

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Robson Evaldo Gehlen Bohrer

**COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO COMO PROPOSTA DE TRATAMENTO
DE FÁRMACOS DE USO VETERINÁRIO**

Santa Maria, RS
2018

Robson Evaldo Gehlen Bohrer

Compostagem de efluente suíno como proposta de tratamento de fármacos de uso veterinário

Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito obtenção do título de **DOUTOR em Engenharia Civil**.

Orientador: Prof. Dr. Elvis Carissimi
Co-orientador: Prof. Dr. Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

Santa Maria, RS, Brasil
2018

Bohrer, Robson Evaldo Gehlen
Compostagem de efluente suíno como proposta de
tratamento de fármacos de uso veterinário / Robson
Evaldo Gehlen Bohrer.- 2018.
112 p.; 30 cm

Orientador: Elvis Carissimi
Coorientador: Diosnel Antonio Rodriguez Lopez
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Civil, RS, 2018

1. Compostagem 2. Medicamentos de uso veterinário 3.
Contaminação 4. Tratamento 5. Degradação I. Carissimi,
Elvis II. Lopez, Diosnel Antonio Rodriguez III. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

© 2018

Todos os direitos autorais reservados a Robson Evaldo Gehlen Bohrer. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho somente poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: gehlen.bohrer@gmail.com

Robson Evaldo Gehlen Bohrer

Compostagem de efluente suíno como proposta de tratamento de fármacos de uso veterinário

Tese de Doutorado apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil, Área de concentração Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito obtenção do título de **DOCTOR em Engenharia Civil**.

Aprovado em: 09/08/2018

Elvis Carissimi, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Danni Maisa da Silva, Dra. (UERGS)

Osmar Damian Prestes, Dr. (UFSM)

Delmira Beatriz Wolff, Dra. (UFSM)



Ênio Leandro Machado, Dr. (UNISC)

Santa Maria, RS
2018

DEDICATÓRIA

Dedico esta conquista aos meus Pais, Evaldo e Marlene que,
mesmo nas dificuldades de suas vidas, sempre tiveram como
objetivo a educação de seus filhos. Por tudo que abdicaram, pelos ensinamentos e princípios a
nós ensinados, pelo esforço, dedicação, carinho, amor,
por tudo isso, este título é para vocês.
Vocês são os meus Doutores da vida.
Amo muito vocês.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a **DEUS** por me guiar e me dar energia para que eu pudesse alcançar a mais este objetivo em minha vida;

A minha esposa Tânia, que me acompanha nesta jornada, e que sempre está ao meu lado, ajudando, orientando, me aconselhando, mas também por me emprestar os ouvidos das minhas lamúrias durante o doutoramento, Te amo.

A minha pequenina Alice, uma luz que veio a iluminar nossos caminhos. Está conquista é sua também filha.

Aos meus pais Evaldo e Marlene, inicialmente pela educação a mim dada, pelos incentivos, puxões de orelha, cobranças, empurrões, mas acima de tudo pelo amor e compreensão que tiveram comigo sempre;

Meus queridos irmãos, Débora, Deise e Rubens, obrigado, por me tornar quem eu sou, e por sempre estarem na busca pelo melhor;

Ao meu orientador Professor Elvis Carissimi, pela confiança em mim depositada, pelas ajudas e orientações, mas principalmente por comprar a idéia de trabalhar conjuntamente com a temática da tese;

Ao meu querido co-orientador Diosnel, você tem culpa nisso tudo, pois há muitos anos, despertou o desejo de me tornar um profissional melhor, um Doutor, e você conseguiu isso, pois sempre esteve comigo em minhas conquistas acadêmicas, desde tornar-me Engenheiro, Mestre, e agora, porque seria diferente. Tenho um carinho muito grande por ti, e lhe considero um Pai pra mim. Obrigado meu amigo Diosnel por tudo;

Também agradeço a Professora Delmira Beatriz Wolff, por ter, lá no início desta caminhada, me ajudado, abrindo sua disciplina, para iniciar o doutorado, muito obrigado;

A minha pequena grande colega Danni Maisa da Silva, pela ajuda e parceria nesta etapa, pois minha vida teria sido muita mais complicada sem sua ajuda no mundo da microbiologia, você é de mais;

Aos Professores e funcionários da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – Uergs Unidade em Três Passos, pela acolhida nesta unidade, por me ajudarem neste passo tão importante em minha vida. Em especial aos colegas Ramiro pela parceria nas nossas andanças para Santa Maria e ao colega Márlon de Castro Vasconcelos pela ajuda em estatística;

Aos colegas Eduardo Lorensi e Maiara Figueiredo Ramires pelo suporte, ajuda, conselhos, idéias trocadas, mas acima de tudo, por estarem sempre ao meu lado, incentivando para que tudo torna-se possível. Muito Obrigado

Ao Laboratório de Análise de Resíduos de Pesticidas (LARP), em nome do Professor Osmar Damian Prestes e da Dra. Tiele M. Rizzetti pela ajuda nas análises de cromatografia, e por sempre estarem dispostos a ajudar, obrigado.

Ao senhor Elemar Hein pela presteza e disponibilidade do efluente suíno para este trabalho;

Enfim, me deixa eu ver se não esqueci de ninguém.....

A todos que me ajudaram a conquista deste trabalho.

*“Ando devagar...
Hoje me sinto mais forte, mais feliz quem sabe
Só levo a certeza, de que muito pouco sei,
ou nada sei
Penso que cumprir a vida, seja simplesmente
Compreender a marcha, e ir tocando em frente
Cada um de nós compõe a sua história
Cada ser em si, carrega o dom de ser capaz
E ser feliz”!
(Almir Sater)*

RESUMO

Compostagem de efluente suíno como proposta de tratamento de fármacos de uso veterinário

AUTOR: Robson Evaldo Gehlen Bohrer

ORIENTADOR: Elvis Carissimi

CO-ORIENTADOR: Diosnel Antonio Rodriguez Lopez

A necessidade de uma solução tecnológica para o tratamento de efluentes suínos contendo medicamentos de uso veterinário está relacionada ao destaque da atividade na região Sul do País, possuindo aproximadamente 21 milhões de cabeças, ou cerca de 50% da produção brasileira. Estes efluentes contribuem significativamente para a geração de impactos ambientais no meio ambiente. A utilização de medicamentos de uso veterinário, principalmente os antibióticos, muitas vezes de forma indiscriminada e sem controle, coloca em risco o equilíbrio ambiental dos locais produtores, pois o animal não absorve por completo estes medicamentos, e uma fração acaba sendo excretada por meio das fezes e urina, inicialmente acumulando-se no efluente. Contudo, o objetivo geral desta tese de doutorado consistiu em avaliar um sistema de compostagem como proposta de tratamento de efluente suíno contaminado com resíduos de antibióticos. O trabalho foi dividido em 3 partes, a primeira, encontra-se o Artigo 1, que consiste na revisão do Estado da Arte sobre o assunto, bem como traz alternativas já desenvolvidas para a mensuração e identificação destes antibióticos por meio de cromatografia líquida. No artigo 2, é mostrado o comportamento de decaimento e degradação de 19 compostos durante os 150 dias de tratamento. A metodologia utilizada para a compostagem foi em escala piloto com a utilização de maravalha de eucalipto, efluente suíno, que foi contaminado com 19 diferentes fármacos de uso veterinário utilizados na produção suinícola. Com isso, iniciou-se o processo de compostagem (150 dias). Deste sistema parâmetros como pH, temperatura, umidade (eram mensurados diariamente), e alíquotas para avaliação microbiológica (bactérias e fungos) e avaliação do decaimento dos fármacos eram retiradas em tempos pré estabelecidos. Os resultados mostraram que a compostagem teve uma taxa satisfatória de degradação superior a 90% dos antibióticos estudados, comprovando a viabilidade da compostagem como técnica de tratamento de resíduos de antibióticos. O artigo, 3, teve como objetivo principal identificar os principais micro-organismos (Bactérias e Fungos) encontrados durante a compostagem. Para isso, amostras foram coletadas e analisadas através da técnica de sequenciamento de nova geração, visando a identificação de DNA nas regiões de 16S RNAr para Bactérias e ITS1 e ITS2 para Fungos. Obteve-se um perfil, além de observar toda a diversidade bacteriana e fúngica que pode estar relacionada a compostagem. Nesta diversidade de micro-organismos, foram obtidos mais de 7 Filos de bactérias e 2 de Fungos, além de identificar mais de 70 gêneros de bactérias e 16 de fungos em diferentes tempos do tratamento. Com isso, busca-se entender o efeito e dinamismo das comunidades de micro-organismos para melhorar os processos de compostagem, bem como avaliar o mecanismo/desempenho de cada espécie na degradação dos contaminantes. Ao final, observou-se que a compostagem possui potencial de tratar efluentes suínos contaminados com fármacos veterinários, devido a diversidade de micro-organismos que estão presentes no processo que possibilitaram a degradação dos fármacos, evitando o lançamento direto em matrizes ambientais (solo e água) reduzindo os impactos ambientais nas regiões produtoras, contribuindo para a produção suína mais sustentável.

Palavras chave: Compostagem. Medicamentos de uso veterinário. Contaminação. Tratamento. Degradação.

ABSTRACT

The need for a technological solution for the treatment of swine effluents containing veterinary drugs is related to the highlight of the activity in Rio Grande do Sul, with approximately 7 million head. These effluents contribute significantly to the generation of environmental impacts to the environment. The use of veterinary drugs, especially antibiotics, often in an indiscriminate and uncontrolled way, at risk the environmental balance of the producer sites, since the animal does not completely absorb these drugs, and a fraction is excreted through feces and urine, initially accumulating in the effluent. However, the general objective of this doctoral thesis was to evaluate a composting system as a proposal for treatment of swine effluent contaminated with antibiotic residues. The work was divided in 3 parts, the first one is on the Article 1, which consists of the State of the Art review on the subject, as well as already developed alternatives for the measurement and identification of these antibiotics by means of liquid chromatography. In article 2, the decay and degradation behavior of 19 veterinary drugs during the 150 days of treatment is shown. The methodology used for composting was pilot scale with the use of eucalyptus shavings, swine effluent, which was contaminated with 19 compounds used in pig production. With this, the composting process was started (150 days). From this system parameters such as pH, temperature, humidity (were measured daily), and aliquots for microbiological evaluation (bacteria and fungi) and evaluation of drug decay were withdrawn at pre-established times. The results showed that composting had a satisfactory rate of degradation of over 90% of the studied antibiotics, proving the feasibility of composting as a treatment technique for antibiotic residues. The main objective of this paper was to identify the main microorganisms (Bacteria and Fungi) found during composting. For this, samples were collected and analyzed through the new generation sequencing technique, aiming the identification of DNA in the regions of 16S RNAr for Bacteria and ITS1 and ITS2 for Fungi. A profile was obtained, besides observing all the bacterial and fungal diversity that can be related to composting. In this diversity of microorganisms, more than 7 bacteria Phylums and 2 of Fungi were obtained, in addition to identifying more than 70 genera of bacteria and 16 fungi at different treatment times. The aim is to understand the effect and dynamism of microorganisms communities to improve composting processes, as well as to evaluate the mechanism / performance of each species in the degradation of contaminants. At the end, it was observed that composting has the potential to treat swine effluents contaminated with veterinary drugs, due to the diversity of microorganisms that are present in the process that allowed the degradation of the drugs, avoiding the direct release in environmental matrices (soil and water) reducing the environmental impacts in the producing regions, contributing to the more sustainable swine production.

Keywords: Composting. Veterinary drugs. Contamination. Treatment. Degradation.

LISTAS DE FIGURAS

INTRODUÇÃO

Figura 1 - Fluxograma de apresentação dos resultados obtidos no processo de doutoramento	294
--	-----

ARTIGO 1

Figura 1 - Principais rotas de entrada dos fármacos veterinários no ambiente	299
--	-----

ARTIGO 2

Figura 1 – Etapas do processo de compostagem de efluentes suínos contaminados com fármacos de uso veterinário (1) montagem do sistema de compostagem de efluente suíno; (2) etapa de contaminação dos fármacos de uso veterinário com efluente suíno; (3) etapa de amostragem e envio para análise físico-químicas e cromatográficas.....	53
---	----

Figura 2 – Propriedades físico-químicas do processo de compostagem durante 150 dias: (A) temperatura da leira, (B) pH, (C) umidade da leira.	58
---	----

Figura 3 – Degradação de fármacos de uso veterinário pelo processo de compostagem ao longo de 150 dias; (A) sulfonamidas, (B) tetraciclina.....	62
---	----

Figura 4 – Degradação de fármacos de uso veterinário pelo processo de compostagem (a – Grupo Fluroquinolonas e b – Grupo Macrolídeos, Quilonomas, Avermectinas, Anti-inflamatórios não hormonais e Anfenicóis).....	64
---	----

ARTIGO 3

Figura 1 – Modelo esquemático das principais etapas para concentração da biomassa das amostras.....	79
---	----

Figura 2 – Parâmetros físico-químicos durante há compostagem nos tempos (0, 30, 60, 90 e 150 dias).....	82
---	----

Figura 3 – Diversidade de bactérias em nível Filo mais abundantes durante a compostagem nos tempos analisados (0,15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias).....	84
---	----

Figura 4 – Gêneros de bactérias observada durante a compostagem de efluente suíno contaminado com fármacos de uso veterinário nos tempos 0, 15, 30, 45, 60,75, 90, 120 e 150 dias.....	86
--	----

Figura 5 – Abundância relativa > 1% de gêneros de bactérias nas fases da compostagem em nível de Gênero.....	87
--	----

Figura 6 – Abundancia relativa da diversidade da comunidade de Fungos em Filos durante a compostagem.....	89
---	----

Figura 7 – Comunidade microbiana de Fungos em nível de Gênero (a) e composição dos gêneros de Fungos nas fases da compostagem (b) de efluente suíno contaminado com fármacos de uso veterinário.....	90
Figura 8 – Análise de redundância para fatores ambientais e comunidade bacteriana (a) e fúngica (b).....	92
Figura 9 – Análise de redundância para antibióticos veterinários e comunidade bacteriana (a) e fúngica	94

LISTAS DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1 - Grupos de antibióticos e sua contaminação ambiental em diferentes matrizes ambientais.	30
Tabela 2 - Legislações ambientais e suas concentrações máximas de substâncias químicas em diferentes legislações.	33
Tabela 3 - Trabalhos desenvolvidos para o monitoramento de poluentes emergentes e suas técnicas de extração.....	34

ARTIGO 2

Tabela 1 - Quantidade de injeções de efluentes suínos no sistema de compostagem.	53
Tabela 2 - Grupos de fármacos de uso veterinário analisados e suas concentrações iniciais .	54
Tabela 3 - Parâmetros analisados durante o processo de compostagem, caracterização do efluente suíno bruto e parâmetros físico-químicos do composto nos tempos 30, 60, 90 e 150 dias	57
Tabela 4 - Concentrações iniciais (CI) e concentração final (CF), taxa de degradação dos 19 fármacos de uso veterinário analisados.	65

LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABSC	Associação Brasileira de Criadores de Suínos
AVs	Antibióticos Veterinários
BRICS	Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul
C/N	Relação Carbono Nitrogênio
CLAE	Cromatografia Líquida de Alta Eficiência
CO ₂	Gás Carbônico
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
EPA	Agência Ambiental Americana
ETE	Estações de Tratamento de Efluentes
FDA	Agência Americana de Administração de Comida e Drogas
FF	Anfenicois – Florfenicol
FQs	Fluroquimolonas
HSSE	Extração de Solvente de alta velocidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Pesquisa e Estatística
LARP	Laboratório de análises de resíduos de pesticidas
LC	Cromatografia Líquida
LLE	Extração Líquido-Líquida
LMRVs	Limites máximos de resíduos veterinários
LOD	Limite de detecção
LOQ	Limite de quantificação
LPME	Micro Extração Fase-Líquida
MAE	Extração Assistida Micro-ondas
MAPA	Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento
MLs	Macrolídeos
MS	Espectrometria de Massa
MS	Ministério da Saúde
MVs	Medicamentos veterinários
N ₂	Nitrogênio gasoso
NMP	Número mais provável
NSAIDs	Anti-inflamatórios não esteroidais
NSG	Sequenciamento de nova geração
NT	Nitrogênio total
OTC	Oxitetraciclina
PLE	Extração Líquida Pressurizada
PLE	Extração Líquida Pressurizada
POEs	Poluentes Orgânicos Emergentes
QNs	Quilonomas
QuEChERS	Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe
RMV	Resíduos de Medicamentos Veterinários
SAs	Sulfonamidas
SBSE	Extração de Sorvente de Mexer-Barra

SFE	Extração Supercrítica de Fluidos
SMX	Sulfametoxalona
SMZ	Sulfametazina
SPE	Extração fase-sólida
SPME	Micro Extração Fase Sólida
TCs	Tetraciclina
TONS	Toneladas
UAE	Extração Assistida Ultra-Som
UAE	Extração Assistida Ultra-Som
UERGS	Universidade Estadual do Rio Grande do Sul
UFMS	Universidade Federal de Santa Maria
UFLC	Cromatografia Líquida Ultra Rápida
UHPLC	Cromatografia Líquida de Ultra Eficiência

SUMÁRIO

1. APRESENTAÇÃO.....	20
1.1 INTRODUÇÃO	20
1.2 OBJETIVOS.....	23
1.2.1 OBJETIVO GERAL	23
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	23
2. ARTIGO 1 - COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS	25
2.1 INTRODUÇÃO	26
2.2 MEDICAMENTOS VETERINÁRIOS E SEUS USOS	27
2.3 CONTAMINAÇÃO DO MEIO AMBIENTE POR RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS.....	28
2.3.1 Impactos ambientais dos fármacos veterinários da atividade suinícola	29
2.4 LEGISLAÇÃO APLICADA AOS FÁRMACOS VETERINÁRIOS NO BRASIL E NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL.....	32
2.5 MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DE RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS.....	34
2.6 SISTEMA DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS.....	36
2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	38
2.8 REFERÊNCIAS.....	39
3. ARTIGO 2 – COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO PARA DEGRADAÇÃO DE ANTIBIÓTICOS VETERINÁRIOS	49
3.1 INTRODUÇÃO	50
3.2 EXPERIMENTAL	52
3.2.1 Sistema de compostagem de efluente suíno contaminado com antibiótico veterinários	52
3.2.2 Coleta e análise das amostras físico-químicas da compostagem.....	55
3.2.3 Determinação de resíduos de medicamentos veterinários em composto orgânico.....	55
3.2.4 Análise Estatística	57
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	57
3.3.1 Temperatura, pH e Umidade da compostagem.....	58
3.3.2 Degradação dos antibióticos veterinários	60
3.4 CONCLUSÃO	66
3.5 REFERÊNCIAS	66
4 - ARTIGO 3 - COMUNIDADE MICROBIANA EM SISTEMA DE COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO CONTAMINADO POR FÁRMACOS VETERINÁRIOS.....	75
4.1 INTRODUÇÃO	76
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	78
4.2.1 Descrição da compostagem.....	78
4.2.2 Avaliações da comunidade bacteriana	78
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
4.3.1 Propriedades físico-químicas durante a compostagem	81
4.3.2 Diversidade da comunidade de bactérias durante a compostagem.....	83
4.3.3 Diversidade da comunidade de Fungos durante a compostagem	88
4.5 Relações da comunidade bacteriana e fúngica em relação as parâmetros ambientais e antibióticos veterinários	92
4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS	96

4.6	REFERENCIAS	96
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	105
6.	ESTUDOS FUTUROS	107

1. APRESENTAÇÃO

1.1 INTRODUÇÃO

A utilização indiscriminada de medicamentos de uso veterinário na criação de animais, especialmente na suinocultura, tem se tornado porta de entrada destes poluentes junto ao meio ambiente (NGUYEN *et al.*, 2017). Os antibióticos são utilizados desde a prevenção, uso terapêutico, ajudando no tratamento de doenças, tais como infecções, diarreias, ainda podendo atuar como promotores de crescimento (BEN *et al.*, 2017; TASHO; CHO, 2016; GUO *et al.*, 2016; QIAN *et al.*, 2016). Atualmente, nota-se uma grande preocupação na comunidade acadêmica, com os resíduos oriundos de fármacos de uso veterinário, pelo seu potencial contaminante, mas também, pela não absorção por completo, pelo organismo dos animais. Diversos autores, como TASHO; CHO (2016), GUO *et al.* (2016), GELBAND *et al.* (2015); DAGHRIR; DROGUI (2013), DU; LIU (2012) apontam que em média 60% do medicamento veterinário dosado aos animais são excretados por meio da urina e fezes (PULICHARLA *et al.*, 2017), sendo que o grupo de fármacos mais utilizados atualmente são os antibióticos (TASHO; CHO, 2016; KIM *et al.*, 2011), e entre eles, as tetraciclínas, sulfonamidas, lincosamidas, β -lactamas e macrolídeos (SOLLIEC *et al.*, 2016).

Após sua não absorção pelo organismo, os fármacos veterinários podem atingir o solo e os recursos hídricos (QIAN *et al.*, 2016; GUO *et al.*, 2016; SOLLIEC *et al.*, 2016) como substâncias não alteradas ou metabólitos (SOLLIEC *et al.*, 2016). A utilização dos efluentes de suínos como fertilizante pode estar acentuando a disseminação e o aumento de resíduos de antibióticos no meio ambiente (NGUYEN *et al.*, 2017; PULICHARLA *et al.*, 2017). Diversas pesquisas comprovaram a contaminação ambiental ao redor do mundo por meio dos antibióticos, como por exemplo, as tetraciclínas no Brasil, Canadá e China, (PINHEIRO *et al.*, 2013; PULICHARLA *et al.*, 2017; WEI *et al.*, 2016), por sulfonamidas na Bolívia, República Tcheca e EUA, (ARCHUNDIA *et al.*, 2017; HO *et al.*, 2013; KOBAYASHI *et al.*, 2016), macrolídeos na Coreia do Sul, Reino Unido e Hong Kong (KIM; LEE; CHOI, 2015; PETRIE *et al.*, 2015; WU *et al.*, 2016), fluoroquinolonas na Polônia, Áustria e Tailândia (GBYLIK-SIKORSKA *et al.*, 2015; MARTÍNEZ-CARBALLO *et al.*, 2007; RICO *et al.*, 2014), e quilononas na China e Malásia (HO *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2015).

Além da contaminação de solos por metais pesados (SILVA, 2015), contaminação de recursos hídricos (SEGURA *et al.*, 2015), a aplicação de biofertilizantes, diretamente ou indiretamente no solo (LI *et al.*, 2015), tem causado alteração na comunidade biótica do solo

(BILA, 2003). Outro ponto que chama a atenção, e mais significativo é a resistência de micro-organismos aos antibióticos, diversos autores encontraram evidências da resistência dos micro-organismos (BONDARCZUK; MARKOWICZ; PIOTROWSKA-SEGET, 2016; CENTNER, 2016; LUCAS *et al.*, 2016; RHOUMA; BEAUDRY; LETELLIER, 2016; WANG *et al.*, 2016a), potencializando assim, o risco à saúde humana (BONDARCZUK; MARKOWICZ; PIOTROWSKA-SEGET, 2016; HE *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2015).

A disponibilidade e utilização do efluente suíno são justificadas pelo tamanho da cadeia produtiva. O Brasil está entre os quatro maiores produtores mundiais de suínos, ficando atrás de China, Estados Unidos e União Européia, possuindo um rebanho estimado em 42 milhões de cabeças, representando anualmente US\$ 1 bilhão, em vendas de carne (ABCS, 2014; MAPA, 2015). A Região Sul do País, onde se encontram os estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, respondem por 49,3% da produção nacional (IBGE, 2015). Com uma cadeia produtiva bem estabelecida, gera-se grande quantidade de dejetos. Hachmann *et al.* (2013), apontam que um suíno em fase de terminação pode produzir até 7,6 litros de dejetos/dia, ocasionando muitas vezes falhas e sobrecarga nos sistemas de tratamento dos efluentes, que em sua maioria são tratados por meio de lagoas biológicas.

Muito destes problemas e pressões ambientais existentes, se devem, aos tradicionais sistemas de tratamento de efluentes orgânicos, difundidos nas unidades produtoras de suínos, que não são eficientes no tratamento destes poluentes (LIU *et al.*, 2015). O atendimento as leis ambientais, bem como da viabilização da gestão dos resíduos produzidos nas granjas gerou a necessidade por alternativas para o tratamento dos efluentes.

Com isso, surgiu como proposta de tratamento, a compostagem, que é um processo natural de reciclagem de nutrientes, por meio da decomposição microbiana aeróbia da matéria orgânica (CAVALETTI, 2014), em condições favoráveis de temperatura, pH, oxigênio, umidade, presença de substâncias químicas, matéria prima e relação C/N (HACHMANN *et al.*, 2013; SILIA, *et al.*, 2015) resultando em um material com relativa estabilidade e qualidade (OMAR *et al.*, 2014). As vantagens vão desde a minimização do volume de efluentes de cerca de 90% (CAVALETTI, 2014), da redução da emissão dos gases de efeito estufa e a proliferação de vetores. Outro fator importante é a viabilidade técnica, para ampliação dos atuais sistemas de produção de suínos (CAVALETTI, 2014; JAHNKE, 2012; DONEDA, 2014; SILIA, 2015), demonstrando ser uma proposta prática, de baixo custo (GHISLENI, 2013; HO *et al.*, 2013; WEI *et al.*, 2016), classificada ainda como um método limpo e viável (WU *et al.*, 2017) para a correta gestão dos resíduos. Outra vantagem é a inativação e imobilização de patógenos, nutrientes e medicamentos veterinários (LIU *et al.*,

2015; MITCHELL *et al.*, 2015; QIAN *et al.*, 2016; ZHANG *et al.*, 2015), tornando-se assim, uma proposta potencial para o tratamento de antibióticos veterinários (HO *et al.*, 2013; KIM *et al.*, 2012; LIU *et al.*, 2015; WEI *et al.*, 2016).

Pesquisas apontam que a compostagem possui potencialidade no tratamento e decaimento das concentrações de fármacos (LIU *et al.*, 2013; MITCHELL *et al.*, 2015; MORTIER; VELGHE; VERSTICHEL, 2016; OMAR *et al.*, 2014; QIAN *et al.*, 2016b; SILIA, 2015; WANG *et al.*, 2016b; ZHANG *et al.*, 2016a). Resíduos de antibióticos como florfenicol, sulfadimetoxina, sulfametazina e tilosina alcançaram de 95 - 99% de declínio em 21 dias de compostagem (MITCHELL *et al.* 2015). Já as tetraciclina, sulfonamidas e macrolídeos tiveram 99%, 96% e 95% de decaimento respectivamente, por meio da compostagem (KIM *et al.*, 2012) em 35 dias de testes. Liu *et al.* (2015), não detectaram a presença de um grupo de sulfonamidas (Sulfametazina (SMZ) e Sulfametoxazol (SMX)) no composto final.

Outro fator determinante para o desenvolvimento da pesquisa e sua relevância científica, é a potencialidade de contaminação pelos antibióticos veterinários. Atualmente a cadeia produtiva de suínos no sul do país, esta estimada em 20,5 milhões de cabeças. Considerando somente o plantel do Estado do Rio Grande do Sul (7 milhões de cabeças) e supondo que sejam medicados com principal o grupo de antibióticos, a tetraciclina (TASHO; CHO, 2016; KIM *et al.*, 2011), que é ministrada na ordem de 400 mg/animal/80kg, sendo que 70% da dose é excretada pela urina e fezes (DAGHRIR; DROGUI, 2013), se este resíduo for depositado nos sistemas atuais de tratamento, que podem reduzir em 50% a sua concentração, o isso resultaria 0,140g/tetraciclina/animal, representando, 0,98 toneladas de antibióticos que seriam despejados no solo anualmente junto ao efluente na forma de biofertilizante.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

O presente estudo de doutorado propõe avaliar o processo de compostagem no tratamento de efluentes suínos contaminados por fármacos de uso veterinário.

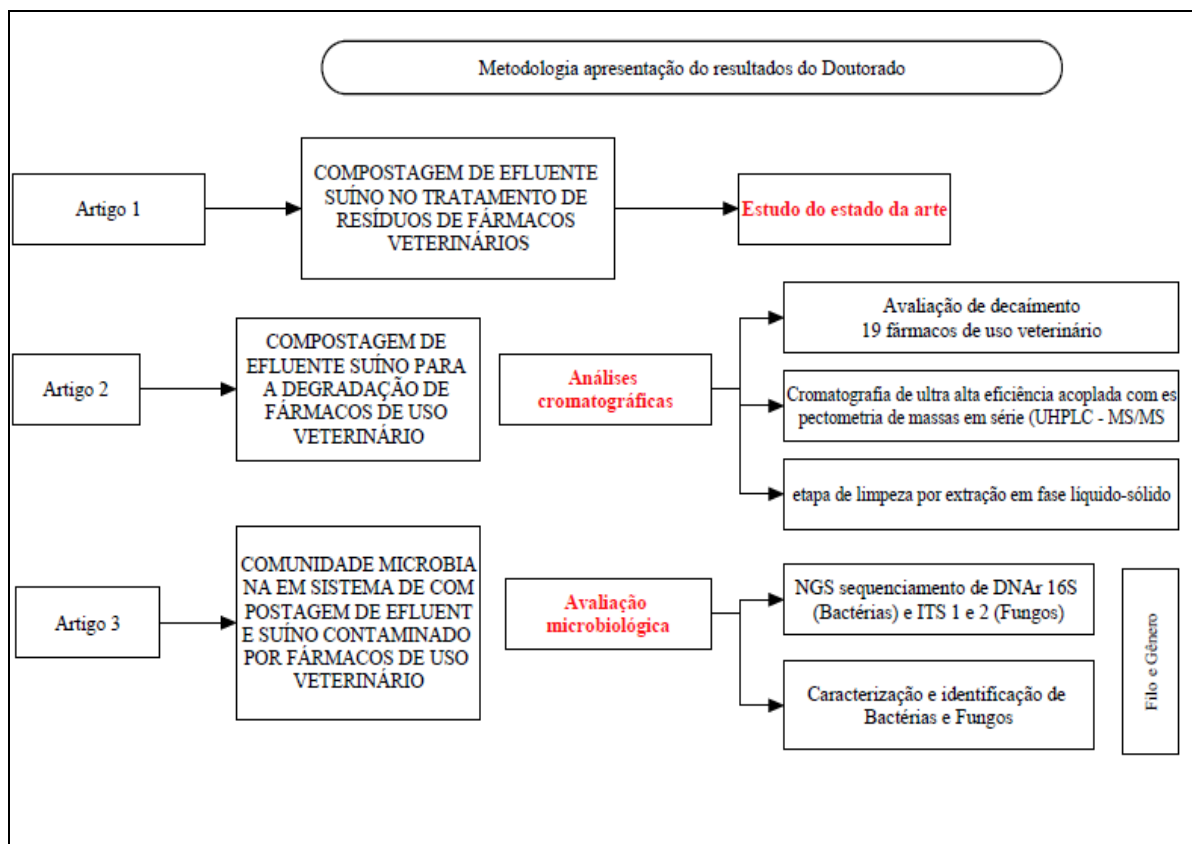
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos propostos são:

- Determinar a presença de fármacos veterinários no efluente suíno, o seu comportamento durante o processo de compostagem, bem como a concentração destes produtos no composto final gerado pelo processo por meio de cromatografia líquida de ultra alta eficiência acoplada com espectrometria de massa (UHPLC –MS/MS);
- Empregar a método de preparo de amostras baseado na extração líquido-sólido como método de análise simultânea de resíduos de fármacos de uso veterinário por cromatografia líquida acoplada com espectrometria de massas em série (LC/MS-MS) em diferentes matrizes ambientais (efluente suíno e composto);
- Identificar os micro-organismos existentes no processo de compostagem (bactérias e fungos) e no efluente suíno;
- Estudar o processo de compostagem como uma alternativa de tratamento de efluentes suínos, a partir da análise dos parâmetros: pH, umidade, temperatura; oxigenação, relação C/N.

Visando o atendimento dos objetivos apresentados, este estudo foi organizado em três artigos, conforme figura abaixo:

Figura 1 – Fluxograma de apresentação dos resultados obtidos no processo de doutoramento.



