

Influence de la méthanisation des lisiers de porcs sur la biodisponibilité du cuivre et du zinc

Claire-Emmanuelle MARCATO (1), Philippe POUECH (1), Olivier THEOBALD (2), Maritxu GUIRESSE (3)

(1) APESA, Hélioparc, 2 avenue du Président Angot, 64053 Pau cedex 09

(2) ADEME, 2 square Lafayette, BP 90406, 49004 Angers cedex 01

(3) ENSAT, Avenue de l'Agrobiopole, BP 32607, Auzeville Tolosane, 31326 Castanet-Tolosan

philippe.pouech@apesa.fr

Influence de la méthanisation des lisiers de porcs sur la biodisponibilité du cuivre et du zinc

Une comparaison de la biodisponibilité du cuivre et du zinc contenus dans les lisiers de porcs a été réalisée entre les effluents bruts et les mêmes effluents traités par méthanisation. Les lisiers sont issus d'un élevage de porcs naisseur-engraisseur. Ils ont été méthanisés sur l'installation de 150 m³ de l'agrosite de Montardon (Pyrénées Atlantiques). Une première approche chimique a permis de mettre en évidence que le pH et le potentiel d'oxydoréduction ont les mêmes effets sur le passage en solution du cuivre et du zinc dans les 2 types de lisier (brut et méthanisé). Le cuivre demeure dans la fraction particulaire (>0,45 µm) quel que soit le pH tandis que le zinc passe progressivement dans la fraction dissoute quand le pH diminue. Les essais en sol par évaluation des transferts des ETM vers des cultures de maïs et de fève ont montré de faibles différences entre les deux types d'effluents. En effet, pour une même production de biomasse, les niveaux d'exportation de cuivre et de zinc ne présentent pas de différences significatives entre les plantes cultivées sur un sol avec apport de lisier méthanisé et celles cultivées sur un sol avec apport de lisier brut. Par ailleurs, ces essais ont permis de montrer que les exportations en ETM restent en deçà du seuil de toxicité des végétaux pour les deux types d'effluents même avec un apport en métaux équivalent à plusieurs dizaines d'années d'épandage. Ces travaux montrent que le traitement des lisiers de porcs par méthanisation influence peu la mobilité et la biodisponibilité du cuivre et du zinc pour les végétaux.

Anaerobic digestion of pig slurry and bioavailability of Cu and Zn.

Anaerobic digestion of pig slurries and its effect on copper and zinc bioavailability were studied. Slurries came from a rearing site where effluents are treated by anaerobic digestion (Montardon, 64, France). Bioavailability was evaluated by both chemical and biological approaches. Chemical evaluation indicated that pH and Eh had the same effects on copper and zinc solubility for both raw and digested slurries: in a 2.5 – 9.0 pH range, Cu remained in the solid fraction (> 0.45 µm) while zinc removed gradually in the dissolved fraction when pH decreased. The amounts of Cu and Zn taken up by bean and maize were little different between both raw and digested slurries. Indeed, for a same shoot biomass, Zn and Cu uptake were not significantly different between raw slurry- and digested slurry-amended soils. Moreover, these tests showed that Cu and Zn shoot concentration remained below toxic level. This study showed that anaerobic digestion of pig slurry little influenced Cu and Zn mobility and bioavailability.

INTRODUCTION

La digestion anaérobie ou méthanisation est un procédé largement utilisé pour le traitement de déchets organiques tels que les boues de station d'épuration, les résidus agroalimentaires ou les effluents d'élevage. La méthanisation permet de réduire la matière sèche du déchet par conversion du carbone organique en un biogaz constitué de méthane et dioxyde de carbone (Marchaim, 1992). Ainsi, ce procédé permet une stabilisation de la matière organique et une réduction des émissions malodorantes.

Si de nombreuses références existent sur la composition et la qualité des composts, il existe très peu de données sur les digestats (ADEME, 2004). Quelques études ont porté sur le devenir des éléments traces métalliques au cours d'un traitement de boues de station d'épuration par digestion anaérobie (Lake et al., 1985, Lavado et al., 2005), mais peu de travaux concernent un même déchet avant et après digestion, ou encore des effluents animaux.

