Pollution de l'environnement

Transfert de résidus d'antibiotiques provenant de sols amendés par digestat vers des cultures comestibles dans un système de production alimentaire circulaire ☆

Points forts

- Les radis et les épinards ont été cultivés sur des sols enrichis en digestat et amendés avec des antibiotiques.
- L'absorption par les plantes de triméthoprime, de fluméquine et de tilmicosine a été déterminée.
- Pour les deux plantes, le triméthoprime a été davantage transloqué vers les pousses et le fluméquine vers les racines.
- La tilmicosine a été davantage transloquée vers les pousses de radis et vers les racines d'épinards.

- Les simulations du modèle ont surestimé l'absorption, mais les tendances étaient comparables.

Résumé

La réutilisation des flux résiduels peut accroître la circularité des systèmes alimentaires et donc la durabilité. Cependant, outre la réintroduction de nutriments utiles, des substances chimiques peuvent également réintégrer le système alimentaire, impactant potentiellement la sécurité sanitaire des aliments destinés à l'alimentation humaine et animale.

Par exemple, des résidus d'antibiotiques peuvent être présents dans le fumier animal ou le digestat utilisé comme engrais, et pourraient ensuite être absorbés par les cultures comestibles. Cette étude a examiné l'absorption par les plantes de quatre antibiotiques relativement persistants et immobiles provenant de sols amendés par digestat.

Le digestat a été enrichi avec quatre antibiotiques (doxycycline, triméthoprime, fluméquine et tilmicosine), atteignant des concentrations respectives de 30, 100 et 300 µg/kg.

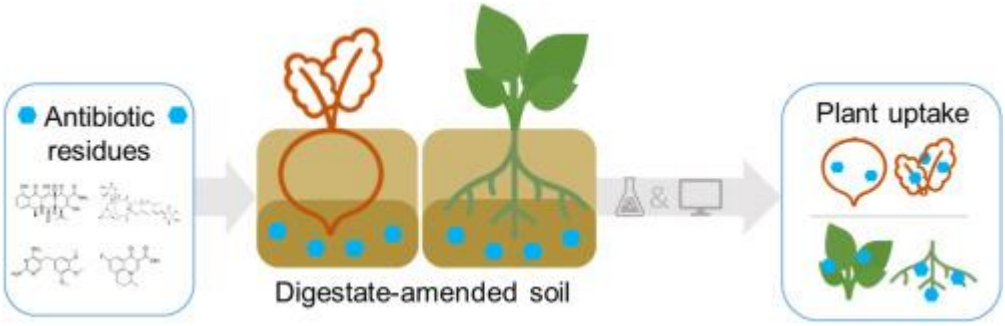
Des plants de radis et d'épinards ont été cultivés sur les sols enrichis en pots, et les concentrations d'antibiotiques dans les racines et les pousses ont été quantifiées par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse en tandem. Le triméthoprime, la fluméquine et la tilmicosine ont été absorbés par au moins un tissu végétal des deux espèces, tandis que la doxycycline n'a pas pu être quantifiée.

Chez le radis, le triméthoprime et la tilmicosine ont été davantage transloqués vers les pousses que vers les racines, tandis que la fluméquine n'a été détectée que dans les racines de radis. Chez l'épinard, le triméthoprime a été davantage transloqué vers les pousses que vers les racines, tandis que c'était l'inverse pour la tilmicosine et la fluméquine.

L'absorption par les plantes a été simulée à l'aide de trois modèles existants, et les résultats ont été comparés aux données recueillies expérimentalement. Les résultats prédits surestimaient

l'absorption par les plantes, mais les profils d'absorption étaient comparables entre les données expérimentales et les modèles. Globalement, cette étude contribue à une meilleure compréhension de l'absorption des résidus d'antibiotiques par les plantes, contribuant ainsi à garantir la sécurité alimentaire des systèmes de production alimentaire circulaire.

Résumé graphique



1. Introduction

Une stratégie importante pour améliorer la durabilité du système alimentaire actuel est d'accroître la circularité, comme le reconnaît l'Union européenne à travers son Pacte vert avec la stratégie De la ferme à la table (Commission européenne, 2020b) et le nouveau plan d'action pour une économie circulaire (Commission européenne, 2020a).
Dans un système alimentaire circulaire, les nutriments présents dans les sous-produits ou les flux résiduels sont réintroduits dans le système alimentaire (Jurgilevich et al., 2016).
Outre les nutriments, cela peut également entraîner la (ré)introduction ou l'accumulation de dangers pour la sécurité alimentaire dans le système alimentaire, ayant une incidence possible sur la sécurité des denrées alimentaires et des aliments pour animaux (Focker et al., 2022 ; Thakali & MacRae, 2021 ; van Asselt et al., 2023 ; van der Fels-Klerx et al., 2024).

Un exemple de circulation des nutriments dans le système alimentaire est l'application de fumier animal dans les systèmes de production alimentaire terrestre, soit directement, soit lors de la fermentation anaérobie du fumier animal pour la production de biogaz, ce qui donne ce qu'on appelle le digestat comme matière résiduelle (Ehmann et al., 2018 ; Shi et al., 2018 ; Tasho & Cho, 2016).
Le fumier animal et les produits dérivés comme le digestat contiennent des nutriments et sont largement utilisés comme engrais, amendement ou améliorant des sols agricoles (Köninger et al., 2021).
Cependant, outre les nutriments, des dangers chimiques peuvent également être présents dans ces flux, tels que des résidus antimicrobiens et des métaux lourds (Berendsen et al., 2015 ; Lehmann & Bloem, 2021 ; Tasho & Cho, 2016 ; Wolak et al., 2023 ; Zhen et al., 2020 ; Zhou et al., 2020).

Pour les antibiotiques, il est connu que la majorité de l'antibiotique appliqué au bétail est excrété sous forme de composé parent ou de métabolite actif dans l'urine ou les matières fécales (Kim et al., 2011 ; Tasho & Cho, 2016). L'application de fumier animal ou de digestat sur les sols agricoles peut donc entraîner une éventuelle (ré)introduction de ces dangers dans l'environnement et le système alimentaire, en particulier compte tenu des volumes relativement importants de fumier animal utilisés comme engrais pour les cultures. De nombreuses études ont fait état du transfert ou du lessivage d'antimicrobiens du fumier animal vers le sol ou l'eau (Kim et al., 2011 ; Sun et al., 2017 ; Zhou et al., 2020) et, en effet, l'application de fumier animal

est l'une des principales sources de résidus d'antibiotiques présents dans l'environnement et les eaux de surface et souterraines (Shi et al., 2018 ; Tasho & Cho, 2016).
Par la suite, ces résidus d'antibiotiques peuvent être absorbés par les cultures comestibles (Barra Caracciolo et al., 2022 ; Boxall et al., 2006 ; Chuang et al., 2019 ; Geng et al., 2022 ; Kumar et al., 2005 ; Pan & Chu, 2017b ; Tasho & Cho, 2016 ; Wei et al., 2023), ce qui pourrait affecter la sécurité de la culture pour la consommation animale et humaine.
De multiples facteurs peuvent influencer ces processus d'absorption et de translocation, tels que des facteurs spécifiques à la plante (par exemple, la composition racinaire) et les propriétés physicochimiques (Wei et al., 2023).).
De plus, la propagation de résidus d'antibiotiques dans l'environnement et le système alimentaire par le biais de la fertilisation au fumier animal peut éventuellement augmenter l'émergence ou la propagation de la résistance aux antimicrobiens (gènes) (Bhattacharjee et al., 2024 ; Li et al., 2017).
Pour comprendre l'impact potentiel d'un système alimentaire circulaire sur la sécurité alimentaire, il est important de recueillir des données sur la manière dont les substances dangereuses pertinentes, telles que les antibiotiques, se comportent et se déplacent dans un tel système (van Leeuwen et al., 2024).
De multiples facteurs peuvent influencer le devenir des antibiotiques, tels que les caractéristiques physico-chimiques du composé lui-même, mais aussi les caractéristiques (a)biotiques, par exemple du type de fumier animal ou de digestat, du type de sol et des espèces cultivées (Berendsen et al., 2021 ; Huang et al., 2024 ; Pan & Chu, 2017b).

Cette étude visait à étudier le transfert de résidus d'antibiotiques des sols amendés par digestat vers les cultures comestibles par le biais d'études expérimentales en pots de plantes et via une modélisation de simulation pour aider à la compréhension des mécanismes et des concepts d'absorption des antibiotiques par les plantes (Trapp et al., 2023).
Quatre antibiotiques différents ont été sélectionnés, à savoir la doxycycline (DOX), le triméthoprime (TMP), la tilmicosine (TILM) et la fluméquine (FLUM), en raison de :
1) leurs caractéristiques relativement persistantes et immobiles (Berendsen et al., 2021),
2) ils sont régulièrement présents dans les digestats à base de fumier animal (Berendsen et al., 2015 ; Zhou et al., 2020),
3) à ce jour, des études limitées sur l'absorption de ces substances par les plantes ont été réalisées (Pan & Chu, 2017a ; Wang et al., 2016 ; Zeng et al., 2022), et
4) ils appartiennent à différentes classes d'antibiotiques (c'est-à-dire les tétracyclines (DOX), les diaminopyrimidines (TMP), les macrolides (TILM) et les fluoroquinolones (FLUM)).
En étudiant l'absorption par les plantes de ces quatre substances dans un système de sol amendé par des biosolides utilisant deux espèces de plantes (radis et épinards), et en intégrant ces résultats aux efforts de modélisation, cette étude fait progresser la compréhension actuelle du transfert de résidus d'antibiotiques du sol à la culture, compte tenu de la sécurité alimentaire des systèmes de production alimentaire circulaire.

2. Matériels et méthodes

2.1 . Produits chimiques et réactifs

2.2

Les étalons de référence doxycycline (DOX), triméthoprime (TMP), tilmicosine (TILM) et fluméquine (FLUM) ont été achetés chez Sigma Aldrich (St. Louis, MO, États-Unis). Les étalons internes doxycycline-d3 (DOX-d3), triméthoprime-d9 (TMP-d9), tilmicosine-d3 (TILM-d3) et fluméquine-13C2 (FLUM-13C2) ont été achetés chez Toronto Research Chemicals (Toronto, ON,

Canada), et l'étalon interne déméclocycline (DMC) a été acheté chez Sigma Aldrich (St. Louis, MO, États-Unis).
L'acétonitrile (ACN), l'ammonium (25 %), l'acétate d'ammonium, l'acide citrique monohydraté, l'hydrogénophosphate disodique, l'éthanol (EtOH), l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA), l'acide formique (FA) et le méthanol (MeOH) ont été achetés chez Merck (Kenilworth, NJ, États-Unis). Le formiate d'ammonium (97 %), le diméthylsulfoxyde (DMSO), l'acétate de plomb trihydraté et l'acide trifluoroacétique (TFA) ont été achetés chez Sigma-Aldrich (St. Louis, MO, États-Unis). Le Bondesil-PSA (40 µM) a été acheté chez Agilent (Santa Clara, CA, États-Unis).

2.3 . Préparation des solvants et des solutions mères

Le tampon McIlvain-EDTA a été préparé en ajoutant 500 mL d'acide citrique 0,1 M, 280 mL d'hydrogénophosphate disodique 0,2 M et 74,4 g d'EDTA sodique à 1 L d'eau dans une fiole jaugée de 2 L. Le pH a été ajusté à 4,0 à l'aide de la solution d'acide citrique ou de la solution d'hydrogénophosphate disodique.
La solution a été diluée avec de l'eau jusqu'à 2 L. Des solutions mères et des solutions étalons internes ont été préparées une fois à une concentration de 100 mg/L pour le TMP-d9 et à une concentration de 1 000 mg/L pour les trois autres composés.
Toutes les solutions ont été conservées à −80 °C jusqu'à utilisation ultérieure. La DOX, le TMP, le TILM, la DOX-d3, le TMP-d9, le TILM-d3 et le DMC ont été dissous dans du MeOH. Le FLUM et le FLUM-13C3 ont été dissous dans une solution d'hydroxyde d'ammonium 2 % M dans du MeOH.

