

ANÁLISE DO PROCESSO DE COMPOSTAGEM NA REMEDIÇÃO DE EFLUENTES SUÍNOS CONTAMINADOS COM O ANTIBIÓTICO MARBOFLOXACINA

Nei Luis Pedroni¹, Danni Maisa da Silva², Daniela Mueller de Lara³, Aaron Concha Vázquez Hengles⁴, Ramiro Pereira Bisognin⁵, Robson Evaldo Gehlen Bohrer⁶, Divanilde Guerra⁷, Mastrângello Enívar Lanzanova⁸, Luciane Sippert Lanzanova⁹, Marciel Redin¹⁰, Eduardo Lorensi de Souza¹¹, Fernanda Hart Weber¹², Márlon de Castro Vasconcelos¹³

Resumo: Os Antibióticos Veterinários (AVs) são utilizados na produção de proteína animal para tratamento e prevenção de doenças dos animais, sendo parte deles excretados no efluente suíno. Este estudo avaliou a compostagem com uso de maravalha como proposta de tratamento do efluente suíno contaminado com o AV marbofloxacina (fluoroquinolona), durante 150 dias. O sistema de compostagem foi instalado em escala piloto em duas leiras de 1,5m³, com 55Kg de maravalha cada, uma contendo a aplicação com efluente contaminado e outra somente com aplicação de efluente para parâmetro comparativo, ambas com taxa de injeção de 1:6 (1kg de maravalha para 6 litros de esterco suíno contaminado com marbofloxacina). A contaminação do efluente

- 1 Bacharel em Agronomia pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS.
- 2 Doutora em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria – UFSM. Professora Adjunta na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 3 Doutora em Ambiente e Desenvolvimento, Professora Adjunta na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 4 Doutor em Educação pela Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Professor Assistente da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 5 Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria. Professor da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 6 Doutor em Engenharia Civil pela Universidade Federal de Santa Maria. Professor Adjunto da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 7 Doutorado em Fitotecnia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professor Adjunto da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 8 Doutorado em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Santa Maria. Coordenador de Curso da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 9 Doutora em Letras pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professora Adjunta da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 10 Doutorado pelo Universidade Federal de Santa Maria. Professor Adjunto de Agroecologia da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 11 Doutorado em Ciência do Solo pela Universidade Federal de Santa Maria. Professor Adjunto de Agronomia da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 12 Doutora em Tecnologia de Alimentos pela Universidade Estadual de Campinas. Professora adjunta da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.
- 13 Doutor em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Professor adjunto da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul.

-- ARTIGO RECEBIDO EM 04/01/2023. ACEITO EM 27/03/2023. --

com 960 mg de marbofloxacina corresponde a dosagem total aplicada ao animal conforme bula. Para analisar a influência dos níveis de marbofloxacina presentes no composto, testes de germinação com alface, nabo e sorgo foram realizados. A taxa de remoção do AV ao final do processo foi de 58%, possivelmente relacionada as propriedades físico-químicas do composto. Verificou-se inibição da germinação das sementes, quando aplicadas 960 mg de marbofloxacina em contato com o composto.

Palavras-chave: Tratamento; Antibióticos; Dejetos Suínos; Contaminação; Marbofloxacina.

ANALYSIS OF THE COMPOSTING PROCESS IN THE REMEDICATION OF SWINE WASTEWATER CONTAMINATED WITH THE ANTIBIOTIC MARBOFLOXACIN

Abstract: Veterinary Antibiotics (VAs) are used in animal protein production for treatment and prevention of animal diseases, and part of them are excreted in the swine effluent. This study evaluated the composting with the use of maravalha as a proposal for treatment of swine effluent contaminated with the VA marbofloxacina (fluoroquinolone), during 150 days. The composting system was installed in pilot scale in two beds of 1.5 m³, with 55 kg of shavings each, one containing the application with contaminated effluent and the other only with effluent application for comparative parameter, both with an injection rate of 1:6 (1 kg of shavings for 6 liters of pig manure contaminated with marbofloxacina). The contamination of the effluent with 960 mg marbofloxacina corresponds to the total dosage applied to the animal according to the package insert. To analyze the influence of marbofloxacina levels present in the compost, germination tests with lettuce, turnip and sorghum were performed. The AV removal rate at the end of the process was 58%, possibly related to the physicochemical properties of the compound. Inhibition of seed germination was verified when 960 mg marbofloxacina was applied in contact with the compound.

Keywords: Treatment; Antibiotics; Swine Manure; Contamination; Marbofloxacina.

1 INTRODUÇÃO

A produção mundial de carne suína nos últimos 17 anos apresentou crescimento de 42,7%. Em contrapartida, o crescimento do plantel neste mesmo período foi de apenas 7,1%, devido à melhora na produtividade e no aumento de peso. O continente asiático detém a maior produção de suínos no mundo, a maioria produzida em Território Chinês. A Europa é o segundo maior produtor mundial seguido pelas Américas, onde o Brasil ocupa o terceiro lugar em número de cabeças e possui 4,2% do rebanho mundial. Além de ser o terceiro maior produtor e o quarto maior exportador de carne suína, o Brasil, tendo a região Sul uma representatividade de 48,6% da produção do país, em 2020, produziu mais de 4 milhões de toneladas de carne suína e exportou mais de 1 milhão de toneladas (ABPA, 2021).

Nas últimas décadas, as áreas de nutrição, sanidade, manejo e genética apresentaram grandes avanços para chegar nos padrões atuais, entre eles, a inclusão de antibióticos como promotores de crescimento, melhorando o desempenho animal, com o ganho de peso, devido a melhora na conversão alimentar (NOSCHANG *et al.*, 2017). Com o aumento significativo da produção e demanda de proteína animal, a utilização de fármacos veterinários como proposta de otimizar a produção confinada tornou-se uma necessidade (TASHO; CHO, 2016).

Os principais países consumidores de antibióticos veterinários (AVs) são China (23%), Estados Unidos da América (13%), Brasil (9%), Índia (3%) e Alemanha (3%). Projeções estimam que o consumo destes fármacos poderá atingir 105.596 toneladas até 2030 (VAN BOECKEL *et al.*, 2015). O consumo médio anual global estimado até 2010 de antimicrobianos por quilograma de suínos produzido foi de 172 mgkg⁻¹ (VAN BOECKEL *et al.*, 2015). Estes antibióticos são amplamente utilizados na suinocultura, tanto para prevenir como tratar doenças (ZHANG *et al.*, 2019), sendo muitas vezes parcialmente metabolizados e expelidos através das fezes e urina.