Par ailleurs, le cuivre et le zinc sont des oligo-éléments essentiels pour le métabolisme des porcins, ce pourquoi les rations alimentaires sont supplémentées (Jondreville et al., 2003). Du fait d'une faible assimilation par les animaux, les lisiers produits peuvent être plus ou moins riches en cuivre et en zinc. Leur épandage sur les terres agricoles sont à prendre en compte afin de maîtriser un éventuel impact environnemental (L'Herroux et al., 1997 ; Gavalda et al., 2005). Le traitement des lisiers par méthanisation avant épandage peut avoir des conséquences plus ou moins importantes sur le devenir des ces ETM dans le sol et notamment leurs migrations potentielles vers la plante.

L'objectif de ce travail est donc d'appréhender les éventuelles différences de biodisponibilité du cuivre et du zinc contenus dans un lisier de porcs ayant subi ou non un traitement par digestion anaérobie. Pour cela, la biodisponibilité sera évaluée par 2 approches : la voie chimique (influence du pH et du Eh) et la voie biologique (bioessai de transfert sur fève et maïs).

1. MATÉRIELS ET MÉTHODES

1.1. Matériel

1.1.1. Lisier et digestat

La station zootechnique de Montardon comprend 5 bâtiments d'élevage porcins. Ces ateliers, conduits la plupart sur caillebotis, conduisent à la production de lisier qui sont traités par digestion anaérobie. Cette unité de méthanisation a été décrite par Castaing et al., (2002) et Pouech et al., (2005). Les lisiers sont acheminés des bâtiments vers la fosse d'introduction avant d'être traités dans le digesteur dans lequel le temps de séjour hydraulique est de 14 jours en moyenne. Le digestat issu du traitement est collecté dans une fosse de réception à partir de laquelle il peut être dirigé vers l'échantillonneur ou le séparateur de phase. L'échantillonneur présent sur le site permet également l'échantillonnage des lisiers avant traitement. Pour l'échantillonnage, les effluents

contenus dans les fosses d'introduction ou de réception sont homogénéisés par combinaison de brassages mécanique et hydraulique. Les effluents sont ensuite pompés vers l'échantillonneur.

Les lisiers font ensuite l'objet d'une séparation de phase par centrifugation à 14000 rpm pendant 30 minutes de façon à obtenir un culot riche en matière organique et concentrant les ETM. Ces culots sont mis à sécher à 40°C, ce après quoi ils sont broyés au pilon céramique de façon à obtenir une fraction solide la plus homogène possible et facilement manipulable pour le mélange au sol.

L'analyse des effluents et des fractions solides est réalisée. La matière sèche (MS) est obtenue par déshydratation à 105°C et la matière sèche volatile par calcination à 550°C. Sur les effluents, l'azote total est déterminé par la méthode Kjeldahl, et l'azote ammoniacal est obtenu par adaptation de cette méthode (distillation sans minéralisation préliminaire). Enfin, les concentrations des différents produits en éléments minéraux et métalliques sont obtenues par minéralisation acide (AFNOR, 1999) et dosage à l'ICP-OES ; du fait des fortes teneurs en matière organique, la minéralisation a été réalisée avec un mélange d'acide nitrique et acide chlorhydrique 1 : 1.

1.1.2. Le sol

Le sol utilisé dans les essais est un sol d'alluvions récentes en rive gauche du Touch à Poucharramet (31). C'est un sol jeune peu évolué, homogène sur deux mètres de profondeur et non calcaire. Pour les essais présentés ici, le sol a été prélevé sur les 30 premiers centimètres. Sa texture est argilo-limoneuse (A = 37 %, L = 45 %, S = 18 %), la capacité d'échange cationique est faible (11 cMol_c.kg⁻¹) et le taux de matière organique est égal à 2 %. Les teneurs en cuivre et en zinc y sont de 20 et 80 mg.kg⁻¹ respectivement.

