



HAL
open science

Rôle et impact environnemental du cuivre et du zinc en élevage porcin : de l'alimentation au retour au sol des effluents

Emma Gourlez, Jean-Yves Dourmad, Alessandra Monteiro, Fabrice Béline, Francine de Quelen

► To cite this version:

Emma Gourlez, Jean-Yves Dourmad, Alessandra Monteiro, Fabrice Béline, Francine de Quelen. Rôle et impact environnemental du cuivre et du zinc en élevage porcin : de l'alimentation au retour au sol des effluents. 54. Journées de la Recherche Porcine (JRP), Ifip; Inrae, Feb 2022, En ligne, France. pp.221-232. hal-03627804

HAL Id: hal-03627804

<https://hal.inrae.fr/hal-03627804>

Submitted on 7 Aug 2023

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

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

Rôle et impact environnemental du cuivre et du zinc en élevage porcin : de l'alimentation au retour au sol des effluents

Emma GOURLEZ (1)(2), Jean-Yves DOURMAD (2), Alessandra MONTEIRO (1), Fabrice BELINE (3), Francine DE QUELEN (2)

(1) Animine, 10 rue Léon Rey Grange, 74960 Annecy

(2) UMR PEGASE, INRAE, Institut Agro, 35590 Saint-Gilles

(3) UR OPAALE, INRAE, 35044 Rennes

egourlez@animine.eu

francine.dequelen@inrae.fr

Rôle et impact environnemental du cuivre et du zinc en élevage porcin : de l'alimentation au retour au sol des effluents

Le cuivre et le zinc sont des éléments-traces métalliques (ETM) qui peuvent présenter à plus ou moins long terme un risque environnemental pour les sols agricoles sur lesquels sont valorisées les déjections porcines. Le cuivre et le zinc sont essentiels pour la croissance et la santé des porcs en élevage, ils sont donc ajoutés dans l'aliment sous forme de supplémentation. Cependant, du fait de leur faible taux de rétention par le porc, ils se retrouvent très majoritairement excrétés dans les déjections. De plus, ce sont des ressources minérales naturelles limitées. Il est alors essentiel de caractériser leurs flux tout au long du continuum aliments-déjections-traitements-sols afin de maîtriser au mieux leur utilisation. Un état des lieux des connaissances existantes sur ces flux montre que l'alimentation est le principal levier pour limiter les rejets de cuivre et de zinc vers l'environnement. La réglementation européenne fixe actuellement des teneurs limites des aliments en cuivre et en zinc (e.g. pour un porc en engraissement 25 et 120 mg.kg⁻¹ MS respectivement). Le traitement des déjections est un second levier pour optimiser la valorisation de ces effluents d'élevage et mieux gérer la redistribution du cuivre et du zinc sur les sols, en les concentrant dans certains produits plus facilement exportables vers des zones en déficit. Une meilleure connaissance de leur spéciation tout au long de la filière est aussi nécessaire pour mieux maîtriser leur devenir et préciser les risques pour l'environnement. Pour aller encore plus loin dans la maîtrise et la réduction du risque environnemental, des recherches restent nécessaires pour affiner les stratégies d'apport dans les aliments, tout en conservant les performances et la santé des animaux et en prenant en compte les différentes modalités de gestion des effluents dans le cadre d'une bioéconomie circulaire.

Role and environmental impacts of copper and zinc in pig farming: from feed to agricultural soils

Copper and zinc are heavy metals that may have short- or long-term environmental risk for agricultural soils on which pig manure is spread. Copper and zinc are essential for pigs and farm performance, and they are added as supplements to the feed. Because of their low retention rate by animals, however, most of the amounts ingested are excreted in manure. Moreover, they are limited natural mineral resources. It is thus essential to characterize their flows better through the continuum of feed - manure - treatment - soils to manage their use better. A literature review of these flows indicates that adapting pig feed is the main mechanism available to decrease the release of copper and zinc into the environment. European Union regulations set maximum dietary concentrations of copper and zinc (e.g. 25 and 120 mg.kg⁻¹ DM for fattening pigs, respectively). Treating farm waste is another way to derive added value from these wastes and better control the transfer of copper and zinc to soils, by concentrating these elements in products that can be exported from pig farms to regions that need them. Thus, improved knowledge of their distribution through the production chain is necessary to manage their fate and evaluate their environmental risks better. To go even further in managing and reducing environmental risk, more research is thus needed to refine feeding strategies that include copper and zinc, while maintaining animal performance and health and considering strategies of manure management and treatment, as part of the circular bioeconomy.

INTRODUCTION

Chaque année, l'agriculture française produit plus de 300 millions de tonnes d'effluents organiques, dont 26 millions de tonnes de lisiers et 0,8 million de tonnes de fumiers épandus par an en France proviennent de l'élevage porcin (Loyon, 2017). Ces effluents constituent des ressources considérables en nutriments et en énergie. Cependant, ils peuvent également représenter des sources de pollutions de l'air, de l'eau ou du sol à la fois au niveau local et global. L'enjeu est donc de mieux valoriser les ressources contenues dans les effluents (nutriments, énergie...) afin de réduire leur impact environnemental et de valoriser leur potentiel agronomique, énergétique et économique dans le cadre d'une bioéconomie circulaire.

En raison de leur faible taux d'absorption par le porc et de leurs effets bénéfiques sur la santé et les performances de croissance, le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) sont apportés en quantité importante dans l'alimentation. Leurs effluents peuvent alors contenir des quantités de Cu et de Zn entre 4 à 10 fois supérieures aux besoins des plantes lorsque les apports agronomiques sont raisonnés sur la base des teneurs en azote (N) ou phosphore (P). L'épandage direct étant la principale voie de valorisation des effluents, ces éléments sont donc épandus en excès et s'accumulent dans les sols (Coppenet *et al.*, 1993 ; L'Herroux *et al.*, 1997 ; Jensen *et al.*, 2018) entraînant des risques de toxicité pour les microorganismes du sol (McGrath *et al.*, 1995) et pour les plantes (McGrath, 1981 ; Jondreville *et al.*, 2002 ; Revy, 2003). Par ailleurs, l'utilisation de doses pharmacologiques de Zn chez les porcelets contribuerait au développement de résistances bactériennes aux antibiotiques (Jensen *et al.*, 2018), ce qui constitue également un enjeu important pour leur réduction.

Pour limiter ces différents risques, aussi bien pour l'environnement que la santé humaine, la réglementation européenne encadre de plus en plus strictement les quantités de Cu et de Zn pouvant être apportées dans l'alimentation animale (EU-2016/1095 ; EU-2018/1039), la nutrition constituant le principal levier pour en réduire les flux. Il existe aussi des réglementations relatives aux épandages de ces minéraux, et des cahiers des charges ou des normes spécifiques sur la teneur en Cu et en Zn des fertilisants et amendements organiques. Par ailleurs les différentes technologies de traitement des effluents qui se développent (compostage, digestion aérobie et anaérobie...) peuvent entraîner un accroissement de la concentration en ces éléments, notamment par rapport à la matière sèche (MS) (Hsu et Lo, 2001 ; Legros *et al.*, 2017). La connaissance et le pilotage de ces flux dans un contexte de diversification des filières de valorisation des effluents sont ainsi des questions d'importance.

Dans cette synthèse, les flux de Cu et de Zn et leur devenir sont caractérisés tout au long du continuum aliment-animal-déjection-sol. Une première partie rappelle l'utilisation du Cu et du Zn dans l'alimentation porcine et les besoins du porc. Les rejets de ces éléments dans les effluents sont discutés dans une seconde partie. Une troisième partie permet de décrire le comportement du Cu et du Zn dans les différentes filières de gestion des effluents porcins. Enfin, l'impact du retour au sol des produits issus de l'élevage porcin et de leur composition en Cu et en Zn sur l'environnement est discuté. Compte tenu des données disponibles, cette synthèse s'intéresse principalement au porcelet et au porc à l'engraissement.

1. LE CUIVRE ET ZINC DANS L'ALIMENTATION DU PORC

Le Cu et le Zn sont considérés comme des minéraux essentiels dans la nutrition porcine. Leur quantité biodisponible dans les matières premières composant la ration de base de l'alimentation n'est généralement pas suffisante pour couvrir les besoins physiologiques (Männer, 2008). Ainsi, ils sont supplémentés dans l'aliment en quantité allant du niveau nutritionnel, afin de couvrir les besoins des animaux, jusqu'à des niveaux supra-nutritionnels permettant d'améliorer la croissance ou la santé digestive. Toutefois, leur rétention étant très faible, ils se retrouvent en grande majorité dans les déjections. La réduction de l'apport alimentaire en Cu et en Zn est ainsi le principal levier pour diminuer leur quantité dans les effluents et leurs potentiels impacts sur l'environnement, tout en veillant à n'affecter ni la croissance ni la santé de l'animal. Pour cela, il est essentiel de mieux comprendre leur fonction et leur comportement dans l'organisme, qui influencent leur biodisponibilité et donc leur absorption et excrétion.

1.1. Fonctions du cuivre et du zinc chez le porc

1.1.1. Teneurs corporelles

La teneur corporelle du porc en Cu est faible, de l'ordre de 200 mg pour un animal de 100 kg de poids vif (PV). Le Cu est retrouvé en majorité au niveau du squelette (40 à 46 %), des muscles (23 à 26 %) et du foie (8 à 10%) (Cromwell, 1997). Le foie représente le principal lieu d'accumulation du Cu. La teneur en Cu hépatique est un indicateur du statut en Cu des animaux et un révélateur des pratiques d'alimentation. En élevage, Hodges et Fraser (1983) ont ainsi observé une grande variabilité de la teneur en Cu dans des échantillons de foie issus de porcs d'origine et d'âge variables. Dans 9% des cas, ils observent une teneur inférieure à 12 mg.kg⁻¹ MS, signe d'un risque de déficience, mais pour la majorité des animaux la teneur dépasse 20 mg.kg⁻¹ MS, signe d'apport supra nutritionnels en Cu. La teneur du foie en Cu dépend non seulement de la concentration alimentaire mais aussi de la biodisponibilité des apports (Roméo *et al.*, 2018).

Le Zn est plus abondamment présent dans l'organisme du porc, avec des quantités de l'ordre de 1,5 à 2,5 g pour un animal de 100 kg de PV. Il est retrouvé en majorité dans les tissus musculaires du porc (environ 60 %) et dans le squelette (environ 30 %), les os constituant le principal lieu de stockage du Zn. Les concentrations les plus élevées de Zn se retrouvent dans les poils (200 mg.kg⁻¹ MS) et le foie (150 mg.kg⁻¹ MS). Comme chez la majorité des mammifères, la teneur plasmatique en Zn est d'environ 1 mg.L⁻¹ chez le porc, correspondant à 0,1 % du Zn corporel total (Swinkels *et al.*, 1994).