Pour enrichir le digestat en antibiotiques (voir 2.3), une solution d'étalon de référence a été préparée dans du DMSO à des concentrations de 30, 100 et 300 mg/L pour le FLUM, la DOX, le TMP et le TILM.
De plus, une solution mixte d'étalons internes a été préparée pour les analyses chimiques (voir 2.4) dans du MeOH à des concentrations de 1 mg/L pour le TMP-d9 et de 4 mg/L pour la DOX-d3, le DMC, le FLUM-13C3 et le TILM-d3.

2.4 . Expérience d'absorption par les plantes

Le sol a été prélevé dans une prairie gérée biologiquement à Wageningen, aux Pays-Bas (51°59’28.6”N 5°40’07.3”E). Un sol sableux a été sélectionné, car ces sols ont tendance à avoir une rétention de contaminants relativement faible, ce qui conduit à une absorption par les plantes potentiellement plus importante, ce qui représente un possible « scénario du pire » par rapport à d'autres types de sols. Un sol sableux convient également à une expérience en pots contrôlés, car il peut être bien homogénéisé.
La prairie spécifiquement sélectionnée était un site de recherche qui n'avait pas été fertilisé depuis 10 ans ; par conséquent, aucun apport récent de résidus d'antibiotiques par des produits fertilisants n'était attendu, ce qui était important pour cette recherche. La texture du sol a été classée comme sableuse avec 76 % de sable, 13 % de limon et 3 % d'argile. Le sol avait un pH de 4,8 et une teneur en matière organique carbonée de 3,7 %.
Le sol a été prélevé à une profondeur de 0 à 30 cm après élimination de la couche supérieure d'herbe. Le sol a été séché à l'air, tamisé à 5 mm et stocké jusqu'au début de l'expérience. Avant utilisation, le sol a été soigneusement mélangé.
Le digestat a été collecté dans un digesteur anaérobie, dans lequel seul du fumier bovin a été digéré en anaérobiose à 39 °C. Le digestat a été collecté avant séparation entre les fractions liquide et solide et stocké à 4 °C jusqu'à utilisation ultérieure. Le digestat contenait 4,57 g/kg d'azote, et la quantité de digestat mélangée au sol (225 g de digestat pour 5 kg de sol)

correspondait à la quantité maximale d'azote dérivé du fumier animal autorisée par hectare en Europe (91/676/CEE), soit 170 kg d'azote par hectare (Rijksoverheid, 2022). La DOX, le FLUM, le TILM et le TMP ont été sélectionnés comme composés modèles dans la présente étude, à des concentrations comprises entre 0,6 mg/kg et 6,0 mg/kg dans le digestat (voir le tableau 1 pour les caractéristiques et propriétés des composés) et ont été enrichis individuellement dans le digestat.
Ces composés et leurs concentrations ont été sélectionnés en fonction de la littérature, des données analytiques du WFSR, des données sur l'utilisation des antibiotiques et des avis d'experts sur leur présence dans le fumier animal, le digestat et l'utilisation des antibiotiques (Berendsen et al., 2015 ; Jansen et al., 2019).
Bien que le TMP soit généralement administré en association avec un sulfamide (par exemple, le sulfaméthoxazole), le TMP a été choisi pour enrichir le digestat, car les sulfamides se dégradent pendant la digestion anaérobie, tandis que le TMP persiste (Yang et al., 2022).).
Le digestat enrichi en DOX, TMP, FLUM ou TILM a été mélangé tête-à-tête pendant 15 minutes, puis soigneusement mélangé au sol. Cela a donné lieu à des concentrations finales de 30, 100 et 300 µg/kg pour chacun des DOX, TMP, FLUM et TILM dans le sol amendé au digestat, avec une concentration finale de 0,1 % de DMSO.
Outre ces traitements antibiotiques, un traitement témoin au solvant (concentration finale de 0,1 % de DMSO dans le sol amendé au digestat) et un traitement témoin (digestat non enrichi ajouté au sol) ont été préparés, en appliquant les mêmes ratios de digestat et de sol que dans les traitements antibiotiques.
Par traitement et par type de plante, 5 réplicats ont été préparés, chacun contenant 1 kg de sol amendé au digestat, dans des pots de 11 x 11 x 12 cm.
Chaque pot avait une plaque individuelle, et les pots ont été placés dans la serre dans un ordre aléatoire. Le sol mélangé au digestat a été décanté pendant 12 à 16 heures, et chaque pot a été échantillonné afin d'analyser les concentrations initiales de résidus d'antibiotiques.
Ceci a été suivi par le semis des graines de radis et d'épinards dans des pots séparés. Ces deux espèces de plantes ont été sélectionnées en raison de leur morphologie différente (notamment un système racinaire différent), et du fait que le radis est un légume dont la racine est principalement consommée par l'homme, tandis que pour l'épinard, c'est le cas pour les pousses.
Le radis a été semé à trois endroits (triangle) dans le pot contenant chacun deux graines, et l'épinard a été semé à cinq endroits (dés), contenant chacun deux graines. Pour chaque espèce de plante, cela a donné lieu à cinq répétitions par traitement.
Les plantes ont été placées aléatoirement et arrosées selon les besoins, lorsqu'elles étaient cultivées dans une serre semi-contrôlée (avec une température moyenne de 20 °C et une humidité relative moyenne de 65,5 % ; celles-ci variaient respectivement de 9 à 44 °C et de 18 à 94 %, de nuit comme de jour).
En dix jours, les plants germés superflus ont été éliminés aléatoirement, en visant trois plants de radis et cinq plants d'épinards par pot.
Après un total de 31 jours (radis) et 41 jours (épinards), les plants ont été récoltés le matin avant l'arrosage, ce qui a donné des sols relativement secs. Chaque pot, les plants ont été retirés et les racines ont été séparées des pousses. Les restes de terre ont été éliminés du matériel végétal par brossage (pousses) ou lavage (racines), et le matériel végétal nettoyé a ensuite été pesé. Le sol résiduel dans le pot a été mélangé puis échantillonné. Des échantillons de sol et de tissus végétaux ont été conservés à −20 °C jusqu'à des analyses ultérieures. En raison de la biomasse disponible plus faible (voir Résultats 3.2), les racines et pousses d'épinards récoltées des cinq réplicats biologiques ont été regroupées par traitement et, après pesée, conservées à −20 °C jusqu'à des analyses ultérieures.

Tableau 1.
Paramètres , propriétés et caractéristiques de la doxycycline, de la fluméquine, du triméthoprime et de la tilmicosine. Les paramètres spécifiques aux composés utilisés comme données d'entrée du modèle sont précisés. Le sol C correspond aux données expérimentales de la présente étude. Les valeurs de pKa soulignées ont été utilisées dans le modèle standard et le modèle PCPP.

Paramètre, propriété ou caractéristique (unité)	**Doxycycline**	**Fluméquine**	**Triméthoprime**	**Tilmicosine**
Formule moléculaire	C22H24N2O8	$C_{14}H_{12}FNO_3$	C14H18N4O3	$C_{46}H_{80}N_2O_{13}$
Poids moléculaire (g/mol)	444,4	261,3	290,3	869,1
Demi-vie dans un sol sableux (jours) [a]	9 (Berendsen et al., 2021)	226 (Berendsen et coll., 2021)	12 (Berendsen et al., 2021)	108 (Berendsen et coll., 2021)
log K_{oc} : Logarithme du coefficient de partage carbone organique-eau ($L*kg^{-1}$) [a]	3.5 (Berendsen et al., 2021)	≥4,2 (Berendsen et al., 2021)	≥4,2 (Berendsen et al., 2021)	≥3,2 (Berendsen et al., 2021)
Paramètres spécifiques au composé utilisés comme entrée du modèle				
pK_a : constante de dissociation acide	3.0, **8.0** , 9.2 (Qiang et Adams, 2004)	6,35 (Zhao et al., 2022)	7.2 (Mikes et Trapp, 2010)	6,55, **8,67** (Xu et al., 2006)
log K_{ow_n} : Logarithme du coefficient de partage octanol-eau de la forme neutre d'un composé	−0,02 (Chabilan et al., 2022)	1.11 (Khandal et al., 1991)	0,91 (Kim et al., 2009 ; Naghdi et al., 2018)	3,8 (calculé) (McFarland et al., 1997)
K_{HSA} : Coefficient d'absorption de l'albumine sérique humaine ($L*mol^{-1}$)	273000 (Hu et al., 2014)	2370000 (Skyrianou et al., 2010)	19100 (Deng et al., 2013)	36308 (Lemli et al., 2018)
log K_{aw} :	−21,72	−12,92	−11,45	−27,45 (unité

Paramètre, propriété ou caractéristique (unité)	Doxycycline	Fluméquine	Triméthoprime	Tilmicosine
Logarithme du coefficient de partage air-eau (L eau∗L $^{-1}$ air)	(ChemSpider, 2024a)	(ChemSpider, 2024b)	(ChemSpider, 2024c)	transformée) (Echemi, 2024)
z : Numéro de valence/charge d'un composé	−1	−1	1	1
C_{sol} : Concentration dans le sol (mg∗kg $^{-1}$)	0,19228	0,15243	0,22654	0,31958

Dans cette étude citée, les quatre antibiotiques ont été inclus dans la détermination de la demi-vie et du log K_{24}. Les valeurs rapportées ont donc été sélectionnées pour figurer dans ce tableau afin d'illustrer les différences entre les composés. Les valeurs rapportées dans la littérature peuvent différer considérablement.
La teneur en eau moyenne du sol a été déterminée en séchant pendant la nuit (103 ± 3 °C) trois échantillons représentatifs de sol prélevés au début de l'expérience et à la récolte. La teneur en eau moyenne était respectivement de 9,1 ± 1,4 % et de 6,0 ± 1,2 % au début de l'expérience et à la récolte.

2.5 . Analyses chimiques

Des analyses LC-MS/MS des résidus d'antibiotiques dans le sol et les matières végétales ont été réalisées sur la base d'une méthode publiée précédemment pour la détection des antibiotiques (Jansen et al., 2019).
Cette méthode comprenait la mesure du sol et du digestat utilisés, outre les résidus d'antibiotiques TILM, TMP, FLUM et DOX, d'une gamme d'autres analytes de médicaments vétérinaires appartenant aux classes des tétracyclines, des sulfamides, des macrolides et des quinolones (matériel supplémentaire Tableau S1) afin d'évaluer leur présence en tant que telle, avant enrichissement, dans le sol et le digestat utilisés. Pour tous les types d'échantillons (c.-à-d. tissus végétaux et échantillons de sol), le nettoyage de l'échantillon était le même que décrit précédemment (Jansen et al., 2019).
En bref, 2 g de chaque échantillon ont été pesés et une solution étalon interne a été ajoutée. Pour l'extraction, 0,125 % de TFA dans une solution d'ACN, un tampon McIlvain-EDTA et une solution d'acétate de plomb ont été ajoutés.
Les échantillons ont ensuite été centrifugés puis le CAN a été évaporé. Une solution d'EDTA 0,2 M a été ajoutée et soumise à une extraction en phase solide (SPE) avec des cartouches en phase inverse (Strata-X, Phenomenex, Torrance, CA, États-Unis). L'éluant a été séché et dissous dans 100 µL de MeOH et 400 µL d'eau. Les extraits ont été transférés dans des flacons LC-MS/MS et immédiatement conservés à −20 °C jusqu'à analyse ultérieure.
Afin de garantir une quantification correcte et précise du sol, des racines et des pousses, des échantillons enrichis en matrice ont été utilisés pour chaque matrice. De plus, des étalons

internes marqués isotopiquement ont été ajoutés à chaque échantillon avant sa préparation. Toutes les méthodes d'analyse appliquées étaient certifiées ISO 17025 et validées conformément au règlement CE 2002/657 à l'aide de matériaux de référence certifiés.