1.2. Caractérisation chimique des lisiers

L'approche chimique de la biodisponibilité a été conduite sur les effluents liquides. L'objectif est d'évaluer la répartition du cuivre et du zinc entre les fractions dissoute et particulaire, obtenue par séparation des effluents à 0,45 µm ; cette caractérisation est effectuée sur une gamme de pH représentative de sols :

- pH naturel des effluents, proche de la neutralité ;
- pH = 4,0 ajusté avec HNO₃ 10 M, reflétant les conditions d'un sol acide sableux ;
- pH = 9,0 ajusté avec NaOH 10 M, correspondant à un sol basique calcaire.

Chacun des pH est étudié pour chaque effluent, soit 6 modalités expérimentales. Immédiatement après l'ajustement du pH, le potentiel d'oxydoréduction (Eh) est mesuré dans chaque préparation. Puis les mélanges sont mis à agiter sur table d'agitation elliptique (350 tr/min) pendant 24 heures, les tubes étant maintenus fermés. Après cette période, l'Eh et le pH sont à nouveau mesurés. Parallèlement, pour les effluents à pH naturel, les effets de variations du potentiel d'oxydoréduction sont étudiés. Pour cela, le pH et l'Eh sont

mesurés, puis les lisiers sont mis à oxygéner pendant 1h30 par bullage d'air comprimé afin de remonter la teneur en O_2 . Le pH et l'Eh sont alors à nouveau mesurés.

La séparation entre dissous et particulaire est réalisée sur les effluents dont le pH a été modifié, et se fait en 2 étapes : une centrifugation qui permet d'éviter le colmatage du filtre (11500 rpm, 30 min, T° ambiante), puis une filtration à 0,45 μm (filtres en cellulose). Pour la conservation et l'analyse, les surnageants sont acidifiés (HNO_3 70 %), tandis que les culots sont séchés en étuve à 40 °C pendant 4 jours puis minéralisés avec un mélange 2,5 : 1 d'acide nitrique (HNO_3 70 %) et de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2 30 %) chauffé à 90°C pendant 1h30. L'analyse est réalisée par ICP-MS. Un bilan de masse des éléments analysés est établi de façon à évaluer leur répartition entre les fractions dissoute et particulaire.

1.3. Essais agronomiques

L'approche biologique de la biodisponibilité a été conduite de façon à évaluer des effets à moyen et long terme (une vingtaine et une centaine d'années respectivement) de l'épandage de lisier ou de digestat. Pour cela, une simulation des apports par épandage a été réalisée à partir de produits solides concentrant la matière organique ainsi que les éléments traces métalliques du lisier et du digestat. Des essais préliminaires (résultats non montrés) ont en effet permis de mettre au point une méthode de concentration de ces constituants par centrifugation (30 minutes à 14 000 rpm). Les fractions solides sont séchées puis mélangées au sol sur la base d'un épandage de 60 $\text{m}^3 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$; l'humidité du mélange est ramenée aux 2/3 de la capacité de rétention en eau.

Deux essais complètement indépendants sont réalisés pour l'évaluation des effets à moyen et long terme. Le premier

essai est réalisé avec une dicotylédone (fève, *Vicia faba*), tandis que le second est conduit avec une monocotylédone (maïs, *Zea mays*). Pour chaque culture, 3 modalités sont mises en place (et 5 répétitions par modalité) : témoin (T = sol seul), lisier (L = sol + fraction solide de lisier), digestat (D = sol + fraction solide de digestat).

Les graines, hydratées pendant une nuit et désinfectées, sont semées dans une couche de sable à la surface des pots de façon à faciliter leur germination et leur émergence. Dans l'essai maïs, le pH très acide du sable a entraîné une acidification générale du sol. Les cultures sont ensuite conduites sur une durée de 7 semaines en conditions optimales (culture en phytotron avec des cycles de 16 heures de jour à 24°C et 8 heures de nuit à 20°C, le tout avec une humidité de 75 %).