Como em todas as atividades agropecuárias, a suinocultura gera elevado volume de resíduos, predominantemente fezes e urina. São produzidos até 7,6 litros de dejetos/dia para suínos com peso de até 97 kg, dessa maneira a produção de dejetos pode chegar a 10% da massa do animal (HACHMANN *et al.*, 2013).

A utilização destes resíduos como biofertilizantes pode contribuir para a disseminação dos antibióticos de uso veterinário (AVs) no solo e recursos hídricos (TASHO; CHO, 2016). De acordo com Ezzari (2018), a aplicação de efluente suíno e lodo de estações de águas residuais são as principais fontes de contaminação do solo por antibióticos, além de contribuir ainda para a prevalência de resistência bacteriana aos antibióticos. Assim, aplicações repetidas de biosólidos contendo resíduos de medicamentos podem levar ao acúmulo de princípios ativos no solo (XIE *et al.*, 2016; WANG *et al.*, 2016), potencializando os riscos de seleção de resistência no ecossistema do solo (ZHANG *et al.*, 2019).

Os AVs têm um período de retenção curto e absorção parcial no sistema animal (TASHO; CHO, 2016; ZHANG *et al.*, 2018). O grau a ser metabolizado além de depender da substância, é dependente da espécie, da idade e condições do animal tratado. Se o princípio ativo utilizado não tiver sido metabolizado, ele será excretado inalterado (BOXALL *et al.*, 2003). Em média, 60% dos medicamentos veterinários dosados aos animais são excretados como substância ativa ou como metabólitos através da urina e fezes (PULICHARLA *et al.*, 2017).

Com isso, torna-se necessário buscar alternativas para o tratamento destes efluentes com contendo AVs, e otimizar os sistemas de tratamento de efluentes suínos que, geralmente, minimizam, mas não eliminam completamente a entrada de AVs no ambiente (ZHANG *et al.*, 2018). Além de ser uma tecnologia bem conhecida, a compostagem é uma ótima ferramenta para o tratamento de efluente suíno contaminado por AVs, podendo diminuir seus níveis no ambiente (LIU *et al.*, 2018; EZZARIAI *et al.*, 2018).

Estudos realizados indicaram que a eficiência de remoção destes contaminantes podem ser superiores a 85% para Oxitetraciclina e Ciprofloxacina (CHENG *et al.*, 2019), enquanto que Zhang *et al.* (2019) observaram taxas de remoção de até 63,7% para fluoroquinolonas. Nesse sentido, Selvam *et al.* (2012) destacam que a compostagem é um método potencial de gerenciamento de efluente suíno.

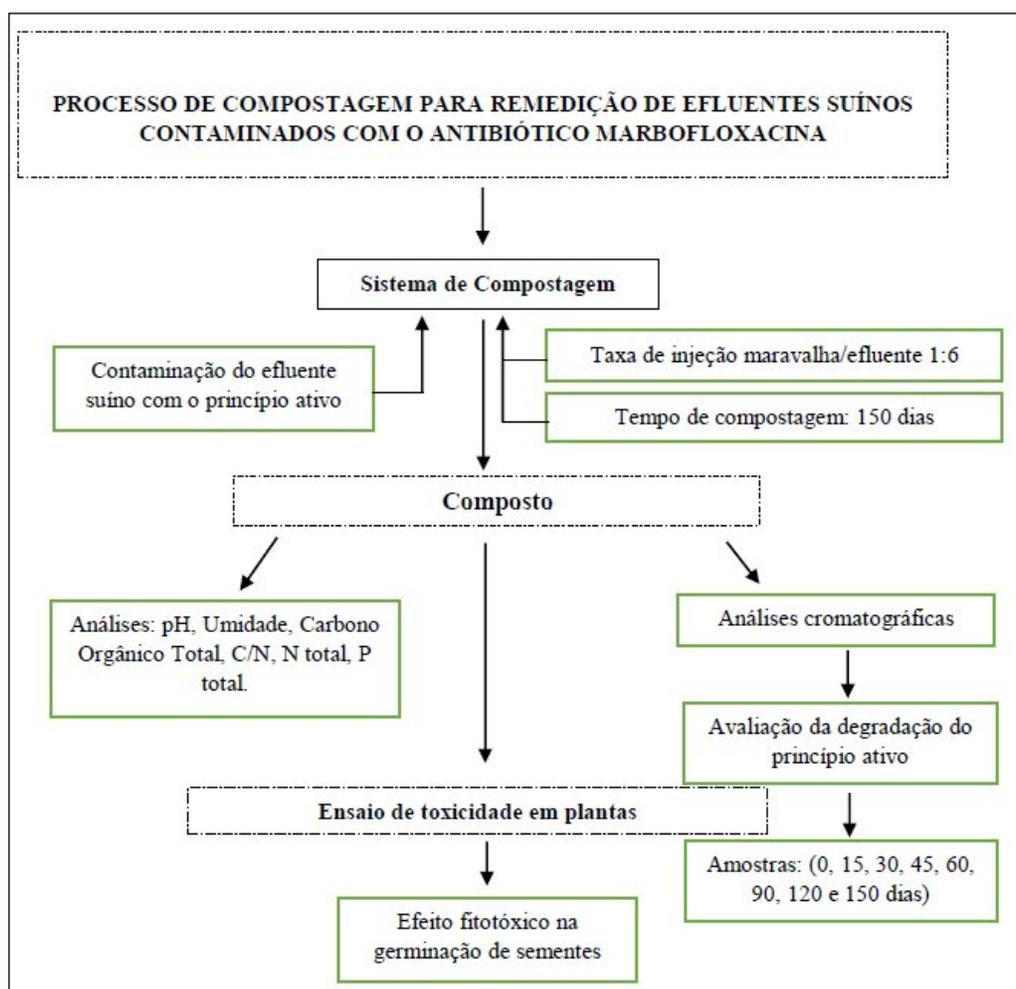
As fluoroquinolonas contemplam um grupo de medicamentos antibacterianos sintéticos que apresentam atividade bactericida de amplo espectro. Estes são usados para tratar patógenos tanto na clínica humana como veterinária, porém a marbofloxacina é uma fluoroquinolona sintética de segunda geração, amplamente usada na medicina veterinária

(LEE *et al.*, 2017). Dentre as classes de antibióticos, as fluoroquinolonas são utilizadas nos três setores pecuários (bovinos, suínos e aves), pertencendo à lista dos antimicrobianos criticamente importantes, devendo ser implementadas medidas com o objetivo de incentivar a utilização mínima possível e prudente (CORREIA, 2017). Assim, o presente trabalho tem por objeto avaliar o processo de compostagem como proposta de remediação de efluente suíno contendo o antibiótico marbofloxacina.