L'analyse a été réalisée avec un système Shimadzu LC (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japon) couplé à un spectromètre de masse Sciex Q-trap 6500+ (Sciex, Framingham, MA, États-Unis). Les composés d'intérêt ont été séparés en utilisant une colonne Kinetex C18 (2,1 × 100 mm, d.i. 1,7 µm, Phenomenex, Torrance, CA, États-Unis). Les phases mobiles étaient 2 mM de formiate d'ammonium et 0,016 % FA dans l'eau (solvant A), et 2 mM de formiate d'ammonium et 0,016 % FA dans MeOH (solvant B).
La température du four était de 40 °C, le volume d'injection était de 5 µL, et le débit était de 0,3 mL/min. Le profil d'élution du gradient était le suivant : 0-0,5 min, 0 % B ; 0,5-2,5 min, augmentation linéaire à 25 % B ; 2,5–5,4 min, augmentation linéaire jusqu'à 70 % B ; 5,4–5,5 min, augmentation linéaire jusqu'à 100 % B avec un maintien final d'1 min avant de revenir à ses conditions initiales de 0 % B pendant 1 min.
Les paramètres de fonctionnement du spectromètre de masse, y compris les transitions ioniques décrites précédemment (Berendsen et al., 2015). Le traitement des données a été effectué à l'aide du logiciel Sciex OS 2.2 (Sciex, Framingham, MA, États-Unis). Les limites de quantification (LOQ) dans les matériaux utilisés ont été déterminées avec un rapport signal/bruit de 10:1 (Vial & Jardy, 1999). Les LOQ se trouvent dans le tableau S2 des documents supplémentaires .

2.5 . Analyse des données

Les données des cinq réplicats ont été moyennées et les écarts types (ET) ont été calculés. Les différences de biomasse moyenne (g) entre les conditions expérimentales ont été évaluées à l'aide d'une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) combinée à un test de comparaison multiple de Dunnett, en utilisant GraphPad Prism.
Des comparaisons ont été faites des traitements avec le témoin et avec le témoin solvant. Les résultats ont été considérés comme statistiquement significatifs lorsque les valeurs *de P* étaient < 0,05. Les concentrations des antibiotiques sont exprimées en µg/kg dw, sauf mention contraire. Celles-ci ont été calculées à partir des valeurs mesurées en µg/kg ww en utilisant les valeurs de teneur en eau rapportées, soit 95,3 % pour les racines et les pousses de radis (FoodData Central, 2019), 85 % pour les racines d'épinards (Brunetti et al., 2019) et 92,5 % pour les pousses d'épinards (FoodData Central, 2021). Pour le sol, des valeurs mesurées ont été utilisées (comme expliqué en 2.3). Les facteurs de bioconcentration (FBC) des antibiotiques, définis comme le rapport entre la concentration de la substance dans le tissu végétal et la concentration dans le sol, ont été calculés en divisant la concentration mesurée dans le tissu végétal par la concentration mesurée dans le sol à T0 (équation (1)) (Pan & Chu, 2017b).

De plus, le facteur de translocation (TF) a été déterminé pour indiquer la translocation des résidus d'antibiotiques des racines vers les pousses (équation (2)) (Pan & Chu, 2017b).

2.6 . Simulation de l'absorption d'antibiotiques par les cultures

Les deux modèles développés par Trapp et al. (2023) ont été utilisés pour simuler l'absorption d'antibiotiques dans le radis et les épinards ; le modèle standard supposant que les composés restent sous leur forme neutre pendant les processus d'absorption par les plantes, et le modèle des produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPCP) qui prenait en compte l'ionisation des composés et incorporait le transport à travers la membrane cellulaire végétale et le phloème

végétal, ainsi que l'adsorption aux protéines dans les plantes (Matériel supplémentaire Fig. S10).
Les paramètres du modèle pour les plantes (radis et épinards) et les antibiotiques d'intérêt nécessaires pour les deux modèles, pourraient être classés comme des paramètres liés au composé (Tableau 1) et des paramètres liés au compartiment (Matériel supplémentaire Tableau S3).
Certaines adaptations ont été apportées au modèle original (Trapp et al., 2023) : a) le scénario de croissance est passé de la culture en plein champ à la croissance en pot et b) les cultures modélisées sont passées du maïs au radis et aux épinards. Les valeurs des paramètres du modèle ont été, dans la mesure du possible, extraites de la publication originale (Trapp et al., 2023) ou de la littérature et des bases de données, et dans le cas contraire, des hypothèses ont été formulées (voir le tableau 1 et le tableau S3 des documents supplémentaires).

Le modèle PPCP considérait que les substances existent à la fois sous forme neutre et ionisable pendant le processus d'absorption. Trapp et al. (2023) ont calculé la fraction des antibiotiques sous leurs différentes formes en utilisant une valeur unique du pKa du composé. Cependant (Trapp et al., 2023), cette approche peut ne pas convenir aux composés ayant plusieurs groupes fonctionnels d'ionisation dans leur structure moléculaire, comme pour DOX et TILM (Jones et al., 2005 ; Kulshrestha et al., 2004), ce qui peut entraîner plusieurs valeurs de pKa pour les composés.
Des études antérieures ont estimé la fraction de spéciation des substances avec plusieurs valeurs de pKa (Matériel supplémentaire Tableau S4). Par conséquent, nous avons remplacé l'estimation des fractions de composés basée sur le pKa unique par l'estimation basée sur les pKa multiples.
C'est ce qu'on appelle le modèle ajusté PPCP dans la présente étude. Dans l'ensemble, la simulation a mis en œuvre trois modèles différents basés sur Trapp et al. (2023) , à savoir le modèle standard, le modèle PPCP et le modèle ajusté PPCP.

3. Résultats

3.1 . Présence d'antibiotiques dans le sol et le digestat appliqués

Les concentrations de TILM, TMP, DOX et FLUM dans le sol usagé et le digestat en tant que tels, avant fortification, étaient inférieures à la LOQ, à l'exception de la DOX trouvée dans le digestat (4,8 ± 0,8 µg/kg). D'autres médicaments vétérinaires ont également été inclus dans l'analyse du sol usagé et du digestat. Dans le digestat, de la tétracycline (TC) (5,6 ± 0,3 µg/kg), de l'oxytétracycline (OTC) (76 ± 4,1 µg/kg) et de la sulfadiazine (1 ± 0,0 µg/kg) ont été trouvées, tandis que le sol usagé ne contenait aucun résidu d'antibiotique au-dessus de la LOQ (Matériel supplémentaire Fig. S1).

3.2 . Croissance et rendement des cultures

La biomasse moyenne était de 19,1 g pour les racines de radis témoins et de 14,8 g pour les pousses de radis témoins, ce qui donne une biomasse moyenne totale de contrôle de radis de 33,9 g par pot. La biomasse moyenne des racines de radis variait de 15,0 g (TMP-300) à 25,6 g (TILM-300) et 28,3 g (TMP-30).
La biomasse moyenne des pousses de radis variait de 12,1 g (FLUM-30) à 17,0 g (DOX-30) (Matériel supplémentaire Fig. S2). La biomasse des racines de radis du TMP-30 a été statistiquement augmentée avec une moyenne de 28,3 g, par rapport au témoin au solvant.

Pour les autres traitements, les biomasses moyennes des racines et des pousses de radis ne différaient pas du témoin au solvant. La croissance et le rendement en biomasse des plants d'épinards étaient faibles.

La biomasse totale des cinq réplicats (regroupés) variait de 0,31 g (TILM-300) à 1,3 g (DOX-300) pour les racines d'épinards, et de 1,2 g (TILM-300) à 6 g (DOX-300) pour les pousses d'épinards (Matériel supplémentaire Fig. S3).
En raison de la faible croissance des épinards, probablement due à des conditions de croissance non optimales (nutriments limités disponibles combinés à des températures élevées dans la serre semi-contrôlée), l'analyse plus approfondie de l'absorption d'antibiotiques dans les plants d'épinards a été jugée moins fiable et ne sera donc présentée que dans le Matériel supplémentaire.

3.3 . Concentrations d'antibiotiques dans le sol

Les concentrations de TILM, TMP, DOX et FLUM dans les sols enrichis (Matériel supplémentaire Fig. S4) étaient inférieures aux concentrations prévues pour les sols enrichis. Les concentrations déterminées par rapport à la concentration prévue (%) dans les sols enrichis variaient pour les trois concentrations de traitement (30, 100 et 300 µg/kg de sol enrichi) entre 48,9 et 50,8 % (TMP), 54,1–77,2 % (DOX), 63,4–106,5 % (TILM), 75,5 %–80 % (FLUM) pour le radis, et 45,4–62,3 % de TMP, 44,0–53,9 % (DOX), 72,11–104,1 % (TILM), 79,4–92,2 % (FLUM) pour les épinards.
Bien que les concentrations déterminées soient généralement inférieures aux concentrations prévues dans le sol enrichi, les valeurs répétées se situaient dans la même fourchette et tous les écarts-types relatifs (%) des concentrations, par exemple, de sol enrichi de radis étaient inférieurs à 15 %, à l'exception de TMP-100 (21,9 %), DOX-100 (38,3 %) et FLUM-30 (24,5 %). Les concentrations déterminées dans le sol de radis et d'épinards soumis au même traitement se situaient dans une fourchette similaire.
Pour les calculs ultérieurs, les concentrations quantifiées du sol enrichi ont été utilisées, au lieu des concentrations prévues.
La dissipation des antibiotiques a été évaluée dans les sols enrichis en comparant les concentrations mesurées avant le semis (T0) avec les concentrations après la récolte (Tend). Dans le sol où les plants de radis ont été cultivés, le pourcentage le plus élevé d'antibiotiques restants était pour TILM et FLUM (69,8-82,2 % et 67,6-74,5 %, respectivement), suivis par TMP (47,8-75,5 %) et DOX (27,5-43,0 %) (Fig. 1). Cela indique que la quantité d'antibiotiques dissipée était la plus élevée pour DOX, suivie par TMP, puis TILM et FLUM. Pour le sol dans lequel les plants d'épinards ont été cultivés, la dissipation des antibiotiques dans le sol a suivi un schéma similaire pour les quatre antibiotiques (Matériel supplémentaire Fig. S5).

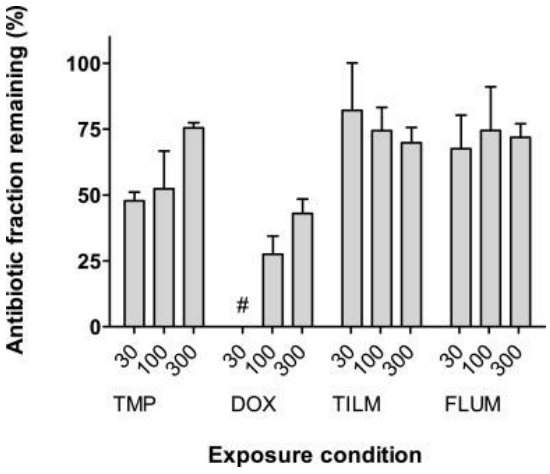


Fig. 1. Pourcentage d'antibiotiques restant dans le sol après la récolte des radis après 31 jours. La concentration dans le sol après la récolte a été comparée à la concentration dans le sol enrichi avant le semis (µg/kg de poids sec), fixée à 100 %. Les points de données représentent la moyenne ± écart-type de cinq répétitions. TMP = triméthoprime ; DOX = doxycycline ; TILM = tilmicosine ; FLUM = fluméquine. Les nombres sur l'axe des abscisses indiquent le traitement. # indique < LQ.