1.1.2. Fonctions physiologiques et catalytiques

Le Cu est un élément essentiel pour le bon fonctionnement de différentes fonctions biologiques, telles que la respiration cellulaire, la protection contre le stress oxydatif et le transport du fer (Fe) (Suttle, 2010), et est ainsi présent dans de très nombreux enzymes, cofacteurs et protéines (Espinosa et Stein, 2021).

Le Zn, quant à lui, est fondamental à la bonne intégrité structurelle et fonctionnelle de presque 200 facteurs de transcription. La plupart des voies métaboliques sont dépendantes d'une ou plusieurs protéines fonctionnant grâce à la présence de Zn, cofacteur de plus de 300 métalloenzymes (Suttle, 2010). Il est notamment un composant des ADN et ARN synthétases et transférases, et de nombreuses enzymes digestives (NRC, 2012).

Le Cu et le Zn jouent un rôle dans la protection contre le stress oxydatif. Cela est dû à leur interaction avec des protéines et enzymes de protection contre le stress oxydant (superoxyde dimutase, céruloplasmine ferroxidase) (Suttle, 2010). Une carence en Zn augmente la susceptibilité des cellules endothéliales à ces stress, le Zn étant le déclencheur de la métallothionéine, intervenant dans la détoxification des cellules et ayant une forte affinité pour le Zn et pour le Cu, et a un caractère antioxydant (Suttle, 2010).

À des niveaux d'apports « pharmacologiques », le Cu et le Zn peuvent également agir chez le porc comme « facteurs de croissance ». Cet effet peut être lié à une amélioration de la digestibilité de l'aliment ou de l'appétit des animaux (Suttle, 2010), à une réduction des troubles digestifs, en particulier des diarrhées (Bikker *et al.*, 2016), mais également à leur activité antibiotique et à leur effet de modulation du microbiote et d'amélioration de l'intégrité de la barrière intestinale (Villagómez-Estrada *et al.*, 2020a).

1.2. Besoins du porc

Le besoin d'un animal en un élément correspond à la quantité à apporter pour permettre à son organisme d'accomplir toutes ses fonctions biologiques et physiologiques (Revy, 2003 ; Schlegel, 2010). Il peut varier selon le critère de réponse utilisé pour le définir. La satisfaction des besoins physiologiques des animaux étant fortement influencée par la biodisponibilité des minéraux dans les aliments (NRC, 2012), la définition du besoin doit également tenir compte des formes d'apport. En pratique il est nécessaire de bien connaître les besoins en Cu et en Zn et leur évolution au cours du temps, afin d'adapter au mieux l'alimentation et ainsi réduire les risques de déficits, néfastes pour les performances, ou d'excès, néfastes pour l'environnement.

1.2.1. Evaluation des besoins du porcelet et du porc en croissance

Deux approches principales sont utilisées pour évaluer le besoin d'un minéral, une empirique et une factorielle (Schlegel, 2010), la première étant la plus fréquente pour les éléments-traces métalliques (ETM). Celle-ci consiste à tester expérimentalement les effets d'une augmentation graduelle des quantités de Cu et Zn dans les aliments afin d'évaluer la réponse de plusieurs paramètres zootechniques ou physiologiques. Le traitement statistique des résultats par un modèle linéaire plateau est ensuite généralement utilisé pour décrire la réponse et définir le besoin au point de rupture (Kirchgessner, 1993).

Une réponse spécifique et représentative d'une certaine sensibilité des fonctions de l'animal pour le Cu ou le Zn doit être observée afin de désigner un critère comme caractéristique du besoin (Schlegel, 2010). Pour le Cu, le critère le plus représentatif généralement retenu est sa concentration dans le foie ; pour le Zn ce critère est sa concentration dans les os ou dans le plasma (Jongbloed, 2010).

Ceci est illustré sur la figure 1 pour le Zn chez le porcelet en post-sevrage, sur la base de différentes références bibliographiques. En fonction du niveau d'apport on peut ainsi définir (i) une zone de carence (en rouge) dans laquelle l'apport n'est pas suffisant pour maintenir un niveau plasmatique adéquat, (ii) une zone d'homéostasie (en vert) dans laquelle le niveau plasmatique reste constant grâce à la mise en place de différents mécanismes d'homéostasie (stockage, excrétion...), et (iii) une zone d'excès (en bleu) dans laquelle la concentration plasmatique s'accroît avec l'apport alimentaire, les mécanismes

d'homéostasie étant vraisemblablement saturés. Le point de rupture entre la zone en rouge et en vert permet de définir le besoin nutritionnel, alors que la rupture entre les zones en vert et bleu indiquent l'apparition d'un risque d'excès.

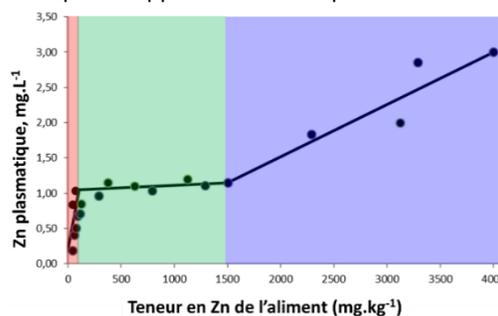


Figure 1 – Évolution de la concentration du plasma en Zn chez le porcelet en fonction de la teneur en Zn de l'aliment (d'après Hahn et Baker, 1993 ; Hill *et al.*, 2001 ; Revy, 2003)

Les besoins stricts du porcelet en Cu sont estimés à 5-6 mg.kg⁻¹ d'aliment et ils ne dépassent pas cette valeur pour les stades physiologiques plus avancés (NRC, 2012). Toutefois ce besoin ne prend pas en compte les effets bénéfiques d'apports plus élevés observés sur les performances ou la santé digestive à certaines phases critiques de la vie de l'animal, comme au moment du sevrage, ou chez la truie reproductrice.

Le NRC (2012) donne différentes références de besoins en Zn pour le porc selon le stade de croissance ou le stade physiologique de l'animal. Chez le porcelet sevré les besoins sont estimés à 80 mg Zn ajouté par kg d'aliment. Chez les porcs à l'engraissement, les besoins moyens estimés dans une ration de base par le NRC (2012) sont d'environ 50 mg.kg⁻¹ d'aliment. Ce besoin peut varier en fonction de différents critères qui modifient la biodisponibilité de Zn : la nature de l'aliment, sa teneur en calcium (Ca) et en phytate, et l'incorporation de phytase (Revy, 2003 ; Spears et Hansen, 2008).

1.2.2. Effet de carence

Les situations de carence en Cu chez le porc sont rarement observées et peuvent apparaître chez un porcelet sevré alimenté avec environ 100 mg.kg⁻¹ de Fe, 130 mg.kg⁻¹ de Zn et 2 mg.kg⁻¹ de Cu (Jondreville *et al.*, 2002). Les signes apparents d'une carence en Cu sont une anémie, une inclinaison des membres, l'apparition de fractures spontanées et de problèmes cardiaques et vasculaires et une dépigmentation (NRC, 2012). Des résultats récents (Dalto *et al.*, 2021) indiquent toutefois un risque d'apparition d'une carence en Cu dans le cas d'un apport de Zn à des doses pharmacologiques (2500-3000 mg.kg⁻¹), confirmant ainsi la réduction du Cu plasmatique observée par Hill *et al.* (2001) dans cette situation. Les principaux symptômes d'une carence en Zn sont, dans un premier temps, une perte d'appétit, l'apparition de diarrhées et un retard de croissance. L'anorexie est un des premiers signes observés et entraîne la réduction de la taille et de la solidité du fémur chez les porcelets carencés (Suttle, 2010). La diarrhée émergente est due à une réduction du renouvellement des entérocytes (Revy, 2003). De plus, une diminution du niveau de Zn dans le plasma ou dans le sérum est observée ainsi que de celui en phosphatase alcaline et en albumine (Suttle, 2010 ; NRC 2012). Les animaux répondent toutefois à une déficience en Zn en régulant les différents transporteurs du Zn intestinaux, mais ce n'est pas suffisant pour couvrir le déclin prématuré de la concentration en Zn dans le plasma et le sérum des porcelets carencés (Suttle, 2010). Le principal symptôme d'une déficience en Zn et le dernier signe apparaissant est une hyperkératinisation de la peau appelée parakératose (Suttle, 2010 ; NRC, 2012).

1.2.3. Effet d'excès

Les cas d'intoxication au Cu sont rares chez le porc (Jondreville *et al.*, 2002). Une distribution de plus de 250 mg.kg⁻¹ de Cu sur du long terme peut toutefois amener à un effet toxique et les signes observés sont une réduction du niveau d'hémoglobine et une jaunisse (NRC, 2012). Cela peut amener à une réduction du stockage du Fe dans le foie et donc une anémie, due à une réaction négative du Cu sur le Fe, dont l'absorption est limitée (Jondreville *et al.*, 2002). La tolérance du porc à de fortes doses alimentaire de Cu dépend de l'apport de Zn dans l'aliment et des interactions du Cu et du Zn avec les métallothionéines (Jondreville *et al.*, 2002).

Le Zn est également peu toxique pour la plupart des mammifères. Toutefois, un excès de Zn dans l'aliment entraîne une diminution de son absorption, une augmentation de son stockage dans les os et dans les entérocytes après liaison aux métallothionéines et donc une augmentation du turn-over dans les tissus et des sécrétions endogènes du Zn. À des doses pharmacologiques, l'excès d'apport en Zn peut s'accompagner d'une réduction de l'ingestion d'aliment et de la vitesse de croissance associée (Hahn et Baker, 1983). Cette situation s'accompagne d'une altération du métabolisme du Cu et du Fe, avec des risques de carences si la situation d'excès se prolonge (Dalto *et al.*, 2021). Par ailleurs, la susceptibilité de l'animal à l'excès de Zn dépend aussi des teneurs de l'aliment en Ca, en Fe, en Cu et en cadmium (Revy, 2003).

Finalement, la capacité d'un aliment à couvrir les besoins en Cu et en Zn du porc et le potentiel comportement toxique de ces éléments dépendent de leur concentration mais également de leur biodisponibilité (Hahn et Baker, 1983 ; Suttle, 2010) ; le taux d'absorption et l'efficacité correspondant modifient les besoins totaux des animaux en ETM (Männer, 2008).

