



# **Remediação de lamas de ETAR por Vermicompostagem**

Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

Pedro Miguel Henriques da Cunha

Leiria, setembro de 2021



# **Remediação de lamas de ETAR por Vermicompostagem**

Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente

Pedro Miguel Henriques da Cunha

Trabalho de Projeto realizado sob a orientação da Professora Judite dos Santos Vieira e  
Professor Luís Miguel Igreja Aires

Leiria, setembro de 2021

# **Originalidade e Direitos de Autor**

O presente relatório de projeto é original, elaborado unicamente para este fim, tendo sido devidamente citados todos os autores cujos estudos e publicações contribuíram para o elaborar.

Reproduções parciais deste documento serão autorizadas na condição de que seja mencionado o Autor e feita referência ao ciclo de estudos no âmbito do qual o mesmo foi realizado, a saber, Curso de Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente, no ano letivo 2020/2021, da Escola Superior de Tecnologia e Gestão do Instituto Politécnico de Leiria, Portugal, e, bem assim, à data das provas públicas que visaram a avaliação deste trabalho.

# **Dedicatória**

À minha família e amigos que me acompanharam durante todo o processo.

# Agradecimentos

Quero começar por agradecer à minha família que sempre me apoiou e ajudou a trazer para fora a melhor pessoa que eu poderia ser.

Um grande agradecimento aos meus orientadores, Professora Doutora Judite dos Santos Vieira e Professor Doutor Luís Miguel Igreja Aires, por todo que me ensinaram, aconselharam e ao tempo que disponibilizaram durante a minha viagem académica. Um obrigado pela persistência que ao longo deste tempo tiveram, até a conclusão deste projeto.

Um agradecimento à empresa Águas do Centro Litoral por ter contribuído com a visita e amostras de lamas de ETAR necessários para a realização deste trabalho de projeto. Em particular à Rita Alves, Eunice Cortês, Pedro Henninger e João Pedro Serrenho pelo acolhimento e visita guiada à ETAR da Charneca e ao apoio na realização deste trabalho.

Um obrigado à Maria Carlos Rodrigues por toda a ajuda na realização dos ensaios laboratoriais e a disponibilidade pra esclarecer qualquer dúvida nos mesmos.

Um obrigado ao André João Felizardo dos Reis da Fonseca por toda a disponibilidade e ajuda nas análises microbiológicas e criação do vídeo pitch para o evento Caminho da Inovação 2019 – Expo & Networking.

Um obrigado ao professor Fernando José do Nascimento Sebastião pelo tempo disponibilizado no apoio ao tratamento estatístico dos dados deste trabalho de projeto.

Por fim, um agradecimento a todos os meus colegas de trabalho que me acompanharam, quer na licenciatura, mestrado, ou nos momentos de diversão entre os estudos, obrigado.

Este trabalho foi suportado por: Financiamentos Base-UIDB/50020/2020 e Programático-UIDP/50020/2020 do LSRE-LCM, financiado por fundos nacionais através da FCT/MCTES (PIDDAC).

# Resumo

As lamas produzidas em estações de tratamento de águas residuais (ETAR) são usualmente valorizadas a nível agrícola quando cumprem os requisitos legais para o efeito. Porém, frequentemente esses requisitos não são cumpridos, especialmente ao nível do teor de metais com efeitos tóxicos, tendo, por isso, de se depositar as lamas em aterro sanitário, o que acarreta prejuízos económicos e ambientais. A vermicompostagem tem vindo a ser reconhecida como uma técnica ambientalmente e economicamente sustentável para valorizar resíduos sólidos orgânicos, convertendo-os num composto estável (húmus), rico em nutrientes disponíveis para as plantas e com baixo teor de agentes patogénicos e contaminantes. Tem ainda demonstrado potencial de remoção dos metais presentes nas lamas, com consequente efeito na valorização do resíduo.

