : Exportations en azote, potassium, phosphore et magnésie par le blé (kg/ha)

A Barneau, la quantité d'azote exportée est significativement différente entre les trois traitements. Plus d'azote est exporté par le blé lorsque l'on réalise un épandage de boues. Les mobilisations en phosphore sont équivalentes quels que soient les traitements. Les quantités de potasse et de magnésie apportées par les boues lors de l'épandage sont négligeables. Il n'y a pas de différence statistique quel que soit le traitement.

2.3 CONCLUSION

L'objectif agronomique de cet essai d'obtenir des blés représentatifs de ceux entrant en meunerie est atteint. Les mobilisations en éléments fertilisants sont identiques quels que soient les traitements. L'équilibre des fertilisations est maîtrisé. En s'assurant des méthodes de préparation des échantillons, les éventuelles différences mesurées sur les ETM pourront être attribuées aux différents apports sur les parcelles.

3-TENEURS EN ETM DANS LES GRAINS ET PAILLES DE BLE

Les tableaux 28 et 29 présentent respectivement les teneurs en ETM dans les grains et les pailles de blé récoltés à Barneau et à Bouy, comparées à des teneurs moyennes issues de la compilation de données issues de la littérature (Annexe 8 bis). Les annexes 23 et 24 présentent les analyses de variance réalisées sur les teneurs des pailles et des grains à Barneau et à Bouy.

Le coefficient de variation d'un essai classique est comparé au seuil de 12 % (Lecompt, 1965). Au delà de ce pourcentage, la précision de l'essai est insuffisante. C'est cette valeur qui est retenue, mais étant donné les faibles valeurs mesurées sur les ETM, le coefficient de variation seuil aurait certainement une valeur plus élevée.

	Cd		Cr		Cu		Hg		Ni		Pb		Zn	
	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO
moyenne	0.045		0.03		7		0.008		0.38		0.05		45.6	
témoin	0.049	0.023	0.117	0.094	4.02	2.96	4.2 ¹⁰⁻⁴	6.4 ¹⁰⁻⁴	0.35	0.16	<	<	22.9	17.5
Dose 1	0.046	0.021	0.122	0.105	4.19	3.43	7.4 ¹⁰⁻⁴	7 ¹⁰⁻⁴	0.38	0.14	<	<	23.9	19.6
Dose 3	0.048	0.016	0.117	0.115	4.14	3.40	5 ¹⁰⁻⁴	4 ¹⁰⁻⁴	0.29	0.14	<	<	25.1	21.2
stat	NS	NS	NS	NS	NS	HS	NS	NS	S	NS	-	-	NS	S

< inférieur au seuil de détection

Tableau 28 : Teneurs en ETM à Barneau et à Bouy dans les grains en mg/kg MS

	Cd		Cr		Cu		Hg		Ni		Pb		Zn	
	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO	BAR	BO
moyenne	0.25		0.63		3.43		0.061		0.8		1.43		13.3	
témoin	0.086	0.061	1.51	1.11	1.90	2.38	-	-	1.64	1.22	0.78	0.38	12.1	10.4
Dose 1	0.118	0.071	1.31	1.14	2.08	3.35	-	-	1.33	1.42	0.45	0.53	10.5	13.4
Dose 3	0.077	0.053	0.94	1.13	2.23	2.92	-	-	1.12	1.61	0.53	0.50	10.6	24.2
stat	NS	NS	NS	NS	NS	S	-	--	NS	NS	NS	NS	NS	NS

- non mesuré

Tableau 29 : Teneurs en ETM dans les pailles à Barneau et à Bouy en mg/kg MS

Le tableau 30, ci-dessous, présente les teneurs limites en ETM dans les céréales proposées par le CSHPF.

Eléments	Cd	Hg	Pb
Teneurs limites (mg/kg MS)	0.12	0.037	0.62

Tableau 30 : Teneurs limites en ETM proposées par le CSHPF pour les céréales et leurs dérivés

Pour les grains, on constate que les teneurs mesurées en Cd, Cu, Hg, Pb et Zn sont inférieures aux valeurs moyennes retrouvées dans la littérature quelque soit le traitement. Pour Cr et Ni, les teneurs mesurées sont plus élevées. Dans les pailles, les teneurs mesurées en Cd, Cu, Pb et Zn sont inférieures aux valeurs de la littérature. Là encore, les teneurs en Cr et Ni sont plus élevées.

Il faut remarquer que d'une manière générale, les coefficients de variation sont très élevés pour la teneurs en ETM dans les pailles (entre 10 et 60 %). Les interprétations statistiques sont donc à relativiser.

3.1 Cd

Les teneurs en Cd sont plus élevées dans les pailles que dans les grains. Pour les deux sites, il n'y a pas de différence significative entre les traitements dans les grains et les pailles. Les teneurs obtenues pour le témoin, D1 et D3 sont très proches. Il n'y a pas d'effet dû à l'apport des boues.

Les teneurs en Cd dans les grains sont trois fois supérieures à Barneau par rapport à Bouy. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'il y avait plus de Cd biodisponible à Barneau à cause de sa forme ou de sa teneur totale. Les teneurs en Cd dans les sols sont plus élevées à Barneau qu'à Bouy. Mais ce résultat peut aussi s'expliquer par les caractères physico-chimiques du sol de Barneau : pH plus faible, très peu de calcaire, moins de matière organique. Le calcaire rend moins biodisponibles les ETM pour les récoltes à Bouy.

Les teneurs en Cd retrouvées dans les pailles et les grains sont inférieures aux recommandations du CSHPF, même après un épandage de boues. Les teneurs dans les pailles sont proches des recommandations, mais les pailles ne seront utilisées que pour la litière des animaux ou rendues au champ.

3.2 Cr

La teneur en Cr est plus élevée dans les pailles que dans les grains. Pour les deux sites, il n'y a pas de différence significative entre les traitements. Pour les grains, les teneurs entre le témoin, D1 et D3 sont peu différentes. Par contre, on constate que la teneur en Cr dans les pailles de la parcelle témoin est supérieure à celles des pailles de D1 et D3.

La teneur en Cr dans les grains et les pailles est plus élevée à Barneau qu'à Bouy. L'explication est similaire à celle qui a été faite pour Cd précédemment.

3.3 Cu

La teneur en Cu est plus élevée dans les grains que dans les pailles. A Barneau, il n'y a pas d'effet apport de boues sur les teneurs en ETM des grains et des pailles. Par contre, à Bouy il y un effet significatif entre les traitements,

donc on peut envisager un effet apport de boues sur les teneurs en ETM la quantité de Cu apportée au sol se traduit d'autant plus facilement par une absorption supplémentaire par les plantes que le sol était pauvre en cet élément. Les teneurs obtenues dans les grains et les pailles pour D1 et D3 sont supérieures à celles du témoin.

A traitement comparable, les teneurs dans les grains sont plus élevées à Barneau qu'à Bouy, mais c'est le contraire pour les pailles. Les ETM ne se sont pas répartis de la même manière dans les récoltes des deux sites.

3.4 Hg

Les teneurs dans les pailles n'ont pu être mesurées car dans le protocole, les pailles étaient portées à une température supérieure à la température de volatilisation du Hg. Les teneurs en Hg dans les grains ne sont pas différentes significativement entre les trois traitements. Un effet boues ne peut donc être mis en avant.

Il n'y a pas de différence de teneurs dans les grains entre Barneau et Bouy. La teneur en Hg dans le sol est plus élevée à Barneau qu'à Bouy. Les facteurs teneur totale en Hg et type de sol ne semblent donc pas intervenir pour le Hg.

Les teneurs en Hg retrouvées dans les grains sont très inférieures aux valeurs limites proposées par le CSHPF quelque soit le traitement. L'épandage des boues à doses agronomiques n'a donc pas d'impact sur la qualité sanitaire des grains de blé.

3.5 Ni

A Bouy, il n'y a pas de différence significative entre les traitements pour les grains et les pailles. Cependant, les teneurs moyennes augmentent avec l'apport croissant de boues. A Barneau, il y a une différence significative des teneurs dans les grains entre les traitements qui ne peut être reliée à l'apport croissant de boues. Pour les pailles, il n'y a pas d'effet significatif entre les traitements, mais la teneur en Ni est plus élevée dans le témoin que dans les traitements D1 et D3. Les teneurs en Ni sont plus élevées à Barneau qu'à Bouy. Il y a deux fois plus de Ni dans les sols à Barneau qu'à Bouy. C'est identique à ce que l'on a vu précédemment.

3.6 Pb

Quelque soit le traitement, les teneurs en Pb dans les grains sont inférieures au seuil de détection analytique. Pour les teneurs des pailles, il n'y a pas de différence significative entre les traitements. On ne peut pas mettre en évidence un effet de l'apport de boues.

La teneur en ETM dans les pailles (sauf pour le témoin à Barneau) sont inférieures aux propositions du CSHPF. Ces pailles ne sont pas destinées à l'alimentation humaine ou animale.

3.7 Zn

Les teneurs retrouvées dans les grains sont plus élevées que dans les pailles. A Barneau, il n'y a pas de différence significative entre les traitements pour les teneurs dans les grains et les pailles. Cependant, dans les grains, la teneur en Zn augmente avec l'apport de boues. A Bouy, il n'y a pas d'effet significatif de l'apport de boues sur les pailles mais les teneurs augmentent avec l'apport croissant de boues. Il y a un effet significatif de l'apport de boues sur la teneur en Zn des grains.

Les teneurs dans les grains sont plus élevées à Barneau qu'à Bouy, mais c'est l'inverse pour les pailles. La variabilité des teneurs est forte et il peut y avoir une hétérogénéité de la répartition en Zn dans les organes de la plante en fonction du type de sol. En effet, il y avait plus de Zn dans le sol à Barneau par rapport à Bouy.

3.8 TRANSFERTS D'ETM A L'ECHELLE DE LA PARCELLE

L'évaluation des rendements en grains et en pailles, combinée aux analyses des teneurs en ETM permettent de calculer les mobilisations d'ETM au niveau de chaque parcelle élémentaire pour chaque site.

Les tableaux des annexes 25 et 26 présentent les mobilisations en ETM réalisées par les betteraves et le blé au cours de l'expérimentation à Barneau et à Bouy.

Le tableau 31 page suivante présente les mobilisations moyennes en g/ha par les betteraves et le blé ainsi que le pourcentage qu'elles représentent par rapport à la teneur initiale du sol en ETM (fond géochimique + apport de boues).

	Elements	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Teneurs moyennes en ETM g/ha	Barneau	4.98 0.52 %	323.49 0.21 %	342.03 0.28 %	1.71 0.34 %	180.06 0.29 %	201.5 0.12 %	1167.5 0.49 %
	Bouy	3.29 0.14 %	63.45 0.11 %	190.52 0.58 %	2.37 2.84 %	63.39 0.19 %	50.36 0.09 %	822.5 0.57 %

Tableau 31 : Mobilisations moyennes en ETM par les betteraves et le blé à Barneau et à Bouy (g/ha)

Les mobilisations totales moyennes par les cultures de betteraves et de blé sont inférieures à 1% de la teneur totale en ETM initiale dans le sol après épandage des boues sauf pour Hg à Bouy où c'est de l'ordre de 3 %. A Barneau et à Bouy, les mobilisations d'ETM par le blé sont de l'ordre de 0.1 % de la teneur initiale du sol avec l'épandage de boues. Le tableau 32 ci-dessous, présente les quantités moyennes d'ETM transférées dans les grains de blé.

	Eléments	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Quantités exportées g/ha	Barneau	0.44	1.1	38.43	0.005	3.16	-	222.3
	Bouy	0.17	0.86	26.53	0.005	1.14	-	158.3

Tableau 32 : Quantités moyennes d'ETM (g/ha) transférées dans les grains de blé

On peut comparer ces quantités d'ETM au poids total de grains par ha. A Barneau et à Bouy les rendements moyens en grains étaient respectivement de 109.3 q/ha et de 95.6 q/ha.

A Barneau, pour Cd, Cr, Hg, Ni et Pb, on constate qu'il n'y a pas d'augmentation des mobilisations de ces ETM dans les grains et les pailles avec une augmentation de l'apport de boues. Pour les pailles, en ce qui concerne Cu et Zn, il n'y a pas d'augmentation avec une augmentation de la dose de boues épandue. Cependant, dans les grains il y a une augmentation des mobilisations de ces éléments.

A Bouy, on ne note pas d'augmentation des exportations de Cd et Hg dans les grains et les pailles, de Cu dans les pailles, de Ni dans les grains quelque soit l'apport de boues effectué. Il y a une augmentation des exportations de Zn et Cu dans les grains et les pailles, de Ni et Pb dans les pailles.

En conclusion, l'apport de boues à la culture de blé a provoqué un enrichissement notable en Cu et Zn dans les grains récoltés destinés à la consommation humaine. Cependant, l'apport de boues n'a pas d'effet sanitaire puisque Cu et Zn sont des oligo-éléments indispensables à la croissance.

4-EVOLUTION DES TENEURS EN ETM DES SOLS

Les annexes 27 et 28 donnent une représentation graphique de l'évolution des teneurs en ETM dans les sols des parcelles d'études des deux sites.

4.1 RESULTATS

La disparité entre les deux types de sol se retrouve. Il y a une différence significative entre les quatre teneurs en Cd du sol dans les parcelles témoins de Barneau. Pour les parcelles ayant reçu des boues, il n'y a pas de différence significative. A Bouy, il n'y a pas de différence significative entre les teneurs de 1997 à 1999. L'apport de boues sur les parcelles n'a pas modifié significativement, au seuil de 5%, les teneurs en Cd des sols.

Pour le chrome, il n'y a pas de différence significative entre les teneurs des sols de 1997 à 1999 à Barneau et à Bouy.

A Barneau, il n'y a pas d'évolution (différence significative) des teneurs en Cu pour les différentes parcelles. A Bouy pour les parcelles témoin et D1, il y a une différence significative entre les quatre teneurs de Cu mesurées. Mais, il faut noter que les valeurs initiales et finales sont équivalentes.

A Barneau, il y a une différence significative entre les teneurs des sols en Hg, des parcelles D1 et D3. A Bouy, il n'y a aucune évolution. La teneur finale en Hg des parcelles est légèrement supérieure à la teneur initiale.

De 1997 à 1999, il n'y a pas d'évolution significative des teneurs en Ni pour les parcelles de Barneau et Bouy.

A Barneau, depuis 1997, il n'y a pas d'évolution significative des teneurs en Pb dans les parcelles d'essai. A Bouy, seules les teneurs de la parcelle témoin (qui n'a pas reçue de boues) évoluent de manière significative.

A Barneau, il y a une évolution significative de la teneur en Zn pour les parcelles D1 et D3. A Bouy, il y a également une évolution significative pour D3. L'apport de boues (et des ETM qu'elles contiennent) peut avoir un effet sur l'élévation de la teneur en Zn du sol qui a reçu les boues.

4.2 DISCUSSION

Pour certains ETM, on constate donc une évolution significative des teneurs entre 1997 et 1999 pour des parcelles ayant reçu des boues mais également pour des parcelles témoins. On peut tenter d'expliquer ces résultats par la variabilité spatiale du transfert des métaux vers les plantes : variabilité spatiale des concentrations dans le sol et variation dans le prélèvement lui-même.

Les annexes 25 et 26 présentent le pourcentage d'accumulation des ETM entre 1997 et 1999. On constate une accumulation notable dans le sol, de Hg à Bouy de l'ordre de 43 % et de Cu de l'ordre de 22% par rapport à la teneur initiale du sol. Pour les autres ETM l'accumulation est comprise entre - 0.5 % et + 8 %. A Barneau, l'accumulation est comprise entre - 4 % et + 11 %.

L'apport de boues pourrait en voyant ces résultats, s'envisager à l'échelle de la parcelle, un type de sol étant plus propice à l'épandage de boues qu'un autre, par rapport à sa sensibilité aux ETM.