2 METODOLOGIA

O fluxograma abaixo representa o processo de condução do sistema de compostagem de acordo com as suas demandas.

Figura 1 - Fluxograma representativo do sistema de compostagem.



Fonte: Autores (2022).

2.1 Local de implantação do experimento

O sistema de compostagem foi desenvolvido em escala piloto, junto a Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS, Campus Três Passos – RS (Brasil), localizado nas coordenadas geográficas (53°56' W e 27°30' S), com altitude média de 413 m, clima do tipo Cfa, com temperatura média anual em torno de 19°C e precipitação pluvial entre 1.800 e 2.000 mm ao longo do ano (SILVA *et al.*, 2015).

2.2 Sistema de compostagem de efluente suinícola

O processo de compostagem foi realizado em duas leiras, uma com a adição de efluente contaminado e outra somente com o efluente como parâmetro de controle, com capacidade de 1,5m³ cada (Figura 2).

Figura 2 - Sistema de compostagem sendo instalado.



Fonte: Autores (2022).

Para a realização do estudo foi adicionado maravalha de eucalipto não tratado, oriunda de serraria local para o completo enchimento da leira, com granulométrica > 6 mm, e densidade absoluta variando de 76,9 - 130 kg/m³. Sobre a camada de maravalha foi aplicado, de forma regular, efluente da suinocultura contaminado com o antibiótico de uso veterinário marbofloxacina (item 3.2.2). O efluente suíno foi coletado de granja de matrizes produtoras de leitões e armazenado em caixa de polietileno com capacidade de 0,25 m³. A taxa de aplicação do efluente suíno foi de 1:6 (Tabela 01) em relação à massa de maravalha utilizada (1kg de maravalha para 6 litros de efluente suíno). As análises foram realizadas

durante o período de 150 dias, sendo divididos em duas etapas: 1ª. Etapa do 1º a 120º dia, com aplicação de efluente suíno semanal até a 3ª semana e quinzenal da 4ª a 17ª semana, e a 2ª Etapa 121º – 150º dia, sem a adição de efluente suíno, para a estabilização do composto. Após a adição do efluente, a mistura (maravalha + efluente) foi revolvida manualmente a cada dois dias, até sua total homogeneização.

Tabela 1 – Legenda explicativa do conteúdo da tabela conforme IBGE (1993).

Taxa de aplicação 1:6												
Semanas	1ª	2ª	3ª	4ª - 5ª	6ª - 7ª	8ª - 9ª	10ª - 11ª	12ª - 13ª	14ª - 15ª	16ª - 17ª	18ª	19ª - 21ª
Proporção L/kg de maravalha	0,75	0,75	0,75	0,7	0,5	0,5	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	x
Litros de efluente inserido	42	42	42	39,2	28	28	22,4	22,4	22,4	22,4	22,4	x
	<i>Aplicação semanal</i>			<i>Aplicação quinzenal</i>				<i>Estabilização</i>				

Fonte: Autores (2022).

2.2.1 Análise dos Parâmetros físico-químicas do efluente bruto e do composto

O monitoramento do processo de compostagem foi realizado pela medição direta do pH, temperatura e umidade, assim como por análises físico-químicas de amostras coletadas de forma regular. Os parâmetros pH, temperatura e umidade foram medidos diariamente com um Termo-Higrômetro digital, modelo AK – 28, marca Asko e um medidor de pH e Umidade, modelo PH-300, marca Instrutherm. As características físico-químicas do efluente bruto foram definidas por análise dos parâmetros COT (carbono orgânico Total), NT (nitrogênio total) e PT (fósforo total) de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Para as análises físico-químicas do composto, foram coletadas amostras de 0,50 kg, em três diferentes pontos e profundidades do sistema (amostragem composta) para garantir maior representatividade do material estudado (CHEN, WANG; WEN, 2017; WU *et al.*, 2021). As amostragens para as análises físico-químicas foram realizadas nos tempos: zero, 15, 30, 60, 90, 120 e 150 dias.

2.2.2 Contaminação do efluente com marbofloxacina

A contaminação do efluente suíno foi realizada com o princípio ativo do medicamento, adquirido em agropecuária local. O antibiótico foi misturado ao efluente suíno na primeira semana, sendo logo após aplicado na composteira para o monitoramento dos efeitos da degradação. A dosagem média do antibiótico (mg/kg) foi realizada de acordo com as recomendações para animais de 80 kg, segundo a bula do antibiótico veterinário.

Figura 3 - Mensuração do volume de marbofloxacina para aplicação no efluente suíno durante a compostagem.



Fonte: Autores (2022).

2.2.3 Determinação do AVno composto orgânico

A determinação do AV foi realizada junto ao Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP), do Departamento de Química da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM/RS). A detecção foi realizada por Cromatografia Líquida de Ultra Alta Eficiência acoplada a Espectrometria de Massas em Série (UHPLC-MS/MS), da Waters (EUA), utilizando: cromatógrafo a líquido; detector MS do tipo triplo quadrupolo, modelo Xevo TQ; interface/fonte de ionização por eletronebulização; gerador de nitrogênio Peak (Escócia); sistema controlador de solventes (sistema binário de bombas) para operação de gradientes a alta pressão; coluna analítica Acquity UPLC® BEH C18 (50 × 2,1 mm, 1,7 µm) da Waters (EUA); sistema de aquisição de dados através do software Mass Lynx 4.1 (Waters, EUA).

2.3 Teste de germinação

Além das avaliações quanto ao potencial de degradação, foram realizadas análises de fitotoxicidade sobre alface (*Lactuca sativa L.*), sorgo (*Sorghum bicolor L.*) e nabo (*Brassica rapa*). Dois métodos de germinação foram adotados, no primeiro, vinte (20) sementes de cada espécie foram distribuídas em placas de Petri de 9 cm de diâmetro com papel filtro, sendo acrescentado em cada placa uma alíquota de 5 mL resultante da extração da parte líquida contida no composto (composto + água), fazendo-se três (3) repetições para cada tratamento. No segundo método, novamente 20 sementes de cada espécie foram colocadas

para germinar junto ao material (composto + água), também foi determinado os controles, com a aplicação de 5 mL de água destilada na placa contendo as respectivas sementes. Na sequência, as placas foram fechadas com papel parafilm para evitar a perda de umidade, e acondicionadas em incubadora (BOD) a 25 °C, na presença de luz, durante as horas necessárias a cada cultura em teste (GUEVARA *et al.*, 2019).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