O objetivo deste projeto foi estudar diferentes soluções de vermicompostagem para remediação de lamas da ETAR da Charneca (fornecidas pela Empresa Águas do Oeste S.A., Portugal). O estudo focou-se na análise da eficiência de redução dos teores de zinco, cobre, crómio e coliformes, nomeadamente *Escherichia coli*. Para isso, utilizou-se um sistema de 14 vermireatores, onde as lamas foram misturadas com resíduos orgânicos, como cartão, restos de alimentos hortícolas e serradura, controlado durante 120 dias. Os resultados mostraram boas eficiências de remoção dos metais estudados e das cargas de coliformes, demonstrado que a vermicompostagem é uma técnica com elevado potencial de tratamento deste tipo de lamas de modo a evitar/reduzir a deposição em aterro sanitário, ainda que haja necessidade de otimização dos processos envolvidos.

**Palavras-chave:** Vermicompostagem; Valorização de Biomassa; Lamas de ETAR; Minhocas; Metais.

# Abstract

Usually, sewage sludge produced in waste water treatment plants (WWTP or ETAR in Portuguese) are used at the agricultural level as a way to improve the value of the waste when it meets the legal requisites for this purpose. However, these requisites are not always met, especially the level of metals with toxic effects present in the sludge, leaving therefore its destination to be deposited in a landfill, which cause economic and environmental damage. For that reason, vermicomposting has been recognized as an economically sustainable and environmentally friendly technique, raising the value of solid organic wastes by converting them into more stable compost (humus), rich in nutrients for plant growth and with lower levels of contaminants and pathogenic agents. This technique has shown potential in the removing of metal contents present in sewage sludge, adding and increasing its ecological value.

The objective of this project was to study different treatments of vermicomposting sewage sludge from the Charneca WWTP (provided by the Company Águas do Oeste S.A., Portugal). This study focuses on analysing the efficiency of reduction of metals like zinc, copper, chromium and faecal coliforms, namely E.coli. For this purpose it was used a system of 14 vermireactors, where different mixtures of sludge with more organic residues, such as cardboard, vegetable wastes and sawdust, were controlled for a period of 120 days. The results showed significant reductions of metal and coliforms contents, demonstrating that vermicomposting has a high potential for sewage sludge treatment, as to avoid or reduce its elimination on landfills, even if it still needs more work regarding the process optimization.

**Keywords:** Vermicomposting; Biomass Valorization; Sewage Sludge; Earthworm; Metals.

# Índice

<b>Originalidade e Direitos de Autor.....</b>	<b>iii</b>
<b>Dedicatória.....</b>	<b>iv</b>
<b>Agradecimentos .....</b>	<b>v</b>
<b>Resumo .....</b>	<b>vi</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>vii</b>
<b>Lista de Figuras .....</b>	<b>x</b>
<b>Lista de tabelas .....</b>	<b>xi</b>
<b>Lista de siglas e acrónimos .....</b>	<b>xii</b>
<b>1. Introdução.....</b>	<b>1</b>
<b>1.1. Enquadramento e Justificação do tema .....</b>	<b>1</b>
<b>1.2. Objetivos do Projeto.....</b>	<b>4</b>
<b>1.3. Estrutura da Dissertação .....</b>	<b>5</b>
<b>2. Vermicompostagem.....</b>	<b>6</b>
<b>2.1. Fundamentos e Características Gerais do Processo.....</b>	<b>6</b>
<b>2.2. Atividade Biológica das Minhocas .....</b>	<b>10</b>
<b>2.3. Parâmetros Relevantes durante o Processo .....</b>	<b>14</b>
2.3.1. Temperatura .....	14
2.3.2. pH.....	14
2.3.3. Humidade .....	14
2.3.4. Oxigenação.....	15
2.3.5. Parâmetros Químicos .....	15
2.3.6. Parâmetros Microbiológicos .....	20
<b>3. Caso de Estudo: ETAR da Charneca .....</b>	<b>22</b>
<b>3.1. Descrição da instalação .....</b>	<b>22</b>
<b>3.2. Tratamento e Destinos finais para lamas de ETAR.....</b>	<b>23</b>
<b>4. Materiais e Métodos .....</b>	<b>26</b>
<b>4.1. Preparação e Controlo dos Vermireatores .....</b>	<b>26</b>
<b>4.2. Análises Físico-Químicas e Microbiológicas .....</b>	<b>31</b>
<b>4.3. Análise Estatística .....</b>	<b>33</b>
<b>5. Resultados e Discussão.....</b>	<b>34</b>
<b>5.1. Caracterização da lama inicial.....</b>	<b>34</b>
<b>5.2. Caracterização do Vermicomposto.....</b>	<b>37</b>

