

L'épandage de matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les prairies comporte-t-il des risques en termes de transfert de polluants organiques et inorganiques vers la chaîne alimentaire ?

A. CHATELET, A. FOURNIER, S. JURJANZ, S. LERCH, H. TOUSSAINT, M. DELANNOY,
C. FEIDT, G. RYCHEN

Université de Lorraine, INRA, UR AFPA, 2 avenue de la Forêt de Haye B.P. 172 F-54505
Vandœuvre-lès-Nancy, France

Courriel : guido.rychen@univ-lorraine.fr

Les pouvoirs publics sont confrontés aux questions liées à l'évaluation des bénéfices et des risques associés à l'épandage des MATières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR) sur les terres agricoles. Quels sont les points de vigilance relatifs aux transferts des polluants inorganiques ou organiques vers les produits animaux suite à l'épandage de MAFOR sur les prairies ?

La réflexion présentée dans cet article a été menée dans le cadre de l'expertise scientifique collective pilotée par l'Inra, le CNRS et Irstea, réalisée à la demande des ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement, sur la valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Les pouvoirs publics se trouvent aujourd'hui confrontés aux questions liées à l'évaluation des bénéfices et des risques associés à l'utilisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire (effluents d'élevage, composts d'ordures ménagères, boues de station d'épuration...) (tableau 1). L'adaptation des réglementations (cf. encadré pour le cadre législatif actuel) aux Matières Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR) destinées à l'épandage sur sols agricoles (contaminations potentielles connues ou émergentes) demande à être fondée sur une analyse scientifique approfondie. L'objectif de cet article est de faire le point sur les connaissances actuelles en termes de transferts des polluants inorganiques ou organiques vers les animaux producteurs de denrées alimentaires (viandes, œufs et lait) consécutivement à l'épandage de MAFOR sur les prairies. L'ingestion, notamment de sol et de plantes, a été jugée comme la voie d'exposition la plus probable pour les animaux ; l'inhalation et l'exposition cutanée constituant une voie d'exposition mineure (Smith et al 2007).

1 / Voies d'expositions des animaux d'élevage

L'exposition des animaux d'élevage suite à l'épandage de MAFOR peut être due à l'ingestion des polluants présents dans les MAFOR (seules, ou en mélange avec le sol) *via* le sol (ingestion directe, sol sur les racines ou particules de sol adhérentes sur les parties aériennes des plantes) ou les plantes (Hillman *et al* 2003). De manière générale, l'exposition la plus importante se produit lorsque les animaux accèdent aux surfaces traitées immédiatement après l'épandage (Fries 1996). Le temps nécessaire à la diminution de la charge en polluants sur le couvert végétal suite à l'épandage dépendra de la quantité de boues adhérentes et des interactions entre les polluants et la surface des végétaux. Une incorporation profonde des MAFOR dans le sol réduit l'exposition car les animaux n'ont accès qu'à la couche superficielle du sol (premiers centimètres). La pédofaune est également un récepteur de contaminants et peut être consommée par les animaux d'élevage. L'eau de surface peut être souillée soit directement, soit par ruissellement, tout comme l'eau de la nappe phréatique après une percolation des contaminants dans le sol. À ces variables s'ajoutent les conditions climatiques (pluies-vent) ou encore les pratiques d'élevage (chargement,

alimentation...). Ainsi, le splash (contamination des végétaux par des particules de sol) est favorisé par la pluie et le chargement du troupeau sur les parcelles fourragères (Chaney et Lloyd 1979, Beresford et Howard 1991, Hinton *et al* 1995, Hill 2005). De même, la capacité des polluants à être dégradés (photolyse, biodégradations par les microflores bactériennes...), à se volatiliser ainsi que les interactions plus ou moins importantes avec les cuticules des plantes sont des mécanismes modifiant la quantité de polluants adsorbés à la surface des végétaux (Smith *et al* 2001).

Les interactions complexes entre le sol, les plantes et les polluants sont encore mal connues et rendent difficiles l'évaluation de la part de polluants provenant des sols, des MAFOR ou des plantes (polluants absorbés ou adhérents) (Wilkinson *et al* 2003a, Hill 2005).

1.1 / Ingestion de végétaux

L'ingestion de végétaux par les ruminants est largement documentée. Les tables INRA (2007) indiquent des quantités consolidées pour les différentes catégories de bovins, de caprins et d'ovins et font état des facteurs de variation associés. A titre d'exemple, l'ingestion de fourrage (en kg matière sèche par animal et jour) pour un animal au pâturage, se situe aux alentours de 15 kg pour une vache laitière, de 2 kg pour une

chèvre laitière et d'un kg pour une brebis allaitante. L'ingestion de végétaux est beaucoup moins documentée et certainement moins fiable pour d'autres animaux

comme les porcs ou les volailles élevées en plein air : elle est estimée à 7 g par jour pour la poule pondeuse (Kijlstra 2004), 11 g pour le poulet (Rivera Ferre

et al 2007) et à un kg pour une truie en plein air (Jurjanz et Roinsard 2014).

a) *Exposition des animaux aux polluants inorganiques lors de l'ingestion de végétaux contaminés par l'épandage de MAFOR*

Tableau 1. MAFOR produites et épandues en France en 2011 en Millions de tonnes de Matière Brute (Mt MB) (Houot et al 2014).

Effluents d'élevage récupérables	
Effluents d'élevage brut (<i>lisier bovin, fumier bovin, lisier porcin, fumier porcin, autres effluents d'élevage</i>)	109
Autres substrats agricoles (<i>culture intermédiaires, déchets de tonte, autres substrats</i>)	0,2
Autres substrats non-agricoles (<i>effluents d'industries agro-alimentaires, bio déchets, autres</i>)	0,9
Compost issus d'effluents d'élevage	4,2
Résidus de méthanisation issus d'effluents d'élevage	1
MAFOR urbaines et industrielles	
Boues et effluents	2
Boues et effluents hors industries agro-alimentaires	0,4
Boues et effluents d'industries agro-alimentaires	1,2
Boues d'épuration urbaines	0,4
Déchets ménagers et assimilés	5,6
Déchets solides des collectivités	ND
Déchets industriels organiques	0,2

Une exposition aux Eléments Traces Métalliques (ETM) lors de l'ingestion de plantes par les animaux est possible lorsque les plantes absorbent les éléments par voie racinaire ou quand ceux-ci sont déposés sur le couvert végétal, seuls ou adsorbés sur des poussières ou des particules de sol (dépôts suivis parfois d'une absorption foliaire). Des indices d'adhésion pour certains métaux peuvent être calculés (Hillman *et al* 2003). Aitken (1997) a étudié l'adhésion à court terme de boues de station d'épuration (STEP) sur des prairies en Ecosse. Les boues ont été appliquées en surface en réalisant deux hauteurs de coupes des végétaux (4 ou 13 cm) et deux taux d'application de boues (55 ou 110 m³/ha).

Encadré 1. Cadre législatif.

Teneurs maximales autorisées de polluants dans les denrées alimentaires.

Des teneurs limites admissibles de certains polluants dans les denrées alimentaires ont été établies à des fins de protection des consommateurs. Dans ce contexte, une procédure communautaire décrivant les mesures mises en œuvre a été rédigée dans le règlement 315/1993/CEE. Le règlement 1881/2006/CE, modifié par le règlement 835/2011 (modification pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques) et modifié par le règlement 1259/2011 (modifications pour les dioxines, les polychlorobiphényles de type dioxine et autres que ceux de type dioxine), fixe les teneurs maximales admissibles au-delà desquelles la commercialisation des denrées alimentaires est interdite.

La directive 2002/32/CE (modifiée par le règlement 744/2012 et 277/2012 pour les dioxines) fixe des teneurs limites pour des substances indésirables dans les aliments pour animaux (par exemple Hg, Cd, Pb, As ou encore certains organochlorés). Au-delà des limites fixées, des restrictions de mises en circulation peuvent être appliquées. En France, les teneurs limites maximales sont établies par l'arrêté du 12 janvier 2001 modifié par l'arrêté du 21 février 2011. Il doit être noté que pour certains polluants organiques (polybromodiphényléthers « PBDE », acides perfluoroalkyl « PFAA », phtalates...) et inorganiques (Cr, Cu, Zn, Ni, As), il n'y a pas à ce jour de teneurs limites fixées dans les denrées alimentaires d'origine animale. Cette lacune réglementaire pour certaines molécules dont on connaît pourtant la toxicité apparaît actuellement d'avantage liée à des raisons circonstancielles qu'à des raisons scientifiques et des évolutions réglementaires sont donc naturellement attendues.

Points spécifiques des prescriptions techniques de l'épandage de boues (Directive 86-278-EEC) en lien avec la santé animale et le risque de contamination des denrées alimentaires.

En Europe, des prescriptions techniques relatives aux modalités de l'épandage de MAFOR issues de déchets ont été fixées. Ces prescriptions concernent, entre autres, l'épandage sur prairies, sur terres arables, ou encore sur cultures fourragères dédiées à l'alimentation animale (pratiques d'épandage - injection/surface - ainsi que des délais avant les récoltes ou la mise au pâturage). Au niveau européen, un délai de 3 semaines est recommandé avant la remise des animaux en pâturage. Ce délai permet une marge de sécurité pour l'hygiénisation du produit. Cependant, l'interprétation de ces délais et des conditions d'épandage varie selon les états membres (Hill 2005, European Commission 2012). Par exemple, le Danemark préconise un délai de 1 an avant la mise en pâture, en Allemagne l'épandage sur prairies permanentes est tout simplement interdit. En Angleterre, un code de pratiques spécifiques est appliqué « *the safe sludge matrix* » et le délai avant la mise en pâturage des animaux est de 3 semaines après injection des boues. En France, ce délai est de 3 semaines après épandage de boues hygiénisées et de 6 semaines sans hygiénisation (arrêté du 8 janvier 1998), <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000570287>

Les durées à respecter avant la remise en pâture ont généralement été établies eu égard aux risques sanitaires posés par les microorganismes pathogènes (Stark et Hall 1992, Aitken 1997, Hill *et al* 1998, Hillman *et al* 2003, Hill 2005). Si le socle scientifique peut relativement aisément être partagé, la politique de gestion des MAFOR est influencée par des paramètres spécifiques à chaque pays. Ainsi, l'Allemagne fixe des teneurs limites en AOX (« *Absorbable organic halogen* ») en PCDD/F et PCB ; la France, des teneurs en HAP et PCB ; le Danemark, des teneurs en LAS (« *Linear alkylbenzene sulfonate* »), en DEHP (di(-2ethylhexyl)phthalate et en nonylphenols/nonylphenol ethoxylates (NP/NPE) (Jensen *et al* 2012). De même, les limites nationales fixées en polluants inorganiques dans les biosolides, sont plus ou moins restrictives au regard des limites fixées par la directive 86/278/EEC (EC/DG environment, 2001).

Les boues adhérentes 24 heures après l'épandage étaient de 0,31 tonne de MS/ha (4 cm – 55 m³/ha) et 1,59 tonne de MS/ha (13 cm – 55 m³/ha). Des augmentations significatives en ETM ont été déterminées dans les herbes récoltées. Lorsque le taux d'application est passé de 55 m³/ha à 110 m³/ha, la teneur en ETM des plantes a doublé. Trente-six jours ont été nécessaires pour que les teneurs en Cd soient équivalentes à celles de la parcelle témoin (43 jours pour le Fe, Cu, Ni et 57 jours pour Zn et Pb). Les taux d'application des boues, la hauteur de coupe, la surface des feuilles sont donc autant de paramètres qui affectent directement le dépôt initial des boues sur le couvert végétal. Par ailleurs, la pluie n'aurait que peu d'effet sur l'atténuation de la charge en ETM sur les plantes lorsque les biosolides ont préalablement pu sécher (Aitken 1997). Le facteur le plus important pour diminuer la teneur en ETM serait la croissance des plantes, par un effet de dilution du fait de l'accroissement de biomasse.

Hillman *et al* (2004) ont mesuré l'adhésion des boues sur les fourrages suite à un épandage en surface sur les pâtures en automne et au printemps. Les conditions de l'expérimentation et les quantités de boues adhérentes correspondantes sont rappelées dans le tableau 2. La quantité de sol adhérente sur les plantes a été plus élevée au printemps parallèlement à l'augmentation de la biomasse. Généralement, une diminution graduelle des teneurs en ETM dans les végétaux est observée 21 jours suivant l'épandage. Le Cu aurait tendance à adhérer plus longtemps que le Fe, le Zn, le Cd ou le Pb. Il a été conclu que l'exposition des animaux à de fortes concentrations en ETM était peu probable si les conditions

d'épandage étaient respectées (délai de 21 jours, conditions météorologiques courantes). López-Moquera *et al* (2006) ont évalué l'impact de l'épandage de «dairy sludge» sur des prairies (*Lolium perenne* et *Trifolium repens* – sol : «humic Umbrisol»). Les boues ont été épandues à raison de 160 m³/ha et les taux d'application des ETM correspondant étaient : Cd : 2,0 ; Cr : 0,1 ; Cu : 56,6 ; Ni : 37,7 ; Pb : 37,7 ; Zn : 880,6 g/ha. Quatre semaines après l'épandage, les teneurs en Cu, Pb et Zn dans les fourrages, bien que se situant en dessous des concentrations à risques pour les animaux, étaient significativement plus élevées sur les champs amendés par les boues en comparaison de celles observées pour les parcelles amendées par un engrais minéral (675 kg/ha d'un engrais NPK 15:15:15) ou le témoin (sans épandage).