2. ARTIGO 1 - COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO NO TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS

Artigo enviado a Revista SEMINA

Qualis Engenharias I – B2

Compostagem de efluente suíno no tratamento de resíduos de fármacos veterinários Composting of swine effluent in the treatment of veterinary drug residues

A crescente necessidade por proteína animal tem exercido pressões no atual sistema produtivo animal. Uma das alternativas encontradas pelos produtores para melhorar o desempenho animal tem sido a utilização de medicamentos veterinários, principalmente os antibióticos. No entanto, seu uso indiscriminado, pode ser um risco ao equilíbrio ambiental dos locais produtores, pois o Brasil possui aproximadamente 42 milhões de cabeça de suínos. Com este rebanho, a atividade suinícola representa um grande potencial de geração de impactos ambientais. Como alternativa de uso para o grande volume dos dejetos líquidos de suínos gerados, muitos produtores vêm utilizando o chorume no solo como biofertilizante. Os resíduos de medicamentos veterinários possuem capacidade de acumulação junto às matrizes ambientais, de serem lixiviados para os recursos hídricos. Neste sentido fazem-se necessários maiores estudos sobre técnicas e processos de tratamento de efluentes orgânicos contaminados por fármacos veterinários. Sistemas alternativos de tratamento de baixo custo e ambientalmente viáveis, são necessidades para a minimização da entrada no ambiente destes contaminantes. Logo, o processo de compostagem que pode ser definido como um processo de decomposição microbiana aeróbia da matéria orgânica pode ser uma alternativa para o tratamento dos efluentes contaminados por fármacos veterinários. O presente trabalho revisional tem como objetivo esclarecer a comunidade acadêmica quanto aos resíduos de medicamentos veterinários e sua potencialidade de contaminação nas diversas matrizes ambientais e avaliar a compostagem como técnica para a minimização dos impactos dos resíduos da atividade suinícola junto ao meio ambiente.

Palavras chaves: Antibióticos; Contaminação; Impactos; Saúde humana; Resistência.

The growing need for animal protein has exerted pressures on the current animal production system. One of the alternatives found by producers to improve animal performance has been

the use of veterinary drugs, especially antibiotics. However, its indiscriminate use can be a risk to the environmental balance in producers local, since Brazil has approximately 42 million head of swine. With this herd, pig farming represents a great potential for generating impacts. As an alternative to using the large volume of the liquid slurry of pigs generated, many producers have been using the slurry as a bio fertilizer applied to the soil. Residues of veterinary drugs have the capacity to accumulate with environmental matrices, to be leached to water resources. In this sense, more studies are needed on techniques and processes for the treatment of organic effluents contaminated by veterinary drugs. Low-cost and environmentally-friendly alternative treatment systems are needed to minimize entry into the environment of these contaminants. Therefore, the composting process that can be defined as aerobic microbial decomposition process of organic matter may be an alternative for the treatment of effluents contaminated by veterinary drugs. The objective of this review is to clarify the academic community regarding the residues of veterinary drugs and their potential for contamination in the various environmental matrices and to evaluate composting as a technique to minimize the impacts of residues from the swine activity on the environment.

Keywords: Antibiotics; Contamination; Impacts; Human health; Resistance.

2.1 INTRODUÇÃO

A utilização indiscriminada de antibióticos na criação de animais, especialmente na suinocultura, tem se tornado porta de entrada destes poluentes junto ao meio ambiente (NGUYEN et al., 2017). Os antibióticos podem ser utilizados com diferentes finalidades considerando-se desde o uso terapêutico e/ou preventivo no tratamento de doenças, tais como infecções, diarreias, ou mesmo como promotores de crescimento (BEN et al., 2017; TASHO; CHO, 2016; GUO et al., 2016; QIAN et al., 2016).

Diversos autores (TASHO; CHO, 2016; GUO et al., 2016; GELBAND et al. 2015; DAGHRIR & DROGUI, 2013; DU & LIU, 2012), apontam que em média, 60% do medicamento veterinário dosado aos animais é excretado por meio da urina e das fezes (PULICHARLA et al., 2017), sendo que o grupo de fármacos mais utilizados atualmente são os antibióticos (TASHO; CHO, 2016), com destaque, entre estes, para as tetraciclínas, sulfonamidas, macrolídeos e fluoroquinolonas (SOLLIEC et al., 2016).

Os resíduos oriundos de fármacos veterinários podem atingir o solo e os recursos hídricos (QIAN et al., 2016; GUO et al., 2016; SOLLIEC et al., 2016) como substâncias não

alteradas ou metabólitos (SOLLIEC et al., 2016). A utilização dos efluentes de suínos como biofertilizante pode estar contribuindo para a disseminação destes resíduos no meio ambiente (NGUYEN et al., 2017; PULICHARLA et al., 2017). Diversas pesquisas já comprovaram a contaminação ambiental em diversos países do mundo por meio dos antibióticos, citando-se como exemplo, a contaminação por tetraciclina no Brasil, Canadá e China, (PINHEIRO et al., 2013; PULICHARLA et al., 2017; WEI et al., 2016), por sulfonamidas na Bolívia, República Tcheca e Estados Unidos da América (ARCHUNDIA et al., 2017; HO et al., 2013; KOBAYASHI et al., 2016), pelos macrolídeos na Coreia do Sul, Reino Unido e Hong Kong (KIM; LEE; CHOI, 2015; PETRIE et al., 2015; WU et al., 2016), pelas fluoroquinolonas na Polônia, Áustria e Tailândia (GBYLIK-SIKORSKA et al., 2015; MARTÍNEZ-CARBALLO et al., 2007; RICO et al., 2014), e quilonomas na China e Malásia (HO et al., 2013; LI et al., 2015).

Considerando-se a problemática dos resíduos de medicamentos veterinários e seus potenciais impactos no meio ambiente, o presente artigo buscou contextualizar a potencialidade de contaminação das matrizes ambientais por meio dos resíduos de fármacos veterinários presentes em dejetos líquidos de suínos, as técnicas analíticas de detecção utilizadas e por fim avaliar a potencialidade do processo de compostagem com alternativa de tratamento e redução das concentrações destes poluentes.

2.2 MEDICAMENTOS VETERINÁRIOS E SEUS USOS

A utilização de medicamentos veterinários, e seus benefícios para a produção animal, advêm da década de 50 (TASHO; CHO, 2016). Com o crescente apelo pela produção de proteína animal, observou-se a necessidade de utilização de fármacos veterinários para otimizar a produção de animais em confinamento (TASHO; CHO, 2016). As finalidades e usos dos medicamentos veterinários são diversas, sendo utilizados tanto para o uso terapêutico, para a prevenção e controle de doenças, ou mesmo como promotores do crescimento dos animais (TASHO & CHO, 2016; GUO et al., 2016; GONZALEZ RONQUILLO; ANGELES HERNANDEZ, 2015; GELBAND et al., 2015).

Araujo et al. (2010), relatam a existência de cerca de 4.000 tipos de medicamentos veterinários que são utilizados para mais de 10.000 finalidades. A Agência Americana de Administração de Comida e Drogas (FDA - Food, Drug Agency, sigla em inglês) estima que existam mais de 400 princípios ativos, que são utilizados em mais de 2.000 produtos veterinários (FDA, 2017). Dentre os medicamentos veterinários, os antibióticos representam

as maiores demandas de consumo estando entre as principais classes utilizadas as tetraciclina, as sulfonamidas e os macrolídeos, que juntas representam 90% do total de antibióticos utilizados no Reino Unido e 50% na Coreia do Sul (TASHO; CHO, 2016). Solliec et al. (2016) concordam que as tetraciclina estão entre os antibióticos mais consumidos na produção animal, porém discordam em relação aos outros compostos apontando os β -lactâmicos, sulfonamidas, lincosamidas e os macrolídeos como os mais utilizados.

Ainda em relação ao consumo destaca-se que somente no ano de 2010 foram utilizados cerca de 63.151 toneladas de antibióticos para a produção animal (VAN BOECKEL et al., 2015). Os principais países consumidores foram a China (23%), os Estados Unidos da América (13%), o Brasil (9%), a Índia (3%) e a Alemanha (3%). Projeções estimam que o consumo destes compostos poderão atingir 105.596 toneladas até 2030 (VAN BOECKEL et al., 2015), distribuídos entre a China (30%), Estados Unidos da América (10%), Brasil (8%), Índia (4%) e México (2%).

Os antibióticos podem ser caracterizados como medicamentos que destroem ou inibem o crescimento de bactérias com pequenas dosagens (GONZALEZ RONQUILLO; ANGELES HERNANDEZ, 2015), podendo ser classificados como naturais, semi-sintéticos e sintéticos, tendo sua administração via oral, ou ainda adicionados junto a água e ração animal (GBYLIK-SIKORSKA et al., 2015). No Brasil, existem mais de 6.500 produtos registrados para fins veterinários, junto ao Ministério de Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2015), dos quais, aproximadamente 10% são compostos antimicrobianos, antibióticos e antiparasitários, que são utilizados nos processos produtivos de bovinos, suínos, caprinos, aves e ovinos, constituídos por diferentes grupos tais como avermectinas, β -lactâmicos, aminoglicosídeos, tetraciclina e sulfonamidas (PACHECO-SILVA; SOUZA; CALDAS, 2014).

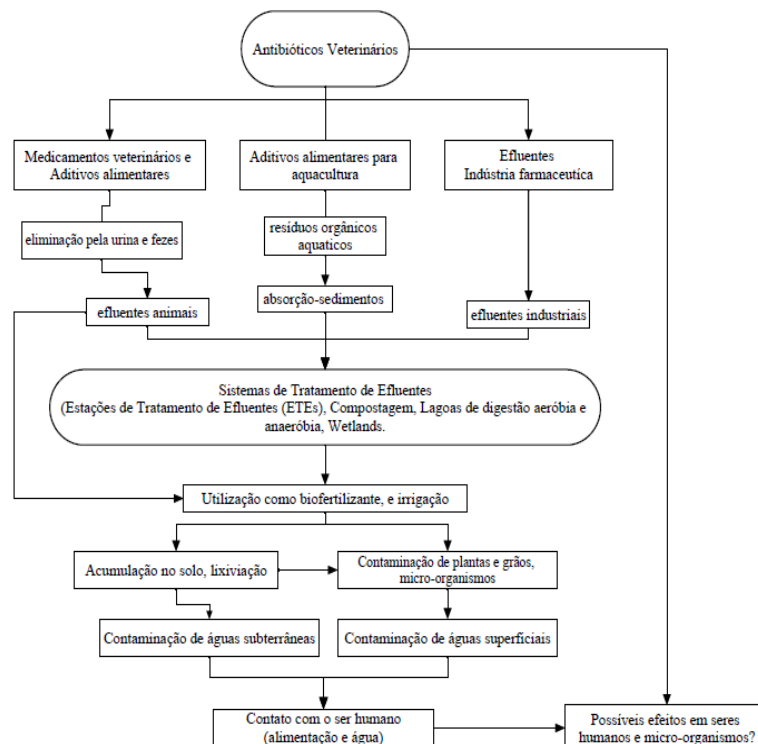
Após sua posologia, estes compostos podem atingir o solo e os recursos hídricos através do uso de efluentes orgânicos oriundos de animais, como biofertilizante (QIAN et al., 2016; GUO et al., 2016; SOLLIEC et al., 2016) ou mesmo como efluentes não tratados (DU; LIU, 2012; GONZALEZ RONQUILLO; ANGELES HERNANDEZ, 2015), estando presentes como substâncias não alteradas ou metabólitos (SOLLIEC et al., 2016).

2.3 CONTAMINAÇÃO DO MEIO AMBIENTE POR RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS

As possibilidades de contaminação do meio ambiente por resíduos de fármacos veterinários são variadas, existindo distintas maneiras destes produtos serem introduzidos no meio ambiente (Figura 1), podendo ser considerada desde a remoção incompleta nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (AMÉRICO et al., 2012), o lançamento direto em esgotos domésticos, através de efluentes de hospitais e indústrias farmacêuticas, quando dispostos em cursos d'água, bem como pela disposição imprópria dos fármacos diretamente no ambiente após a expiração do prazo de validade (CARVALHO et al., 2009).

Devido à utilização de altas doses dos fármacos veterinários (SOLLIEC et al., 2016), e pela não metabolização por completo pelo organismo dos animais destes produtos, a maioria acaba entrando em contato com as matrizes ambientais. Pesquisas estimam, que entre 30 e 90% dos fármacos veterinários não são absorvidos pelo organismo animal, indo para os sistemas de tratamento ou sendo descartados no ambiente (TASHO; CHO, 2016; GUO et al., 2016; GELBAND et al. 2015; DAGHRIR; DROGUI, 2013; DU; LIU, 2012).

Figura 1 - Principais rotas de entrada dos fármacos veterinários no ambiente



Fonte: Adaptado de DU; LIU (2012); REGITANO; LEAL (2010); TASHO; CHO (2016).

2.3.1 Impactos ambientais dos fármacos veterinários da atividade suinícola

A utilização de efluentes animais, que são aplicados diretamente ou indiretamente no solo como fertilizantes orgânicos (LI et al., 2015), vem causando uma série de impactos

ambientais, incluindo-se desde a alteração da comunidade biótica do solo, alteração da estrutura do solo, contaminação de solos por metais pesados e até a contaminação de recursos hídricos (SEGURA et al., 2015) além de potencializar a resistência de micro-organismos aos antibióticos (BONDARCZUK; MARKOWICZ; PIOTROWSKA-SEGET, 2016; CENTNER, 2016; LUCAS et al., 2016; RHOUMA; BEAUDRY; LETELLIER, 2016; WANG et al., 2016), colocando em risco a saúde humana (LI et al., 2015; REGITANO; LEAL, 2010).

Atualmente o Brasil é o quarto produtor mundial de suínos, ficando atrás de China, Estados Unidos e União Européia, possuindo um rebanho estimado em 42 milhões de cabeças (ABCS, 2014). Nos três estados do Sul do país, Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, a suinocultura representa 49,3% da produção nacional (IBGE, 2015), sendo conduzida, nestes estados, essencialmente por agricultores familiares, integrados com empresas do setor.

Hachmann et al. (2013), apontam que um suíno em fase de terminação pode produzir até 7,6 litros de dejetos/dia. Considerando a geração de urina e esterco para suínos, entre 25 e 100 kg, para leitoas em gestação e lactação, machos e leitões desmamados, sua geração é respectivamente de 4,9 kg/dia, 11 kg/dia, 18 kg/dia, 6 kg/dia e 0,95 kg/dia (OLIVEIRA, 2006).

Estudos sugerem que, com a quantidade de suínos, que atualmente são produzidos nos três estados do sul do Brasil (49,3% da produção nacional, segundo o IBGE, 2015), possa-se gerar diariamente 300 milhões de litros de dejetos, que na grande maioria dos casos, são dispostos nas lavouras próximas das propriedades, desencadeando diversos impactos ao meio ambiente (CADONÁ et al., 2016). Diversos pesquisadores comprovaram contaminação em matrizes ambientais ao redor do mundo, o que pode ser observado na Tabela 1, que apresenta alguns exemplos dos principais grupos de antibióticos encontrados na literatura, em diferentes tipos de matrizes ambientais.

Tabela 1 - Grupos de antibióticos e sua contaminação ambiental em diferentes matrizes ambientais.

Grupo	Localização	Referência
Tetraciclina (TCs)	Austria	(MARTÍNEZ-CARBALLO et al., 2007) ^{1,2}
	EUA	(HO et al., 2013) ¹
	Malásia	(CHENG et al., 2016) ^{1,2,4}
	China	(BEN et al., 2017) ^{1,2}
	Canadá	(PULICHARLA et al., 2017) ²
	Coréia do Sul	(KIM; LEE; CHOI, 2015) ³
	Gana, Kenya, Moçambique, África do Sul	(SEGURA et al., 2015) ³

Sulfonamidas (SAs)	Hong-Kong	(WU et al., 2016) ³
	China	(HE et al., 2016) ^{1,3}
	Tailândia	(RICO et al., 2014) ^{3,5}
	Alemanha	(HAMSCHEER; PAWELZICK; HOPER, 2005) ^{1,2,4}
	Brasil	(PINHEIRO et al., 2013) ³
	Polônia	(GBYLIK-SIKORSKA et al., 2015) ³
	China	(WEI et al., 2016) ¹
	China	(LI et al., 2015) ^{1,2}
	República Tcheca	(KOBA et al., 2016) ¹
	EUA	(HO et al., 2013) ¹
	Malásia	(CHENG et al., 2016) ^{1,2,4}
	Bolívia	(ARCHUNDIA et al., 2017) ^{1,3,4}
	China	(BEN et al., 2017) ^{1,2}
	Coréia do Sul	(KIM; LEE; CHOI, 2015) ³
	Hong-Kong	(WU et al., 2016) ³
China	(HE et al., 2016) ^{1,3}	
China	(LI et al., 2012) ^{3,5}	
Reino Unido	(PETRIE et al., 2015) ³	
Taiwan	(YANG; HSIAO; CHANG, 2016) ²	
Macrolídeos (MLs)	China	(LI et al., 2015) ^{1,2}
	China	(ZHANG et al., 2016) ¹
	EUA	(HO et al., 2013) ¹
	Malásia	(CHENG et al., 2016) ^{1,2,4}
	China	(SUI et al., 2016) ^{1,2}
	Coréia do Sul	(KIM; LEE; CHOI, 2015) ³
	Hong-Kong	(WU et al., 2016) ³
Fluoroquinolonas (FQs)	China	(LI et al., 2012) ^{3,4}
	Reino Unido	(PETRIE et al., 2015) ³
	Polônia	(GBYLIK-SIKORSKA et al., 2015) ³
	China	(WEI et al., 2016) ¹
	Áustria	(MARTÍNEZ-CARBALLO et al., 2007) ^{1,2}
	Coréia do Sul	(KIM; LEE; CHOI, 2015) ³
	Hong-Kong	(WU et al., 2016) ³
	China	(LI et al., 2012) ^{3,5}
	Tailândia	(RICO et al., 2014) ^{3,5}

Matrizes Ambientais: Solo¹; Dejeito Animal²; Água Superficial³; Água Subterrânea⁴, Sedimento⁵

Os diferentes autores, listados na Tabela 1, apontam contaminação de diversas matrizes ambientais (Solo; Água Superficial; Água Subterrânea e Sedimento). Como

observado ainda na tabela 1, às principais pesquisas atualmente concentram-se na Ásia, especialmente na China. Pesquisas na América do Sul e em especial no Brasil, sobre este tema são incipientes. Neste sentido, relata-se como um destes poucos exemplos, o trabalho de PINHEIRO et al. (2013), realizado no Brasil, onde avaliaram a contaminação de águas superficiais contaminadas com fármacos veterinários. Entretanto, denota-se a necessidade de um olhar mais aprofundado pela comunidade científica sobre a problemática dos fármacos veterinários e seus impactos ambientais, através da realização de mais pesquisas, especialmente em países onde a atividade suinícola tem um papel de destaque, como no Brasil.

2.4 LEGISLAÇÃO APLICADA AOS FÁRMACOS VETERINÁRIOS NO BRASIL E NO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

Outro aspecto importante que precisa ser abordado é a questão relacionada às legislações que tratam da quantificação dos produtos com potencial contaminante. A atual demanda, consumo e produção de determinados compostos, com características e composição diversificada, como dos fármacos veterinários, faz surgir a necessidade de legislações específicas para o descarte adequado destes contaminantes, especialmente, para o caso daqueles que ainda não possuem normatização (RODRIGUES-SILVA; MANIERO; GUIMARÃES, 2014).

No caso do Brasil, ainda não se possui legislações específicas que disponham e regulamentem os limites máximos de resíduos (LMR) de medicamentos veterinários para amostras ambientais (solo e água), bem como para a disposição final de efluentes. As atuais legislações, somente normatizam parâmetros aceitáveis para o consumo humano de água e para o lançamento de efluentes e suas concentrações. As legislações são respectivamente a Portaria 2.914 do Ministério da Saúde (MS) que trata da qualidade da água e sua potabilidade (BRASIL, 2011), sobre o lançamento de efluentes, que tratam as Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 (BRASIL, 2005, 2011). No que se refere ao Estado do Rio Grande do Sul, destaca-se a Resolução CONSEMA 355/2017, que estabelece os padrões de emissões de efluentes líquidos em águas superficiais. Em relação a concentrações de substâncias em solos e águas subterrâneas, o Brasil possui a Resolução CONAMA 420/2009 (BRASIL, 2009), que trata dos critérios e valores orientadores da qualidade em relação à presença de substâncias

químicas, porém nenhuma normativa ou resolução traz algum parâmetro para qualquer classe de antibiótico, como pode ser observado junto a Tabela 2.

Tabela 2 - Legislações ambientais e suas concentrações máximas de substâncias químicas em diferentes legislações.

Substâncias	Portaria MS 2.914/2011	Res. CONAMA 357/2006 ¹ 430/2011 ²	Res. CONAMA 420/2009		Res. CONSEMA 355/2017
			Solo seco	Água	
Mercúrio total	0,001 mg L ⁻¹	0,0002 mg L ⁻¹ Hg ¹ 0,01 mg L ⁻¹ Hg ²	0,06 mg kg ⁻¹	0,1	0,01 mg L ⁻¹
Acrilamida	0,5 µg L ⁻¹	0,5 µg L ⁻¹	-	-	-
Benzeno	5 µg L ⁻¹	1,2 mg L ⁻¹	0,06 mg kg ⁻¹	5 µg L ⁻¹	-
Aldrin¹	0,03 µg L ⁻¹	0,005 µg L ⁻¹	0,003 ¹ mg kg ⁻¹	0,03 µg L ⁻¹	(a)*
Dieldrin²			⁻¹	L ⁻¹	
			0,2 ² mg kg ⁻¹		
DDT	1 µg L ⁻¹	0,002 µg L ⁻¹	0,55 mg kg ⁻¹	2 µg L ⁻¹	(b)*
Glifosato	500 µg L ⁻¹	65 µg L ⁻¹	-	-	-

(a)*Aldrin; (b)* DDT: proibido o lançamento em corpos hídricos.

Nas portarias e normativas citadas, são encontrados alguns compostos químicos, ditos emergentes, que já possuem diretrizes e concentrações estabelecidas, como por exemplo, substâncias oriundas de agrotóxicos e de derramamento de combustíveis. Entretanto, em casos onde não se possua parâmetros pré-estabelecidos pelas legislações específicas, o órgão ambiental, por meio de parecer técnico, poderá fixar padrões para outras substâncias não listadas pela normativa CONSEMA 355/2017, devido ao desenvolvimento constante de novas substâncias (RIO GRANDE DO SUL, 2017), tornando-se esta uma alternativa a falta de padrões destes compostos. No entanto, considerando-se que diversos autores em diferentes países já tem registrada a presença de resíduos fármacos, especialmente dos antibióticos, em diferentes matrizes ambientais como contaminantes (Tabela 1), inclusive no Brasil (PINHEIRO et al., 2013), torna-se fundamental e urgente a necessidade de estabelecimento de legislações específicas e adequadas que regulamentem os LMR de medicamentos veterinários em amostras ambientais no país.

2.5 MÉTODOS PARA DETERMINAÇÃO DE RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS EM AMOSTRAS AMBIENTAIS

A crescente demanda analítica, criada pelo aumento de estudos e pesquisas de monitoramento ambiental, tem elevado a necessidade de técnicas capazes de detectar compostos fármacos (LÓPEZ-SERNA et al., 2010). Neste sentido, os resíduos de fármacos veterinários tornaram-se a classe de poluentes emergentes, mais analisada nas últimas décadas (BOLEDA; GALCERAN; VENTURA, 2013). Os avanços tecnológicos tanto em equipamentos, como em sistemas de detecção, estão viabilizando a mensuração e identificação destes poluentes em concentrações muito baixas (IDE et al., 2016), o que possibilita a geração de conhecimento e entendimento de seu comportamento e de suas interações com os diversos meios absorventes, como por exemplo, a matéria orgânica (SILVA; COLLINS, 2011).

Os grandes desafios da determinação e monitoramento dos fármacos veterinários estão relacionados aos seus níveis de detecção, que normalmente encontram-se na faixa de $\mu\text{g/L}$ e ng/L (BARBOSA et al., 2016; DAGHRIR; DROGUI, 2013; PACHECO-SILVA; SOUZA; PUCKOWSKI et al., 2015; RIBEIRO et al., 2015), e também pela dificuldade em padronização dos métodos analíticos, necessária para torná-los eficientes e eficazes na identificação e quantificação destas substâncias. Outra barreira a ser considerada, é a variabilidade das diversas amostras ambientais (SOSA-FERRERA; MAHUGO-SANTANA; SANTANA-RODRÍGUEZ, 2013), receptoras dos compostos emergentes, que engloba desde os recursos hídricos (KIM; LEE; CHOI, 2015; RICO et al., 2014; SEGURA et al., 2015), o solo (HAMSCHEER, G; PAWELZICK, H. T; HOPER, H; 2005; HO et al., 2013; MARTÍNEZ-CARBALLO et al., 2007; SUI et al., 2016), materiais sedimentáveis (LI et al., 2015), tornando a determinação ainda mais complexa.

Atualmente o método mais utilizado para a identificação de resíduos de fármacos veterinários é baseado na cromatografia líquida (LC, do inglês, *liquid chromatography*) (BOLEDA; GALCERAN; VENTURA, 2013; GBYLIK-SIKORSKA et al., 2015; IDE et al., 2016; LÓPEZ-SERNA et al., 2010), seguido pelo processo de extração de fase sólida (SPE, do inglês, *Solid Phase Extration*). A CL possui a capacidade de separação dos elementos presentes em uma única amostra, facilitando a identificação de vários componentes químicos ao mesmo tempo. A técnica de CL acoplada ao Espectrômetro de Massas (MS) está sendo

utilizada (LÓPEZ-SERNA et al., 2010), devido à grande sensibilidade e precisão, além da rapidez e do melhor custo benefício (LÓPEZ-SERNA et al., 2010; PRESTES et al., 2013).

Com o avanço das técnicas de CL para análise destes resíduos, evidenciaram-se várias vantagens desde a redução do volume da amostra, eliminação da perda pela seca do cartucho (coluna), resultando na redução do tempo das análises, e também a minimização do volume de solventes orgânicos consumidos durante as análises (SOSA-FERRERA; MAHUGO-SANTANA; SANTANA-RODRÍGUEZ, 2013). A Tabela 3 apresenta alguns trabalhos desenvolvidos com vistas no monitoramento de poluentes emergentes e suas técnicas de extração.

Tabela 3 - Trabalhos desenvolvidos para o monitoramento de poluentes emergentes e suas técnicas de extração

Compostos	Matriz	Limpeza	Coluna	Métodos Extração	Autores
45 fármacos veterinários	Água	SPE	C 18	LC-MS	(GBYLIK-SIKORSKA et al., 2015)
13 fármacos veterinários	Efl. e solo	SPE	C 18	HPLC-MS/MS	(WEI et al., 2016)
15 antibióticos veterinários	Efl. suíno e solo	SPE	C 18	UPLC-MS/MS	(LI et al., 2015)
9 antibióticos e 01 hormônio veterinários	Efl. defrango	SPE	C 18	LC-MS/MS	(HO et al., 2013)
Clorotetraciclina	Efl. doméstico	SPE	-	LDTD-MS/MS	(PULICHARLA et al., 2017)
12 antibióticos	Água sup.	SPE	C 18	HPLC-MS/MS	(WU et al., 2016)
18 antibióticos	Água sup. Efl. suíno Solo	SPE – HLB EU-SAX HLB	-	RRLC-MS LC-MS/MS	(HE et al., 2016)
3 antibióticos	Solo	Ultra-sônica	C 18	LC-MS/MS	(KOBAYASHI et al., 2016)
Grupo de	Água sup.	SPE	C18	LC-HRMS	(ARCHUNDIA et al.,

antibióticos	Água sub.				2017)
	Solo				
90 compostos emergentes – antibióticos	Água sup.	SPE - MAE	C 18	UPLC-MS/MS	(PETRIE et al., 2015)

LC: Cromatografia Líquida; MS: Espectrometria de Massas; SPE: Extração em Fase Sólida; UAE: Extração Assistida por Ultra-Som; MAE: Extração Assistida por Micro-ondas; DLLME-SFO: Microextração Líquido-Líquido dispersiva baseada na solidificação de massa orgânica decaída flotada; HSSE: Extração de Solvente de alta velocidade; UFLC: Cromatografia Líquida de ultra eficiência; UHPLC: Cromatografia Líquida de Pressão Ultra Elevada; SPME: Micro-Extração Fase Sólida; PLE: Extração Líquida Pressurizada; LPME: Micro-Extração Fase-Líquida; Efl: efluente; sup: superficial; sub: subterrânea.

A demanda pela redução dos volumes de solventes e outros compostos utilizados para a detecção dos fármacos veterinários vem ampliando esforços para a adaptação e preparação de amostras existentes. Técnicas de Micro-Extração permitiram o enriquecimento das amostras e a minimização do consumo de solventes, evitando a poluição ambiental. Podem-se citar as técnicas de Micro-Extração de Fase-Sólida (SPME), Extração de Sorvente de Mexer-Barra (SBSE) e Micro-Extração de Fase-Líquida (LPME) (SOSA-FERRERA; MAHUGO-SANTANA; SANTANA-RODRÍGUEZ, 2013). A técnica de SPME é um método de extração com poucas vantagens em relação à SPE, esbarrando em seu alto custo, fragilidade e a falta de seletividade na extração de compostos em matrizes complexas. A desvantagem principal desta técnica é a necessidade de amostras muito limpas requerendo instrumentação especial e experiência do operador (SOSA-FERRERA; MAHUGO-SANTANA; SANTANA-RODRÍGUEZ, 2013).

Com o avanço das diversas técnicas analíticas, nota-se uma crescente utilização de técnicas baseadas na área da cromatografia líquida aplicada à detecção de poluentes emergentes. Esta técnica atualmente é de grande valia para a padronização e quantificação de novos padrões ambientais destes compostos, auxiliando assim, na análise e monitoramento dos mesmos, com a finalidade de acompanhamento ou mesmo fiscalizações e, contribuição na redação posterior de normativas e legislações.

2.6 SISTEMA DE TRATAMENTO DOS RESÍDUOS DE FÁRMACOS VETERINÁRIOS

A proposição de métodos e processos de tratamento de efluentes orgânicos ou industriais contaminados por resíduos de medicamentos veterinários é um desafio para gestores e técnicos. Os atuais sistemas de tratamento de efluentes de indústrias químicas têm utilizado processos físico-químicos devido à grande gama de compostos produzidos no efluente oriundo dos processos produtivos, tornando o tratamento mais complexo, como por exemplo, os processos oxidativos avançados (RODRIGUES-SILVA; MANIERO; GUIMARÃES, 2014), além de outras metodologias que já estão sendo testadas, como por exemplo, a utilização de membranas biológicas e não biológicas (Osmose Reversa, Ultrafiltração e Nanofiltração) (YASSER et al., 2010).

Os efluentes orgânicos gerados em granjas de produção de animais partem para processos biológicos, que são utilizados devido à potencialidade de tratar uma grande quantidade de efluentes ao mesmo tempo. Muitos compostos emergentes, os quais não são biodegradáveis, podem atingir taxas de remoção de 50%, em processos de lodos ativados e sistemas de lagoas (MELO et al., 2009). As estações de tratamento de efluentes possuem sua eficiência de remoção de fármacos veterinários dependente dos métodos de tratamento aplicado, e também dos vários fatores de operação relacionados, que vão, desde a idade do lodo, tempo de detenção hidráulica, temperatura (LÓPEZ-SERNA et al., 2010).

Tecnologias que busquem a redução dos resíduos de medicamentos veterinários, principalmente antibióticos encontrados em efluentes industriais e orgânicos, que são dispostos como biofertilizante no solo, são uma necessidade para minimizar os impactos ambientais gerados por estes compostos (HO et al., 2013).

Entre as várias tecnologias e sistemas de tratamento para diferentes origens e composições de efluentes orgânicos, entre eles o dejetos de suínos, a compostagem tem se mostrado como uma proposta prática e de baixo custo (HO et al., 2013; WEI et al., 2016), classificada ainda como um método limpo e viável (WU et al., 2017) para a correta gestão destes resíduos. Esta técnica pode ser uma alternativa para o tratamento de efluentes em pequenas propriedades suinícolas, situadas em regiões com alta concentração de suínos e com pouca área agricultável disponível para disposição final dos efluentes, bem como, tornar-se uma proposta viável para o tratamento de antibióticos veterinários (HO et al., 2013; KIM et al., 2012; LIU et al., 2015a; WEI et al., 2016).