<b>5.3. Desempenho dos Vermireatores – análise comparativa .....</b>	<b>47</b>
<b>5.4. Análise de dados estatísticos .....</b>	<b>53</b>
<b>6. Conclusões e Sugestões para Trabalho Futuro .....</b>	<b>58</b>
<b>6.1. Conclusões .....</b>	<b>58</b>
<b>6.2. Sugestões para trabalho futuro .....</b>	<b>59</b>
<b>Referências Bibliográficas .....</b>	<b>61</b>
<b>Glossário .....</b>	<b>66</b>
<b>Anexos.....</b>	<b>69</b>

# Lista de Figuras

Figura 1 - Ilustração fotográfica de <i>Eisenia fetida</i> .....	11
Figura 2 - Ilustração do sistema digestivo de uma minhoca. ....	13
Figura 3 – Evolução da razão C/N em reatores com diferentes misturas de lama de ETAR (PSS) e estrume de vaca (CD) (adaptado de Gupta & Garg, 2008).....	20
Figura 4 - Esquema de tratamento da ETAR da Charneca (fonte: ADO). ....	23
Figura 5 – Esquema do um vermireator preparado para este estudo.....	26
Figura 6 – Imagem ilustrativa dos vermireatores. ....	29
Figura 7 - Crescimento de Fungos nos reatores de mistura de cartão (R5). ....	30
Figura 8 - Crescimento de Plantas nos reatores de mistura ROD (R3). ....	30
Figura 9 - Resultados da análise ao Zinco na lama inicial e nos agentes de mistura. ....	36
Figura 10 - Resultados da análise ao Cobre na lama inicial e nos agentes de mistura. ....	36
Figura 11 - Resultados da análise ao Crómio na lama inicial e nos agentes de mistura.....	37
Figura 12 - Gráfico das concentrações de Zn no vermicomposto final.....	42
Figura 13 - Gráfico das concentrações de Cu no vermicomposto final.....	43
Figura 14 - Gráfico das concentrações de Cr no vermicomposto final. ....	44
Figura 15 - Comparação de desempenho entre reatores de controlo.....	48
Figura 16 - Comparação da remoção de zinco nos vermireatores.....	49
Figura 17 - Comparação de remoção de cobre nos vermireatores. ....	50
Figura 18 - Comparação de remoção do crómio nos vermireatores.....	51
Figura 19 - Comparação da remoção de <i>E.coli</i> nos vermireatores.....	52

# Lista de tabelas

Tabela 1 - Valores limites legislados para a aplicação de lamas a fins agrícolas (adaptados do Anexo I do Decreto-Lei 276/2009). .....	2
Tabela 2 - Valores limites legislados para a aplicação de lamas a fins agrícolas (adaptados do Anexo I do Decreto-Lei 276/2009) (continuação). .....	3
Tabela 3 - Recomendações para o processo de compostagem (adaptado de <i>Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management.</i> ) .....	8
Tabela 4 - Recomendações para o processo de vermicompostagem (adaptado de <i>Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management.</i> ) .....	9
Tabela 5 - Dados da espécie <i>Eisenia fetida</i> , adaptado de Dominguez e Edwards (2011b). .....	12
Tabela 6 - Composição dos diferentes vermireatores. ....	27
Tabela 7 - Composição dos diferentes vermireatores (continuação). ....	28
Tabela 8 - Dados da análise da lama inicial .....	34
Tabela 9 - Análise gravimétrica dos vermicompostos. ....	37
Tabela 10 - Análise gravimétrica dos vermicompostos (continuação). ....	38
Tabela 11 - Resultados da análise ao Azoto total nos vermicompostos. ....	39
Tabela 12 - Razão C/N nos vermicompostos. ....	40
Tabela 13 – Valor de pH do vermicomposto para os diferentes reatores. ....	41
Tabela 14 – Caracterização microbiológica do vermicomposto. ....	45
Tabela 15 - Dados da análise ao vermicomposto final. ....	46
Tabela 16 - Dados dos fatores de diluição dos vermireatores. ....	48
Tabela 17 - Análises estatísticas elementares ao vermicomposto. ....	53
Tabela 18 – Resultados da aplicação do teste de Kruskal-Wallis. ....	54
Tabela 19 - Resultado do estudo de correlações entre variáveis. ....	55
Tabela 20 - Análises estatísticas elementares às % de remoção. ....	56
Tabela 21 - Resultados de Testes de Normalidade às % de remoção. ....	56