L'adhésion des ETM sur les végétaux peut fortement varier selon les éléments considérés (Hillman *et al* 2003). Les ETM les plus solubles s'infiltreraient rapidement dans les sols alors que les ETM présents dans la phase solide adhèrent aux cires des cuticules des plantes (Hillman *et al* 2004). Or, la majorité des ETM serait associée aux phases particulaires solides, les autres se retrouvant dans les matières colloïdales, supra-colloïdales et les fractions dissoutes. Ainsi, les relations des ETM avec les parties aériennes des plantes seront fortement dépendantes de la composition de la MAFOR épandue.

b) Exposition des animaux aux polluants organiques lors de l'ingestion de végétaux contaminés par l'épandage de MAFOR

Le risque de transfert des polluants organiques fortement lipophiles par

absorption racinaire suite à l'épandage est généralement faible (coefficient de transfert < 1%) (Erhardt et Prueß 2001, Hill 2005). Ces faibles absorptions racinaires sont généralement expliquées par le caractère insoluble de ces molécules dans la solution du sol, leur volatilisation et minéralisation par les microorganismes, ou encore par leur forte sorption sur les Matières Organiques (MO) contenues dans les boues (Fries 1996, Mc Grath 1999, Smith 2009). Ainsi, les voies les plus probables d'exposition des animaux aux polluants organiques présents dans les MAFOR *via* les plantes seraient :

- un dépôt direct de MAFOR sur la surface des feuilles dans le cas d'un épandage en surface ;

- un dépôt de sol en mélange avec la MAFOR suite à une recontamination (splash) (Fries 1996, Mc Grath 1999, Smith 2009) ;

- le dépôt des molécules sur les feuilles (dépôt atmosphérique sous forme gazeuse, par dépôt humide ou encore par sédimentation de polluants liés aux particules atmosphériques) (Welsch-Pausch et McLachlan 1998) ;

- la captation foliaire des molécules volatiles (du sol vers les feuillages) ;

- l'adsorption des molécules sur les racines (par exemple, chlorobenzènes, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), PolyChloroByphényles (PCB), PolyChloroDibenzo-p-Dioxines/Furanes (PCDD/F) et pesticides organochlorés) (Erhardt et Prueß 2001).

Comme pour les polluants inorganiques, le risque de contamination des

Tableau 2. Récapitulatif des conditions d'épandage et des estimations de la quantité des boues adhérentes 24 h après l'application des boues (Hillman *et al* 2004).

Site 1 - sol calcaire, limoneux et argileux (expérience 1)		Site 2 - sol calcaire sableux limoneux (expérience 2)			
Conditions d'épandage et composition des boues		Conditions d'épandages et composition des boues			
Epandage de surface en automne : 6,3 t MS/ha Conditions froides et sèches : 10,8 mm pluie	- pH = 7,4 - Cd : 4,4 mg/kg MS - Pb : 221 mg/kg MS - Cu : 416 mg/kg MS - Zn : 1552 mg/kg MS	411 kg MS/ha (6,8% des boues) soit 226 g de boues adhérentes en MS/kg d'herbe en MS	Epandage de surface en automne : 3,8 t MS/ha Conditions froides et sèches : 34 mm pluie	- pH = 7,5 - Cd : 2,7 mg/kg MS - Pb : 281 mg/kg MS - Cu : 332 mg/kg MS - Zn : 1300 mg/kg MS	116 kg MS/ha (3% des boues) soit 114 g de boues adhérentes en MS/kg d'herbe en MS
Epandage de surface au printemps : 6,2 t MS/ha Conditions sèches : 5,2 mm pluie	- pH = 7,5 - Cd : 4,3 mg/kg MS - Pb : 232 mg/kg MS - Cu : 455 mg/kg MS - Zn : 1567 mg/kg MS	909 kg MS/ha (15,4% des boues) soit 359 g de boues adhérentes en MS/kg d'herbe en MS	Epandage de surface au printemps : 4,5 t MS/ha	- pH = 7,8 - Cd : 2,5 mg/kg MS - Pb : 229 mg/kg MS - Cu : 226 mg/kg MS - Zn : 1147 mg/kg MS	353 kg MS/ha (7,8% des boues) soit 259 g de boues adhérentes en MS/kg d'herbe en MS

animaux par des molécules organiques surviendrait surtout dans le cas d'un épandage en surface. Les PCB, HAP et PCDD/F seraient très fortement capturés par les surfaces foliaires par volatilisation, ou lors de dépôts atmosphériques (Erhardt et Prueß 2001). Par exemple Smith *et al* (2001) ont étudié le comportement des HAP sur des prairies amendées par des boues (boues digérées d'une unité de traitement semi-urbaine, 4% de MS, et appliquées à un taux de 0,04 kg/m³). Le traitement était de 34 jours et la concentration moyenne en HAP totale dans les boues était de 45 mg/kg de poids sec pour les 24 congénères mesurés. Selon les congénères, 8 à 26% des HAP auraient été retenus par les végétaux, avec une plus forte rétention des composés ayant les plus hauts poids moléculaires. L'effet dilution, induit par la croissance des plantes, a contribué à la diminution des demi-vies des HAP sur les surfaces foliaires. Cousins *et al* (1997) ont mesuré la volatilisation des PCB suivant l'application de boues digérées par voie anaérobie et fortement contaminées (total de 53 congénères : 33 mg/kg, sur sol sableux, MO : 4,4% du poids frais). Il a été conclu que l'épandage sur des sols avec de fortes teneurs en MO et une injection profonde (15 cm) limiterait la volatilisation.

1.2 / Ingestion de sol

L'ingestion directe de sol, tout comme l'ingestion de plantes ou de fourrages contaminés par des particules de sol constituant des voies majeures d'exposition des animaux aux polluants (Stark et Hall 1992, Chaney *et al* 1996, Erhardt et Prueß 2001, Hill 2005). Le principe général des méthodes permettant l'évaluation de l'ingestion de sol consiste en l'utilisation d'un marqueur présent en grande concentration dans les sols relativement à sa concentration marginale dans les plantes. Un bilan massique peut alors être réalisé sur la base des concentrations en marqueur dans les sols, dans les végétaux et de leur digestibilité. Ainsi, il est possible d'estimer la quantité de sol en % de la masse sèche totale ingérée (Beyer *et al* 1994).

a) Herbivores

L'ingestion de sol par des herbivores élevés en plein air doit être différenciée par type d'animal et de pratiques d'élevage. Le cas des ovins est bien documenté avec des ingestions moyennes qui se situent entre 5 et 8% de la matière sèche ingérée (Field et Purves 1964, Healy 1967, Fries *et al* 1982, Abrahams et Steigmajer 2003, Smith *et al* 2009). Cependant, ces moyennes masquent d'importantes variations. En effet, l'ingestion de sol peut s'élever à 24% (Smith *et al* 2009), voire plus de 40%

(Healy 1968) lors de conditions défavorables extrêmes (herbe souillée par le sol, pâturage hivernal...). Des bovins élevés en conditions extensives ingèrent dans des conditions semi-arides du Texas, en moyenne 6 à 7% de sol dans la matière sèche ingérée (Mayland *et al* 1975, Kirby et Stuth 1980, Abrahams et Thornton 1994). Cependant, cette proportion de sol peut doubler dès lors que les conditions de pâturage se détériorent forçant les animaux à collecter l'herbe près du sol (Mayland *et al* 1975, Kirby et Stuth 1980) et/ou à consommer une herbe souillée *via* la projection de particules de sol ou le piétinement (Beresford et Howard 1991).

Les ingestions de sol pour la vache laitière semblent plus limitées, avec 1 à 2% de la MS ingérée (Healy 1968, Fries *et al* 1982, Jurjanz *et al* 2012). Quelques valeurs nettement plus élevées ont été relevées en conditions très défavorables avec 8% lors d'un pâturage automnal (Jurjanz *et al* 2012) et jusque 20% en pâturage hivernal (Healy 1968).

L'ingestion de sol dépend donc des facteurs suivants :

- la durée de pâturage sur l'année, le mode de préhension déterminant la hauteur d'herbe broutée qui est inversement reliée à l'ingestion de sol ;
- la hauteur d'herbe disponible en entrée et sortie de pâturage ;
- la mise à disposition ou non d'un complément alimentaire ;
- le degré de salissure de l'herbe (par des particules de sol) qui dépend du chargement (densité du troupeau) et des conditions météorologiques ;
- l'éventuelle mise à disposition à même le sol de compléments énergétiques ou minéraux.

La combinaison de tous ces facteurs rend difficile la prédiction fiable d'une quantité de sol ingérée par les herbivores au pâturage (Jurjanz *et al* 2012). Les facteurs de limitation les plus efficaces sont une réduction du temps de pâturage global, une hauteur d'herbe minimale déclenchant la sortie de la pâture (5 cm semble être un seuil à ne pas franchir pour les vaches laitières (Jurjanz *et al* 2012), une hauteur de coupe minimale notamment pour les ensilages d'herbe et le maintien d'un couvert végétal non souillé.

b) Monogastriques

Les animaux monogastriques (volailles et porcins) peuvent ingérer des quantités non négligeables de sol dans le cas d'éle-

vages en plein air. L'ingestion quotidienne de sol par la volaille en plein air est estimée entre 5 et 10 g par poule (Stephens *et al* 1995, Kijlstra 2004, De Vries *et al* 2006, Jondreville *et al* 2010). Des ingestions supérieures ont été rapportées dans les cas où l'alimentation a été déséquilibrée (Jondreville *et al* 2010) ou lors de conditions très défavorables (Waegeneers *et al* 2009). La littérature est très limitée pour le poulet de chair. Jurjanz *et al* (2011) rapportent des ingestions avoisinant 3-5 g/j.

Un travail exploratoire sur des truies en plein air (Jurjanz et Roinsard 2014) a mis en évidence une ingestion moyenne de 0,3 kg de sol par jour avec une valeur extrême à 1 kg de sol par truie et par jour. Les résultats de Rivera Ferre *et al* (2001) suggèrent des ingestions beaucoup plus élevées de sol, au moins pour certains individus. En effet, Healy et Drew (1970) rapportent des ingestions allant jusqu'à 61% de sol dans la matière sèche ingérée quand des porcelets sevrés pâturent des betteraves en hiver. Cependant, ces conditions peuvent être considérées comme extrêmes.

1.3 / Ingestion d'eau d'abreuvement

Une synthèse sur l'ingestion d'eau avec des quantifications par type d'animaux est proposée dans un rapport de l'Anses (Schmidely 2011). Elle se situe aux alentours de 3 litres d'eau par kg de matière sèche ingérée avec des variations dues aux conditions climatiques (majoration en conditions de stress thermique), à l'humidité de la ration ingérée (majoration dans le cas d'une ration très sèche comme par exemple à base de foin) et au niveau de production laitière pour les femelles. Suivant les conditions d'élevage, l'origine de l'eau d'abreuvement peut varier, allant de la mare à l'eau du réseau de distribution en passant par le forage privé à faible profondeur. Ainsi, le lien avec l'épandage de MAFOR peut donc être quasi-nul ou *a contrario* très fort.

1.4 / Ingestion de pédofaune

L'ingestion de pédofaune ne peut être exclue (insectes, lombrics, mollusques chez les animaux élevés en plein air). L'accumulation de polluants a été démontrée pour cette pédofaune (Nyholm *et al* 2010, Shang *et al* 2013). L'hypothèse d'une exposition des animaux producteurs de denrées alimentaires par l'ingestion d'une pédofaune contaminée est donc plausible (Zhuang *et al* 2009). Cependant, la quantification de l'ingestion de la pédofaune s'avère difficile et la littérature est extrêmement pauvre en données. Pour la faune sauvage, des données existent pour le sanglier (Baubet *et al* 2009), mais les valeurs fluctuent

fortement avec la saison et l'écosystème habité (de 0 à une trentaine de lombrics par jour). Pour la poule en plein air, de Vries *et al* (2006) suggèrent une ingestion d'insectes et de lombrics à hauteur de 20 g de matière sèche par jour. L'état des connaissances sur l'ingestion de la pédofaune reste lacunaire et ne permet donc pas de connaître avec précision les quantités ingérées pour les différentes catégories d'animaux domestiques.

En résumé, en termes d'exposition des animaux d'élevage aux contaminants issus des MAFOR, il faut retenir que :

- l'ingestion de fourrage par les herbivores est bien renseignée ainsi que ses facteurs de variation, cela n'est cependant pas le cas pour les monogastriques élevés en plein air ;

- l'ingestion de sol peut être déterminée, mais elle présente une très grande variabilité liée aux espèces et aux pratiques d'élevage ;

- l'ingestion d'eau est assez bien connue, mais l'origine de l'eau consommée peut concerner aussi bien des eaux de ruissellement que de l'eau du réseau ;

- l'ingestion de pédofaune n'a été évaluée que pour un nombre très restreint d'espèces et de nombreuses interrogations subsistent donc dans ce domaine.