A la récolte, parties aériennes et racines sont distinguées ; pour la fève, la tige est associée aux feuilles, tandis que pour le maïs, la tige étant très courte, elle est associée aux racines. La masse fraîche et la masse sèche après déshydratation à 80°C sont déterminées pour chaque plantule et chaque compartiment. Pour l'analyse du cuivre et du zinc, la biomasse est minéralisée selon la même procédure que les fractions dissoute et particulaire des lisiers.

2. RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1. Caractérisation des lisiers

2.1.1. Teneurs totales

Les compositions des effluents sont données dans le tableau 1. Les valeurs de concentration pour les éléments traces métalliques As, Cd, Co, Ba, Pb et Se sont proches du seuil de détection (autour de 1 ppm dans la matière fraîche) et ne sont donc pas exploitées ici. Le tableau 1 présente également les flux annuels des différents éléments pour un apport de

Tableau 1 - Compositions du lisier, du digestat et flux annuels associés pour un épandage de 60 m^3

Paramètres	Composition		Flux ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$)	
	Lisier	Digestat	Lisier	Digestat
% MS	2,70 %	1,50 %	1596,7	870,7
% MSV (/MS)	67,30 %	64,70 %	1074,8	563,6
NiK	0,28 %	0,26 %	168	156
N-NH ₄	0,21 %	0,22 %	126	132
P (g/kg MS)	29,5	24,9	47	21,7
K (g/kg MS)	37,4	72,3	59,7	62,9
Ca (g/kg MS)	51,2	39	81,7	34
Fe (g/kg MS)	25,3	43,5	40,3	37,9
Mg (g/kg MS)	14,2	12,1	22,6	10,5
S (g/kg MS)	8,1	10,8	12,9	9,4
Al (mg/kg MS)	868	998	1,39	0,87
Cu (mg/kg MS)	590	1001	0,94	0,87
Mn (mg/kg MS)	629	610	1	0,53
Zn (mg/kg MS)	1507	2563	2,41	2,23

lisier de $60 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ correspondant à une dose de $170 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$, en accord avec la réglementation française et européenne (Amlinger et al., 2003).

2.1.2. Etude de la disponibilité des ETM dans des lisiers en fonction du pH et de l'Eh

Le lisier et le digestat présentent des comportements voisins, le digestat étant légèrement plus réducteur pour un même pH que le lisier, ce qui est dû aux conditions nécessaires au bon déroulement de la digestion anaérobie (l'Eh doit être inférieur à -300 mV et le pH supérieur à $6,5$). Après ajustement du pH, les 2 comportements convergent vers un modèle linéaire commun entre les 2 paramètres ($r^2 = 0,93$) : pour les pH inférieurs à $6,0$, l'acidité se traduit par une oxydation des effluents et un Eh augmenté par rapport aux conditions initiales. De plus, le digestat contient des bicarbonates en grande quantité ($20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) qui lui confèrent un pouvoir tampon important par rapport aux variations de pH ; c'est la raison pour laquelle la valeur cible de pH $4,0$ a été dépassée (le pH acide pour la modalité digestat est de $2,7$). Cette similitude de comportement entre lisier et digestat n'est pas observée dans le cas d'une aération des effluents : les conditions très réductrices du digestat ($\text{Eh} < -430 \text{ mV}$) empêchent une oxygénation rapide du milieu. Ainsi, alors que l'Eh du lisier passe de $-286 \pm 28 \text{ mV}$ à $37 \pm 7 \text{ mV}$ après aération, celui du digestat reste négatif, passant de $-438 \pm 7 \text{ mV}$ à $-298 \pm 5 \text{ mV}$. Cependant, l'aération qui a été mise en place ici était de courte durée, et il pourrait être intéressant de renouveler l'essai pour une plus longue période d'oxygénation.