3.4 . Transfert des antibiotiques aux cultures

Les concentrations des antibiotiques ont été quantifiées dans les racines et les pousses des plants de radis par réplicat, et dans les plants d'épinards regroupés (à des fins de confirmation qualitative uniquement).
Les concentrations des quatre antibiotiques étaient inférieures à la LOQ dans les racines et les pousses de radis cultivées dans les sols témoins.
C'était également le cas pour les racines et les pousses d'épinards. Dans les racines de radis cultivées sur les sols enrichis et amendés au digestat, une absorption de certains des antibiotiques a été observée (Fig. 2 A). Les concentrations de TMP dans les racines de radis étaient de 1,5 et 1,7 µg/kg ww pour les traitements de 100 et 300 µg/kg, respectivement. Les concentrations de TILM et de FLUM ont été trouvées supérieures à la LOQ au traitement de 300 µg/kg (et non aux concentrations inférieures des traitements), avec des concentrations dans les racines de radis étant respectivement de 1,3 et 1,8 µg/kg ww.

Dans les pousses de radis, la concentration de TMP était de 1,3, 4,9 et 6,7 µg/kg ww pour les traitements de 30, 100 et 300 µg/kg, respectivement (Fig. 2 B). Le TILM était présent dans les pousses de radis à des concentrations de 1,3 et 4,5 µg/kg ww pour les traitements de 100 et 300 µg/kg, respectivement. Le FLUM n'a pas été détecté à des concentrations supérieures à la LOQ dans les pousses de radis, ce qui était le cas pour la DOX qui n'était présente ni dans les pousses de radis ni dans les racines à des concentrations supérieures à la LOQ. Il est important de noter que la LOQ de la DOX était plus élevée que celle des autres antibiotiques (voir Fig. 2).

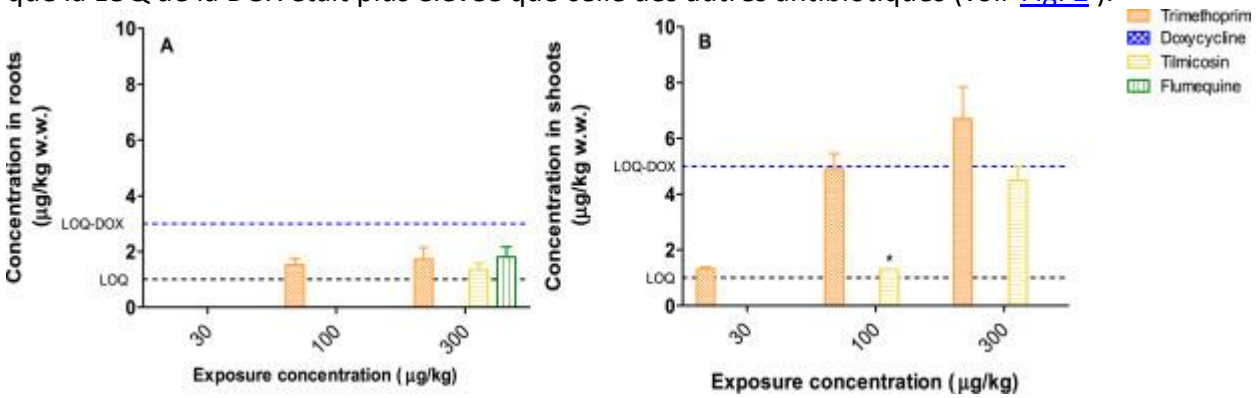


Fig. 2. Concentrations d'antibiotiques enrichis dans les racines de radis (A) et les pousses de radis (B), par traitement. Les valeurs indiquent la moyenne ± écart-type de cinq réplicats. Le signe * indique qu'un seul des points de données des cinq réplicats a été affiché, car un seul réplicat était supérieur à la limite de quantification. Pour les points de données non affichés, toutes les valeurs mesurées étaient inférieures à la limite de quantification. La limite de quantification pour TMP, TILM et FLUM est indiquée par une ligne pointillée noire, tandis que celle pour DOX est indiquée en bleu. (Pour l'interprétation des références aux couleurs dans la légende de cette figure, veuillez consulter la version web de cet article.)

Dans les racines d'épinards, le TILM et le FLUM semblaient majoritairement présents, suivis du TMP. Dans les pousses d'épinards, le TMP était présent aux trois concentrations de traitement, tandis que le TILM était présent aux deux concentrations les plus élevées et le FLUM uniquement à la concentration la plus élevée (Matériel supplémentaire , figure S6). Ce schéma est similaire à celui observé dans les pousses de radis.

Les FBC ont été déterminés pour chaque traitement pour les racines et les pousses de radis, ainsi que pour les racines et les pousses d'épinards (FBC $_{racine}$ et FBC $_{pousse}$), et avec les TF correspondants, les valeurs sont présentées dans le Tableau 2.
Lors de la comparaison entre les types de plantes et les tissus végétaux par antibiotique, pour TMP, le FBC pousse dépassait 1 et était supérieur au FBC $_{racine}$ chez le radis et l'épinard. Cela correspondait aux TF qui dépassaient également 1, indiquant une translocation de l'antibiotique de la racine à la pousse. Pour TILM, chez le radis, le FBC pousse était supérieur au FBC $_{racine}$ et TF > 1.
Pour l'épinard, ce schéma était l'inverse, indiquant des différences dans l'absorption et la translocation du TILM entre les deux plantes. Pour FLUM, une comparaison entre les plantes de radis et d'épinards et entre les tissus végétaux n'a pas pu être effectuée en raison de points de données manquants (en raison de concentrations dans les tissus végétaux < LOQ).
Tableau 2. Facteur de bioconcentration (FBC) par tissu végétal et facteur de translocation (FT) entre racines et pousses, basés sur les concentrations dans le sol et les tissus végétaux en µg/kg de poids sec, lorsque les concentrations étaient supérieures à la limite de quantification. Les valeurs représentent la moyenne ± écart-type de 5 répétitions pour les échantillons de radis, et pour les épinards, les données basées sur les valeurs des échantillons regroupés des 5 répétitions ont été utilisées.

Composé	**Recadrer**	**Concentration du traitement**	**$_{racine}$ BCF**	**$_{Tournage}$ BCF**	**TF**
TMP	Radis	30	–	1,74 ± 0,25	–
		100	0,60 ± 0,09	1,92 ± 0,37	3,20 ± 0,25
		300	0,22 ± 0,05	0,85 ± 0,15	4,01 ± 0,95
	Épinard	30	0,42	1.11	2,67
		100	0,54	1.15	2.13
		300	0,78	1,40	1,79
TILM	Radis	30	–	–	–
		100	–	0,44 [a]	–
		300	0,08 ± 0,02	0,28 ± 0,06	3,43 ± 0,64
	Épinard	30	0,85	–	–
		100	0,60	0,38	0,64

Composé	Recadrer	Concentration du traitement	racine BCF	Tournage BCF	TF
		300	1.17	0,82	0,71
FLUM	Radis	30	–	–	–
		100	–	–	–
		300	0,15 ± 0,03	–	–
	Épinard	30	1,61	–	–
		100	1,96	–	–
		300	1.41	0,10	0,07

BCF : facteur de bioconcentration ; FLUM : fluméquine ; LOQ : limite de quantification ; TF : facteur de translocation ; TILM : tilmicosine ; TMP : triméthoprime.

Une seule valeur des 5 réplicats était > LOQ et incluse dans ce tableau. ¯ les concentrations mesurées dans les racines et/ou les pousses n'ont pas pu être déterminées (valeurs < LOQ), et donc le BCF et respectivement le TF n'ont pas pu être déterminés.

3.5 . Simulation de l'absorption des antibiotiques par le radis et les épinards

En plus de déterminer l'absorption des antibiotiques par le radis et les épinards à l'aide d'une approche expérimentale, l'absorption des antibiotiques à partir du sol a été simulée par trois modèles différents basés sur (Trapp et al., 2023) : le modèle standard, le modèle PPCP et le modèle ajusté PPCP. Les résultats simulés ont surestimé l'absorption des antibiotiques étudiés d'un maximum de six ordres de grandeur pour les deux cultures, par rapport aux données obtenues expérimentalement pour la concentration de traitement la plus élevée (Fig. 3 pour le radis, Matériel supplémentaire Fig. S7 pour les épinards). Les valeurs simulées peuvent également être trouvées dans le Matériel supplémentaire Tableau S5 .
Bien que les modèles aient surestimé l'absorption telle que déterminée par l'expérience en pot de plantes, les profils d'absorption simulés correspondaient au moins dans une certaine mesure aux observations expérimentales.
Cela a été démontré comme suit : 1) dans les résultats simulés et expérimentaux, des concentrations élevées de TILM ont été trouvées dans le radis et les épinards pour les deux tissus végétaux ; et 2) la simulation du modèle standard et du modèle PPCP a également montré une concentration accrue de TMP dans les pousses de radis par rapport aux racines, ce qui était conforme aux résultats expérimentaux.

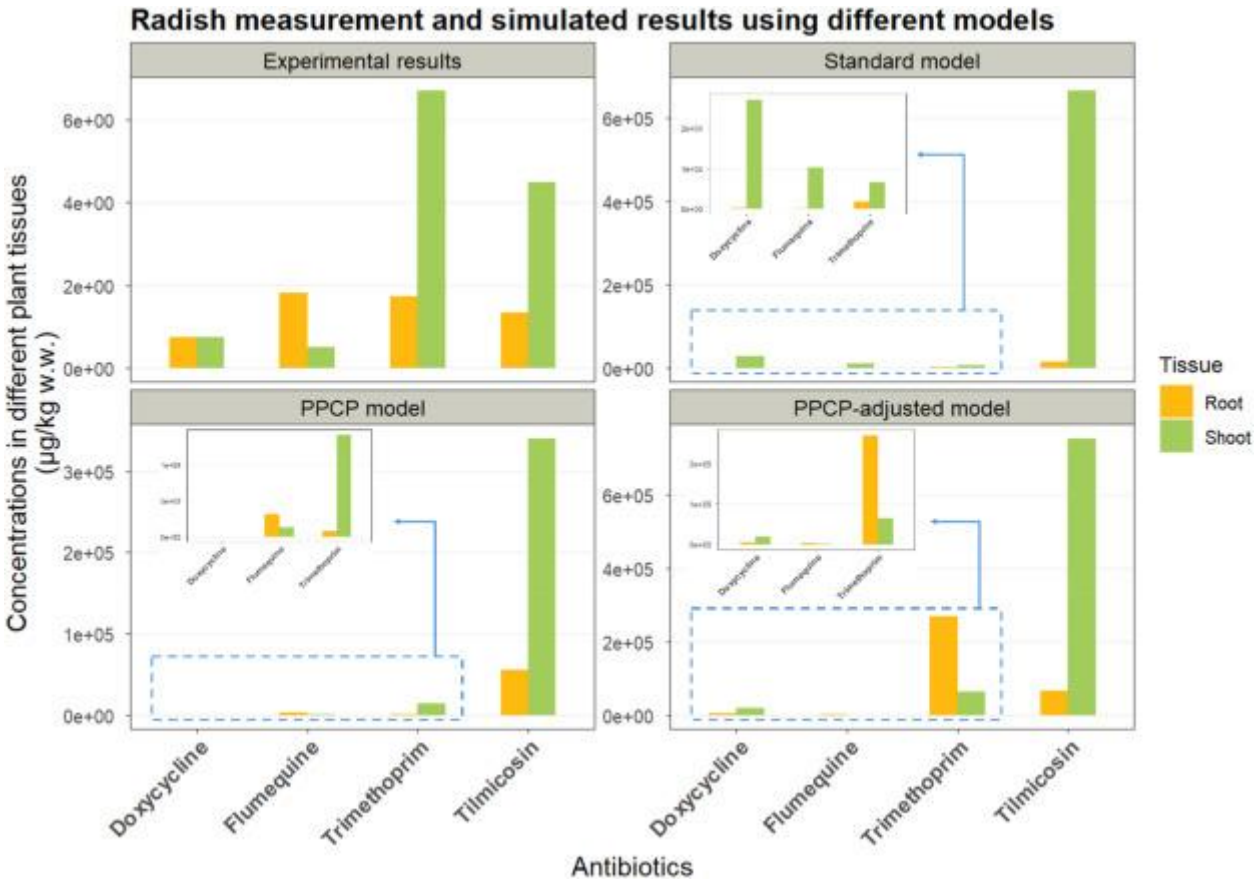


Fig. 3. Comparaison des concentrations expérimentales et simulées d'absorption d'antibiotiques dans les racines et les pousses de radis. Les résultats expérimentaux de la doxycycline dans les tissus végétaux étaient inférieurs à la limite de quantification (LOQ) ; les valeurs présentées sont donc indicatives. Veuillez noter que l'axe des Y des résultats expérimentaux diffère de celui des simulations du modèle.