1.3. Apports alimentaires de cuivre et de zinc

1.3.1. Réglementation

Les réglementations européennes concernant les teneurs maximales autorisées en Cu et en Zn dans l'alimentation du porc ont évolué depuis 2003 (Figure 2).

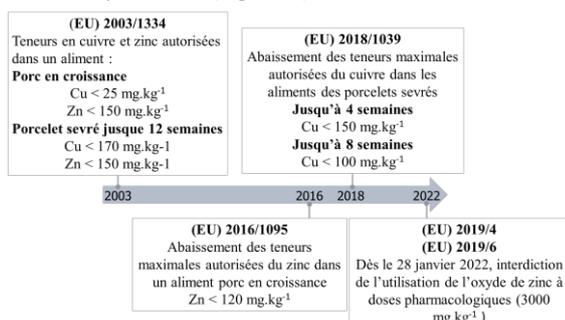


Figure 2 – Réglementations européennes concernant les teneurs maximales autorisées en zinc et cuivre dans l'alimentation du porc en croissance.

Dès le 1er juillet 2022, l'utilisation de l'oxyde de zinc (ZnO) sur prescription vétérinaire sera interdit en Europe. Cette réglementation vise à réduire l'excrétion de Zn dans les déjections (Revy, 2003) et son accumulation dans le sol, et à limiter le développement de phénomène d'antibiorésistance auxquels peuvent contribuer les apports élevés de Zn (Ciesinski *et al.*, 2018).

1.3.2. Composition des matières premières

La ration de base des porcs est composée principalement de céréales (blé, orge triticale, maïs...), de co-produits (sons, remoulages, drèches...), d'oléo-protéagineux (pois, féverole,

tourteaux de colza, de soja, de tournesol...) et de compléments minéraux vitaminés (additifs alimentaires). Les céréales, leurs co-produits et les protéagineux contiennent entre 5 et 15 mg de Cu par kg MS (Figure 3). Les céréales et protéagineux contiennent en moyenne de 20 à 30 mg.kg⁻¹ MS de Zn, les co-produits de céréales présentant une teneur plus élevée en Zn (entre 70 et 90 mg.kg⁻¹ MS, Figure 3). Les graines d'oléo-protéagineux et les tourteaux en contiennent entre 30 et 90 mg.kg⁻¹ MS de Zn (Figure 3).

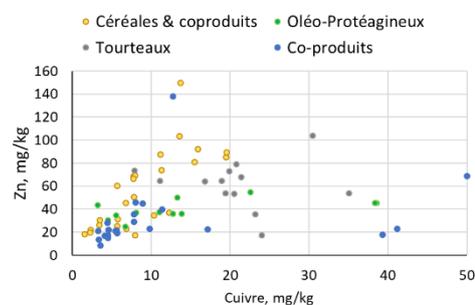


Figure 3 – Teneur en Zn des matières premières de la ration de base des porcs en fonction de leur teneur en Cu (d'après Jondreville *et al.*, 2002 ; Revy 2003 ; Suttle, 2010)

1.3.3. Différentes formes de supplémentation

Un aliment non supplémenté peut théoriquement couvrir les besoins en Cu des porcs en croissance (environ 6 mg.kg⁻¹). Toutefois, en pratique, une supplémentation en Cu dans les aliments est généralement appliquée afin de prendre en compte l'imprécision de l'estimation des besoins et de contrebalancer les effets antagonistes de certains éléments de la ration, qui affectent la biodisponibilité du Cu et donc les besoins du porc. La supplémentation en Cu de l'aliment sert de marge de sécurité (Jondreville *et al.*, 2002). Contrairement au Cu, une supplémentation en Zn est indispensable dans l'alimentation porcine afin de couvrir les besoins de l'animal, car l'apport par les matières premières seules n'est pas suffisant. De plus, la variation de la biodisponibilité du Zn alimentaire due aux différents composants de la ration doit également être prise en compte (Revy, 2003).

Le Cu et le Zn apportés comme additifs, peuvent provenir de différentes sources. Les sulfates (CuSO₄ et ZnSO₄) sont généralement considérés comme les sources de référence dans les études comparatives de biodisponibilité. Cependant, le fait que ces sources soient fortement solubles signifie qu'elles peuvent également être plus facilement liées à d'autres éléments de la ration, en particulier les phytates contenus dans de nombreuses matières premières, réduisant ainsi leur biodisponibilité (Revy, 2003). Il existe d'autres sources de supplémentation (oxydes, chlorures, chélates) qui présentent des caractéristiques physico-chimiques très variables. En pratique, le ZnO et le CuSO₄ sont les sources les plus fréquemment utilisées pour l'alimentation animale (Revy, 2003).

1.3.4. Biodisponibilité du cuivre et du zinc de l'aliment et facteurs de variabilité

La biodisponibilité est la proportion d'un nutriment ingéré qui est absorbée et utilisée par l'animal (O'Dell, 1989).

Deux approches expérimentales existent pour mesurer la biodisponibilité d'un minéral. La première consiste à mesurer la réponse de différents critères physiologiques à des apports croissants du minéral, tout en restant en dessous du besoin (zone en rouge dans la figure 1). La deuxième consiste à mesurer cette réponse avec des apports bien supérieurs aux besoins et à mesurer leur accumulation dans le sang ou dans

différents tissus comme l'os ou le foie (Spears et Hansen, 2008). Dans les deux cas ces réponses sont évaluées relativement à une source de référence (CuSO_4 et ZnSO_4) dont la biodisponibilité est fixée à 100%. La biodisponibilité est alors calculée en comparant les pentes de réponse des différentes sources testées. La biodisponibilité des minéraux est influencée par le type de supplémentation minérale apportée, par des facteurs tels que le statut physiologique de l'animal ou son statut minéral, et également par des effets d'interactions avec d'autres éléments de la ration, agonistes ou antagonistes (O'Dell, 1989 ; Männer, 2008). Les différents types d'interactions possibles sont la formation de complexes non absorbables dans l'intestin, la compétition entre cations pour le transport de cations divalents non spécifiques, la compétition entre anions similaires pour une voie métabolique ou encore l'induction de protéines liées à des métaux non spécifiques (Suttle, 2010). La différence de biodisponibilité du Cu et du Zn entre les sources pourrait s'expliquer en grande partie par ces phénomènes, ainsi que leurs différentes propriétés physico-chimiques. Les sources insolubles dans l'eau permettraient de réduire certains de ces effets antagonistes, favorisant ainsi la bonne absorption du Cu et du Zn (Männer, 2008).

Le Zn a un effet antagoniste sur le Cu, c'est-à-dire qu'il inhibe son absorption. Cet effet est dû à l'effet inducteur du Zn sur la métallothionéine qui présente une forte affinité avec le Cu, empêchant son transfert dans la séreuse, par induction de la synthèse de ces protéines (Revy, 2003). Les phytates forment avec le Zn des complexes non absorbables, ce qui diminue la biodisponibilité du Zn (Suttle, 2010). L'hydrolyse des phytates permet la libération du Zn, mais les monogastriques ne possèdent pas naturellement l'enzyme phytase nécessaire. Un ajout de phytase microbienne à la ration permet ainsi d'améliorer la disponibilité du Zn. Revy *et al.* (2004) ont montré que 700 unités de phytase peuvent ainsi remplacer 32 - 43 mg de Zn sous forme de sulfates. De même, Bikker *et al.* (2012) ont estimé que 500 unités de phytase peuvent remplacer 27 mg de Zn sous forme de sulfate. Selon la méta-analyse conduite par Schlegel et Jondreville (2011), seul le Zn naturellement présent dans les aliments est influencé par les phytates et la phytase, et non celui ajouté à la ration sous forme de supplémentation. Cet effet antagoniste des phytates est augmenté après ajout de Ca à la ration (Suttle, 2010). Un complexe phytate-Ca-Zn se forme et précipite le Zn dans le tube digestif (Revy, 2003). L'effet antagoniste des phytates sur le Zn est d'autant plus important chez les jeunes animaux, qui reçoivent des régimes plus riches en Ca que leurs besoins (Suttle, 2010).

Le Cu est moins affecté par les phytates et le Ca de la ration, du fait de sa plus forte affinité pour des acides aminés libres, avec lesquels il forme des chélates, ce qui permet au Cu de conserver sa solubilité (Jondreville *et al.*, 2002). Toutefois, les sources solubles de Cu peuvent interagir dans le tube digestif avec les phytates et former des complexes zinc-calcium-cuivre-phytate ou cuivre-calcium-phytate (Oberleas, 1973), résistants à l'activité hydrolytique de la phytase.

2. EXCRETION DE CUIVRE ET DE ZINC PAR LES PORCS

Le Cu et le Zn sont peu retenus par les animaux. Ils se retrouvent donc majoritairement excrétés dans les déjections, principalement dans les fèces. Les concentrations de ces ETM peuvent alors constituer des facteurs limitant la valorisation agronomique de ces déjections. La maîtrise de ces teneurs est donc importante pour optimiser les stratégies d'apport selon la filière de valorisation des effluents.

2.1. Rétenion du cuivre et du zinc et composition moyenne des déjections

2.1.1. Rétenions corporelles de cuivre et zinc par les porcs

De nombreuses études ont déterminé la rétention corporelle du Cu et du Zn par le porc, ce qui permet de calculer, par différence avec l'ingestion, les quantités excrétées et leur teneur dans les effluents. La rétention est relativement faible et est estimée d'après la bibliographie à environ 22 mg.kg^{-1} de gain de poids pour le Zn (Dourmad *et al.*, 2002) et à moins de 2 mg.kg^{-1} de gain de poids pour le Cu (Jondreville *et al.*, 2002). Près de 80 à 90% du Zn et du Cu ingérés par les porcs se retrouvent dans les déjections porcines dont entre 1 et 2% seulement sont excrétés dans les urines (Dourmad *et al.*, 2002).

2.1.2. Composition moyenne des déjections

La composition des lisiers va principalement dépendre de la composition des aliments distribués aux porcs. La digestibilité de la MS et de la matière organique (MO) des aliments étant de l'ordre de 70-80%, et donc plus élevées que celles du Cu et du Zn (de l'ordre de 1 à 2%), ces ETM sont beaucoup plus concentrés dans les déjections que dans l'aliment. Les lisiers peuvent ainsi contenir jusqu'à 1000 mg Cu par kg MS et 2000 mg Zn par kg MS, en considérant tous types et stades d'animaux (Dourmad *et al.*, 2002 ; Jondreville *et al.*, 2002 ; Marcato, 2007).