O tratamento de resíduos orgânicos por meio da compostagem reduz o volume dos efluentes, inativa e imobiliza patógenos, nutrientes e medicamentos veterinários (LIU et al., 2015; MITCHELL et al., 2015; QIAN et al., 2016; ZHANG et al., 2016), produzindo por fim, um subproduto (substrato), com valoração econômica e agrônômica (OMAR et al., 2014). O

decaimento da concentração de medicamentos veterinários por meio da compostagem tem sido pesquisado por diversos autores (LIU et al., 2013; MITCHELL et al., 2015; MORTIER; VELGHE; VERSTICHEL, 2016; OMAR et al., 2014; QIAN et al., 2016; WANG et al., 2016; ZHANG et al., 2016), para diferentes tipos de efluentes e resíduos orgânicos.

Bao et al. (2009) observou o declínio de 27% de CTC (clorotetraciclina) em efluentes suínos e 92% em esterco de aves, em um sistema de compostagem durante 42 dias. Mitchell et al. (2015) analisou o declínio de 4 antibióticos (florfenicol, sulfadimetoxina, sulfametazina e tilosina) durante o processo de compostagem de efluentes domésticos, constatando um decaimento entre 95 a 99% dos antibióticos após 21 dias de testes. Kim et al. (2012), avaliou o decaimento de antibióticos durante o processo de compostagem e registrou 96% de redução nos teores de tetraciclina, 99% para as sulfonamidas, e 95% para os macrolídeos. Em trabalho realizado por LIU et al. (2015), após 35 dias de compostagem de efluente suíno em escala de bancada, não foi mais detectada a presença de antibióticos do grupo sulfonamidas (Sulfametazina (SMZ) e Sulfametoxazol (SMX)).

Contudo, este processo como proposta de tratamento de resíduos de medicamentos veterinários de diferentes classes, ainda não foi desenvolvido no Brasil, evidenciando a necessidade de pesquisas voltadas ao tratamento dos resíduos de medicamentos veterinários para minimizar os potenciais riscos ambientais causados por estes contaminantes, uma vez que em contato com as matrizes ambientais podem ficar acumulados no solo, bem como, serem lixiviados para os recursos hídricos, com potencial de contaminação dos seres humanos (ZHANG et al., 2016a). Sendo assim, embora exista um grande potencial de ocorrer redução significativa dos resíduos fármacos veterinários no efluente de suínos a ser utilizado como biofertilizante, através do uso do processo de compostagem destes, garantindo assim, a redução dos impactos ambientais associados ao uso destes produtos no ambiente, trabalhos relacionadas a este tema precisam ser executados.

2.7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A potencialidade de contaminação de matrizes ambientais por resíduos de fármacos veterinários traz a tona uma problemática ainda pouco abordada no país, o qual possui amplo sistema de produção de animais, em especial, associado à cadeia produtora de suínos. Diversos estudos apontam para a existência de contaminação em matrizes ambientais ao redor do mundo, especialmente nos principais países produtores de proteína animal, tanto na Ásia quanto na Europa. Isto reforça a necessidade de maiores estudos acerca desta problemática, e

seus impactos junto ao meio ambiente, mas também de otimização dos processos de tratamento capazes de minimizar ou degradar estes contaminantes. Neste sentido, torna-se fundamental o avanço e o advento de tecnologias para a detecção, especialmente a Cromatografia Líquida acoplada com Espectrometria de Massa-Massa, a qual está viabilizando a mensuração destes compostos, mesmo em escala na ordem de micro e nano-gramas. No que se refere às possibilidades de redução dos compostos fármacos em efluentes de suínos, uma das principais alternativas a serem estudadas é a Compostagem como proposta de tratamento do efluente contaminado com resíduos de fármacos veterinários, pois é uma alternativa de baixo custo, não demanda de mão de obra especializada junto a propriedade e de fácil implementação, além de tratar grandes quantidades de efluentes, permitindo o uso do composto como fertilizante orgânico. Entretanto, estudos sobre o uso desta prática associada ao monitoramento e à redução dos resíduos fármacos em dejetos de suínos no Brasil, ainda precisam ser desenvolvidos.

2.8 REFERÊNCIAS

- ABCS. Associação Brasileira de Criadores de Suínos. ABCS e representantes de agroindústrias se reúnem para discutir Projeto de Lei sobre produção integrada. Disponível em <http://www.abcs.org.br/informativo-abcs>. Janeiro de 2014.
- AMÉRICO, J.H.P.; ISIQUE, W.D.; MINILLO, A.; CARVALHO, S.L.; TORRES, N.H. Fármacos em uma estação de tratamento de esgoto na região Centro-oeste do Brasil e os riscos aos recursos hídricos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Porto Alegre, v.17, n.3, p.61-67, 2012.
- ARAUJO, K.; NEVES, M.; SÁ, M.; SILVA, L.; BRITO, N. Fármacos residuais: um problema de caráter ambiental. In: CONGRESSO DE PESQUISA E INOVAÇÃO DA REDE NORTE NORDESTE DE EDUCAÇÃO TECNOLÓGICA, Maceió, AL. Anais... Maceió: Instituto Federal de Alagoas, 2010.
- ÁLVAREZ, M. S. et al. Antibiotics in swine husbandry effluents: Laying the foundations for their efficient removal with a biocompatible ionic liquid. **Chemical Engineering Journal**, v. 298, p. 10–16, 2016.
- AN, J. et al. Antibiotic contamination in animal manure , soil , and sewage sludge in Shenyang , northeast China. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 6, p. 5077–5086, 2015.
- ARCHUNDIA, D. et al. Antibiotic pollution in the Katari subcatchment of the Titicaca Lake: Major transformation products and occurrence of resistance genes. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 671–682, 2017.
- AWASTHI, M. K. et al. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 589–601, ago. 2017.
- BAO, Y. et al. Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. **Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1416–1423, abr. 2009.

BARBOSA, M. O. et al. **Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495** *Water Research* Elsevier Ltd, , 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.047>>

BÁRTÍKOVÁ, H.; PODLIPNÁ, R.; SKÁLOVÁ, L. Veterinary drugs in the environment and their toxicity to plants. **Chemosphere**, v. 144, p. 2290–2301, 2016.

BEN, W. et al. Dissemination of antibiotic resistance genes and their potential removal by on-farm treatment processes in nine swine feedlots in Shandong Province, China. **Chemosphere**, v. 167, p. 262–268, 2017.

BERENDSEN, B. J. A. et al. The persistence of a broad range of antibiotics during calve, pig and broiler manure storage. **Chemosphere**, v. 204, p. 267–276, ago. 2018.

BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1052–1062, 2018.

BOLEDA, M. R.; GALCERAN, M. T.; VENTURA, F. Validation and uncertainty estimation of a multiresidue method for pharmaceuticals in surface and treated waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1286, p. 146–158, 2013.

BONDARCZUK, K.; MARKOWICZ, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. **Environment International**, v. 87, p. 49–55, fev. 2016.

CADONÁ, E. A. et al. Utilização de Adubação Orgânica com Dejetos de Suínos e Contaminação de Água e de Solo por Coliformes Utilization of organic fertilization with pig slurry and contamination of water and soil. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1601–1609, 2016.

CAVALETTI, L. B. Avaliação do sistema de compostagem mecanizada para dejetos suínos. 2014.

CENTNER, T. J. Recent government regulations in the United States seek to ensure the effectiveness of antibiotics by limiting their agricultural use. **Environment International**, v. 94, p. 1–7, 2016.

CHEN, C. et al. Effect of composting and soil type on dissipation of veterinary antibiotics in land-applied manures. **Chemosphere**, v. 196, p. 270–279, 2018.

CHEN, K. L.; LIU, L. C.; CHEN, W. R. Adsorption of sulfamethoxazole and sulfapyridine antibiotics in high organic content soils. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 1163–1171, 2017.

CHEN, Z. et al. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 37, p. 172–178, 2015.

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**, p. 1–11, 2017.

CHRISTOFF, A. P. et al. Bacterial identification through accurate library preparation and high-throughput sequencing. **White Paper: Bacterial NGS Sequencing**, n. May 2017, 2017.

CHU, Y. et al. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 10, p. 1505–1511, 2017a.

CHU, Y. et al. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 10, p. 1505–1511, 2017b.

- CORATO, U. DE et al. Microbiota from ‘next-generation green compost’ improves suppressiveness of composted Municipal-Solid-Waste to soil-borne plant pathogens. **Biological Control**, v. 124, n. May, p. 1–17, 2018.
- DAGHRIR, R.; DROGUI, P. Tetracycline antibiotics in the environment: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 11, n. 3, p. 209–227, 2013.
- DOLLIVER, H.; GUPTA, S.; NOLL, S. L. Antibiotic Degradation during Manure Composting. **Journal of Environmental Quality**, v. 1, n. December, p. 1245–1253, 2008.
- DU, L.; LIU, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 309–327, 2012.
- EZZARIAI, A. et al. Evaluation of the antibiotics effects on the physical and chemical parameters during the co-composting of sewage sludge with palm wastes in a bioreactor. **Waste Management**, v. 68, p. 388–397, 2017.
- FAROUK, F.; AZZAZY, H. M. E.; NIESSEN, W. M. A. Challenges in the determination of aminoglycoside antibiotics, a review. **Analytica Chimica Acta**, v. 890, p. 21–43, 2015.
- FRANKE-WHITTLE, I. H. et al. Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 632–641, 2014.
- GBYLIK-SIKORSKA, M. et al. Chemosphere Liquid chromatography – tandem mass spectrometry multiclass method for the determination of antibiotics residues in water samples from water supply systems in food-producing animal farms. **CHEMOSPHERE**, v. 119, p. 8–15, 2015.
- GELBAND, H. et al. **State of the world’s antibiotics**. [s.l: s.n.].
- GONZALEZ RONQUILLO, M.; ANGELES HERNANDEZ, J. C. Antibiotic and synthetic growth promoters in animal diets: Review of impact and analytical methods. **Food Control**, 2015.
- GOU, M. et al. Aerobic composting reduces antibiotic resistance genes in cattle manure and the resistome dissemination in agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 1300–1310, 2018.
- GU, W. et al. Fungi diversity from different depths and times in chicken manure waste static aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 447–453, 2017.
- GUO, C. et al. Development of a modified QuEChERS method for the determination of veterinary antibiotics in swine manure by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography B**, v. 1027, p. 110–118, 2016.
- GUSAIN, R.; PANDEY, B.; SUTHAR, S. Composting as a sustainable option for managing biomass of aquatic weed Pistia: A biological hazard to aquatic system. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 803–812, 2018.
- HACHMANN, T. L. et al. Resíduos de aves e suínos : Potencialidades Poultry and swine waste : potential. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, p. 59–65, 2013.
- HAMSCHER, G. et al. DIFFERENT BEHAVIOR OF TETRACYCLINES AND SULFONAMIDES IN SANDY SOILS AFTER REPEATED FERTILIZATION WITH LIQUID MANURE. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 4, p. 861–868, 2005.
- HE, L. Y. et al. Discharge of swine wastes risks water quality and food safety: Antibiotics and antibiotic resistance genes from swine sources to the receiving environments. **Environment**

International, v. 92–93, p. 210–219, 2016.

HO, Y. BIN et al. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 476–484, 2013.

IDE, A. H. et al. Enhancement for trace analysis of sulfonamide antibiotics in water matrices using bar adsorptive microextraction (BA μ E). **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 129, p. 593–599, 2016.

KIM, C. et al. Determination of 18 veterinary antibiotics in environmental water using high-performance liquid chromatography-q-orbitrap combined with on-line solid-phase extraction. **Journal of Chromatography B**, v. 1084, p. 158–165, 1 maio 2018a.

KIM, C. et al. A review of analytical procedures for the simultaneous determination of medically important veterinary antibiotics in environmental water: Sample preparation, liquid chromatography, and mass spectrometry **Journal of Environmental Management**, jul. 2018b. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479718303864>>. Acesso em: 16 maio. 2018

KIM, K. et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. **Waste Management**, v. 32, p. 110–116, 2012.

KIM, Y.; LEE, K. B.; CHOI, K. Effect of runoff discharge on the environmental levels of 13 veterinary antibiotics: A case study of Han River and Kyungahn Stream, South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.

KNÄBEL, A. et al. Runoff of veterinary pharmaceuticals from arable and grassland-A comparison between predictions from model simulations and experimental studies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 218, p. 33–39, 2016.

KOBA, O. et al. Antibiotics degradation in soil: A case of clindamycin, trimethoprim, sulfamethoxazole and their transformation products. **Environmental Pollution**, 2016.

KUPPUSAMY, S. et al. Veterinary antibiotics (VAs) contamination as a global agro-ecological issue: A critical view. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 257, p. 47–59, 1 abr. 2018.

LALSAMTHARA, J.; LEE, J. H. Immunization of guinea pigs with Salmonella delivered anti-Brucella formulation reduces organs bacterial load and mitigates histopathological consequences of Brucella abortus 544 challenge. **Veterinary Immunology and Immunopathology**, v. 195, n. March 2017, p. 40–45, 2018.

LI, C. et al. Occurrence of antibiotics in soils and manures from greenhouse vegetable production bases of Beijing, China and an associated risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 521–522, p. 101–107, 2015.

LIU, B. et al. Effects of composting process on the dissipation of extractable sulfonamides in swine manure. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 284–290, 2015a.

LIU, B. et al. Effects of composting process on the dissipation of extractable sulfonamides in swine manure. **BIORESOURCETECHNOLOGY**, v. 175, p. 284–290, 2015b.

LIU, L. et al. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 91, n. 8, p. 1088–1093, 2013.

LIU, L. et al. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste**

Management, 2017a.

LIU, N. et al. Variations in the fate and risk analysis of amoxicillin and its degradation products during pig manure aerobic composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 346, p. 234–241, 2018.

LIU, P. et al. Removal of trace antibiotics from wastewater: A systematic study of nanofiltration combined with ozone-based advanced oxidation processes. **Chemical Engineering Journal**, v. 240, p. 211–220, 2014.

LIU, Y. et al. Gentamicin degradation and changes in fungal diversity and physicochemical properties during composting of gentamicin production residue. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 905–912, 2017b.

LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A. et al. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 406–416, 2015.

LOU, Y. et al. Sorption behavior of tetracyclines on suspended organic matters originating from swine wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, v. 65, p. 144–152, 2017.

LOURENZI, C. R. **DEJETOS DE SUÍNOS : PRODUÇÃO DE CULTURAS , EFEITOS NA MATÉRIA ORGÂNICA E NA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA, 2014.

LUCAS, D. et al. Fungal treatment for the removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in veterinary hospital wastewater. **Chemosphere**, v. 152, p. 301–308, 2016.

MA, S. et al. Bacterial community succession during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane under slight positive pressure. **Bioresource Technology**, v. 259, n. February, p. 221–227, 2018a.

MA, S. et al. Bacterial community succession during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane under slight positive pressure. **Bioresource Technology**, v. 259, p. 221–227, jul. 2018b.

MAO, H. et al. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 195–202, 2018.

MARTÍNEZ-CARBALLO, E. et al. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 570–579, 2007.

MBARECHE, H. et al. A next generation sequencing approach with a suitable bioinformatics workflow to study fungal diversity in bioaerosols released from two different types of composting plants. **Science of the Total Environment**, v. 601–602, p. 1306–1314, 2017.

MENG, X. et al. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 22–30, 2018a.

MENG, X. et al. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 22–30, 2018b.

MITCHELL, S. M. et al. Antibiotic degradation during thermophilic composting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 2, p. 1–12, 2015.

MOJICA, E.; AGA, D. S. Antibiotics Pollution in Soil and Water : Potential Ecological and

- Human Health Issues. **Encyclopedia of Environmental Health**, p. 97–110, 2011.
- MORTIER, N.; VELGHE, F.; VERSTICHEL, S. **Organic Recycling of Agricultural Digestion**. [s.l.] Elsevier Inc., 2016.
- NGUYEN, T. K. X. et al. Tiamulin removal by wood-rot fungi isolated from swine farms and role of ligninolytic enzymes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p. 147–154, 2017.
- OMAR, F. N. et al. Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process. **JES**, p. 1–14, 2014.
- ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140–157, 2017.
- ORSI, B. S. et al. Cefalosporinas : Sua Origem , Uso E Função Em ANIMAIS DE GRANDE E PEQUENO PORTE. **REVISTA CIENTÍFICA ELETRÔNICA DE MEDICINA VETERINÁRIA**, v. VII, n. 12, p. 1–8, 2009.
- PACHECO-SILVA, É.; DE SOUZA, J. R.; CALDAS, E. D. Resíduos de medicamentos veterinários em leite e ovos. **Química Nova**, v. 37, n. 1, p. 111–122, 2014.
- PEREIRA, L. M. **Tratamento de efluente farmacêutico veterinário por meio de ozonização catalítica homogênea em presença de íons Ferro**. [s.l.] UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 2014.
- PETRIE, B. et al. Multi-residue analysis of 90 emerging contaminants in liquid and solid environmental matrices by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1431, p. 64–78, 2015.
- PINHEIRO, A. et al. Veterinary antibiotics and hormones in water from application of pig slurry to soil. **Agricultural Water Management**, v. 129, n. 375, p. 1–8, 2013.
- PUCKOWSKI, A. et al. Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues in the environment: A review. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, 2015.
- PULICHARLA, R. et al. Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 34, p. 332–342, 2017.
- QIAN, M. et al. Occurrence of trace elements and antibiotics in manure-based fertilizers from the Zhejiang Province of China. **Science of the Total Environment**, v. 559, p. 174–181, 2016a.
- QIAN, X. et al. Variable effects of oxytetracycline on antibiotic resistance gene abundance and the bacterial community during aerobic composting of cow manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 315, p. 61–69, 2016b.
- QINGGEER et al. Screening of a microbial consortium with efficient corn stover degradation ability at low temperature. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 10, p. 2369–2379, 2016.
- REGITANO, J. B.; LEAL, R. M. P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal Brasileira. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 34, n. 3, p. 601–616, 2010.
- REINTHALER, F. . et al. Antibiotic resistance of E. coli in sewage and sludge. **Water Research**, v. 37, n. 8, p. 1685–1690, abr. 2003.

- RHOUMA, M.; BEAUDRY, F.; LETELLIER, A. Resistance to colistin: what is the fate for this antibiotic in pig production? **International Journal of Antimicrobial Agents**, v. 48, n. 2, p. 119–126, 2016.
- RIBEIRO, A. R. et al. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013 / 39 / EU. **Environment International**, v. 75, p. 33–51, 2015.
- RICO, A. et al. Use, fate and ecological risks of antibiotics applied in tilapia cage farming in Thailand. **Environmental Pollution**, v. 191, p. 8–16, 2014.
- RODRIGUES-SILVA, C.; MANIERO, M. G.; GUIMARÃES, J. R. Avaliação Da Atividade Antimicrobiana De Soluções De Flumequina Submetidas Aos Processos Eletroquímico E Foto-Eletroquímico. **Quimica Nova**, v. 37, n. 5, p. 789–795, 2014.
- RYCKEBOER, J. et al. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Annals of Microbiology**, v. 53, n. 4, p. 349–410, 2003.
- SÁ, M. F. et al. Dinâmica da população de coliformes durante a compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec**, v. 66, n. 4, p. 1197–1206, 2014.
- SA, T. M.; ISRAEL, D. W. Energy status and functioning of phosphorus-deficient soybean nodules. **Plant physiology**, v. 97, n. 3, p. 928–35, 1991.
- SÁNCHEZ, C. Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 2, p. 185–194, 2009.
- SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, n. 26, p. 136–153, 2017.
- SARMAH, A. K.; MEYER, M. T.; BOXALL, A. B. A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. **Chemosphere**, v. 65, n. 5, p. 725–759, 1 out. 2006.
- SEGURA, P. A. et al. Global occurrence of anti-infectives in contaminated surface waters: Impact of income inequality between countries. **Environment International**, v. 80, p. 89–97, 2015.
- SELVAM, A. et al. Fate of tetracycline, sulfonamide and fluoroquinolone resistance genes and the changes in bacterial diversity during composting of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 383–390, 2012.
- SELVAM, A.; ZHAO, Z.; WONG, J. W. C. Composting of swine manure spiked with sulfadiazine, chlortetracycline and ciprofloxacin. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 412–417, 2012.
- SHEN, G. et al. Adsorption and degradation of sulfadiazine and sulfamethoxazole in an agricultural soil system under an anaerobic condition: Kinetics and environmental risks. **Chemosphere**, v. 194, p. 266–274, 2018.
- SHI, W. et al. Surface modeling of soil antibiotics. **The Science of the total environment**, v. 543, n. Pt A, p. 609–19, 2016.
- SILIA, H. D. N. **Estudos sobre compostagem com lodo de ETE com vistas à aplicação em solo agrícola**. Santo André - SP: UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC Centro, 2015.
- SILVA, D. M. et al. Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, p. 1585–1594, 2015.

- SIVAGAMI, K. et al. Antibiotic usage, residues and resistance genes from food animals to human and environment: An Indian scenario. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 19 fev. 2018.
- SOLLIEC, M. et al. Fractionation and analysis of veterinary antibiotics and their related degradation products in agricultural soils and drainage waters following swine manure amendment. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 524–535, 2016.
- SOSA-FERRERA, Z.; MAHUGO-SANTANA, C.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Analytical methodologies for the determination of endocrine disrupting compounds in biological and environmental samples. **BioMed research international**, v. 2013, p. 674838, 2013.
- STEEL, H. et al. Factors influencing the nematode community during composting and nematode-based criteria for compost maturity. **Ecological Indicators**, v. 85, n. June 2017, p. 409–421, 2018.
- SUI, Q. et al. Distribution of antibiotic resistance genes (ARGs) in anaerobic digestion and land application of swine wastewater. **Environmental Pollution**, v. 213, p. 751–759, 2016.
- TANG, X. et al. Effects of long-term manure applications on the occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes (ARGs) in paddy soils: Evidence from four field experiments in south of China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 179–187, 2015.
- 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.
- TIAN, W. et al. Succession of bacterial communities during composting process as detected by 16S rRNA clone libraries analysis. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 78, p. 58–66, 2013.
- TIAN, X. et al. Fungal community and cellulose-degrading genes in the composting process of Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 374–383, 2017.
- TIEDEKEN, E. J. et al. Monitoring, sources, receptors, and control measures for three European Union watch list substances of emerging concern in receiving waters – A 20 year systematic review. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 1140–1163, 2017.
- VAN BOECKEL, T. P. et al. Global trends in antimicrobial use in food animals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, n. 16, p. 1–6, 2015.
- WANG, H. et al. Biostimulation of nutrient additions on indigenous microbial community at the stage of nitrogen limitations during composting. **Waste Management**, v. 74, p. 194–202, 2018a.
- WANG, J. et al. 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, 2016a.
- WANG, K. et al. Succession of bacterial community function in cow manure composing
Corresponding author : **Bioresource Technology**, n. June, 2018b.
- WANG, R. et al. Effect of red mud addition on tetracycline and copper resistance genes and microbial community during the full scale swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 1049–1057, 2016b.
- WEI, H. et al. Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process. **Bioresource Technology**, v. 256, p. 333–341,

2018.

WEI, R. et al. Occurrence of 13 veterinary drugs in animal manure-amended soils in Eastern China. **Chemosphere**, v. 144, p. 2377–2383, 2016.

WU, J. et al. Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 191–199, 2017.

WU, M. H. et al. Occurrence, fate and interrelation of selected antibiotics in sewage treatment plants and their receiving surface water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 132, p. 132–139, 2016.

XIE, W.-Y. et al. Changes in antibiotic concentrations and antibiotic resistome during commercial composting of animal manures. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 182–190, 1 dez. 2016.

YANG, F. et al. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, v. 36, p. 70–76, 1 fev. 2015.

YIN, Y. et al. Impact of copper on the diazotroph abundance and community composition during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 255, n. November 2017, p. 257–265, 2018.

YOUNGQUIST, C. P.; MITCHELL, S. M.; COGGER, C. G. Fate of Antibiotics and Antibiotic Resistance during Digestion and Composting: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 45, n. 2, p. 537, 2016.

ZHANG, H. et al. Residues and risks of veterinary antibiotics in protected vegetable soils following application of different manures. **Chemosphere**, v. 152, p. 229–237, 2016a.

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **WASTE MANAGEMENT**, 2015.

ZHANG, M. et al. Occurrence, fate and mass loadings of antibiotics in two swine wastewater treatment systems. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1421–1431, 2018a.

ZHANG, R. et al. Contributions of the microbial community and environmental variables to antibiotic resistance genes during co-composting with swine manure and cotton stalks. **Journal of Hazardous Materials**, 2018b.

ZHANG, X. X.; ZHANG, T.; FANG, H. H. P. Antibiotic resistance genes in water environment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 82, n. 3, p. 397–414, 2009.

ZHANG, Y. et al. Effects of adding different surfactants on antibiotic resistance genes and *intI1* during chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 545–551, 2016b.

ZHANG, Z. et al. Attenuation of veterinary antibiotics in full-scale vermicomposting of swine manure via the housefly larvae (*Musca domestica*). **Scientific reports**, v. 4, p. 6844, 2014.

ZHANG, Z. et al. Evaluation of aerobic co-composting of penicillin fermentation fungi residue with pig manure on penicillin degradation, microbial population dynamics and composting maturity. **BIORESOURCE TECHNOLOGY**, 2015.

ZHAO, X. et al. Environmental analysis of typical antibiotic-resistant bacteria and ARGs in farmland soil chronically fertilized with chicken manure. **Science of The Total Environment**, v. 593, p. 10–17, 2017.

ZHONG, X. Z. et al. A comparative study of composting the solid fraction of dairy manure with or without bulking material: Performance and microbial community dynamics. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 443–452, 2018.

2. ARTIGO 2 – COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO PARA DEGRADAÇÃO DE FÁRMACOS DE USO VETERINÁRIO

A demanda por proteína animal, em especial a suína, tem feito empresas e produtores buscarem técnicas para otimização dos atuais sistemas produtivos, assim como, a utilização de medicamentos, como por exemplo, antibióticos veterinários. A não absorção por completo pelo sistema digestivo dos animais gera efluentes com resíduos de fármacos de uso veterinário em sua composição. Os sistemas de tratamento de dejetos suínos (lagoas) possuem capacidade reduzida na degradação destes resíduos, surgindo então a necessidade de alternativas para o seu tratamento. A compostagem, com isso, pode se tornar uma alternativa para a degradação de fármacos de uso veterinário encontrados nos dejetos dos suínos. Assim, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a compostagem como técnica de degradação de 19 fármacos de uso veterinário, comumente utilizados na produção de suíno. Utilizou-se maravalha de eucalipto e efluente suíno, na proporção de 1:8 (1kg de maravalha, para oito litros de efluente suíno). Inicialmente contaminou-se 25 litros de dejetos suínos com os 19 compostos e misturou-se no sistema de compostagem (escala de bancada) por 150 dias. A técnica de quantificação e identificação dos compostos, bem como o decaimento foi empregando a cromatografia líquida de ultra alta eficiência acoplada à espectrometria de massas em série (UHPLC-MS/MS) com a etapa de limpeza por extração em fase sólida dispersiva (d-SPE). Como observou-se nos resultados ao final da compostagem, grupos como quilonomas, tetraciclinas e sulfonamidas apresentaram taxas de degradação de 99,4%, 99,4% e 97,2%, respectivamente. Já os antibióticos como sulfatiazol, clortetraciclina e tetraciclina apresentaram 100% de degradação durante o processo de compostagem. Sendo assim, a compostagem pode ser considerada apresenta-se como uma alternativa técnica viável para o tratamento de dejetos suínos contaminados por fármacos de uso veterinário, já que contribui para a degradação significativa dos mesmos.

Palavras-chave: Tratamento; degradação; produtivos; cromatografia; dejetos.

The demands for animal protein, especially pork, have made companies and producers search the optimization of current production systems, among them, the use of drugs, such as veterinary antibiotics. Not the absorption completely from the digestive systems of animals, generate effluents with residues with residues of veterinary drugs in their composition. The treatment systems of swine manure (lagoons) have a reduced capacity in the degradation of

these residues, and the need for alternatives to their treatment arises. The composting, therefore, may become an alternative to the degradation of veterinary antibiotics found in swine manure. The objective of this study was to evaluate composting as a technique for the degradation of 19 veterinary drugs commonly used in pig production. Eucalyptus shavings and swine effluent were used in the proportion of 1: 8 (1kg of wood, for eight liters of swine effluent). Initially 25 liters of swine was contaminated with the 19 compounds and mixed in the composting system (bench scale) for 150 days. The technique of identification of the antibiotics was by measuring the decay by ultra-high performance liquid chromatography coupled to mass spectrometry (UHPLC-MS / MS) with dispersive solid phase extraction (d-SPE). As results it was observed that at the end of the composting, groups such as Quilonomas, Tetracyclines and Sulfonamides presented degradation rates of (99.4%, 99.4% and 97.2%). However, antibiotics such as sulfathiazole, chlortetracycline and tetracycline showed 100% degradation during composting. With this, the composting is presented as a viable technical alternative for the treatment of swine manure contaminated with veterinary antibiotics.

Key words: Treatment; degradation; productive; chromatography; waste

3.1 INTRODUÇÃO

A alta demanda mundial por proteína animal fez com que países emergentes como Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul (BRICS), ampliassem os investimentos em sistemas de produção animal (KIM et al., 2018b). Neste contexto o Brasil possui destaque mundial na produção de proteína animal, especialmente a proteína oriunda da criação de suínos, sendo o 4º maior produtor mundial, e com um crescimento de 8% nas exportações da carne suína, alcançando mais de 3 milhões de toneladas/ano (USDA, 2018).

Este aumento na produção, advém do desenvolvimento e otimização dos atuais sistemas de criação, bem como do aumento na utilização de medicamentos de uso veterinário (MVs) (KIM et al., 2018a; KNÄBEL et al., 2016). Seus usos vão desde a prevenção de doenças (DU e LIU, 2012), promotores de crescimento (BÁRTÍKOVÁ; PODLIPNÁ; SKÁLOVÁ, 2016) e também, no tratamento de infecções bacteriológicas (BERENDSEN et al., 2018).

Os MVs podem ser classificados como antiparasitários, hormônios, antifúngicos, anti-inflamatórios, antimicrobianos (SARMAH; MEYER; BOXALL, 2006), sendo esta última

classe, a mais utilizada na forma de antibióticos. Os grupos de antibióticos veterinários (AVs) mais consumidos nos sistemas de produção de suínos são: Tetraciclina, Macrolídeos, Sulfonamidas e β -lactâmicos, (BÁRTÍKOVÁ; PODLIPNÁ; SKÁLOVÁ, 2016; BERENDSEN et al., 2018; DU e LIU, 2012; TASHO e CHO, 2016).

A entrada dos AVs no meio ambiente ocorre por meio de diferentes rotas, considerando-se desde a disposição inadequada de efluentes gerados pela indústria farmacêutica veterinária (FAROUK; AZZAZY; NIESSEN, 2015; SEGURA et al., 2015), falta de tratamentos adequados dos efluentes (KNÄBEL et al., 2016), até a disposição inadequada de frascos e recipientes de medicamentos veterinários (BÁRTÍKOVÁ; PODLIPNÁ; SKÁLOVÁ, 2016). Porém, a maior contribuição para a disseminação de (AVs) é a utilização do efluente contaminado, gerado pela suinocultura, como biofertilizante no solo (ARCHUNDIA et al., 2017; HAMSCHER et al., 2005; NGUYEN et al., 2017; PULICHARLA et al., 2017; REINTHALER et al., 2003; TASHO e CHO, 2016; TIEDEKEN et al., 2017; WU et al., 2016). Isso se deve ao fato de que o organismo do suíno não absorve por completo os AVs, excretando parte dos compostos, por meio das fezes e urina (AN et al., 2015; KUPPUSAMY et al., 2018; NGUYEN et al., 2017). Diversos autores apontam que em média, o organismo do suíno pode expelir de 30 a 90% do AVs ministrado (ÁLVAREZ et al., 2016; CHEN, WANG e WEN, 2017; CHU et al., 2017; KIM et al., 2018; KUPPUSAMY et al., 2018; MOJICA e AGA, 2011; SHI et al., 2016; SIVAGAMI et al., 2018; TANG et al., 2015; ZHANG et al., 2016), potencializando a contaminação de matrizes ambientais como o solo e a água (KUPPUSAMY et al., 2018; LOU et al., 2017; SARMAH, MEYER e BOXALL, 2006; SHEN et al., 2018), que se tornam locais potenciais para acumulação de resíduos de antibióticos no ambiente (GOU et al., 2018).