2 / Bioaccessibilité des polluants des matrices environnementales

Lors d'un épandage de MAFOR sur prairie, les végétaux vont retenir une partie de la matière épandue (adsorption, gaine des feuilles) tandis qu'une autre partie va entrer directement en contact avec le sol. Les polluants présents dans les horizons de surface des sols sont réputés être liés au complexe argilo-humique en ce qui concerne les ETM et aux matières organiques de manière générale pour les polluants organiques. De nombreux auteurs considèrent que cette liaison au sol, responsable d'une rétention des polluants dans les horizons de surface influe également la capacité de l'animal à les absorber comme cela a été démontré pour les plantes. Ces mécanismes sont relativement bien décrits et font appel à deux concepts, celui de bioaccessibilité et celui de biodisponibilité (Denys *et al* 2009, Cave *et al* 2011). La bioaccessibilité est définie comme la fraction du polluant qui va être libérée de sa matrice support (ici le sol) dans le tractus digestif et qui va pouvoir migrer dans la phase aqueuse jusqu'à la barrière de l'épithélium intestinal, site à partir duquel l'absorption,

première étape de la biodisponibilité, pourra avoir lieu. La capacité de rétention de la matrice sol vis-à-vis d'un polluant ingéré par un animal peut être estimée par les approches de biodisponibilité relative. Elles consistent à comparer la réponse obtenue chez l'animal suite à l'exposition au polluant *via* le sol à celle obtenue *via* une matrice de référence considérée comme non rétentrice par exemple l'eau dans laquelle sera dissous de l'acétate de plomb ou l'huile pour les polluants organiques. Cette méthode a été employée par exemple pour caractériser la rétention d'ETM par le sol (Denys *et al* 2012) ainsi que celle de polluants organiques (Ounnas *et al* 2009, Fournier *et al* 2012a, Feidt *et al* 2013, Jondreville *et al* 2013). Pour le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et l'arsenic (As) (Denys *et al* 2012) il apparaît que les caractéristiques du sol et, en particulier les phases porteuses de ces ETM, affectent significativement leur bioaccessibilité et par voie de conséquence leur biodisponibilité (Caboche 2009). Pour les molécules organiques cette liaison est très dépendante des caractéristiques de la matière organique. Pour des sols (ou des MAFOR) dans lesquels la matière organique est peu condensée (majorité des sols agricoles), la biodisponibilité n'est quasiment pas réduite, mais la présence de matière organique condensée peut réduire significativement la biodisponibilité relative du polluant (Chai *et al* 2011, Delannoy *et al* 2013).

Ainsi, l'évaluation du risque de transfert des polluants vers l'animal en lien avec l'épandage de MAFOR ne doit pas s'appuyer simplement sur la teneur totale en polluants de la matrice ingérée, mais doit prendre en compte la réduction potentielle de biodisponibilité de ces polluants liés au sol ou à la MAFOR, et ce au cas par cas.

3 / Transferts des polluants des MAFOR épandues vers les animaux d'élevage et leurs produits

3.1 / Mécanismes de transfert des polluants organiques

Le devenir d'une substance bioaccessible dans l'organisme dépend de quatre étapes clés : l'Absorption, la Distribution, le Métabolisme et l'Excrétion (ADME) (Renwick 2001). Dans un premier temps, la molécule est absorbée puis distribuée dans l'organisme par un fluide biologique (sang ou lymph), faisant intervenir différents processus de transport. Le contaminant est ensuite distribué dans les tissus et organes (graisses ou foie par

exemple) et/ou éliminé *via* sa métabolisation et/ou son excrétion (lait, œuf, fèces et urine principalement) (Aiache *et al* 2008). Les étapes ADME peuvent dépendre les unes des autres. Ainsi, une substance distribuée et stockée dans les graisses sera éliminée plus lentement qu'un composé rapidement métabolisé puis excrété. Au niveau de la cinétique de transfert vers le sang ou les produits animaux, une phase de bioaccumulation du polluant dans les tissus précède une phase d'équilibre durant laquelle les concentrations dans les tissus sont considérées constantes (Fries *et al* 1973, McLachlan 1994, Thomas *et al* 1999, Huwe et Smith 2005, Rossi *et al* 2010, Fournier *et al* 2013). Lorsque l'animal n'est plus exposé, la charge corporelle en polluants tend à diminuer jusqu'à ce que les concentrations atteignent des valeurs correspondant au bruit de fond de la méthode de dosage.

A l'équilibre des « entrées-sorties de l'organisme » le coefficient de transfert vers les produits est défini comme le rapport entre les quantités excrétées par jour *via* le lait ou l'œuf et les quantités ingérées par jour. Les transferts peuvent également être exprimés sous forme de facteur de Biotransfert (BTF). Il s'agit de l'expression à l'équilibre du ratio de la concentration dans les tissus (j.kg^{-1}) ou la concentration dans le lait (j.L^{-1}) sur la dose journalière ingérée (Stevens 1991, Laurent *et al* 2005, RTI 2005). Le taux d'accumulation des polluants organiques à l'équilibre dans un tissu peut être déterminé par les Facteurs de Bio-Concentration (FBC) de ces polluants dans ces tissus cibles. Un FBC est défini comme étant le rapport entre la concentration tissulaire à l'équilibre et la concentration dans la matrice ingérée. Ces indicateurs de transfert résultent de plusieurs paramètres agissant à la suite : le taux d'absorption, le degré de métabolisme et les coefficients de distribution entre les tissus. Ils permettent d'estimer rapidement les valeurs attendues dans les produits et tissus à l'équilibre, à partir de l'estimation de l'exposition.

3.2 / Mécanismes de transfert des polluants inorganiques

Certains ETM possèdent des fonctions physiologiques identifiées chez les organismes supérieurs (pour le règne animal : Cu, Co, Fe, Mn, Mo, Ni, Zn, Cr, Se...). Ces minéraux sont nécessaires au maintien des fonctions physiologiques de base, mais ils peuvent exercer une toxicité si leurs concentrations dépassent des valeurs seuils (Alloway 1995, Baize 1997, Ghita *et al* 2009, Strachan 2010). Lors du passage dans le tractus digestif, les ETM sont absorbés au niveau des membranes épithéliales des cellules intestinales. L'absorption est réalisée par

des mécanismes de diffusion passive ou facilitée par des transports actifs (Laurent *et al* 2005, Caboche 2009). Du fait de leur caractère hydrophile, la diffusion passive ne constitue pas une voie majeure d'absorption des ETM. Généralement, une faible proportion des ETM présents dans la lumière intestinale est absorbée. Les ETM sont dans l'ensemble rapidement excrétés (Dozier *et al* 2003, Bolan *et al* 2004, Zhuang *et al* 2009, Shah *et al* 2010). Ainsi, Sell (1975) a montré qu'environ 80% de la dose administrée en Cd pouvait être excrétée *via* les fèces, en 24 heures chez des volailles. Cependant de grandes disparités entre rétention et excrétion sont souvent observées pour les ETM. Une fois absorbés, les ETM sont peu biotransformés (Fairbrother *et al* 2007). Plusieurs mécanismes peuvent alors intervenir de façon indépendante ou combinée et cela à des degrés divers :

- la séquestration des ETM en des formes non réactives *via* des ligands ou corps d'inclusion intracellulaires (métalloprotéines - granules) (Fritsch *et al* 2010, Lucia *et al* 2010, Abduljaleel *et al* 2012). Les ligands, généralement protéiques, peuvent contribuer au transport, à la distribution et à la rétention des ETM dans l'organisme ;

- l'excrétion vers les déjections, les plumes, les œufs, le lait, etc.

- l'interaction avec des enzymes, des protéines ou autres biorécepteurs (hémoglobine...) ayant des fonctions physiologiques.

Ces mécanismes sont interdépendants et extrêmement variables dans leur modalité d'expression et au cours du temps, si l'on considère un couple ETM-individu. La capacité particulière des ETM à interagir avec les voies de signalisations cellulaires *via* des ligands plus ou moins spécifiques et leur capacité de rétention au niveau d'un ou plusieurs compartiments expliquent des cinétiques d'éliminations complexes et parfois en plusieurs phases (Fairbrother *et al* 2007).

3.3 / Niveaux de transfert des polluants des MAFOR vers les produits animaux

Pour les polluants organiques et inorganiques, la plupart des expérimentations réalisées en conditions réelles ont été focalisées sur le devenir des contaminants suite à l'épandage de boues de stations d'épuration sur des prairies. Cependant les études permettant de quantifier les transferts en fournissant à la fois des données sur le type de MAFOR épandu, leur taux d'application et le

devenir des polluants dans le système « Sol-Plante-Animal » sont rares. Les principaux résultats de ces études sont rappelés dans le paragraphe ci-dessous.

a) Epandages de MAFOR et risques de transfert des polluants organiques et inorganiques vers les produits animaux

Rhind *et al* (2002, 2005a, 2007 et 2009) ont cherché à évaluer le transfert des perturbateurs endocriniens (phtalates et alkylphénols) du sol vers les tissus ou le lait de brebis pâturant sur des parcelles amendées ou non. De manière générale, les résultats n'ont pas mis en évidence de différences significatives entre les deux lots d'animaux. En Allemagne, Mc Lachlan et Richter (1998) et Richter et Mc Lachlan (2001) ont étudié le transfert des PCDD/F vers le lait et les tissus de vaches nourries avec de l'ensilage d'herbe contaminé suite à l'application de boues. L'analyse des ensilages non contaminés a montré la présence de certains congénères (les composés les moins chlorés) en quantités plus importantes que les teneurs observées pour les ensilages contaminés. Ces disparités dans les profils de contaminations des ensilages ont été attribuées à des sources atmosphériques de PCDD/F.

Kowalczyk *et al* (2012 et 2013) ont déterminé l'absorption, l'élimination et l'accumulation des PFAAs – perfluorés (« *perfluorooctanoic acid* », PFOA et perfluoro- octane sulfonate, PFOS) dans des tissus de brebis et de vaches laitières. L'effet de la biodégradation des polluants durant le processus d'ensilage n'a pas pu être évalué. Les profils d'excrétion *via* l'urine ou le lait se sont révélés variables en fonction des congénères. Le PFOS a été le congénère le plus bioaccumulé avec 6% de la quantité totale ingérée en PFOS excrétés par le lait, les urines ou les fèces chez les brebis durant un essai de 21 jours, contre 53 à 56% pour le PFOA. De même, des différences entre espèces pour les teneurs en PFOS ont été constatées (concentration plasmatique en PFOS maximale de 1903 µg/L pour les vaches contre 103 et 240 µg/L pour les brebis). Les maxima en PFOS ont été mesurés dans les foies (brebis : 1172 µg/kg poids frais - PF et vaches : 2952 µg/kg PF). Comme lors des études réalisées par Mc Lachlan (1994) et Richter et Mc Lachlan (2001), les conditions d'équilibre plasmatique n'ont jamais été atteintes chez aucune des deux espèces.

Hebert *et al* (2011) ont analysé les teneurs en PolyBromoDiphénylEthers (PBDE) et certains ETM (Cu, Zn, Tl, Mo et As) dans les laits de vaches issues d'exploitations agricoles amendées par des biosolides municipaux en comparaison d'échantillons provenant d'exploita-

tions non amendées. Les teneurs en PBDE étaient significativement plus élevées dans le lait des animaux issus des exploitations amendées.

Les teneurs en ETM (Pb, Cd, Cu et Zn) ont été déterminées dans les organes d'agneaux mis en pâture sur deux sites ayant reçu une application unique de boues liquides selon deux pratiques d'épandages – injection ou en surface (Wilkinson *et al* 2003b). Aucune différence significative entre les teneurs en ETM mesurées dans les tissus des animaux pâturant sur les champs traités en comparaison de celles mesurées sur les animaux pâturant sur les parcelles témoins n'a été mise en évidence. Une diminution de l'ingéré total a cependant été constatée pour les agneaux pâturant au printemps après une application en surface de boues liquides. L'épandage pourrait ainsi modifier l'appétibilité des prairies amendées par certaines MAFOR. Des constats similaires ont été réalisés chez des vaches pâturant des prairies amendées par des effluents d'élevage (Longhurst *et al* 2000, Laws *et al* 1996 et 2002).

Rhind *et al* (2005b) ont étudié le transfert des ETM vers les tissus d'ovins mis au pâturage sur des prairies régulièrement amendées par des boues liquides. Le niveau de Cu dans les foies des brebis a été significativement différent entre les deux traitements, avec des valeurs plus importantes sur les parcelles témoins en comparaison de celles obtenues sur les parcelles amendées par les boues. Une baisse de l'assimilation du Cu chez des agneaux a également été mise en évidence par Hill *et al* (1998) lors de l'administration de sol amendé incorporé dans leur ration. Les magnitudes des teneurs en métaux déterminées dans les foies ont varié de 2 fois environ pour le Cd (de 0,13 – 0,27, pour les parcelles traitées) à 80 fois pour le Ni (de 0,05 à 3,87 mg/kg MS pour les parcelles traitées) et 50 fois pour le Cu (de 9,7 – 497 mg/kg MS pour les parcelles témoins et 8,58 – 56,2 mg/kg MS pour les parcelles traitées).

Les études réalisées concernent exclusivement les boues de Stations d'Épuration « STEP ». De manière générale, elles ne renseignent que partiellement les données nécessaires à l'évaluation des transferts des polluants des MAFOR épandues et de ce fait elles sont rarement conclusives. Certaines limites méthodologiques doivent être rappelées :

- l'état d'équilibre – « *steady state* » –, pourtant nécessaire pour un calcul valide et interprétable des coefficients de transfert, n'a généralement pas été atteint ;

- les parcelles témoins ont parfois été autant voir davantage contaminées que les parcelles amendées ;

- les mélanges de polluants dans les MAFOR sont susceptibles d'interagir et rendent difficiles la prédiction de leur devenir chez les animaux (effet potentialisant/synergismes/antagonismes). De plus, les sensibilités des animaux aux polluants peuvent grandement différer selon les espèces (par exemple, les ovins particulièrement sensibles aux déficits ou aux excès de Cu) ;

- aux points évoqués précédemment s'ajoutent des limites d'ordre analytique. En effet, il est nécessaire d'analyser simultanément les teneurs en polluants dans différentes matrices environnementales et animales : les sols, les plantes, les aliments, les différents tissus, les produits (lait et œufs) voire les déjections.