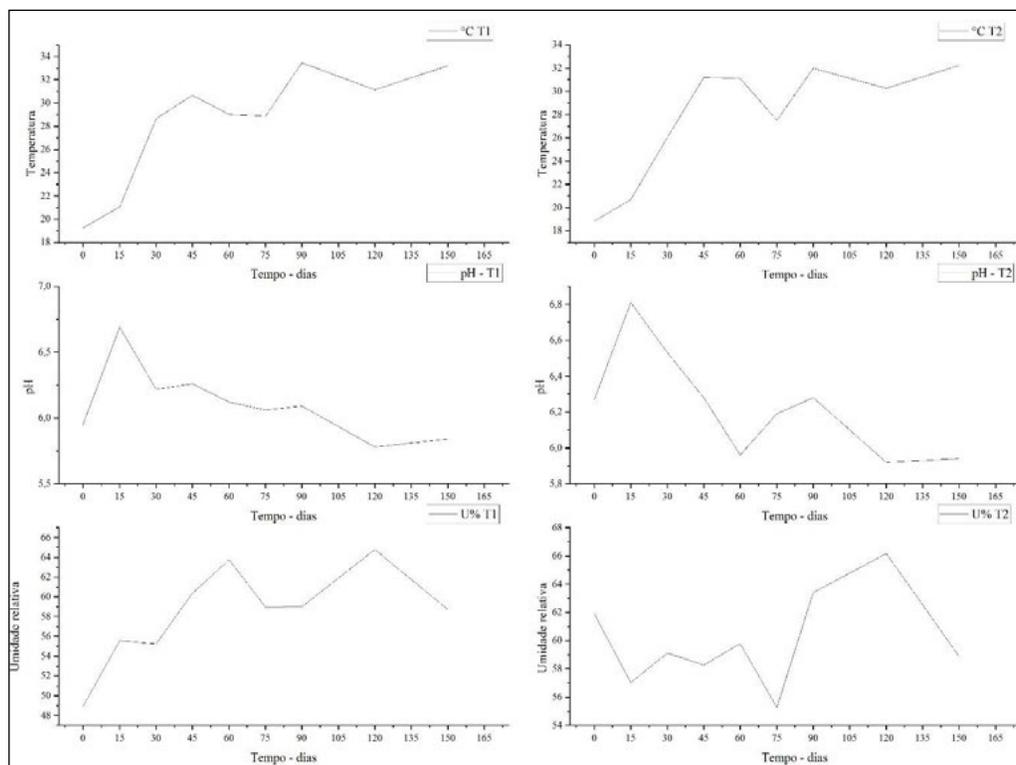
3.1 Avaliação dos parâmetros físico-químicos

3.1.1 Temperatura, pH e Umidade

A temperatura obtida durante o processo de compostagem (Figura 04) apresentou oscilações entre 14°C no início da compostagem e máxima de 35°C atingida na quinzena final do monitoramento (150 dias). Os valores iniciais mais baixos de temperatura podem estar associados a temperatura ambiente, os revolvimentos a cada dois dias impostos para a oxigenação da leira também podem interferir, dessa forma condicionando um resfriamento no interior da mesma (CHEN; WANG; WEN., 2018), porém, a mesma não atingiu a fase termofílica que representa temperatura acima de 55°C podendo chegar a 80°C, recomendada para a inertização de micro-organismos patógenos (ZHANG *et al.*, 2018).

O material utilizado possui influência nas condições de temperatura da compostagem, material vegetal como casca de arroz e serragem são bons exemplos para alavancar esta temperatura acima de 55°C (SPIELMEYER, 2018), podendo a maravalha e sua granulometria ter influência no desempenho eficiente da temperatura. A adição de efluente a cada semana para manter o teor de umidade também pode ter interferido no aumento da temperatura.

Figura 4 - Variações da temperatura, pH e Umidade relativa (%) das leiras de compostagem, (T1 com antibiótico; T2 sem adição de antibiótico).



Fonte: Autores (2022).

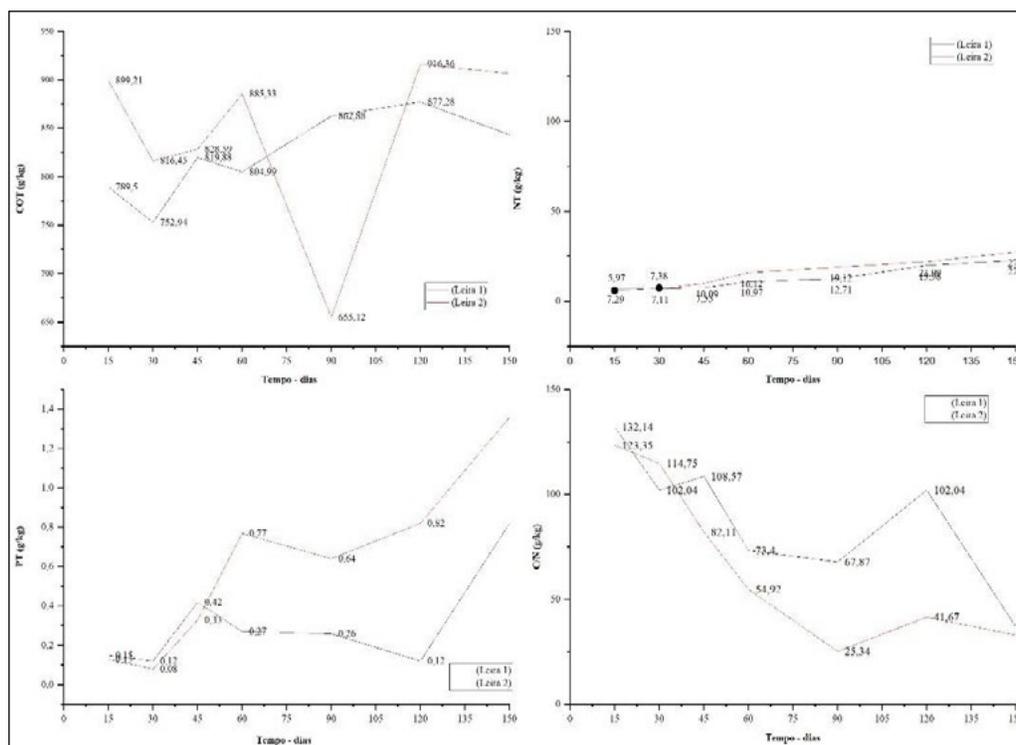
Os valores de pH (Figura 04) tiveram nos primeiros 15 dias um aumento de 5,9 para 6,9, como encontrado após 2 e 9 dias de compostagem por Zhang *et al.* (2018) e Chen, Wang e Wen (2018), respectivamente, e isso pode ser explicado devido a liberação de amônia e decomposição de ácidos orgânicos nessa fase inicial. Após o 20° dia observou-se decaimento para 5,8 até o 50° dia, posteriormente uma estabilização em 6,2 até o 110° dia, nova redução para 5,8 até 130° dia e no final do processo de compostagem mantendo-se entre 5,9 e 6,5. Os valores de pH menores no total do processo em relação ao tratamento controle pode estar associado a presença dos antibióticos terem relação com a inibição de amônia (SONG *et al.*, 2020).