Com isso, surge à necessidade de alternativas para o tratamento de AVs, além da otimização dos atuais sistemas de tratamento de efluentes suínos, que podem, atualmente minimizar, mas não eliminar completamente a entrada de AVs no ambiente (ZHANG et al., 2018a), pois muitos sistemas não são configurados para tratar estes resíduos, normalmente presentes em baixas concentrações (BARBOSA et al., 2016). Uma das alternativas para a eliminação destes resíduos é a compostagem para o tratamento de efluente suíno contaminado por AVs (LIU et al., 2018; QIAN et al., 2016; YOUNGQUIST, MITCHELL e COGGER, 2016). A compostagem surge como uma técnica viável e limpa no tratamento de efluentes orgânicos (WU et al., 2017), contribuindo para a redução do volume de efluentes dispostos no solo (BAO et al., 2009), reciclagem de micro e macro-nutrientes como, por exemplo, N, P e K (ONWOSI et al., 2017), mas acima de tudo com um potencial de degradação de AVs (BAO et

al., 2009; CHEN et al., 2015; DOLLIVER, GUPTA e NOLL, 2008; EZZARIAI et al., 2017; GOU et al., 2018; KIM et al., 2012; LIU et al., 2015; MITCHELL et al., 2015; SELVAM, XU e ZHAO, 2012; WANG et al., 2016; XIE et al., 2016; YOUNGQUIST, MITCHELL e COGGER, 2016). Assim, o presente estudo teve por objetivo avaliar a compostagem de efluente suíno contaminado por fármacos veterinários como proposta de tratamento, capaz de contribuir para a degradação destes compostos.

3.2 EXPERIMENTAL

O estudo foi desenvolvido em um sistema de compostagem experimental contaminado com medicamentos de uso veterinário. A execução foi dividida em etapas, a primeira, foi a concepção do sistema de compostagem e dos resíduos a serem utilizados. A segunda consistiu na coleta de amostras durante a compostagem para envio para caracterização físico-química do composto em laboratório. Por fim, na última etapa, foram realizadas as coletas do composto para a caracterização da concentração destes resíduos ao longo do processo de compostagem.

3.2.1 Sistema de compostagem de efluente suíno contaminado com antibiótico veterinários

O sistema de compostagem foi desenvolvido em escala laboratorial, junto ao laboratório da 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). O processo de compostagem foi realizado em duas caixas de polietileno com capacidade de 0,25 m³ (Figura 1). Para a realização do estudo foram adicionados 25 kg de maravalha de eucalipto não tratado, oriunda de serraria local, com granulométrica > 6 mm, e densidade de 76,9 kg/m³, dentro das caixas de polietileno. Sobre esta cama de eucalipto foi aplicado de forma regular efluente da suinocultura contaminado com os fármacos de uso veterinário, descritos na Tabela 2. O efluente suíno foi coletado de granja de matrizes produtoras de leitões e armazenado em uma segunda caixa de polietileno com capacidade de 0,25 m³.

As análises foram realizadas durante o período de 150 dias de duração, sendo divididos em duas etapas: 1ª. Etapa do 1º a 120º dia, com injeção semanal de efluente suíno, e

a 2^o Etapa 121^o – 150^o dia, sem a adição de efluente suíno, para a estabilização do composto. A taxa de aplicação do efluente suíno foi de 1:8 em relação à massa de maravalha utilizada (1kg de maravalha para 8 litros de efluente suíno) conforme SÁ et al. (2014), que foi distribuído de acordo com a Tabela 1. Após a adição do efluente, a mistura (maravalha + efluente) foi revolvida manualmente a cada dois dias, até sua total homogeneização.

Tabela 1 – Quantidade de injeções de efluentes suínos no sistema de compostagem

Semanas	1 - 2	3 - 4	5 - 6	7 - 8	9 - 10	11- 12	13-16
Taxa de injeção (L/kg maravalha)	1,00	0,75	0,65	0,50	0,40	0,30	0,20

A contaminação do efluente suíno foi realizado com os princípios ativos de 19 medicamentos de uso veterinário comumente utilizados na atividade da suinocultura, no sul do País. Os produtos utilizados foram adquiridos junto a agropecuárias locais, divididos em oito (8) grupos funcionais, mostrados na Tabela 2. A contaminação do efluente ocorreu na primeira adição de efluente suíno (25 L, tempo inicial). Os antibióticos foram injetados e misturados ao efluente suíno, que logo após, o efluente contaminado foi inserido no sistema para o monitoramento dos efeitos da degradação. A dosagem média dos antibióticos, (mg/kg), foi realizada de acordo com a recomendações para animais de 80 kg, segundo a bula de cada antibiótico veterinário.

Figura 1 – Etapas do processo de compostagem de efluentes suínos contaminados com fármacos de uso veterinário (1) montagem do sistema de compostagem de efluente suíno; (2) etapa de contaminação dos fármacos de uso veterinário com efluente suíno; (3) etapa de amostragem e envio para análise físico-químicas e cromatográficas.

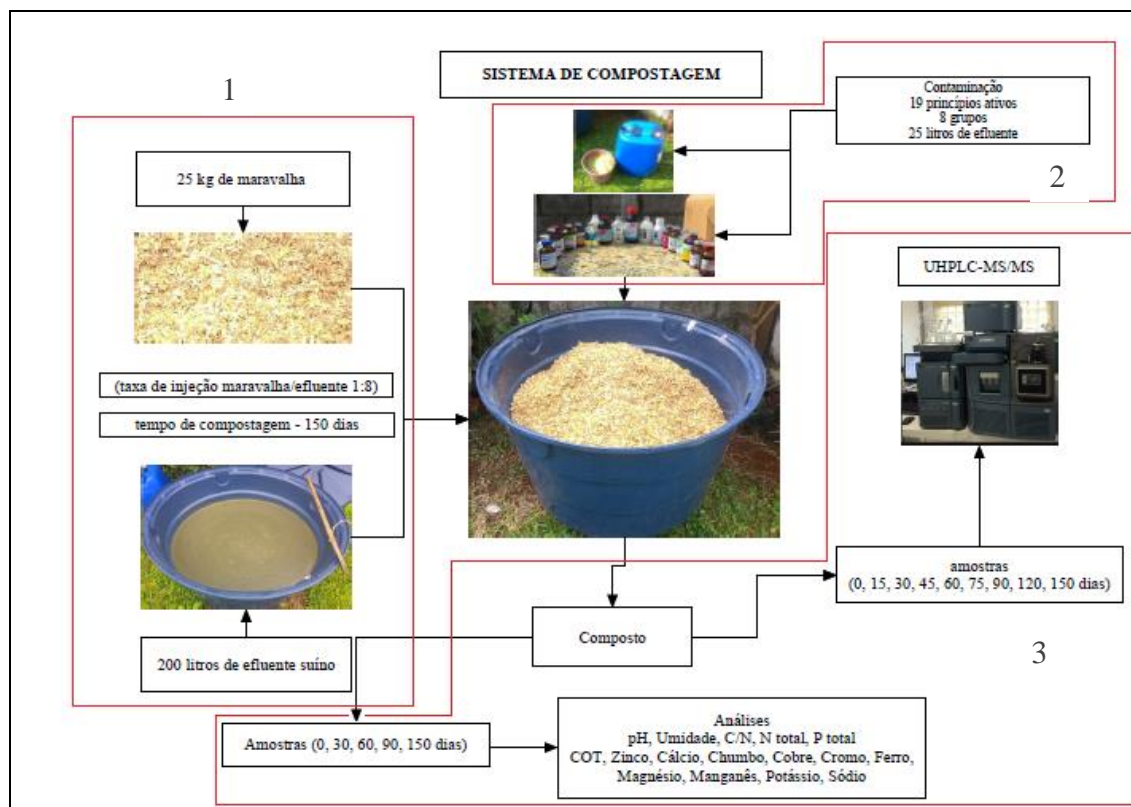


Tabela 2 – Grupos de fármacos de uso veterinário analisado e suas concentrações iniciais

Grupos	Antibióticos analisados	LOD (mg/kg)	LOQ (mg/kg)	Concentração inicial (mg/kg)
Sulfonamidas	Sulfametoxazol	0,006	0,02	273,32
	Sulfametazina	0,006	0,02	99,62
	Trimetoprima	0,006	0,02	93,56
	Sulfadiazina	0,006	0,02	87,99
	Sulfadoxina	0,006	0,02	81,71
	Sulfadimetoxina	0,006	0,02	77,35
	Sulfatiazol	0,006	0,02	25,18
Tetraciclina	Clortetraciclina	0,06	0,2	19,78
	Doxiciclina	0,006	0,02	2,29
	Tetraciclina	0,06	0,2	9,74
	Oxitetraciclina	0,06	0,2	52,71
Fluroquimolonas	Enrofloxacina	0,006	0,02	26,91
	Marbofloxacina	0,006	0,02	18,26

Anfenicóis	Florfenicol	0,006	0,02	31,7
Macrolídeos	Tilmicosina	0,024	0,08	13,34
	Tilosina	0,006	0,02	45,59
AINEs (Anti-inflamatório não esteroides)	Flunixinina	0,006	0,02	13,68
Avermectinas	Ivermectina	0,024	0,08	5,71
Quilonomas	Norfloxacina	0,006	0,02	9,09

LOD – limite de detecção. LQO - limite de quantificação

3.2.2 Coleta das amostras e análise físico-químicas do produto da compostagem

O monitoramento do processo de compostagem foi realizado pela medição direta do pH, temperatura e umidade, assim como por análises físico-químicas de amostras retiradas 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 inicial para pH, carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT), fósforo total (FT) e relação Carbono/Nitrogênio, podem ser observadas na Tabela 3. Para as análises físico-químicas do composto, foram realizadas retiradas de amostras de 0,50 kg, coletadas em diversas pontos e profundidades diferentes do sistema (amostragem composta) para garantir maior representatividade do material estudado (CHEN, WANG e WEN, 2017). As amostragens para as análises físico-químicas foram realizadas nos tempos: zero, 30, 60, 90 e 150 dias. As análises físico-químicas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

3.2.3 Determinação de resíduos de fármacos de uso veterinário em composto orgânico

A determinação de resíduos de medicamentos de uso veterinário foi realizada no Laboratório de Análises de Resíduos de Pesticidas (LARP), do Departamento de Química da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), RS. Neste estudo foram determinados os compostos: ciprofloxacina, cloranfenicol, clortetraciclina, clindamicina, danofloxacina, doxiciclina, eritromicina A, B, C, enrofloxacina, flunixinina, florfenicol, florfenicol amina, ivermectina, lincomicina, marbofloxacina, norfloxacina, oxitetraciclina, sarafloxacina,

sulfadiazina, sulfametoxazol, sulfametazina, sulfadimetoxina, sulfadoxina, sulfatiazol, tetraciclina, tilmicosina, tilosina, e trimetoprima

Os padrões sólidos dos analitos foram adquiridos da empresa Dr. Ehrenstorfer (Alemanha) e Witega (Alemanha), com pureza entre 95,0% e 99,6%. A solução padrão individual de cada analito foi preparada em uma concentração de 1000 mg L⁻¹ em acetonitrila. Após, uma solução contendo a mistura de todos os compostos na concentração de 10 mg L⁻¹ em acetonitrila. Estas soluções foram armazenadas em frascos âmbar a ± 5 °C.

O preparo das amostras de composto orgânico foi realizada de acordo com a extração sólido-líquido com limpeza por extração em fase sólida dispersiva (d-SPE, do inglês *dispersive solid phase extraction*) adaptado de Rizzetti et al. (2018) e analisadas por cromatografia líquida de ultra alta eficiência acoplada a espectrometria de massas em série (UHPLC-MS/MS, do inglês *ultra high performance liquid chromatography tandem mass spectrometry*). Para a extração sólido-líquido empregou-se a mistura dos solventes acetonitrila, metanol e solução aquosa 0,1 mol L⁻¹ de EDTA (do inglês, *ethylenediamine tetra acetic acid*) e para a limpeza dos extratos foi utilizado o sorvente EMR-Lipid[®]. Os extratos foram então agitados, centrifugados e filtrados. Antes da análise por UHPLC-MS/MS, as amostras foram diluídas em água ultrapura.

O sistema de detecção UHPLC-MS/MS, da Waters (EUA), é equipado com: 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). A determinação dos compostos alvo deste estudo foi realizada por eluição gradiente. A fase móvel empregada foi (A) água: metanol (98:2, v/v) e (B) metanol, ambas contendo 5 mol L⁻¹ de formiato de amônio e ácido fórmico 0,1% (v/v); com vazão de 0,250 mL min⁻¹. O tempo de corrida e o volume de injeção foram 4 minutos e 10 μL, respectivamente. O monitoramento de reações selecionadas foi empregado para a quantificação e identificação dos analitos.

Em cada tempo de amostragem (0, 15, 30, 45, 60, 75, 90 120 e 150 dias) foram retiradas 0,50 kg de amostras compostas, as quais foram condicionadas imediatamente sob uma temperatura de -20°C (CHEN; WANG; WEN, 2017), para posterior envio para análise.

3.2.4 Análise Estatística

Para a análise dos parâmetros observados (temperatura, pH), e dos dados de degradação por meio da compostagem dos medicamentos de uso veterinário foi avaliada utilizando a estatística descritiva, com auxílio do software *Statistica12*.

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados dos parâmetros (carbono orgânico total (COT), fósforo total (FT), nitrogênio total (NT) e a relação carbono/nitrogênio (C/N), do efluente suíno bruto e durante as fases da compostagem estão dispostos na Tabela 3.

Tabela 3 – Parâmetros analisados durante o processo de compostagem, caracterização do efluente suíno bruto e parâmetros físico-químicos do composto nos tempos 30, 60, 90 e 150 dias

Parâmetros	Efluente		Composto (mg/kg)			
	Bruto (mg/L)		30 d	60 d	90 d	150 d
	0 d					
COT	611	189*	183*	279*	292,7*	
FT	180	n.d.	3.643	4.848	99,2	
NT	744	3.242	3.352	3.364	12.965	
C/N	0,82	58,3	56	83	22,6	

*(g/kg); n.d – não detectado.

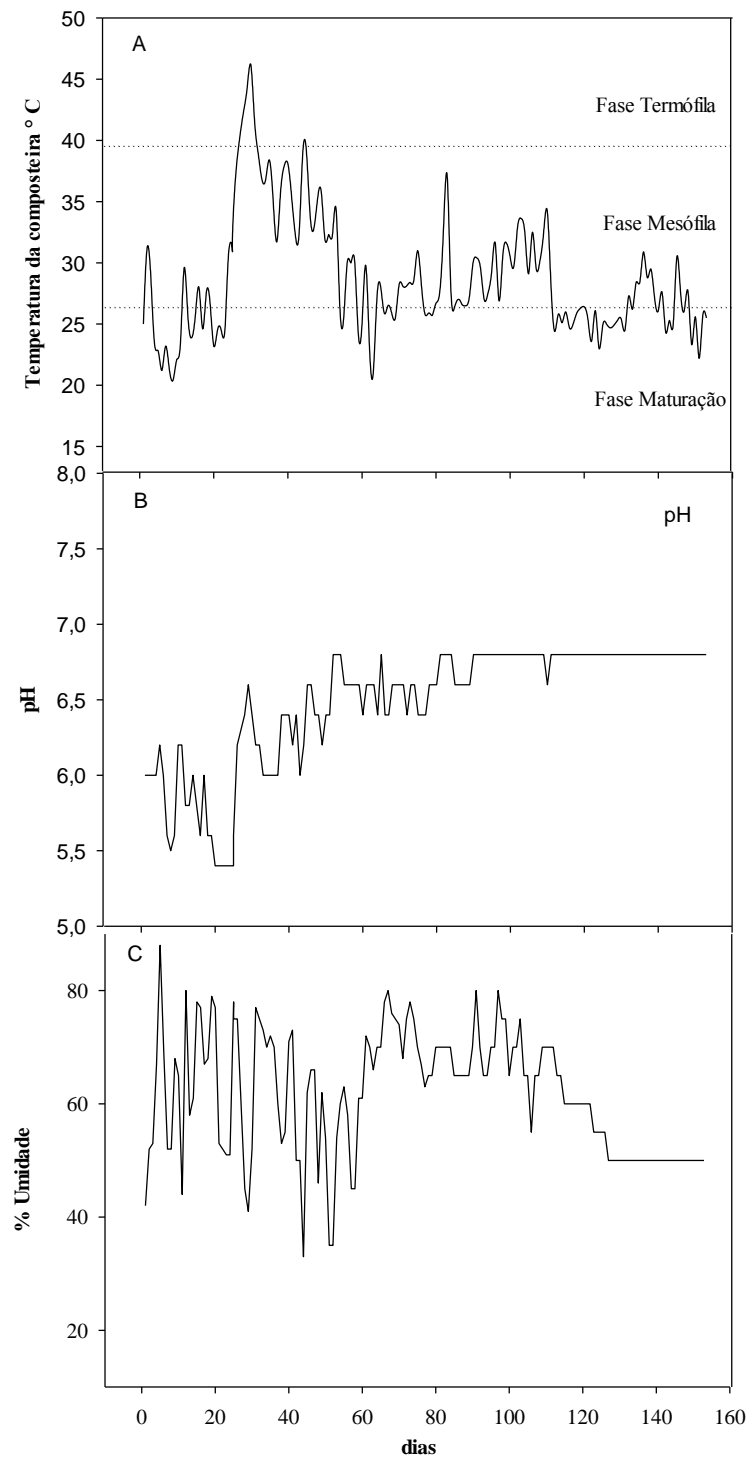
Os valores de COT passaram de 189 g kg⁻¹ para 292,7 g kg⁻¹. Contudo teve uma pequena baixa inicial, o que pode indicar que as taxas de degradação da matéria orgânica foi maiores na fase inicial da compostagem (FRANKIE – WHITTLE et al. 2014). Já valores referentes ao NT e FT foram de 3.242 para 12.965 mg kg⁻¹ e 3.643 para 99,2 mg kg⁻¹, respectivamente. O aumento do NT durante a compostagem esta relacionada a uma menor taxa de volatilização do nitrogênio, e por conseqüente maior mineralização deste composto (FRANKIE – WHITTLE et al. 2014). Em relação ao FT, no tempo 30 não foi detectado, o

que pode ter ocorrido uma falha de mensuração. Nos outros tempos analisados, houve um leve aumento nas suas concentrações, o que pode estar relacionado a injeção do efluente suíno na compostagem. Por fim, no tempo 150 d, houve uma diminuição, que pode estar ligada a fixação do nitrogênio, que de fato ocorreu no sistema, pois este processo consome energia, que é oriunda das moléculas de fósforo (SA; ISRAEL, 1991). Outro aspecto que pode estar relacionado com a queda no valor de fósforo, foi à baixa solubilização de fosfatos pelos micro-organismos, o que contribui para a não disponibilidade final deste mineral (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTROYA, 2017). Os valores correspondentes da relação entre o carbono e nitrogênio durante a compostagem, relação C/N, variaram durante a compostagem de 58,3 a 22,6, nos tempos 30 – 150 dias. Esta variação está relacionada, com os valores de nitrogênio total inicial que foram aumentando durante a compostagem, fenômeno que pode estar ligado pelo processo de fixação do nitrogênio pelas bactérias (WU et al., 2017) influenciando no valor final da relação C/N para 22,6, o qual está correspondendo com os valores já observados por (WEI et al., 2018).

3.3.1 Temperatura, pH e Umidade da compostagem

Os resultados obtidos durante o processo de compostagem (150 dias) para os parâmetros de temperatura, pH e umidade são apresentados na Figura 2.

Figura 2 – Propriedades físico-químicas do processo de compostagem durante 150 dias: (A) temperatura da leira, (B) pH, (C) umidade da leira.



Como observado na Figura 2 (a), os valores da temperatura de compostagem variaram entre 25°C, no início do processo, até a temperatura máxima no 30° dia de 46,2°C. Durante o período de teste a compostagem passou pela fase mesófila nos tempos (0 - 25 e 33 - 100 dias), termófila (25 - 32 dias) com alguns picos acima de 40°C e, posteriormente, pela fase de maturação/resfriamento a partir do 100° dia, com temperatura final de 25,2 °C. Os picos de

temperaturas não alcançaram a faixa de 55°C, temperatura recomendada para inertização de micro-organismos patógenos (ONWOSI et al., 2017), potencializando assim a sua existência no composto final. Fatores como a presença de altas concentrações de medicamentos de uso veterinário podem ter influenciado a dinâmica da temperatura, especialmente no caso da duração da fase termófila (EZZARIAI et al., 2017). Outros fatores que podem ter influenciado a não evolução da temperatura durante a compostagem, como a não biodisponibilidade de substratos aos micro-organismos, por meio dos processos de sorção e desorção destes compostos (KONG et al., 2012; CHEN et al., 2015), além da inibição da atividade microbiana pelos antibióticos veterinários (CHU et al., 2017).

O pH inicial foi de 6 (seis) nos primeiros 3 (três) dias, decrescendo até pH 5,4 no 23º dia, conforme exposto na Figura 2 (b). De acordo com Liu et al. (2015) este decaimento pode estar associado à decomposição inicial dos ácidos orgânicos, além do processo de assimilação de nitrogênio amoniacal (CHU et al., 2017). Já o acréscimo de pH observado após esse período pode estar relacionado com a decomposição total dos ácidos orgânicos como também pela degradação das proteínas (ONWOSI et al., 2017). A estabilização do pH foi observada após 52 dias de monitoramento, com valores variando de 6,8 a 6,4 tendo atingido o pH 6,8 ao final da compostagem. Para processos de compostagem, os valores ótimos de pH podem variar de 5,5 – 8,5 (ONWOSI et al., 2017; ZHANG; SUN, 2015). Os valores de pH medidos neste trabalho também se encontram dentro do intervalo ótimo encontrados por (CHEN, WANG e WEN, 2017).

Em relação ao percentual de umidade do processo de compostagem, a mesma iniciou em 42% (Figura 2 C), e foi logo ajustada para uma umidade média de 60%. Durante o período de compostagem, a umidade variou entre 33% a 80%, com uma média de 61,5 %. Ao final do teste a umidade ficou em 50%. Resultados similares foram observados por (CHEN, WANG e WEN, 2017; WANG et al., 2016) em experimentos com compostagem de efluente suíno com umidades de 49,2 % e 52 % respectivamente.

3.3.2 Degradação dos fármacos de uso veterinário

A degradação dos 19 compostos avaliados neste estudo em função do tempo de ensaio pode ser observada na Figura 3 e Figura 4. Os resultados mostraram que a compostagem de efluentes suínos contaminados por fármacos de uso veterinário possui potencial de reduzir e

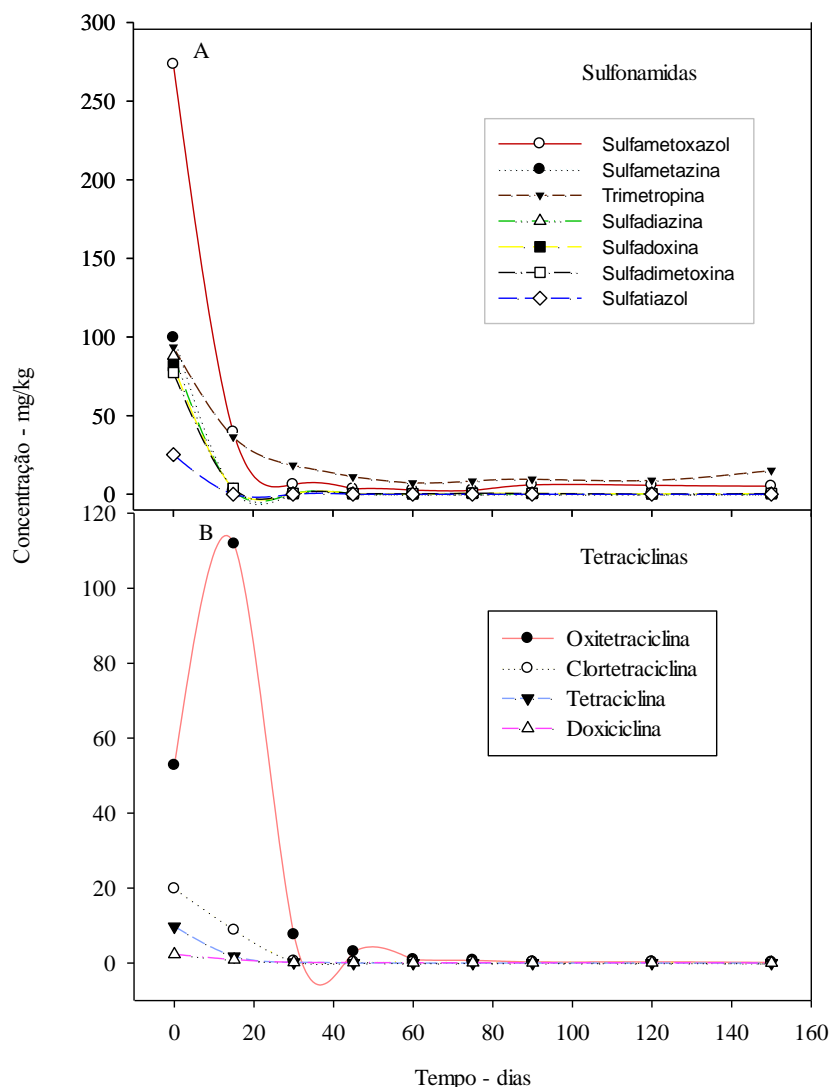
degradar diversos tipos de compostos (LIU et al., 2018; YOUNGQUIST, MITCHELL e COGGER, 2016).

O grupo de antibióticos (sulfonamidas) teve seu decaimento acentuado nos primeiros dias de tratamento (45 dias) e uma estabilização da sua degradação a partir deste momento. A taxa de degradação para a trimetropina e sulfatiazol (Tabela 03) foi de 83,8% a 100% respectivamente. Neste grupo de antibióticos a degradação final obtida apresentou a seguinte ordem: sulfatiazol (100%), >sulfametazina (99,8%), > sulfadiazina (99,76%), >sulfadoxina (99,5%), >sulfadimetoxina (98,43%), >sufametoazol (98,13%), > e trimetropina (83,8%). A taxa média de degradação de 97,2%.

Trabalhos similares obtiveram taxas de remoção semelhantes com as observadas para as sulfonamidas. Mitchell et al. (2015) obtiveram reduções de 98% e 99% em 21 dias para a sulfadimetoxina e a sulfametazina respectivamente em compostagem. O mesmo comportamento foi observado por (LIU et al., 2015b) para o antibiótico sulfametazina, com remoção de 99% em 14 dias. Por sua vez, (SELVAM e ZHAO, 2012) obtiveram a degradação completa da sulfadiazina em 3 dias por meio do processo de compostagem.

A degradação do grupo tetraciclina (oxitetraciclina, clortetraciclina, tetraciclina e doxiciclina) está apresentada na Figura 3(b). O comportamento observado durante a degradação do grupo das sulfonamidas foi novamente constatado para este grupo, mostrando um decaimento bem acentuado nos primeiros 45 dias de tratamento. A taxa de degradação observada (Tabela 4), ao final da compostagem para foi a seguinte ordem: clortetraciclina (100%) >tetraciclina (100%) >oxitetraciclina (99,8%) >doxitetraciclina (97,7%). Diversos autores têm reportado a degradação de antibióticos do grupo das tetraciclina pelo processo de compostagem. Selvam, Zhao e Wong (2012), observaram a degradação de 100% do antibiótico clortetraciclina após 21 dias de tratamento com compostagem de efluente suíno. HO et al. (2013) observaram a degradação de 99,8% do antibiótico doxiciclina em compostagem de esterco de frango em 40 dias. Por sua vez, Zhang et al. (2014) observaram o decaimento de 68,6 a 69,8% para oxitetraciclina e clortetraciclina respectivamente no intervalo de 6 dias em um processo de vermicompostagem de efluente suíno. Chu et al. (2017) obtiveram uma taxa de degradação para a oxitetraciclina e tetraciclina, em compostagem anaeróbia de efluente suíno de 87,5 e 86,6% em 14 dias sob temperatura de 35 °C. O potencial de degradação das tetraciclina pode estar relacionado a absorção deste grupo de antibióticos pelos constituintes do efluente orgânico suíno, que possui uma diversidade de cátions divalentes em sua composição, potencializando a formação de quelatos com os compostos orgânicos do efluente (HO et al., 2013).

Figura 3 – Degradação de fármacos de uso veterinário pelo processo de compostagem ao longo de 150 dias; (A) sulfonamidas, (B) tetraciclina.



Os antibióticos do grupo das fluoroquinolonas apresentaram um comportamento diferente dos demais antibióticos já citados, havendo uma mudança das concentrações ao longo do processo Figura 4. A enrofloxacina e marbofloxacina apresentaram taxa de degradação nos primeiros 15 dias de compostagem, com valores de decaimento na ordem de 83,42 e 75,35% respectivamente a 150 dias. Ho et al. (2013) em tratamento com esterco de frango, alcançaram a degradação de 99,96% do antibiótico enrofloxacina em 40 dias. Em relação ao antibiótico marbofloxacina, não foram encontrados publicações que correlacionem a compostagem de efluente suíno com a degradação do mesmo, sendo este o primeiro trabalho com dados sobre a degradação deste antibiótico por meio da compostagem. Porém ao final dos 150 dias as concentrações dos antibióticos do grupo foram 1,89 e 2,72 mg/kg de

(enrofloxacin e marbofloxacin), indicando, que mesmo com uma taxa de degradação satisfatória, estes antibióticos do grupo das fluoroquinolonas podem persistir durante o tratamento por meio da compostagem de efluente suíno (SELVAM, ZHAO e WONG, 2012).

Para os antibióticos, norfloxacin (Quilonomas), tilosina (Macrolídeos) e fluxina (AINEs) a taxa de remoção foi na ordem de 99,4%, 98,2%, e 94,8% (Tabela 03), apresentando uma elevada degradação inicial, estabilizando durante o final do experimento. Já os fármacos de uso veterinário (ivermectina, tilmicosina e florfenicol), dos grupos das Avermectinas, Macrolídeos e Anfenicóis apresentaram taxas de degradação na ordem de 69,1, 33,7 e 33,7% (Tabela 03). Resultados similares para a degradação antibióticos do grupo Macrolídeos foram observados por Ho et al. (2013), porém na compostagem de esterco de frango.

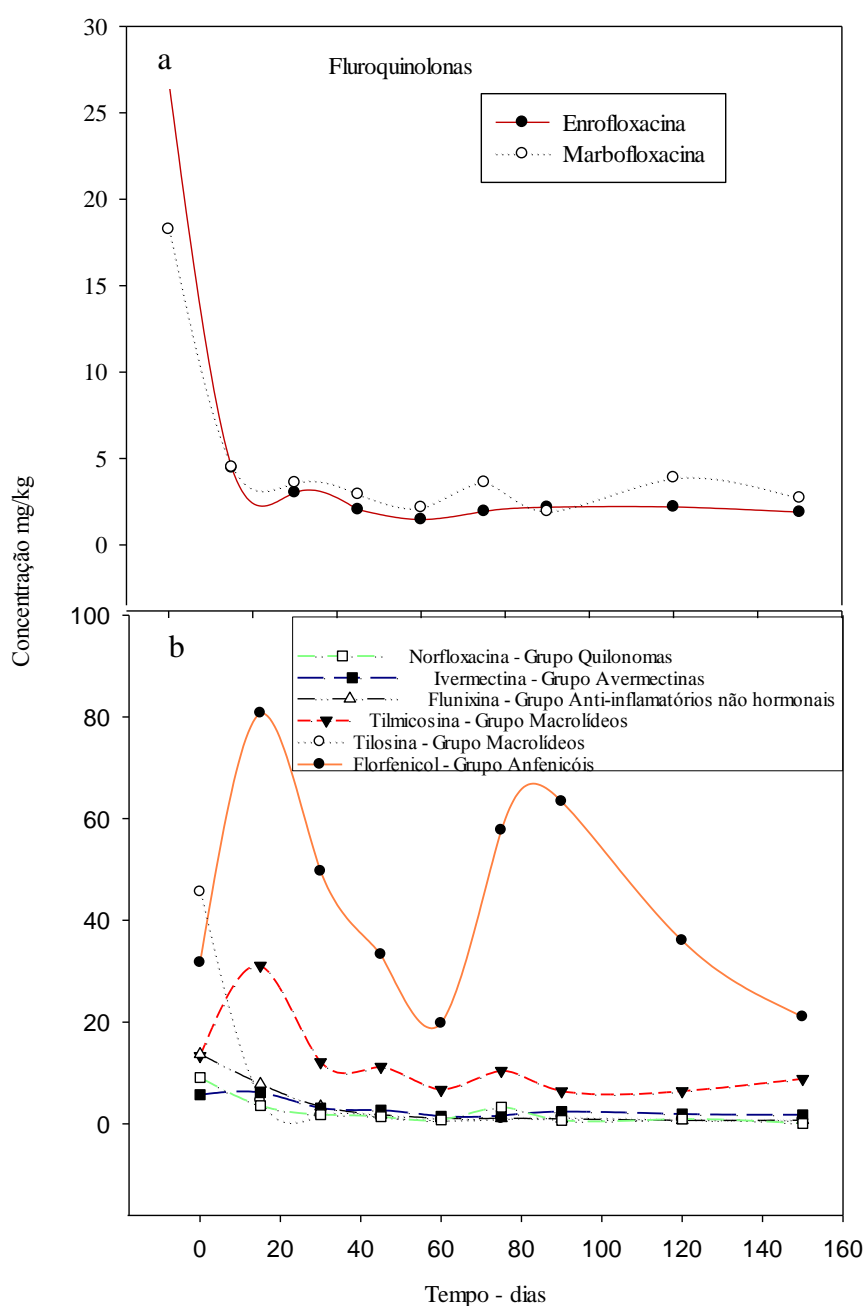
Ho et al. (2013) observaram o decaimento de 99,27 % do antibiótico tilcomisina, porém em compostagem de cama de aviário, contrastando com a degradação de 33,75% obtido neste trabalho. Em relação ao antibiótico florfenicol, Mitchell et al. (2015) observaram a degradação de 99% deste antibiótico em compostagem de efluente suíno após 21 dias, porém durante o experimento, o comportamento do antibiótico florfenicol variou ao longo da compostagem, nos primeiros dias o antibiótico teve um aumento de concentração, apresentando ao final uma taxa de remoção de 33,72%.