L'accumulation de Cu et Hg est indéniablement lié à l'apport de boues. Mais dans le sol à Bouy, les teneurs en Hg et Cu étaient faibles initialement, donc en pourcentage les teneurs des boues en Hg et Cu sont plus élevées.

Pour les autres ETM, à dose agronomique, on ne constate pas une accumulation importante suite à l'épandage des boues. Pourtant, cette accumulation existe et il se pose alors la question du devenir des ETM dans le sol à long terme après plusieurs épandages et de leur impact tant sanitaire qu'environnemental.

5-CONCLUSION

Il existe de grandes différences sur les résultats des teneurs en ETM entre les pailles et les grains, entre les deux sites. Les sols de Barneau et de Bouy sont différents au niveau de leurs caractéristiques pédologiques et physico-chimiques.

En ce qui concerne les teneurs en ETM dans les pailles et les grains :

- à Bouy, on constate des différences significatives des teneurs dans la paille et les grains entre les traitements pour Cu et des différences dans les grains pour Zn.
- à Barneau, il y a des différences significatives de teneurs en Ni dans les grains selon les traitements.

Quand l'apport de boues augmente, les teneurs en Cu, Ni et Zn augmentent. Cependant Zn, Cu et probablement Ni sont des éléments essentiels dont un apport fait de manière adéquate est nécessaire pour un objectif de hauts rendements. L'élévation des teneurs en ces éléments dans les sols et les végétaux est certainement assez favorable (A. Andersson, 1997). De plus, il y a un défaut d'apport en Cu et Zn dans la ration alimentaire de la population en France.

Pour Cd, Cr, Hg et Pb aucune différence significative au seuil de détection de 5 % en fonction des doses de boues épandues n'est observée.

Les teneurs en Pb dans les grains sont inférieures au seuil de détection analytique. Quelle que soit la dose de boues apportée, les teneurs en ETM du blé sont inférieures à celles préconisées par le CSHPF pour les céréales et leurs produits dérivés.

Les ETM qui passent dans les plantes se répartissent de façon hétérogène à l'intérieur de celles-ci. On retrouve dix fois plus de Cd, Cr et Ni dans les pailles par rapport aux grains. Par contre on retrouve deux fois plus de Cu et Zn dans les grains que dans les pailles. Il faut noter que seuls les grains sont destinés à la consommation humaine et animale.

D'une manière générale, les mobilisations en ETM sont plus importantes à Barneau qu'à Bouy. L'effet des caractéristiques du sol (pH, matière organique, teneur en calcaire) semble principal. Ceci rejoint les conclusions de AC Chang, AL Page, KW Foster et TE Jones : la texture du sol et le pH influencent la teneur en ETM dans les végétaux.

Les mobilisations restent d'une manière générale faibles, donc la consommation de produits céréaliers cultivés sur des sols recevant des épandages agronomiques de boues, ne présente pas de risque sanitaire majeur.

Cette étude a aussi permis de confirmer l'idée de variabilité des transferts de métaux vers les plantes. De plus les valeurs étudiées sont des valeurs totales qui ne rendent pas compte de la biodisponibilité réelle des ETM, donc de leur risque potentiel. Cependant, il se pose la question de l'accumulation des ETM dans le sol et jusqu'à quelle teneur dans le sol, cette accumulation ne présente pas de risques pour la santé humaine, les agrosystèmes et les écosystèmes.

Pour cela, il est nécessaire de mieux connaître le transfert des ETM dans l'environnement au plan qualitatif et quantitatif.

CONCLUSION

Nos sociétés génèrent, lors du traitement des eaux usées, des volumes importants de boues qu'il faut éliminer. Il n'existe pas de réelle élimination. Actuellement, avec les solutions disponibles, on essaie plutôt de s'en débarrasser en minimisant les risques pour la santé humaine et les risques pour l'environnement. Avec la fermeture des décharges en 2002, il ne restera comme filière en activité, que la valorisation agricole et l'incinération.

L'épandage des boues n'est pas une nouveauté, depuis la Rome antique jusqu'au XIX^{ème} siècle, les boues ont été largement utilisées en agriculture. Ce n'est qu'à la fin de ce siècle, avec les découvertes de Pasteur que leur image a commencé à se ternir, ce phénomène ayant pris une nouvelle ampleur ces dernières années. Des industriels et distributeurs ont pris position en décidant de ne plus accepter de produits dont les constituants sont issus de sols ayant reçu des épandages de boues.

L'épandage des boues constitue l'une des voies d'introduction d'ETM dans l'environnement. La synthèse bibliographique montre que l'accumulation, la circulation et l'impact potentiel des ETM contenus dans les boues ont fait l'objet de recherches importantes, mais que les divergences entre les résultats subsistent.

Les sols sont des réacteurs biogéochimiques complexes au sein desquels les éléments subissent des changements d'état. La teneur en ETM des boues n'est qu'une des caractéristiques, il est essentiel de connaître la forme et les liaisons (spéciation) déterminantes pour la mobilité et la biodisponibilité. La connaissance des transferts des ETM dans l'environnement et leur impact réel sur la santé humaine et les écosystèmes est un objectif ambitieux compte tenu de la multiplicité des réactions et des facteurs qui les contrôlent : caractéristiques physico-chimiques du sol, action des microorganismes, variabilité liée aux espèces et aux individus.

Trois métaux, Cd, Hg et Pb se détachent en ce qui concerne les risques pour la santé publique. Les quatre autres éléments (Cr, Cu, Ni, Zn) ne présentent du fait de leur présence dans les sols, des risques pour la santé que dans des situations rares voire exceptionnelles. Mais une certaine vigilance sanitaire vis à vis de la présence de ces éléments dans les sols, notamment pour la prise en considération des risques en développement (risques non encore connus mais qui pourraient survenir à l'avenir) est nécessaire.

L'épandage agricole des boues réalisé de manière agronomique suit la logique de recyclage en destinant la matière organique et les éléments fertilisants à une réintégration dans les cycles de production agricole. La filière valorisation agricole, comparativement à l'incinération, est une filière responsabilisante. Cette pratique est encadrée par un système de contraintes (normes de rejets, normes de produits, code de bonnes pratiques, contrôles réglementaires) et semble être la moins mauvaise des filières d'élimination des boues disponible vis à vis des risques pour la santé humaine et l'environnement.

L'aspect économique, même si celui-ci est à relativiser par rapport à la santé ou l'environnement, plaide également en faveur de l'épandage agricole. Cette filière est la moins lourde financièrement pour les communes avec de petites ou moyennes stations d'épuration.

L'étude expérimentale réalisée sur betteraves et céréales montre au bout de deux années que l'épandage de boues résiduelles urbaines à dose agronomique n'a pas d'impact sur la qualité des productions agricoles. En effet, les céréales produites sur un sol ayant reçu des boues ne présentent pas de différences de qualité technologique et sanitaire par rapport à des céréales produites sous les conditions agricoles habituelles.

Pour autant, le débat sur l'épandage agricole est toujours présent, notamment le flux d'ETM apporté par l'épandage agricole est-il ou non acceptable ? La valorisation agricole des boues apparaît aujourd'hui comme la filière d'élimination des boues la plus sécurisante. La refuser, c'est faire preuve d'une forte sévérité et s'exposer à un retour négatif si l'on s'apercevait que les pratiques agricoles traditionnelles s'avèrent en fait plus dangereuses. Rappelons que les boues résiduelles ne représentent que 2 à 5 % du flux d'ETM apporté au sol alors que la contribution de la fertilisation minérale est de 54 à 58 % et celle des retombées atmosphériques de 39 à 41 %.

Il faut accepter d'agir de façon relative. Des recherches restent nécessaires dans différents domaines pour répondre à des questions en suspens, notamment anticiper les évolutions à long terme (devenir des ETM apportés au sol) en fonction des propriétés physiques, chimiques et biologiques des sols. En corollaire, il faudra que soit possible, si il y a lieu, une modification des pratiques de la valorisation agricole selon les nouveaux résultats produits par la recherche.

De plus, il faut poursuivre l'action sur la prévention des rejets à la source pour minimiser à sa plus faible valeur possible le flux de polluants contenu dans les boues. Cela passe par un renforcement des contrôles des rejets, l'amélioration des réseaux de collecte et une amélioration des techniques de traitement des eaux usées pour améliorer la qualité des boues. L'action est à mener en tête de station pour concevoir des produits ne présentant pas de problèmes pour être éliminés. Cette politique a déjà donné des résultats puisqu'en France la qualité des boues s'est améliorée ces dernières années.

ANNEXES

ANNEXE 1

Caractères indispensables ou toxiques des micro-éléments
vis à vis des organismes biologiques en fonction de leur nature et de leur concentration

Eléments	Symbole	indispensable à faible concentration		toxique à forte concentration	
		végétaux	animaux	végétaux	animaux
Arsenic	As		x	x	x
Bore	B	x		x	
Chlore	Cl	x	x		
Cobalt	Co	x	x		x
Chrome	Cr		x	x	x
Cuivre	Cu	x	x	x	x
Etain	Sn		x		x
Fluor	Fe		x		
Fer	Fe	x	x		
Iode	I		x		x
Manganèse	Mn	x	x	x	
Molybdène	Mo	x	x		x
Nickel	Ni	x	x	x	x
Sélénium	Se		x		x
Silicium	Si		x		x
Sodium	Na	x			
Vanadium	V		x	x	x
Zinc	Zn	x	x	x	x
Cadmium	Cd			x	x
Mercure	Hg			x	x
Plomb	Pb			x	x
Thallium	Tl			x	x

source : les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines

Connaître pour agir, guides et cahiers techniques, ADEME, 1995

ANNEXE 2

Origine des éléments traces métalliques dans les boues d'épuration

Source SEDE

Cadmium : industries de traitement de surface des métaux et de la stabilisation des matières plastiques, fabrication des accumulateurs et des radiateurs d'automobiles, fabrication de caoutchouc, eaux de ruissellement des voies de circulation.
Chrome : tannerie, fabrication d'alliages spéciaux, industries de traitement de surface
Cuivre : canalisations d'eau, fabrication de fils électriques, radiateurs d'automobiles, appareils de chauffage, traitement de surface
Mercure : produits pharmaceutiques ou domestiques, production et utilisation d'antifongiques, fabrication d'appareils électriques, production électrolytique du chlore et de la soude, fabrication de peintures, pâte à papier, fabrication de chlorure de vinyle et d'uréthane
Nickel : fabrication d'acier et alliages spéciaux, de recouvrement de surfaces métalliques par électrolyse, hydrogénation des huiles et substances organiques, fabrication de peintures, laques, produits cosmétiques
Plomb : canalisations d'eau, fabrication de bacs de batteries, eaux de ruissellement (toitures et voiries)
Zinc : produits pharmaceutiques ou domestiques, conduites d'eau, fabrication de peintures, caoutchouc, piles, galvanisation, eaux de ruissellement (toitures et voiries)

ANNEXE I

Eléments	teneur moyenne des boues mg/kg MS	apport annuel g/ha (2)	fond géochimique naturel		réglementation (2)		nombre minimum d'applications (3)
			mg/kg Ms	g/ha	mg/kg Ms	g/ha	
Cd	1,42	4,26	1,136	3408	2	6000	608,5
Cr	61	183	76,3	228900	150	450 000	1208,2
Cu	300,5	901,5	32,2	96600	100	300 000	225,6
Hg	4,1	12,3	0,23	690	1	3000	187,8
Ni	5,9	17,7	45,7	137100	50	150 000	728,8
Pb	90	270	51,3	153900	100	300 000	541,1
Zn	517,4	1552,2	111,8	335400	300	900 000	363,7

sources : (1) trois tonnes de MS par ha et par an multipliée par la teneur en ETM des boues

(2) réglementation du 08/01/1998

(3) (teneur limite des sols - fond géochimique) / apport annuel en ETM

ANNEXE 1 bis

Teneurs moyenne en ETM dans les sols (mg/kg de sol sec)

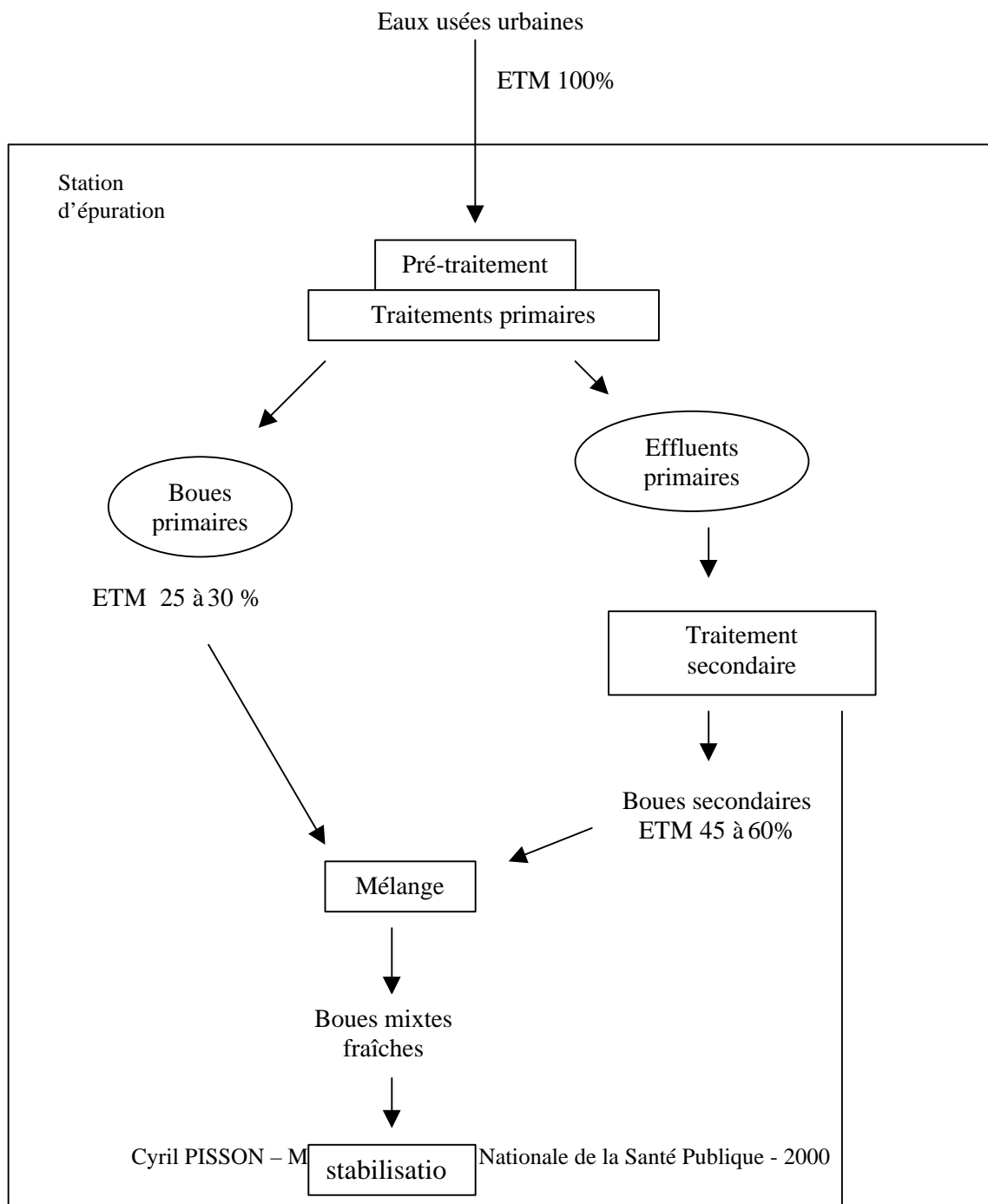
Source ADEME, 1997

<u>Elément</u>	<u>Valeurs extrêmes</u>
Cd	0.08 – 0.53
Cr	2 – 220
Cu	13 – 30
Hg	0.03 – 0.80
Ni	19 – 100
Pb	2 – 44
Zn	50 - 90