Em relação à porcentagem de umidade do processo de compostagem (Figura 04) a mesma iniciou com 48%, mantendo-se entre 55 e 65% do 15° ao 75° dia, condição de início ideal em sistemas de compostagem que atingem a fase termofílica (ZHOU *et al.*, 2020; ZHANG *et al.*, 2018), seguida de duas quedas a 27% e 40% aos 80 e 100 dias respectivamente, o que pode estar associado a alta temperatura e consequente evapotranspiração (ZHANG *et al.*, 2018). O sistema de compostagem estabilizou-se em 58% ao final dos 150 dias, correspondendo aos valores observados por Song *et al.* (2020). A similaridade nos valores mostrou que adição de antibióticos não afeta a umidade da leira.

3.1.2 Carbono Orgânico Total (COT), Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (PT) e Relação Carbono Nitrogênio (C/N)

Os resultados para COT, NT, PT e relação C/N podem ser observados na Figura 5, cuja correlação positiva desses parâmetros pode indicar a eficiência do processo de compostagem na remoção de antimicrobianos (CONGILOSI; AGA, 2021).

Figura 5 - Valores de Nitrogênio Total (NT), Fósforo Total (PT) Carbono Orgânico Total (COT) e relação C/N durante o processo de compostagem nas Leiras 1 e 2).



Fonte: Autores (2022).

Os valores iniciais de NT, PT e COT, de 7,14, 0,02 e 0,72 (g/kg) respectivamente, tiveram um incremento durante o processo de compostagem. A elevação de NT foi de 7,14 para 22,78 (g/kg) ao final do processo de compostagem, comportamento este similar ao encontrado por Zhang *et al.* (2018). Em relação ao PT as análises apresentaram os seguintes valores de 0,02 a 0,82 (g/kg) e COT com valor inicial de 789,50 (g/kg) e estabelecendo-se em 843,55 (g/kg). O aumento destes valores pode estar associado a mineralização do composto e pela adição de efluente nestes tempos (BOHRER *et al.*, 2021).

A relação C/N do composto diminuiu de 132 para 37 durante o processo de compostagem (150 dias). A drástica diminuição pode estar associada ao aumento da atividade microbiana (ZHANG *et al.*, 2018; SONG *et al.*, 2020) pela presença de carbono facilmente degradável (CHANG *et al.*, 2019), e liberado como CO₂ (CHENG *et al.*, 2019), o que indica ao final o bom amadurecimento do composto (CHENG *et al.*, 2021).

O valor final ficou um pouco acima da relação C/N indicada por Chen, Wang e Wen (2018), que é 14 a 24 para uso.

3.2 Degradação do fármaco veterinário Marbofloxacina

A redução da marbofloxacina foi observada em algumas amostras, apresentando decaimento até o final do processo de compostagem de 150 dias (Tabela 2).

Tabela 2 – Concentrações do antibiótico marbofloxacina ao longo do processo de compostagem (150 dias).

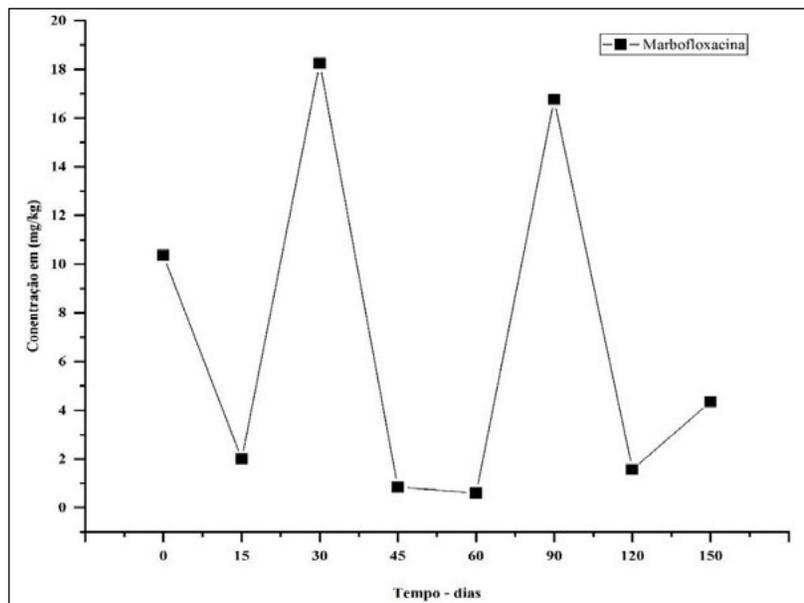
	0 dias	15 dias	30 dias	45 dias	60 dias	90 dias	120 dias	150 dias
Antibiótico	Concentração mg L ⁻¹	Concentração mg kg ⁻¹						
Marbofloxacina	10,362	2,004	18,24	0,850	0,604	16,758	1,571	4,346
Taxa de Remoção %	CI	80,6%	+76,0%	91,8%	94,2%	+61,7%	84,8%	58%

Fonte: Autores (2022).

As Taxas de Remoção (TR) de marbofloxacina durante a compostagem foram calculadas pela seguinte Equação (TR (%) = 100% x (Ci – Ct) / Ci. (ZHANG *et al.*, 2018).

Na Figura 6 são apresentadas as variações na taxa de degradação do antibiótico Marbofloxacina ao longo da compostagem.

Figura 6 - Variações na taxa de degradação do antibiótico Marbofloxacina ao longo da compostagem.



Fonte: Autores (2022).

As taxas de degradação do antibiótico marbofloxacina variaram de 80,6% (15 dias) à 58% a 150 dias. Neste período os valores máximos da taxa de degradação foram de 91,8% e 94,2% aos 45 e 60 dias respectivamente, por outro lado, no período de 30 e 90 dias as concentrações de marbofloxacina encontradas foram maiores que a inicial, +76% e +61,7% respectivamente, estas oscilações podem estar relacionadas com os valores de temperatura e umidade (Figura 4).