Les analyses de cuivre et de zinc conduites sur les effluents après modification du pH confirment les analogies de comportement entre lisier et digestat. Pour les 2 effluents, à pH naturel et après filtration à $0,45 \mu\text{m}$, les espèces métalliques analysées se concentrent majoritairement dans la fraction particulaire. Cette répartition du cuivre et du zinc peut provenir du fait qu'ils ont une plus grande affinité pour les molécules organiques insolubles constituant les culots. La réalisation d'une extraction séquentielle permettrait de valider cette hypothèse. Sur la gamme de pH étudiée, le cuivre demeure toujours dans la fraction particulaire qui concentre au moins 98% du cuivre, et cela que l'on s'intéresse au lisier ou au digestat. En revanche, pour le zinc, il existe une évolution de cette répartition en fonction du pH. La figure 1 montre que pour les pH supérieurs à $6,7$, le zinc est quasi exclusivement présent dans la fraction particulaire (plus de 98% du métal s'y retrouve) tandis que pour les pH plus acides, il existe un passage en solution du zinc jusqu'à atteindre une valeur de $38,9 \%$ dans la fraction dissoute pour un pH de $2,7$. Ces résultats sont en accord avec la littérature où le zinc est présenté comme l'un des éléments étant les plus sensibles à l'acidité (Alloway, 1992). Ici encore, il n'existe pas de différence de comportement entre lisier et digestat.

2.2. Essai agronomique

2.2.1. Composition des supports de culture

Comme cela a été dit précédemment, les concentrations du sol en Cu et Zn sont respectivement de 20 et $80 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ sol.

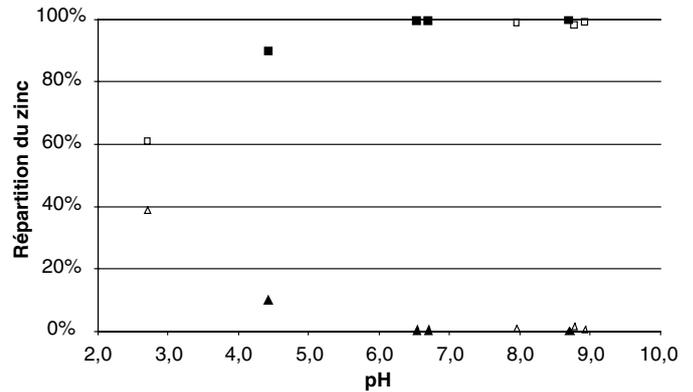


Figure 1 - Répartition du zinc dans les fractions particulaire et dissoute (▲ : dissous lisier ; △ : dissous digestat ; ■ : particulaire lisier ; □ : particulaire digestat)

De plus, dans l'essai fève, les apports sont équivalents à une vingtaine d'années d'épandage, soit pour 500 g de sol, $7,35 \pm 0,29 \text{ mg}$ de fraction solide, $4,0 \pm 0,2 \text{ mg}$ Cu et $11,0 \pm 0,4 \text{ mg}$ Zn pour la modalité lisier, et $3,87 \pm 0,06 \text{ mg}$ de fraction solide, $3,2 \pm 0,1 \text{ mg}$ Cu et $7,6 \pm 0,1 \text{ mg}$ Zn pour la modalité digestat. Pour la culture de maïs, les apports par les fractions solides de lisier et de digestat sont équivalents à une centaine d'années d'épandage, soit pour 500 grammes de sol, $32,79 \pm 0,39 \text{ mg}$ pour la modalité lisier et $21,07 \pm 0,11 \text{ mg}$ pour la modalité digestat. Ces apports correspondent à $16,1 \pm 0,2 \text{ mg}$ Cu et $51,5 \pm 0,6 \text{ mg}$ Zn, et $12,3 \pm 0,1 \text{ mg}$ Cu et $34,6 \pm 0,2 \text{ mg}$ Zn pour les modalités lisier et digestat (respectivement).

2.2.2. Rendements de croissance

L'ensemble des résultats est résumé dans le tableau 2. Dans l'essai maïs, les plantules ont connu un développement très lent qui peut s'expliquer par le pH des sols qui était voisin de $5,0$ pendant toute la durée de l'essai. Ces acidités des supports de culture ont donc entraîné des croissances plus faibles que celles habituellement obtenues pour le maïs.