ANNEXE 3

Destinée des ETM au cours du traitement des eaux usées dans la station d'épuration

Source ADEME, 1995



ANNEXE 4

Concentrations en éléments traces des fertilisants minéraux et organiques (mg/kg MS)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
scories thomas	0,05	1600	14	12	35	55
superphosphate triple (1)	4353	145315	960	566	2,5	141625
phosphate alluminocalcique	90100	1350	25	10	40	145
triple 15 (2)	13	130	15	30	1	130
scories phospho-K (1)	10	482	8	13,5	13	113
sulfate de magnésium (1)	0,07	3	3	6	4,5	12
fumier champignon (2)	2	60	160	25	250	930
lisier porc (2)	0,5	18	488	14	12	784
fumier bovin (2)	0,5	15	71	8	8	357
compost urbain (3)	3	-	650	89	527	625
boues urbaines (4)	5	80	334	39	133	321

sources : (1) Sous commission d'étude de la toxicité des matières fertilisantes et des supports de culture
(2) SYPREA, 1997 d'après Chambre d'Agriculture 59 et 62
(3) Pradel, 1997
(4) Wiart et Reveillère, 1992

ANNEXE 5

Scénarios de l'OMS pour le calcul des seuils d'ETM dans les sols

	Voies de transfert	Scénario d'exposition
<u>1</u>	Boues → sol → toxicité homme	Enfant ingérant des particules du sol dans un jardin (terres agricoles converties en jardin depuis cinq ans)
<u>2</u>	Boues → sol → plante → toxicité homme	Consommateurs de végétaux cultivés sur des parcelles agricoles affectées par l'épandage des boues ou dans un jardin particulier (terres agricoles converties en jardin depuis cinq ans)
<u>3</u>	Boues → sol → animal → toxicité homme	Consommateurs de viande provenant d'animaux ingérant du sol amendé par des boues
<u>4</u>	Boues → sol → plante → animal → toxicité homme	Consommateurs de viande provenant d'animaux nourris avec des aliments cultivés sur des terres amendées par des boues
<u>5</u>	Boues → sol → toxicité plante	Domages pour les cultures produites sur des sols amendés par des boues
<u>6</u>	Boues → sol → toxicité animal	Toxicité pour des animaux ingérant du sol amendé par des boues
<u>7</u>	Boues → sol → plante → toxicité animal	Toxicité pour des animaux ingérant des aliments cultivés sur des terres amendées par des boues
<u>8</u>	Boues → sol → toxicité organismes du sol	Effets toxiques pour les organismes des sols amendés par des boues
<u>9</u>	Boues → sol → organismes du sol → toxicité prédateurs	Effets toxiques pour les prédateurs des organismes des sols amendés par des boues
<u>10</u>	Boues → sol → particules aériennes → toxicité homme	Individus inhalant des poussières des sols amendés par des boues
<u>11</u>	Boues → sol → vaporisation atmosphérique → toxicité homme	Fermiers et résidents respirant l'air contaminé par des polluants (volatilisation à partir des terres amendées par les boues)
<u>12</u>	Boues → sol → ruissellement de surface → eaux de surface → toxicité homme	Consommateurs d'eau de boisson provenant d'eaux affectées par le ruissellement de terres amendées par des boues
<u>13</u>	Boues → sol → lessivage → eaux souterraines → toxicité homme	Individus buvant de l'eau provenant d'aquifères contaminés (lixiviation de terres amendées par des boues)

Source : Contamination des sols par les éléments en traces, Académie des sciences, 1998

ANNEXE 6

Effet du pH et du potentiel d'oxydo-réduction sur la mobilité des ETM des sols

mobilité relative	activité protonique		activité électronique	
	neutre alcalin	acide	oxydant	réducteur
très haute	Se, Mo	B	B	B
haute	As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Mn	Mo, Se	
moyenne	Mn	Cu, Al, Pb, Cr	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd	Mn
basse	Pb, Fe, Zn, Cd, Tl	Fe(3), Tl	Pb, Tl	Fe, Zn, Co, Ni, Tl
très basse	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Mo, Se, As	Al, Cr, Fe, Mn	Cr, Hg, Cu, Se, B, Mo, Cd, Pb

source : Förstner, 1985

ANNEXE 7

Nombre d'applications de boues nécessaires pour atteindre la concentration maximale en ETM dans les sols, permise par la réglementation

Eléments	teneur moyenne des boues mg/kg MS (1)	apport annuel g/ha (2)	fond géochimique naturel (3)		réglementation (4)		nombre minimum d'applications (5)
			mg/kg MS	g/ha	mg/kg MS	g/ha	
Cd	5,3	15,9	0,39	1170	2	6000	303
Cr	80	240	63,1	189 300	150	450 000	1086
Cu	334	1002	21,1	63 300	100	300 000	236
Hg	2,7	8,1	0,4	1200	1	3000	222
Ni	39	117	34,6	103 800	50	150 000	394
Pb	133	399	45,4	136 200	100	300 000	410
Zn	921	2763	130	390 000	300	900 000	184

sources : (1) Wiard et Verdier, 1994

(2) trois tonnes de MS par ha et par an multipliée par la teneur en ETM des boues

(3) source Baize, 1997 sauf pour Hg, source ADEME, 1995. Valeurs avec des disparités selon les régions

(4) réglementation du 08/01/1998

(5) (teneur limite des sols - fond géochimique) / apport annuel en ETM

ANNEXE 8

Teneurs en ETM dans les récoltes n'ayant pas reçu de boues (0) en mg/kg MS et valeurs indicée pour les récoltes avant reçu des boues (S), (indice 100 pour les récoltes sans boues). Le nombre d'analyses est noté entre parenthèses
source : Vigerust et Selmer-olsen, 1986

	Cd		Pb		Hg		Ni		Zn		Cu		Cr		t/ha Ms boues
	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	0	S	
orge grain	0,10 (10)	130	0,90 (6)	100	0,024 (8)	50	0,3 (5)	133	58 (13)	109	4,9 (13)	173	0,33 (4)	106	57
orge paille	0,17 (9)	158	300 (9)	113	0,041 (7)	95	1,3 (7)	92	36 (9)	208	4,9 (11)	116	,90 (4)	89	57
avoine grain	0,11 (6)	163	0,42 (4)	90	0,010 (2)	100	1,2 (2)	446	35 (6)	140	3,6 (6)	131	0,42 (2)	95	70
avoine paille	0,12 (6)	158	1,70 (6)	135	0,042 (6)	93	1,7 (6)	100	54 (6)	117	6,1 (6)	125	0,38 (6)	126	50
blé grain	0,07 (22)	214	0,44 (13)	61	0,030 (2)	67	5,4 (10)	259	36 (17)	228	4,3 (17)	221	0,30 (6)	93	114
blé paille	0,19 (11)	200	1,10 (11)	91	0,148 (3)	84	0,6 (7)	150	23 (12)	700	3,3 (9)	239	429 (6)	80	139
seigle grain	0,15 (6)	186	0,93 (2)	108			0,9 (6)	189	25 (6)	240	4,6 (6)	172	1,10 (4)	127	60
herbe	0,21 (6)	105	2,40 (8)	100	0,035 (16)	106	2,4 (8)	129	58 (9)	121	6,5 (9)	131	0,85 (2)	88	40
trèfle	0,13 (6)	223	1,31 (6)	100	0,041 (2)	132	2,8 (6)	204	73 (6)	223	7,4 (6)	142	0,75 (2)	61	73
colza	0,32 (7)	213	0,78 (7)	85	0,014 (1)	150	1,2 (7)	225	50 (7)	610	5,4 (7)	361	0,33 (7)	148	103
carottes racine	0,77 (7)	187	1,83 (3)	86			9 (4)	108	46 (7)	135	6,5 (6)	122	1,1 (2)	91	140
carottes fanes	1,53 (4)	105	5,15 (2)	107	0,020 (1)	160	4,3 (4)	124	63 (4)	135	8,5 (4)	109	1,60 (2)	119	55
pommes de terre	0,23 (4)	113	1,5 (2)	133			1 (2)	170	21 (12)	129	5,1 (12)	143	1,2 (1)	100	90
betterave racine	0,35 (4)	287	15 (2)	89			8,8 (2)	202	82 (4)	122	13,9 (2)	89			29
rouge fanes	1,2 (4)	292	15 (2)	67			8,7 (2)	100	450 (2)	125	27,6 (2)	97			29
haricot graine	0,18 (10)	194	1,57 (3)	51			4,6 (3)	161	36 (10)	150	4,4 (8)	189			54
part veg	0,5 (2)	160	5,10 (2)	92			5 (2)	52	34 (8)	259	6,4 (6)	173			56
tomate fruit	0,46 (8)	235	5,6 (6)	132					24 (8)	146	8,3 (7)	133			180
part veg	0,80 (3)	75	5,60 (3)	98					30 (3)	140	6,7 (3)	128			90
salade	0,81 (19)	285	4,6 (11)	117	4,42 (2)	100	4,2 (6)	119	43 (11)	300	10 (13)	120			79

ANNEXE 8 bis

Compilation de données issues de la littérature

Les concentrations qui suivent sont issues de la compilation de données de la littérature et de données individuelles. Les références bibliographiques se trouvent dans la bibliographie, précédées d'une astérisque. Elles sont en grandes partie françaises. Quand elles ne le sont pas, elles proviennent de pays dont les sols, le climat et les pratiques culturales sont similaires à ceux de la France.

Elles ne sont pas issues de sols pollués ou contaminés.

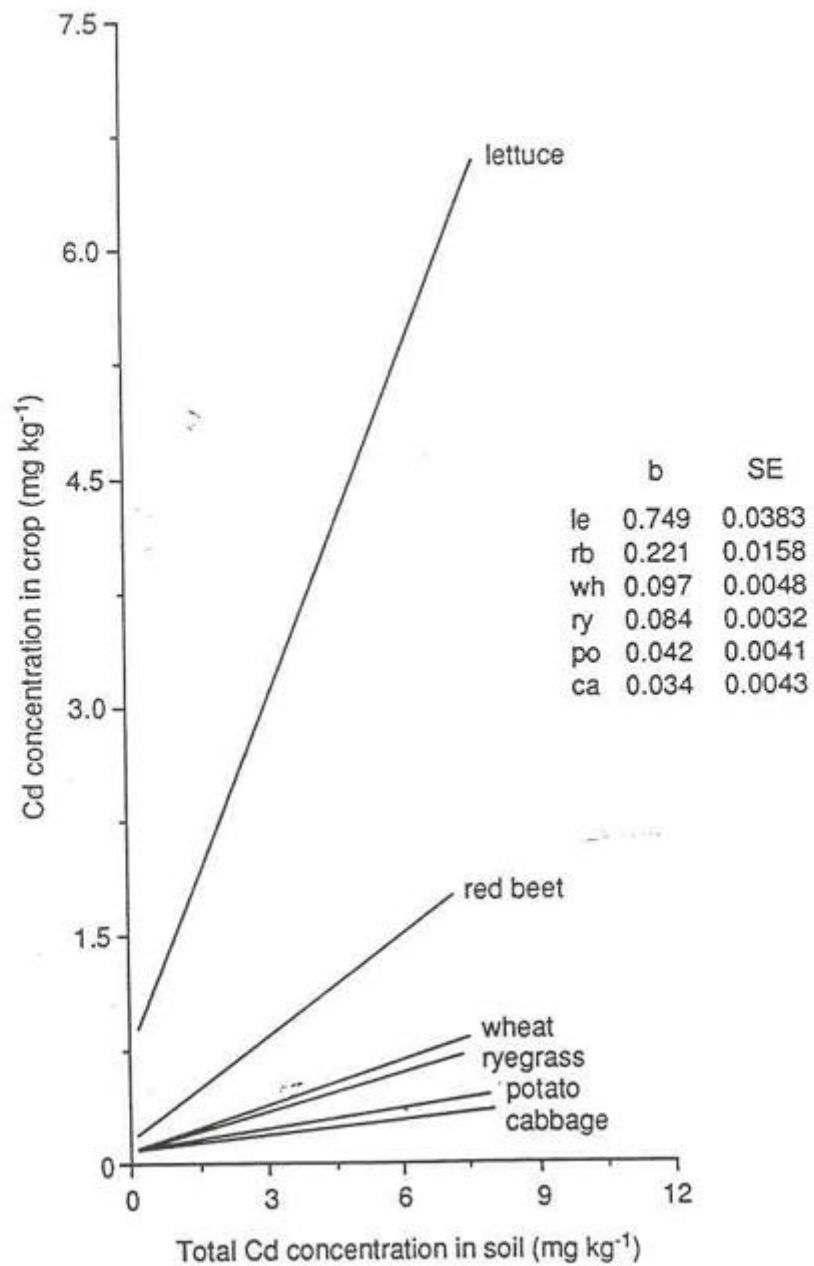
La teneur indiquée comme moyenne peut être considérée comme la concentration la plus fréquente ($n > 50$). Par contre les autres concentrations ($n < 50$), ne sont qu'indicatives et ne doivent en aucun cas être considérées comme les teneurs fréquentes.

<u>Blé</u>	<i>organe</i>	<i>nombre</i>	mg/kg de MS
Cd	grain	1800	0.05
	paille	14	0.25
Cr	grain	moyenne	0.03
	paille	11	0.63
Cu	grain	moyenne	7
	paille	17	3.43
Hg	grain	7	0.08
	paille	2	0.061
Ni	grain	moyenne	0.38
	paille	15	0.8
Pb	grain	1800	0.05
	paille	13	1.43
Zn	grain	moyenne	45.6
	paille	16	13.3

ANNEXE 9

Figure 1 : concentrations en cadmium dans différents végétaux en fonction de la concentration en Cadmium dans un sol amendé par des boues liquides

source : Carlton-Smith, 1987



ANNEXE 10

	témoin	faible	moyen	fort
boues épandues t/ha				
année 1	0	30	60	90
année 2	0	15	30	45
année 3	0	15	30	45
teneur en Cd des boues mg/kg				
année 1		156	161	156
année 2		186 (b)	1133	137
année 3		108	105	112
teneur en Cu des boues mg/kg				
année 1		703	712	717
année 2		640 (c)	629	730
année 3		711	699	653
teneur en Zn des boues mg/kg				
année 1		1700	1590	1675
année 2		2065 (b)	2580	2680
année 3		1625	1570	1605
teneur en Cd des grains récoltés				
année 1	<0,02 (d)	0,71	1,27	1,73 (b)
année 2	<0,02 (d)	1,84	2,68	4,25 (b)
année 3	<0,06 (d)	1,39	2,73	5,26 (b)
teneur en Cu des grains récoltés				
année 1	3,6 (d)	3,9	4,4	4,4 (b)
année 2	3,5	3,7	3,8	3,6
année 3	4,2 (e)	4,1	4,8	5,3 (b)
teneur en Zn des grains récoltés				
année 1	31 (d)	40	50	60 (b)
année 2	44 (e)	52	67	113 (b)
année 3	35 (d)	74	75	107 (b)

quantités exprimées en poids sec à 70°C

(b) effet linéaire des quantités de boues significatif (p<0,01)

(c) effet linéaire des quantités de boues significatif (p<0,05)

(d) différence entre le témoin et les quantités de boues significatif (p<0,01)

(e) différence entre le témoin et les quantités de boues significatif (p<0,05)

Tableau 10 : quantités de boues épandues et teneurs en Cd,Cu et Zn des boues et des récoltes