Em trabalho correlato Zhang *et al.* (2018), as taxas de remoção foram inferiores a 63,7% para o grupo de FQs pesquisados. Bohrer *et al.* (2021) obtiveram taxas de 89,05% para o grupo FQs e 85,13% de degradação do antibiótico marbofloxacina. Já em solos, Sturini *et al.* (2012) encontraram decaimento lento para marbofloxacina e enrofloxacin, chegando a 20% da concentração inicial, que era de 0,5 mg/kg.

Para Gaballah *et al.*, (2021), em revisão sobre compostagem de esterco de gado, as variações nas taxas de remoção foram de (0 – 96%) para fluoroquinolonas, com média de remoção de 55,25%, sendo a enrofloxacin a mais estudada e com menor remoção, e a levofloxacin com maior percentual de degradação. Um dos motivos para as oscilações encontradas durante a compostagem, principalmente nos tempos de 30 e 90 dias com aumento nas concentrações (18,242 e 16,758 mg/kg), pode estar relacionado a mineralização da matéria orgânica, a qual pode ter liberado parte do contaminante adsorvido junto a matéria orgânica (XIE *et al.*, 2016).

Este aspecto foi observado por Zhang *et al.* (2018) pela forte adsorção das FQs a matéria orgânica. Outro aspecto pode estar relacionado com a heterogeneidade da matéria prima utilizada e a variabilidade do antibiótico (BOHRER *et al.*, 2021).

Salienta-se que o grupo das fluoroquinolonas (FQ) além de serem antimicrobianos veterinários podem ser encontrados na medicina humana (CONGILOSI; AGA, 2021). Mesmo em baixas concentrações presentes em matrizes ambientais, podem provavelmente ser tóxico para vários organismos vivos (RIAZ *et al.*, 2018), e que as aplicações de biocompostos (adubos de origem orgânica) podem introduzir uma quantidade considerável de antibióticos no ambiente (XIE *et al.*, 2016).

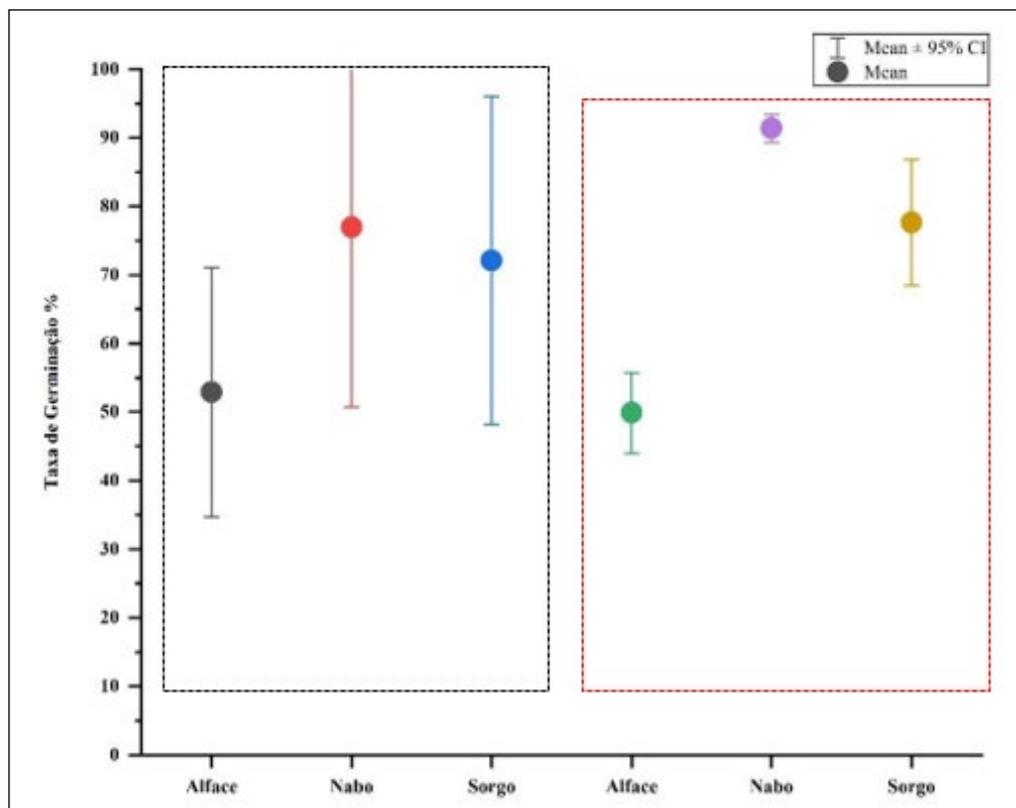
3.3 Influencia no potencial de germinação

Para a avaliação do potencial de toxicidade existente no composto final (150 dias), foram realizados dois testes de germinação, sendo que houve a separação da parte líquida do composto, de acordo com a concentração aplicada para o monitoramento da compostagem (960 mg) indicando a dose total do princípio ativo para um animal conforme metodologia aplicada e o outro foi a germinação realizada diretamente no composto.

A germinação de sementes de alface, nabo e sorgo foi totalmente inibida na presença de marbofloxacina (960 mg) quando diluída em 5 ml de água e aplicada sobre as sementes (tempo 0). Ao avaliar a fase líquida, extraída do composto por meio de sheiknos demais tempos (15, 30, 45, 60, 90, 120 e 150 dias) não apresentou influenciância germinação das mesmas, a variação de germinação entre sementes de alface foi de 57% a 66%, sendo o menor percentual encontrado, apresentando maior inibição, comparado a variação de nabo de 82,5% a 92,4% e sorgo de 79,7% a 87,4%. Estas condições de germinação após

aplicação se deve a capacidade de adsorção junto a maravalha e seguida da evaporação junto a temperatura imposta resultando na degradação do antibiótico e sua remoção do sistema de compostagem. O percentual de germinação nesta etapa foi de 60,4% para alface, 87,9% para nabo e 82,1 para sorgo.

Figura 7 - Potencial de germinação de alface, nabo e Sorgo com dois métodos (Sheik e direto no composto).



Fonte: Autores (2022).

No segundo método de germinação, a avaliação de toxicidade diretamente no composto as taxas de germinação variaram, para alface entre 40,5% e 61,5%, menor comparado ao demais analisados para o nabo e sorgo, 91,3 e 77,6% respectivamente. Os vegetais como alface apresentam sensibilidade razoável para indicação qualitativa de substâncias tóxicas (SILVA; MATTIOLO, 2006). Em outro estudo realizado Pan e Chu (2016) obtiveram significativa redução no comprimento de raízes de alface, quando condicionadas a 204mg L⁻¹ de Norfloxacin.