L'analyse de sensibilité des modèles de simulation a démontré que la diminution de la biomasse des racines et des pousses augmentait significativement la concentration d'un ou plusieurs des quatre antibiotiques, en particulier lorsque la biomasse correspondante des paramètres d'entrée était inférieure à 1 kg (Matériel supplémentaire , figures S8 et S9). Cette observation suggère que les modèles peuvent surestimer les prédictions lorsque la biomasse végétale d'entrée est inférieure à 1 kg, ce qui était le cas pour les valeurs de biomasse dérivées expérimentalement des radis et des épinards utilisés comme paramètre d'entrée.

4. Discussion

Dans cette étude, il a été démontré que les antibiotiques TMP, FLUM et TILM étaient absorbés par le radis et l'épinard provenant de sols enrichis en digestat dans les conditions expérimentales testées. Contrairement aux trois autres antibiotiques, la DOX était inférieure à la limite de quantification (LOQ) dans les tissus végétaux.

En raison de la LOQ plus élevée de la DOX par rapport aux LOQ des autres antibiotiques, aucune conclusion ne peut être tirée quant à son absorption par les plantes sur la base de la présente étude.

Les taux d'absorption d'antibiotiques déterminés expérimentalement différaient entre les différents antibiotiques, ainsi qu'entre les types de cultures. Une absorption d'antibiotiques a été observée, et dans certains cas également une bioconcentration (FBC > 1) dans un ou plusieurs tissus végétaux. C'était le cas pour le TMP dans les pousses de radis et d'épinards, et

pour le FLUM dans les racines d'épinards. Pour le radis, le TMP et le TILM se sont davantage transloqués dans les pousses que dans les racines, tandis que la DOX n'a pas été détectée dans les tissus végétaux, et le FLUM uniquement dans les racines à FLUM-300. Chez l'épinard, la translocation de TMP était plus importante dans les pousses que dans les racines, comme observé chez le radis. Cependant, la concentration de TILM était plus importante dans les racines, comme l'indiquait un BCF racinaire en moyenne 1,5 fois supérieur à celui des pousses . La concentration de FLUM était également plus importante dans les racines que dans les pousses.
Bien que les résultats de quantification des épinards doivent être interprétés avec prudence en raison de leur croissance limitée, ils indiquent des différences entre les deux cultures en ce qui concerne leur absorption et leur schéma de translocation des antibiotiques.

À ce jour, aucune ou seulement quelques études ont rapporté l'absorption de (l'un des) antibiotiques sélectionnés par le radis et les épinards provenant de sols amendés. Ainsi, pour la DOX, une étude a rapporté que la DOX n'était pas détectée dans le radis après traitement avec un sol enrichi et amendé au fumier dans une expérience en pots fermés (Wang et al., 2016).

Cela concorde avec les résultats de la présente étude, bien que les LOQ de la DOX étaient plus élevées que celles des autres antibiotiques.
Pour le TMP, une étude a rapporté l'absorption de TMP par la laitue provenant d'un sol enrichi, dont la concentration de traitement était environ 3 fois supérieure à la concentration de traitement la plus élevée de la présente étude.

Cependant, la concentration rapportée dans les feuilles de laitue était plus de 2 fois inférieure à celle constatée dans les pousses d'épinards et se situait dans une fourchette similaire à celle des concentrations dans les pousses de radis dans la présente étude (Boxall et al., 2006), ce qui suggère un effet de différents facteurs expérimentaux sur le taux d'absorption, tels que le digestat influençant les caractéristiques du sol, ainsi que les différentes espèces de cultures testées.
Une autre étude a rapporté l'absorption de TMP par la laitue dans un système hydroponique et a signalé des concentrations plus élevées dans les racines que dans les pousses (différence d'environ 5 fois) (Chuang et al., 2019), alors que cela était similaire dans les données sur les épinards de la présente étude.
Une étude a examiné l'absorption de FLUM, une fluoroquinolone, par les racines de radis (45,3 ng/g dw avec une concentration de traitement de 0,5 ng/mL ; 106,7 ng/g dw avec une concentration de traitement de 5 ng/mL), par arrosage avec FLUM (5 ng/mL) (Zeng et al., 2022).
Les concentrations étaient plus élevées dans les racines de radis que dans les feuilles de radis. Ceci est similaire à la présente étude. De plus, l'absorption de la classe antimicrobienne des fluoroquinolones a été récemment examinée par Chen et al. (2024) , signalant que ces antibiotiques étaient absorbés par une gamme de cultures différentes (y compris la laitue, le concombre et l'orge).
Cependant, aucune donnée spécifique sur FLUM n'a été décrite. En ce qui concerne TILM, un macrolide, aucune donnée spécifique sur l'absorption de TILM par les plantes n'a été trouvée dans la littérature. D'autres études n'ont rapporté qu'une absorption limitée de macrolides par les plantes (Pan & Chu, 2017a). Par exemple, l'absorption de tylosine a été étudiée dans la laitue et la carotte, mais n'a pas été détectée dans le matériel végétal (Boxall et al., 2006).

Dans la littérature, plusieurs facteurs ont été décrits comme affectant l'absorption et la translocation des antibiotiques par les plantes à partir du sol. Par exemple, il a été rapporté que le taux d'absorption et de translocation dans les feuilles (pousses) est influencé par la lipophilie du composé ainsi que par le poids moléculaire (Pan & Chu, 2017a).
Cela peut à nouveau interagir avec des facteurs physiologiques des plantes, tels que la teneur en lipides des racines, influençant ainsi également l'absorption des composés (Christou et al., 2019).
De plus, il a été rapporté que les cations et les composés neutres se répartissent de manière similaire dans les racines et les feuilles, tandis que les anions se concentrent souvent de plus en plus dans les racines (Chen et al., 2024 ; Dodgen et al., 2015). FLUM est anionique, et des niveaux plus élevés ont en effet été trouvés dans les racines de radis et d'épinards.

Pendant la période de croissance, les antibiotiques enrichis dans le sol n'ont pas été entièrement récupérés dans le sol ou les plantes, ce qui indique une dissipation. Ceci est conforme aux études précédentes qui ont rapporté la dégradation des antibiotiques dans le sol (Berendsen et al., 2021 ; Gworek et al., 2021).
Dans la présente étude, la quantité d'antibiotiques dissipée était la plus élevée pour la DOX, suivie par la TMP, puis par le TILM et le FLUM. En effet, une étude antérieure a rapporté la demi-vie la plus faible dans les sols sableux pour la DOX, suivie par la TMP, le TILM et le FLUM (Berendsen et al., 2021).
D'autre part, les demi-vies estimées dans la présente étude différaient des demi-vies rapportées dans des études antérieures (Berendsen et al., 2021 ; Cycoń et al., 2019 ; Dalkmann et al., 2014 ; Dong et al., 2023 ; Gworek et al., 2021). Cela pourrait être dû à de nombreux facteurs différents, par exemple, mais sans s'y limiter, à la configuration expérimentale, au type de sol et de culture utilisé (Berendsen et al., 2021 ; Rietra et al., 2024 ; Wang et al., 2016), et à l'ajout de digestat dans la présente étude (Cycoń et al., 2019 ; Dalkmann et al., 2014 ; Gworek et al., 2021). La question de savoir si les différences peuvent être causées par exemple par les microbes présents dans le digestat justifie une enquête plus approfondie.
Il n'existe pas de limites maximales de résidus (LMR) spécifiques pour la présence de résidus d'antibiotiques dans les légumes en Europe. Par conséquent, les concentrations dans les racines et pousses de radis et les pousses d'épinards (parties comestibles) ont été comparées au règlement (UE) n° 37/2010, qui décrit les LMR pour les produits alimentaires d'origine animale. Les LMR les plus faibles disponibles ont été sélectionnées à des fins de comparaison, soit 50 µg/kg pour le FLUM, le TMP et le TILM, et 100 µg/kg pour la DOX. Les concentrations dans les parties comestibles des plantes (c.-à-d. les pousses d'épinards, les racines et les pousses de radis) détectées dans la présente étude ne dépassaient pas ces LMR.
Il est toutefois important de noter que les LMR pour les légumes, une fois déterminées, devraient différer des LMR disponibles pour les produits alimentaires d'origine animale, compte tenu, par exemple, des différences dans les quantités consommées.

Pour mieux comprendre l'impact de ces concentrations d'antibiotiques sur les plantes cultivées sur un sol contenant des antibiotiques, une évaluation complète des risques devrait être réalisée, car les LMR européennes disponibles ne sont pas spécifiées pour les légumes. Cela a été fait précédemment pour une gamme d'antibiotiques, et il a été constaté que la consommation quotidienne de cultures contaminées par des antibiotiques entraînait un risque faible à négligeable pour la santé humaine (Geng et al., 2022 ; Pan & Chu, 2017a), bien que les données sur, par exemple, les effets du mélange sur la santé ainsi que l'exposition chronique restent à élucider.

Comparé au radis et aux épinards, on peut également s'attendre à une absorption par d'autres cultures, bien que les épinards et les radis soient signalés comme des cultures ayant des taux d'absorption d'antibiotiques relativement élevés par rapport à d'autres cultures telles que les tomates et les aubergines (Christou et al., 2019).
Outre l'impact direct sur la sécurité alimentaire et la santé humaine, l'impact sur la santé environnementale est également important à évaluer (Patyra et al., 2023).
Les gènes de résistance aux antibiotiques (GRA) peuvent être présents dans les engrais à base de fumier et leur application peut entraîner leur introduction directe dans le sol (Xie et al., 2018).
De plus, les résidus d'antibiotiques dans le sol sont potentiellement associés positivement aux GRA (Huygens et al., 2022 ; Xie et al., 2018), bien que cela justifie des recherches plus approfondies, tout comme l'évaluation de l'impact des GRA sur la sécurité alimentaire.
Les bilans massiques des antibiotiques (c'est-à-dire les quantités détectées au début par rapport à la fin de l'expérience) étaient incomplets, ce qui suggère potentiellement la formation de produits de dégradation ou de transformation. Ce phénomène a déjà été rapporté pour le sol et les plantes (Geng et al., 2022 ; Klampfl, 2019 ; Nkoh et al., 2024).
Dans des études ultérieures, il sera important d'évaluer la bioactivité et l'identité de ces produits de transformation afin de mieux comprendre l'impact potentiel sur la sécurité environnementale et humaine (Berendsen et al., 2021).