ETM	année	témoin	faible	moyen	faible
Cd	1	<0,005	<0,005	<0,004	<0,003
	2	0,013	0,011	<0,009	<0,009
	3	0,011	0,017	0,012	0,009 (c)
Cu	1	0,42	0,32	0,29	0,28
	2	0,79	0,63	0,58	0,53
	3	0,64 (d)	0,43	0,26	0,29
Zn	1	35,1	37,2	33,8	30,8 (b)
	2	34,1	40,8	34,5	32,8 (b)
	3	39,4	40,1	34,6	36,9

quantités exprimées en poids sec à 70°C

(b) effet linéaire des quantités de boues significatif ($p < 0,01$)

(c) effet linéaire des quantités de boues significatif ($p < 0,05$)

(d) différence entre le témoin et les quantités de boues significatif ($p < 0,01$)

Tableau 11 : teneurs en Cd, Cu et Zn (mg/kg) dans le lait des chèvres nourries avec des récoltes cultivées sur des sols amendés par des boues

organe	ETM	témoin	faible	moyen	faible
foie	Cd	0,26 (d)	1,72	2,1	2,94
	Cu	16,6 (d)	8,6	10,3	10,7
	Zn	90,3	91,2	85,9	88,8
rein	Cd	3,1 (d)	10,8	24,8	22,4 (c)
	Cu	15,8 (d)	13,5	14,9	13,5
	Zn	76,6 (d)	82,7	90,4	91,8

quantités exprimées en poids sec à 70°C

(c) effet linéaire des quantités de boues significatif ($p < 0,05$)

(d) différence entre le témoin et les quantités de boues significatif ($p < 0,01$)

Tableau 12 : teneurs en Cd, cu et Zn dans le foie et le rein des chèvres après 3 ans d'alimentation avec des récoltes cultivées sur des sols amendés par des boues

organe	ETM	année	témoin	faible	moyen	fort
foie	Cd	1	0,56 (e)	8,82	1,06	1,31
		2	0,29 (d)	1,97	3,56	5,29 (b)
		3	0,52 (d)	1,13	2,52	3,58 (b)
	Cu	1	185	196	215	210
		2	53	64	89	66
		3	164	163	168	128
	Zn	1	102	110	103	98
		2	79	89	85	84
		3	105	105	118	114
rein	Cd	1	1,57	1,38	1,9	3,11 (b)
		2	2,09 (d)	5,07	10,89	18,94 (b)
		3	0,78 (d)	2,7	7,31	10,19 (d)
	Cu	1	15,3 (d)	16,9	15,4	16,8 (d)
		2	16 (d)	16,9	17,8	18
		3	19,4	20,5	19,5	19,6
	Zn	1	109	103	109	113
		2	103 (d)	110	124	126
		3	100 (e)	103	111	113

quantités exprimées en poids sec à 70°C

(b) effet linéaire des quantités de boues significatif ($p < 0,01$)

(d) différence entre le témoin et les quantités de boues significatif ($p < 0,01$)

(e) différence entre le témoin et les quantités de boues significatif ($p < 0,05$)

Tableau 13 : teneurs Cd, Cu et Zn dans le foie et le rein des agneaux après trois ans d'alimentation avec des récoltes cultivées sur des sols amendés par des boues

ANNEXE 11

Identification des dangers des éléments traces métalliques pour la santé humaine et animale
source : Contamination des sols par les ETM : les risques et leur gestion, Académie des sciences, août 1998

<i>ETM</i>	<i>Toxicité d'organe</i>	<i>Toxicité de reproduction</i>	<i>Mutagenèse</i>	<i>Cancérogénèse animale</i>	<i>Cancérogénèse humaine</i>	<i>Immuno-toxicité</i>	<i>Biomarqueurs</i>
Pb	neurotox, néphrotox, tox cardiovasculaire (H,A) hématotox, ostéotox (H)	fertilité (H)	clastogène	rein, poumon, prostate, cerveau, surrénales	possible, groupe IIB (Pb et inorganiques)		plombémie, Pb phanères, ALA urinaire, protoporphyrine Zn sanguine
Cd	néphrotox, ostéotox (H, A) tox cardiovasculaire (A)	spermatogénèse (H)	mutagène CIII, aberrations chromosomiques		cancérogène (I) groupe I (CdII)		cadmiémie, Cd urinaire béta microglobuline urinaire
Hg	neurotox (H, A)	MeHg fertilité, tératogénèse	clastogène, aberrations	rein, poumon, prostate	non cancérogène groupe III		Hg phanères, urinaire
MeHg	néphrotox (A, H?)	HgII anomalies du développement	chromosomiques anti-miotique		(Hg et inorganiques)		
Ni	néphrotox, tox respiratoire tox cutané (H, A)	embryotox, tératogénèse (A)	mutagène, aberrations chromosomiques	poumon, sacromes, méningiomes, mésothéliomes	cancérogène (I) groupe I	allergies cutanées	Ni plasmatisque, urinaire
Cr	lésions cutanées (H) hépatotox (A)	fertilité (A)	clastogène (CrVI) mutagène (CrVI)	bronches (chromate Zn, Ca et Sn)	cancérogène (I) groupe I	allergies respiratoires	Cr sanguin, urinaire
Zn	neurotox (H) ? cardiotox (H) ?	due à carence en ZN	non	non	non	due à carence en Zn	zincémie, Zn leucocytaire méthallothionéine érythrocytaire

H : homme A : animal (1) seulement pour les voies respiratoires

racines des lé	12,9
autres groupe	3,7
pain et céréale	6,66
chou et légum	1,01
feuilles de sal	0,68
pommes de te	8,8

racines des lé	19,5
autres groupe	3,7
pain et céréale	6,86
chou et légum	1,7
feuilles de sal	1,33
pommes de te	19,36

racines des lé	4,35
autres groupe	3,7
pain et céréale	6,19
chou et légum	0,92
feuilles de sal	0,27
pommes de te	4,84

ANNEXE 12

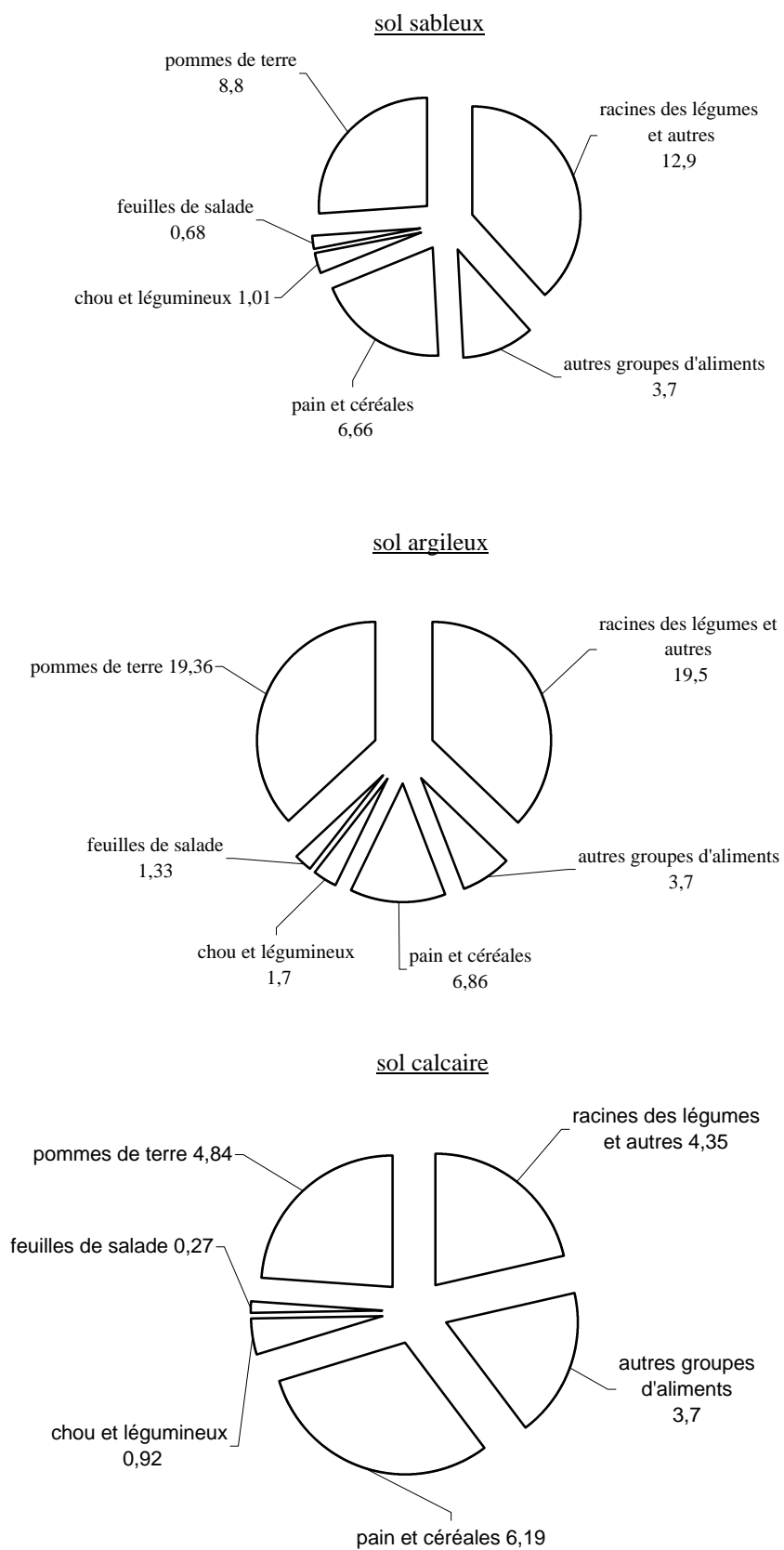


figure 2 : apports alimentaires estimés de Cd (microgrammes par jour) sur un sol contenant 3 mg/kg de Cd source Carlton-smith, 1987

ANNEXE 13

Les différents textes législatifs

Législation	Textes concernés	Remarques
Relative aux déchets	Directives communautaires : 75/442 du 15/07/1975 91/156 du 18/03/1991 84/631 du 06/12/1984 78/319 de 1978 91/639 Décision Conseil Européen du 20/12/1993 rubrique 19/08/05 Règlement du Conseil Européen du 1/02/1993 n° 259/93/CEE	Les boues urbaines de stations d'épuration urbaines sont des déchets Le producteur ou le détenteur doit en assurer l'élimination
Relative à la répression des fraudes	Loi du 13/07/1979 Décret n° 80/478 du 16/06/1980 Arrêté du 29/08/1988	Respect de la norme « Matières fertilisantes » pour la vente ou la mise à disposition à titre gratuit des boues urbaines
Relative à la protection de l'environnement	Directives communautaires : 86/278 du 12/06/1986 Arrêté du 22/11/1993 ou « code des bonnes pratiques agricoles »	Niveau limite en métaux lourds du sol Apports annuels en métaux lourds dans le sol Réglementation des plans de fumure
Relative à la Santé Publique	Règlement sanitaire départemental (article 259 et suivants) Futurs décrets prévus par l'article L1 du code de Santé Publique	Conditions dans lesquelles les épandages doivent être réalisés
Relative au régime de l'eau	Loi 64/1245 du 24/12/1964 Décret 73/218 du 23/02/1973 Loi 92/3 du 03/01/1992 (articles 6 à 10) Décret 93/743 du 29/13/1993 rubrique 5.4.0 Décret du 03/06/1994	Les opérations d'épandage sont soumises au régime de déclaration et/ou d'autorisation Les rejets en milieu aquatique prendront fin au 31/12/1998
Relative aux installations classées	Loi du 19/07/1976 modifiée par la loi du 13/10/1992 Arrêté du 01/03/1996 (article 36 et suivants) Arrêté 96/197 du 11/03/1996	Réglementation plus contraignante du régime de déclaration et/ou d'autorisation Obligations relatives aux aires de stockage, aux plans d'épandage et aux suivis agronomiques
Relatives à l'épandage des boues issues de STEP	Décret 97-1133 du 08/12/1997 Arrêté du 08/01/1998 Arrêté du 17/08/1998 modifiant celui du 08/01/1998	Modalités de l'épandage, qualité des boues Responsabilité de l'exploitant dans le devenir des boues

1999-2000 : 3 ème année, betteraves

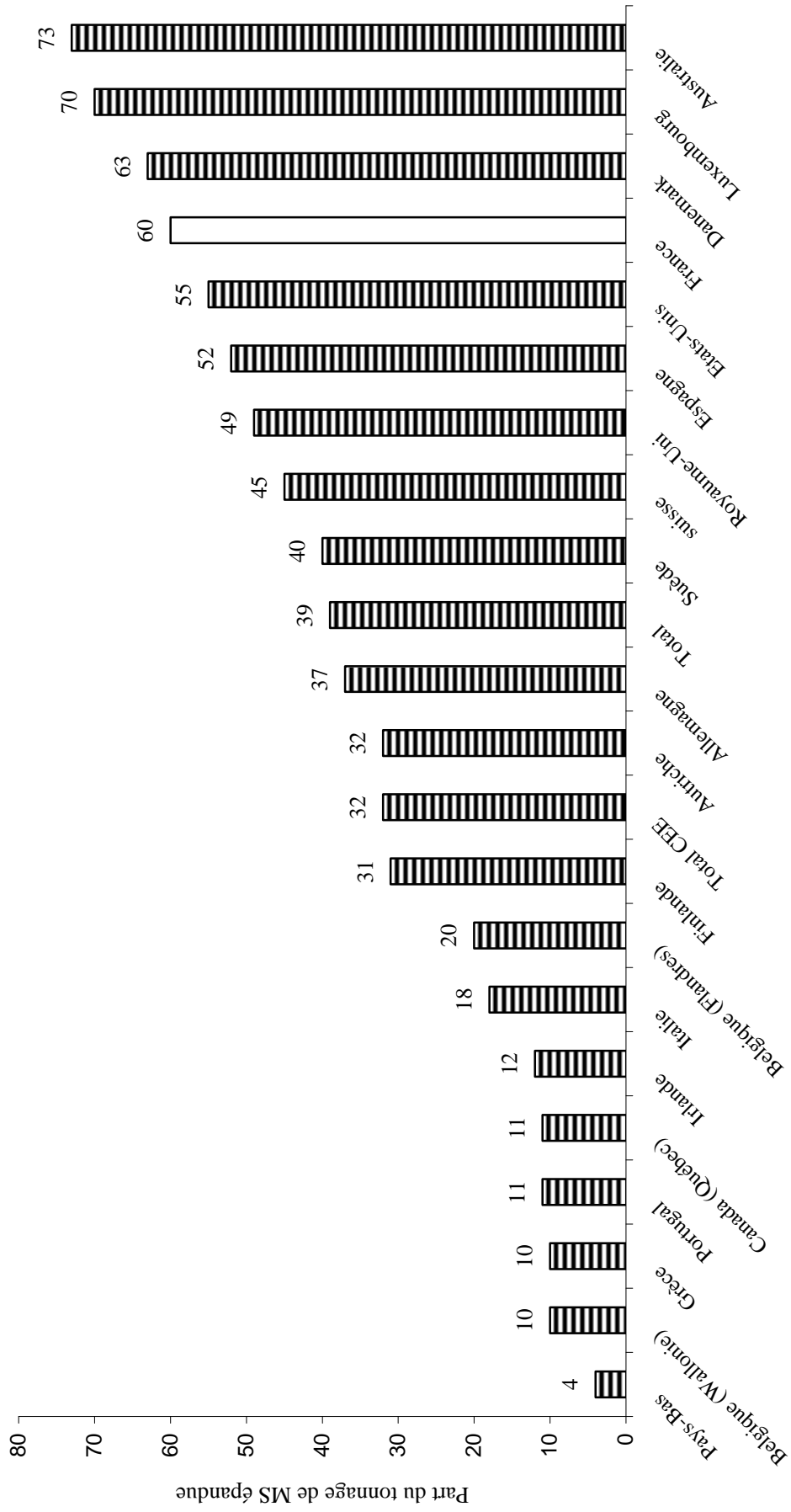
étapes	Barneau	Bouy
Epandages de boues	12/10/1999	09/09/2000
Labour		
Reliquats azotés	Février 2000	07/03/2000
Ajustement de la fertilisation N, P, K par la méthode du bilan	N 21/03/2000 P 18/04/2000 K septembre 1999	N 24/03/2000 P mars 2000 K
Analyses de sol complètes avant semis : Profondeur de labour Paramètres agronomiques et ETM	15/05/2000	16/05/2000
Semis	18/05/2000	26/05/2000
Suivi cultural et protection phytosanitaire	Juillet – Août 2000	
Récolte	Octobre 2000	
Analyses de sol après récolte	Octobre 2000	