Dans l'essai fève, l'analyse des rendements montre qu'il existe un effet d'inhibition sur la croissance des plantules dans la modalité lisier. La réduction de l'entre-nœud et la taille des feuilles semblent indiquer que cette inhibition est liée à une carence en zinc ; cette hypothèse est confirmée par les teneurs en zinc dans les parties aériennes qui sont en dessous du seuil de carence (estimé entre 10 et $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ MS, Alloway, 1992) pour 3 plantules sur 4. Plusieurs causes, dont les effets vont dans le sens d'une réduction de la biodisponibilité du zinc, peuvent être évoquées pour cela : l'alcalinisation du milieu a été observée pour les 2 modalités ($\text{pH} = 6,65$ pour la modalité lisier et $6,57$ pour la modalité digestat, contre une valeur de $5,73$ pour le témoin) ; de plus l'introduction de matière organique très dégradable a généré une activité microbienne intense, en particulier dans la modalité lisier.

2.2.3. Transfert du cuivre

Quelles que soient la culture et la dose apportée, l'analyse statistique des résultats montre une augmentation significa-

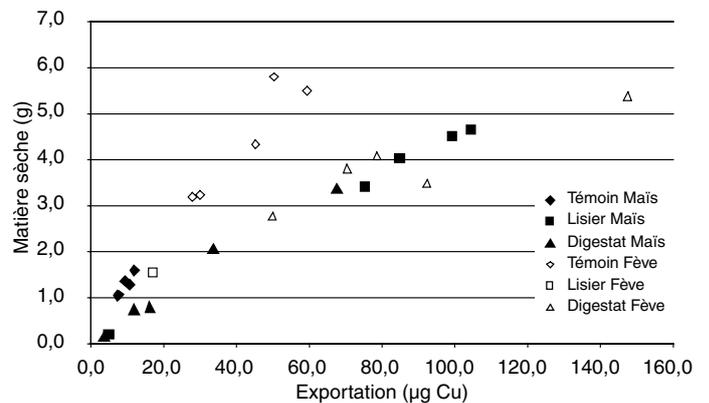
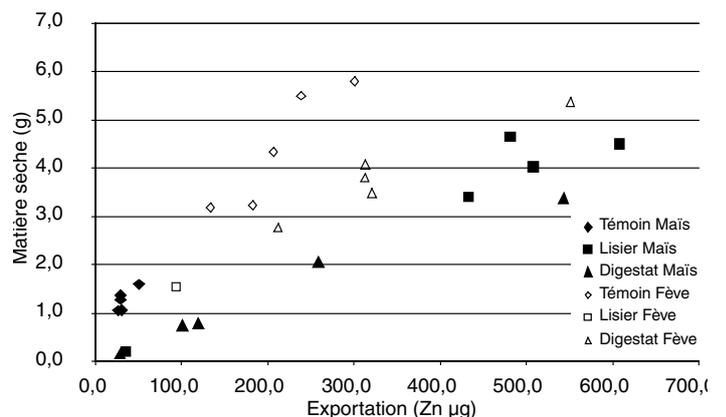
Tableau 2 - Rendements et concentrations en Cu et Zn pour les différents compartiments végétaux

	Maïs			Fève		
	Racines	Parties aériennes	Total	Racines	Parties aériennes	Total
Biomasse (mg MS)						
Témoin	0,42 ±0,12	0,87 ±0,12	1,29 ±0,23	1,11 ±0,54	3,31 ±0,90	4,42 ±1,22
Lisier	1,09 ±0,59	2,27 ±1,24	3,36 ±0,83	0,52 ±0,44	1,99 ±1,09	2,51 ±1,46
Digestat	0,42 ±0,39	1,01 ±0,91	1,43 ±0,29	1,24 ±0,45	2,68 ±0,59	3,91 ±0,96
Cuivre Concentration (µg.g⁻¹MS)						
Témoin	11,5 ±0,9	5,2 ±1,0	7,2 ±0,6	19,1 ±1,7	6,4 ±0,7	9,5 ±1,0
Lisier	49,5 ±2,8*	8,5 ±1,2*	22,2 ±0,8*	37,5 ±10,9*	8,9 ±1,3*	14,8 ±4,9
Digestat	42,0 ±4,2*	8,3 ±1,5*	18,5 ±2,4	46,0 ±6,3*	10,6 ±1,4*	21,6 ±4,6 *
Zinc Concentration (µg.g⁻¹MS)						
Témoin	43,6 ±8,3	16,6 ±2,9	25,4 ±4,0	78,1 ±23,3	38,7 ±3,4	48,0 ±6,0
Lisier	214,2 ±30,3*	90,9 ±18,7*	132,5 ±24,4*	67,7 ±54,1	18,9 ±19,2*	27,3 ±22,6
Digestat	277,1 ±22,6*	90,8 ±15,7*	147,1 ±17,7*	145,6 ±16,6*	58,7 ±12,3*	85,6 ±11,3*