Diversos fatores, processos e mecanismos podem estar envolvidos na degradação dos antibióticos pesquisados neste estudo, como a transformação microbiana e pelo aumento da sua atividade (CHEN, WANG e WEN, 2017), degradação química, hidrólise, adsorção ou complexação dos antibióticos aos compostos orgânicos (LIU et al., 2015; CHU et al., 2017a; HO et al., 2013; MITCHELL et al., 2015; YOUNGQUIST, MITCHELL e COGGER, 2016). Estes mecanismos geralmente são similares nos processos de compostagem para diversos tipos de materiais (DOLLIVER, GUPTA e NOLL, 2008). Além destes processos, fatores como a temperatura (CHEN, WANG e WEN, 2017; CHU et al., 2017; HO et al., 2013; MITCHELL et al., 2015), pH (CHEN, LIU e CHEN, 2017; HO et al., 2013; LIU et al., 2015; MITCHELL et al., 2015), umidade (CHEN, WANG e WEN, 2017; MITCHELL et al., 2015), e a relação C/N (HO et al., 2013; LIU et al., 2015; MITCHELL et al., 2015), podem estar influenciando a degradação dos fármacos.

Contudo, as oscilações nas concentrações observadas ao longo do processo de compostagem para os antibióticos clortetraciclina (Figura 3b), marbofloxacin (Figura 4a) tilmicosina, florfenicol (Figura 4b), podem estar relacionados com a mineralização da matéria orgânica, pois grande parte dos antibióticos são facilmente adsorvidos pela matéria orgânica,

e que durante a compostagem, pode ocorrer a liberação dos compostos adsorvidos pela mineralização (XIE et al., 2016). Outros fatores como a heterogeneidade das matérias primas utilizadas na compostagem, baixa solubilidade dos antibióticos e uma variabilidade espacial destes antibióticos no sistema podem inferir na variância dos resultados (DOLLIVER, GUPTA e NOLL, 2008; XIE et al., 2016).

Figura 4 – Degradação de fármacos de uso veterinário pelo processo de compostagem (a – Grupo Fluroquinolonas e b – Grupo Macrolídeos, Quilonomas, Avermectinas, Anti-inflamatórios não hormonais e Anfenicóis).



Ao final do processo de compostagem, a ordem de degradação dos antibióticos analisados (Tabela 4) foi a seguinte: sulfatiazol> clortetraciclina> tetraciclina> sulfametazina>, sulfadiazina> oxitetraciclina> sulfadoxina> sulfadimetoxina> norfloxacin> tilosina> sulfametaxazol> doxiciclina> flunixin> enrofloxacin> marbofloxacin> trimetropina> ivermectina> tilmicosina> florfenicol. Já em relação aos 8 (oito) grupos de fármacos de uso veterinário pesquisados, as taxas de degradação se comportaram da seguinte maneira: quilonomas 99,4%, tetraciclina 99,4%, sulfonamidas 97,2%, aines 94,7%, fluoroquimolonas 89,05%, avermectinas 69,09%, macrolídeos 65,9% e anfenicóis 33,7%.

Tabela 4 – Concentrações iniciais (CI) e concentração final (CF), taxa de degradação dos 19 fármacos de uso veterinário analisados.

Grupos	Antibióticos	C. inicial	C. final	Degradação (%)
	Sulfametoxazol	273,3	5,1	98,13
	Sulfametazina	99,6	0,2	99,80
	Trimetoprima	93,6	15,1	83,83
Sulfonamidas	Sulfadiazina	88,0	0,2	99,76
	Sulfadoxina	81,7	0,4	99,50
	Sulfadimetoxina	77,4	0,4	99,43
	Sulfatiazol	25,2	0,0	100,00
	Clortetraciclina	19,8	0,0	100,00
Tetraciclina	Doxiciclina	2,3	0,1	97,69
	Tetraciclina	9,7	0,0	100,00
	Oxitetraciclina	52,7	0,2	99,67
Fluroquimolonas	Enrofloxacin	26,9	1,9	92,96
	Marbofloxacin	18,3	2,7	85,13
Anfenicóis	Florfenicol	31,7	21,0	33,72
Macrolídeos	Tilmicosina	13,3	8,8	33,75
	Tilosina	45,6	0,8	98,24
AINEs (Anti-inflamatório não esteróides)	Flunixin	13,7	0,7	94,77
Avermectinas	Ivermectina	5,7	1,8	69,09
Quilonomas	Norfloxacin	9,1	0,1	99,40

3.4 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos com este trabalho demonstraram que o processo de compostagem de efluentes suínos contaminados por fármacos de uso veterinário em altas concentrações é eficiente na degradação de antibióticos veterinários. Fatores como pH, umidade apresentaram-se favoráveis nas condições testadas pelo estudo. A compostagem aeróbia de efluente suíno contaminado mostrou-se viável na degradação de 19 fármacos de uso veterinário. A compostagem de efluente suíno torna-se uma alternativa para o tratamento de efluentes suínos, como também se apresenta uma alternativa viável no tratamento de fármacos de uso veterinário.

3.5 REFERÊNCIAS

- ÁLVAREZ, M. S. et al. Antibiotics in swine husbandry effluents: Laying the foundations for their efficient removal with a biocompatible ionic liquid. **Chemical Engineering Journal**, v. 298, p. 10–16, 2016.
- AN, J. et al. Antibiotic contamination in animal manure , soil , and sewage sludge in Shenyang , northeast China. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 6, p. 5077–5086, 2015.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.
- ARCHUNDIA, D. et al. Antibiotic pollution in the Katari subcatchment of the Titicaca Lake: Major transformation products and occurrence of resistance genes. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 671–682, 2017.
- AWASTHI, M. K. et al. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 589–601, ago. 2017.
- BAO, Y. et al. Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. **Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1416–1423, abr. 2009.
- BARBOSA, M. O. et al. **Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495** *Water Research* Elsevier Ltd, , 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.047>>
- BÁRTÍKOVÁ, H.; PODLIPNÁ, R.; SKÁLOVÁ, L. Veterinary drugs in the environment and their toxicity to plants. **Chemosphere**, v. 144, p. 2290–2301, 2016.
- BEN, W. et al. Dissemination of antibiotic resistance genes and their potential removal by on-farm treatment processes in nine swine feedlots in Shandong Province, China. **Chemosphere**, v. 167, p. 262–268, 2017.
- BERENDSEN, B. J. A. et al. The persistence of a broad range of antibiotics during calve, pig and broiler manure storage. **Chemosphere**, v. 204, p. 267–276, ago. 2018.

BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1052–1062, 2018.

BOLEDA, M. R.; GALCERAN, M. T.; VENTURA, F. Validation and uncertainty estimation of a multiresidue method for pharmaceuticals in surface and treated waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1286, p. 146–158, 2013.

BONDARCZUK, K.; MARKOWICZ, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. **Environment International**, v. 87, p. 49–55, fev. 2016.

CADONÁ, E. A. et al. Utilização de Adubação Orgânica com Dejetos de Suínos e Contaminação de Água e de Solo por Coliformes Utilization of organic fertilization with pig slurry and contamination of water and soil. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1601–1609, 2016.

CENTNER, T. J. Recent government regulations in the United States seek to ensure the effectiveness of antibiotics by limiting their agricultural use. **Environment International**, v. 94, p. 1–7, 2016.

CHEN, C. et al. Effect of composting and soil type on dissipation of veterinary antibiotics in land-applied manures. **Chemosphere**, v. 196, p. 270–279, 2018.

CHEN, K. L.; LIU, L. C.; CHEN, W. R. Adsorption of sulfamethoxazole and sulfapyridine antibiotics in high organic content soils. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 1163–1171, 2017.

CHEN, Z. et al. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 37, p. 172–178, 2015.

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**, p. 1–11, 2017.

CHRISTOFF, A. P. et al. Bacterial identification through accurate library preparation and high-throughput sequencing. **White Paper: Bacterial NGS Sequencing**, n. May 2017, 2017.

CHU, Y. et al. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 10, p. 1505–1511, 2017.

CORATO, U. DE et al. Microbiota from ‘next-generation green compost’ improves suppressiveness of composted Municipal-Solid-Waste to soil-borne plant pathogens. **Biological Control**, v. 124, n. May, p. 1–17, 2018.

DAGHRIR, R.; DROGUI, P. Tetracycline antibiotics in the environment: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 11, n. 3, p. 209–227, 2013.

DOLLIVER, H.; GUPTA, S.; NOLL, S. L. Antibiotic Degradation during Manure Composting. **Journal of Environmental Quality**, v. 1, n. December, p. 1245–1253, 2008.

DU, L.; LIU, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 309–327, 2012.

EZZARIAI, A. et al. Evaluation of the antibiotics effects on the physical and chemical parameters during the co-composting of sewage sludge with palm wastes in a bioreactor. **Waste Management**, v. 68, p. 388–397, 2017.

FAROUK, F.; AZZAZY, H. M. E.; NIESSEN, W. M. A. Challenges in the determination of aminoglycoside antibiotics, a review. **Analytica Chimica Acta**, v. 890, p. 21–43, 2015.

- FRANKE-WHITTLE, I. H. et al. Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 632–641, 2014.
- GBYLIK-SIKORSKA, M. et al. Chemosphere Liquid chromatography – tandem mass spectrometry multiclass method for the determination of antibiotics residues in water samples from water supply systems in food-producing animal farms. **Chemosphere**, v. 119, p. 8–15, 2015.
- GELBAND, H. et al. **State of the world's antibiotics**. [s.l.: s.n.].
- GONZALEZ RONQUILLO, M.; ANGELES HERNANDEZ, J. C. Antibiotic and synthetic growth promoters in animal diets: Review of impact and analytical methods. **Food Control**, 2015.
- GOU, M. et al. Aerobic composting reduces antibiotic resistance genes in cattle manure and the resistome dissemination in agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 1300–1310, 2018.
- GU, W. et al. Fungi diversity from different depths and times in chicken manure waste static aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 447–453, 2017.
- GUO, C. et al. Development of a modified QuEChERS method for the determination of veterinary antibiotics in swine manure by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography B**, v. 1027, p. 110–118, 2016.
- GUSAIN, R.; PANDEY, B.; SUTHAR, S. Composting as a sustainable option for managing biomass of aquatic weed Pistia: A biological hazard to aquatic system. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 803–812, 2018.
- HACHMANN, T. L. et al. Resíduos de aves e suínos : Potencialidades Poultry and swine waste : potential. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, p. 59–65, 2013.
- HAMSCHER, G. et al. DIFFERENT BEHAVIOR OF TETRACYCLINES AND SULFONAMIDES IN SANDY SOILS AFTER REPEATED FERTILIZATION WITH LIQUID MANURE. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 4, p. 861–868, 2005.
- HE, L. Y. et al. Discharge of swine wastes risks water quality and food safety: Antibiotics and antibiotic resistance genes from swine sources to the receiving environments. **Environment International**, v. 92–93, p. 210–219, 2016.
- HO, Y. BIN et al. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 476–484, 2013.
- IDE, A. H. et al. Enhancement for trace analysis of sulfonamide antibiotics in water matrices using bar adsorptive microextraction (BA μ E). **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 129, p. 593–599, 2016.
- KIM, C. et al. Determination of 18 veterinary antibiotics in environmental water using high-performance liquid chromatography-q-orbitrap combined with on-line solid-phase extraction. **Journal of Chromatography B**, v. 1084, p. 158–165, 1 maio 2018a.
- KIM, C. et al. A review of analytical procedures for the simultaneous determination of medically important veterinary antibiotics in environmental water: Sample preparation, liquid chromatography, and mass spectrometry, **Journal of Environmental Management**, jul. 2018b. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479718303864>>. Acesso em: 16 maio. 2018

- KIM, K. et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. **Waste Management**, v. 32, p. 110–116, 2012.
- KIM, Y.; LEE, K. B.; CHOI, K. Effect of runoff discharge on the environmental levels of 13 veterinary antibiotics: A case study of Han River and Kyungahn Stream, South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.
- KNÄBEL, A. et al. Runoff of veterinary pharmaceuticals from arable and grassland-A comparison between predictions from model simulations and experimental studies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 218, p. 33–39, 2016.
- KOBA, O. et al. Antibiotics degradation in soil: A case of clindamycin, trimethoprim, sulfamethoxazole and their transformation products. **Environmental Pollution**, 2016.
- KONG, W. et al. Characteristics of oxytetracycline sorption and potential bioavailability in soils with various physical – chemical properties. **Chemosphere**, v. 87, n. 5, p. 542–548, 2012.
- KUPPUSAMY, S. et al. Veterinary antibiotics (VAs) contamination as a global agro-ecological issue: A critical view. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 257, p. 47–59, 1 abr. 2018.
- LALSAMTHARA, J.; LEE, J. H. Immunization of guinea pigs with Salmonella delivered anti-Brucella formulation reduces organs bacterial load and mitigates histopathological consequences of Brucella abortus 544 challenge. **Veterinary Immunology and Immunopathology**, v. 195, n. March 2017, p. 40–45, 2018.
- LI, C. et al. Occurrence of antibiotics in soils and manures from greenhouse vegetable production bases of Beijing, China and an associated risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 521–522, p. 101–107, 2015.
- LIU, B. et al. Effects of composting process on the dissipation of extractable sulfonamides in swine manure. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 284–290, 2015.
- LIU, L. et al. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 91, n. 8, p. 1088–1093, 2013.
- LIU, L. et al. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste Management**, 2017a.
- LIU, N. et al. Variations in the fate and risk analysis of amoxicillin and its degradation products during pig manure aerobic composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 346, p. 234–241, 2018.
- LIU, P. et al. Removal of trace antibiotics from wastewater: A systematic study of nanofiltration combined with ozone-based advanced oxidation processes. **Chemical Engineering Journal**, v. 240, p. 211–220, 2014.
- LIU, Y. et al. Gentamicin degradation and changes in fungal diversity and physicochemical properties during composting of gentamicin production residue. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 905–912, 2017b.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A. et al. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 406–416, 2015.
- LOU, Y. et al. Sorption behavior of tetracyclines on suspended organic matters originating

- from swine wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, v. 65, p. 144–152, 2017.
- LUCAS, D. et al. Fungal treatment for the removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in veterinary hospital wastewater. **Chemosphere**, v. 152, p. 301–308, 2016.
- MA, S. et al. Bacterial community succession during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane under slight positive pressure. **Bioresource Technology**, v. 259, n. February, p. 221–227, 2018.
- MAO, H. et al. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 195–202, 2018.
- MARTÍNEZ-CARBALLO, E. et al. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 570–579, 2007.
- MBARECHE, H. et al. A next generation sequencing approach with a suitable bioinformatics workflow to study fungal diversity in bioaerosols released from two different types of composting plants. **Science of the Total Environment**, v. 601–602, p. 1306–1314, 2017.
- MENG, X. et al. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 22–30, 2018a.
- MENG, X. et al. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 22–30, 2018b.
- MITCHELL, S. M. et al. Antibiotic degradation during thermophilic composting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 2, p. 1–12, 2015.
- MOJICA, E.; AGA, D. S. Antibiotics Pollution in Soil and Water: Potential Ecological and Human Health Issues. **Encyclopedia of Environmental Health**, p. 97–110, 2011.
- MORTIER, N.; VELGHE, F.; VERSTICHEL, S. **Organic Recycling of Agricultural Digestion**. [s.l.] Elsevier Inc., 2016.
- NGUYEN, T. K. X. et al. Tiamulin removal by wood-rot fungi isolated from swine farms and role of ligninolytic enzymes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p. 147–154, 2017.
- OMAR, F. N. et al. Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process. **JES**, p. 1–14, 2014.
- ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140–157, 2017.
- ORSI, B. S. et al. Cefalosporinas : Sua Origem , Uso E Função Em ANIMAIS DE GRANDE E PEQUENO PORTE. **Revista científica eletrônica de medicina veterinária**, v. VII, n. 12, p. 1–8, 2009.
- PACHECO-SILVA, É.; DE SOUZA, J. R.; CALDAS, E. D. Resíduos de medicamentos veterinários em leite e ovos. **Química Nova**, v. 37, n. 1, p. 111–122, 2014.
- PETRIE, B. et al. Multi-residue analysis of 90 emerging contaminants in liquid and solid environmental matrices by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1431, p. 64–78, 2015.

- PINHEIRO, A. et al. Veterinary antibiotics and hormones in water from application of pig slurry to soil. **Agricultural Water Management**, v. 129, n. 375, p. 1–8, 2013.
- PUCKOWSKI, A. et al. Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues in the environment: A review. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, 2015.
- PULICHARLA, R. et al. Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 34, p. 332–342, 2017.
- QIAN, M. et al. Occurrence of trace elements and antibiotics in manure-based fertilizers from the Zhejiang Province of China. **Science of the Total Environment**, v. 559, p. 174–181, 2016a.
- QIAN, X. et al. Variable effects of oxytetracycline on antibiotic resistance gene abundance and the bacterial community during aerobic composting of cow manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 315, p. 61–69, 2016b.
- QINGGEER et al. Screening of a microbial consortium with efficient corn stover degradation ability at low temperature. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 10, p. 2369–2379, 2016.
- REGITANO, J. B.; LEAL, R. M. P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal Brasileira. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 34, n. 3, p. 601–616, 2010.
- REINTHALER, F. . et al. Antibiotic resistance of E. coli in sewage and sludge. **Water Research**, v. 37, n. 8, p. 1685–1690, abr. 2003.
- RHOUMA, M.; BEAUDRY, F.; LETELLIER, A. Resistance to colistin: what is the fate for this antibiotic in pig production? **International Journal of Antimicrobial Agents**, v. 48, n. 2, p. 119–126, 2016.
- RIBEIRO, A. R. et al. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants de fi ned in the recently launched Directive 2013 / 39 / EU. **Environment International**, v. 75, p. 33–51, 2015.
- RICO, A. et al. Use, fate and ecological risks of antibiotics applied in tilapia cage farming in Thailand. **Environmental Pollution**, v. 191, p. 8–16, 2014.
- RODRIGUES-SILVA, C.; MANIERO, M. G.; GUIMARÃES, J. R. Avaliação Da Atividade Antimicrobiana De Soluções De Flumequina Submetidas Aos Processos Eletroquímico E Foto-Eletroquímico. **Quimica Nova**, v. 37, n. 5, p. 789–795, 2014.
- RYCKEBOER, J. et al. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Annals of Microbiology**, v. 53, n. 4, p. 349–410, 2003.
- SÁ, M. F. et al. Dinâmica da população de coliformes durante a compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec**, v. 66, n. 4, p. 1197–1206, 2014.
- SA, T. M.; ISRAEL, D. W. Energy status and functioning of phosphorus-deficient soybean nodules. **Plant physiology**, v. 97, n. 3, p. 928–35, 1991.
- SÁNCHEZ, C. Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 2, p. 185–194, 2009.
- SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, n. 26, p. 136–153, 2017.

- SARMAH, A. K.; MEYER, M. T.; BOXALL, A. B. A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. **Chemosphere**, v. 65, n. 5, p. 725–759, 1 out. 2006.
- SEGURA, P. A. et al. Global occurrence of anti-infectives in contaminated surface waters: Impact of income inequality between countries. **Environment International**, v. 80, p. 89–97, 2015.
- SELVAM, A. et al. Fate of tetracycline, sulfonamide and fluoroquinolone resistance genes and the changes in bacterial diversity during composting of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 383–390, 2012.
- SELVAM, A.; ZHAO, Z.; WONG, J. W. C. Composting of swine manure spiked with sulfadiazine, chlortetracycline and ciprofloxacin. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 412–417, 2012.
- SHEN, G. et al. Adsorption and degradation of sulfadiazine and sulfamethoxazole in an agricultural soil system under an anaerobic condition: Kinetics and environmental risks. **Chemosphere**, v. 194, p. 266–274, 2018.
- SHI, W. et al. Surface modeling of soil antibiotics. **The Science of the total environment**, v. 543, n. Pt A, p. 609–19, 2016.
- SILVA, D. M. et al. Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, p. 1585–1594, 2015.
- SIVAGAMI, K. et al. Antibiotic usage, residues and resistance genes from food animals to human and environment: An Indian scenario. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 19 fev. 2018.
- SOLLIEC, M. et al. Fractionation and analysis of veterinary antibiotics and their related degradation products in agricultural soils and drainage waters following swine manure amendment. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 524–535, 2016.
- SOSA-FERRERA, Z.; MAHUGO-SANTANA, C.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Analytical methodologies for the determination of endocrine disrupting compounds in biological and environmental samples. **BioMed research international**, v. 2013, p. 674838, 2013.
- STEEL, H. et al. Factors influencing the nematode community during composting and nematode-based criteria for compost maturity. **Ecological Indicators**, v. 85, n. June 2017, p. 409–421, 2018.
- SUI, Q. et al. Distribution of antibiotic resistance genes (ARGs) in anaerobic digestion and land application of swine wastewater. **Environmental Pollution**, v. 213, p. 751–759, 2016.
- USDA – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Livestock and Poultry: World Markets and Trade**. Foreign Agricultural Service, 10 abr. 2018. Disponível em: https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/livestock_poultry.pdf .Acesso em: 25 mai. 2018.
- TANG, X. et al. Effects of long-term manure applications on the occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes (ARGs) in paddy soils: Evidence from four field experiments in south of China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 179–187, 2015.
- 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.

- TIAN, W. et al. Succession of bacterial communities during composting process as detected by 16S rRNA clone libraries analysis. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 78, p. 58–66, 2013.
- TIAN, X. et al. Fungal community and cellulose-degrading genes in the composting process of Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 374–383, 2017.
- TIEDEKEN, E. J. et al. Monitoring, sources, receptors, and control measures for three European Union watch list substances of emerging concern in receiving waters – A 20 year systematic review. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 1140–1163, 2017.
- VAN BOECKEL, T. P. et al. Global trends in antimicrobial use in food animals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, n. 16, p. 1–6, 2015.
- WANG, H. et al. Biostimulation of nutrient additions on indigenous microbial community at the stage of nitrogen limitations during composting. **Waste Management**, v. 74, p. 194–202, 2018a.
- WANG, J. et al. 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, 2016a.
- WANG, K. et al. Succession of bacterial community function in cow manure composting
Corresponding author : **Bioresource Technology**, n. June, 2018b.
- WANG, R. et al. Effect of red mud addition on tetracycline and copper resistance genes and microbial community during the full scale swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 1049–1057, 2016b.
- WEI, H. et al. Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process. **Bioresource Technology**, v. 256, p. 333–341, 2018.
- WEI, R. et al. Occurrence of 13 veterinary drugs in animal manure-amended soils in Eastern China. **Chemosphere**, v. 144, p. 2377–2383, 2016.
- WU, J. et al. Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 191–199, 2017.
- WU, M. H. et al. Occurrence, fate and interrelation of selected antibiotics in sewage treatment plants and their receiving surface water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 132, p. 132–139, 2016.
- XIE, W.-Y. et al. Changes in antibiotic concentrations and antibiotic resistome during commercial composting of animal manures. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 182–190, 1 dez. 2016.
- YANG, F. et al. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, v. 36, p. 70–76, 1 fev. 2015.
- YIN, Y. et al. Impact of copper on the diazotroph abundance and community composition during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 255, n. November 2017, p. 257–265, 2018.
- YOUNGQUIST, C. P.; MITCHELL, S. M.; COGGER, C. G. Fate of Antibiotics and Antibiotic Resistance during Digestion and Composting: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 45, n. 2, p. 537, 2016.

ZHANG, H. et al. Residues and risks of veterinary antibiotics in protected vegetable soils following application of different manures. **Chemosphere**, v. 152, p. 229–237, 2016a.

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical , chemical , and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **WASTE MANAGEMENT**, 2015.

ZHANG, M. et al. Occurrence , fate and mass loadings of antibiotics in two swine wastewater treatment systems. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1421–1431, 2018a.

ZHANG, R. et al. Contributions of the microbial community and environmental variables to antibiotic resistance genes during co-composting with swine manure and cotton stalks. **Journal of Hazardous Materials**, 2018b.

ZHANG, X. X.; ZHANG, T.; FANG, H. H. P. Antibiotic resistance genes in water environment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 82, n. 3, p. 397–414, 2009.

ZHANG, Y. et al. Effects of adding different surfactants on antibiotic resistance genes and intI1 during chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 545–551, 2016b.

ZHANG, Z. et al. Attenuation of veterinary antibiotics in full-scale vermicomposting of swine manure via the housefly larvae (*Musca domestica*). **Scientific reports**, v. 4, p. 6844, 2014.

ZHANG, Z. et al. Evaluation of aerobic co-composting of penicillin fermentation fungi residue with pig manure on penicillin degradation, microbial population dynamics and composting maturity. **Bioresource technology**, 2015.

ZHAO, X. et al. Environmental analysis of typical antibiotic-resistant bacteria and ARGs in farmland soil chronically fertilized with chicken manure. **Science of The Total Environment**, v. 593, p. 10–17, 2017.

ZHONG, X. Z. et al. A comparative study of composting the solid fraction of dairy manure with or without bulking material: Performance and microbial community dynamics. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 443–452, 2018.

4 - ARTIGO 3 - COMUNIDADE MICROBIANA EM SISTEMA DE COMPOSTAGEM DE EFLUENTE SUÍNO CONTAMINADO POR FÁRMACOS DE USO VETERINÁRIO

A compostagem tem se tornado uma alternativa para o tratamento de efluentes orgânicos, como, o suíno, pois é uma técnica de baixo custo, fácil manuseio, e com capacidade de tratamento de grandes quantidades de dejetos. Como é um processo biológico, muitos micro-organismos estão envolvidos durante o processo de compostagem e atuam na degradação da matéria orgânica, nutrientes e possuem ainda a capacidade de degradar contaminantes. O presente trabalho teve como objetivo a identificação da comunidade de micro-organismos presentes em um sistema de compostagem de efluentes suínos, contaminados por fármacos de uso veterinário. A compostagem ocorreu durante 150 dias, com a adição de 200 litros de dejetos (destes 25 litros iniciais contaminados com 19 fármacos de uso veterinário) em 25 kg de maravalha de eucalipto. A identificação dos micro-organismos ocorreu nos tempos 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias), e foram identificadas nas regiões V3-V4 do 16S RNAr para Bactérias e as regiões ITS1 e ITS2 para Fungos, por meio de sequenciamento de nova geração. Como resultados observados, foram identificados mais de 7 diferentes Filos de Bactérias e 2 Filos de Fungos, 26 gêneros de Bactérias e 16 gêneros de Fungos ao longo da compostagem, com mais de 1% de significância. Os Filos predominantes foram *Proteobacteria* e *Basidiomycota* (Bactéria e Fungo). O parâmetro umidade apresentou significância direta na comunidade de bactérias e fungos. Foi observada uma diversidade de micro-organismos (Bactérias e Fungos) durante a compostagem, denotando a importância de pesquisas voltadas ao entendimento do dinamismo e comportamento dos mesmos.

Palavras – Chave: dejetos; bactérias; fungos; umidade; antibióticos.

Composting has become an alternative for the treatment of organic effluents, among them swine, since it is a technique of low cost, easy handling, and with capacity to treat large amounts of waste. As it is a biological process, many microorganisms are involved during the composting process and act on the degradation of organic matter, nutrients and still possess the ability to degrade contaminants. The objective of this work was to identify the community of microorganisms active in a pig effluent composting system contaminated by veterinary drugs. Composting occurred for 150 days, with the initial addition of 200 liters of waste (from these initial 25 liters contaminated with 19 veterinary drugs) in 25 kg of eucalyptus wood.

Identification of the microorganisms occurred at 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 and 150 days), and were identified in the V3-V4 regions of the 16S RNAr for Bacteria and the ITS1 and ITS2 regions for Fungi, by means of new generation sequencing. As results were observed, more than 7 different Bacteria and 2 phyluns of Fungi, 26 genera of Bacteria and 16 genera of Fungi were identified along the composting, with more than 1% of significance. The predominant phyla were *Proteobacteria* and *Basidiomycota* (Bacteria and Fungus). The moisture parameter presented a direct significance in the community of bacteria and fungi. The influence of antibiotics was observed on part of the community of microorganisms for Bacteria and Fungi. A diversity of microorganisms (Bacteria and Fungi) was observed during composting, denoting the importance of researches aimed at understanding the dynamism and behavior of the same.

Keywords: Waste; bacteria; fungi; moisture; antibiotics.

4.1 INTRODUÇÃO

Atualmente a compostagem tem se tornado uma das melhores alternativas para o tratamento de resíduos da agricultura, entre eles no tratamento de efluentes suínos (ZHANG et al., 2014). A compostagem pode alcançar altos níveis de eficiência na biotransformação destes resíduos (WEI et al., 2018), tornando-a uma alternativa sustentável, com baixo custo de operação, capacidade de higienização, além de transformar um resíduo em um produto com valor agregado (MENG et al., 2018; ONWOSI et al., 2017; WANG et al., 2018a).

Por ser considerado um processo aeróbio (MA et al., 2018; ZHAO et al., 2017), bioquímico e heterogêneo, o qual pode envolver a transformação da matéria orgânica por meio da mineralização em CO₂, NH₃ e água, produzindo um produto final estabilizado (STEEL et al., 2018; WEI et al., 2018; LIU et al., 2017), é dependente da ação de microorganismos durante a compostagem (AWASTHI et al., 2017).

Diferentes tipos de micro-organismos podem ser encontrados durante a compostagem (ONWOSI et al., 2017), entre eles a predominância de bactérias e fungos divididos em aeróbios, termotolerantes e mesófilos (LIU et al., 2015a), além de micro-organismos anaeróbios que já foram encontrados na compostagem como, por exemplo, *Clostridium* (FRANKE-WHITTLE et al., 2014).

Em processo de compostagem de efluente suíno com resíduos de palha de trigo (MA et al. 2018) observaram a predominância de seis Filos no estudo, *Firmicutes*, *Proteobacteria*,

Bacteroidetes, *Actinobacteria*, *Tenericutes* e *Gemmatimonadetes* representando mais de 99% do total de seqüências amostradas. Zhong et al., (2018) observaram a predominância de seis Filos, *Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Firmicutes*, *Actinobacteria*, *Chloroflexi* e *Planctomycetes* em compostagem de efluente bovino.

Corato et al. (2018), trabalhando na identificação de bactérias e fungos em compostagem de resíduos sólidos municipais observaram cinco Filos predominantes durante o estudo de bactérias, *Firmicutes* (36.32%), *Gamma-Proteobacteria* (23.53%), *Actinobacteria* (11.83%), *Alpha-Proteobacteria* (9.21%) e *Sphingobacteria* (5.71%), e dois Filos de Fungos *Ascomycota* e *Basidiomycota* (80,57% e 19,43%). Observando a influência do efluente suíno na diversidade microbiana em compostagem com diferentes substratos, (MENG et al., 2018) mensuraram a presença de cinco Filos de Fungos, *Ascomycota* (predominante), *Ciliophora*, *Basidiomycota*, *Schizoplasmodiida* e *Centrohelida*.