2000-2001 : 4 ème année, blé

étapes	Barneau	Bouy
Semis blé		
Suivi cultural Equilibre de la fertilisation : N uniquement Protection phytosanitaire		
Récolte : paille et grains Analyses pailles (ETM) et grains (agro + ETM)		
Analyses de sol du site après récolte (ETM) : 3 horizons 30 cm 10 prélèvements en diagonale dans la parcelle		

ANNEXE 14

Taux d'épandage dans différents pays



source Etude Arthur Andersen / ADEME, décembre 1998

Pays-Bas	4
Belgique (Wal)	10
Grèce	10
Portugal	11
Canada (Qué)	11
Irlande	12
Italie	18
Belgique (Flar)	20
Finlande	31
Total CEE	32
Autriche	32
Allemagne	37
Total	39
Suède	40
suisse	45
Royaume-Uni	49
Espagne	52
Etats-Unis	55
France	60
Danemark	63
Luxembourg	70
Australie	73

ANNEXE 15

Examen de la situation de la filière recyclage agricole dans les boues urbaines (Union Européenne et autres pays)
source étude Arthur Andersen / ADEME, décembre 1998

Pays	Politique de gestion des boues		Cadre réglementaire		Acceptation sociale	Spécificités
	Autorité moteur	Orientations affichées	Statut des boues dans la réglementation	Sévérité de la réglementation par rapport à la directive européenne		
Allemagne	Etat fédéral	Favorable à l'épandage volonté que l'épandage redevienne la filière de traitement majoritaire	En évolution. Statut entre déchets et engrais. Statut engrais en 1999	Teneurs en ETM légèrement plus strictes	Débat en cours depuis 1996 Amélioration de l'acceptation sociale qui reste délicate (agriculteurs, IAA, autorités)	Fort production par habitants et forte pression à l'ha arable Fond de garantie volontaire devenant bientôt obligatoire
Autriche	Région (länder)	La moitié des lander sont ouvertement favorables à l'épandage (impulsion de la Basse Autriche)	Statut de déchet à confirmer (réglementation spécifique aux boues)	Teneurs en ETM plus strictes	Débat en cours. Acceptation difficile par la profession agricole en 1996	Fort pression à l'ha arable. Adoption de loi-cadre définissant des principes d'actions appliquées dans des bassins modèles Mise en place d'un fond de garantie agricole dont les cotisations sont fonctions de la qualité des boues
Belgique (Flandres)	Région	Opposé à l'épandage qui sera interdit en 1999 car excédent de déjections	Statut de déchet	Teneurs en ETM plus strictes	Les boues concurrentaient fortement le lisier, très excédentaire en Flandres	Faible production par habitant. Interdiction de l'épandage à partir du 1er décembre 1999 Choix de l'incinération et de la mise en décharge avec compostage préalable
Belgique (Wallonie)	Région	Favorable à l'épandage	Statut de déchet, mais les boues peuvent devenir des matières fertilisantes après dérogation	Teneurs en ETM un peu plus strictes	Beaucoup de débats suscités par des betteraviers hostiles à l'épandage	Faible production par habitant et faible part de l'épandage Situation proche de celle de la France
Danemark	Etat	Favorable à l'épandage les autres filières sont taxées	Statut de déchet, passage au statut de déjections animales si mélange avec des déjections animales	Teneurs en ETM beaucoup plus strictes	Débat en cours mais moins vif depuis le renforcement de la réglementation en 1996 à cause de campagnes agricoles	Fort production par habitant et part de l'épandage importante Volonté de valoriser le P contenu dans les boues renforcement des actions de contrôle des communes sur les rejets industriels
Espagne	Etat et régions	l'Etat soutient le développement de l'épandage	Statut de déchet et engrais sous conditions	Teneurs en ETM équivalentes	Peu de débat en cours	Programme de recherche entre l'Etat et Madrid
Finlande	Etat	Favorable à l'épandage mais contrôle sur la qualité des boues	Statut de déchet et engrais sous conditions	Teneurs en ETM beaucoup plus strictes	Débat en cours marqué par l'hostilité des agriculteurs (question d'images)	Fort production par habitant. Faible part de l'incinération et importance de la végétalisation. Restrictions sur l'utilisation de P Productions de matières fertilisantes à partir de boues
Grèce	Etat	Favorable à l'épandage mais inexistant	Réglementation spécifique des boues et leur utilisation	Application stricte de la directive	Recherches en cours pour développer la filière	Faible production par habitant Peu d'informations et de moyens pour l'épandage
Irlande	Etat	Favorable à l'épandage	Statut de déchet	Teneurs en ETM plus strictes	Peu de débat en cours	Faible part de l'épandage et absence d'incinération Initiative gouvernementale en matières de déjections animales Politique de réduction de l'utilisation des engrais phosphatés
Italie	Etat et régions	Favorable à l'épandage	Statut de déchet	Teneurs en ETM équivalentes Pas de valeur limite pour Cr	Peu de débat en cours	Faible part de l'épandage et de l'incinération. Pouvoir d'autorisation des régions qui peuvent fixer de nouvelles normes

ANNEXE 16

Calendrier de l'expérimentation

1997-1998 : 1ère année, betteraves

étapes	Barneau	Bouy
Analyse de sol sur site : 3 horizons de 30 cm 10 prélèvements en diagonale sur la parcelle	Avant premier épandage, septembre 1997	
Analyse de sol sur parcelles élémentaires : Horizon de labour 10 prélèvements répartis dans les deux diagonales	0-30 cm septembre 1997	0-20 cm septembre 1997
Epandages de boues	24/09/1997	23/09/1997
Labour	Novembre 1997	
Reliquats azotés	13/02/1998	23/02/1998
Ajustement de la fertilisation N, P, K par la méthode du bilan	N 06/03/1998 P 13/02/1998 K octobre 1997	N 17/03/1998 P 21/01/1998 K octobre 1997
Analyses de sol complètes avant semis : Profondeur de labour Paramètres agronomiques et ETM	Printemps 1998	
Semis	26/03/1998	
Suivi cultural et protection phytosanitaire	Printemps et été 1998	
Protocole râpe	Fin juillet 1998	
Analyses de sol après récolte	Octobre 1998	
Récolte	17/09/1998	19/10/1998

1998-1999 : 2ème année, blé

étapes	Barneau	Bouy
Semis blé	17/11/1998 450 pieds/m ²	10/11/1998 500 pieds/m ²
Suivi cultural Equilibre de la fertilisation : N uniquement Protection phytosanitaire	Printemps et été 1999	
Protocole meule	Août 1999	
Récolte : paille et grains Analyses pailles (ETM) et grains (agro + ETM)	20/07/1999	29/07/1999
Analyses de sol du site après récolte (ETM) : 3 horizons 30 cm 10 prélèvements en diagonale dans la parcelle	Septembre 1999	

ANNEXE 19

Régularité d'épandage

BARNEAU

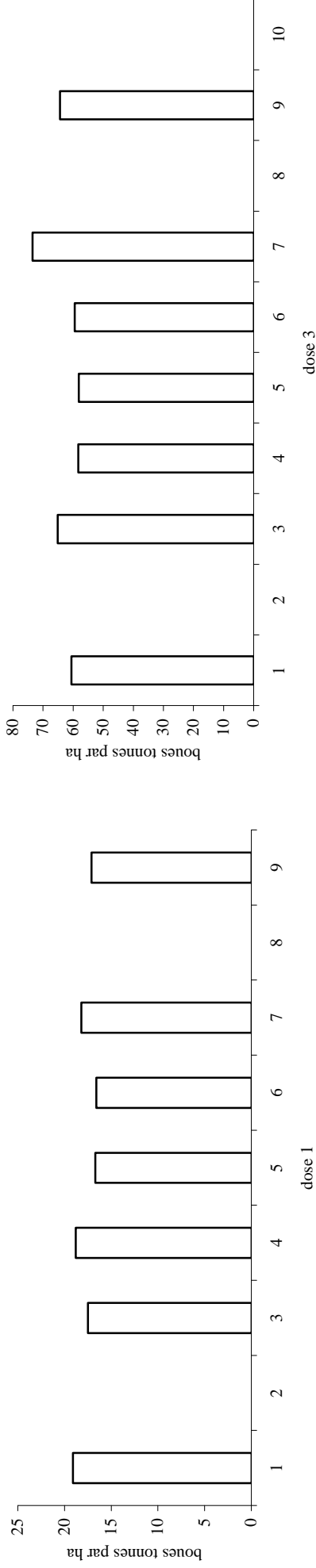


figure 3 : quantité de boues effectivement épandue à BARNEAU

BOUY

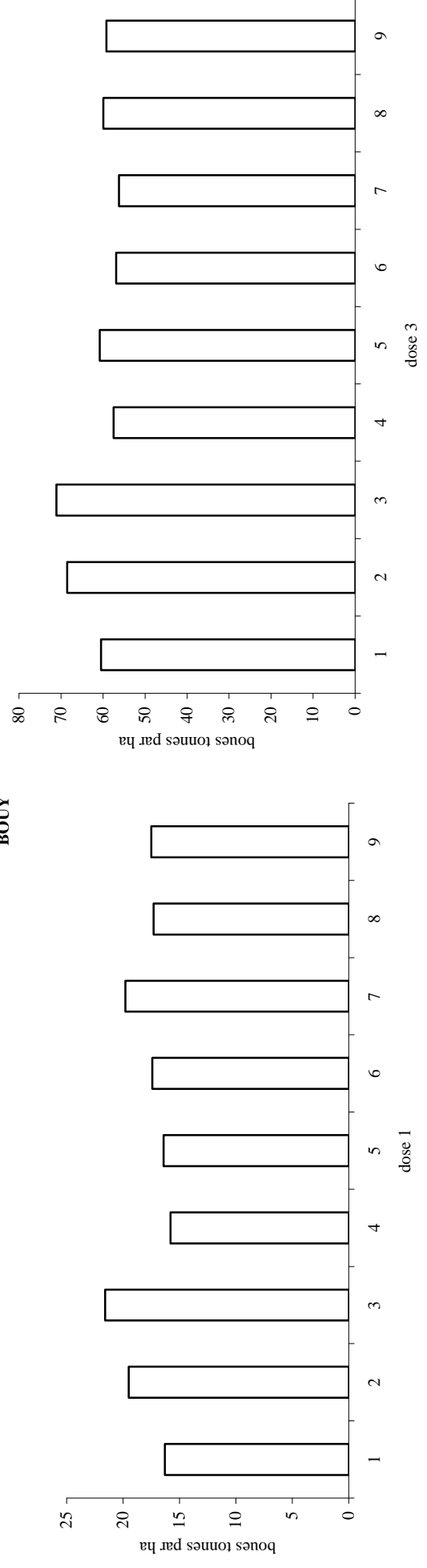


figure 4 : quantité de boues effectivement épandue à BOUY

16,3
19,5
21,6
15,8
16,4
17,4
19,8
17,3
17,5

1
2
3
4
5
6
7
8
9

60,5
68,5
71,1
57,5
60,8
56,9
56,2
59,9
59,2

1
2
3
4
5
6
7
8
9

19,1
17,5
18,8
16,7
16,6
18,2
17,1

1
2
3
4
5
6
7
8
9

60,6
65,1
58,3
58,1
59,5
73,5
64,4

1
2
3
4
5
6
7
8
9

ANNEXE 20

Analyse de variance sur le rendements blé (qx/ha)

BARNEAU

Répétitions	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
R1	108,26	110,18	104,01	322,5
R2	111,30	109,89	108,63	329,8
R3	105,94	110,94	106,86	323,7
R4	112,43	112,09	112,45	337,0
Total	437,93	443,10	431,95	1313,0
Moyenne	109,48	110,78	107,99	109,4

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	81,9	11	7,4			
Répétitions	44,2	3	14,7	4,0	4,76	9,78
Traitements	15,6	2	7,8	2,1	5,14	10,92
Erreur	22,2	6	3,7			

C.V : 1,8%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

BOUY

Répétitions	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
R1	93,71	97,25	97,42	288,4
R2	93,41	97,38	98,25	289,0
R3	98,67	93,08	103,49	295,2
R4	94,96	90,14	90,93	276,0
Total	380,75	377,85	390,09	1148,7
Moyenne	95,19	94,46	97,52	95,7

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	154,5	11	14,0			
Répétitions	64,7	3	21,6	1,9	4,76	9,78
Traitements	20,5	2	10,2	0,9	5,14	10,92
Erreur	69,3	6	11,5			

C.V : 3,5%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

ANNEXE 21

Analyses de variance sur les autres facteurs agronomiques (grains entiers)

BARNEAU

1/2

Protéines	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1	11,80	13,20	14,50	39,50
R2	12,00	13,50	14,20	39,70
R3	10,90	12,60	12,60	36,10
R4	12,10	13,10	11,60	36,80
Total	46,80	52,40	52,90	152,10
Moyenne	11,70	13,10	13,23	12,68

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	12,66	11	1,15			
Répétitions	3,40	3	1,13	1,92	4,76	9,78
Traitements	5,73	2	2,87	4,87	5,14	10,92
Erreur	3,53	6	0,59			

C.V : 6,1%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

N	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1	19,1	21,4	22,2	62,7
R2	19,2	20,5	22,0	61,7
R3	17,5	19,5	19,8	56,8
R4	19,0	20,2	19,6	58,8
Total	74,8	81,6	83,6	240,0
Moyenne	18,7	20,4	20,9	20,0

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	20,2	11	1,8			
Répétitions	7,3	3	2,4	6,30	4,76	9,78
Traitements	10,6	2	5,3	13,80	5,14	10,92
Erreur	2,3	6	0,4			

C.V : 3,1%

ppds 5% : 1,07

ppds 1% : 1,63

Répétitions : Différence significative entre les répétitions au seuil de 5% (F théo 5 % < F calc < F théo 1 %).

Traitements : Différence hautement significative entre traitements au seuil de 1% (F calc > F théo 1 %).

K tot	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1	4,69	4,86	4,94	14,49
R2	4,74	4,73	4,76	14,23
R3	4,71	4,64	4,65	14,00
R4	4,69	4,86	4,72	14,27
Total	18,83	19,09	19,07	56,99
Moyenne	4,71	4,77	4,77	4,75

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,093	11	0,008			
Répétitions	0,040	3	0,013	1,92	4,76	9,78
Traitements	0,010	2	0,005	0,75	5,14	10,92
Erreur	0,042	6	0,007			

C.V : 1,8%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

P tot	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	3,43	3,55	3,59	10,57
R2	3,41	3,39	3,53	10,33
R3	3,25	3,35	3,46	10,06
R4	3,41	3,50	3,45	10,36
Total	13,50	13,79	14,03	41,32
Moyenne	3,38	3,45	3,51	3,44

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,095	11	0,009			
Répétitions	0,044	3	0,015	5,39	4,76	9,78
Traitements	0,035	2	0,018	6,50	5,14	10,92
Erreur	0,016	6	0,003			

C.V : 1,5% ppds 5% : 0,09
ppds 1% : 0,14

Répétitions : Différence significative entre les répétitions au seuil de 5% (F théo 5% < F calc < F théo 1%).