Ainsi, l'ensemble des limites méthodologiques évoquées rend difficile les interprétations des études menées en conditions réelles. Par ailleurs, les informations sont manquantes pour un certain nombre de substances émergentes telles que les PBDE, PFOA, et PCA (paraffines

chlorées très abondantes dans les boues de STEP) (Samsøe-Petersen 2003, Smith 2009, Clarke et Smith 2011, Jensen *et al* 2012, Magid 2013). Concernant les ETM, certains éléments ont été très peu étudiés (par exemple les « *Platinum Group Elements* » ou PGE,) (IG consultants 2001).

Ainsi, afin d'avancer sur la question des risques de transfert des polluants vers les produits animaux, il a paru nécessaire de compléter l'information peu fournie sur le transfert des polluants des MAFOR vers les animaux d'élevage par les connaissances relatives au transfert des polluants organiques et inorganiques vers les animaux d'élevage obtenues dans des conditions contrôlées hors épandage de MAFOR.

b) Niveaux de transfert des polluants organiques potentiellement présents dans les MAFOR vers les produits animaux

Polluants organiques chlorés. De nombreuses publications concernent les niveaux de concentrations de PCDD/F et PCB dans le lait ou les œufs recensés

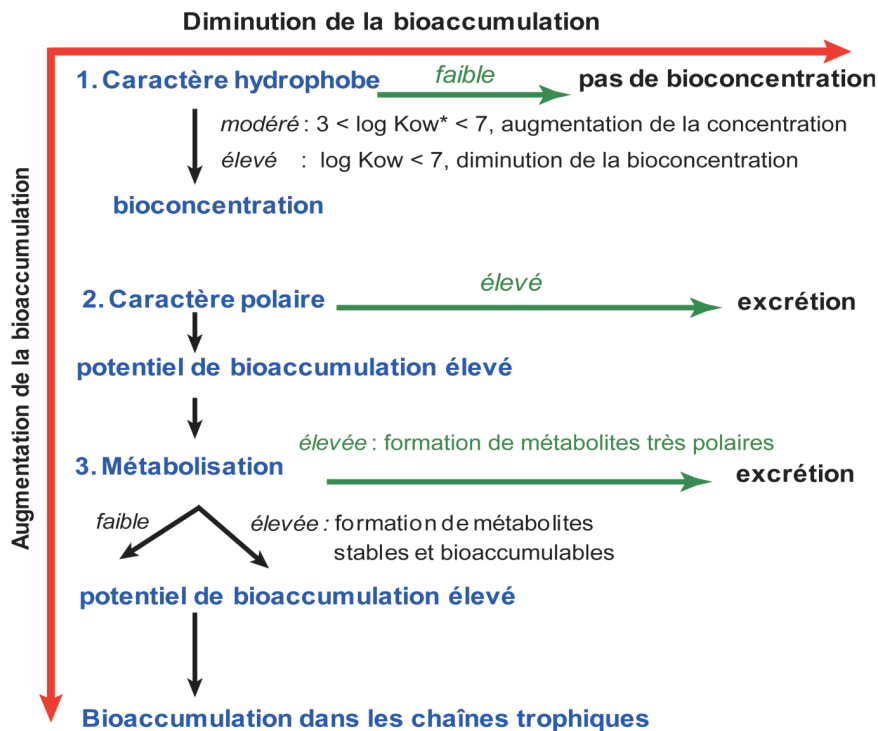
lors de plans de surveillance (Feil et Ellis 1998, Menotta *et al* 2010, Rhind *et al* 2011). Les niveaux de contamination dans les produits animaux sont variables selon la provenance de l'échantillon, la teneur en organochlorés dans l'herbe (Fürst *et al* 1993) et le sol (Harnly *et al* 2000, Mamontova *et al* 2007, Rose *et al* 2012). Il en est de même pour les pesticides organochlorés tels que le DDT, l'HCH, l'heptachlore, l'aldrine (Alawi et Hawadi 2005). De façon générale, les concentrations de certains organochlorés (HexaChlorocycloHexane (HCH), DichloroDiphénylTrichloroéthane (p,p'-DDT), PCDD/F et PCB) augmentent rapidement lorsque les animaux sont exposés et peuvent donc dépasser en quelques semaines les valeurs seuils réglementaires selon le niveau d'exposition (Nath *et al* 2000, Fournier *et al* 2013). Le tableau 3 fait état des taux de transfert pour ces composés.

Polluants organiques bromés. Plusieurs études ont permis de quantifier le transfert de retardateurs de flammes bromés (tableau 3). En ce qui concerne la répartition

Tableau 3. Taux de transfert des polluants organiques vers les produits animaux.

Espèce	Matrice étudiée	Famille de molécules	Coefficient de transfert moyenne (min-max) (%)	Références
Vache	Lait	PCDD	17 (3 - 36) 6 (0,1 - 15) 11,5 (1 - 34) 15,5 (0,4 - 35) 23 (1 - 64) 14 (0,5 - 33)	McLachlan <i>et al</i> (1990) Slob <i>et al</i> (1995) Bertrand (1999) Fries <i>et al</i> (1999) Lorber <i>et al</i> (2000) Huwe <i>et al</i> (2005)
		PCDF	11,3 (2 - 33) 1,5 (0 - 12,5) 8,4 (0,4 - 23,1) 6,3 (0,1 - 17) 22 (1 - 61) 11 (0,2 - 29)	McLachlan <i>et al</i> (1990) Slob <i>et al</i> (1995) Bertrand (1999) Fries <i>et al</i> (1999) Lorber <i>et al</i> (2000) Huwe <i>et al</i> (2005)
		PCB-DL	34 (2 - 100) 28 (9 - 50) 32 (20 - 48)	Thomas <i>et al</i> (1999) Kerst <i>et al</i> (2004) Huwe <i>et al</i> (2005)
		PCB-NDL	47 (4 - 83)	Thomas <i>et al</i> (1999)
Chèvre	Lait	PCDD	20 (2 - 36)	Costera <i>et al</i> (2006)
		PCDF	11 (1 - 28)	Costera <i>et al</i> (2006)
		PCDD/F	22	Fournier <i>et al</i> (2013)
		PCB-DL	56 (10 - 93) 44 (6 - 62) 47	Costera <i>et al</i> (2006) Ounnas <i>et al</i> (2010) Fournier <i>et al</i> (2013)
		PCB-NDL	39 (7 - 53) 36 37	Costera <i>et al</i> (2006) Ounnas <i>et al</i> (2010) Fournier <i>et al</i> (2013)
BDE 47 et 99	30	Ounnas <i>et al</i> (2010)		
Poule	Œuf	PCB	45 5 - 90	De Vos <i>et al</i> (2005) Jondreville <i>et al</i> (2011)
		γ-HBCD	1,2	Fournier <i>et al</i> (2012b)
		DDT/DDE	50	Jondreville <i>et al</i> (2011)
		Lindane	10	
		Aldrine + Dieldrine	60	
		Hexachlorobenzène	55	
		PCB	5 - 90	
		Heptachlore	35	
PCDD/F	5 - 48			

Figure 1. Cinétique de contamination dans le tissu d'un animal exposé à un Polluant Organique Persistant (POP) (d'après Norstrom et Letcher 1996).



* Kow : coefficient octanol - eau

tissulaire, elle diffère en fonction du degré de bromation. Par exemple, les Bromo-DiphénylEthers (BDE) les plus légers présentent les concentrations les plus élevées dans le tissu gras tandis que le BDE 209 est plus concentré dans le muscle (Kierkegaard *et al* 2007). De façon générale, les études concernent davantage les PBDE et les mammifères, tandis que le comportement des polluants dits émergents, tel que l'HexaBromo-CycloDodecane (HBCD) par exemple, sont moins explorés.

Polluants organiques fluorés. Très peu d'études expérimentales concernent la biodisponibilité des PFC. Kowalczyk *et al* (2012 et 2013) ont évalué le transfert de perfluorés chez la brebis en lactation et chez la vache laitière. L'analyse de la distribution tissulaire indique que la majeure partie des résidus sont retrouvés dans le foie et dans une moindre mesure dans le rein, puis dans le muscle et enfin le lait pour le PFOS et le PFOA tandis que la concentration maximale est obtenue dans le rein pour l'acide Perfluorobutanesulfonique (PBFs) et l'acide Perfluorhexanesulfonique (PFHxS). Il ressort de ces études que le PFOS est plus accumulé et bien plus persistant dans les tissus que les trois autres composés cités (notamment le PFBs et le PFOA). Ces comportements de distribution et de persistance ont également été observés chez le poulet (Yeung *et al* 2009, Yoo *et al* 2009). Chez le porc, le

transfert de composés perfluorés a aussi été mis en évidence dans un élevage avoisinant une décharge (Inde du Sud) par Watanabe *et al* (2010) qui ont constaté des concentrations hépatiques élevées (jusqu'à 200 ng PFOS/g de poids frais).

Phtalates. L'étude du transfert des phtalates à l'échelle de l'animal reste anecdotique. Des échantillons de lait issus de divers points de vente (fermes, industries et magasins) ont cependant été analysés en vue de la détermination des teneurs résiduelles en 8 phtalates (DMP, DEP, DiBP, DnBP, BzBP, DEHP, DCPH et DnOP) (Fierens *et al* 2013). Une contamination en DiBP, DnBP, BzBP et DEHP a été mise en évidence aux différents niveaux de la filière.

Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Les HAP constituent une famille de molécules fortement métabolisées, ils sont généralement hydroxylés puis conjugués avant d'être éliminés par les voies urinaire, biliaire et minoritairement *via* le lait ou l'œuf (AFSSA 2008). Ainsi, le transfert de HAP vers le lait est généralement inférieur à 1% (métabolites compris) (Lapole *et al* 2007). Le transfert d'HAP vers les œufs a été observé chez des animaux fortement exposés de manière expérimentale, dans le cas de la poule pondeuse (Fournier *et al* 2010) ou lors de pollution environnementale,

notamment dans le cas d'oiseaux sauvages inféodés au milieu aquatique (Berny *et al* 2002, Lebedev *et al* 1998).

En résumé, les composés les mieux renseignés sont les organochlorés. Certains d'entre eux peuvent présenter des transferts élevés vers les produits animaux (par exemple les PCB), notamment vers le lait et les œufs qui sont riches en lipides, ces produits animaux apparaissent donc comme cibles potentielles majeures de polluants lipophiles. L'information reste lacunaire pour le transfert de composés bromés, perfluorés et des phtalates. Le peu d'études disponibles suggère cependant un transfert significatif de ces polluants vers les produits animaux. En revanche, les HAP, molécules fortement métabolisées, ne semblent pas s'accumuler dans les produits animaux. La compilation de ces données met en évidence une grande variabilité de transfert entre congénères d'une même famille, ou entre études pour une même molécule certainement liée aux conditions hétérogènes d'expérimentation et d'analyse. Il est donc nécessaire de s'intéresser aux principaux facteurs susceptibles d'influencer les étapes du transfert afin de proposer des protocoles d'étude permettant de construire des bases de données disponibles en accès libre.

c) Facteurs influençant le transfert des polluants organiques vers les animaux

Norstrom et Letcher (1996) ont représenté sur un diagramme (figure 1) l'importance des caractères hydrophobe et apolaire de la molécule et des processus de métabolisation liés à l'emplacement des atomes de chlore pour les PCB (Borlakoglu et Walker 1989, Braune et Norstrom 1989, Rozemeijer *et al* 1995, Thomas *et al* 1999, Drouillard et Norstrom 2001, Borga *et al* 2005) sur le phénomène de bioaccumulation. A cela il convient d'ajouter les particularités de distribution liées à l'affinité des molécules avec certains transporteurs sanguins (Gallenberg et Vodcnik 1987).

Ainsi, plus une molécule est hydrophobe, apolaire et peu métabolisée (PCB 180, TCDD, DDT...), plus elle a tendance à être bioaccumulée dans l'organisme et donc potentiellement présente dans les produits animaux.