Porém estudos apontam que a grande demanda do uso de antibióticos veterinários na suinocultura tem potencializado a contaminação de matrizes ambientais, pela utilização do efluente suíno como fertilizante (MOJICA e AGA, 2011), e ainda apontam que muitos micro-organismos estão apresentando resistência aos antibióticos veterinários. QIAN *et al.* (2016a), avaliando a resistência de genes de micro-organismos ao antibiótico oxitetraciclina, observaram a predominância de bactérias distribuídas em 5 Filos, *Actinobactérias*, *Bacteroidetes*, *Chloroflexi*, *Firmicutes* e *Proteobacteria* em processo de compostagem aerobia de efluente bovino. A clortetraciclina pode inibir o crescimento de bactérias no solo em diferentes concentrações (BAO et al., 2009). Genes resistentes à classe de antibióticos do grupo sulfonamidas foram observados por (BEN et al., 2017), os quais modificaram proteínas de proteção ribossômica, proteínas de inativação enzimática.

Neste sentido a identificação dos micro-organismos que atuam durante o tratamento de efluentes suínos por meio da compostagem é de fundamental importância devido a sua dinâmica e capacidade em aperfeiçoar o processo de compostagem (FRANKE-WHITTLE et al., 2014), bem como na capacidade em degradar antibióticos veterinários (NGUYEN et al., 2017). Com isso, o objetivo do trabalho foi identificar a diversidade microbiológica de bactérias e fungos em nível de Filo e Gênero (resolução taxonômica) em um sistema de compostagem de efluente suíno contaminado com antibióticos veterinários.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Descrição da compostagem

A montagem do sistema de compostagem foi feita em escala de bancada, sendo utilizados 25 kg de maravalha de eucalipto (0,32 m³). O efluente suíno era oriundo de uma granja produtora de suínos localizada no município de Três Passos - RS. Ao todo, foram utilizados 200 litros de efluentes, injetados uma vez por semana no sistema, com uma proporção de 1:8 (1 kg de maravalha para 8 litros de efluentes suíno) ao longo de 16 semanas, durante os meses de agosto de 2017 a Janeiro de 2018, iniciando-se com 25 litros de efluentes no tempo zero e finalizando com cinco litros, no tempo 120 dias. Uma caixa de polietileno, com capacidade de 0,25 m³ foi utilizada para a disposição da maravalha + efluente e iniciar a compostagem do efluente suíno.

O efluente suíno utilizado para a primeira adição (25 L), foi contaminado com 19 fármacos de uso veterinário, divididos em 8 grupos: sulfametoxazol, sulfametazina, trimetoprima, sulfadiazina, sulfadoxina, sulfadimetoxina e sulfatiazol (sulfonamidas); clortetraciclina, doxiciclina, tetraciclina e oxitetraciclina (tetraciclinas); enrofloxacina e marbofloxacina (fluroquimolonas); florfenicol (anfenicois); tilmicosina e tilosina (macrolídeos); fluxina (anti-inflamatório não esteróides); ivermectina (avermectinas) e norfloxacina (quilonomas) e depois misturado com a maravalha. O revolvimento da maravalha foi realizado de três em três dias para oxigenar o sistema.

Parâmetros físico-químicos, como temperatura e umidade foram monitorados diariamente, com leituras sendo realizadas por uma sonda (Termo-higrômetro Digital, modelo AK – 28, marca Asko, com especificações técnicas de leitura de -50°C a 70°C, e 20 – 99% UR) a ser colocada na camada mediana do sistema. O potencial hidrogênionico (pH) do sistema de compostagem foi medido diariamente com utilização de medidor de pH, modelo PH-300, marca Instrutherm. As análises físico-químicas foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

4.2.2 Avaliações da comunidade bacteriana

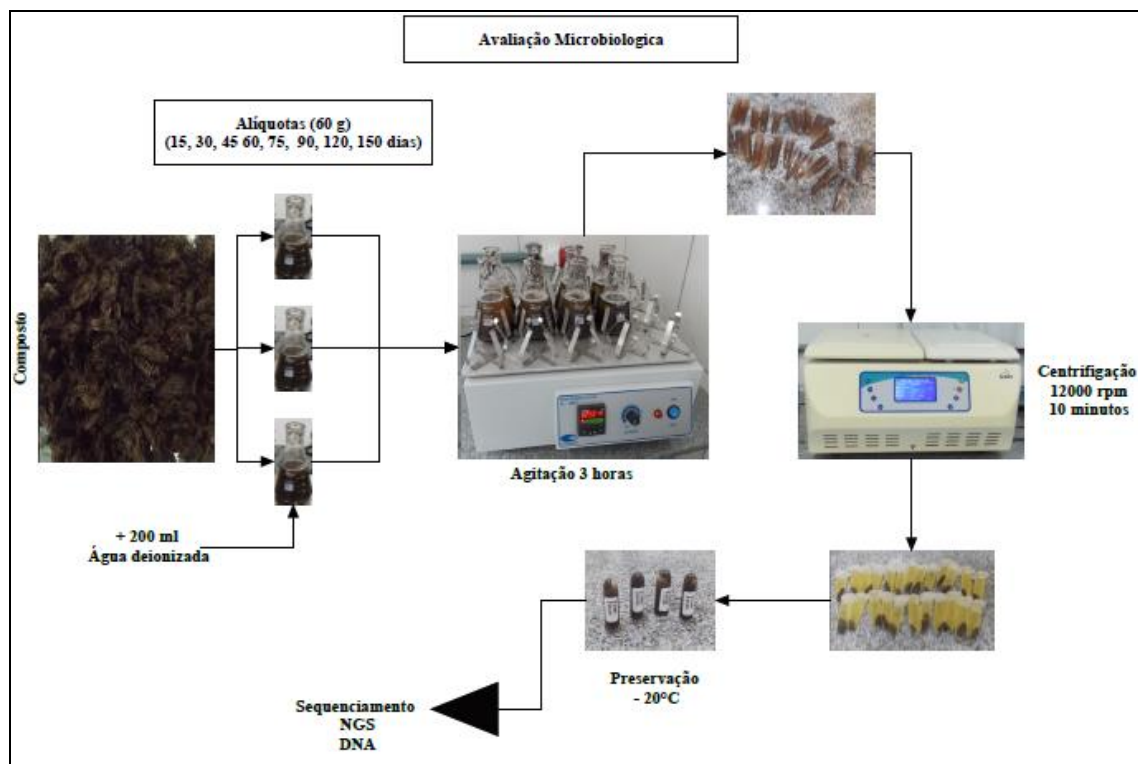
Neste item, serão apresentados as práticas e os métodos para a avaliação da comunidade microbiana, com a descrição do método de coleta, preparo da amostras brutas, para posterior envio para sequenciamento e identificação de bactérias e fungos.

4.2.2.1 Coleta e preparo das amostras

Para avaliar a diversidade microbiana (bactérias e fungos) presente na compostagem, foram coletadas amostras do efluente suíno bruto e amostras do composto durante a compostagem. A amostra do efluente bruto foi coletada antes da contaminação com os fármacos no tempo zero. As amostras de composto enviadas para análise foram coletadas nos seguintes tempos: 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias, após o início do processo de compostagem.

Para a separação das amostras do composto enviadas para identificação da diversidade microbiana, a coleta foi realizada de forma composta, onde alíquotas do composto foram retiradas de diversas áreas e camadas do sistema de compostagem, para posterior homogeneização, resultando em uma amostra de 0,300 kg. Estas amostras de composto foram colocadas em um meio líquido para extração dos micro-organismos presentes no material sólido, metodologia adaptada de DECEZARO (2018) . Para isso, 60 g do composto (triplicata) eram dispostos em béqueres, com 200 mL de água deionizada. O material resultante era agitado a 300 rpm, durante 3 horas em mesa agitadora. Posteriormente o material, era filtrado para retirada do material grosseiro e o líquido resultante era inserido em microtubos para centrifugação em 12.000 rpm por 10 minutos. Após estas etapas de preparo, os microtubos com os pellets resultantes foram preservados em temperatura de -20°C (CORATO et al., 2018), e posteriormente enviados para sequenciamento do DNA. Na Figura 1 está apresentado um diagrama da metodologia de concentração de biomassa usada neste trabalho.

Figura 1 – Modelo esquemático das principais etapas para concentração da biomassa microbiana das amostras de composto analisado.



4.2.2.2 Sequenciamento de Nova Geração

A identificação da diversidade de micro-organismos (Bactérias e Fungos) foi realizada por meio do sequenciamento de nova geração NGS (*Next Generation Sequencing*) com cobertura de 50 mil *reads*. As regiões V3-V4 do 16S RNAr para Bactérias e as regiões ITS1 e ITS2 para Fungos foram utilizadas. Os *primers* utilizados para identificação de Bactérias foram U341F (CCTACGGGRSGCAGCAG) e 806R (GGACTACHVGGGTWTCTAAT) e para a identificação de Fungos os *primers* ITS1 (GAACCGCGGARGGATCA) e ITS2 (GCTGCGTTCTTCATCGATGC). Os resultados das extrações foram sequenciados utilizando a plataforma Illumina MiSeq (Illumina Inc., USA), utilizando o kit V2 de 300 ciclos, *single-end*, seguindo instruções do fabricante (CHRISTOFF et al., 2017). As seqüências de DNA dos microrganismos foram analisadas através de um pipeline proprietário (Neopropecta Microbiome Technologies, Brasil), considerando no máximo 1% de erro acumulado no sequenciamento. Posteriormente, para a classificação taxonômica os resultados foram comparados na biblioteca KAPA Kit de Quantificação para plataformas Illumina (KAPA Biosystems, Woburn, MA) (CHRISTOFF et al., 2017), e por fim, às análises de bioinformática foram carregados na plataforma Neobiome para visualização.

4.2.2.3 Análises estatísticas

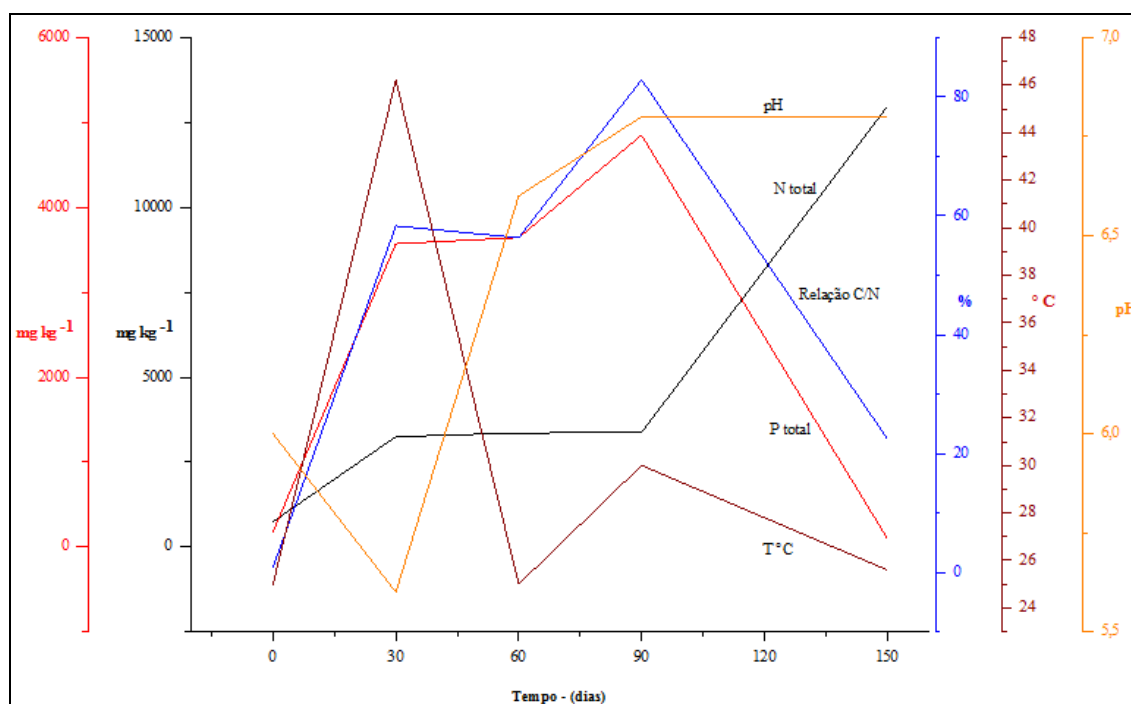
Para caracterização dos parâmetros físico-químicos avaliados durante a compostagem foi utilizada a estatística descritiva, com auxílio do software Origin Pro 2018. A análise de diversidade microbiana (bactérias e fungos) em nível de Filo e gênero na compostagem foi realizada de acordo com metodologia descrita por (ZHANG et al., 2018b). Os índices da diversidade de bactérias e fungos, além da análise de redundância e correlação entre os antibióticos e as comunidades bacteriana e fúngica, foram calculados no programa R, versão 3.5.

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Propriedades físico-químicas durante a compostagem

Os dados referentes aos parâmetros físico-químicos (pH, temperatura da compostagem, Nitrogênio Total, e Fósforo Total e Relação Carbono/Nitrogênio, obtidos durante a compostagem podem ser observado na Figura 2.

Figura 2 – Parâmetros físico-químicos durante há compostagem nos tempos (0, 30, 60, 90 e 150 dias).



A temperatura é considerada um dos fatores cruciais para a compostagem, pois esta ligada a atividade microbiana no sistema, e por consequência, na estabilização do composto final (GUSAIN, PANDEY e SUTHAR, 2018). Durante a compostagem, a temperatura inicial foi de 25 °C, atingindo o pico de 46,2 °C no 30° dia. Este acréscimo é devido ao aumento inicial da atividade microbiana (ONWOSI et al., 2017), que através da sua atividade enzimática produzem reações exotérmicas (SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017). Ainda, durante a compostagem observou-se as fases mesófila, termófila e de maturação, porém não houve manutenção da temperatura na fase termófila por mais de 5 dias consecutivos. Este fator pode influenciar diretamente na qualidade do composto final, pois muitos organismos patogênicos encontrados na compostagem, somente são inertizados com altas temperaturas (GOU et al., 2018).

Os valores de pH variaram de 6 a 6,8 ao final da compostagem, ficando em uma faixa ótima de pH (5,5 – 8), como observado por Chen et al. (2015) em processo de compostagem de efluente suíno. Inicialmente o pH decaiu, chegando no 30° dia a 5,6. Este comportamento pode ser justificado pela volatilização do nitrogênio amoniacal, por meio do processo de nitrificação biológica causado por bactérias nitrificantes, que liberam hidroxilas no meio (WANG et al., 2016).

A partir da quebra de compostos orgânicos pelos micro-organismos para obtenção de energia (nutrientes), muitos macro-nutrientes são utilizados para a manutenção os micro-organismos envolvidos na compostagem com isso, nitrogênio, fósforo além do carbono, acabam por serem um dos principais nutrientes utilizados por bactérias e fungos. Os macro-nutrientes nitrogênio total (NT) e fósforo total (FT) obtiveram concentrações iniciais de 744 e 180 mg/kg e concentrações finais de 12.695 mg/kg, e 99,2 mg/kg respectivamente. O aumento dos valores de NT, podem estar relacionados às bactérias e fungos que possuem habilidade de fixar de nitrogênio no composto, pela transformação da amônia em nitrito e nitrato, outros aspectos como a temperatura e pH podem ter influenciados neste processo, pois a temperatura não atingiu faixas acima de 55°C, e o pH esteve em faixas mais alcalinas, contribuindo para uma menor volatilização da amônia (RYCKEBOER et al., 2003; SÁNCHEZ; OSPINA; MONTOYA, 2017)

Os valores de carbono/nitrogênio (C/N) iniciaram em 0,82, passando a 58,3 (30° dia), 82,8 (90° dia) e ao final com um valor de 22,5. O decaimento também foi observado por (LÓPEZ-GONZÁLEZ et al., 2015) em processo de compostagem de resíduos lignocelulósicos, devido à utilização do carbono pelos micro-organismos, ou ainda como observado por (YANG et al., 2015), que relacionaram a diminuição da relação (C/N) com a menor taxa de mineralização de nitrogênio orgânico do que a taxa de carbono orgânico. Outro aspecto que também pode ser observado nos valores menores desta relação, é que indicam que o composto pode estar em processo de estabilização (EZZARIAI et al., 2017)

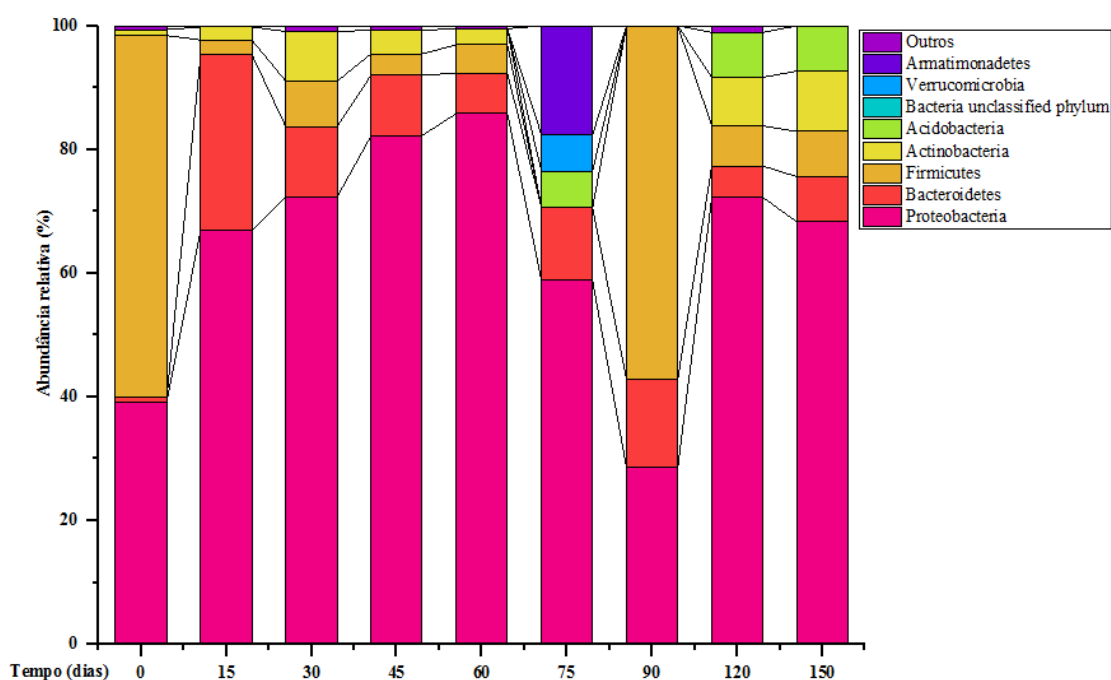
4.3.2 Diversidade da comunidade de bactérias durante a compostagem

A abundância de bactérias em nível de Filo, ao longo do tempo pode ser observada na Figura 3. Os 7 (sete) principais Filos, que representam 99% das amostras foram: *Proteobacteria* (72%), *Bacteroidetes* (13%), *Firmicutes* (10%), *Actinobacteria* (3%). Estes dados são parcialmente compatíveis com (WANG et al., 2018) que observaram a predominância de três dos sete Filos encontrados neste trabalho, *Proteobacteria*, *Bacteroidetes* e *Firmicutes*. MA et al. (2018) trabalhando na compostagem de resíduos de trigo com efluente suíno observaram a predominancia dos seguintes Filos, *Firmicutes*, *Proteobacteria*, *Bacteroidetes*, *Actinobacteria*, *Tenericutes* e *Gemmatimonadetes*, já (TIAN et al., 2013) observaram a predominancia de *Proteobacterias*, *Firmicutes*, *Chloroflexi*, *Actinobacteria* e *Bacteroidetes* em compostagem de esterco de bovinocultura. Em

compostagem de efluente suíno, com concentrações de cobre (YIN et al., 2018) observaram a dominância dos Filos, *Firmicutes*, *Proteobacteria*, *Bacteroidetes* e *Euryarchaeota*.

Com isso, o Filo que mais predominou durante a compostagem, foi o das *Proteobacterias*, com presença superior a 49% nos tempos 15, 30, 45, 60, 75, 120 e 150 dias da compostagem. Outros Filos, também foram observados, como o *Acidobacteria*, nos tempos 75, 120 e 150 dias. O aparecimento deste Filo nestes períodos pode estar relacionado com as fases da compostagem, neste caso com a diminuição da temperatura, bem como também pode estar ligados a maturação do composto (LIU et al., 2017). A *Actinobacteria*, que neste trabalho foi observada nos tempos 0, 15, 30, 45, 60, 120 e 150 dias de compostagem, variando de 1 a 2,1 % das amostras 0 e 15 dias, obteve um aumento para 7,84 a 150 dias de compostagem nas amostras sequenciadas. Este aumento nesta etapa é devido a micro-organismos deste Filo, estarem ligados a maturidade do composto (WANG et al., 2016b), comprovada pela existência do Gênero *Nakamurela*, *Lysimimonas* e *Leisifsonia* (150 dias). Além disso, micro-organismos dos Filos *Proteobacterias* e *Bacteroidetes* podem estar ligados a degradação de matéria orgânica bem como na ciclagem de nitrogênio e carbono orgânico (AWASTHI et al., 2017), principalmente pelas *Proteobacterias*, que possuem uma grande diversidade de espécies, atuando nos ciclos do carbono, enxofre e nitrogênio (ZHONG et al., 2018).

Figura 3 – Diversidade de bactérias em nível Filo mais abundantes durante a compostagem nos tempos analisados (0,15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias).



Os 70 Gêneros de bactérias com abundância relativa superior a 1% nos determinados tempos podem ser observados na Figura 4. Os Gêneros mais representativos encontrados foram: *Clostridium* (53%), *Pseudomonas* (33%) e *Atostipes* (6%) no tempo 0 (zero), *Sphingobacterium* (24%), *Pseudomonas* (15%), *Sphingbium* (6%), *Brucella* (5%), *Novosphingobium* (5%) no tempo 15, *Devosia* (13%), *Hyphomicrobium* (4%), *Sphingopyxis* (4%) e *Thermomonas* (4%), no tempo 30, *Brucella* (12%), *Devosia* (11%), *Escherichia* (6%), *Sphingomonas* (6%), *Enterobacter* (4%) e *Chryseobacterium* (4%) no tempo 45, *Brucella* (20%), *Devosia* (13%), *Aminobacter* (5%), *Brevundimonas* (5%), *Aquamicrobium* (4%) e *Sphingobacterium* (4%) no tempo 60, *Alcaligenaceae unclassified genus* (18%), *Armatimonadetes unclassified genus* (18%), *Ottowia* (12%), *Blastocatellia unclassified genus*, *Burkholderiales unclassified genus*, *Chitinophagaceae unclassified genus*, *Phenylobacterium*, *Terrimonas*, *Thermomonas*, *Verrucomicrobia unclassified genus*, *Woodsholea*, *Xanthomonadaceae unclassified genus*, todos com (6%), no tempo 75, *Campylobacter* (29%), *Cytophagaceae unclassified genus*, *Lachnoclostridium*, *Lachnospiraceae unclassified genus*, *Lactococcus* e *Peptococcus* (14%) com 90 dias, *Sphingomonas* (13%), *Nitratireductor* (9%), *Devosia* (8%), *Hyphomicrobium* (7%) e *Rhizomicrobium* (6%) no tempo 120 e *Sphingomonas* (20%), *Sphingopyxis* (13%), *Candidatus Solibacter*, *Flavisolibacter*, *Lachnospiraceae unclassified genus*, *Pseudolabrys*, *Rhizobiales unclassified genus* e *Variibacter* com (5%) no tempo 150 dias.

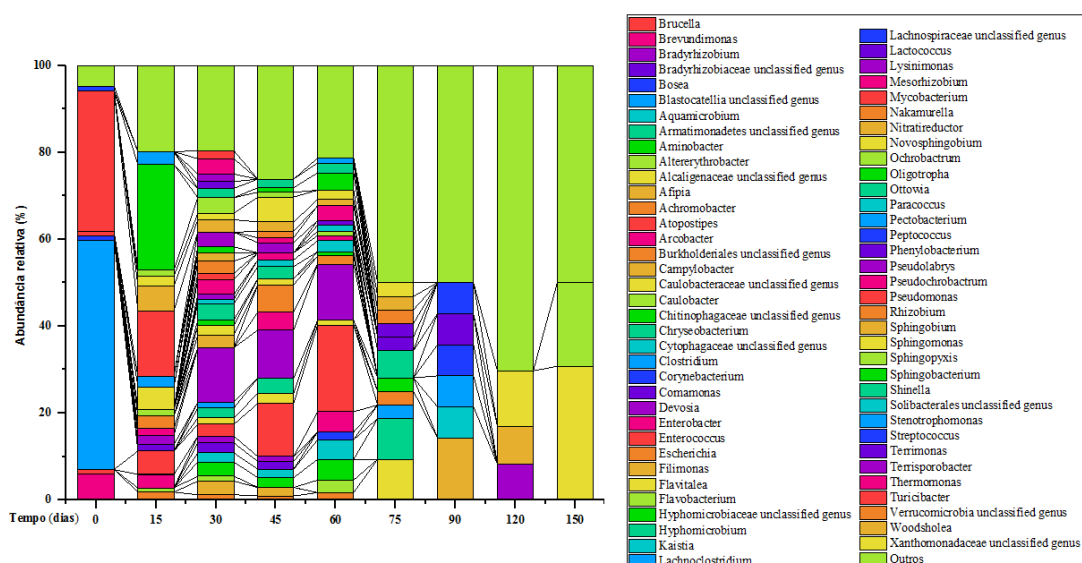
Tian et al. (2013) observaram que o Gênero *Devosia*, *Hyphomicrobium* e *Sphingopyxis*, estavam presentes durante a fase de resfriamento, como também foi observado neste trabalho. Os gêneros *Escherichia* e *Pseudomonas*, que são considerados patógenos, somente foram observado nos tempos 0, 15 e 30 dias, a sua ausência em fases posteriores da compostagem, podem inferir a inertização, por meio do aumento da temperatura (Fase Termófila) (MA et al., 2018), com isso, nota-se que mesmo com temperaturas mais baixas e com tempo de manutenção da temperaturas menores que as indicadas para a fase termófila, o sistema inertizou estes dois gêneros considerados patógenos. Outro gênero que chama a atenção é o *Clostridium*, que é anaeróbio e foi observado no tempo inicial (zero) e em menor relatividade de abundância na ordem de 1% no tempo 30, isso pode ser devido as condição de anaeróbias parciais bem como a uma má oxigenação no sistema (TIAN et al., 2013).

Ao avaliar abundância relativa maior que 1% do total durante a compostagem (150 dias), onde foram realizadas 240.939 sequenciadas, observou-se uma predominância de 26 gêneros. Destes destacam-se os seguintes gêneros, *Brucella* (9%), *Devosia*, *Pseudomonas*,

Sphingobacterium com (8%), *Clostridium* (6%), *Sphingobium*, *Sphingomonas*, *Escherichia* com (3%), *Aminobacter*, *Brevundimonas*, *Aquamicrobium*, com (2%) e *Novosphingobium*, *Enterobacter*, *Achromobacter*, *Shinella*, *Sphingopyxis*, *Hyphomicrobium*, *Mesorhizobium*, *Stenotrophomonas*, *Altererythrobacter*, *Chryseobacterium*, *Kaistia*, *Pseudolabrys*, *Pseudochrobactrum*, *Caulobacteraceae unclassified genus* e *Afipia* com (1%). Em estudo realizado com compostagem de efluente suíno (MAO et al., 2018) observaram a predominância de 12 Gêneros de bactérias entre eles, *Clostridium*, *Pseudomonas* e *Sphingobacterium*.

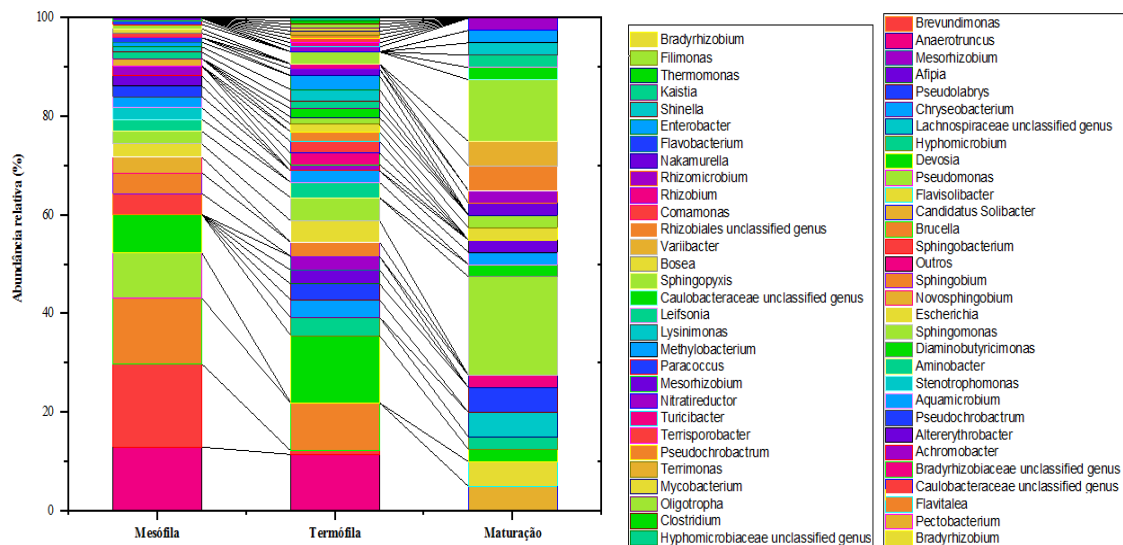
Gêneros como *Clostridium*, *Achromobacter*, *Stenotrophomonas* possuem habilidade de produzir a enzima carboximetilcelulose, sendo esta, responsável pela degradação de compostos polissacarídeos e lignocelulósicos, além de suportarem altas doses de metais pesados (AWASTHI et al., 2017), explicando assim sua abundância no processo de compostagem, como também sendo uma razão para explicar a não influência dos antibióticos em sua comunidade. O gênero *Pseudomonas*, são considerados bactérias fixadoras de nitrogênio, através do processo de nitrogenase (SÁNCHEZ, OSPINA e MONTOYA, 2017; AWASTHI et al., 2017), o que justifica-se pela sua distribuição na compostagem, como também o aumento de NT ao longo da compostagem.

Figura 4 – Gêneros de bactérias observada durante a compostagem de efluente suíno contaminado com fármacos de uso veterinário nos tempos 0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias.



Os Gêneros mais representativos em cada fase da compostagem estão dispostos na Figura 5. As fases da compostagem foram distribuídas da seguinte maneira, a fase mesófila é composta pelos seguintes tempos, 15, 60, 75, 90 e 120 dias, a fase termófila 30 e 45 dias, e a fase de maturação 150 dias.

Figura 5 – Abundância relativa > 1% de gêneros de bactérias nas fases da compostagem em nível de Gênero.



Durante a fase Mesófila, as bactérias responsáveis por quebrar a matéria orgânica atuam em condições de temperatura que varia na faixa de 15 – 35°C. Dentre elas podem ser citadas as *Pseudomonas*, as quais consomem os compostos solúveis, como açúcares, aminoácidos e lipídios, após a quebra (processo de hidrólise) dos mesmos (AWASTHI et al., 2017). Nesta fase os gêneros mais abundantes foram *Sphingobacterium* (15%), *Brucella* (12%), *Pseudomonas* (8%), *Devosia* (7%) e *Brevundimonas* e *Sphingobium* com (4%).

Já na fase Termófila os gêneros mais encontrados foram, *Devosia* (14%), *Brucella* (10%), *Sphingomonas* (5%) e *Escherichia* com 4%. Nesta fase, reações metabólicas exotérmicas das bactérias provocam o aumento da temperatura, como também ocorre, à degradação e quebra por meio da hidrólise da celulose, lignina, hemicelulose e proteínas (SÁNCHEZ, OSPINA e MONTOYA, 2017). Estes autores relatam que nesta etapa a predominância é a do Filo das *Actinobacterias*, divergindo os dados observados neste trabalho, onde é apontado o Filo mais predominante foi o das *Proteobacterias*.

Ao final da compostagem, na fase de maturação (150 dias), os gêneros predominantes encontrados foram, *Sphingomonas* (20%), *Sphingopyxis* (13%), *Candidatus Solibacter*,

Pseudolabrys, *Varibacter*, *Rhizobiales unclassified genus*, *Flavisolibacter* e *Lachnospiraceae unclassified genus* com (5%). Nesta etapa micro-organismos remanescentes quebram os resíduos de açúcares, celulose, hemicelulose, transformando-os em substâncias húmicas (SÁNCHEZ, OSPINA e MONTOYA, 2017).