Traitements : Différence significative entre traitements au seuil de 5% (F théo 5% < F calc < F théo 1%).

MO	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	98,3	98,1	98,0	294,4
R2	98,2	98,2	98,3	294,7
R3	98,4	98,2	98,3	294,9
R4	98,3	98,2	98,3	294,8
Total	393,2	392,7	392,9	1178,8
Moyenne	98,3	98,2	98,2	98,2

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,127	11	0,012			
Répétitions	0,047	3	0,016	1,93	4,76	9,78
Traitements	0,032	2	0,016	1,97	5,14	10,92
Erreur	0,048	6	0,008			

C.V : 0,1%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Ca tot	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	0,364	0,385	0,396	1,145
R2	0,379	0,377	0,394	1,150
R3	0,348	0,377	0,371	1,096
R4	0,373	0,376	0,389	1,138
Total	1,464	1,515	1,550	4,529
Moyenne	0,366	0,379	0,388	0,377

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0019	11	0,0002			
Répétitions	0,0006	3	0,0002	3,21	4,76	9,78
Traitements	0,0009	2	0,0005	7,39	5,14	10,92
Erreur	0,0004	6	0,0001			

C.V : 2,1% ppds 5% : 0,01
ppds 1% : 0,02

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Traitements : Différence significative entre traitements au seuil de 5% (F théo 5% < F calc < F théo 1%).

Mg tot	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	0,855	0,912	0,921	2,688
R2	0,865	0,864	0,912	2,641
R3	0,816	0,861	0,880	2,557
R4	0,862	0,881	0,879	2,622
Total	3,398	3,518	3,592	10,508
Moyenne	0,850	0,880	0,898	0,876

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0094	11	0,0009			
Répétitions	0,0029	3	0,0010	3,57	4,76	9,78
Traitements	0,0048	2	0,0024	8,70	5,14	10,92
Erreur	0,0017	6	0,0003			

C.V : 1,9% ppds 5% : 0,03
ppds 1% : 0,04

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Traitements : Différence significative entre traitements au seuil de 5% (F théo 5% < F calc < F théo 1%).

ANNEXE 22

Analyse de variance sur les autres facteurs agronomiques (grains entiers)

BOUY

1/2

Prot tot	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	91,6	95,9	100,2	288
R2	92,9	96,8	101,9	292
R3	95,6	95,7	107,3	299
R4	96,1	109,6	86,6	292
Total	376	398	396	1170
Moyenne	94	100	99	98

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	455,8	11	41,4			
Répétitions	20,7	3	6,9	0,11	4,76	9,78
Traitements	72,9	2	36,4	0,60	5,14	10,92
Erreur	362,3	6	60,4			

C.V : 8,0%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

N	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	147	156	159	463
R2	153	162	160	476
R3	153	140	171	464
R4	155	144	138	437
Total	609	603	628	1839
Moyenne	152	151	157	153

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	1018,5	11	92,6			
Répétitions	274,0	3	91,3	0,83	4,76	9,78
Traitements	84,2	2	42,1	0,38	5,14	10,92
Erreur	660,3	6	110,0			

C.V : 6,8%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

K	Traitements			
Répétitions	Té	D1	D3	Total
R1	33	34	34	100
R2	31	33	35	99
R3	34	32	35	102
R4	32	30	32	94
Total	130	130	135	395
Moyenne	33	32	34	33

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	24,1	11	2,2			
Répétitions	11,5	3	3,8	2,74	4,76	9,78
Traitements	4,2	2	2,1	1,51	5,14	10,92
Erreur	8,4	6	1,4			

C.V : 3,6%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

P	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	23	25	25	72
R2	21	24	26	71
R3	25	23	26	73
R4	22	21	23	67
Total	91	93	99	283
Moyenne	23	23	25	24

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	29,5	11	2,7			
Répétitions	8,0	3	2,7	1,37	4,76	9,78
Traitements	9,8	2	4,9	2,51	5,14	10,92
Erreur	11,7	6	1,9			

C.V : 5,9%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

MO	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	785	814	815	2414
R2	784	814	822	2419
R3	826	780	866	2472
R4	796	755	762	2313
Total	3190	3163	3264	9618
Moyenne	798	791	816	801

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	10378,1	11	943,5			
Répétitions	4374,8	3	1458,3	1,89	4,76	9,78
Traitements	1363,3	2	681,7	0,88	5,14	10,92
Erreur	4639,9	6	773,3			

C.V : 3,5%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Mg	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	7,1	7,9	7,8	23
R2	6,8	7,7	8,1	23
R3	7,6	7,1	7,9	23
R4	7,2	6,9	7,1	21
Total	29	30	31	89
Moyenne	7	7	8	7

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	2,1	11	0,2			
Répétitions	0,5	3	0,2	0,98	4,76	9,78
Traitements	0,5	2	0,3	1,50	5,14	10,92
Erreur	1,0	6	0,2			

C.V : 5,6%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Ca tot	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	3,0	3,0	3,0	9,0
R2	3,2	3,0	3,0	9,2
R3	3,0	2,7	3,0	8,7
R4	2,8	2,8	2,9	8,6
Total	12,1	11,5	12,0	35,5
Moyenne	3,0	2,9	3,0	3,0

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,2	11	0,0			
Répétitions	0,1	3	0,0	2,24	4,76	9,78
Traitements	0,1	2	0,0	2,91	5,14	10,92
Erreur	0,1	6	0,0			

C.V : 3,3%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

ANNEXE 23

Analyse de variance sur les teneurs en ETM (grains entiers)

BARNEAU

1/4

Cd	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,0518	0,0490	0,0530	0,1538
R2	0,0378	0,0383	0,0425	0,1186
R3	0,0632	0,0611	0,0499	0,1742
R4	0,0421	0,0351	0,0450	0,1222
Total	0,1949	0,1835	0,1904	0,5688
Moyenne	0,0487	0,0459	0,0476	0,0474

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0009	11	0,0001			
Répétitions	0,0007	3	0,0002	8,85	4,76	9,78
Traitements	0,0000	2	0,0000	0,31	5,14	10,92
Erreur	0,0002	6	0,0000			

C.V : 10,9%

Répétitions : Différence significative entre les répétitions au seuil de 5% (F théo 5% < F calc < F théo 1%).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Cr	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,0983	0,1040	0,1200	0,3223
R2	0,1110	0,1410	0,1010	0,3530
R3	0,1010	0,1150	0,1130	0,3290
R4	0,1580	0,1270	0,1360	0,4210
Total	0,4683	0,4870	0,4700	1,4253
Moyenne	0,1171	0,1218	0,1175	0,1188

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0038	11	0,0003			
Répétitions	0,0020	3	0,0007	2,41	4,76	9,78
Traitements	0,0001	2	0,0000	0,09	5,14	10,92
Erreur	0,0017	6	0,0003			

C.V : 14,1%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Cu	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	3,96	3,97	4,02	11,95
R2	4,10	4,17	4,11	12,38
R3	3,82	4,12	4,04	11,98
R4	4,19	4,51	4,40	13,10
Total	16,07	16,77	16,57	49,41
Moyenne	4,02	4,19	4,14	4,12

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,39	11	0,04			
Répétitions	0,29	3	0,10	13,97	4,76	9,78
Traitements	0,07	2	0,03	4,75	5,14	10,92
Erreur	0,04	6	0,01			

C.V : 2,0%

Répétitions : Différence hautement significative entre les répétitions au seuil de 1% (F calc > F théo 1%).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5%).

Hg	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1	0,000374	0,000363	0,000539	0,001
R2	0,000488	0,000548	0,000488	0,002
R3	0,000457	0,000259	0,000456	0,001
R4	0,000374	0,001810	0,000509	0,003
Total	0,002	0,003	0,002	0,007
Moyenne	0,000	0,001	0,000	0,001

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0000018	11	0,00000016			
Répétitions	0,0000005	3	0,00000016	0,91	4,76	9,78
Traitements	0,0000002	2	0,00000011	0,63	5,14	10,92
Erreur	0,0000011	6	0,00000018			

C.V : 76,3%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Ni	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1	0,360	0,425	0,303	1,088
R2	0,299	0,404	0,258	0,961
R3	0,363	0,320	0,308	0,991
R4	0,396	0,357	0,273	1,026
Total	1,418	1,506	1,142	4,066
Moyenne	0,355	0,377	0,286	0,339

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,031	11	0,003			
Répétitions	0,003	3	0,001	0,58	4,76	9,78
Traitements	0,018	2	0,009	5,24	5,14	10,92
Erreur	0,010	6	0,002			

C.V : 12,2%

ppds 5% : 0,07

ppds 1% : 0,11

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence significative entre traitements au seuil de 5% (F théo 5 % < F calc < F théo 1 %).

Pb	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1				0,000
R2	INFÉRIEUR AU SEUIL DE DÉTECTION			0,000
R3				0,000
R4				0,000
Total	0,000	0,000	0,000	0,000
Moyenne	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	#VALEUR!	11	#VALEUR!			
Répétitions	0,0	3	0,0	#VALEUR!	4,76	9,78
Traitements	0,0	2	0,0	#VALEUR!	5,14	10,92
Erreur	#VALEUR!	6	#VALEUR!			

C.V : #VALEUR!

#VALEUR! #VALEUR!

#VALEUR! #VALEUR!

Répétitions : #VALEUR! INFÉRIEUR AU SEUIL DE DÉTECTION

Traitements : #VALEUR!

Zn	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
Répétitions				
R1	24,1	21,5	24,8	70,4
R2	21,9	23,8	26,2	71,9
R3	21,3	25,7	25,8	72,8
R4	24,1	24,4	23,5	72,0
Total	91,4	95,4	100,3	287,1
Moyenne	22,9	23,9	25,1	23,9

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	30,0	11	2,7			
Répétitions	1,0	3	0,3	0,11	4,76	9,78
Traitements	9,9	2	5,0	1,57	5,14	10,92
Erreur	19,0	6	3,2			

C.V : 7,4%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

BARNEAU

Cd	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	0,0721	0,2590	0,0766	0,4077
R2	0,0915	0,0779	0,0831	0,2525
R3	0,1040	0,0803	0,0944	0,2787
R4	0,0784	0,0538	0,0558	0,1880
Total	0,3460	0,4710	0,3099	1,1269
Moyenne	0,0865	0,1178	0,0775	0,0939

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0320	11	0,0029			
Répétitions	0,0085	3	0,0028	0,85	4,76	9,78
Traitements	0,0036	2	0,0018	0,54	5,14	10,92
Erreur	0,0199	6	0,0033			

C.V : 61,4%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Cr	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	1,260	2,380	0,887	4,527
R2	1,390	0,868	1,200	3,458
R3	1,760	1,100	0,870	3,730
R4	1,640	0,892	0,824	3,356
Total	6,050	5,240	3,781	15,071
Moyenne	1,513	1,310	0,945	1,256

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	2,465	11	0,224			
Répétitions	0,281	3	0,094	0,37	4,76	9,78
Traitements	0,661	2	0,331	1,30	5,14	10,92
Erreur	1,523	6	0,254			

C.V : 40,1%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Cu	Traitements			
	Répétitions	Té	D1	D3
R1	2,01	2,30	1,49	5,800
R2	1,82	2,45	2,81	7,080
R3	1,82	2,10	2,72	6,640
R4	1,96	1,47	1,88	5,310
Total	7,61	8,32	8,90	24,83
Moyenne	1,90	2,08	2,23	2,07

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	2,04	11	0,19			
Répétitions	0,64	3	0,21	1,07	4,76	9,78
Traitements	0,21	2	0,10	0,52	5,14	10,92
Erreur	1,19	6	0,20			

C.V : 21,5%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Ni	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	1,490	2,350	0,959	4,799
R2	1,470	0,841	1,270	3,581
R3	1,600	1,170	1,270	4,040
R4	2,010	0,983	0,964	3,957
Total	6,570	5,344	4,463	16,377
Moyenne	1,643	1,336	1,116	1,365

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	2,3	11	0,2			
Répétitions	0,3	3	0,1	0,36	4,76	9,78
Traitements	0,6	2	0,3	1,16	5,14	10,92
Erreur	1,4	6	0,2			

C.V : 36,0%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Pb	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,334	0,449	0,445	1,228
R2	0,505	0,535	0,612	1,652
R3	1,750	0,447	0,503	2,700
R4	0,527	0,380	0,553	1,460
Total	3,116	1,811	2,113	7,040
Moyenne	0,779	0,453	0,528	0,587

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	1,540	11	0,140			
Répétitions	0,423	3	0,141	0,96	4,76	9,78
Traitements	0,233	2	0,117	0,79	5,14	10,92
Erreur	0,884	6	0,147			

C.V : 65,4%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Zn	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	9,26	11,60	12,10	32,96
R2	13,10	9,77	9,04	31,91
R3	10,70	11,90	11,00	33,60
R4	15,30	8,67	10,20	34,17
Total	48,36	41,94	42,34	132,64
Moyenne	12,09	10,49	10,59	11,05

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	39,79	11	3,62			
Répétitions	0,94	3	0,31	0,06	4,76	9,78
Traitements	6,47	2	3,23	0,60	5,14	10,92
Erreur	32,38	6	5,40			

C.V : 21,0%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

ANNEXE24

Analyse de variance sur les teneurs en ETM (grais entiers)

BOUY

1/4

Cd	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,0257	0,0269	0,0195	0,072
R2	0,0265	0,0226	0,0148	0,064
R3	0,0202	0,0146	0,0182	0,053
R4	0,0197	0,0198	0,0131	0,053
Total	0,092	0,084	0,066	0,242
Moyenne	0,023	0,021	0,016	0,020

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0002	11	0,0000			
Répétitions	0,0001	3	0,0000	3,15	4,76	9,78
Traitements	0,0001	2	0,0000	4,92	5,14	10,92
Erreur	0,0001	6	0,0000			

C.V : 15,2%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Cr	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,0942	0,1120	0,0907	0,297
R2	0,0643	0,1430	0,1580	0,365
R3	0,1360	0,0842	0,1200	0,340
R4	0,0807	0,0802	0,0904	0,251
Total	0,375	0,419	0,459	1,254
Moyenne	0,094	0,105	0,115	0,104

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,009	11	0,0008			
Répétitions	0,003	3	0,0008	0,85	4,76	9,78
Traitements	0,001	2	0,0004	0,45	5,14	10,92
Erreur	0,006	6	0,0010			

C.V : 30,1%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Cu	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	3,03	3,43	3,44	9,900
R2	2,74	3,56	3,45	9,750
R3	2,86	3,31	3,41	9,580
R4	3,20	3,40	3,29	9,890
Total	11,830	13,700	13,590	39,120
Moyenne	2,958	3,425	3,398	3,260

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,7	11	0,1			
Répétitions	0,0	3	0,0	0,31	4,76	9,78
Traitements	0,6	2	0,3	11,25	5,14	10,92
Erreur	0,1	6	0,0			

C.V : 4,8%

ppds 5% : 0,27

ppds 1% : 0,41

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence hautement significative entre traitements au seuil de 1% (F calc > F théo 1 %).

Hg	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
R1	0,000530	0,000517	0,000601	0,0016
R2	0,000498	0,001310	0,000394	0,0022
R3	0,000290	0,000508	0,000197	0,0010
R4	0,001250	0,000467	0,000404	0,0021
Total	0,0026	0,0028	0,0016	0,0070
Moyenne	0,0006	0,0007	0,0004	0,0006

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,000013	11	0,0000012			
Répétitions	0,0000003	3	0,00000010	0,77	4,76	9,78
Traitements	0,0000002	2	0,00000010	0,77	5,14	10,92
Erreur	0,0000008	6	0,00000013			

C.V : 62,8%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Ni	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
R1	0,0869	0,1640	0,0902	0,341
R2	0,2670	0,1930	0,2150	0,675
R3	0,1310	0,1170	0,0903	0,338
R4	0,1480	0,0690	0,1040	0,321
Total	0,633	0,543	0,500	1,675
Moyenne	0,158	0,136	0,125	0,140

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,040	11	0,004			
Répétitions	0,029	3	0,010	6,99	4,76	9,78
Traitements	0,002	2	0,001	0,83	5,14	10,92
Erreur	0,008	6	0,001			

C.V : 26,7%

Répétitions : Différence significative entre les répétitions au seuil de 5% (F théo 5 % < F calc < F théo 1 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Pb	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
R1				0,000
R2	INFÉRIEUR AU SEUIL DE DÉTECTION			0,000
R3				0,000
R4				0,000
Total	0,000	0,000	0,000	0,000
Moyenne	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!	#DIV/0!