A toxicidade nas plantas varia de espécie para espécie, alguns estudos apresentam a presença de FQs em raízes de plantas e estas possuem condições de absorver e até mesmo metabolizar estes antibióticos, mesmo presentes, estes podem não ser translocados para a parte aérea da planta (RIAZ *et al.*, 2018). Em estudo realizado por Gomes *et al.* (2019) a

presença de 2mg de ciprofloxacina na germinação de sementes de milho, resultou na não inibição da sua germinação, pelo contrário, estimulou seu crescimento inicial, dessa forma sendo importante destacar o potencial de adsorção pelas raízes e plantas e o acúmulo de antibióticos pelas mesmas.

Já para Mukhtar *et al.*, (2020) citam a capacidade de adsorção que compostos orgânicos tem de reduzir os efeitos dos antibióticos, mas mesmo assim, houve a influência na germinação de arroz *Oryza sativa* sob presença de Ciprofloxacina, atingindo uma taxa de 20%.

O melhor desempenho (%) na germinação de sementes quando inseridas diretamente no composto está relacionada a condição de adsorção da parte líquida pela maravalha, especialmente no tempo (0), onde sem a presença de maravalha não se obteve a germinação e quando condicionadas junto ao composto este percentual de germinação foi de 45% para alface, 92,4% para nabo e 81,2% para sorgo, indicando que na avaliação do tratamento de efluentes contaminados com antibióticos, a presença de compostos orgânicos influencia na quantidade de plantas germinadas.

Os resultados apresentados neste trabalho confirmam que os resíduos de antibióticos em taxas na ordem de mg/kg, podem estar interferindo no potencial de germinação de plantas (neste caso – alface, nabo e sorgo), ressaltando a importância deste estudo.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O artigo teve como objetivo avaliar a compostagem com uso de maravalha como proposta de tratamento do efluente suíno contaminado com o AV marbofloxacina (fluoroquinolona), durante 150 dias. Com o desenvolvimento do trabalho foi possível concluir que o processo de compostagem de efluente suíno é uma alternativa viável para a remediação de antibióticos veterinários presentes nos efluentes agropecuários.

A degradação da marbofloxacina ao final dos 150 dias foi de 58%, podendo estar diretamente associada a fatores como umidade e temperatura da leira em condução, interligados com relação C/N e valores de COT e NT. A presença de 960 mg de marbofloxacina quando não condicionada a nenhum tratamento apresenta a inibição na germinação de sementes de alface, nabo e sorgo. A marbofloxacina apresenta poucos estudos comparado a demais fluoroquinolonas como enrofloxacina e ciprofloxacina, mostrando que ainda a necessidade de maiores estudos.

REFERÊNCIAS

ABPA. Associação Brasileira de Proteína Animal. **Relatório anual 2021**. Disponível em: http://abpa-br.org/wp-content/uploads/2021/04/ABPA_Relatorio_Anual_2021_web.pdf. Acesso em: 24 de novembro de 2022.

BELLINO, A.; LOFRANO, G.; CAROTENUTO, M.; LIBRALATO, G.;
BALDANTONI, D. Antibiotic effects on seed germination and root development of

tomato (*Solanum lycopersicum* L). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 148, n. 1, p. 135-141, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.10.006>

BOHRER, R. E. G.; CARISSIMI, E.; WOLF, D. B.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; RIZZETTI, T. M.; ... SILVA, D. M. Removal of High Concentrations of Veterinary Antibiotics Through Co-composting of Swine Waste. **Waste and Biomass Valorization**, v. 12, n. 1, p. 407-416, 2021. <https://doi.org/10.1007/s12649-020-00952-3>

BOXALL, A. B.; KOLPIN, D. W.; HALLING-SØRENSEN, B.; TOLLS, J. Peer reviewed: are veterinary medicines causing environmental risks?. **Environmental science & technology**, v. 37, n. 15, p. 286A-294A, 2003. <https://doi.org/10.1021/es032519b>

CHANG, R.; LI, Y.; CHEN, Q.; GUO, Q.; JIA, J. Comparing the effects of three in situ methods on nitrogen loss control, temperature dynamics and maturity during composting of agricultural wastes with a stage of temperatures over 70 °C. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 119-127, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.076>

CHEN, Z; WANG, Y; WEN, Q. Effects of chlortetracycline on the fate of multi-antibiotic resistance genes and the microbial community during swine manure composting. **Environmental Pollution**, v. 237, p. 977-987, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.009>

CHEN, Zhiqiang; WANG, Yao; WEN, Qinxue. Effects of chlortetracycline on the fate of multi-antibiotic resistance genes and the microbial community during swine manure composting. *Environmental Pollution*, v. 237, p. 977-987, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.009>

CHENG, D.; FENG, Y.; LIU, Y.; XUE, J.; LI, Z. Dynamics of oxytetracycline, sulfamerazine, and ciprofloxacin and related antibiotic resistance genes during swine manure composting. **Journal of Environmental Management**, v. 230, p. 102- 109, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.074>

CHENG, D.; LIU, Y.; SHEHATA, E.; FENG, Y.; LIN, H.; XUE, J.; LI, Z. In-feed antibiotic use changed the behaviors of oxytetracycline, sulfamerazine, and ciprofloxacin and related antibiotic resistance genes during swine manure composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 402, n. 1, p. 123710, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123710>

CONGILOSI, J. L.; AGA, D. S. Review on the fate of antimicrobials, antimicrobial resistance genes, and other micropollutants in manure during enhanced anaerobic digestion and composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 405, n. 1, p. 123634, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123634>

CORREIA, M. C. M. A. **Padrão de Prescrição de Antibióticos em Produção Animal, em Portugal e a Problemática das Resistências aos Antimicrobianos**. 2017. Dissertação (Mestrado Integrado em Medicina Veterinária), Universidade do Porto, Portugal, 2017.