O gênero *Brucella*, um dos mais predominantes durante as fases mesófilas e termófilas, ainda não havia sido reportado em artigos envolvendo o processo de compostagem. Ao buscar maiores informações sobre o gênero, e relacionando com seu Filo (*Proteobacterias*), logo, atribui-se a ele características de bactérias mesófilicas e termotolerantes, devido à adaptabilidade e grande diversidade em nível de gênero deste Filo (ZHONG et al., 2018). Entretanto, este gênero está ligado a espécie *Brucella abortus*, observada neste trabalho em nível de espécie, com 6,8% do total das sequências obtidas, que diretamente afeta animais e humanos por meio da brucelose, manifestando-se com sintomas de complicações osteo-articulares, neurológicas, gastrointestinais além de potencializar abortos (LALSAMTHARA; LEE, 2018), mas que ao final da compostagem, na fase de maturação não foi detectada a sua presença.

Outro gênero predominante, o *Devosia*, (Figura 5) pode estar relacionado tanto com a fase termófila como na mesofílica do processo de compostagem (AWASTHI et al., 2017), denotando características de adaptação durante a compostagem.

4.3.3 Diversidade da comunidade de Fungos durante a compostagem

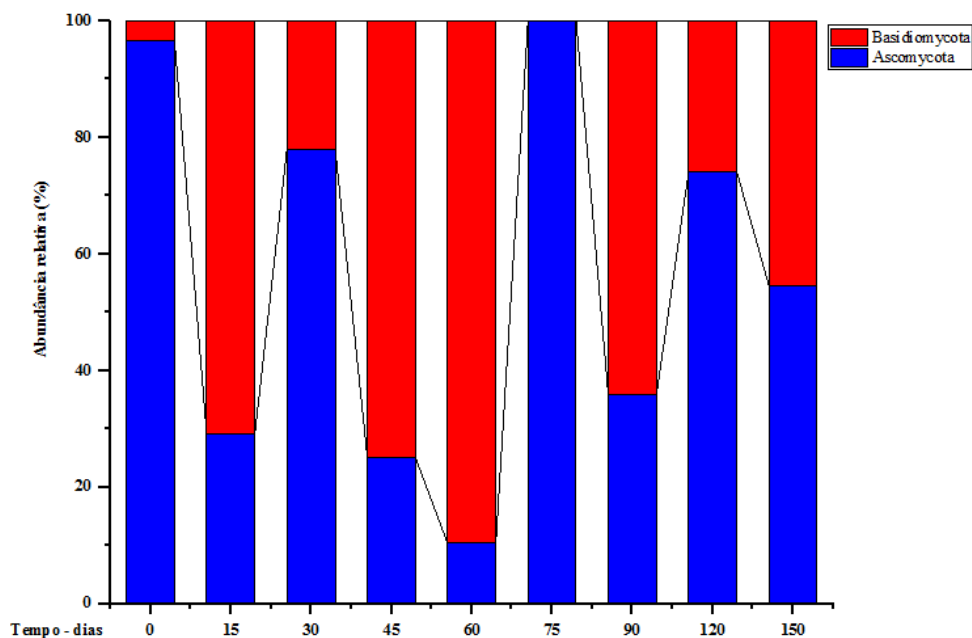
Além das Bactérias, o Reino Fungi também foi avaliado durante os 150 dias de compostagem. Os dados sobre a abundância relativa em relação a sua taxonomia (Filo e Gênero) podem ser observados nas Figuras 6 e 7, bem como a abundância relativa em nível de gênero durante as fases da compostagem, na Figura 7 b.

Durante a compostagem foram obtidas 280.145 sequências em relação aos Filos de Fungos, desde o efluente suíno (tempo 0) e durante os tempos do processo de compostagem (15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias). Os resultados mostraram a predominância de dois Filos, *Basidiomycota* e *Ascomycota*. No efluente bruto utilizado, a predominância foi do Filo *Ascomycota* (97% das sequências), demonstrando que este Filo pode ter maior adaptabilidade com condições anaeróbias ou de baixas taxas de oxigênio. A predominância ao final da compostagem foi do Filo *Basidiomycota* com 60%. Este dado difere, com (CHEN et al., 2018; GU et al., 2017), que observaram a predominância do Filo *Ascomycota* que foi dominante nas

diferentes fases da compostagem, porém com efluente bovino e compostagem de cama de aviário. Chen et al. (2018) ainda observaram os seguintes Filos em seu estudo, *Basidiomycota*, *Neocallimastigomycota*, *Zygomycota*, *Chytridiomycota* e *Ascomycota*.

Para (LIU et al., 2017b) os Filos mais representativos encontrados em compostagem de resíduos da produção de gentamicina foram *Ascomycota*, *Zygomycota*, *Basidiomycota*, e Filo não classificado, sendo este com maior representatividade, seguido de *Ascomycota*, *Zygomycota* e *Basidiomycota*.

Figura 6 – Abundância relativa da diversidade da comunidade de Fungos em Filos durante a compostagem.

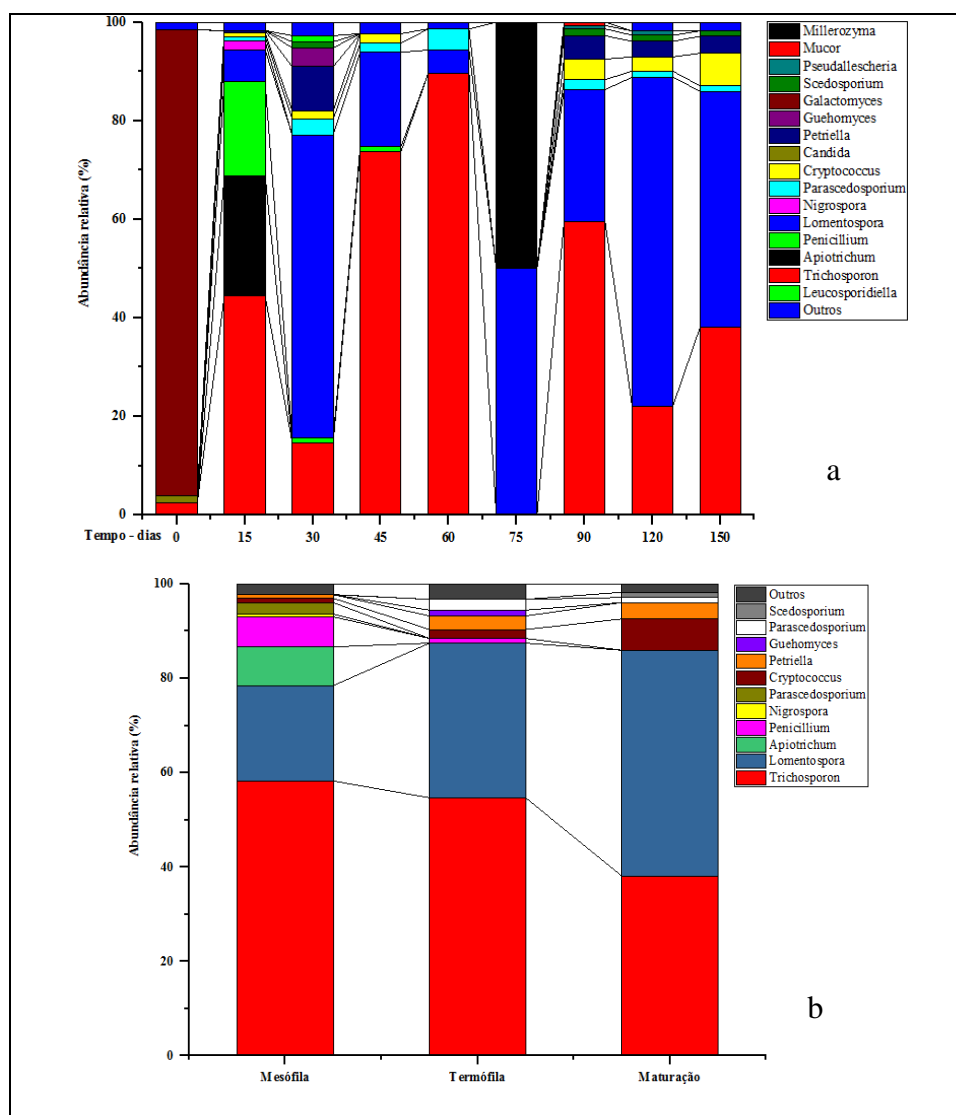


Ainda no estudo realizado, foi observada uma diminuição do número de sequências dos Filos tanto para *Ascomycota* e *Basidiomycota*, nos períodos iniciais da compostagem. Ambos os Filos, apresentaram um comportamento de redução em mais de 400% até o tempo 45, e mais de 2.700% entre os tempos 15 e 30 dias, respectivamente. Este decaimento pode estar relacionado à influência do pH, pois neste período a compostagem apresentou valores mais ácidos (pH 5,6), o que pode ter influenciado diretamente na sucessão dos microorganismos, bem como outros fatores como a relação C/N, umidade (AWASTHI et al., 2017). Após este período, ambos aumentaram sua população em mais de 360% e 829%.

Estes dois Filos de Fungos estão ligados a degradação de lignina (BOHACZ, 2018), da celulose e hemicelulose (SÁNCHEZ, 2009) em diferentes tipos de compostagem com

diversos tipos de resíduos. Este processo é devido aos dois sistemas extracelulares enzimáticos dos Fungos, sistema hidrolítico, que produzem as hidrolases, capazes de degradar polissacarídeos e o sistema oxidativo ligninolítico, que produzem enzimas lignolíticas que são capazes de degradar a lignina e abrir os anéis fenólicos (SÁNCHEZ, 2009).

Figura 7 – Comunidade microbiana de Fungos em nível de Gênero (a) e composição dos gêneros de Fungos nas fases da compostagem (b) de efluente suíno contaminado com fármacos de uso veterinário.



Os gêneros maiores (>1%), que mais predominaram nos tempos da compostagem (Figura 7a) foram, *Galactomyces* (94%) e *Candida* e *Trichosporon* (2%) no efluente suíno (tempo 0 – zero), no tempo 15, *Trichosporon* (44%), *Apioitrichum* (24%), *Penicillium* (19%), *Lomentospora* (6%), *Bandoniozyma* (2%), *Parascenedosporium*, *Cryptococcus* e *Petriella* (1%), no tempo 30, *Lomentospora* (61,5%), *Trichosporon* (14,7%), *Petriella* (8,9%), *Guehomyces*

(3,8%), *Parascedosporium* (3,2%), e *Scedosporium* (1,3%), no tempo 45, *Trichosporon* (73,7%), *Lomentospora* (25,9%), *Petriella* (2,7%), *Parascedosporium* (2,5%), e *Penicillium* (1,4%), no tempo 60, *Trichosporon* (89,2%), *Lomentospora* (4,7%) e *Parascedosporium* (4,3%), no tempo 75, *Lomentospora* (50%) e *Millerozyma* (50%), no tempo 90, *Trichosporon* (60%), *Lomentospora* (27%), *Petriella* (5%), *Cryptococcus* (4%), *Parascedosporium* (2%), *Scedosporium*, *Mucor* e *Pseudallescheria* (1%), no tempo 120, *Lomentospora* (66,7%), *Trichosporon* (22,7%), *Petriella* (3,1%), *Cryptococcus* (2,9%), *Scedosporium* (1,3%), *Parascedosporium* (1,2%) e *Pseudallescheria* (1%) e no tempo 150, os gêneros de Fungos mais representativos foram, *Lomentospora* (48%), *Trichosporon* (38%), *Cryptococcus* (7%), *Petriella* (3%), *Scedosporium* (1%) e *Parascedosporium* (1%).

Porém ao avaliar a representatividade de Fungos em gênero nas 279.145 sequências obtidas, o gênero predominante foi *Trichosporium* (51,2%), *Lomentospora* (23,1%) e *Galactomyces* (7,2%), *Apiotrichum* (5,9%), *Penicillium* (4,6%), *Parascedosporium* (2,1%), *Cryptococcus* (1,6%) e *Petriella* (1,3%). Para (WANG et al., 2018b) os gêneros de Fungos mais predominantes foram *Mycothermus* e *Ascomycota* não classificada durante compostagem de efluente bovino. Liu et al. (2017) observaram a presença de 7 gêneros com representatividade maior que 1%, durante a compostagem de resíduos de gentamicina, *Mortierella*, *Kernia*, *Hypocrea*, *Aspergillus*, *Trichosporon*, *Candida*, e *Phialosimplex*.

Em outro trabalho com compostagem de plantas medicinais com a utilização de primers para Fungos, GH7-F (GAGATCAAGCGCYTCTAYGTBCA) e GH7-R (GTCRAGCCASAGCATGTTGG), os gêneros mais predominantes foram *Aspergillus*, *Candida*, *Trichosporium*, *Caprinus*, *Ascobolus*, *Fusarium* e *Penicillium*. Gêneros *Penicillium* e *Lomentospora*, *Parascedosporium* e *Petriella* as quais pertencentes à família *Eurotiomycetes* e *Sordariomycetes* (Filo *Ascomycota*) respectivamente, são considerados decompositores (MBARECHE et al., 2017).

Os gêneros encontrados durante as fases, mesófila, termófila e de maturação podem ser observados na Figura (7b). Gêneros *Trichosporium*, *Lomentospora*, *Cryptococcus* e *Petriella* foram encontrados em todas as fases da compostagem, e os gêneros *Lomentospora*, *Cryptococcus* ativeram aumentos nas fases termófila e de maturação. Em ambas as fases da compostagem o gênero *Trichosporium* foi predominante, o que pode justificar-se pela sua capacidade em degradar grandes quantidades de lignocelulose em temperatura baixas (QINGGEER et al., 2016), porém observa-se uma diminuição na fase termófila e de maturação, isso é devido a potencial eliminação de muitas espécies do gênero *Trichosporium*, por meio do aumento da temperatura da fase termófila (TIAN et al., 2017).

Wang et al. (2018) divergem dos dados encontrados neste trabalho no âmbito da abundância de gêneros de Fungos na fase termófila, para eles, o gênero *Mycothermus* foi mais predominante, enquanto neste trabalho os gêneros mais predominantes foram *Trichosporium*, *Lomentospora*, contudo o estudo dos pesquisadores foi com compostagem de resíduo da bovinocultura e em tempo de duração de 60 dias.

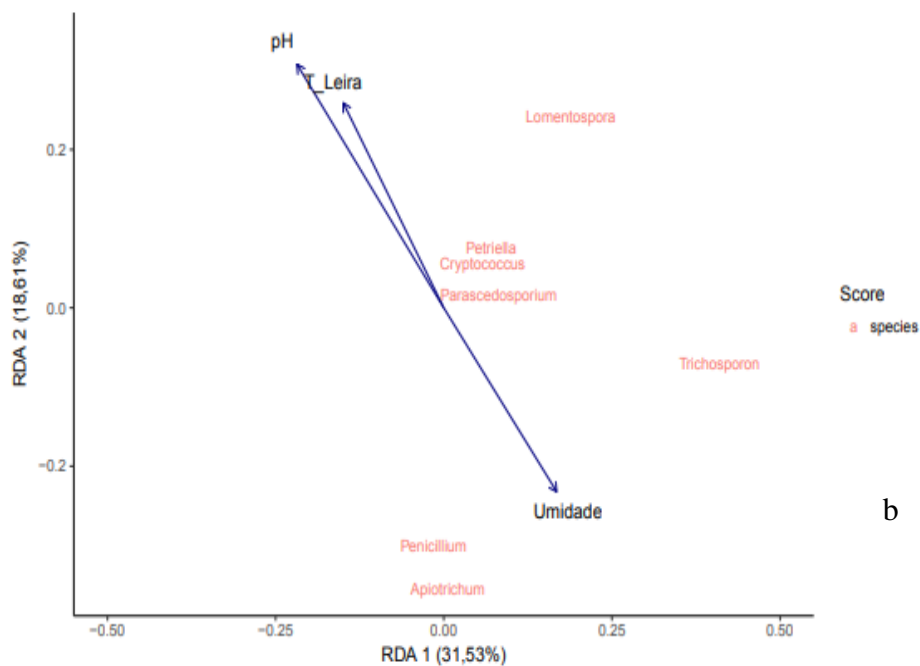
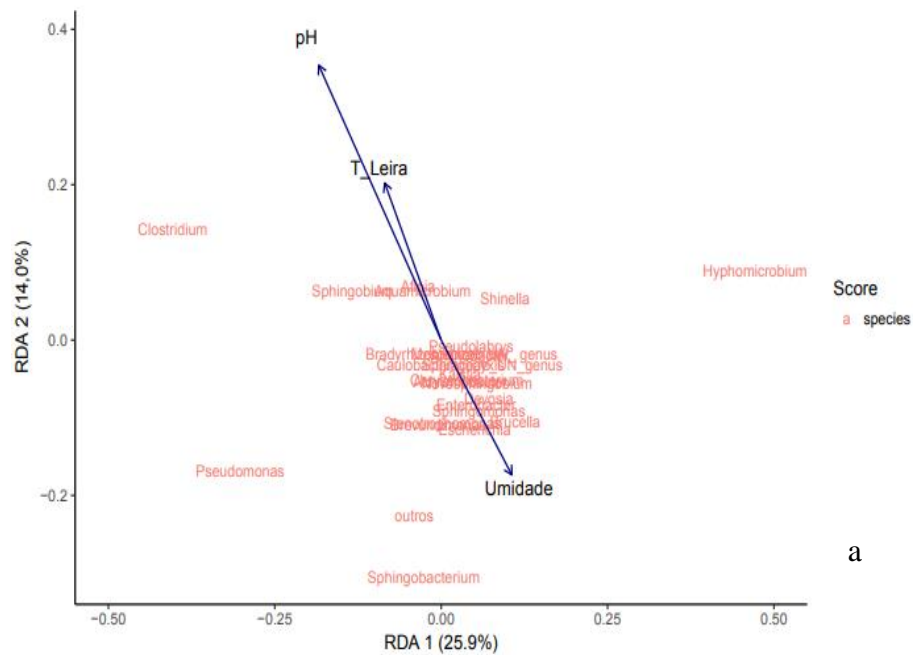
Além dos gêneros *Trichosporium*, *Lomentospora*, *Parascedosporium* e *Petriella* encontrados nesta fase de maturação, também foram observados os gêneros *Scedosporium* e *Guehomyces* nesta etapa, com isso, este gênero pode estar ligada a maturação do composto, bem como a fase final da compostagem. Este dado também foi observado por (GU et al., 2017) em compostagem aeróbia com resíduos de frango.

Contudo, a diversidade de Fungos encontrada ao longo da compostagem de efluente suíno com maravalha de eucalipto, pode denotar a capacidade, habilidade de adaptar-se em diferentes condições bióticas e abióticas além de suportarem diferentes tipos de resíduos, bem como serem de fundamental importância na compostagem pois podem não somente estarem ligados a processos de degradação da celulose, como também na produção de diversas enzimas capazes de degradar também a matéria orgânica, produzindo um composto estabilizado, com características físico-químicas importantíssimas para a otimização dos diversos processos produtivos, que poderão utilizá-lo.

4.5 Relações da comunidade bacteriana e fúngica em relação as parâmetros ambientais e antibióticos veterinários

As relações entre os fatores ambientais (pH, temperatura da leira e umidade), com a comunidade bacteriana e fúngica em nível de gênero pela RDA se encontram nas Figuras 8.

Figura 8 – Análise de redundância para fatores ambientais e comunidade bacteriana (a) e fúngica (b)



Para a comunidade bacteriana (Figura 8a) os dois primeiros eixos explicam 39,9%, sendo respectivamente 25,9% e 14,0%. O gênero de bactérias *Clostridium* apresentou efeito positivo para um aumento de pH, bem como para a temperatura da leira. No geral, as três variáveis ambientais obtiveram o mesmo padrão de resposta para os gêneros observados. Contudo, observa-se que a temperatura e o pH são mais relacionados entre si, e a umidade, aparece mais associada negativamente com o eixo 2. Em relação à comunidade bacteriana, a umidade tem significância direta com grande maioria dos gêneros bacterianos encontrados.

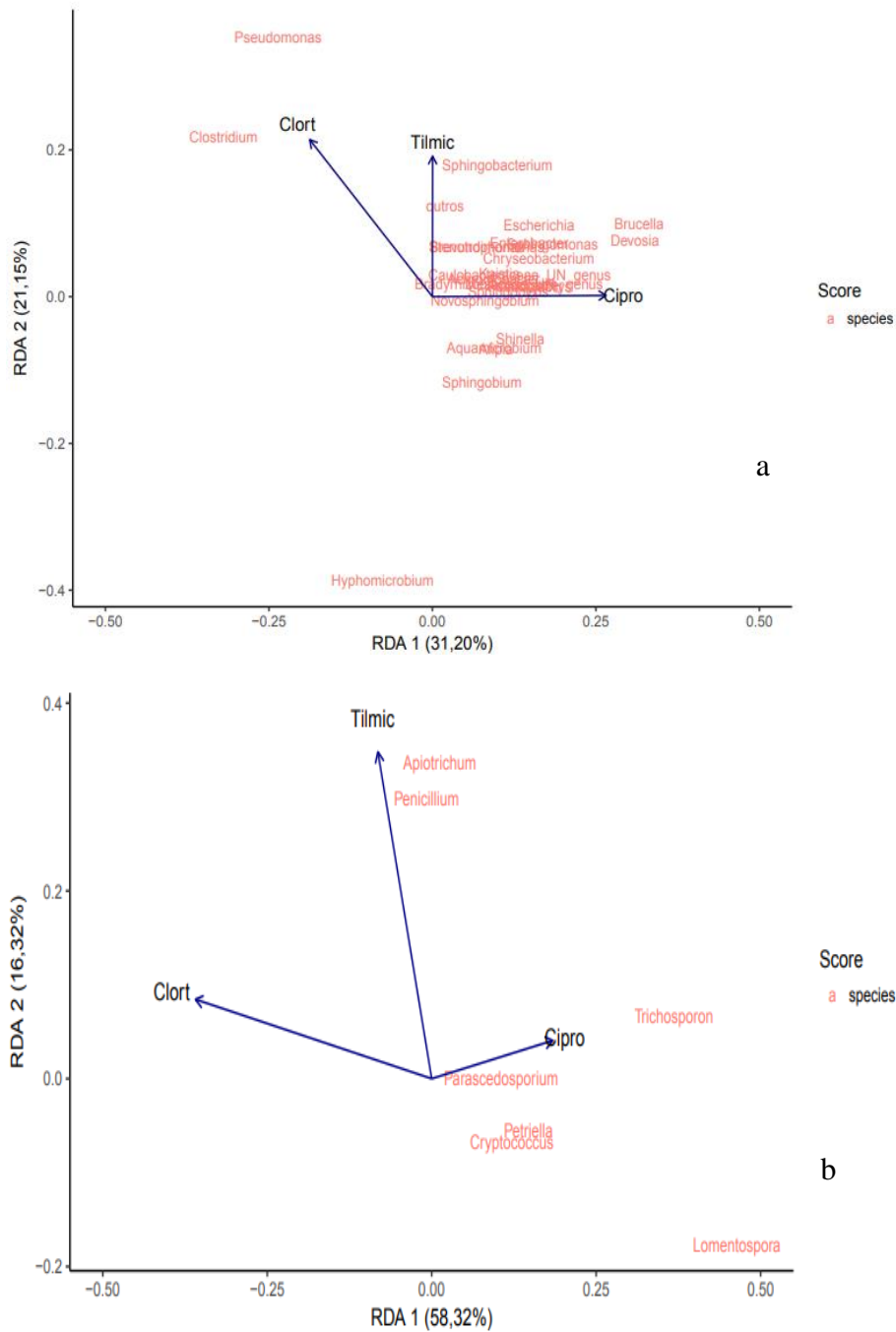
No trabalho de Wang et al. (2018) os autores observaram um efeito mais proeminente da umidade sobre a comunidade bacteriana, porém em compostagem de esterco bovino.

Para a dinâmica de gêneros de fungos, a RDA, explicou 50,14%, sendo os dois primeiros eixos, respectivamente 31,53% e 18,61% (Figura 8b). Em relação aos efeitos dos parâmetros na comunidade fúngica, observa-se que o pH, temperatura da leira e umidade tiveram efeito negativo sobre a maioria dos principais gêneros encontrados. Contudo, o pH e temperatura da leira tiveram efeito positivo em relação ao o gênero *Lomentospora*. Já a umidade influenciou significativamente os gêneros *Apiotrichum*, e *Penicillium*. A umidade que impactou diretamente grande gama dos gêneros de bactérias, não apresentando este efeito aos gêneros de fungos.

Os efeitos dos antibióticos veterinários, medidos pela RDA, sobre os principais gêneros de bactérias e fungos são observados na Figura 9 (a e b). Para a mensuração desta relação, foram considerados somente os fármacos (clortetraciclina, tilmicosina e ciprofloxacina), que se relacionavam com os demais, com isso, os mesmos foram escolhidos para evitar redundância de resultados.

Os dois primeiros eixos da RDA explicam 31,2 % e 21,15%, totalizando 52,3% das explicações totais das relações dos antibióticos sobre a comunidade bacteriana. Os antibióticos Tilcomisina e Ciprofloxacina apresentaram relação positiva com a maioria dos gêneros, sendo a Clortetraciclina com efeito positivo para os gêneros *Clostridium* e *Pseudomonas*. O efeito positivo observado pode estar relacionado com a capacidade destes micro-organismos em resistir aos antibióticos, ou utilizar os fármacos como fonte de alimento.

Figura 9 – Análise de redundância para antibióticos veterinários e comunidade bacteriana (a) e fúngica (b)



Na comunidade fúngica, a RDA com os fármacos explicaram 74,64% nos dois primeiros eixos, sendo 58,32% para o primeiro eixo e 16,32 % para o segundo. Na figura 9b, podemos observar uma relação positiva do antibiótico Ciprofloxacina nos seguintes gêneros: *Trichosporun*, *Parascedosporium*, *Crypyococcus* e *Petriella*, e o antibiótico Tilcomisina teve efeito positivo nos gêneros *Apiotrichum*, e *Penicillium*, enquanto o antibiótico Clortetraciclina não teve efeito na dinâmica da comunidade de fungos.

4.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A identificação de Bactérias e Fungos por processo sequenciamento de nova-geração (SNG) mostrou-se eficiente na mensuração da diversidade microbiana em processo de compostagem de efluente suíno. As análises dos micro-organismos no Reino das Bactérias apresentaram 7 (sete) diferentes Filos de Bactérias, com predominância das *Proteobacterias*, 70 Gêneros com abundância relativa maior de 1% nos tempos diferentes tempos (0,15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias) e 26 Gêneros encontrados com abundância superior a 1% do total de sequências lidas na compostagem, tendo o gênero *Brucella* com maior predominância. Em relação ao Reino Fungi, 2 (dois) Filos de Fungos foram encontrados, com predominância do Filo *Basidiomycota*, 16 diferentes gêneros de Fungos com abundância relativa maior de 1% nos tempos (0,15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias) e 8 diferentes gêneros superiores a 1 % do total de sequências lidas durante a compostagem, com o gênero *Trichosporium* com maior mais abundância. Em relação aos efeitos dos parâmetros ambientais na comunidade bacteriana e fúngica, a umidade teve papel fundamental na dinâmica das bactérias e não na fúngica. Os resultados apontam para uma grande diversidade de micro-organismos em ambos os Reinos, contribuindo assim para um maior entendimento da dinâmica biológica em sistema de compostagem de efluente suíno, como também apontam para a necessidade de maiores esforços na busca por entendimento entre o papel das Bactérias e Fungos nos processos e mecanismos que estão ligados a compostagem.

4.6 REFERENCIAS

ÁLVAREZ, M. S. et al. Antibiotics in swine husbandry effluents: Laying the foundations for their efficient removal with a biocompatible ionic liquid. **Chemical Engineering Journal**, v. 298, p. 10–16, 2016.

AN, J. et al. Antibiotic contamination in animal manure , soil , and sewage sludge in Shenyang , northeast China. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 6, p. 5077–5086, 2015.

ARCHUNDIA, D. et al. Antibiotic pollution in the Katari subcatchment of the Titicaca Lake: Major transformation products and occurrence of resistance genes. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 671–682, 2017.

AWASTHI, M. K. et al. New insight with the effects of biochar amendment on bacterial diversity as indicators of biomarkers support the thermophilic phase during sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 589–601, ago. 2017.

BAO, Y. et al. Depletion of chlortetracycline during composting of aged and spiked manures. **Waste Management**, v. 29, n. 4, p. 1416–1423, abr. 2009.

BARBOSA, M. O. et al. Occurrence and removal of organic micropollutants: An overview of the watch list of EU Decision 2015/495, **Water Research** Elsevier Ltd, , 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.047>>

- BÁRTÍKOVÁ, H.; PODLIPNÁ, R.; SKÁLOVÁ, L. Veterinary drugs in the environment and their toxicity to plants. **Chemosphere**, v. 144, p. 2290–2301, 2016.
- BEN, W. et al. Dissemination of antibiotic resistance genes and their potential removal by on-farm treatment processes in nine swine feedlots in Shandong Province, China. **Chemosphere**, v. 167, p. 262–268, 2017.
- BERENDSEN, B. J. A. et al. The persistence of a broad range of antibiotics during calve, pig and broiler manure storage. **Chemosphere**, v. 204, p. 267–276, ago. 2018.
- BOHACZ, J. Microbial strategies and biochemical activity during lignocellulosic waste composting in relation to the occurring biothermal phases. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 1052–1062, 2018.
- BOLEDA, M. R.; GALCERAN, M. T.; VENTURA, F. Validation and uncertainty estimation of a multiresidue method for pharmaceuticals in surface and treated waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1286, p. 146–158, 2013.
- BONDARCZUK, K.; MARKOWICZ, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. **Environment International**, v. 87, p. 49–55, fev. 2016.
- CADONÁ, E. A. et al. Utilização de Adubação Orgânica com Dejetos de Suínos e Contaminação de Água e de Solo por Coliformes Utilization of organic fertilization with pig slurry and contamination of water and soil. **Ciência e Natura**, v. 38, n. 3, p. 1601–1609, 2016.
- CAVALETTI, L. B. Avaliação do sistema de compostagem mecanizada para dejetos suínos. 2014.
- CENTNER, T. J. Recent government regulations in the United States seek to ensure the effectiveness of antibiotics by limiting their agricultural use. **Environment International**, v. 94, p. 1–7, 2016.
- CHEN, C. et al. Effect of composting and soil type on dissipation of veterinary antibiotics in land-applied manures. **Chemosphere**, v. 196, p. 270–279, 2018.
- CHEN, K. L.; LIU, L. C.; CHEN, W. R. Adsorption of sulfamethoxazole and sulfapyridine antibiotics in high organic content soils. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 1163–1171, 2017.
- CHEN, Z. et al. Effect of aeration rate on composting of penicillin mycelial dreg. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 37, p. 172–178, 2015.
- 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**, p. 1–11, 2017.
- CHRISTOFF, A. P. et al. Bacterial identification through accurate library preparation and high-throughput sequencing. **White Paper: Bacterial NGS Sequencing**, n. May 2017, 2017.
- CHU, Y. et al. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 10, p. 1505–1511, 2017a.
- CHU, Y. et al. Effects of anaerobic composting on tetracycline degradation in swine manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 25, n. 10, p. 1505–1511, 2017b.
- CORATO, U. DE et al. Microbiota from ‘next-generation green compost’ improves suppressiveness of composted Municipal-Solid-Waste to soil-borne plant pathogens. **Biological Control**, v. 124, n. May, p. 1–17, 2018.