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	#REF!	11	#REF!			
Répétitions	0,0	3	0,0	#REF!	4,76	9,78
Traitements	0,0	2	0,0	#REF!	5,14	10,92
Erreur	#REF!	6	#REF!			

C.V : #REF! #REF! #REF! #REF!

#REF! #REF!

Répétitions : #REF!

Traitements : #REF!

Zn	Traitements			Total
	Té	D1	D3	
R1	16,9	20,8	20,6	58,300
R2	17,0	20,5	22,3	59,800
R3	17,7	17,8	22,3	57,800
R4	18,5	19,2	19,6	57,300
Total	70,100	78,300	84,800	233,200
Moyenne	17,525	19,575	21,200	19,433

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	39,8	11	3,615			
Répétitions	1,167	3	0,389	0,20	4,76	9,78
Traitements	27,132	2	13,566	7,10	5,14	10,92
Erreur	11,468	6	1,911			

C.V : 7,1% ppds 5% : 2,39

ppds 1% : 3,62

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence significative entre traitements au seuil de 5% (F théo 5 % < F calc < F théo 1 %).

Analyse de variance sur les teneurs en ETM (pailles)

BOUY

3/4

Cd	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,0618	0,0751	0,0413	0,1782
R2	0,0612	0,1040	0,0655	0,2307
R3	0,0575	0,0613	0,0580	0,1768
R4	0,0648	0,0456	0,0466	0,1570
Total	0,2453	0,2860	0,2114	0,7427
Moyenne	0,0613	0,0715	0,0529	0,0619

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,0029	11	0,0003			
Répétitions	0,0010	3	0,0003	1,61	4,76	9,78
Traitements	0,0007	2	0,0003	1,69	5,14	10,92
Erreur	0,0012	6	0,0002			

C.V : 23,2%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Cr	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	1,41	1,37	1,19	3,97
R2	1,20	1,23	1,14	3,57
R3	1,26	1,29	1,30	3,85
R4	1,14	1,24	1,49	3,87
Total	5,01	5,13	5,12	15,26
Moyenne	1,25	1,28	1,28	1,27

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,127	11	0,012			
Répétitions	0,029	3	0,010	0,62	4,76	9,78
Traitements	0,002	2	0,001	0,07	5,14	10,92
Erreur	0,095	6	0,016			

C.V : 9,9%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Cu	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	2,43	3,26	2,73	8,42
R2	2,17	4,16	2,74	9,07
R3	2,49	3,01	3,03	8,53
R4	2,43	2,95	3,18	8,56
Total	9,52	13,38	11,68	34,58
Moyenne	2,38	3,35	2,92	2,88

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	3,0	11	0,3			
Répétitions	0,1	3	0,0	0,16	4,76	9,78
Traitements	1,9	2	0,9	5,27	5,14	10,92
Erreur	1,1	6	0,2			

C.V : 14,6%

ppds 5% : 0,73

ppds 1% : 1,10

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence significative entre traitements au seuil de 5% (F théo 5 % < F calc < F théo 1 %).

Ni	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	1,30	1,44	1,60	4,34
R2	1,17	1,44	1,26	3,87
R3	1,27	1,31	1,49	4,07
R4	1,14	1,49	2,08	4,71
Total	4,88	5,68	6,43	16,99
Moyenne	1,22	1,42	1,61	1,42

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,7	11	0,1			
Répétitions	0,1	3	0,0	1,01	4,76	9,78
Traitements	0,3	2	0,2	3,45	5,14	10,92
Erreur	0,3	6	0,0			

C.V : 14,7%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Pb	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	0,443	0,586	0,463	1,492
R2	0,298	0,487	0,550	1,335
R3	0,326	0,407	0,548	1,281
R4	0,469	0,630	0,431	1,530
Total	1,536	2,110	1,992	5,638
Moyenne	0,384	0,528	0,498	0,470

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	0,108	11	0,010			
Répétitions	0,014	3	0,005	0,60	4,76	9,78
Traitements	0,046	2	0,023	2,87	5,14	10,92
Erreur	0,048	6	0,008			

C.V : 19,0%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Zn	Traitements			Total
	Répétitions	Té	D1	
R1	18,70	11,20	7,05	36,95
R2	6,51	17,20	30,20	53,91
R3	7,97	16,90	40,40	65,27
R4	8,47	8,34	19,10	35,91
Total	41,65	53,64	96,75	192,04
Moyenne	10,41	13,41	24,19	16,00

Origine de la fluctuation	Somme des carrés	Degrés de liberté	Variances	F calculé	F théorique	
					5%	1%
Total	1189,210	11	108,110			
Répétitions	200,484	3	66,828	0,70	4,76	9,78
Traitements	419,854	2	209,927	2,21	5,14	10,92
Erreur	568,873	6	94,812			

C.V : 60,8%

Répétitions : Différence non significative entre les répétitions au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

Traitements : Différence non significative entre les traitements au seuil de 5% (F calc < F théo 5 %).

ANNEXE 25

Flux d'ETM

1/2

BARNEAU	Cd (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	857	9,8		1,10	1,92	0,991	0,45	0,71	5,17	949	10,74%
20 t/ha	966		30,8	1,29	1,78	0,666	0,43	0,98	5,15	979	1,35%
60 t/ha	929		92,5	1,11	1,72	0,710	0,44	0,64	4,62	989	6,46%
MOYENNES	917	9,8	61,7	1,17	1,81	0,79	0,44	0,78	4,98	972,33	6,00%
Témoin	100%	1,1%		0,13%	0,22%	0,11%	0,05%	0,08%	0,60%		
20 t/ha	100%		3,2%	0,13%	0,18%	0,07%	0,04%	0,10%	0,52%		
60 t/ha	100%		10,0%	0,11%	0,17%	0,07%	0,04%	0,06%	0,45%		
MOYENNES	100%		6,57%	0,12%	0,19%	0,08%	0,05%	0,08%	0,52%		

	Cr (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	154826	102,7		320	8,95	0,30	1,09	12,5	342,84	156825	1,29%
20 t/ha	147446		399,8	310	8,33	0,25	1,15	13	332,73	146754	-0,47%
60 t/ha	151674		1199,5	272	8,15	5,85	1,09	7,8	294,89	150060	-1,06%
MOYENNES	151315	102,7	799,7	300,67	8,48	2,13	1,11	11,10	323,49	151213	-0,08%
Témoin	100%	0,07%		0,21%	0,01%	0,0002%	0,0007%	0,01%	0,22%		
20 t/ha	100%		0,27%	0,21%	0,01%	0,0002%	0,001%	0,01%	0,23%		
60 t/ha	100%		0,79%	0,18%	0,01%	0,0038%	0,001%	0,01%	0,19%		
MOYENNES	100%	0,07%	0,53%	0,20%	0,01%	0,001%	0,001%	0,01%	0,21%		

	Cu (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	120694	2,05		162	70,00	52,88	37,4	15,7	337,98	117542	-2,61%
20 t/ha	111238		3492,58	175	64,00	46,99	39,5	17,4	342,89	125844	13,13%
60 t/ha	116004		10477,75	171	63,00	54,52	38,4	18,3	345,22	128074	10,40%
MOYENNES	28597	2,05	6985,16	169,33	65,67	51,46	38,43	17,13	342,03	123820	6,97%
Témoin	100%	0,002%		0,13%	0,06%	0,04%	0,03%	0,01%	0,28%		
20 t/ha	100%		3,14%	0,15%	0,06%	0,04%	0,03%	0,02%	0,30%		
60 t/ha	100%		9,03%	0,14%	0,05%	0,04%	0,03%	0,01%	0,27%		
MOYENNES	100%	0,002%	6,09%	0,14%	0,05%	0,04%	0,03%	0,01%	0,28%		

	Hg (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	446	0,04		0,56	0,82	0,30	0,004	-	1,69	454	1,79%
20 t/ha	530		25,03	0,83	0,80	0,25	0,007	-	1,89	600	13,21%
60 t/ha	446		75,08	0,55	0,74	0,27	0,005	-	1,57	515	15,47%
MOYENNES	474,00	0,04	50,052	0,65	0,79	0,27	0,005	-	1,71	523	10%
Témoin	100%	0,01%		0,13%	0,18%	0,07%	0,00%	-	0,38%		
20 t/ha	100%		4,72%	0,15%	0,14%	0,05%	0,00%	-	0,34%		
60 t/ha	100%		16,83%	0,11%	0,14%	0,05%	0,001%	-	0,30%		
MOYENNES	100%	0,01%	10,78%	0,13%	0,16%	0,05%	0,001%	-	0,34%		

	Ni (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	61346	5,78		152,00	16,26	5,83	3,3	13,6	190,99	61039	-0,50%
20 t/ha	61039		224,65	152,00	16,67	5,01	3,54	11,2	188,42	58963	-3,40%
60 t/ha	64883		673,96	126,00	17,48	5,46	2,64	9,2	160,78	60039	-7,47%
MOYENNES	62422,7	5,8	449,3	143,3	16,8	5,4	3,16	11,3	180,06	60013,7	-3,79%
Témoin	100%	0,01%		0,25%	0,03%	0,01%	0,005%	0,02%	0,3%		
20 t/ha	100%		0,37%	0,25%	0,03%	0,01%	0,006%	0,02%	0,3%		
60 t/ha	100%		1,04%	0,19%	0,03%	0,01%	0,004%	0,01%	0,2%		
MOYENNES	100%	0,01%	0,70%	0,23%	0,03%	0,01%	0,005%	0,02%	0,29%		

BARNEAU	Pb (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	175198	1,77		183,00	8,62	5,90	-	6,83	204,35	176736	0,87%
20 t/ha	135223		3596,2	187,00	5,19	5,96	-	4,19	202,34	175506	22,95%
60 t/ha	156825		10788,5	178,00	8,11	5,61	-	4,75	196,47	172431	9,05%
MOYENNES	155748,7	1,8	7192,4	182,7	7,3	5,8	-	5,26	201,05	174891	10,96%
Témoin	100%	0,001%		0,10%	0,005%	0,003%	-	0,004%	0,12%		
20 t/ha	100%		2,66%	0,13%	0,004%	0,004%	-	0,003%	0,15%		
60 t/ha	100%		6,88%	0,11%	0,005%	0,003%	-	0,003%	0,12%		
MOYENNES	100%	0,001%	4,769%	0,115%	0,004%	0,004%	-	0,003%	0,13%		

	Zn (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	242771	69,2		389	284	182,6	213	100	1169	233239	-3,93%
20 t/ha	221323		7314	410,00	244	160,6	225	88	1128	230779	4,27%
60 t/ha	228396		21942	374,00	311	202,4	232	87	1206	240465	5,28%
MOYENNES	230830	69,2	14628	391	279,7	181,9	223,3	91,7	1167,5	234827,7	1,88%
Témoin	100%	0,03%		0,16%	0,12%	0,08%	0,09%	0,04%	0,48%		
20 t/ha	100%		3,30%	0,18%	0,11%	0,07%	0,10%	0,04%	0,49%		
60 t/ha	100%		9,61%	0,15%	0,12%	0,08%	0,09%	0,03%	0,48%		
MOYENNES	100%	0,03%	6,46%	0,16%	0,12%	0,08%	0,09%	0,04%	0,49%		

ANNEXE 26

Flux d'ETM

1/2

BOUY

	Cd (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	2163	9,8		1,65	0,65	0,820	0,19	0,44	3,75	2329	7,67%
20 t/ha	2195		30,8	1,27	0,62	0,564	0,17	0,51	3,13	2255	2,73%
60 t/ha	2405		92,5	1,24	0,62	0,602	0,14	0,39	2,99	2153	-10,48%
MOYENNES	2254	9,8	61,7	1,38	0,63	0,66	0,17	0,45	3,29	2245,7	-0,38%
Témoin	100%	0,5%		0,08%	0,03%	0,04%	0,01%	0,02%	0,17%		
20 t/ha	100%		1,4%	0,06%	0,03%	0,03%	0,01%	0,02%	0,14%		
60 t/ha	100%		3,8%	0,05%	0,03%	0,02%	0,01%	0,02%	0,12%		
MOYENNES	100%		2,62%	0,06%	0,03%	0,03%	0,01%	0,02%	0,14%		

	Cr (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	55196	102,7		41,27	19,33	6,53	0,76	9	76,89	58502	5,99%
20 t/ha	56503		399,8	25,66	10,69	3,88	0,85	9,2	50,28	55581	-1,63%
60 t/ha	54274		1199,5	38,63	8,35	5,85	0,96	9,4	63,18	52659	-2,98%
MOYENNES	55324	102,7	799,7	35,18	12,79	5,42	0,86	9,20	63,45	55580,7	0,46%
Témoin	100%	0,19%		0,07%	0,03%	0,01%	0,001%	0,02%	0,14%		
20 t/ha	100%		0,71%	0,05%	0,02%	0,01%	0,001%	0,02%	0,09%		
60 t/ha	100%		2,21%	0,07%	0,02%	0,01%	0,002%	0,02%	0,11%		
MOYENNES	100%	0,19%	1,46%	0,06%	0,02%	0,01%	0,002%	0,02%	0,11%		

	Cu (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	28136	2,05		36,57	35,20	62,07	23,9	17,1	174,83	31365	11,48%
20 t/ha	29520		3492,58	34,67	60,22	53,20	27,5	23,9	199,50	34517	16,93%
60 t/ha	28136		10477,75	25,73	50,53	71,26	28,2	21,5	197,22	38900	38,26%
MOYENNES	28597	2,05	6985,16	32,32	48,65	62,18	26,53	20,83	190,52	34927,3	22,22%
Témoin	100%	0,01%		0,13%	0,13%	0,22%	0,08%	0,06%	0,62%		
20 t/ha	100%		11,83%	0,11%	0,18%	0,16%	0,08%	0,07%	0,60%		
60 t/ha	100%		37,24%	0,07%	0,13%	0,18%	0,07%	0,06%	0,51%		
MOYENNES	100%	0,01%	24,54%	0,10%	0,15%	0,19%	0,08%	0,06%	0,58%		

	Hg (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	69	0,04		0,20	0,82	2,88	0,005	-	3,91	77	11,59%
20 t/ha	62		25,03	0,15	0,84	0,56	0,006	-	1,56	92	48,39%
60 t/ha	77		75,08	0,16	0,84	0,63	0,003	-	1,63	131	70,13%
MOYENNES	69,3	0,04	50,05	0,17	0,83	1,36	0,005	-	2,37	100	43%
Témoin	100%	0,06%		0,29%	1,19%	4,18%	0,01%	-	5,66%		
20 t/ha	100%		40,36%	0,18%	0,96%	0,65%	0,01%	-	1,79%		
60 t/ha	100%		97,50%	0,10%	0,55%	0,42%	0,002%	-	1,07%		
MOYENNES	100%	0,06%	68,93%	0,19%	0,90%	1,75%	0,01%	-	2,84%		