En plus de l'approche expérimentale, les concentrations d'antibiotiques dans le radis et l'épinard ont été simulées par l'application de plusieurs modèles basés sur différents concepts et théories d'absorption d'antibiotiques par les plantes.
Pour les épinards et le radis, les concentrations estimées dans les pousses et les racines étaient considérablement plus élevées que les résultats obtenus expérimentalement. Globalement, l'intégration de l'ionisation des composés dans le modèle a amélioré l'alignement des profils d'absorption d'antibiotiques prédits avec les résultats expérimentaux obtenus.
Cependant, les modèles n'ont pas pris en compte d'autres processus tels que le métabolisme des composés dans les plantes pendant la période de croissance et l'influence de la rhizosphère sur les processus d'absorption (Dong et al., 2023 ; Grilla et al., 2019 ; McCorquodale-Bauer et al., 2023). Le métabolisme des substances dans la plante peut différer considérablement entre les espèces végétales (Kodešová et al., 2019) et entre les substances (Tian et al., 2019) et peut donc être pertinent à prendre en compte.
De plus, les modèles ne prennent pas en compte la dégradation et la transformation des antibiotiques dans le sol lui-même. L'absence d'inclusion de ces processus dans les modèles peut également expliquer en partie la surestimation de la simulation.
De plus, les modèles appliqués dans la présente étude ont été initialement développés pour simuler l'absorption dans des conditions de terrain, ce qui ne correspond pas au dispositif expérimental en pot de la présente étude, et pour le maïs, ayant des caractéristiques différentes de celles du radis et des épinards.
Des ajustements ont été apportés à ces modèles ; cependant, sur la base des résultats, cela a été jugé insuffisant pour aboutir à des valeurs comparables aux conditions expérimentales.
L'analyse de sensibilité réalisée a indiqué que les modèles mis en œuvre nécessitent des vérifications supplémentaires pour leur applicabilité au radis et aux épinards, dans des conditions expérimentales en pot, en particulier en ce qui concerne les paramètres liés aux plantes tels que la biomasse végétale (tissulaire).
Les modèles PPCP ont été dérivés sous condition que le flux massique d'antibiotiques atteigne une situation d'équilibre entre différents compartiments (par exemple, l'eau interstitielle du sol, le cytosol racinaire, la vacuole racinaire, le xylème végétal, le phloème et les feuilles).

Compte tenu des différences morphologiques entre le maïs, le radis et l'épinard, cela démontre probablement la nécessité de modèles spécifiques adaptés aux différents types de cultures.
De plus, l'article original décrivant les modèles prenait en compte un taux de croissance constant, ce qui pourrait ne pas être réaliste pour la plupart des plantes, car le modèle de croissance logistique décrit une situation de croissance plus réaliste (Brunetti et al., 2019)
Globalement, les modèles de prédiction appliqués dans cette étude peuvent fournir des informations utiles sur l'ordre d'absorption des antibiotiques présents dans le sol par les plantes, mais doivent encore être optimisés pour des prédictions quantitatives précises des concentrations dans les tissus végétaux étudiés.
Néanmoins, les profils d'absorption des quatre antibiotiques par les plantes étaient similaires entre les estimations du modèle et les résultats expérimentaux obtenus.

Cette étude fournit des informations et des données précieuses sur l'absorption de quatre antibiotiques différents, appartenant à différentes classes, par deux cultures comestibles. La réalisation simultanée des expériences et dans les mêmes conditions de croissance végétale permet de comparer les résultats entre les différents antibiotiques.
Cependant, le rendement des épinards s'est avéré insuffisant, contrairement à celui des radis. Pour les études futures, il est recommandé de contrôler la similarité de la croissance et du rendement des plantes afin d'améliorer la comparabilité des résultats.
Bien que l'identification de la cause du faible rendement des épinards dépasse le cadre de cette étude, des conditions de croissance et de germination sous-optimales, telles qu'une disponibilité limitée des nutriments, combinées à des températures élevées, pourraient avoir joué un rôle. Le radis s'est avéré plus résilient dans ces conditions dans cette étude.
Les concentrations enrichies étaient réalistes, car elles étaient basées sur des observations issues de fumier animal. De plus, l'utilisation du digestat pour amender le sol contribue à un scénario plus réaliste, car le digestat peut également être appliqué directement comme engrais sur les sols agricoles. Dans de futures études, la teneur en nutriments du digestat, combinée à celle du sol utilisé, devrait être davantage testée et optimisée pour une croissance optimale des plantes. Il est important de noter que le système en pots fermés utilisé dans la présente étude n'est pas directement comparable à une situation en plein champ, car le lessivage des eaux souterraines (contaminées) n'a pas pu se produire pleinement dans les conditions expérimentales appliquées ici.
Afin d'approfondir la compréhension et l'évaluation des mécanismes d'absorption par les plantes dans de futures études, la biodisponibilité des antibiotiques dans les sols et leur présence dans l'eau interstitielle pourraient être étudiées.
Afin de mieux comprendre la formation d'éventuels produits de transformation bioactifs, de futures études pourraient se concentrer sur l'évaluation et l'identification de ces produits de transformation afin de mieux comprendre les effets sur l'environnement et la santé humaine.

En conclusion, le radis et l'épinard ont absorbé les antibiotiques TMP, FLUM et TILM, issus de sols enrichis et enrichis en digestat, à des degrés divers, selon la culture, l'antibiotique et le type de tissu végétal. La DOX était inférieure à la limite de quantification (LOQ) dans les tissus végétaux.
L'absorption des antibiotiques par les plantes semblait relativement faible. Les schémas d'absorption simulés par le modèle différaient de plusieurs ordres de grandeur des données obtenues expérimentalement, mais étaient comparables. Globalement, cette étude a contribué à comprendre le transfert des résidus d'antibiotiques dans un système de production alimentaire circulaire.

Déclaration de contribution d'auteur CRediT

Katja CW van Dongen : Rédaction – version originale, Visualisation, Investigation, Analyse formelle, Conceptualisation. **Weixin Huang :** Rédaction – version originale, Visualisation, Méthodologie, Investigation, Conceptualisation. **Esmer Jongedijk :** Rédaction – relecture et édition, Investigation, Conceptualisation. **Bram van de Kooi :** Rédaction – relecture et édition, Investigation, Conceptualisation. **Erik de Lange :** Rédaction – version originale, Validation, Investigation, Conceptualisation. **HJ van der Fels-Klerx :** Rédaction – relecture et édition, Supervision, Administration de projet, Recherche de financement, Conceptualisation.

Sources de financement

Ce travail a été soutenu par le ministère néerlandais de l'Agriculture, de la Pêche, de la Sécurité alimentaire et de la Nature dans le cadre du programme de développement des connaissances sur la sécurité alimentaire (KB-56-002-008).

Déclaration d'intérêts concurrents

Les auteurs déclarent qu'ils n'ont aucun intérêt financier concurrent connu ni aucune relation personnelle qui aurait pu influencer le travail rapporté dans cet article.

Remerciements

Nous remercions Gregg Roelofs et Robbert van den Beld (tous deux membres de la WFSR) pour leurs analyses chimiques. Nous remercions également Milou van de Schans pour ses précieux commentaires sur la version finale du manuscrit, ainsi que Milou van de Schans, Bjorn Berendsen et Stefan van Leeuwen (tous membres de la WFSR) pour leur contribution au montage expérimental et/ou à l'interprétation des données.

Annexe A. Données supplémentaires

Voici les données supplémentaires de cet article :Télécharger : Télécharger le document Word (850 Ko)

Composant multimédia 1 .

Disponibilité des données

Les données seront mises à disposition sur demande.

Références

1. Barra Caracciolo et al., 2022

A. Barra Caracciolo , A. Visca , J. Rauseo , F. Spataro , GL Garbini , P. Grenni , L. Mariani , V. Mazzurco Miritana , G. Massini , L. Patrolecco

Bioaccumulation d'antibiotiques et de gènes de résistance dans la laitue suite à la fertilisation par du fumier de bovin et du digestat et leurs effets sur les communautés microbiennes du sol et de la phyllosphère

Environ. Polluer. , 315 (2022) , article 120413 , 10.1016/J.ENVPOL.2022.120413

Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

2. Berendsen et al., 2021

BJA Berendsen , G. Roelofs , B. van Zanten , WDM Driessen-van Lankveld , MG Pikkemaat , IEA Bongers , E. de Lange

Une stratégie pour déterminer le devenir des composés chimiques actifs dans le sol ; appliquée aux substances antimicrobiennes actives

Chemosphere , 279 (2021) , Article 130495 , 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130495

Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

3. Berendsen et al., 2015

BJA Berendsen , RS Wegh , J. Memelink , T. Zuidema , LAM Stolker

L'analyse des excréments animaux comme outil de suivi de l'utilisation des antibiotiques

Talanta , 132 (2015) , pp. 258 - 268 , 10.1016/J.TALANTA.2014.09.022

Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

4. Bhattacharjee et al., 2024
AS Bhattacharjee , D. Phan , C. Zheng , D. Ashworth , M. Schmidt , Y. Men , JFS Ferreira , G. Muir , NA Hasan , AM Ibekwe
Diffusion des gènes de résistance aux antibiotiques à travers le continuum sol-plante-lombric dans l'environnement de production alimentaire
Environ. Int. , 183 (2024) , Article 108374 , 10.1016/J.ENVINT.2023.108374
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
5. Boxall et al., 2006
ABA Boxall , P. Johnson , EJ Smith , CJ Sinclair , E. Stutt , LS Levy
Absorption des médicaments vétérinaires des sols vers les plantes
J. Agric. Food Chem. , 54 (6) (2006) ,
pp. 2288 - 2297 , 10.1021/JF053041T/SUPPL_FILE/JF053041TSI20051206_034138.PDF
Afficher dans Scopus Google Scholar
6. Brunetti et al., 2019
G. Brunetti , R. Kodešová , J. Šimůnek
Modélisation de la translocation et de la transformation des substances chimiques dans le continuum sol-plante : un module d'absorption dynamique par les plantes pour le modèle HYDRUS
Ressources en eau. Res. , 55 (11) (2019) , pp. 8967 - 8989 , 10.1029/2019WR025432
Afficher dans Scopus Google Scholar
7. Chabilan et al., 2022
A. Chabilan , N. Landwehr , H. Horn , E. Borowska
Impact de la valeur log(Kow) sur l'extraction d'antibiotiques à partir de sédiments fluviaux par extraction liquide sous pression
Eau (Suisse) , 14 (16) (2022) , p. 2534 , 10.3390/W14162534/S1
Afficher dans Scopus Google Scholar
8. ChemSpider, 2024a
ChemSpider
Doxycycline
https://www.chemspider.com/Chemical-Structure.10469369.html (2024)
Google Scholar
9. ChemSpider, 2024b
ChemSpider
Fluméquine
https://www.chemspider.com/Chemical-Structure.3257.html?rid=b24422dc-87c4-4400-b01c-deebf25264ab (2024)
Google Scholar
10. ChemSpider, 2024c
ChemSpider
Triméthoprime
https://www.chemspider.com/Chemical-Structure.5376.html?rid=dc707ba7-2d0e-4b4d-bbc2-240f82191f4b (2024)
Google Scholar
11. Chen et al., 2024
X. Chen , Y. Song , C. Ling , Y. Shen , X. Zhan , B. Xing
Devenir des antibiotiques émergents dans les systèmes sol-plante : un cas sur les fluoroquinolones
Sci. Environ. Total. , 951 (2024) , article 175487 , 10.1016/J.SCITOTENV.2024.175487
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