- DAGHRIR, R.; DROGUI, P. Tetracycline antibiotics in the environment: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 11, n. 3, p. 209–227, 2013.
- DECEZARO, SAMARA TEREZINHA. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. 2018. 215p. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2018.
- DOLLIVER, H.; GUPTA, S.; NOLL, S. L. Antibiotic Degradation during Manure Composting. **Journal of Environmental Quality**, v. 1, n. December, p. 1245–1253, 2008.
- DU, L.; LIU, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 309–327, 2012.
- EZZARIAI, A. et al. Evaluation of the antibiotics effects on the physical and chemical parameters during the co-composting of sewage sludge with palm wastes in a bioreactor. **Waste Management**, v. 68, p. 388–397, 2017.
- FAROUK, F.; AZZAZY, H. M. E.; NIESSEN, W. M. A. Challenges in the determination of aminoglycoside antibiotics, a review. **Analytica Chimica Acta**, v. 890, p. 21–43, 2015.
- FRANKE-WHITTLE, I. H. et al. Changes in the microbial communities during co-composting of digestates. **Waste Management**, v. 34, n. 3, p. 632–641, 2014.
- GBYLIK-SIKORSKA, M. et al. Chemosphere Liquid chromatography – tandem mass spectrometry multiclass method for the determination of antibiotics residues in water samples from water supply systems in food-producing animal farms. **Chemosphere**, v. 119, p. 8–15, 2015.
- GONZALEZ RONQUILLO, M.; ANGELES HERNANDEZ, J. C. Antibiotic and synthetic growth promoters in animal diets: Review of impact and analytical methods. **Food Control**, 2015.
- GOU, M. et al. Aerobic composting reduces antibiotic resistance genes in cattle manure and the resistome dissemination in agricultural soils. **Science of the Total Environment**, v. 612, p. 1300–1310, 2018.
- GU, W. et al. Fungi diversity from different depths and times in chicken manure waste static aerobic composting. **Bioresource Technology**, v. 239, p. 447–453, 2017.
- GUO, C. et al. Development of a modified QuEChERS method for the determination of veterinary antibiotics in swine manure by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography B**, v. 1027, p. 110–118, 2016.
- GUSAIN, R.; PANDEY, B.; SUTHAR, S. Composting as a sustainable option for managing biomass of aquatic weed Pistia: A biological hazard to aquatic system. **Journal of Cleaner Production**, v. 177, p. 803–812, 2018.
- HACHMANN, T. L. et al. Resíduos de aves e suínos : Potencialidades Poultry and swine waste : potential. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, p. 59–65, 2013.
- HAMSCHER, G. et al. Different behavior of tetracyclines and sulfonamides in sandy soils after repeated fertilization with liquid manure. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 24, n. 4, p. 861–868, 2005.
- HE, L. Y. et al. Discharge of swine wastes risks water quality and food safety: Antibiotics and antibiotic resistance genes from swine sources to the receiving environments. **Environment International**, v. 92–93, p. 210–219, 2016.

- HO, Y. BIN et al. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 476–484, 2013.
- IDE, A. H. et al. Enhancement for trace analysis of sulfonamide antibiotics in water matrices using bar adsorptive microextraction (BA μ E). **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, v. 129, p. 593–599, 2016.
- KIM, C. et al. Determination of 18 veterinary antibiotics in environmental water using high-performance liquid chromatography-q-orbitrap combined with on-line solid-phase extraction. **Journal of Chromatography B**, v. 1084, p. 158–165, 1 maio 2018a.
- KIM, C. et al. A review of analytical procedures for the simultaneous determination of medically important veterinary antibiotics in environmental water: Sample preparation, liquid chromatography, and mass spectrometry **Journal of Environmental Management**, jul. 2018b. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0301479718303864>>. Acesso em: 16 maio. 2018
- KIM, K. et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. **Waste Management**, v. 32, p. 110–116, 2012.
- KIM, Y.; LEE, K. B.; CHOI, K. Effect of runoff discharge on the environmental levels of 13 veterinary antibiotics: A case study of Han River and Kyungahn Stream, South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, 2015.
- KNÄBEL, A. et al. Runoff of veterinary pharmaceuticals from arable and grassland-A comparison between predictions from model simulations and experimental studies. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 218, p. 33–39, 2016.
- KOBA, O. et al. Antibiotics degradation in soil: A case of clindamycin, trimethoprim, sulfamethoxazole and their transformation products. **Environmental Pollution**, 2016.
- KUPPUSAMY, S. et al. Veterinary antibiotics (VAs) contamination as a global agro-ecological issue: A critical view. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 257, p. 47–59, 1 abr. 2018.
- LALSAMTHARA, J.; LEE, J. H. Immunization of guinea pigs with Salmonella delivered anti-Brucella formulation reduces organs bacterial load and mitigates histopathological consequences of Brucella abortus 544 challenge. **Veterinary Immunology and Immunopathology**, v. 195, n. March 2017, p. 40–45, 2018.
- LI, C. et al. Occurrence of antibiotics in soils and manures from greenhouse vegetable production bases of Beijing, China and an associated risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 521–522, p. 101–107, 2015.
- LIU, B. et al. Effects of composting process on the dissipation of extractable sulfonamides in swine manure. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 284–290, 2015a.
- LIU, B. et al. Effects of composting process on the dissipation of extractable sulfonamides in swine manure. **Bioresource technology**, v. 175, p. 284–290, 2015b.
- LIU, L. et al. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 91, n. 8, p. 1088–1093, 2013.
- LIU, L. et al. Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. **Waste Management**, 2017a.
- LIU, N. et al. Variations in the fate and risk analysis of amoxicillin and its degradation

- products during pig manure aerobic composting. **Journal of Hazardous Materials**, v. 346, p. 234–241, 2018.
- LIU, P. et al. Removal of trace antibiotics from wastewater: A systematic study of nanofiltration combined with ozone-based advanced oxidation processes. **Chemical Engineering Journal**, v. 240, p. 211–220, 2014.
- LIU, Y. et al. Gentamicin degradation and changes in fungal diversity and physicochemical properties during composting of gentamicin production residue. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 905–912, 2017b.
- LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. A. et al. Dynamics of bacterial microbiota during lignocellulosic waste composting: Studies upon its structure, functionality and biodiversity. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 406–416, 2015.
- LOU, Y. et al. Sorption behavior of tetracyclines on suspended organic matters originating from swine wastewater. **Journal of Environmental Sciences**, v. 65, p. 144–152, 2017.
- LUCAS, D. et al. Fungal treatment for the removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in veterinary hospital wastewater. **Chemosphere**, v. 152, p. 301–308, 2016.
- MA, S. et al. Bacterial community succession during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane under slight positive pressure. **Bioresource Technology**, v. 259, n. February, p. 221–227, 2018a.
- MA, S. et al. Bacterial community succession during pig manure and wheat straw aerobic composting covered with a semi-permeable membrane under slight positive pressure. **Bioresource Technology**, v. 259, p. 221–227, jul. 2018b.
- MAO, H. et al. Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost. **Bioresource Technology**, v. 258, p. 195–202, 2018.
- MARTÍNEZ-CARBALLO, E. et al. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 570–579, 2007.
- MBARECHE, H. et al. A next generation sequencing approach with a suitable bioinformatics workflow to study fungal diversity in bioaerosols released from two different types of composting plants. **Science of the Total Environment**, v. 601–602, p. 1306–1314, 2017.
- MENG, X. et al. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 22–30, 2018a.
- MENG, X. et al. Effect of pig manure on the chemical composition and microbial diversity during co-composting with spent mushroom substrate and rice husks. **Bioresource Technology**, v. 251, p. 22–30, 2018b.
- MITCHELL, S. M. et al. Antibiotic degradation during thermophilic composting. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 226, n. 2, p. 1–12, 2015.
- MOJICA, E.; AGA, D. S. Antibiotics Pollution in Soil and Water: Potential Ecological and Human Health Issues. **Encyclopedia of Environmental Health**, p. 97–110, 2011.
- MORTIER, N.; VELGHE, F.; VERSTICHEL, S. **Organic Recycling of Agricultural Digestion**. [s.l.] Elsevier Inc., 2016.
- NGUYEN, T. K. X. et al. Tiamulin removal by wood-rot fungi isolated from swine farms and role of ligninolytic enzymes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116,

p. 147–154, 2017.

OMAR, F. N. et al. Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process. **JES**, p. 1–14, 2014.

ONWOSI, C. O. et al. Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 140–157, 2017.

ORSI, B. S. et al. Cefalosporinas : Sua Origem , Uso E Função Em ANIMAIS DE GRANDE E PEQUENO PORTE. **Revista científica eletrônica de medicina veterinária**, v. VII, n. 12, p. 1–8, 2009.

PACHECO-SILVA, É.; DE SOUZA, J. R.; CALDAS, E. D. Resíduos de medicamentos veterinários em leite e ovos. **Química Nova**, v. 37, n. 1, p. 111–122, 2014.

PETRIE, B. et al. Multi-residue analysis of 90 emerging contaminants in liquid and solid environmental matrices by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1431, p. 64–78, 2015.

PINHEIRO, A. et al. Veterinary antibiotics and hormones in water from application of pig slurry to soil. **Agricultural Water Management**, v. 129, n. 375, p. 1–8, 2013.

PUCKOWSKI, A. et al. Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues in the environment: A review. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis**, 2015.

PULICHARLA, R. et al. Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 34, p. 332–342, 2017.

QIAN, M. et al. Occurrence of trace elements and antibiotics in manure-based fertilizers from the Zhejiang Province of China. **Science of the Total Environment**, v. 559, p. 174–181, 2016a.

QIAN, X. et al. Variable effects of oxytetracycline on antibiotic resistance gene abundance and the bacterial community during aerobic composting of cow manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 315, p. 61–69, 2016b.

QINGGEER et al. Screening of a microbial consortium with efficient corn stover degradation ability at low temperature. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 15, n. 10, p. 2369–2379, 2016.

REGITANO, J. B.; LEAL, R. M. P. Comportamento e impacto ambiental de antibióticos usados na produção animal Brasileira. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 34, n. 3, p. 601–616, 2010.

REINTHALER, F. . et al. Antibiotic resistance of E. coli in sewage and sludge. **Water Research**, v. 37, n. 8, p. 1685–1690, abr. 2003.

RHOUMA, M.; BEAUDRY, F.; LETELLIER, A. Resistance to colistin: what is the fate for this antibiotic in pig production? **International Journal of Antimicrobial Agents**, v. 48, n. 2, p. 119–126, 2016.

RIBEIRO, A. R. et al. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013 / 39 / EU. **Environment International**, v. 75, p. 33–51, 2015.

RICO, A. et al. Use, fate and ecological risks of antibiotics applied in tilapia cage farming in Thailand. **Environmental Pollution**, v. 191, p. 8–16, 2014.

- RODRIGUES-SILVA, C.; MANIERO, M. G.; GUIMARÃES, J. R. Avaliação Da Atividade Antimicrobiana De Soluções De Flumequina Submetidas Aos Processos Eletroquímico E Foto-Eletroquímico. **Química Nova**, v. 37, n. 5, p. 789–795, 2014.
- RYCKEBOER, J. et al. A survey of bacteria and fungi occurring during composting and self-heating processes. **Annals of Microbiology**, v. 53, n. 4, p. 349–410, 2003.
- SÁ, M. F. et al. Dinâmica da população de coliformes durante a compostagem automatizada de dejetos líquidos de suínos. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec**, v. 66, n. 4, p. 1197–1206, 2014.
- SA, T. M.; ISRAEL, D. W. Energy status and functioning of phosphorus-deficient soybean nodules. **Plant physiology**, v. 97, n. 3, p. 928–35, 1991.
- SÁNCHEZ, C. Lignocellulosic residues: Biodegradation and bioconversion by fungi. **Biotechnology Advances**, v. 27, n. 2, p. 185–194, 2009.
- SÁNCHEZ, Ó. J.; OSPINA, D. A.; MONTOYA, S. Compost supplementation with nutrients and microorganisms in composting process. **Waste Management**, v. 69, n. 26, p. 136–153, 2017.
- SARMAH, A. K.; MEYER, M. T.; BOXALL, A. B. A. A global perspective on the use, sales, exposure pathways, occurrence, fate and effects of veterinary antibiotics (VAs) in the environment. **Chemosphere**, v. 65, n. 5, p. 725–759, 1 out. 2006.
- SEGURA, P. A. et al. Global occurrence of anti-infectives in contaminated surface waters: Impact of income inequality between countries. **Environment International**, v. 80, p. 89–97, 2015.
- SELVAM, A. et al. Fate of tetracycline, sulfonamide and fluoroquinolone resistance genes and the changes in bacterial diversity during composting of swine manure. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 383–390, 2012.
- SELVAM, A.; ZHAO, Z.; WONG, J. W. C. Composting of swine manure spiked with sulfadiazine, chlortetracycline and ciprofloxacin. **Bioresource Technology**, v. 126, p. 412–417, 2012.
- SHEN, G. et al. Adsorption and degradation of sulfadiazine and sulfamethoxazole in an agricultural soil system under an anaerobic condition: Kinetics and environmental risks. **Chemosphere**, v. 194, p. 266–274, 2018.
- SHI, W. et al. Surface modeling of soil antibiotics. **The Science of the total environment**, v. 543, n. Pt A, p. 609–19, 2016.
- SILVA, D. M. et al. Indicadores microbiológicos de solo em pastagem com aplicação sucessiva de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, v. 39, p. 1585–1594, 2015.
- SIVAGAMI, K. et al. Antibiotic usage, residues and resistance genes from food animals to human and environment: An Indian scenario. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, 19 fev. 2018.
- SOLLIEC, M. et al. Fractionation and analysis of veterinary antibiotics and their related degradation products in agricultural soils and drainage waters following swine manure amendment. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 524–535, 2016.
- SOSA-FERRERA, Z.; MAHUGO-SANTANA, C.; SANTANA-RODRÍGUEZ, J. J. Analytical methodologies for the determination of endocrine disrupting compounds in biological and environmental samples. **BioMed research international**, v. 2013, p. 674838, 2013.

- STEEL, H. et al. Factors influencing the nematode community during composting and nematode-based criteria for compost maturity. **Ecological Indicators**, v. 85, n. June 2017, p. 409–421, 2018.
- SUI, Q. et al. Distribution of antibiotic resistance genes (ARGs) in anaerobic digestion and land application of swine wastewater. **Environmental Pollution**, v. 213, p. 751–759, 2016.
- TANG, X. et al. Effects of long-term manure applications on the occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes (ARGs) in paddy soils: Evidence from four field experiments in south of China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 90, p. 179–187, 2015.
- 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.
- TIAN, W. et al. Succession of bacterial communities during composting process as detected by 16S rRNA clone libraries analysis. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 78, p. 58–66, 2013.
- TIAN, X. et al. Fungal community and cellulose-degrading genes in the composting process of Chinese medicinal herbal residues. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 374–383, 2017.
- TIEDEKEN, E. J. et al. Monitoring, sources, receptors, and control measures for three European Union watch list substances of emerging concern in receiving waters – A 20 year systematic review. **Science of The Total Environment**, v. 574, p. 1140–1163, 2017.
- VAN BOECKEL, T. P. et al. Global trends in antimicrobial use in food animals. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, n. 16, p. 1–6, 2015.
- WANG, H. et al. Biostimulation of nutrient additions on indigenous microbial community at the stage of nitrogen limitations during composting. **Waste Management**, v. 74, p. 194–202, 2018a.
- WANG, J. et al. 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, 2016a.
- WANG, K. et al. Succession of bacterial community function in cow manure composing
Corresponding author : **Bioresource Technology**, n. June, 2018b.
- WANG, R. et al. Effect of red mud addition on tetracycline and copper resistance genes and microbial community during the full scale swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 1049–1057, 2016b.
- WEI, H. et al. Succession of the functional microbial communities and the metabolic functions in maize straw composting process. **Bioresource Technology**, v. 256, p. 333–341, 2018.
- WEI, R. et al. Occurrence of 13 veterinary drugs in animal manure-amended soils in Eastern China. **Chemosphere**, v. 144, p. 2377–2383, 2016.
- WU, J. et al. Effect of precursors combined with bacteria communities on the formation of humic substances during different materials composting. **Bioresource Technology**, v. 226, p. 191–199, 2017.
- WU, M. H. et al. Occurrence, fate and interrelation of selected antibiotics in sewage treatment plants and their receiving surface water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 132, p. 132–139, 2016.
- XIE, W.-Y. et al. Changes in antibiotic concentrations and antibiotic resistome during

- commercial composting of animal manures. **Environmental Pollution**, v. 219, p. 182–190, 1 dez. 2016.
- YANG, F. et al. Effects of phosphogypsum and superphosphate on compost maturity and gaseous emissions during kitchen waste composting. **Waste Management**, v. 36, p. 70–76, 1 fev. 2015.
- YIN, Y. et al. Impact of copper on the diazotroph abundance and community composition during swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 255, n. November 2017, p. 257–265, 2018.
- YOUNGQUIST, C. P.; MITCHELL, S. M.; COGGER, C. G. Fate of Antibiotics and Antibiotic Resistance during Digestion and Composting: A Review. **Journal of Environment Quality**, v. 45, n. 2, p. 537, 2016.
- ZHANG, H. et al. Residues and risks of veterinary antibiotics in protected vegetable soils following application of different manures. **Chemosphere**, v. 152, p. 229–237, 2016.
- ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical , chemical , and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste management**, 2015.
- ZHANG, M. et al. Occurrence , fate and mass loadings of antibiotics in two swine wastewater treatment systems. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 1421–1431, 2018a.
- ZHANG, R. et al. Contributions of the microbial community and environmental variables to antibiotic resistance genes during co-composting with swine manure and cotton stalks. **Journal of Hazardous Materials**, 2018b.
- ZHANG, X. X.; ZHANG, T.; FANG, H. H. P. Antibiotic resistance genes in water environment. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 82, n. 3, p. 397–414, 2009.
- ZHANG, Y. et al. Effects of adding different surfactants on antibiotic resistance genes and intII during chicken manure composting. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 545–551, 2016b.
- ZHANG, Z. et al. Attenuation of veterinary antibiotics in full-scale vermicomposting of swine manure via the housefly larvae (*Musca domestica*). **Scientific reports**, v. 4, p. 6844, 2014.
- ZHANG, Z. et al. Evaluation of aerobic co-composting of penicillin fermentation fungi residue with pig manure on penicillin degradation, microbial population dynamics and composting maturity. **Bioresource technology**, 2015.
- ZHAO, X. et al. Environmental analysis of typical antibiotic-resistant bacteria and ARGs in farmland soil chronically fertilized with chicken manure. **Science of The Total Environment**, v. 593, p. 10–17, 2017.
- ZHONG, X. Z. et al. A comparative study of composting the solid fraction of dairy manure with or without bulking material: Performance and microbial community dynamics. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 443–452, 2018.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A busca por alternativas técnicas para o tratamento de dejetos suínos contaminados com resíduos de fármacos de uso veterinário foi determinante para a realização desta tese de doutorado, considerando o tamanho da cadeia produtiva no País, pela carência de pesquisas em nível nacional, mas principalmente na minimização dos potenciais danos que os mesmos podem causar ao meio ambiente.

Os resultados observados nas pesquisas apontam para um potencial de contaminação crônica e distúrbios em nível ambiental, mas também em nível social, muito expressivo, mas também apontam para a necessidade de pesquisas voltadas a busca de alternativas tecnológicas para o tratamento destes resíduos, muitas vezes deixados de lado.

Ficou evidenciado que a compostagem é uma técnica capaz de tratar efluentes oriundos da suinocultura contaminados por antibióticos veterinários, com isso, minimizando a entrada e a contaminação destes poluentes nas matrizes ambientais (solo e água).

Com base nos resultados obtidos no artigo 2 desta tese, observou-se que a compostagem mostrou-se eficaz na degradação de 19 medicamentos de uso veterinário, divididos em 8 grupos. A taxa de decaimento/degradação variou de 33,7% a 100% em 150 dias. Os antibióticos sulfatiazol, tetraciclina e clortetraciclina apresentaram 100% de decaimento. A média de degradação dos antibióticos foi de 97,2%, o que ratifica que a proposta alcançou o objetivo geral proposto para a Tese, comprovando a compostagem como técnica para o tratamento de efluentes suínos contaminados por antibióticos, contudo, ao final da compostagem, alguns antibióticos apresentaram resíduos na ordem de miligramas por kg no composto final. Com isso, maiores pesquisas sobre o comportamento destes compostos durante a compostagem elucidariam se realmente estes compostos são degradados ou se geram algum tipo de metabólitos ou outra substância.

Em relação à comunidade de micro-organismos para Bactérias e Fungos (artigo3), observou-se em ambos os reinos uma grande diversidade em nível de filos e gêneros ao longo da compostagem. Em relação aos filos e gêneros de bactérias foram observados 7 filos e mais de 70 gêneros de bactérias ao longo dos tempos (0, 15, 30, 45, 60, 75, 90, 120 e 150 dias). Já a diversidade fúngica em nível de filo e gênero foi de 2 filos e 16 gêneros. Esta abundância e diversidade pode estar relacionada a metodologia de identificação proposta, sequenciamento de nova geração, a qual mostrou-se capaz de identificar uma vasta gama da micro biota encontrada durante a compostagem. Neste âmbito, também foi observada a correlação entre

variáveis ambientais e os antibióticos com os micro-organismos, comprovando por meio de análise de redundância que os principais fatores a ter significância na comunidade bacteriana foram a umidade, porém não influenciando a comunidade fúngica. Os antibióticos veterinários (Tilcomisina e Ciprofloxacina) apresentaram correlação positiva na grande maioria dos gêneros de bactérias, efeito não observado nos fungos. Nos gêneros de fungos o antibiótico Tilmicosina possui correlação positiva com os gêneros (*Apiotrichum* e *Penicillium*) e a Ciprofloxacina possui relação positiva com os gêneros (*Tricosporium*, *Parascedosporium*, *Petriella* e *Cryptococcus*).

Com isso, outro objetivo proposto pelo trabalho foi alcançado, que era a identificação da comunidade microbiana de bactérias e fungos e seus comportamentos, pois parâmetros ambientais, físicos e químicos da compostagem podem influenciar diretamente na distribuição dos diferentes tipos de táxons durante o período proposto para o processo.

O processo de compostagem, como observado na proposta, apresentou-se como uma alternativa aos sistemas atuais de tratamento, pois alia ao mesmo tempo, o próprio tratamento do efluente suíno, mas apresenta capacidade de degradar resíduos de antibióticos encontrados nos efluentes suínos, minimizando seus impactos nas matrizes ambientais (solo e água), e ainda ao final, gerar um produto (composto) com potencial agrícola superior a utilização dos efluentes diretamente no solo, (o que não foi objeto do estudo).

6. ESTUDOS FUTUROS

Tendo em vista os resultados da presente pesquisa, sugere-se para futuros trabalhos:

Realizar levantamento da concentração de fármacos de uso veterinário nos dejetos suínos nas regiões produtoras;

Estudar o efeito de diferentes valores de pH, temperatura e umidade, no decaimento ou degradação dos fármacos de uso veterinário, buscando elucidar a formação ou não de metabólitos durante a compostagem;

Avaliar o desempenho da compostagem com diferentes substratos, com efluentes bovinos e avícolas no tratamento de antibióticos veterinários, buscando alternativas para tratamento de outros geradores de efluentes do setor agropecuário;

Avaliar bactérias e fungos com capacidade de fixação de nitrogênio, potencializando a fertilidade do composto final;

Avaliar a resistência de genes de bactérias e fungos aos antibióticos veterinários;

Avaliar a contaminação de antibióticos dos atuais sistemas de tratamento de efluentes suínos e em solo das suas áreas de disposição (*in situ*);

Avaliar em nível de espécies quais são as bactérias e fungos envolvidos na compostagem;

Avaliar a toxicidade do composto final aos organismos do solo, com testes de fuga como também, o efeito ecotóxico em minhocas;

Avaliar o potencial de tratamento de efluentes suínos contaminados com hormônios por meio da compostagem.

Realizar estudo comparativo entre solos com o uso de dejetos suínos (contendo fármacos de uso veterinário) e solo sem o uso destes resíduos sobre a comunidade microbiana do solo.

REFERÊNCIAS

- ABCS. Associação Brasileira de Criadores de Suínos. ABCS e representantes de agroindústrias se reúnem para discutir Projeto de Lei sobre produção integrada. Disponível em <http://www.abcs.org.br/informativo-abcs>. Janeiro de 2014.
- ARCHUNDIA, D. et al. Antibiotic pollution in the Katari subcatchment of the Titicaca Lake: major transformation products and occurrence of resistance genes. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 671–682, 2017.
- BILA, D. M.; DEZOTTI, M. Desreguladores endócrinos no meio ambiente: efeitos e consequências. **Química nova**, v. 30, n. 3, p. 651-666, 2007
- BUCHBERGER, W. Current approaches to trace analysis of pharmaceuticals and personal care products in the environment, **Journal of Chromatography A**, vol. 1218, no. 4, pp. 603–618, 2011.
- BOLEDA, M. R.; GALCERAN, M. T.; VENTURA, F. Validation and uncertainty estimation of a multiresidue method for pharmaceuticals in surface and treated waters by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1286, p. 146–158, 2013.
- BONDARCZUK, K.; MARKOWICZ, A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z. The urgent need for risk assessment on the antibiotic resistance spread via sewage sludge land application. **Environment International**, v. 87, p. 49–55, fev. 2016.
- CAVALETTI, L. B. **Avaliação do sistema de compostagem mecanizada para dejetos suínos. 2014.** 84 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental) - Universidade do Vale do Taquari - UNIVATES, Lajeado, RS, 2014.
- CENTNER, T. J. Recent government regulations in the United States seek to ensure the effectiveness of antibiotics by limiting their agricultural use. **Environment International**, v. 94, p. 1–7, 2016.
- DAGHRIR, R.; DROGUI, P. Tetracycline antibiotics in the environment: A review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 11, n. 3, p. 209–227, 2013.
- DONEDA, A. **A acidificação de dejetos líquidos de suínos afeta as emissões de amônia e gases de efeito estufa no processo de compostagem automatizada. 2014.** 99 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Santa Maria, RS, 2014.
- DU, L.; LIU, W. Occurrence, fate, and ecotoxicity of antibiotics in agro-ecosystems. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 32, n. 2, p. 309–327, 2012.
- GBYLIK-SIKORSKA, M. et al. Chemosphere Liquid chromatography – tandem mass spectrometry multiclass method for the determination of antibiotics residues in water samples from water supply systems in food-producing animal farms. **Chemosphere**, v. 119, p. 8–15, 2015.
- GELBAND, H. et al. **The State of the world’s antibiotics.** Center for Disease Dynamics, Economics & Policy. 2015. p.79, CDDEP: Washington, D.C.
- GHISLENI, R. **Compostagem de dejetos suínos com substrato de sementes tratadas com agrotóxicos e serragem. 2013.** 71 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, Santa Cruz do Sul, RS, 2013.

GUO, C. et al. Development of a modified QuEChERS method for the determination of veterinary antibiotics in swine manure by liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography B: Analytical Technologies in the Biomedical and Life Sciences**, v. 1027, p. 110 – 118, 2016.

HACHMANN, T. L. et al. Resíduos de aves e suínos : Potencialidades Poultry and swine waste : potential. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 8, n. 5 p. 59 – 65, 2013.

HE, L. Y. et al. Discharge of swine wastes risks water quality and food safety: Antibiotics and antibiotic resistance genes from swine sources to the receiving environments. **Environment International**, v. 92 – 93, p. 210 – 219, 2016.

HO, Y. B. et al. Degradation of veterinary antibiotics and hormone during broiler manure composting. **Bioresource Technology**, v. 131, p. 476 – 484, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Produção da Pecuária Municipal**, v. 43, p. 1 - 49. 2015. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=784>. Acesso em 14 de Janeiro de 2016.

JAHNKE, D. S. **Tratamento de resíduos orgânicos de pequenos abatedouros de bovinos através da compostagem**. 2012. 109 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Pelotas - UFPEL, Pelotas, RS, 2012.

KIM, J. et al. Multiresidue analytical method for the determination of antimicrobials, preservatives, benzotriazole UV stabilizers, flame retardants and plasticizers in fish using ultra high performance liquid chromatography coupled with tandem mass spectrometry, **Journal of Chromatography A**, vol. 1218, no. 22, pp. 3511–3520, 2011.

KIM, K. et al. Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. **Waste Management**, v. 32, p. 110 – 116, 2012.

KIM, Y.; LEE, K. B.; CHOI, K. Effect of runoff discharge on the environmental levels of 13 veterinary antibiotics: A case study of Han River and Kyungahn Stream, South Korea. **Marine Pollution Bulletin**, p. 1 - 13, 2015.

KOBA, O. et al. Antibiotics degradation in soil: A case of clindamycin, trimethoprim, sulfamethoxazole and their transformation products. **Environmental Pollution**, p. 1 -13, 2016.

LI, C. et al. Occurrence of antibiotics in soils and manures from greenhouse vegetable production bases of Beijing, China and an associated risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 521–522, p. 101 – 107, 2015.

LIU, B. et al. Bioresource Technology Effects of composting process on the dissipation of extractable sulfonamides in swine manure. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 284 – 290, 2015.

LIU, L. et al. Elimination of veterinary antibiotics and antibiotic resistance genes from swine wastewater in the vertical flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 91, n. 8, p. 1088 – 1093, 2013.

LUCAS, D. et al. Fungal treatment for the removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in veterinary hospital wastewater. **Chemosphere**, v. 152, p. 301 – 308, 2016.

MARTÍNEZ-CARBALLO, E. et al. Environmental monitoring study of selected veterinary antibiotics in animal manure and soils in Austria. **Environmental Pollution**, v. 148, n. 2, p. 570 – 579, 2007.

MAPA. **Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**. Brasil, 2012. Disponível em: <http://www.agricultura.gov.br/animal/especies/suinos>. Acesso em 18 Outubro, 2015.

MITCHELL, S. M. et al. Antibiotic Degradation During Thermophilic Composting. **Water Air Soil Pollut**, v. 225, n. 13, p. 1 – 12, 2015.

MORTIER, N.; VELGHE, F.; VERSTICHEL, S. **Organic Recycling of Agricultural Digestion**. cap. 4. p. 69 - 124, Elsevier Inc., <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-803622-8.00004-5>. 2016.

NGUYEN, T. K. X. et al. Tiamulin removal by wood-rot fungi isolated from swine farms and role of ligninolytic enzymes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 116, p. 147 – 154, 2017.

OMAR, F. N. et al. Investigation of physico-chemical properties and microbial community during poultry manure co-composting process. **JES**, p. 1 – 14, 2014.

PETRIE, B. et al. Multi-residue analysis of 90 emerging contaminants in liquid and solid environmental matrices by ultra-high-performance liquid chromatography tandem mass spectrometry. **Journal of Chromatography A**, v. 1431, p. 64 – 78, 2015.

PINHEIRO, A. et al. Veterinary antibiotics and hormones in water from application of pig slurry to soil. **Agricultural Water Management**, v. 129, n. 375, p. 1 – 8, 2013.

PULICHARLA, R. et al. Degradation of chlortetracycline in wastewater sludge by ultrasonication, Fenton oxidation, and ferro-sonication. **Ultrasonics Sonochemistry**, v. 34, p. 332 – 342, 2017.

QIAN, X. et al. Variable effects of oxytetracycline on antibiotic resistance gene abundance and the bacterial community during aerobic composting of cow manure. **Journal of Hazardous Materials**, v. 315, p. 61 – 69, 2016b.

RHOUMA, M.; BEAUDRY, F.; LETELLIER, A. Resistance to colistin: what is the fate for this antibiotic in pig production? **International Journal of Antimicrobial Agents**, v. 48, n. 2, p. 119 – 126, 2016.

RICO, A. et al. Use, fate and ecological risks of antibiotics applied in tilapia cage farming in Thailand. **Environmental Pollution**, v. 191, p. 8 – 16, 2014.

SEGURA, P. A. et al. Global occurrence of anti-infectives in contaminated surface waters: Impact of income inequality between countries. **Environment International**, v. 80, p. 89 – 97, 2015.

SILIA, H. D. N. **Estudos sobre compostagem com lodo de ETE com vistas à aplicação em solo agrícola**. 2015. 64 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Curso de Engenharia Ambiental e Urbana) - Universidade Federal do ABC, UFABC, Santo André, SP, 2015.

SILVA, D. M. **Biota do solo em pastagem sob aplicação**. 2015. 64 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria - UFSM, Santa Maria, RS, 2015.

SOLLIEC, M. et al. Fractionation and analysis of veterinary antibiotics and their related degradation products in agricultural soils and drainage waters following swine manure amendment. **Science of the Total Environment**, v. 543, p. 524 – 535, 2016.

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.

WANG, J. et al. 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, 2016a.

WANG, R. et al. Effect of red mud addition on tetracycline and copper resistance genes and microbial community during the full scale swine manure composting. **Bioresource Technology**, v. 216, p. 1049 – 1057, 2016b.

WEI, R. et al. Occurrence of 13 veterinary drugs in animal manure-amended soils in Eastern China. **Chemosphere**, v. 144, p. 2377 – 2383, 2016.

WU, M. H. et al. Occurrence, fate and interrelation of selected antibiotics in sewage treatment plants and their receiving surface water. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 132, p. 132 – 139, 2016.

ZHANG, H. et al. Residues and risks of veterinary antibiotics in protected vegetable soils following application of different manures. **Chemosphere**, v. 152, p. 229 – 237, 2016a.

ZHANG, Z. et al. Evaluation of aerobic co-composting of penicillin fermentation fungi residue with pig manure on penicillin degradation, microbial population dynamics and composting maturity. **Bioresource Technology**, p. 3 - 30, 2015.