five des concentrations en cuivre dans les parties aériennes et les racines après ajout de lisier ou de digestat. Les concentrations dans les parties aériennes, qui se situent dans la gamme optimale pour le bon développement des plantes (en moyenne dans les feuilles, 5 à 20 mg Cu.kg⁻¹MS d'après Alloway, 1992), sont similaires entre les cultures et entre les 2 effluents. Le cuivre apporté par les effluents est donc prélevé par le maïs et la fève. La figure 3 illustre le fait que les témoins (maïs et fève) sont sur une même droite d'absorption reliant la biomasse produite et les quantités exportées, qui est différente des courbes des modalités lisier et digestat. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Tao et al. (2003) montrant que l'accumulation du cuivre dans la plantule de maïs est « biomasse-dépendante ». Dans l'essai maïs, le cuivre est significativement plus concentré dans les racines de la modalité lisier que dans la modalité digestat, en lien étroit avec les concentrations totales des éléments dans le support de culture, mais les concentrations dans les parties aériennes sont proches. Il ne semble donc pas exister de différence d'assimilation entre les modalités lisier et digestat.

2.2.4. Transfert du zinc

En ce qui concerne le zinc, une augmentation significative des concentrations par rapport au témoin est également observée dans l'essai maïs pour les 2 effluents, et pour la modalité digestat dans l'essai fève ; les concentrations dans les parties aériennes pour ces différentes modalités se trouvent dans la gamme optimale pour le bon développement des plantes (en moyenne dans les feuilles, 25 à 150 mg Zn.kg⁻¹MS d'après Alloway, 1992). Cependant, dans l'essai fève, les parties aériennes de la modalité lisier ont des teneurs significativement plus basses que dans les autres modalités, et sont proches du seuil de carence. Le zinc apporté par les effluents, comme le cuivre, est donc prélevé par les végétaux ; pour une même biomasse, les plantules des modalités lisier et digestat sont plus chargées en zinc que le témoin, mais il existe cette fois une différence de comportement entre la fève et le maïs (Figure 3). Ce phé-

**Figure 2** - Bilan des rendements et des exportations dans les 2 essais pour le cuivre**Figure 3** - Bilan des rendements et des exportations dans les 2 essais pour le zinc

nomène est à mettre en lien avec le pH acide de l'essai maïs (qui a favorisé le transfert de zinc 4,96 en moyenne pour les modalités lisier et digestat contre 6,61 dans l'essai fève). De plus, dans l'essai maïs, le zinc est significativement plus concentré dans les racines de la modalité digestat que dans

celle de la modalité lisier alors que la concentration totale est plus élevée dans cette dernière. Ce phénomène peut trouver une explication par la différence de pH entre les 2 modalités (5,07 pour le lisier contre 4,85 pour le digestat), le zinc étant sensible au pH comme cela a été vu précédemment. De plus, Richards et al. (2000) avancent l'hypothèse que l'oxydation des composés azotés et soufrés réduits présents dans les produits méthanisés entraînent une chute de pH et donc un passage en solution du zinc. Cependant, les teneurs dans les parties aériennes sont équivalentes, indiquant que le zinc n'y est pas transporté.