EZZARIAI, A.; HAFIDI, M.; KHADRA, A.; AEMIG, Q.; EL FELS, L.; BARRET, M.; ... PINELLI, E. Human and veterinary antibiotics during composting of sludge or manure: Global perspectives on persistence, degradation, and resistance genes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 359, n. April, p. 465-481, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.092>

GABALLAH, M. S.; GUO, J.; SUN, H.; ABOAGYE, D.; SOBHI, M.; MUHMOOD, A.; DONG, R. A review targeting veterinary antibiotics removal from livestock manure management systems and future outlook. **Bioresource Technology**, v. 333, n. 1, p. 125069, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125069>

GOMES, M. P.; RICHARDI, V. S.; BICALHO, E. M.; DA ROCHA, D. C.; NAVARRO-SILVA, M. A.; SOFFIATTI, P.; ... SANT'ANNA-SANTOS, B. F. Effects of Ciprofloxacin and Roundup on seed germination and root development of maize. **Science of the Total Environment**, v. 651, n. 1, p. 2671-2678, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.365>

GUEVARA, M. D. F.; MELLO, A. G.; CORRÊA, É. K.; GUEDES, H. A. S.; CORRÊA, L. B.; NAZARI, M. T. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas utilizando sementes como bioindicadores. **Revista DAE**, v. 67, n. 216, p. 44-51, 2019. <https://doi.org/10.4322/dae.2019.014>

HACHMANN, T. L.; LAURETH, J. C. U.; PARIZOTTO, A. A.; JÚNIOR, A. C. G. Resíduos de aves e suínos: Potencialidades Poultry and swine waste: potential. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, [s. l.], p. 59-65, 2013.

LEE, S. J.; PARK, N. H.; MECHESSO, A. F.; LEE, K. J.; PARK, S. C. The phenotypic and molecular resistance induced by a single-exposure to sub-mutant prevention concentration of marbofloxacin in Salmonella Typhimurium isolates from swine. **Veterinary Microbiology**, [s. l.], v. 207, n. January, p. 29-35, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2017.05.026>

LIU, Y.; FENG, Y.; CHENG, D.; XUE, J.; WAKELIN, S.; LI, Z. Dynamics of bacterial composition and the fate of antibiotic resistance genes and mobile genetic elements during the co-composting with gentamicin fermentation residue and lovastatin fermentation residue. **Bioresource Technology**, v. 261, n. 1, p. 249-256, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.008>

MUKHTAR, A.; MANZOOR, M.; GUL, I.; ZAFAR, R.; JAMIL, H. I.; NIAZI, A. K.; ... ARSHAD, M. Phytotoxicity of different antibiotics to rice and stress alleviation upon

application of organic amendments. **Chemosphere**, v. 258, p. 127353, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127353>

NOSCHANG, J. P.; OLIVEIRA, V. D.; SILVEIRA, I. D. B.; MORAES, R. E.; SCHMIDT, P. I.; SILVEIRA, R. F.; CARPINELLI, N. A. Promotores de crescimento (antibióticos) na alimentação de suínos - Revisão de Literatura. **Revista Electronica de Veterinaria**, v. 18, n. 11, 2017.

PAN, M.; CHU, L. M. Phytotoxicity of veterinary antibiotics to seed germination and root elongation of crops. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 126, p. 228-237, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.027>

PULICHARLA, R.; BRAR, S. K.; ROUISSI, T.; AUGER, S.; DROGUI, P.; VERMA, M.; SURAMPALLI, R. Y. Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 34, p. 332-342, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2016.05.042>

RIAZ, L.; MAHMOOD, T.; KHALID, A.; RASHID, A.; SIDDIQUE, M. B. A.; KAMAL, A.; COYNE, M. S. Fluoroquinolones (FQs) in the environment: A review on their abundance, sorption and toxicity in soil. **Chemosphere**, v. 191, p. 704-720, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.092>

SILVA, D. M. D.; ANTONIOLLI, Z. I.; JACQUES, R. J. S.; SILVEIRA, A. D. O.; SILVA, D. A. A. D.; RACHE, M. M.; ... SILVA, B. R. D. Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, n. 6, p. 1585-1594, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20150138>

SILVA, J. N.; MATTIOLO, S. R. **Estudo da germinação e crescimento de sementes de alface (*Lactuca sativa*) na presença do Rotenat®**. p. 0-1, 2006.

SONG, T.; ZHU, C.; XUE, S.; LI, B.; YE, J.; GENG, B.; ... LI, H. Comparative effects of different antibiotics on antibiotic resistance during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 315, n. 1, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123820>

SPIELMEYER, A. Occurrence and fate of antibiotics in manure during manure treatments: A short review. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 9, n. 1, p. 76-86, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scp.2018.06.004>

STURINI, M.; SPELTINI, A.; MARASCHI, F.; PROFUMO, A.; PRETALI, L.; FASANI, E.; ALBINI, A. Sunlight-induced degradation of soil-adsorbed veterinary antimicrobials Marbofloxacin and Enrofloxacin. **Chemosphere**, [s. l.], v. 86, n. 2, p. 130-137, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.09.053>

TASHO, R. P.; CHO, J. Y. Veterinary antibiotics in animal waste, its distribution in soil and uptake by plants: A review. **Science of the Total Environment**, v. 563-564, n. 3, p. 366-376, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.140>

VAN BOECKEL, T. P.; BROWER, C.; GILBERT, M.; GRENFELL, B. T.; LEVIN, S. A.; ROBINSON, T. P.; ... LAXMINARAYAN, R. Global trends in antimicrobial use in food animals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 18, p. 5649-5654, 2015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503141112>

WANG, J.; BEN, W.; YANG, M.; ZHANG, Y.; QIANG, Z. Dissemination of veterinary antibiotics and corresponding resistance genes from a concentrated swine feedlot along the waste treatment paths. **Environment International**, v. 92-93, p. 317-323, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.020>

WU, Y.; WEN, Q.; CHEN, Z.; FU, Q.; BAO, H. Response of antibiotic resistance to the co-exposure of sulfamethoxazole and copper during swine manure composting. **Science of the Total Environment**, v. 805, p. 150086, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150086>

XIE, W. Y.; YANG, X. P.; LI, Q.; WU, L. H.; SHEN, Q. R.; ZHAO, F. J. Changes in antibiotic concentrations and antibiotic resistome during commercial composting of animal manures. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 182-190, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.044>

ZHANG, M.; HE, L. Y.; LIU, Y. S.; ZHAO, J. L.; LIU, W. R.; ZHANG, J. N.; ... YING, G. G. Fate of veterinary antibiotics during animal manure composting. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 1363-1370, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.147>

ZHANG, M.; LIU, Y. S.; ZHAO, J. L.; LIU, W. R.; HE, L. Y.; ZHANG, J. N.; ... YING, G. G. Occurrence, fate and mass loadings of antibiotics in two swine wastewater treatment systems. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 1421-1431, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.230>

ZHOU, X.; WANG, J.; LU, C.; LIAO, Q.; GUDDA, F. O.; LING, W. Antibiotics in animal manure and manure-based fertilizers: Occurrence and ecological risk assessment. **Chemosphere**, [s. l.], v. 255, p. 127006, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127006>