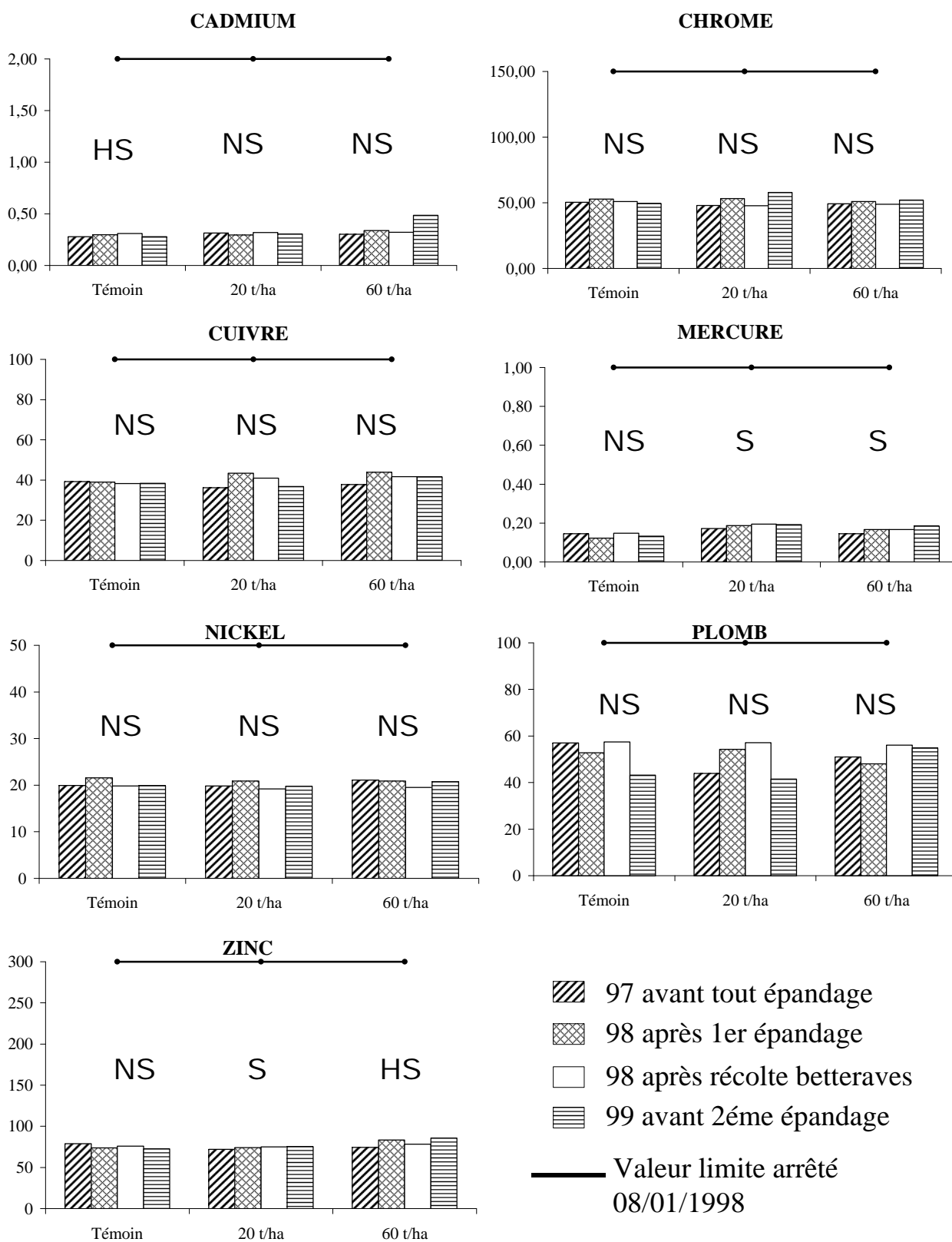
	Ni (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	32672	5,78		28,05	22,39	9,60	1,28	8,8	70,12	35132	7,53%
20 t/ha	34209		224,65	20,98	19,20	7,77	1,1	10,1	59,16	34824	1,80%
60 t/ha	31058		673,96	22,20	16,69	9,27	1,04	11,7	60,90	31980	2,97%
MOYENNES	32646,3	5,78	449,30	23,74	19,43	8,88	1,14	10,2	63,39	33978,7	4,10%
Témoin	100%	0,02%		0,09%	0,07%	0,03%	0,004%	0,03%	0,2%		
20 t/ha	100%		0,66%	0,06%	0,06%	0,02%	0,003%	0,03%	0,2%		
60 t/ha	100%		2,17%	0,07%	0,05%	0,03%	0,003%	0,04%	0,2%		
MOYENNES	100%	0,02%	1,41%	0,07%	0,06%	0,03%	0,003%	0,03%	0,19%		

BOUY	Pb (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	52198	1,77		38,94	4,84	7,70	-	2,62	54,10	51045	-2,26%
20 t/ha	53351		3596,2	30,82	5,96	7,36	-	3,55	47,69	54735	2,53%
60 t/ha	51506		10788,5	34,59	4,82	6,27	-	3,61	49,29	65728	21,64%
MOYENNES	52351,7	1,77	7192,4	34,78	5,20	7,11	-	3,26	50,36	57169,3	7,30%
Témoin	100%	0,003%		0,07%	0,01%	0,01%	-	0,01%	0,10%		
20 t/ha	100%		6,74%	0,05%	0,01%	0,01%	-	0,01%	0,08%		
60 t/ha	100%		20,95%	0,06%	0,01%	0,01%	-	0,01%	0,08%		
MOYENNES	100%	0,003%	13,843%	0,061%	0,01%	0,01%	-	0,006%	0,09%		

	Zn (g/ha)										
	SOL (1)	ENTREES		SORTIES betteraves, blé						SOL (2)	Accumulation
	Teneurs initiales	Super 45	boues	terre adhérente	racines	feuilles	grain	pailles	Total	Teneurs finales	(2) - (1)/1
Témoin	133839	69,2		145	115,15	186,49	142	75	664	139605	4,31%
20 t/ha	137914		7314	118,84	239,22	206,55	157	96	818	143987	4,40%
60 t/ha	127382		21942	124,34	227,89	277,11	176	181	986	145524	14,24%
MOYENNES	133045	69,2	14628	129,41	194,1	223,39	158,3	117,3	822,5	143038,7	7,65%
Témoin	100%	0,05%		0,11%	0,09%	0,14%	0,11%	0,06%	0,50%		
20 t/ha	100%		5,30%	0,08%	0,16%	0,14%	0,11%	0,07%	0,56%		
60 t/ha	100%		17,23%	0,08%	0,15%	0,19%	0,12%	0,12%	0,66%		
MOYENNES	100%	0,05%	11,26%	0,09%	0,13%	0,16%	0,11%	0,08%	0,57%		

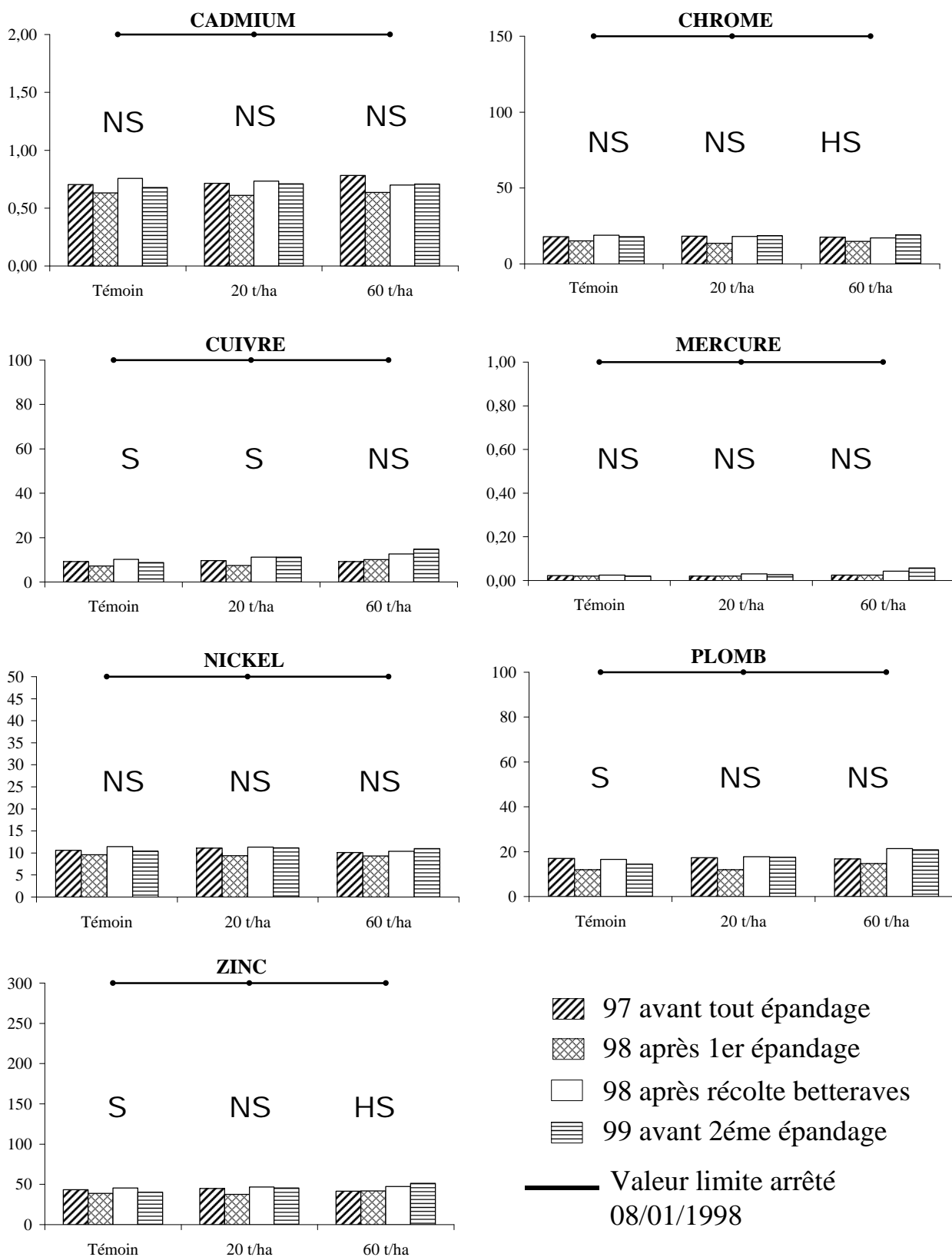
ANNEXE 27

Teneurs en ETM du sol à Barneau de 1997 à 1999 (mg/kg MS)



ANNEXE 28

Teneurs en ETM du sol à BOUY de 1997 à 1999 (mg/kg)



BIBLIOGRAPHIE

*ACADEMIE DES SCIENCES. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion.

Editions Lavoisier Tec et Doc, Rapport 42, août 1998, 435 p.

ADEME. Epandage des boues d'épuration urbaines : aspects sanitaires et environnementaux. Editions ADEME. Actes définitifs des journées techniques, 5 et 6 juin 1997, Paris, 321 p.

ADEME. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines.

Editions ADEME. Guides et cahiers techniques, 1995, 209 p.

AGENCES DE L'EAU. Le recyclage agricole des boues d'épuration : intérêt et contraintes.

Les études des Agences de l'eau n°61, 1998, 90 p.

ARNE ANDERSSON. (1977). Some aspects on the signifiacnce of heavy metals in sewage sludge and related products used as fertilizers
Swedish J. agri. Res. 7 : 1-5

BAIZE D. Mobilité, Bio-disponibilité – teneurs totales.

Editions INRA, 1994, 9-12.

BAIZE D. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France).

Editions INRA, 1997, 406 p

BAIZE D, JANIEC S. Les éléments traces métalliques dans les sols.

Editions INRA, 1994, 1-52.

CHANG A.C, PAGE A.L. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture.

OMS, 1995, 114 p.

CHANG A.C, PAGE A.L, FOSTER K.W, JONES T.E. (1982). A comparison of Cadmium and Zinc accumulation by four barley grown in sludge amended soils
Journal of Environment of Quality, 11, 3, 260-280.

COMMISSION INTERNATIONALE DES INDUSTRIES AGRICOLES ET ALIMENTAIRES
Métaux lourds et aliments. formation continue CIIA, 21-22 octobre 1999, INA-PG PARIS, 261 p.

COLIN F. Connaissances actuelles en matière d'utilisation agricole des boues résiduares urbaines.

Editions IRH, 1980, p 37-54.

*CSHPF- Section de l'alimentation et de la nutrition.

Plomb, Cadmium et mercure : évaluation et gestion du risque.

Editions Lavoisier Tec et Doc, 1996, 231 p.

- CSHPF- Section des eaux.
Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines.
Editions Lavoisier Tec et Doc, 1998, 106 p.
- *DIRECTION GENERALE DE LA SANTE.
La diagonale des métaux, études sur la teneur en métaux de l'alimentation.
Ministère de la Santé Publique et de l'Assurance Maladie, 1995, 31 p.
- DOWDY R.H, GOODRICH R.D, LARSON W.E, BRAY B.J, PAMP D.E.
Effects of sewage sludge on corn silage and animal products.
Project summary, 1984, EPA-600/S2-84-075.
- FAO/OMS. Codex Alimentarius.
Secrétariat du programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires, 1984, p 1-26.
- FEIX I, WIART J. Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires
de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales
Editions ADEME, 1998, 74 p.
- FOUNDATION FOR WATER RESEARCH. An assessment of the
environmental impact of sludge to agricultural land.
Research report, 1993, 250 p.
- GEMAS/COMIFER. Qualité des sols et qualité des productions agricoles.
Actes des troisièmes rencontres de la fertilisation raisonnée et
de l'analyse de terre, 18-19-20 novembre 1997, Blois, 200 p.
- JUSTE C. Appréciation de la mobilité et de la bio-disponibilité des éléments traces du sol.
Science du sol, 1988, p 103-112.
- JUSTE C, MENCH M. Long term application of sewage sludge and
its effects on metal uptake by crops in biogeochemistry of trace metal.
Lewis Publishers, 1992, p 159-193.
- LISK D.J, BOYD R.D, TELFORD J.N, BABISH J.G,
STOEWSAND G.S, BACHE C.A, GUTENMANN W.H. (1982)
Toxicologic studies with swine fed corn grown on municipal sewage sludge-amended soil.
Journal of Animal Science, 55, 3, p 613-618.
- MBILA et al.
Pegogenesis of heavy metals polluted soils.
Thèse non publiée, 2000, Iowa state University.
- McBRIDE MB. (1995)
Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge : are USEPA regulations protective.
Journal environment quality, 24, 5-18.
- McGRATH S.P. Long term studies of metal transfers following application
of sewage sludge in Pollutant transport and fate in ecosystems.
Blackwell Scientific publication, 1987, p 301-317.
- MENCH M, JUSTE C, SOLDA P. (1992)
Effets de l'utilisation de boues urbaines en essai de longue
durée : accumulation des métaux par les végétaux supérieurs.
Société botanique française, Actualité botanique 139, 141-156.

MOOLENAAR S.W. (1997)
Indicators of sustainability of heavy metals management in agro-systems.
The Science of Total Environment 201, 200 p.

MOREL J.L. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants in Soil ecotoxicology.
Lewis Publishers, 1997, p 141-176.

OTV. Traiter et valoriser les boues.
Editions OTV / Lavoisier Tec et Doc, 1997, 457 p.

*QUINCHE J.P. (1995)
Le cadmium des grains de céréales cultivés en Suisse.
Revue suisse Agriculture, 27, 1, p23-27.

SMITH S.R. Agricultural recycling of sewage sludge and the environment.
Editions CAB International, 1996, 382 p.

SNYMAN H.G, DE JONG J.M, AVELING T.A.S. (1998)
The stabilization of sewage sludge applied to agricultural land and the effects on maize seedlings.
Water Science and Technology, 38, 2, p 87-95.

WIART J, REVEILLERE M. (1995)
La teneur en ETM des boues résiduaire des stations d'épuration urbaines françaises.
TSM, 12, 913-922.