CONCLUSION

Ces travaux ont montré qu'il n'existe pas de différence importante dans la biodisponibilité du cuivre et du zinc apportés par un lisier ayant subi ou non un traitement par méthanisation. Le transfert du cuivre du sol vers les végétaux est augmenté même dans le cas où seulement 20 ans d'apport ont été simulés : pour une même biomasse produite, le végétal prélève plus de métal. Cependant, cette absorption d'éléments n'a induit aucune diminution de rendement indi-

quant que le cuivre reste dans la gamme de concentration d'élément indispensable et non de phytotoxique. Le cuivre absorbé par le maïs et la fève reste en grande majorité dans les racines et est très peu transféré vers les parties aériennes. De plus, on ne relève pas de différence dans le devenir de cet élément apporté par un lisier préalablement méthanisé ou pas, aussi bien dans l'approche chimique que biologique. En revanche, en ce qui concerne le zinc, l'approche chimique a mis en évidence une très forte sensibilité de sa mobilité vis-à-vis du pH, ce qu'a confirmé l'essai agronomique. En effet, les variations de pH du sol consécutives à l'enfouissement des lisiers ont des conséquences prépondérantes sur la biodisponibilité du zinc. Le rôle de la matière organique plus ou moins modifiée au cours de la fermentation anaérobie reste à approfondir.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un programme qui a bénéficié d'un soutien financier de l'ADEME. Les auteurs remercient sincèrement pour sa participation l'ensemble du personnel anciennement présent à l'ADÆSO.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME, 2004. La qualité agronomique et sanitaire des digestats issus de méthanisation. 181 p.
- AFNOR, Norme NF ISO 11466, 1999. Extraction des éléments en traces solubles dans l'eau régale. In : Qualité du sol, Volume 1. Paris : éditions AFNOR, 458-464.
- Alloway B.J., 1992. Heavy metals in soils. Glasgow (UK). Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, 368 p.
- Amlinger F., Götz B., Dreher P., Geszti J., Weissteiner C., 2003. Nitrogen in biowaste and yard compost: dynamics of mobilisation and availability-a review. *Eur. J. of Soil Biol.* 39, 107-116.
- Castaing J., Pouech P., Coudure R., 2002. Digestion anaérobie de lisiers de porcs en mélange avec des déchets agro-industriels. *Journées de la Recherche Porcine*, 34, 195-202.
- Gavalda D., Scheiner J.D., Revel J.C., Merlina G., Kaemmerer M., Pinelli E., Guiresse M., 2005. Agronomic and environmental impacts of a single application of heat-dried sludge on an Alfisol. *Science of the Total Environment*, 343, 97-109.
- Jondreville C., Revy P.S., Dourmad J.Y., 2003. Dietary means to better control the environmental impact of copper and zinc by pigs from weaning to slaughter. *Livestock production science*, 84, 147-156.
- Lake D.L., Kirk P.W.W., Lester J.N., 1985. The effects of anaerobic digestion on heavy metal distribution in sewage sludge. *Wat. Pollut. Control*, 84, 549-558.
- Lavado R.S., Rodriguez M.B., Taboada M.A., 2005. Treatment with biosolids affects soil availability and plant uptake of potentially toxic elements. *Agric. Ecosys. Environ.* 109, 360-364.
- L'Herroux L., Le Roux S., Appriou P., Martinez J., 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environ. Pollut.* 97, 119-130.
- Marchaim U., 1992. Biogas processes for sustainable development. *FAO Agricultural Services bulletin N°95 Rome*.
- Pouech P., Coudure R., Marcato C.E., 2005. Intérêt de la co-digestion pour la valorisation des lisiers et le traitement de déchets fermentescibles à l'échelle d'un territoire. *Journées de la Recherche Porcine*, 37, 39-44.
- Richards B.K., Steenhuis T.S., Peverly J.H., McBride M.B., 2000. Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading. *Environmental Pollution* 109, 327-346.
- Tao S., Chen Y.J., Xu F.L., Cao J., Li B.G., 2003. Changes of copper speciation in maize rhizosphere soil. *Environmental Pollution* 122, 447-454.