12. Christou et al., 2019
A. Christou , G. Papadavid , P. Dalias , V. Fotopoulos , C. Michael , JM Bayona , B. Piña , D. Fatta-K assinos
Classement des plantes cultivées en fonction de leur potentiel d'absorption et d'accumulation de contaminants préoccupants émergents
Environ. Rés. , 170 (2019) , p. 422 - 432 , 10.1016/J.ENVRES.2018.12.048
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
13. Chuang et al., 2019
Y.H. Chuang , CH Liu , J.B. Sallach , R. Hammerschmidt , W. Zhang , S.A. Boyd , H. Li
Étude mécaniste sur l'absorption et le transport de produits pharmaceutiques dans la laitue à partir de l'eau
Environ. Int. , 131 (2019) , article 104976 , 10.1016/J.ENVINT.2019.104976
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
14. Cycoń et al., 2019
M. Cycoń , A. Mrozik , Z. Piotrowska-Seget
Les antibiotiques dans l'environnement du sol : dégradation et leur impact sur l'activité et la diversité microbiennes
Front. Microbiol. , 10 (MAR) (2019) , Article 412419 , 10.3389/FMICB.2019.00338/BIBTEX
Google Scholar
15. Dalkmann et al., 2014
P. Dalkmann , C. Siebe , W. Amelung , M. Schloter , J. Siemens
L'irrigation à long terme avec des eaux usées non traitées accélère-t-elle la dissipation des produits pharmaceutiques dans le sol ?
Environ. Sci. Technol. , 48 (9) (2014) ,
pp. 4963 - 4970 , 10.1021/ES501180X/SUPPL_FILE/ES501180X_SI_001.PDF
Afficher dans Scopus Google Scholar
16. Deng et al., 2013
F. Deng , C. Dong , Y. Liu , Y. Yu
Étude de l'interaction entre le triméthoprime et l'albumine sérique humaine par des méthodes de modélisation spectroscopique et moléculaire
Spectrosc. Lett. , 46 (1) (2013) , pp. 13 - 20 , 10.1080/00387010.2012.657332
Afficher dans Scopus Google Scholar
17. Dodgen et al., 2015
LK Dodgen , A. Ueda , X. Wu , DR Parker , J. Gan
Effet de la transpiration sur l'accumulation et la translocation des PPCP/EDC dans les plantes
Environ. Polluer. , 198 (2015) , p. 144 - 153 , 10.1016/J.ENVPOL.2015.01.002
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
18. Dong et al., 2023
K. Dong , W. Wang , M. Li , X. Zhou , Y. Huang , G. Zhou , Y. Xu , D. Wang , HX Li
Dégradation des antibiotiques sulfamides dans la rhizosphère de deux plantes dominantes de la zone humide karstique de Huixian, Guangxi, Chine
Réutilisation de l' eau , 13 (1) (2023) , pp. 18 - 32 , 10.2166/WRD.2023.062
Afficher dans Scopus Google Scholar
19. Échemi, 2024
Échemi
Tilmicosine
https://www.echemi.com/products/pd20170224091427584-tilmicosin.html (2024)
Google Scholar
20. Ehmann et al., 2018

A. Ehmann , U. Thumm , I. Lewandowski
Potentiel fertilisant des digestats de biogaz séparés dans les systèmes de production de biomasse annuelle et pérenne
Front. Sustain. Food Syst. , 2 (2018) , Article 358685 , 10.3389/FSUFS.2018.00012/BIBTEX
Google Scholar
21. Commission européenne, 2020a
Commission européenne
Plan d'action pour l'économie circulaire
https://environment.ec.europa.eu/strategy/circular-economy-action-plan_en (2020)
Google Scholar
22. Commission européenne, 2020b
Commission européenne
De la ferme à la fourchette : notre alimentation, notre santé, notre projet
https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/fr/fs_20_908 (2020)
Google Scholar
23. Focker et al., 2022
M. Focker , ED van Asselt , BJA Berendsen , MGM van de Schans , SPJ van Leeuwen , SM Visser , HJ van der Fels-Klerx
Examen des dangers pour la sécurité alimentaire dans les systèmes alimentaires circulaires en Europe
Food Res. Int. , 158 (2022) , Article 111505 , 10.1016/J.FOODRES.2022.111505
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
24. FoodData Central, 2019
FoodData Central
https://fdc.nal.usda.gov/fdc-app.html#/food-details/169276/nutrients (2019)
Google Scholar
25. FoodData Central, 2021
FoodData Central
https://fdc.nal.usda.gov/fdc-app.html#/food-details/1999632/nutrients (2021)
Google Scholar
26. Geng et al., 2022
J. Geng , X. Liu , J. Wang , S. Li
Accumulation et évaluation des risques liés aux antibiotiques dans les plantes comestibles cultivées dans des terres agricoles contaminées : une revue
Sci. Environ. Total. , 853 (2022) , article 158616 , 10.1016/J.SCITOTENV.2022.158616
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
27. Grilla et al., 2019
E. Grilla , V. Matthaiou , Z. Frontistis , I. Oller , I. Polo , S. Malato , D. Mantzavinos
Dégradation de l'antibiotique triméthoprime par l'action combinée de la lumière solaire, du TiO2 et du persulfate : une étude pilote en usine
Catal. Today , 328 (2019) , pp. 216-222 , 10.1016 / J.CATTOD.2018.11.029
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
28. Gworek et al., 2021
B. Gworek , M. Kijeńska , J. Wrzosek , M. Graniewska
Produits pharmaceutiques dans le sol et l'environnement végétal : une revue
Pollution de l'eau, de l'air et du sol , 232 (4) (2021) ,
pp. 1 - 17 , 10.1007/S11270-020-04954-8/TABLES/4
Google Scholar
29. Hu et al., 2014

TY Hu , L. Chen , Y. Liu
Étude sur l'interaction de la doxycycline avec l'albumine sérique humaine
Spectrosc. Spectral Anal. , 34 (5) (2014) ,
pp. 1343 - 1347 , 10.3964/J.ISSN.1000-0593(2014)05-1343-05
Afficher dans Scopus Google Scholar

30. Huang et al., 2024
W. Huang , M. Focker , KCW van Dongen , HJ van der Fels - Klerx
Facteurs influençant le devenir des dangers chimiques pour la sécurité alimentaire dans le système terrestre circulaire de production alimentaire primaire — Un examen complet
Compr. Rev. Food Sci. Food Saf. , 23 (2) (2024) , Article e13324 , 10.1111/1541-4337.13324
Afficher dans Scopus Google Scholar

31. Huygens et al., 2022
J. Huygens , G. Rasschaert , M. Heyndrickx , J. Dewulf , E. Van
Coillie , P. Quataert , E. Daeseleire , I. Becue
Impact de la fertilisation avec du lisier de porc ou de veau sur les résidus d'antibiotiques et les gènes de résistance dans le sol
Sci. Environ. Total. , 822 (2022) , article 153518 , 10.1016/J.SCITOTENV.2022.153518
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

32. Jansen et al., 2019
LJM Jansen , MGM van de Schans , D. de
Boer , IEA Bongers , H. Schmitt , P. Hoeksma , BJA Berendsen
Une nouvelle procédure d'extraction pour réduire la charge de résidus d'antibiotiques non extractibles dans le fumier
Chemosphere , 224 (2019) , pp. 544 - 553 , 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.02.166
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

33. Jones et al., 2005
AD Jones , GL Bruland , SG Agrawal , D. Vasudevan
Facteurs influençant la sorption de l'oxytétracycline dans les sols
Environ. Toxicol. Chem. , 24 (4) (2005) , pp. 761 - 770 , 10.1897/04-037R.1
Afficher dans Scopus Google Scholar

34. Jurgilevich et al., 2016
A. Jurgilevich , T. Birge , J. Kentala-Lehtonen , K. Korhonen-Kurki , J. Pietikäinen , L. Saikku , H. Schösler
Transition vers l'économie circulaire dans le système alimentaire
Durabilité , 8 (1) (2016) , p. 69 , 10.3390/SU8010069
2016 *, vol.* 8 *, page* 69
Google Scholar

35. Khandal et al., 1991
RK Khandal , JC Thoisy-Dur , M. Terce
Caractéristiques d'adsorption de la fluméquine sur l'argile kaolinitique
Géoderme , 50 (1–2) (1991) , pp. 95 - 107 , 10.1016/0016-7061(91)90028-R
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

36. Kim et al., 2009
H.-J. Kim , H.-J. Lee , DS Lee , J.-H. Kwon
Modélisation du devenir des produits pharmaceutiques prioritaires en Corée dans une station d'épuration conventionnelle
Environ. Ing. Rés. , 14 (3) (2009) , pp. 186 - 194 , 10.4491/EER.2009.14.3.186
Google Scholar

37. Kim et al., 2011

KR Kim , G. Owens , SI Kwon , KH So , DB Lee , YS Ok
Présence et devenir environnemental des antibiotiques vétérinaires dans l'environnement terrestre
Pollution de l'eau, de l'air et du
sol, 214 (1–4) (2011) , pp. 163 - 174 , 10.1007/S11270-010-0412-2/TABLES/7
Afficher dans Scopus Google Scholar

38. Klampfl, 2019
CW Klampfl
Métabolisation des produits pharmaceutiques par les plantes après absorption à partir de l'eau et du sol : une revue
TrAC, Trends Anal. Chem. , 111 (2019) , pp. 13 - 26 , 10.1016/J.TRAC.2018.11.042
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

39. Kodešová et al., 2019
R. Kodešová , A. Klement , O. Golovko , M. Fér , A. Nikodem , M. Kočárek , R. Grabic
Absorption racinaire d'aténolol, de sulfaméthoxazole et de carbamazépine et leur transformation dans trois sols et quatre plantes
Environ. Sci. Pollut. Control Ser. , 26 (10) (2019) ,
pp. 9876 - 9891 , 10.1007/S11356-019-04333-9/FIGURES/5
Afficher dans Scopus Google Scholar

40. Köninger et al., 2021
J. Köninger , E. Lugato , P. Panagos , M. Kochupillai , A. Orgiazzi , MJI Briones
Gestion du fumier et biodiversité des sols : vers des systèmes alimentaires plus durables dans l'UE
Agric. Syst. , 194 (2021) , Article 103251 , 10.1016/J.AGSY.2021.103251
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

41. Kulshrestha et al., 2004
P. Kulshrestha , RF Giese , DS Aga
Étude des interactions moléculaires de l'oxytétracycline dans l'argile et la matière organique : informations sur les facteurs affectant sa mobilité dans le sol
Environ. Sci. Technol. , 38 (15) (2004) ,
pp. 4097 - 4105 , 10.1021/ES034856Q/ASSET/IMAGES/LARGE/ES034856QF00006.JPEG
Afficher dans Scopus Google Scholar

42. Kumar et al., 2005
K. Kumar , SC Gupta , SK Baidoo , Y. Chander , CJ Rosen
Absorption d'antibiotiques par les plantes à partir d'un sol fertilisé avec du fumier animal
J. Environ. Qual. , 34 (6) (2005) , pp. 2082 - 2085 , 10.2134/JEQ2005.0026
Afficher dans Scopus Google Scholar

43. Lehmann et Bloem, 2021
L. Lehmann , E. Bloem
Résidus d'antibiotiques dans les substrats et les matières premières des installations de biogaz : implications pour l'agriculture
Chemosphere , 278 (2021) , Article 130425 , 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2021.130425
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

44. Lemli et al., 2018
B. Lemli , D. Derdák , P. Laczay , D. Kovács , S. Kunsági-Máté
Interaction non covalente de la tilmicosine avec l'albumine sérique bovine
Molécules , 23 (8) (2018) , p. 1915 , 10.3390/MOLECULES23081915
2018 *, vol.* 23 *, page* 1915
Afficher dans Scopus Google Scholar