Les propriétés de la molécule ne suffisent pas généralement à expliquer les différences de transfert observées. En effet, en raison de la complexité et de la variabilité structurale des MAFOR, leur caractérisation est souvent partielle et réalisée selon des techniques différentes d'une étude à l'autre. De plus, les caractéristiques physiologiques de l'animal ont un impact significatif sur les étapes

ADME. Ainsi, la répartition tissulaire dépend à la fois des teneurs en lipides, de la nature des lipides et du niveau de vascularisation du tissu. Ces derniers éléments auxquels s'ajoutent l'équilibre énergétique et physiologique (croissance, niveau de ponte ou lactation) de l'animal et son état d'engraissement ainsi que sa capacité métabolique vis-à-vis du polluant, influencent également le niveau de stockage et de mobilisation des polluants. La figure 2 récapitule les différents facteurs intervenants au cours des processus ADME.

d) Niveaux de transfert des polluants inorganiques potentiellement présents dans les MAFOR vers les produits animaux

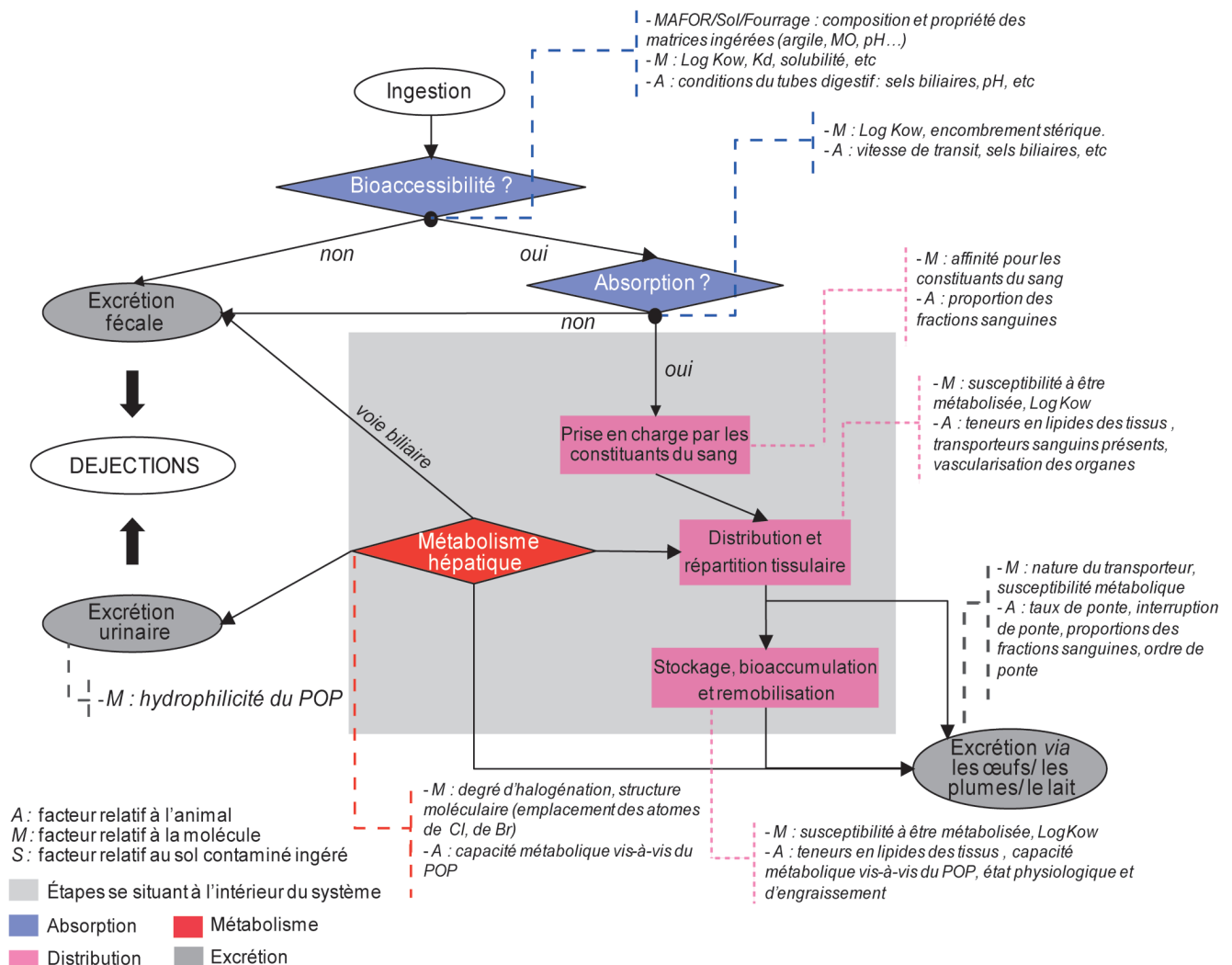
Les transferts des métaux vers le lait et les tissus sont relativement faibles. Les ordres de grandeur des coefficients de transfert obtenus pour les métaux sont très inférieurs à ceux obtenus pour les polluants organiques. Ainsi, en regard des BTf, le biotransfert d'une dioxine (TCDD) est égal à $2,6 \times 10^{-2} \text{ j.L}^{-1}$, et, par

conséquent est de 1000 à 10000 fois plus élevé que pour l'As, le Cr, Cd, Hg et Pb (Stevens 1991). Il est possible de dégager un profil de répartition tissulaire commun aux mammifères et aux volailles. Globalement les éléments As, Se, Cd, Pb et Hg se concentrent principalement au niveau de la zone des reins et en moindre mesure du foie. En revanche, les éléments Zn et Cu tendent à montrer une répartition inverse, toutes espèces confondues. Pour le Zn, des concentrations généralement équivalentes entre le muscle et le foie ont pu être observées (Bertrand *et al* 1981, Lisk *et al* 1982, Bruce *et al* 2003, Cai *et al* 2009). Sur le long terme, le Pb est connu pour être séquestré dans les os et peut être remobilisé (par exemple lorsque une femelle est en gestation ou allaite son petit) pour être redistribué contrairement au Cd qui reste majoritairement séquestré au niveau des reins (Pattee 1984, Vreman *et al* 1986, Scheuhammer 1996, Wilkinson *et al* 2003b, Khalafalla *et al* 2011, Abduljaleel et Shuhaimi-Othman 2013).

Bien que les distributions montrent des profils généralement similaires, les teneurs relatives entre ETM dans les tissus se révèlent extrêmement variables à l'échelle d'une espèce, voire de l'individu. Ainsi, le rein peut contenir respectivement de 1,6 à 4 fois plus de Pb et de Cd que le foie chez des bovins (Kreuzer *et al* 1986). La concentration en Cd dans les reins du porc serait également 2 à 3 fois supérieure que dans le foie (Sharma *et al* 1979). À doses équivalentes en Pb et Cd, les teneurs en Cd dans le foie et le rein sont respectivement 16 et 15 fois supérieures à celles observées pour le Pb chez des canards « Colvert » (Di Giulio et Scanlon 1984). Cependant ces résultats doivent être interprétés avec précaution car il semblerait que les concentrations puissent être soumises à un effet dilution entre le foie et le rein et dépendre de la taille des organes (Vreman *et al* 1986).

Laurent *et al* (2005) ont synthétisé les données de différents travaux et calculé les FBC pour différents éléments. Il en

Figure 2. Schéma récapitulatif des principaux facteurs liés au sol, à la molécule (M) et à l'animal (A), intervenant dans les différentes étapes du transfert des micropolluants au sein de l'animal.



ressort que ces derniers sont généralement inférieurs à 1. Cependant, une fois dans l'organisme, ces derniers peuvent être séquestrés en des proportions très variables en fonction de l'élément et de l'organisme considéré.

e) Facteurs influençant le transfert des polluants inorganiques au sein de l'animal

Les principaux facteurs limitant le transfert des ETM sont la bioaccessibilité et l'absorption (Caboche 2009). Or, ces deux mécanismes sont fortement liés aux caractéristiques de la molécule. Les formes organiques ou inorganiques des ETM, leur complexation avec des macromolécules, leur solubilité, leur taille, leur état d'oxydation influencent fortement la capacité des ETM à franchir les membranes biologiques (Fairbrother *et al* 2007). Par exemple, le caractère lipophile du Methyl-Mercure « Me-Hg » explique que ce dernier soit environ 10 fois plus transféré vers le lait que le Hg inorganique (Stevens 1991). Le sélénium sous forme de complexe amino-Se est plus disponible que le Se inorganique (Latshaw et Osman 1975). Les mécanismes de régulation maintenant les ETM essentiels à des concentrations physiologiques optimales contribuent à moduler les taux d'absorption, d'élimination, la rétention ou les répartitions tissulaires. Ces étapes du transfert des ETM peuvent également être influencées par l'existence d'interactions entre ETM au niveau des processus physiologiques (compétitions pour transporteurs membranaires ou protéines de transports, affinité préférentielle de certains éléments traces pour des groupes fonctionnels, inactivations d'enzyme...) (Latshaw et Osman 1975, Neathery et Miller 1975, Ammerman *et al* 1977, Di Giulio et Scanlon 1984, Stanley *et al* 1994, Ng *et al* 2015).

Le pH gastrique, la composition du chyme, les enzymes digestives, le potentiel redox, la motilité intestinale ou encore les temps de rétention dans le tractus digestif sont des facteurs contribuant à modifier les caractéristiques de la molécule et sa capacité à être absorbée. Or, ces facteurs varient considérablement d'une espèce à l'autre (ruminants / monogastriques), voire d'un individu à l'autre (sexe, âge et statut nutritionnel). Par exemple, les carences protéiques, cal-

ciques ou en fer peuvent fortement influencer sur l'absorption et les niveaux d'accumulation observables. Un régime carencé en protéines peut augmenter l'accumulation du Cd vers les reins (Mayack *et al* 1981, Hoffman *et al* 1991). Les carences calciques peuvent augmenter significativement l'accumulation du Cd et du Pb chez des oiseaux sauvages (Scheuhammer 1996). Le stade de lactation ou la ponte expliquent également la remobilisation du Pb parfois observée chez les femelles du fait de ses interactions avec le métabolisme calcique. Le turn-over plus rapide du Ca²⁺ lors de la ponte explique également des niveaux plus élevés de stockage observés chez les femelles comparées aux mâles (Pattee 1984, Scheuhammer 1996). Des niveaux toxiques en Zn, Cu, Ni peuvent être associés à des carences en Fe (Fairbrother *et al* 2007). De même, des carences en Fe, Ca et Mg peuvent modifier l'assimilation du Pb ou du Cd (Fritsch 2010, Al-Waeli *et al* 2012). Les transferts des ETM vers les animaux font appel à un ensemble de processus dynamiques et multifactoriels difficiles à généraliser.

Conclusion

Les études réalisées en conditions de terrain et qui renseignent l'ensemble des données nécessaires à l'évaluation du transfert des contaminants suite à l'épandage de MAFOR sont peu nombreuses et peu conclusives. Elles reposent principalement sur l'évaluation de l'impact des boues de STEP chez les ruminants et ne permettent pas de comparer l'impact des autres formes de MAFOR. Un ensemble de limites méthodologiques a été mis en évidence, entre autres, la difficulté à différencier les nombreuses sources potentielles de polluants ou encore de prédire les transferts des mélanges de polluants des MAFOR. De manière générale, il n'est pas possible d'anticiper précisément les niveaux de transferts.

Les matrices alimentaires (plantes et fourrages) et environnementales (eau, sol et pédofaune) issues de terres agricoles traitées en MAFOR peuvent contribuer à l'exposition, principalement par voie orale, des animaux d'élevage aux polluants organiques et/ou inorganiques. La caractérisation de la bioaccessibilité

des polluants adsorbés à ces matrices est indispensable afin d'estimer les quantités disponibles au niveau intestinal pour leur absorption potentielle. Lorsque les polluants sont extraits de leur matrice dans la lumière intestinale, ils subissent les processus ADME. Dans le cadre de ces processus, les polluants organiques sont plus fortement absorbés que les ETM. Une fois absorbés, seuls les composés peu biotransformés (certains PCB ou dioxines et l'ensemble des ETM) s'accumulent significativement dans les produits animaux. *In fine*, les polluants organiques peu métabolisés seront principalement concentrés dans les tissus et produits gras alors que les ETM se retrouveront préférentiellement dans le foie, les reins et pour le Pb les os.

Les coefficients de transferts ont pu être établis pour de nombreux composés organiques, et principalement pour les composés organochlorés. Certains d'entre eux présentent des transferts importants vers les produits animaux (par exemple de l'ordre de 50% en moyenne pour les PCB). Plus une molécule est hydrophobe, apolaire et peu métabolisée (par exemple PCB 180, TCDD, DDT), plus elle est bioaccumulée dans l'organisme et présente dans les produits animaux, principalement dans les tissus et produits gras. L'information sur le transfert de composés bromés, perfluorés et des phtalates reste quant à elle lacunaire. Les HAP, fortement métabolisés ne semblent pas s'accumuler dans les produits animaux. De manière générale, les coefficients de transfert sont moins bien renseignés pour les polluants inorganiques. Cependant, leurs niveaux de transfert, préférentiellement vers les abats rouges, semblent faibles. Ainsi, les polluants organiques sont globalement plus fortement absorbés que les ETM. Par ailleurs, les transferts vers les animaux de certains ETM (Vanadium, Thallium...) ou de polluants organiques émergents (bromés, perfluorés, phtalates, paraffines...) et qui sont potentiellement présents dans certaines MAFOR devront être davantage renseignés.

En définitive, l'ensemble des données scientifiques disponibles indique que les transferts de polluants organiques et inorganiques vers les produits animaux suite à l'épandage de MAFOR sur les prairies ne peuvent être exclus.