2.1.3. Référence de rejet de cuivre et zinc des porcs

En 2016, les références CORPEN définissant les quantités de N, P, Cu et Zn excrétés par les porcs ont été mises à jour. Elles sont rapportées dans le tableau 1, en comparaison des valeurs calculées en tenant compte des réglementations les plus récentes de l'UE relatives aux teneurs maximales autorisées dans les aliments (EU 2016/1095, 2018/1039).

Tableau 1 – Rejet de cuivre (Cu) et zinc (Zn) des porcs selon les références CORPEN 2016 (calculés selon Dourmad *et al.*, 2015) et nouvelles estimations en tenant compte des nouvelles réglementations de l'UE (2016/1095, 2018/1039).

Stade physiologiques	Zn ingéré	Zn excrété	Cu ingéré	Cu excrété
Truie reproductrice, g/an	180 144¹	173 137¹	30,0 30,0¹	29,7 29,7¹
Post-sevrage, g/porc	5,8 5,8¹	5,3 5,3¹	6,6 4,9¹	6,6 6,6¹
Post sevrage avec 3000 mg/kg de ZnO, g/porc	19,2	18,7	6,6	6,6
Engraissement, g/porc	36 28,8¹	34,1 26,9¹	6,0 6,0¹	5,9 5,9¹
<i>Phase solide issue de raclage en V, g/porc</i>	34,7	31,4	5,8	5,4
<i>Phase liquide issue de raclage en V, g/porc</i>		2,7		0,5

¹Selon les nouvelles réglementations (EU) 2016/1095, (EU) 2018/1039.

2.2. Adaptation de l'aliment et réduction de l'excrétion de cuivre et de zinc

Il existe différents leviers alimentaires pour réduire l'excrétion de Cu et Zn. Il est en effet possible de faire varier soit la forme de supplémentation, soit la quantité de Cu et Zn ajoutée dans l'aliment, soit les deux simultanément. En utilisant l'approche décrite par Dourmad *et al.* (2013), nous avons calculé l'excrétion de Cu et Zn des porcs entre le sevrage et l'abattage (de 8 à 118 kg PV) selon différentes hypothèses d'alimentation prenant en compte l'évolution de la réglementation dans l'UE depuis 2003 et des perspectives pour le futur. Les résultats

présentés à la figure 3.A et 3.B montrent clairement que l'évolution de la réglementation a conduit à une forte réduction de l'excrétion aussi bien pour Cu que pour Zn.

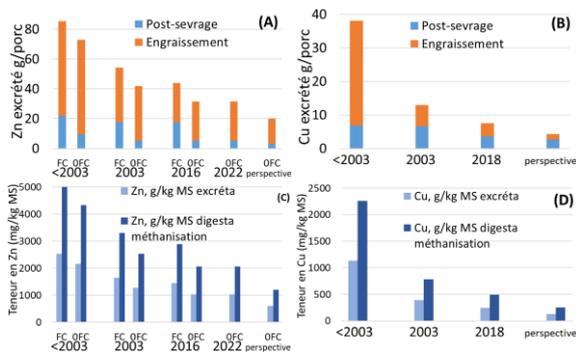


Figure 4 – Influence de l'évolution de la réglementation relative aux teneurs en cuivre (Cu) et zinc (Zn) des aliments sur leurs excrétiens et leurs teneurs dans les effluents : quantité de Zn (A) et de Cu (B) excrétés par porc entre 8 et 118 kg de poids vif (PV), et teneurs moyennes en Zn (C) et en Cu (D) des déjections et des digestats de méthanisation ; FC, OFC : avec ou sans le Zn comme facteur de croissance.

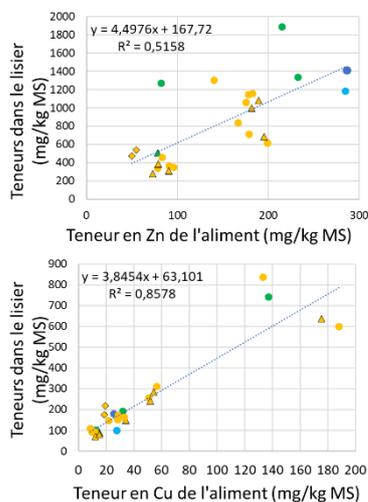


Figure 5 – Teneurs en Zn et en Cu des lisiers (mg.kg^{-1} MS) en fonction de la teneur des aliments et des sources d'apport

Sources : Levasseur et Texier, 2001 ; Creech et al., 2004 ; Van Heugten et al., 2004 ; Hernández et al., 2008 ; Liu et al., 2016

Jaune : porc à l'engraissement ; Vert : porcelet en post-sevrage ; Bleu clair : truies allaitantes ; Bleu foncé : truies gestantes.

Losange : sans supplémentation ; Rond : source inorganique de Zn ou Cu ; Triangle : source organique de Zn ou Cu.

Pour le Zn et avec la réglementation en vigueur à partir de 2022, on observe, comparativement à la situation avant 2003, une réduction de 63% de l'excrétion par porc entre 8 et 118 kg de PV (31,5 vs 85,4 g/porc). Pour le Cu l'évolution est encore plus marquée puisqu'avec la réglementation actuelle l'excrétion est réduite de 80% par rapport à la situation avant 2003 (7,6 vs 38,1 g/porc entre 8 et 118 kg de PV). Cette évolution de l'excrétion s'est également accompagnée d'une forte réduction de la teneur des déjections. Pour le Zn, cette teneur passe ainsi de 2100 à 1000 mg.kg^{-1} MS et pour le Cu de 1100 à 250 mg.kg^{-1} MS. Des perspectives de réduction plus poussées peuvent être envisagées (Figure 3.C et 3.D), mais elles nécessitent d'affiner les connaissances sur les besoins des animaux et la biodisponibilité des sources (Dourmad et al., 2013)

La composition des lisiers dépend également des stades physiologiques des animaux élevés (Figure 4). Les teneurs en Cu et en Zn exprimées relativement à la MS, dépendent à la fois de leur teneur dans l'aliment et de la composition de l'aliment, en

particulier sa teneur en fibres qui influence la digestibilité de la MO. De nombreuses études se sont intéressées à l'effet d'une modification de la teneur en Cu et/ou Zn de l'aliment sur leurs concentrations dans les déjections. Après réduction des teneurs de ces ETM (à environ 10 mg/kg Cu et 70 mg.kg^{-1} de Zn, comparé à des teneurs respectant la réglementation européenne soit respectivement 25 et 150 mg.kg^{-1}), aucun effet sur les performances des porcs à l'engraissement ni sur la qualité de des carcasses n'est observé (Paboeuf et al., 2001 ; Creech et al., 2004 ; Van Heugten et al., 2004 ; Liu et al., 2016 ; Villagómez-Estrada et al., 2020b). Toutes ces études mettent en évidence une réelle efficacité des régimes à teneurs réduites en Cu et Zn sur la diminution des concentrations en Cu et Zn des lisiers. Différentes sources minérales ont également été testées afin de diminuer l'excrétion du Cu et du Zn (Figure 4).

2.3. Formes et réactivités du Cu et Zn dans les effluents

Les effluents sont généralement valorisés par épandage sur les sols et la détermination de la spéciation du Cu et du Zn dans ces effluents est nécessaire afin de mieux prédire la mobilité et la disponibilité de ces éléments au niveau des sols (Legros et al., 2017). La spéciation est l'identification et la quantification de différentes espèces, types ou stades des métaux. Elle prend en compte les propriétés chimiques et physiques des éléments, c'est-à-dire leur forme chimique, leur composition isotopique, leur état d'oxydation, leur coordination chimique et leur structure moléculaire (Formentini et al., 2016 ; Kumar et al., 2021). Pour déterminer la spéciation des minéraux, Tessier et al. (1979) ont développé une procédure analytique des différentes formes basée sur une extraction séquentielle permettant d'isoler plusieurs fractions présentant une biodisponibilité et mobilité plus ou moins élevée (Tableau 2).

Tableau 2 – Propriétés des différentes fractions obtenues après extraction séquentielle (He et al., 2009)

Fraction	Propriétés	Biodisponibilité
Echangeable	Facilement influencée par la modification de la composition ionique du liquide	+++++
Liée à des carbonates	Sensible aux variations de pH	++++
Réductible : liée à des oxydes (Fe ou Mn)	Instable dans des conditions de réduction	+++
Oxydable : liée à de la MO	Se décompose sous des conditions d'oxydations	++
Résiduelle	Fixée dans le réseau cristallin et n'entre pas dans la chaîne alimentaire	+

Ces fractions ont été déterminées en fonction de leur réaction dans le sol sous différentes conditions environnementales. La concentration en Cu et Zn de chacune des fractions peut ensuite être analysée. Selon Legros (2008), dans le lisier le Cu se retrouve principalement dans la fraction réductible (76%) et la fraction oxydable (20%), qui sont faiblement biodisponibles et mobiles. Le Zn, quant-à-lui se trouve principalement dans trois fractions, la fraction liée à des carbonates (40%), la fraction oxydable (34%) et la fraction réductible (24%). Le Zn semble donc moins stable que le Cu dans les effluents porcins, étant présent en plus grande proportion dans des fractions plus mobiles.

3. DEVENIR DU CUIVRE ET DU ZINC LORS DE LA GESTION DES EFFLUENTS PORCINS

La gestion des effluents d'élevage est une opportunité de mieux contrôler la distribution des ETM des déjections des porcs avant leur retour aux sols et ainsi réduire leur impact environnemental. Le traitement des effluents n'élimine pas les métaux mais influence leur concentration, du fait de la dégradation de la MS et de la MO et/ou des séparations de phases, et leur spéciation, du fait de différents mécanismes chimiques et biochimiques (adsorption, chimiosorption, précipitation...) (Couturier, 2002).

3.1. Les filières de gestion des déjections porcines

Bien que la conduite la plus courante pour gérer les effluents d'élevage soit le stockage suivi de l'épandage (Nicholson et Chambers, 2008), près de 12 % des exploitations porcines françaises utilisent déjà une technique de traitement des déjections alternatives ou complémentaire au stockage - épandage en 2008 (Loyon, 2017). Les traitements appliqués peuvent être regroupés en différentes catégories, les traitements mécaniques (séparation de phases), biologiques

(digestion aérobie ou anaérobie, compostage), chimiques et thermiques. Ces différentes technologies peuvent s'articuler entre elles de différentes manières et viennent s'insérer dans la filière globale de gestion des déjections.

3.2. Effet des traitements sur le cuivre et le zinc des effluents

Le tableau 3 synthétise les principaux effets observés sur le Cu et le Zn lors des traitements.