45. Li et al., 2017
J. Li , Z. Xin , Y. Zhang , J. Chen , J. Yan , H. Li , H. Hu
L'application de fumier à long terme a augmenté les niveaux d'antibiotiques et de gènes de résistance aux antibiotiques dans le sol d'une serre
Appl. Soil Ecol. , 121 (2017) , pp. 193 - 200 , 10.1016/J.APSOIL.2017.10.007
Voir le PDFVoir l'articleGoogle Scholar
46. McCorquodale-Bauer et al., 2023
K. McCorquodale-Bauer , R. Grosshans , F. Zvomuya , N. Cicek
Revue critique de la phytoremédiation pour l'élimination des antibiotiques et des gènes de résistance aux antibiotiques dans les eaux usées
Sci. Environ. Total. , 870 (2023) , article 161876 , 10.1016/J.SCITOTENV.2023.161876
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
47. McFarland et al., 1997
J.W. McFarland , CM Berger , SA Froshauer , SF Hayashi , S.J. Hecker , BH Jaynes , MR Jefson , BJ K amicker , CA Lipinski , KM Lundy , CP Reese , CB Vu
Relations quantitatives structure-activité entre les agents antibactériens macrolides : efficacité in vitro et in vivo contre Pasteurella multocida
J. Med. Chem. , 40 (9) (1997) ,
pp. 1340 - 1346 , 10.1021/JM960436I/ASSET/IMAGES/MEDIUM/JM960436IE00020.GIF
Afficher dans Scopus Google Scholar
48. Mikes et Trapp, 2010
O. Mikes , S. Trapp
Toxicité aiguë du triméthoprime, un antibiotique vétérinaire dissociant, sur les saules à pH variable
Bull. Environ. Contam. Toxicol. , 85 (6) (2010) ,
pp. 556 - 561 , 10.1007/S00128-010-0150-6/FIGURES/4
Afficher dans Scopus Google Scholar
49. Naghdi et al., 2018
M. Naghdi , M. Taheran , SK Brar , A. Kermanshahi-pour , M. Verma , RY Surampalli
Élimination des composés pharmaceutiques dans l'eau et les eaux usées à l'aide d'enzymes oxydoréductases fongiques
Environ. Polluer. , 234 (2018) , p. 190 - 213 , 10.1016/J.ENVPOL.2017.11.060
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
50. Nkoh et al., 2024
JN Nkoh , C. Shang , ES Okeke , O. Ejeromedoghene , O. Oderinde , NO Etafo , CL Mgbechidinma , OC Bakare , EF Meugang
Chimie des antibiotiques sol-solution : un aperçu du comportement environnemental, de l'absorption et de la transformation par les plantes
J. Environ. Gérer. , 354 (2024) , Article 120312 , 10.1016/J.JENVMAN.2024.120312
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
51. Pan et Chu, 2017a
M. Pan , LM Chu
Devenir des antibiotiques dans le sol et leur absorption par les cultures comestibles
Sci. Environ. Total. , 599-600 (2017) , pp. 500 - 512 , 10.1016/J.SCITOTENV.2017.04.214
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
52. Pan et Chu, 2017b
M. Pan , LM Chu
Transfert d'antibiotiques des eaux usées ou du fumier animal vers le sol et les cultures comestibles

Environ. Polluer. , 231 (2017) , p. 829 - 836 , 10.1016/J.ENVPOL.2017.08.051
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
53. Patyra et al., 2023
E. Patyra , C. Nebot , RE Gavilán , K. Kwiatek , A. Cepeda
Prévalence des antibiotiques vétérinaires dans les engrais naturels et organiques issus de la production alimentaire animale et évaluation de leur risque écologique potentiel
J. Sci. Food Agric. , 103 (7) (2023) , pp. 3638 - 3644 , 10.1002/JSFA.12435
Afficher dans Scopus Google Scholar
54. Qiang et Adams, 2004
Z. Qiang , C. Adams
Détermination potentiométrique des constantes de dissociation acide (pKa) pour les antibiotiques humains et vétérinaires
Water Res. , 38 (12) (2004) , pp. 2874 - 2890 , 10.1016/J.WATRES.2004.03.017
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
55. Rietra et al., 2024
RPJJ Rietra , BJA Berendsen , Y. Mi-Gegotek , PFAM Römkens , AM Pustjens
Prédiction de la mobilité et de la persistance de huit antibiotiques en fonction des caractéristiques du sol
Heliyon , 10 (1) (2024) ,
Article e23718 , 10.1016/J.HELIYON.2023.E23718/ATTACHMENT/2DA0311C-06E6-47BB-9AFE-9903ED0EF9F1/MMC1.DOCX
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
56. Rijksoverheid, 2022
Rijksoverheid
Meststoffenwet
https://wetten.overheid.nl/BWBR0004054/2024-01-01 (2022)
Google Scholar
57. Shi et al., 2018
L. Shi , WS Simplicio , G. Wu , Z. Hu , H. Hu , X. Zhan
Récupération des nutriments à partir du digestat de la digestion anaérobie du fumier de bétail : une revue
Curr. Pollut. Rep. , 4 (2) (2018) , pp. 74 - 83 , 10.1007/S40726-018-0082-Z/TABLES/4
Google Scholar
58. Skyrianou et al., 2010
KC Skyrianou , F. Perdih , I. Turel , DP Kessissoglou , G. Psomas
Interaction nickel-quinolones : partie 3 — complexes nickel(ii) du médicament antibactérien fluméquine
J. Inorg. Biochem. , 104 (7) (2010) , pp. 740 - 749 , 10.1016/J.JINORGBIO.2010.03.007
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
59. Sun et al., 2017
J. Sun , Q. Zeng , DCW Tsang , LZ Zhu , XD Li
Antibiotiques dans les sols agricoles du delta du fleuve Yangtze, Chine
Chemosphere , 189 (2017) , pp. 301 - 308 , 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2017.09.040
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
60. Tasho et Cho, 2016
RP Tasho , JY Cho
Antibiotiques vétérinaires dans les déchets animaux, leur distribution dans le sol et leur absorption par les plantes : une revue
Sci. Environ. Total. , 563-564 (2016) , pp. 366 - 376 , 10.1016/J.SCITOTENV.2016.04.140

Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
61. Thakali et MacRae, 2021
A. Thakali , JD MacRae
Un examen de la contamination chimique et microbienne des aliments : quelles sont les menaces pour un système alimentaire circulaire ?
Environ. Rés. , 194 (2021) , Article 110635 , 10.1016/J.ENVRES.2020.110635
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
62. Tian et al., 2019
R. Tian , R. Zhang , M. Uddin , X. Qiao , J. Chen , G. Gu
Absorption et métabolisme de la clarithromycine et de la sulfadiazine dans la laitue
Environ. Polluer. , 247 (2019) , p. 1134 - 1142 , 10.1016/J.ENVPOL.2019.02.009
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
63. Trapp et al., 2023
S. Trapp , J. Shi , L. Zeng
Modèle générique d'absorption par les plantes de produits pharmaceutiques ionisables et de produits de soins personnels
Environ. Toxicol. Chem. , 42 (4) (2023) , pp. 793 - 804 , 10.1002/ETC.5582
Afficher dans Scopus Google Scholar
64. van Asselt et al., 2023
ED van Asselt , A. Arrizabalaga-Larrañaga , M. Focker , BJA Berendsen , MGM van de Schans , HJ van der Fels-Klerx
Risques chimiques liés à la sécurité alimentaire dans les systèmes alimentaires circulaires : une revue
Crit. Rev. Food Sci. Nutr. , 63 (30) (2023) ,
pp. 10319 - 10331 , 10.1080/10408398.2022.2078784
Afficher dans Scopus Google Scholar
65. van der Fels-Klerx et al., 2024
HJ van der Fels-Klerx , ED van Asselt , B. Berendsen , MF Focker
Cadre d'évaluation de la sécurité alimentaire dans le système alimentaire circulaire
Npj Sci. Food , 8 (1) (2024) , pp. 1 - 11 , 10.1038/s41538-024-00276-9
8(1)
Google Scholar
66. van Leeuwen et al., 2024
SPJ van Leeuwen , AM Verschoor , HJ van der Fels-Klerx , MGM van de Schans , BJA Berendsen
Une nouvelle approche pour identifier les lacunes critiques en matière de connaissances sur la sécurité alimentaire dans les systèmes alimentaires circulaires
Npj Sci. Food , 8 (1) (2024) , pp. 1 - 8 , 10.1038/s41538-024-00265-y
2024 8:1
Google Scholar
67. Vial et Jardy, 1999
J. Vial , A. Jardy
Comparaison expérimentale des différentes approches pour estimer la LOD et la LOQ d'une méthode HPLC
Anal. Chem. , 71 (14) (1999) ,
pp. 2672 - 2677 , 10.1021/AC981179N/ASSET/IMAGES/LARGE/AC981179NF00009.JPEG
Afficher dans Scopus Google Scholar
68. Wang et al., 2016
J. Wang , H. Lin , W. Sun , Y. Xia , J. Ma , J. Fu , Z. Zhang , H. Wu , M. Qian

Variations du devenir et des effets biologiques du sulfaméthoxazole, de la norfloxacine et de la doxycycline dans différents systèmes légumes-sols après l'épandage de fumier
J. Hazard Mater. , 304 (2016) , pp. 49 - 57 , 10.1016/J.JHAZMAT.2015.10.038
Voir le PDFVoir l'articleGoogle Scholar

69. Wei et al., 2023
H. Wei , M. Tang , X. Xu
Mécanisme d'absorption, d'accumulation, de transport, de métabolisme et d'effets phytotoxiques des produits pharmaceutiques et de soins personnels dans les plantes : une revue
Sci. Environ. Total. , 892 (2023) , article 164413 , 10.1016/J.SCITOTENV.2023.164413
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

70. Wolak et al., 2023
I. Wolak , S. Bajkacz , M. Harnisz , K. Stando , M. Męcik , E. Korzeniewska
Le digestat des installations de biogaz agricoles comme réservoir de gènes de résistance aux antimicrobiens et aux antibiotiques : implications pour l'environnement
Int. J. Environ. Res. Publ. Santé , 20 (3) (2023) , p. 2672 , 10.3390/IJERPH20032672/S1
Voir chez l'éditeurAfficher dans Scopus Google Scholar

71. Xie et al., 2018
W.Y. Xie , Q. Shen , F.J. Zhao
Antibiotiques et résistance aux antibiotiques des effluents d'élevage aux sols : une revue
Eur. J. Soil Sci. , 69 (1) (2018) , pp. 181 - 195 , 10.1111/EJSS.12494
Voir chez l'éditeurAfficher dans Scopus Google Scholar

72. Xu et al., 2006
Z. Xu , J. Wang , W. Shen , P. Cen
Étude de l'équilibre d'extraction de la tilmicosine entre les phases aqueuse et acétate de butyle
Chimique. Ing. Commun. , 193 (4) (2006) , pp. 427 - 437 , 10.1080/009864491008218
Voir chez l'éditeurAfficher dans Scopus Google Scholar

73. Yang et al., 2022
G. Yang , S. Xie , M. Yang , S. Tang , L. Zhou , W. Jiang , B. Zhou , Y. Li , B. Si
Une revue critique sur la rétention des antibiotiques dans le digestat liquide : risque potentiel et technologies d'élimination
Sci. Environ. Total. , 853 (2022) , article 158550 , 10.1016/J.SCITOTENV.2022.158550
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

74. Zeng et al., 2022
Y. Zeng , Y. Zhang , H. Zhang , J. Wang , K. Lian , L. Ai
Absorption et transport de différentes concentrations de PPCP par les légumes
Int. J. Environ. Res. Publ. Santé , 19 (23) (2022) , p. 15840 , 10.3390/IJERPH192315840
2022 *, vol.* 19 *,* page 15840
Voir chez l'éditeurAfficher dans Scopus Google Scholar

75. Zhao et al., 2022
Z. Zhao , B. Liang , M. Wang , Q. Yang , M. Su , S. Xuan Liang
Carbone microporeux dérivé d'un réseau organique fonctionnalisé par des hydroxyles pour une adsorption efficace de la fluméquine : mécanisme d'adsorption et potentiels d'application
Chimique. Ing. J. , 427 (2022) , Article 130943 , 10.1016/J.CEJ.2021.130943
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar

76. Zhen et al., 2020
H. Zhen , L. Jia , C. Huang , Y. Qiao , J. Li , H. Li , Q. Chen , Y. Wan
Effets à long terme de l'application intensive de fumier sur le risque de pollution par les métaux lourds dans la production de légumes en champs protégés
Environ. Polluer. , 263 (2020) , article 114552 , 10.1016/J.ENVPOL.2020.114552

Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus Google Scholar
77. Zhou et al., 2020
X. Zhou , J. Wang , C. Lu , Q. Liao , FO Gudda , W. Ling
Antibiotiques dans le fumier animal et les engrais à base de fumier : évaluation de la présence et du risque écologique
Chemosphere , 255 (2020) , Article 127006 , 10.1016/J.CHEMOSPHERE.2020.127006
Voir le PDFVoir l'articleAfficher dans Scopus