Références

- Abduljaleel S.A., Shuhaimi-Othman M., 2013. Toxicity of cadmium and lead in (*Gallus gallus*) domesticus assessment of body weight and metal content in tissues after metal dietary supplements. Pak. J. Med. Sci., 16, 1551-1556.
- Abduljaleel S.A., Shuhaimi-Othman M., Abdulsalam B., 2012. Assessment of trace metals contents in chicken (*Gallus gallus domesticus*) and quail (*Coturnix coturnix japonica*) tissues from Selangor Malaysia. J. Environ. Sci. Technol., 5, 441-451.
- Abrahams P., Thornton I., 1994. The contamination of agricultural land in the metalliferous province of southwest England: implications to livestock. Agric. Ecosys. Environ., 48, 125-137.
- Abrahams P.W., Steigmajer J., 2003. Soil ingestion by sheep grazing the metal enriched floodplain soils of mid-Wales. Environ. Geochem. Health., 25, 17-24.
- AFSSA 2008 Avis de l'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments relatif à la contamination d'animaux terrestres et de leurs produits, suite à une pollution de pâturages par des hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP due à un déversement pétrolier accidentel.
- Aiache J.M., Beyssac E., Cardot J.M., Hoffart V., Renoux R., 2008. Initiation à la connaissance du médicament. Elsevier Masson. 405p.
- Aitken M., 1997. Short-term leaf surface adhesion of heavy metals following application of sewage sludge to grassland. Grass Forage Sci., 52, 73-85.
- Alawi M.A., Al-Hawadi J.S., 2005. Organochlorine pesticides in sheep milk and fodder in Jordan. J. Food Agric. Environ., 3, 226-228.
- Alloway B.J., 1995. Heavy Metals in Soils. Blackie Academic Professional. 363p.
- Al-Waeli A., Pappas A., Zoidis E., Georgiou C., Fegeros K., Zervas G., 2012. The role of selenium in cadmium toxicity: interactions with essential and toxic elements. Br. Poult. Sci., 53, 817-827.
- Ammerman C., Miller S., Fick K., Hansard S., 1977. Contaminating elements in mineral supplements and their potential toxicity: a review. J. Anim. Sci., 44, 485-508.
- Arrêté du 12 janvier 2001 fixant les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux. JORF n°17 du 20 janvier 2001, p1049.
- Arrêté du 21 février 2011 modifiant l'arrêté du 12 janvier 2001 modifié fixant les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux. JORF n°0053 du 4 mars 2011, p4185.
- Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Edition, 410p.
- Baubet E., Brandt S., Fournier-Chambrillon C., 2009. La consommation de vers de terre par le sanglier. Faune sauvage, 283, 8-13.
- Beresford N., Howard B., 1991. The importance of soil adhered to vegetation as a source of radionuclides ingested by grazing animals. Sci. Total Environ., 107, 237-254.
- Berny P., Sadoul N., Dol S., Videman B., Kayser Y., Hafner H., 2002. Impact of local agricultural and industrial practices on organic contamination of little egret (*Egretta garzetta*) eggs in the Rhone Delta, southern France. Environ. Toxicol. Chem., 21, 520-526.
- Bertrand M., 1999. Dioxines : diagnostic d'une situation et protocoles de restauration sur les exploitations d'élevages contaminés. CR journées techniques ADEME « dioxines : toute la vérité sur une grande peur » Angers, 8-9 juin 1999.
- Bertrand J.E., Lutrick M.C., Edds G.T., West R.L., 1981. Animal performance, carcass quality, and tissue residues with beef steers fed forage sorghum silages grown on soil treated with liquid digested sludge. Proc. Soil Crop Sci. Soc. of Florida, 40, 111-114.
- Beyer W.N., Connor E.E., Gerould S., 1994. Estimates of soil ingestion by wildlife. J. Wildl. Manage., 58, 375-382.
- Bolan N.S., Adriano D.C., Mahimairaja S., 2004. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. Crit. Rev. Env. Sci. Technol., 34, 291-338.
- Borga K., Wolkers H., Skaare J.U., Hop H., Muir D.C.G., Gabrielsen G.W., 2005. Bioaccumulation of PCBs in Arctic seabirds: Influence of dietary exposure and congener biotransformation. Environ. Pollut., 134, 397-409.
- Borlakoglu J.T., Walker C.H., 1989. Comparative aspects of congener specific PCB metabolism. Eur. J. Drug Metab. Pharmacokin., 14, 127-131.
- Braune B.M., Norstrom R.J., 1989. Dynamics of organochlorine compounds in herring gulls: III. Tissue distribution and bioaccumulation in Lake Ontario gulls. Environ. Toxicol. Chem., 8, 957-968.
- Bruce S.L., Noller B.N., Grigg A.H., Mullen B.F., Mulligan D.R., Ritchie P.J., Currey N., Ng J.C., 2003. A field study conducted at Kidston Gold Mine, to evaluate the impact of arsenic and zinc from mine tailing to grazing cattle. Toxicol. Lett., 137, 23-34.
- Caboche J., 2009. Validation d'un test de mesure de bioaccessibilité-Application à 4 éléments traces métalliques dans les sols : As, Cd, Pb et Sb. Laboratoire unité de recherche animale et fonctionnalités des produits animaux URAFPA. Thèse, Nancy, Institut National Polytechnique de Lorraine, 249p.
- Cai Q., Long M.L., Zhu M., Zhou Q.Z., Zhang L., Liu J., 2009. Food chain transfer of cadmium and lead to cattle in a lead-zinc smelter in Guizhou, China. Environ. Pollut., 157, 3078-3082.
- Cave M.R., Wragg J., Denys S., Jondreville C., Feidt C., 2011. Oral Bioavailability. In: Dealing with contaminated sites – from theory towards practical application. Swartjes F.A. (Ed). Springer Science, 287-324.
- Chai Y., Currie R.J., Davis J.W., Wilken M., Martin G.D., Fishman V.N., Ghosh U., 2011. Effectiveness of activated carbon and biochar in reducing the availability of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans in soils. Environ. Sci. Technol., 46, 1035-1043.
- Chaney R.L., Lloyd C.A., 1979. Adherence of spray-applied liquid digested sewage sludge to tall fescue. J. Environ. Qual., 8, 407-411.
- Chaney R.L., Ryan J.A., O'Connor G.A., 1996. Organic contaminants in municipal biosolids: risk assessment, quantitative pathways analysis, and current research priorities. Sci. Total Environ., 185, 187-216.
- Clarke B.O., Smith S.R., 2011. Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. Environ. Int., 37, 226-247.
- Costera A., Feidt C., Marchand P., Bizet B.L., Rychen G., 2006. PCDD/F and PCB transfer to milk in goats exposed to a long-term intake of contaminated hay. Chemosphere, 64, 650-657.
- Cousins I.T., Hartlieb N., Teichmann C., Jones K.C., 1997. Measured and predicted volatilisation fluxes of PCBs from contaminated sludge-amended soils. Environ. Pollut., 97, 229-238.
- De Vos S., Verschueren D., De Schrijver R., 2005. Digestibility, retention and incorporation of low-level dietary PCB contents in laying hens. Chemosphere, 58, 1553-1562.
- De Vries M., Kwakkel R., Kijlstra A., 2006. Dioxins in organic eggs: a review. NJAS-Wagen. J. Life Sci., 54, 207-222.
- Delannoy M., Rychen G., Fournier A., Jondreville C., Feidt C., 2013. Effects of condensed organic matter on PCBs bioavailability in juvenile swine, an animal model for young children. Chemosphere, 104, 105-112.
- Denys S., Caboche J., Feidt C., Hazebrouck B., Dor F., Dabin C., Floch-Barneaud A., Tack K., 2009. Biodisponibilité et bioaccessibilité des métaux et metalloïdes des sols pollués pour la voie orale chez l'homme. Environ. Risque Santé, 8, 433-438.
- Denys S., Caboche J., Tack K., Rychen G., Wragg J., Cave M., Jondreville C., Feidt C., 2012. In Vivo Validation of the Unified BARGE Method to Assess the Bioaccessibility of Arsenic, Antimony, Cadmium, and Lead in Soils. Environ. Sci. Technol., 46, 6252-6260.
- Di Giulio R.T., Scanlon P.F., 1984. Effects of cadmium and lead ingestion on tissue concentrations of cadmium, lead, copper, and zinc in mallard ducks. Sci. Total Environ., 39, 103-110.
- Directive 2002/32/CE du Parlement européen et du Conseil du 7 mai 2002 sur les substances indésirables dans les aliments pour animaux - Déclaration du Conseil JO L 140 du 30.5.2002, 10-22.
- Dozier III W., Davis A., Freeman M., Ward T., 2003. Early growth and environmental implications of dietary zinc and copper concentrations and sources of broiler chicks. Br. Poult. Sci., 44, 726-731.
- Drouillard K.G., Norstrom R.J., 2001. Quantifying maternal and dietary sources of 2,2',4,4',5,5'-Hexachlorobiphenyl deposited in eggs of the ring dove *Streptopelia risoria*. Environ. Toxicol. Chem., 20, 561-567.

- Environment, E.D., 2001. Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 2. Regulatory report 14 KH-17-01-002-EN-N, Office for Official Publications of the European Communities, L-2985, Luxembourg.
- Environment, E.D., 2001. Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 3. Scientific and technical report 14 KH-17-01-003-EN-N, Office for Official Publications of the European Communities, L-2985, Luxembourg.
- Erhardt W., Prüß A., 2001. Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability Soil and Waste Unit; UMEG Center for Environmental Measurements, Environmental Inventories and Product Safety www.umeg.de.
- European Commission, 2000. Working document on sludge - http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge_en.pdf.
- European Commission, 2012. Final Implementation Report For the Sewage Sludge Directive 86/278/EEC Preparation of implementation reports on waste legislation, including the Waste Shipment Regulation, Brussels, Consortium ESWEExpert Team to Support Waste Implementation Annex 2-1 Sewage Sludge.
- Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K., Wood W., 2007. Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 68, 145-227.
- Feidt C., Ounnas F., Julien-David D., Jurjanz S., Toussaint H., Jondreville C., Rychen G., 2013. Relative bioavailability of soil-bound polychlorinated biphenyls in lactating goats. *J. Dairy Sci.*, 96, 3916-3923.
- Feil V., Ellis R., 1998. The USDA perspective on dioxin concentrations in dairy and beef. *J. Anim. Sci.*, 76, 152-159.
- Field A.C., Purves D., 1964. Intake of soil by grazing sheep. *Proc. Nutr. Soc.*, 23, 24-25.
- Fierens T., Van Holderbeke M., Willems H., De Henauw S., Sioen I., 2013. Transfer of eight phthalates through the milk chain - A case study. *Environ. Int.*, 51, 1-7.
- Fournier A., Feidt C., Dziurla M.A., Grandclaude C., Jondreville C., 2010. Transfer kinetics to egg yolk and modeling residue recovered in yolk of readily metabolized molecules: polycyclic aromatic hydrocarbons orally administered to laying hens. *Chemosphere*, 78, 1004-1010.
- Fournier A., Feidt C., Travel A., Bizet B.L., Venisseau A., Marchand P., Jondreville C., 2012a. Relative bioavailability to laying hens of indicator polychlorobiphenyls present in soil. *Chemosphere*, 88, 300-306.
- Fournier A., Feidt C., Marchand P., Venisseau A., Le Bizet B., Sellier N., Engel E., Ratel J., Travel A., Jondreville C., 2012b. Kinetic study of gamma-hexabromocyclododecane orally given to laying hens *Gallus domesticus*. «Transfer of HBCD in laying hens». *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 19, 440-447.
- Fournier A., Rychen G., Marchand P., Toussaint H., Le Bizet B., Feidt C., 2013. Polychlorinated Biphenyl (PCB) decontamination kinetics in lactating goats (*Capra hircus*) following a contaminated corn silage exposure. *J. Agr. Food Chem.*, 61, 7156-7164.
- Fries G.F., 1996. Ingestion of sludge applied organic chemicals by animals. *Sci. Total Environ.*, 185, 93-108.
- Fries G.F., Marrow Jr G.S., Gordon C.H., 1973. Long-term studies of residue retention and excretion by cows fed a polychlorinated biphenyl Aroclor 1254. *J. Agr. Food Chem.*, 21, 117-121.
- Fries G., Marrow G., Snow P., 1982. Soil ingestion by dairy cattle. *J. Dairy Sci.*, 65, 611-618.
- Fries G.F., Paustenbach D.J., Mather D.B., Luksemburg W.J., 1999. A congener specific evaluation of transfer of chlorinated dibenzop-dioxins and dibenzofurans to milk of cows following ingestion of pentachlorophenol-treated wood. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 1165-1170.
- Fritsch C., 2010. Utilisation intégrée de bioindicateurs pour la surveillance des sols et des écosystèmes terrestres. *Ecologie, Environnement. Université de Franche-Comté*, 348p.
- Fritsch C., Cosson R.P., Cœurduassier M., Raoul F., Giraudoux P., Crini N., de Vaufléury A., Scheifler R., 2010. Responses of wild small mammals to a pollution gradient: host factors influence metal and metallothionein levels. *Environ. Pollut.*, 158, 827-840.
- Fürst P., Krause G.H.M., Hein D., Delschen T., Wilmers K., 1993. PCDD PCDF in cow's milk in relation to their levels in grass and soil. *Chemosphere*, 27, 1349-1357.
- Gallenberg L.A., Vodcink M.J., 1987. Potential mechanisms for redistribution of polychlorinated biphenyls during pregnancy and lactation. *Xenobiotica*, 17, 299-310.
- Ghita M., Stanescu V., Tudor L., Ilie L.I., Galis A.M., 2009. Determination of heavy metals content of meat and meat by-products by using neutron activation analysis and atomic absorption spectrometry. *Scientific Works - University of Agronomical Sciences and Veterinary Medicine, Bucharest Series C, Veterinary Medicine*, 55, 140-146.
- Harnly M.E., Petreas M.X., Flattery J., Goldman L.R., 2000. Polychlorinated dibenzop-dioxin and polychlorinated dibenzofuran contamination in soil and home-produced chicken eggs near pentachlorophenol sources. *Environ. Sci. Technol.*, 34, 1143-1149.
- Healy, W.B., 1967. Ingestion of soil by sheep. *NZSAP*, 27, 109-120.
- Healy W.B., 1968. Ingestion of soil by dairy cows. *New Zealand J. Agr. Res.*, 11, 487-499.
- Healy W.B., Drew K.R., 1970. Ingestion of soil by hoggets grazing swedes. *New Zealand J. Agric. Res.*, 13, 940-944.
- Hebert M., Lemyre-Charest D., Gagnon G., Messier F., de Grosbois S., 2011. Agricultural application of municipal biosolids: Meet in PBDE content of cow's milk. *Vertigo - La Revue Electronique en Sciences de l'Environnement* 11, unpaginated-unpaginated.
- Hill J., 2005. Recycling biosolids to pasture-based animal production systems in Australia: a review of evidence on the control of potentially toxic metals and persistent organic compounds recycled to agricultural land. *Aust. J. Agric. Res.*, 56, 753-773.
- Hill J., Stark B., Wilkinson J., Curran M., Lean I., Hall J., Livesey C., 1998. Accumulation of potentially toxic elements by sheep given diets containing soil and sewage sludge, 2. Effect of the ingestion of soils historically treated with sewage sludge. *Anim. Sci.*, 67, 87-96.
- Hillman J., Hill J., Morgan J., Wilkinson J., 2003. Recycling of sewage sludge to grassland: a review of the legislation to control of the localization and accumulation of potential toxic metals in grazing systems. *Grass Forage Sci.*, 58, 101-111.
- Hillman J., Hill J., Wilkinson J., 2004. Effect of season of application on the adhesion, retention and recontamination of herbage by potentially toxic metals and sewage sludge. *Sci. Total Environ.*, 333, 283-293.
- Hinton T., Stoll J., Tobler L., 1995. Soil contamination of plant surfaces from grazing and rainfall interactions. *J. Environ. Radioactiv.*, 29, 11-26.
- Hoffman D.J., Sanderson C.J., LeCaptain L.J., Cromartie E., Pendleton G.W., 1991. Interactive effects of boron, selenium, and dietary protein on survival, growth, and physiology in mallard ducklings. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 20, 288-294.
- Houot S., Pons M.N., Pradel M., Caillaud M.A., Savini I., Tibi A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques, INRA, Paris, France, 8p.
- Huwe J.K., Smith D.J., 2005. Laboratory and on-farm studies on the bioaccumulation and elimination of dioxins from a contaminated mineral supplement fed to dairy cows. *J. Agricult. Food Chem.*, 53, 2362-2370.
- IG Consultants. 2001. Pollutants in urban wastewater and sewage sludge. Final Report to Directorate General Environment, European Commission. See http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/pdf/sludge_pollutants.pdf.
- INRA 2007. Alimentation des bovins, ovins et caprins : besoins des animaux - valeurs des aliments. Tables Inra 2007. Editions Quae, Versailles, France, 307p.
- Jensen J., Ingvertsen T.S., Magid J., 2012. Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge. Environmental Project No. 1406 2012, The Danish Environmental Protection Agency.
- Jondreville C., Fournier A., Travel A., Feidt C., Roudaut B., 2010. Contaminants chimiques organiques des œufs de poule pondeuse : aspects réglementaires, modalités et risques de transfert. In : Numéro spécial, Qualité de l'œuf, Sauvart D., Perez J.M. (Eds). INRA Prod. Anim., 23, 205-213.
- Jondreville C., Fournier A., Travel A., Feidt C., Roudaut B., 2011. Chemical residues and contaminants in eggs. Improving the safety and quality of eggs and egg products. Egg safety and nutritional quality. Immerseel F., van Nys Y., Bain M. (Eds). Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition, 448p.
- Jondreville C., Bouveret C., Lesueur-Jannoyer M., Rychen G., Feidt C., 2013. Relative bioavailability of tropical volcanic soil-bound chlordecone in laying hens *Gallus domesticus*. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 20, 292-299.