3.2.1. Séparation de phases en bâtiment

La séparation de phase directement en bâtiment, par exemple par le procédé de raclage en V, est assez récente et la caractérisation des produits obtenus est encore peu documentée. Le Cu et le Zn suivent majoritairement la fraction solide (entre 90 et 95%) et cette fraction est principalement traitée par compostage ou par digestion anaérobie. (Loussouarn *et al.*, 2014 ; Likiliki *et al.*, 2020).

3.2.2. Durée et type de stockage

Peu d'études existent sur l'effet du stockage sur Cu et Zn. Selon Popovic et Jensen (2012), le stockage n'a pas significativement d'effet sur les concentrations de Cu et de Zn mais il augmente la liaison du Cu et du Zn à des particules solides moins solubles.

Tableau 3 – Effets des différents gestions et traitements des effluents porcins sur les éléments Cu et Zn

Gestion/Traitement	Effets du traitement sur le Cu et le Zn	Paramètre à prendre en compte	Références
Stockage	Influence la distribution de Cu et Zn entre les différentes classes de particules : ↗ de la liaison des métaux avec les particules solides	Type de stockage Durée Température	<i>Popovic et Jensen, 2012</i>
Séparation de phases	Redistribution du Cu et du Zn entre les phases solide et liquide	Modalité de raclage en bâtiment	<i>Loussouarn et al., 2014</i> <i>Likiliki et al., 2020</i>
		Type de séparateur	<i>Møller et al., 2007</i> <i>Nicholson et Chambers, 2008</i> <i>Pantelopoulos et Aronsson 2020</i>
Traitement aérobie	↗ concentration du Cu et du Zn, par rapport à la MO et la MS Redistribution du Cu et du Zn entre les phases solide (refus de tamis) et liquides (surnageant et boues)	Type de séparateurs	<i>Levasseur, 2003</i> <i>Béline et al., 2004</i>
Méthanisation / Digestion anaérobie	↗ concentration du Cu et du Zn, par rapport à la MO et de la MS ↗ part du Cu et du Zn dans les particules solides ↗ concentration en Cu et Zn de la fraction oxydable → diminution de la phyto-disponibilité de ces éléments	Température pH Temps de rétention hydraulique Potentiel d'oxydo-réduction	<i>Marcato, 2007</i> <i>Marcato et al., 2009</i> <i>Amaral et al., 2014</i> <i>Matheri et al., 2016</i> <i>Legros et al., 2017</i> <i>Yang et al., 2020</i>
Traitement thermique	Accumulation du Cu dans la cendre résiduelle Concentration du Zn et du Cu dans les particules > 30 µm		<i>Møller et al., 2007</i> <i>Kuligowski et al., 2008</i>
Compostage	↗ concentration du Cu et du Zn, par rapport à la MO et la MS ↗ part soluble au début du processus puis ↘ du Cu sous cette forme à la fin du compostage Diminution de la part échangeable et de celle liée aux carbonates de Cu et de Zn Diminution de facteur de biodisponibilité du Cu et du Zn	Humidité pH Teneur en azote Teneur en carbone organique dissous Teneur en matière humique	<i>Hsu et Lo 2001</i> <i>He et al. 2009</i> <i>Santos et al., 2018</i> <i>Li et al., 2019</i>

3.2.3. Séparation mécanique de phases

Environ 10 % du Zn et du Cu sont solubles et ces éléments sont principalement retrouvés dans la fraction solide après séparation du lisier (Nicholson et Chambers, 2008). Cette redistribution va toutefois dépendre du type de séparateur ou de la combinaison de processus de séparation utilisés (Møller *et al.*, 2007 ; Pantelopoulos et Aronsson, 2020). L'efficacité de séparation de phase est la plus élevée pour le traitement

chimique avec filtration (94,9% Cu et 99,5% Zn dans la phase solide) suivi de la centrifugation (31,1% Cu et 38,1% Zn) puis de la vis compacteuse (6,6% Cu et 7,1% Zn) (Møller *et al.*, 2007 ; Popovic *et al.*, 2012 ; Pantelopoulos et Aronsson, 2020). Plusieurs études évaluent l'effet de la combinaison de différents types de séparation associés à une station de traitement biologique aérobie (Levasseur, 2003 ; Béline *et al.*, 2004). Cette séparation et redistribution permet de réduire la charge annuelle des sols en Cu et Zn après épandage de la fraction

liquide comparativement à l'épandage d'un lisier brut (Béline *et al.*, 2004 ; Møller *et al.*, 2007 ; Popovic *et al.*, 2012). La fraction solide est ensuite exportée et utilisée comme fertilisant organique, généralement après un autre traitement (séchage ou compostage).

3.2.4. Méthanisation

Plusieurs éléments nutritifs comme N, P, Cu, Zn étant conservés au cours de la méthanisation, le digestat issu de ce traitement peut être valorisé comme fertilisant (Marcato, 2007 ; Marcato *et al.*, 2009 ; Amaral *et al.*, 2014). Toutefois, la transformation d'une partie de la MO en biogaz entraîne une augmentation des teneurs en Cu et en Zn par rapport à la MS et un effet sur leur spéciation dont il est important de tenir compte. Par ailleurs, le Cu et le Zn peuvent également stimuler ou inhiber les bactéries responsables de la digestion anaérobie (Matheri *et al.*, 2016), modifiant ainsi la production de biogaz.

3.2.5. Séchage par incinération ou traitement thermique

Après incinération de la fraction solide du lisier ou du digestat de méthanisation, deux cendres sont obtenues, une cendre résiduelle (qui tend à être plus riche et à accumuler le Cu) et une cendre dite « volante » (Møller *et al.*, 2007).

3.2.6. Compostage

Le Cu a une meilleure affinité pour l'acide humique que le Zn, ce qui influence leur distribution (He *et al.*, 2009) dans le compost. Hsu et Lo (2001) observent une augmentation de la part soluble de Cu les 18 premiers jours du processus de compostage (jusqu'à 16% du Cu sous cette forme) puis une diminution de cette part jusqu'à atteindre 3% du Cu sous forme soluble dans le compost final. Un effet moindre est observé sur la part soluble du Zn qui atteint un maximum de 2%. Le compostage semble donc avoir un effet important sur le risque de lessivage du Cu, mais moins sur celui du Zn. Hsu et Lo (2001) ont observé que la plus grande partie du Cu et du Zn se trouvait dans la fraction liée à la MO du compost. Un ajout de matériel, comme de la paille ou d'autres substrats organiques, ou d'additifs minéraux, permet de réduire l'activité des métaux lourds pendant le compostage et facilite leur transfert vers des formes plus stables. Ceci est lié à la formation de composés ayant une affinité avec la matière humique du compost (Santos *et al.*, 2018 ; Li *et al.*, 2019). Par ailleurs l'ajout de MO s'accompagne également d'une réduction des teneurs en Cu et Zn par dilution. Une des finalités de ces différents traitements est la production d'engrais ou amendements organiques qui sont exportés en dehors des exploitations d'élevage dans des systèmes de cultures dans lesquels la MO fait défaut, comme par exemple le maraichage. Ceci permet d'atténuer les risques d'accumulation des éléments, tels que le Cu et le Zn dans les sols des exploitations porcines en optimisant leur valorisation. Toutefois ceci nécessite que ces produits soient normalisés et prennent en compte l'impact de ces traitements sur la spéciation des ETM et donc leur biodisponibilité pour les plantes.

4. EPANDAGE DES EFFLUENTS PORCINS ET CONSEQUENCES SUR LES SOLS

4.1. Apport de Cu et Zn sur les sols et réglementation

En France, 78% du Zn et 50% de Cu apportés en surface des sols agricoles proviennent de l'épandage des effluents d'élevage (Belon *et al.*, 2012).

4.1.1. Plusieurs sources d'apports

Le Cu et le Zn présents dans les sols peuvent provenir de sources naturelles ou exogènes (apport de fertilisants par exemple). En

effet, des métaux se retrouvent naturellement dans les sols après altération de la roche mère (Legros, 2008 ; Kumar *et al.*, 2021). La composition en Cu et Zn et leur comportement dépendent du type de sol et de la roche mère sur lequel il se développe (Legros, 2008). Des apports exogènes sont aussi sources d'enrichissement des sols en Cu et Zn : engrais phosphatés, apports de fumiers et de lisiers, épandages de boues d'épuration, composts « urbains » et traitements phytosanitaires (Baize, 1997). Il est alors important de contrôler les apports en Cu et Zn, qui peuvent devenir toxiques pour les plantes ou les micro-organismes du sol.

4.1.2. Réglementation sur l'épandage des effluents d'élevage

Compte tenu des risques associés à l'apport de Cu et de Zn par l'épandage des engrais et amendements organiques, des teneurs maximales en ces éléments ont été fixées pour leur commercialisation (Tableau 4). Toutefois ces normes ne s'appliquent pas aux effluents d'élevage bruts épandus dans le cadre d'un plan d'épandage.

Le lisier de porc à l'engraissement contient environ 300 mg.kg⁻¹ MS de Cu et 955 mg.kg⁻¹ MS de Zn quand les animaux reçoivent un aliment respectant la réglementation européenne en vigueur (25 mg.kg⁻¹ Cu et 120 mg.kg⁻¹ Zn) pour les porcs à l'engraissement, ces valeurs étant un peu plus élevées si l'on considère la totalité de la période post-sevrage/engraissement (Figure 3). Mais les traitements des effluents vont généralement fortement concentrer ces éléments et donc augmenter leur teneur. Ainsi, compte tenu des teneurs actuelles en Cu et en Zn dans les aliments, ces teneurs dépassent les normes Afnor et encore plus l'Ecolabel Européen pour les produits issus de certains traitements. Une règle spécifique a ainsi été établie récemment pour les digestats de méthanisation avec des seuils plus élevés fixés à respectivement 600 et 1500 mg.kg⁻¹ de MS pour Cu et Zn (NF U44-051). Toutefois, même avec ces différentes réglementations, les quantités de Cu et Zn épandues demeurent supérieures aux besoins des cultures.

Tableau 4 – Teneurs maximales autorisées (mg.kg⁻¹ MS) dans les fertilisants selon différentes réglementations ou normes.

Type de fertilisant	Cuivre	Zinc
Engrais organique		
Ecolabel ¹	100	300
Afnor ²	300	600
Digestat de méthanisation³	600	1500

¹Ecolabel européen et Cerafel. ²Norme AFNOR NF U44-051 (avril 2006).

³Arrêté du 13 juin 2017 (NF U44-051 d'avril 2006).