- Jurjanz S., Roinsard A., 2014. Valorisation de l'herbe par des truies plein air. *AlterAgri* mai-juin, 27, 25-26.
- Jurjanz S., Feidt C., Pérez-Prieto L., Ribeiro Filho H., Rychen G., Delagarde R., 2012. Soil intake of lactating dairy cows in intensive strip grazing systems. *Animal*, 6, 1350-1359.
- Jurjanz S., Germain K., Juin H., Jondreville C., 2011. Ingestion de sol et de végétaux par des poulets de chair sur des parcours enherbés ou arborés. *Journ. Rech. Avicole*, Tours, France, 9, 53.
- Jurjanz S., Jondreville C., Delagarde R., Travel A., Germain K., Roinsard A., Feidt C., Rychen G., 2013. Evaluation of soil intake in free ranged domestic animals. Presented at the 64th Ann. Meet. Eur. Assoc. Anim. Prod., Nantes, France.
- Kerst M., Waller U., Reifenhäuser W., Körner W., 2004. Carry-over rates of dioxin-like PCB from grass to cow's milk. *Organohalogen Compd.*, 66, 2412-2415
- Khalafalla F.A., Ali F.H., Schwagele F., Abd-El-Wahab M.A., 2011. Heavy metal residues in beef carcasses in Beni-Suef abattoir, Egypt. *Vet. Ital.*, 47, 351-361.
- Kierkegaard A., Asplund L., de Wit C.A., McLachlan M.S., Thomas G.O., Sweetman, A.J., Jones, K.C., 2007. Fate of higher brominated PBDEs in lactating cows. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 417-423.
- Kijlstra A., 2004. The role of organic and free range poultry production systems on the dioxin levels in eggs, In: Enhancing animal health security and food safety in organic livestock production. Sustain, Hovi M., Zastawny J., Padel S. (Eds). *Anim. Health Food Safety in Organic Farming SAFO*, Falenty, Poland, 83-90.
- Kirby D.R., Stuth J.W., 1980. Soil-ingestion rates of steers following brush management in central Texas. *J. Range. Manage.*, 33, 207-209.
- Kowalczyk J., Ehlers S., Fuerst P., Schafft H., Lahrssen-Wiederholt M., 2012. Transfer of Perfluorooctanoic Acid PFOA and Perfluorooctane Sulfonate PFOS From Contaminated feed into milk and meat of sheep: Pilot Study. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 63, 288-298.
- Kowalczyk J., Ehlers S., Oberhausen A., Tischer M., Furst P., Schafft H., Lahrssen-Wiederholt M., 2013. Absorption, Distribution, and Milk Secretion of the Perfluoroalkyl Acids PFBS, PFHxS, PFOS, and PFOA by Dairy Cows Fed Naturally Contaminated Feed. *J. Agr. Food Chem.*, 61, 2903-2912.
- Kreuzer W., Bunzl K., Dietl F., Kracke W., 1986. Investigations on the effects of the emission of a medium-sized coal-fired power-station on the lead and cadmium contents in soil, fodder plants and slaughter cattle in its surroundings. *Arch. Lebensmittelhyg.*, 37, 35-45.
- Lapole D., Rychen G., Grova N., Monteau F., Le Bizec B., Feidt C., 2007. Milk and urine excretion of polycyclic aromatic hydrocarbons and their hydroxylated metabolites after a single oral administration in ruminants. *J. Dairy Sci.*, 90, 2624-2629.
- Latshaw J., Osman M., 1975. Distribution of selenium in egg white and yolk after feeding natural and synthetic selenium compounds. *Poultry Sci.*, 54, 1244-1252.
- Laurent C., Feidt C., Laurent F., 2005. Contamination des sols : transferts des sols vers les animaux. *ADEME/EDP Sciences*, 218p.
- Laws J.A., Pain B.F., 2002. Effects of method, rate and timing of slurry application to grassland on the preference by cattle for treated and untreated areas of pasture. *Grass Forage Sci.*, 57, 93-104.
- Laws J.A., Rook A.J., Pain B.F., 1996. Diet selection by cattle offered a choice between swards treated or untreated with slurry: effects of application method and time since application. *Appl. Anim. Behav. Sci.*, 48, 131-141.
- Lebedev A.T., Poliakova O.V., Karakhanova N.K., Petrosyan V.S., Renzoni A., 1998. The contamination of birds with organic pollutants in the Lake Baikal region. *Sci. Total Environ.*, 212, 153-162.
- Lisk D., Boyd R., Telford J., Babish J., Stoewsand G., Bache C., Gutenmann W., 1982. Toxicologic studies with swine fed corn grown on municipal sewage sludge-amended soil. *J. Anim. Sci.*, 55, 613-619.
- Longhurst R., O'Connor M., Bremner K., Matthews L., 2000. Animal constraints to pasture treated with farm dairy effluent: preference under grazing and issues of faecal contamination. *New Zeal. J. Agr. Res.*, 43, 501-507.
- López-Mosquera M., Miguélez-Castro N., Sainz M., Lloveras J., González-Rodríguez A., Vázquez-Yañez O., Piñeiro J., Santamaría O., Olea L., Poblaciones M., 2006. Forage heavy metal concentrations during the withholding period in sown meadows fertilized with dairy sludge, Sustainable grassland productivity: Proc. 21st Gen. Meet. Eur. Grassland Fed., Badajoz, Spain. *Sociedad Española para el Estudio de los Pastos SEEP*, 706-708.
- Lorber M., Fries G.F., Winters D., Ferrario J., Byrne C., 2000. A study of the mass balance of dioxins and furans in lactating cows in background conditions. Part 2: Mass balance and bioconcentration factors. *Organohalogen Compd.*, 46, 326-329.
- Lucia M., André J.M., Gontier K., Diot N., Veiga J., Davail S., 2010. Trace element concentrations mercury, cadmium, copper, zinc, lead, aluminium, nickel, arsenic, and selenium in some aquatic birds of the Southwest Atlantic Coast of France. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 58, 844-853.
- Magid J., 2013. A note on sewage sludge-risk assessments and fertilization value. *IMPROVE-P working paper*, no. 1, Plant and Environmental Sciences, Copenhagen University, 10p.
- Mamontova E.A., Tarasova E.N., Mamontov A.A., Kuzmin M.I., McLachlan M.S., Khomutova M.I., 2007. The influence of soil contamination on the concentrations of PCBs in milk in Siberia. *Chemosphere*, 67, S71-S78.
- Mayack L.A., Bush P.B., Fletcher O.J., Page R., Fendley T.T., 1981. Tissue residues of dietary cadmium in wood ducks. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 10, 637-645.
- Mayland H., Florence A., Rosenau R., Lazar V., Turner H., 1975. Soil ingestion by cattle on semiarid range as reflected by titanium analysis of feces. *J. Range. Manage.*, 28, 448-452.
- McGrath S.P., 1999. Persistent organic pollutants and metals from sewage sludges: their effects on soil, plants and the food chain. In *Pollutants and nutrients in sludge and their effects on soil, vegetation and fauna-session 2*, p75. «Proc. Work. Probl. around sludge, Stresa, Italy. <http://ec.europa.eu/environment/waste/sludge/problems.htm>, p75.
- McLachlan M.S., 1994. Model of the fate of hydrophobic contaminants in cows. *Environ. Sci. Technol.*, 28, 2407-2414.
- McLachlan M., Richter W., 1998. Uptake and transfer of PCDD/Fs by cattle fed naturally contaminated feedstuffs and feed contaminated as a result of sewage sludge application. 1. Lactating cows. *J. Agr. Food Chem.*, 46, 1166-1172.
- McLachlan M.S., Thoma H., Reissinger M., Hutzinger O., 1990. PCDD/F in an agricultural food chain. Part 1: PCDD/F mass balance of a lactating cow. *Chemosphere*, 20, 1013-1020.
- Menotta S., D'Antonio M., Diegoli G., Montella L., Raccanelli S., Fedrizzi G., 2010. Depletion study of PCDD/Fs and dioxin-like PCBs concentrations in contaminated home-produced eggs: Preliminary study. *Anal. Chim. Acta*, 672, 50-54.
- Nath B.S., Unnikrishnan V., Preeja C., Murthy M., 2000. A study on the transfer of organochlorine pesticide residues from the feed of the cattle into their milk. *Pestic. Res. J.*, 12, 68-73.
- Neathery M., Miller W., 1975. Metabolism and toxicity of cadmium, mercury, and lead in animals: a review. *J. Dairy Sci.*, 58, 1767-1781.
- Ng J.C., Juhasz A., Smith E., Naidu R., 2015. Assessing the bioavailability and bioaccessibility of metals and metalloids. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 22, 8802-8825.
- Norstrom R.J., Letcher R.J., 1996. Role of biotransformation in bioconcentration and bioaccumulation. Annex I. In: *Biotransformation in environmental risk assessment*, a SETAC Workshop Noordwijkerhout, The Netherlands, Sijm, D.T.H.M., de Bruijn, J., de Voogt P., de Wolf W. (Eds). 130p.
- Nyholm J.R., Asamoah R.K., van der Wal L., Danielsson C., Andersson P.L., 2010. Accumulation of polybrominated diphenyl ethers, hexabromobenzene, and 1,2-dibromo-4,1,2-dibromoethylcyclohexane in earthworm (*Eisenia fetida*). Effects of soil type and aging. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 9189-9194.
- Ounnas F., Jurjanz S., Dziurla M.A., Guiavarc'h Y., Feidt C., Rychen G., 2009. Relative bioavailability of soil-bound polycyclic aromatic hydrocarbons in goats. *Chemosphere*, 77, 115-122.
- Ounnas F., Feidt C., Toussaint H., Marchand P., Le Bizec B., Rychen G., Jurjanz S., 2010. Polychlorinated biphenyl and low polybrominated diphenyl ether transfer to milk in lactating goats chronically exposed to contaminated soil. *Environ. Sci. Technol.*, 44, 2682-2688.
- Pattee O.H., 1984. Eggshell thickness and reproduction in American kestrels exposed to chronic dietary lead. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13, 29-34.
- Renwick A.G., 2001. Toxicokinetics: Pharmacokinetics in toxicology, In: *Principles and Methods of Toxicology*, Hayes A.W. (Ed.), Philadelphia, 137-191.

- Règlement CEE n°315/93 du conseil du 8 février 1993 portant établissement des procédures communautaires relatives aux contaminants dans les denrées alimentaires JO L37 du 13.02.1993, 1-3.
- Règlement UE n°1881/2006 de la Commission du 19 décembre 2006 portant fixation des teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. JO L364 du 20.12.2006, 5-24.
- Règlement UE n°1259/2011 de la Commission du 2 décembre 2011 modifiant le règlement CE n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales en dioxines, en PCB de type dioxine et en PCB autres que ceux de type dioxine des denrées alimentaires JO L 320 du 3.12.2011, 18-23.
- Règlement UE n° 835/2011 de la commission du 19 août 2011 modifiant le règlement CE n° 1881/2006 en ce qui concerne les teneurs maximales pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les denrées alimentaires JO L 215 du 20.8.2011, 4-8.
- Règlement UE n° 277/2012 de la Commission du 28 mars 2012 modifiant les annexes I et II de la directive 2002/32/CE du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les teneurs maximales et les seuils d'intervention relatifs aux dioxines et aux polychlorobiphényles. JO L 91 du 29.3.2012, 1-7.
- Règlement UE n° 744/2012 de la Commission du 16 août 2012 modifiant les annexes I et II de la directive 2002/32/CE du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les teneurs maximales pour l'arsenic, le fluor, le plomb, le mercure, l'endosulfan, les dioxines, Ambrosia spp., le diclazuril et le lasalocide A sodium et les seuils d'intervention pour les dioxines. JO L 219 du 17.8.2012, 5-12.
- Rhind S.M., Smith A., Kyle C.E., Telfer G., Martin G., Duff E., Mayes R.W., 2002. Phthalate and alkyl phenol concentrations in soil following applications of inorganic fertiliser or sewage sludge to pasture and potential rates of ingestion by grazing ruminants. *J. Environ. Monitor.*, 4, 142-148.
- Rhind S.M., Kyle C.E., Telfer G., Duff E.I., Smith A., 2005a. Alkyl phenols and diethylhexyl phthalate in tissues of sheep grazing pastures fertilized with sewage sludge or inorganic fertilizer. *Environ. Health Persp.*, 113, 447-453.
- Rhind S., Kyle C., Owen J., 2005b. Accumulation of potentially toxic metals in the liver tissue of sheep grazed on sewage sludge-treated pastures. *Anim. Sci.*, 81, 107-113.
- Rhind S.M., Kyle C.E., Mackie C., Telfer G., 2007. Effects of exposure of ewes to sewage sludge-treated pasture on phthalate and alkyl phenol concentrations in their milk. *Sci. Total Environ.*, 383, 70-80.
- Rhind S.M., Kyle C.E., Mackie C., McDonald L., 2009. Accumulation of endocrine disrupting compounds in sheep fetal and maternal liver tissue following exposure to pastures treated with sewage sludge. *J. Environ. Monitor.*, 11, 1469-1476.
- Rhind S.M., Kyle C.E., Kerr C., Osprey M., Zhang Z.L., 2011. Effect of duration of exposure to sewage sludge-treated pastures on liver tissue accumulation of persistent endocrine disrupting compounds EDCs in sheep. *Sci. Total Environ.*, 409, 3850-3856.
- Richter W., McLachlan M.S., 2001. Uptake and transfer of PCDD/Fs by cattle fed naturally contaminated feedstuffs and feed contaminated as a result of sewage sludge application. 2. Nonlactating cows. *J. Agr. Food Chem.*, 49, 5857-5865.
- Rivera Ferre M.G., Edwards S.A., Mayes R.W., Riddoch I., Lovell F.D.D., 2001. The effect of season and level of concentrate on the voluntary intake and digestibility of herbage by outdoor sows. *Anim. Science*, 72, 501-510.
- Rivera-Ferre M.G., Lantinga E.A., Kwakkel R.P., 2007. Herbage intake and use of outdoor area by organic broilers: Effects of vegetation type and shelter addition. *NJAS-Wagen. J. Life Sci.*, 54, 279-291.
- Rose M., Fernandes A., Foxall C., Dowding A., 2012. Transfer and uptake of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans PCDD/Fs and polychlorinated biphenyls PCBs into meat and organs of indoor and outdoor reared pigs. *Food Addit. Contam. A*, 29, 431-448.
- Rossi F., Bertuzzi T., Vitali A., Rubini A., Masoero F., Morlacchini M., Piva G., 2010. Monitoring of the declining trend of Polychlorobiphenyls concentration in milk of contaminated dairy cows. *Ital. J. Anim. Sci.*, 9, 88-92.
- Rozemeijer M.J.C., Boon J.P., Swennen C., Brouwer A., Murk A.J., 1995. Dioxin type and mixed type induction of the cytochrome P-450 system of common elder ducklings *Somateria mollissima* by PCBs: With indications for biotransformation. *Aquat. Toxicol.*, 32, 93-113.
- RTI 2005, Methodology for predicting cattle biotransfer factors prepared for: U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste 1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460.
- Samsøe-Petersen L., DHI Water & Environment, Copenhagen, 2003. Organic contaminants in sewage sludge - review of studies regarding the occurrence and risks in relation to the application of sewage sludge to agricultural soil. Swedish Environ. Protect. Agency, 66p.
- Scheuhammer A., 1996. Influence of reduced dietary calcium on the accumulation and effects of lead, cadmium, and aluminum in birds. *Environ. Pollut.*, 94, 337-343.
- Schmidely P., 2011. Etat des lieux des pratiques et recommandations relatives à la qualité sanitaire de l'eau d'abreuvement des animaux d'élevage. No. 2008-SA-0162. Anses, Maisons-Alfort, France.
- Sell J.L., 1975. Cadmium and the laying hen: Apparent absorption, tissue distribution and virtual absence of transfer into eggs. *Poultry Sci.*, 54, 1674-1678.
- Shah A.Q., Kazi T.G., Baig J.A., Afridi H.I., Kandhro G.A., Khan S., Kolachi N.F., Wadhwa S.K., 2010. Determination of total mercury in chicken feed, its translocation to different tissues of chicken and their manure using cold vapour atomic absorption spectrometer. *Food Chem. Toxicol.*, 48, 1550-1554.
- Shang H., Wang P., Wang T., Wang Y., Zhang H., Fu J., Ren D., Chen W., Zhang Q., Jiang G., 2013. Bioaccumulation of PCDD/Fs, PCBs and PBDEs by earthworms in field soils of an E-waste dismantling area in China. *Environ. Int.*, 54, 50-58.
- Sharma R., Street J., Verma M., Shupe J., 1979. Cadmium uptake from feed and its distribution to food products of livestock. *Environ. Health Persp.*, 28, 59-66.
- Slob W., Oiling M., Derks H.J.G.M., De Jong A.P.J.M., 1995. Congener-specific bioavailability of PCDD/Fs and coplanar PCBs in cows: Laboratory and field measurements. *Chemosphere*, 31, 3827-3838.
- Smith S., 2009. Organic contaminants in sewage sludge biosolids and their significance for agricultural recycling. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 367, 4005-4041.
- Smith K.E.C., Green M., Thomas G.O., Jones K.C., 2001. Behavior of sewage sludge-derived PAHs on pasture. *Environ. Sci. Technol.*, 35, 2141-2150.
- Smith P.N., Cobb G.P., Godard-Codding C., Hoff D., McMurphy S.T., Rainwater T.R., Reynolds K.D., 2007. Contaminant exposure in terrestrial vertebrates. *Environ. Pollut.*, 150, 41-64.
- Smith K., Abrahams P.W., Dagleish M., Steigmajer J., 2009. The intake of lead and associated metals by sheep grazing mining-contaminated floodplain pastures in mid-Wales, UK: I. Soil ingestion, soil-metal partitioning and potential availability to pasture herbage and livestock. *Sci. Total Environ.*, 407, 3731-3739.
- Stanley Jr T., Spann J., Smith G., Rosscoe R., 1994. Main and interactive effects of arsenic and selenium on mallard reproduction and duckling growth and survival. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 26, 444-451.
- Stark B.A., Hall J.E., 1992. Implications of sewage sludge application to pasture on the intake of contaminants by grazing animals. - Effects of organic contaminants in sewage sludge on soil fertility, plants and animals. p134 in Proc. Seminar held at Braunschweig D on 6-8 June 1990. Comm. Eur. Communities, Brussels, Belgique.
- Stephens R.D., Petreas M.X., Hayward D.G., 1995. Biotransfer and bioaccumulation of dioxins and furans from soil: Chickens as a model for foraging animals. *Sci. Total Environ.*, 175, 253-273.
- Stevens J.B., 1991. Disposition of toxic metals in the agricultural food-chain. I. steady-state bovine-milk biotransfer factors. *Environ. Sci. Technol.*, 25, 1289-1294.
- Strachan S., 2010. Trace elements. *Curr. Anaesth. Crit. Care*, 21, 44-48.
- Thomas G.O., Sweetman A.J., Jones K.C., 1999. Input-output balance of polychlorinated biphenyls in a long-term study of lactating dairy cows. *Environ. Sci. Technol.*, 33, 104-112.
- Vreman K., Vanderveen N.G., Vandermolen E.J., Deruig W.G., 1986. Transfer of cadmium, lead, mercury and arsenic from feed into milk and various tissues of dairy-cows - chemical and pathological data. *Neth. J. Agric. Sci.*, 34, 129-144.
- Waegeneers N., De Steur H., De Temmerman L., Van Steenwinkel S., Gellynck X., Viaene J., 2009. Transfer of soil contaminants to home-produced eggs and preventive measures to

reduce contamination. *Sci. Total Environ.*, 407, 4438-4446.

Watanabe M.X., Kunisue T., Tao L., Kannan K., Subramanian A., Tanabe S., Iwata H., 2010. Dioxin-like and perfluorinated compounds in pigs in an indian open waste dumping site: toxicokinetics and effects on hepatic cytochrome p450 and blood plasma hormones. *Environ. Toxicol. Chem.*, 29, 1551-1560.

Welsch-Pausch K., McLachlan M., 1998. Fate of airborne polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in an agricultural ecosystem. *Environ. Pollut.*, 102, 129-137.

Wilkinson J., Hill J., Phillips C., 2003a. The accumulation of potentially-toxic metals by grazing ruminants. *Proc. Nutr. Soc.*, 62, 267-277.

Wilkinson J.M., Hill J., Hillman J.P., 2003b. The accumulation of potentially toxic elements in edible body tissues of lambs grazing after a single application of sewage sludge. *Water Res.*, 37, 128-138.

Yeung L.W., Loi E.I., Wong V.Y., Guruge K.S., Yamanaka N., Tanimura N., Hasegawa J., Yamashita N., Miyazaki S., Lam P.K., 2009. Biochemical responses and accumulation properties of long-chain perfluorinated compounds

(PFOS/PFOA/PFOA) in juvenile chickens (*Gallus gallus*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 57, 377-386.

Yoo H., Guruge K.S., Yamanaka N., Sato C., Mikami O., Miyazaki S., Yamashita N., Giesy J.P., 2009. Depuration kinetics and tissue disposition of PFOA and PFOS in white leghorn chickens (*Gallus gallus*) administered by subcutaneous implantation. *Ecotox. Environ. Safe.*, 72, 26-36.

Zhuang P., Zou H., Shu W., 2009. Biotransfer of heavy metals along a soil-plant-insect-chicken food chain: Field study. *J. Environ. Sci-China*, 21, 849-853.

Résumé

L'objectif de cet article est d'identifier les points de vigilance relatifs aux transferts de polluants inorganiques ou organiques vers les animaux d'élevage *via* l'ingestion de sol, de plantes, d'eau ou encore de pédofaune, consécutivement à l'épandage de MATIÈRES Fertilisantes d'Origine Résiduaire (MAFOR) sur les prairies. Cette identification consiste à prendre en compte simultanément les quantités de polluants ingérées (quantité de matrice ingérée × concentration du polluant dans cette matrice), la fraction biodisponible et le devenir des polluants au sein de l'organisme. Les études réalisées en conditions de terrain et qui renseignent l'ensemble des données nécessaires pour estimer l'impact des MAFOR épandues sur prairies sont rares et peu conclusives. Elles reposent principalement sur l'application des boues de stations d'épuration sur des prairies et ne permettent pas de comparer l'impact des autres formes de MAFOR. Cependant, en prenant en compte l'ensemble des connaissances sur les transferts de polluants vers les produits animaux, il apparaît que les polluants organiques sont plus fortement absorbés que les Eléments Traces Métalliques (ETM). Seuls les composés peu biotransformés s'accumulent significativement dans les produits animaux. *In fine*, les polluants organiques se concentrent généralement dans les tissus et produits gras alors que les ETM se retrouvent préférentiellement dans les abats. Cependant, un manque manifeste de connaissances sur le devenir de contaminants organiques émergents (bromés, perfluorés, phtalates et paraffines) ou de certains ETM (vanadium et thallium) doit être signalé. De manière globale, les transferts de polluants organiques et inorganiques vers les produits animaux, suite à l'épandage de MAFOR sur les prairies, ne peuvent être exclus.

Abstract

Transfer of organic and inorganic pollutants in the food chain after spreading of residual-origin fertilizing materials on grasslands

The objective of this paper was to evaluate the transfer of inorganic and organic pollutants to livestock through ingestion of soil, plants, water or contaminated soil fauna, following spreading of residual-origin fertilizing materials (MAFOR) on grasslands. In the course of such an assessment the amounts of pollutants ingested, the fraction of pollutants to be extracted from the matrix and their fate in the body need to be considered. Field studies aiming at evaluating the pollutant transfer from MAFOR to livestock remain scarce. They are mainly based on sewage sludge application in grasslands and they do not allow estimating the impact of other forms of MAFOR. Taking into account the available knowledge on pollutants transfer to animal products, it appears that organic pollutants are more strongly absorbed and transferred than Trace Metals (TM). Mainly non metabolized pollutants significantly accumulate in animal products: organic pollutants generally concentrate in fatty tissues and products while TM are preferentially found in offal. However, a serious lack of knowledge about the behavior of emerging organic contaminants (brominated perfluorocarbons, phthalates, paraffin) or certain TM (vanadium, thallium) has to be noted. Overall, a significant transfer of organic and inorganic pollutants to animal products, following the application of residual-origin fertilizing materials on grasslands, cannot be excluded.

CHATELET A., FOURNIER A., JURJANZ S., LERCH S., TOUSSAINT H., DELANNOY M., FEIDT C., RYCHEN G., 2015. L'épandage de matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les prairies comporte-t-il des risques en termes de transfert de polluants organiques et inorganiques vers la chaîne alimentaire ? *INRA Prod. Anim.*, 28, 383-398.