4.2. Impacts de l'apport exogène de Cu et de Zn

Le Cu et le Zn sont des éléments traces essentiels pour la bonne croissance des plantes, mais ce sont également des métaux lourds avec un haut potentiel de pollution environnementale (Kicking *et al.*, 2009). En forte concentration dans les effluents, le Cu et le Zn peuvent s'accumuler dans les sols et devenir toxiques pour les plantes ou les micro-organismes. Leur concentration excessive dans le sol peut entraîner des baisses de rendement à l'hectare sur certaines cultures comme les légumineuses ou les céréales à paille (McGrath, 1981), les formes libres du Cu et du Zn étant les plus phytotoxiques (Suttle, 2010 ; Kumar *et al.*, 2021). Généralement, le lisier de porc est épandu sur les sols en considérant un épandage de N à hauteur de 170 kg.ha⁻¹.an⁻¹. Cela correspond à des flux de Cu d'environ 1,53 kg.ha⁻¹.an⁻¹ et de Zn d'environ 2,38 kg.ha⁻¹.an⁻¹. Ces apports dépassent très largement les besoins des cultures (Marcato, 2007) puisque l'on estime, par exemple pour le blé,

les exportations de Cu et de Zn à environ 50 et 200 g.ha⁻¹.an⁻¹. Par ailleurs, la microflore du sol est également très sensible à une augmentation de la teneur en ETM. Le Cu et le Zn une fois épandus peuvent présenter différents comportements : ils peuvent s'accumuler dans les sols, être prélevés par les plantes ou être lessivés. Cela va dépendre de leur spéciation, du type de sol et du type de plante (Jondreville *et al.*, 2002 ; Legros, 2008).

4.2.1. Prélèvement par les plantes

Le Cu et le Zn sont des minéraux essentiels à la bonne croissance des plantes et sont donc prélevés par ces dernières. Les plantes requièrent en moyenne entre 5 et 20 mg.kg⁻¹ de Cu (Legros, 2008 ; Kumar *et al.*, 2021). Elles contiennent entre 10 et 100 mg.kg⁻¹ de Zn (Gräber *et al.*, 2005). Une carence en Cu des plantes entraîne une réduction de la croissance des plantes, favorise la chlorose des feuilles et est cause de cytotoxicité (Kumar *et al.*, 2021). Dans certaines régions il existe des risques de carence en Cu et Zn (GIS Sol, 2001), avec une variabilité importante selon la présence d'élevages de porcs ou de volailles et de viticulture. Des amendements riches en Cu et Zn peuvent alors présenter un intérêt. Ce sont le Cu et le Zn de la fraction échangeable du sol qui sont les plus phytodisponibles (Jondreville *et al.*, 2002). Les lisiers de porcs ont une plus grande teneur en Zn qu'en Cu, ce qui entraîne un accroissement plus rapide de la teneur des sols en Zn qu'en Cu (De Conti *et al.*, 2016). Il n'existe pas de risque de contamination de Cu dans la chaîne alimentaire humaine, car il est peu mobile dans la plante et atteint donc rarement les parties consommables des plantes (Marcato, 2007).

4.2.2. Flux vers les nappes

Le Cu et le Zn accumulés dans les sols après épandage peuvent par la suite être lessivés et être transférés vers le réseau hydrographique. Cela dépend de la spéciation de ces éléments qui seront plus ou moins solubles selon les caractéristiques physico-chimiques du milieu. Ces transferts vers les écosystèmes aquatiques sont également favorisés par les phénomènes d'érosion, le Cu et le Zn étant transféré avec les particules de sol ou de MO. De cette manière, le Cu et le Zn peuvent être prélevés par les organismes marins et contribuer à la contamination de la chaîne alimentaire (Jondreville *et al.*, 2002 ; Legros *et al.*, 2013).

4.2.3. Accumulation dans les sols

De nombreuses études mettent en avant le fait que le Cu est un élément beaucoup moins accessible et moins mobile que le Zn (Gräber *et al.*, 2005 ; Mallmann *et al.*, 2014 ; Marszałek *et al.*, 2019). En effet, le Cu a une plus grande affinité pour la MO (Kumar *et al.*, 2021) et est donc plus sensible aux propriétés du sol telles que la teneur en MO ou le pH. Il peut donc devenir plus ou moins mobile lorsque ces caractéristiques varient, mais il va principalement s'accumuler. Le Zn est également un élément peu mobile dans les sols, mais il est moins sensible aux variations des caractéristiques du sol (Marszałek *et al.*, 2019). Dans la solution du sol, le Zn sera majoritairement sous forme libre Zn²⁺ tandis que le Cu sera majoritairement sous forme complexée avec de la MO (De Conti *et al.*, 2016 ; Kumar *et al.*, 2021).

Le Cu et le Zn provenant du lisier porcin épandu s'accumulent en grande majorité dans la couche arable (0-20cm), c'est-à-dire la couche superficielle des sols (Jondreville *et al.*, 2002 ; Revy, 2003, Marszałek *et al.*, 2019). Selon McGrath (1981), seuls 2 à 10 % du Cu amené par épandage sont ensuite lessivés ou prélevés par les plantes. Dans des sols ayant reçu du lisier de porcs pendant de nombreuses années, De Conti *et al.* (2016) ont observé une accumulation de carbone sur la surface, ayant une forte affinité avec les métaux, en particulier avec le Cu. Ceci

peut expliquer l'accumulation de ces éléments dans cette couche de sol. De plus, étant peu mobiles, le Cu et le Zn sont donc transférés en faible quantité dans les couches plus profondes du sol. Contrairement au Cu, le transport du Zn dans les différentes couches du sol est affecté par les caractéristiques du sol (Gräber *et al.*, 2005 ; Legros *et al.*, 2013). En effet, le Cu et le Zn peuvent être transportés par l'acide humique après formation de complexes chélatés et ces complexes sont plus stables quand ils sont formés avec le Cu plutôt qu'avec le Zn (Gräber *et al.*, 2005). Cette complexation du Cu et du Zn dans les sols réduit la teneur de ces éléments sous forme libre et donc leur phytotoxicité (De Conti *et al.*, 2016). Le pH du sol est également un facteur qui a une forte influence sur la solubilité du Cu et du Zn. Son augmentation améliore l'adsorption des minéraux et donc diminue leur mobilité (Levasseur, 1998 ; De Conti *et al.*, 2016). Les sols acides, comme c'est souvent le cas en Bretagne, présentent donc une solubilité plus importante du Cu et du Zn. Mallmann *et al.* (2014) ont évalué l'effet des pratiques de travail du sol sur la répartition du Cu et du Zn suite à des apports de lisier de porcs sur une longue période. Ils ont montré que les pratiques de cultures sans labour amplifient le phénomène d'accumulation du Cu et du Zn à la surface des sols et réduit leur mobilité vers des profondeurs dépassant 20 cm.

De nombreuses études ont évalué l'effet d'une application à long terme de lisier de porcs sur l'accumulation de Cu et Zn (Coppenet *et al.*, 1993 ; L'Herroux *et al.*, 1997 ; McGrath *et al.*, 2000 ; Gräber *et al.*, 2005 ; De Conti *et al.*, 2016 ; Formentini *et al.*, 2016 ; Benedet *et al.*, 2019 ; Benedet *et al.*, 2020). Selon Coppenet *et al.* (1993), entre 1973 et 1988, soit après 15 ans d'épandage régulier de lisier de porcs, les sols du Finistère (France) se sont enrichis en Zn de près de 0,37 mg.kg⁻¹.an⁻¹ et en Cu de près de 0,22 mg.kg⁻¹.an⁻¹. Ils ont également montré que cette augmentation est d'autant plus élevée que la quantité de lisier épandue est importante. L'Herroux *et al.* (1997) se sont intéressés à la spéciation du Cu et du Zn dans les sols de Bretagne (France), après 6 ans d'application de lisier de porcs, et à leur distribution dans les différentes fractions (Tableau 2) : sur le long terme, le Cu est principalement retrouvé dans la fraction liée à de la MO et avec le temps la part de Zn augmente dans la fraction réductible et en moindre quantité dans celle liée à des carbonates. Ces observations sur la spéciation du Cu et du Zn ou sur leur comportement dans les sols sont importantes afin de prédire leur effet sur l'environnement (Formentini *et al.*, 2016). En effet, l'effet toxique du Cu dans les sols est un problème environnemental de long terme (López Alonso *et al.*, 2000). De Conti *et al.* (2016) ont évalué cet effet de l'accumulation du Cu et du Zn sur les sols et ont mis en évidence que l'effet phytotoxique du Cu et du Zn n'apparaît pas même après plusieurs années d'épandage de lisier de porcs, car les plantes modifient les conditions du sol de sorte que les espèces chimiques peuvent se complexer avec du carbone organique dissous. Une certaine stabilité du Cu et du Zn est alors observée. Les plantes tolèrent généralement des teneurs en Cu des sols allant de 2 à 40 mg.kg⁻¹ MS et en Zn allant de 10 à 100 mg/kg MS (Gräber *et al.*, 2005). Selon Coppenet *et al.* (1993), certaines plantes sensibles au Zn, comme le maïs, peuvent subir des carences en cet élément quand la teneur du sol est inférieure à 1,5 mg.kg⁻¹ MS et un effet phytotoxique est observé quand cette teneur dépasse 120 mg.kg⁻¹ MS. Sur les sols bretons, à pH proche de 6, cet effet phytotoxique est observé quand la teneur accumulée en Cu et Zn dépasse 120 mg.kg⁻¹ MS. Le Cu a tendance à s'accumuler dans les tissus racinaires et peut être transférés à la tige ; la toxicité du Cu sur les plantes affecte ainsi la croissance racinaire et la morphologie de la plante (Kumar *et*

al., 2021). McGrath *et al.* (1995) ont rapportés que l'activité microbienne du sol est perturbée lorsque les teneurs du Zn du sol dépassent 100 à 200 mg.kg⁻¹ MS. Zhang *et al.* (2016) ont étudié l'effet de l'épandage de lisier de porcs sur la communauté microbienne du sol et ont mis en avant que le Zn a une influence négative sur la microflore du sol.

L'activité des vers de terre dans les sols est réduite quand la concentration en Cu dépasse 50 mg.kg⁻¹ (Gräber *et al.*, 2005). La toxicité du Cu et du Zn peut aussi toucher les espèces animales après épandage de lisier de porcs sur des pâtures. López Alonso *et al.* (2000) ont démontré que dans des régions où l'élevage de porc est intensif, plus de 20 % du bétail présentent des concentrations hépatiques en Cu excédant la concentration potentiellement toxique de 150 mg.kg⁻¹. En particulier les ovins sont extrêmement sensibles aux excès de Cu et des cas d'empoisonnement de moutons ayant pâturé des prairies fertilisées avec du lisier de porc riche en Cu ont été relatés (Poulsen, 1998).

4.3. Cas spécifique du retour au sol des produits issus du traitement des effluents porcins

Comme indiqué précédemment, le traitement des effluents porcins n'élimine pas le Cu et le Zn mais le concentre dans certaines fractions. Møller *et al.* (2007) indiquent que

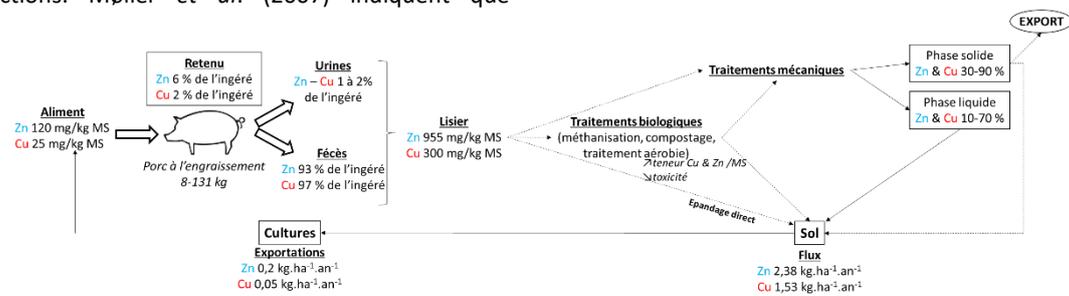


Figure 6 – Flux de cuivre (Cu) et de zinc (Zn) à travers la filière porcine et les filières de gestion de ses effluents.

Approche de bioéconomie circulaire

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amaral A.C., Kunz A., Radis Steinmetz R.L., Justi K.C., 2014. Zinc and copper distribution in swine wastewater treated by anaerobic digestion. *J. Environ. Manage.*, 141, 132-137.
- Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Eds, Paris, France, 408 p.
- Béline F., Daumer M.L., Guiziou F., 2004. Biological aerobic treatment of pig slurry in France: Nutrients removal efficiency and separation performances. *ASAE*, 47 (3), 857-864.
- Belon E., Boisson M., Deportes I.Z., Eglin T.K., Feix I., Bispo A.O., Galsomies L., Leblond S., Guellier C.R., 2012. An inventory of trace elements inputs to french agricultural soils. *Sci. Total Environ.*, 439, 87-95.
- Benedet L., De Conti L., Ribeiro Lazzari C.J., Müller Júnior V., Pinheiro Dick D., Lourenzi C.R., Lovato P.E., Klein F., 2019. Copper and zinc in rhizosphere soil and toxicity potential in white oats (*Avena sativa*) grown in soil with long-term pig manure application. *Water Air Soil Pollut.*, 230 (209), 3-10.
- Benedet L., Pinheiro Dick D., Brunetto G., dos Santos Júnior, Ferreira G.W., Lourenzi C.R., Comin J.J., 2020. Copper and zinc distribution in humic substances of soil after 10 years of pig manure application in south of Santa Catarina, Brazil. *Environ. Geochem. Health*, 42, 3281-3301.
- Bikker P., Jongbloed A.W., Thissen J.T.N.M., 2012. Meta-analysis of effects of microbial phytase on digestibility and bioavailability of copper and zinc in growing pigs. *J. Anim. Sci.*, 90, 134-136.
- Bikker P., Jongbloed A.W., van Baal J., 2016. Dose-dependent effects of copper supplementation of nursery diets on growth performance and fecal consistency in weaned pigs. *J. Anim. Sci.*, 94, 181-186.
- Ciesinski L., Guenther S., Pieper R., Kalisch M., Bednorz C., Wieler L.H., 2018. High dietary zinc feeding promotes persistence of multi-resistant *E. coli* in the swine gut. *PLOS ONE*, 13 (1), 1-18.
- Commission Regulation (EC) N° 1334/2003 of 25 July 2003. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32003R1334&qid=1609770259077>
- Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1095 of 6 July 2016. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2016/1095/oj
- Commission Implementing Regulation (EU) 2018/1039 of 23 July 2018. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018R1039&from=EN>
- Coppenet M., Golven J., Simon J., Le Corre L., Le Roy M., 1993. Evolution chimique des sols en exploitations d'élevage intensif : exemple du Finistère. *Agronomie, EDP Sciences*, 13 (2), 77-83.
- Couturier C., 2002. Effets de la digestion anaérobie sur les micropolluants et germes pathogènes. *Solagro*, 2 juillet 2002, 5 p.
- Creech B.L., Spears J.W., Flowers W.L., Hill G.M., Lloyd K.E., Armstrong T.A., Engle T.E., 2004. Effect of dietary trace mineral concentration and source (inorganic vs. chelated) on performance, mineral status, and fecal mineral excretion in pigs from weaning through finishing. *J. Anim. Sci.*, 82 (7), 2140-2147.

- Cromwell G.L., 1997. Copper as a nutrient for animals. In: H.W. Richardson (Ed), Handbook of copper compounds and applications, 177-202. Marcel Dekker Inc. Publisher, New-York, USA.
- Dalto D.B., Guay F., Martel-Kennes Y., Talbot G., Lessard M., Matte J.J., Lapointe J., 2021. Effets des niveaux d'oxyde de zinc dans l'aliment des porcelets en post-sevrage sur le métabolisme du zinc, du cuivre et du fer. Journées Rech. Porcine, 53, 237-238.
- De Conti L., Ceretta C.A., Ferreira P.A.A., Lourenzi C.R., Girotto E., Lorenzini F., Tiecher T.L., Marchezan C., Anchieta M.G., Brunetto G., 2016. Soil solution concentrations and chemical species of copper and zinc in a soil with a history of pig slurry application and plant cultivation. Agric. Ecosyst. Environ., 216, 374-386.
- Dourmad J.Y., Pomar C., Masse D., 2002. Modélisation du flux de composés à risque pour l'environnement dans un élevage porcin. Journées Rech. Porcine, 34, 183-194.
- Dourmad J.Y., Garcia-Launay F., Nancy A., 2013. Pig nutrition: impact on nitrogen, phosphorus, Cu and Zn in pig manure and on emissions of ammonia, greenhouse gas and odours. BATFarm Workshop, Rennes, 19-20 March 2013, 13 p.
- Dourmad J.Y., Levasseur P., Daumer M., Hassouna M., Landrain B., Lemaire N., Loussouarn A., Salaün Y., Espagnol S., 2015. Évaluation des rejets d'azote, phosphore, potassium, cuivre et zinc des porcs. RMT Elevages et Environnement, Paris, France, 26 p.
- Espinosa C.D., Stein H.H., 2021. Digestibility and metabolism of copper in diets for pigs and influence of dietary copper on growth performance, intestinal health, and overall immune status: a review. J. Anim. Sci. Biotechnol., 12 (13), 1-12.
- Formentini T.A., Legros S., Fernandes C.V.S., Pinheiro A., Le Bars M., Levard C., Mallan F.J.K., da Veiga M., Doelsch E., 2016. Radical change of Zn speciation in pig slurry amended soil: Key role of nano-sized sulfide particles. Environ. Pollut., 222, 495-503.
- GIS Sol, 2001, Le risque de carence en cuivre pour une culture exigeante, <https://www.gissol.fr/donnees/cartes/le-risque-de-carence-en-cuivre-pour-une-culture-exigeante-1915>
- Gräber I., Hansen J.F., Olesen S.E., Petersen J., Østergaard H.S., Krogh L., 2005. Accumulation of copper and zinc in Danish agricultural soils in intensive pig production areas. Dan. J. Geogr., 105 (2), 15-22.
- Hahn J. D., Baker D. H., 1993. Growth and plasma zinc responses of young pigs fed pharmacologic levels of zinc. J. Anim. Sci., 71, 3020-3024.
- He M., Li W., Liang X., Wu D., Tian G., 2009. Effect of composting process on phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. Waste Manage., 29, 590-597.
- Hernández A., Pluske J.R., D'Souza D.N., Mullan B.P., 2008. Levels of copper and zinc in diets for growing and finishing pigs can be reduced without detrimental effects on production and mineral status. Animal, 2 (12), 1763-1771.
- Hill G. M., Mahan D. C., Carter S. D., Cromwell G.L., Ewan R. C., Harrold R. L., Lewis A. J., Miller P.S., Shurson G. C., Veum T. L., 2001. Effect of pharmacological concentrations of zinc oxide with or without the inclusion of an antibacterial agent on nursery pig performance. J. Anim. Sci., 79, 934-941.
- Hodges R.T., Fraser A.J., 1983. Some observations on the liver copper status of pigs in the northern part of New Zealand. New Zeal. Vet. J., 31 (6), 96-100.
- Hsu J.H, Lo S.L., 2001. Effect of composting on characterization and leaching of copper, manganese, and zinc from swine manure. Environ. Pollut., 114, 119-127.
- Jensen J., Kyvsgaard N.C., Battisti A., Baptiste K.E., 2018. Environmental and public health related risk of veterinary zinc in pig production – Using Denmark as an example. Env. Int., 114, 181-190.
- Jondreville C., Revy P.S., Jaffrezic A., Dourmad J.Y., 2002. Le cuivre dans l'alimentation du porc : oligoélément essentiel, facteur de croissance et risque potentiel pour l'Homme et l'environnement. INRA Prod. Anim., 15 (4), 247-265.
- Jongbloed A.W., 2010. Comparison of copper and zinc sources in pig diets. Livestock research Wageningen, Internal report 201005.
- Kickinger T., Würzner H., Windisch W., 2009. Zinc and copper in feeds, slurry and soils from Austrian pig fattening farms feeding commercial complete feed or feed mixtures produced on-farm. Die Bodenkultur, 60 (4), 47-56.
- Kirchgessner M., 1993. Homeostasis and homeorhesis in trace element metabolism. In: M. Anke, D. Meissner, C.F. Mills (Eds), Trace Elements in Man and Animals, 4-21. TEMA 8, Verlag Media Touristik, Gersdorf, Deutschland.
- Kuligowski K., Poulsen T.G., Stoholm P., Pind N., Laursen J., 2008. Nutrients and heavy metals distribution in thermally treated pig manure. Waste Manage. Res., 26, 347-354.
- Kumar V., Pandita S., Singh Sidhu G.P., Sharma A., Khanna K., Kaur P., Bali A.S., Setia R., 2021. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. Chemosphere, 262 (127810), 24 p.
- Legros S., 2008. Evaluation multi-échelle de l'impact environnemental de l'épandage de lisier de porc sur un sol tropical (Ile de la Réunion), spéciation et modélisation du comportement du cuivre et du zinc. Thèse de doctorat, 236 p.
- Legros S., Doelsch E., Feder F., Moussard G., Sansoulet J., Gaudet J.-P., Rigaud S., Basile Doelsch I., Saint Macary H., Bottero J.-Y., 2013. Fate and behaviour of Cu and Zn from pig slurry spreading in a tropical water-soil-plant system. Agric. Ecosyst. Environ., 164, 70-79.
- Legros S., Levard C., Marcato-Romain C.E., Guiesse M., Doelsch E., 2017. Anaerobic digestion alters copper and zinc speciation. Environ. Sci. Technol., 51 (18), 10326-10334.
- Levasseur P., 1998. Composition des lisiers de porc, facteurs de variation et méthodes d'évaluation. TechniPorc, 21 (3), 19-25.
- Levasseur P., 2003. Bilan matière d'une station de traitement biologique par boue activée avec ou sans séparation de phase en tête. Journées Rech. Porcine, 35, 35-40.
- Levasseur P., Texier C., 2001. Teneurs en éléments-trace métalliques des aliments et des lisiers de porcs à l'engrais, de truies et de porcelets. Journées Rech. Porcine, 33, 57-62.
- L'Herroux L., Leroux S., Appriou P., Martinez J., 1997. Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). Environ. Pollut., 97 (1-2), 119-130.
- Li R., Meng H., Lixin Z., Zhou H., Shen Y., Zhang X., Ding J., Cheng H., Wang J., 2019. Study of the morphological changes of copper and zinc during pig manure composting with addition of biochar and a microbial agent. Bioresour. Technol., 291 (121752), 8 p.
- Likiliki C., Convers B., Béline B., 2020. Dataset on the characteristics of the liquid effluent issued from separation of faeces and urine under slats using V-shaped scraper in swine buildings. Data in Brief, 30 (105530), 7 p.
- Liu B., Xiong P., Chen N., He J., Lin G., Xue Y., Li W., Yu D., 2016. Effects of replacing of inorganic trace minerals by organically bound trace minerals on growth performance, tissue mineral status, and fecal mineral excretion in commercial Grower-Finisher pigs. Biol. Trace Elem. Res., 173 (2), 316-324.
- López Alonso M., Benedito J.L., Miranda M., Castillo C., Hernández J., Shore R.F., 2000. The effect of pig farming on copper and zinc accumulation in Cattle in Galicia (North-Western Spain). Vet. J., 160, 256-266.
- Loussouarn A., Lagadec S., Robin P., Hassouna M., 2014. Raclage en « V » : bilan environnemental et zootechnique lors de sept années de fonctionnement à Guernévez. Journées Rech. Porcine, 46, 199-204.
- Loyon L., 2017. Overview of manure treatment in France. Waste Manage., 61, 516-520.

- Mallmann F.J.K., dos Santos Rheinheimer D., Ceretta C.A., Cella C., Gomes Minella J.P., Guma R.L., Filipović V., van Oort F., Šimůnek J., 2014. Soil tillage to reduce surface metal contamination – model development and simulations of zinc and copper concentration profiles in a pig slurry-amended soil. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 196, 59-68.
- Männer K., 2008. Bioavailability of trace minerals sources in swine. In: P. Schlegel, S. Durosoy, A.W. Jongbloed (Eds), *Trace elements in animal production systems*, 177-186. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Marcato C.E., 2007. Origine, devenir et impact du cuivre et zinc des lisiers porcins. Rôle de la digestion anaérobie. Thèse de doctorat, 184 p.
- Marcato C.E., Pinelli E., Pinelli E., Cecchi M., Winterton P., Guireesse M., 2009. Bioavailability of Cu and Zn in raw and anaerobically digested pig slurry. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72, 1538-1544.
- Marszałek M., Kowalski Z., Makara A., 2019. The possibility of contamination of water-soil environment as a result of the use of pig slurry. *Ecol. Chem. Eng. Science*, 26 (2), 313-330.
- Matheri A.N., Belaid M., Seodigeng T., Ngila J.C., 2016. The role of trace elements on anaerobic co-digestion in biogas production. *Proceedings of the world congress on engineering Vol II WCE 2016*, June 29 - July 1, London, U.K.
- McGrath M.C., 1981. Implications of applying copper rich pig slurry to grassland; effects on plant and soil. In : P. L'Hermite, J. Dehandtschutter (Eds), *Copper in animal wastes and sewage sludge*, 144-153. Proc. EEC Workshop, INRA Publisher, Bordeaux, France.
- McGrath S.P., Chaudri A.M., Giller K.E., 1995. Long term effects of metals in sewage sludge on soils, microorganisms and plants. *J. Ind. Microbiol.*, 14, 94-104.
- McGrath S.P., Zhao F.J., Dunham S.J., Crosland A.R., Coleman K., 2000. Long-term changes in the extractability and bioavailability of zinc and cadmium after sludge application. *J. Environ. Qual.*, 29, 875-883.
- Møller H.B., Jensen L.S., Tobiasen L., Hansen M.N., 2007. Heavy metal and phosphorus content of fractions from manure treatment and incineration. *Environ. Technol.*, 28, 1403-1418.
- National Research Council (NRC), 2012. *Nutrient Requirement of Swine*. The National Academies Press, Washington D.C., USA, 389 p.
- Nicholson F.A, Chambers B.J, 2008. Livestock manure management and treatment: implications for heavy metal inputs to agricultural soils. In : P. Schlegel, S. Durosoy, A.W. Jongbloed (Eds), *Trace elements in animal production systems*, 55-62. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Oberleas D., 1973. Phytates. In: *Toxicants occurring naturally in foods*, 363–371. 2nd Ed. National Academies Press, Washington DC.
- O'Dell, 1989. Mineral Interactions Relevant to Nutrient Requirements. *J. Nutr.*, 1832–1838.
- Paboeuf F., Calvar C., Landrain B., Roy H., 2001. Impact de la réduction des niveaux alimentaires en matière azotée totale, en phosphore, en cuivre et en zinc sur les performances et les rejets des porcs charcutiers. *Journées Rech. Porcine*, 33, 49-56.
- Pantelopoulos A., Aronsson H., 2020. Two-stage separation and acidification of pig slurry – Nutrient separation efficiency and agronomical implications. *J. Environ. Manage.*, 280 (111653), 8 p.
- Popovic O., Jensen L.S., 2012. Storage temperature affects distribution of carbon, VFA, ammonia, phosphorus, copper and zinc in raw pig slurry and its separated liquid fraction. *Water Res.*, 46, 3849-3858.
- Popovic O., Hjorth M., Jensen L.S., 2012. Phosphorus, copper and zinc in solid and liquid fractions from full-scale and laboratory-separated pig slurry. *Environ. Technol.*, 33 (18), 2119-2131.
- Poulsen H.D, 1998. Zinc and copper as feed additives, growth factors or unwanted environmental factors. *J. Anim. Feed Sci.*, 7, 135–142.
- Regulation (EU) 2019/4 of the european parliament and of the council of 11 december 2018. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R0004&from=EN>
- Regulation (EU) 2019/6 of the european parliament and of the council of 11 december 2018. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32019R0006&from=EN>
- Revy P.S., 2003. Diminution des rejets de zinc chez le porc : estimation des besoins et voies d'amélioration de la disponibilité. Thèse de doctorat, 147 p, Agrocampus Ouest.
- Revy P.S., Jondreville C., Dourmad J.Y. and Nys Y., 2004. Assessment of dietary zinc requirement of weaned piglets fed diets with or without microbial phytase. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.*, 90, 50-59.
- Roméo A., Durosoy S., van Baal J., Bikker P., 2018. Effet de deux sources de cuivre sur les performances et le statut en cuivre de porcelets sevrés. *Journées Rech. Porcine*, 50, 131-136.
- Santos A., Fanguero D., Moral R., Pilar Bernal M., 2018. Composts produced from pig slurry solids: Nutrient efficiency and N-leaching risks in amended soils. *Front. Sustainable Food Syst.*, 2, 12p.
- Schlegel P., 2010. Facteurs de variation de la biodisponibilité du zinc, ajouté sous forme organique ou inorganique, chez deux espèces monogastriques en croissance (poulet et porcelet). Thèse de doctorat, 177 p.
- Schlegel P., Jondreville C., 2011. Interactions phytates - zinc chez le porcelet. *Journées Rech. Porcine*, 43, 95–98.
- Spears J.W., Hansen S.L., 2008. Bioavailability criteria for trace minerals in monogastrics and ruminants. In: P. Schlegel, S. Durosoy, A.W. Jongbloed (Eds), 161–175. *Trace elements in animal production systems*. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands.
- Suttle N.F., 2010. *Mineral nutrition of livestock*. 4th Edition. Cabi, Oxfordshire, United Kingdom, 579 p.
- Swinkels J.W.G.M., Kornegay E.T., Verstegen M.W.A., 1994. Biology of zinc and biological value of dietary organic zinc complexes and chelates. *Nutr. Res. Rev.*, 7, 129-149.
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem.*, 51 (7), 844-850.
- Van Heugten E., O'Quinn P.R., Funderburke D.W., Flowers W.L., Spears J.W., 2004. Growth performance, carcass characteristics, plasma minerals, and fecal mineral excretion in grower finisher swine fed diets with levels of trace minerals lower than common industry levels. *J. Swine Health Prod.*, 12 (5), 237-241.
- Villagómez-Estrada S., Pérez J.F., Darwich L., Vidal A., van Kuijk S., Melo-Durán D., Solà-Oriol D., 2020a. Effects of copper and zinc sources and inclusion levels of copper on weanling pig performance and intestinal microbiota. *J. Anim. Sci.*, 98, 1-15.
- Villagómez-Estrada S., Pérez J.F., van Kuijk S., Melo-Durán D., Karimirad R., Solà-Oriol D., 2020b. Effects of two zinc supplementation levels and two zinc and copper sources with different solubility characteristics on the growth performance, carcass characteristics and digestibility of growing-finishing pigs. *J. Anim. Physiol. Anim. Nutr.*, 105, 1–13.
- Yang S., Wen Q., Chen Z., 2020. Impacts of Cu and Zn on the performance, microbial community dynamics and resistance genes variations during mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of swine manure. *Bioresour. Technol.*, 312, 11 p.
- Zhang S., Hua Y., Deng L., 2016. Nutrient status and contamination risks from digested pig slurry applied on a vegetable crops field. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 13 (406), 11 p.