## Lista de siglas e acrónimos

ESTG	Escola Superior de Tecnologia e Gestão
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
WWTP	Waste Water Treatment Plant
ROD	Resíduos orgânicos domésticos
PENSAAR	Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais
APA	Agencia Portuguesa do Ambiente
PERSU	Plano Estratégico para Resíduos Sólidos Urbanos
DL	Decreto-Lei
C/N	Razão Carbono / Azoto
COT	Carbono Orgânico Total
PSS	Primary Sewer Sludge / Lama de Esgoto Primário
CD	Cow Dung / Estrume de Vaca
UV	Ultravioleta
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CQO	Carência Química de Oxigénio
SST	Sólidos Suspensos Totais
PCDF	<i>Polychlorinated dibenzofuran</i> (Dibenzofuranos Policlorados)
Ms	Massa seca
MOV	Matéria Orgânica Volátil
EAA	Espectrometria de Absorção Atómica
ISSO	International Organization for Standardization / Organização Internacional de Normalização
ufc	Unidade formadora de colónias
n.c.	Não-contável / Não-contáveis

# 1. Introdução

## 1.1. Enquadramento e Justificação do tema

Atualmente dá-se grande importância a questões ambientais que interagem com o quotidiano da sociedade, com a constante procura de melhorar a eficiência e eficácia dos seus sistemas, para alcançar uma melhoria na qualidade de vida de todos. Para fazer face aos desafios sociais, sistemas eficientes de tratamento dos resíduos produzidos são uma prioridade. Um desses sistemas são as infraestruturas de saneamento de águas residuais, que contribuem para a higiene e saúde pública, preservação ambiental e a valorização de destinos turísticos ao receber e tratar as águas utilizadas nas atividades humanas, podendo estas ser devolvidas para o meio ambiente após tratamento, cumprindo critérios de qualidade que minimizem a degradação e a poluição do meio recetor, melhorando, assim, a qualidade de vida das populações servidas.

Para além disso, há também que salientar que um rápido crescimento demográfico e de áreas urbanas traduz-se num incremento de maiores volumes de água a tratar pelo sistema. Nos últimos tempos, Portugal tem tido como objetivo erradicar situações comprometedoras de salubridade e de níveis de poluição problemáticos, para isso o conceito de saneamento de águas residuais passou a reger-se por princípios e padrões internacionais estabelecidos. Com esta mudança tornou-se indispensável a implementação e manutenção de sistemas regulamentados, que assegurem uma melhor qualidade no serviço de tratamento de águas residuais e dos resíduos agregados resultantes, cumprindo as necessidades das populações envolventes e salvaguardando a proteção do meio ambiente.

No âmbito das políticas nacionais, segundo o Plano Estratégico de Abastecimento de Água e de Saneamento de Águas Residuais (PENSAAR) para o período 2015-2020 apresentado em 30 de abril de 2015 (PENSAAR 2020, 2015), privilegiam-se as soluções que visem a redução da produção de lamas, minimizando a geração dos subprodutos no processo e diminuição do volume das mesmas através de tecnologias de desidratação, secagem e compressão, e que promovam a reutilização e a valorização energética, através da produção de biogás. Ainda no mesmo contexto, a deposição em aterro ou confinamento

e eliminação do resíduo, apontada até há pouco tempo como uma das soluções, deverá deixar de ser um destino elegível, justificado apenas quando seja técnica ou financeiramente inviável a prevenção, reutilização, reciclagem ou outras formas de valorização e, mesmo neste caso, deverá ser assegurada a redução do volume de resíduos e controlo dos lixiviados (Plano Estratégico para Resíduos Sólidos Urbanos, PERSU 2020+, aprovado em 17 de setembro de 2014 (PERSU 2020, 2014).

Assim, atendendo às orientações das políticas comunitárias e à evolução do sector, em resposta a preocupação dos impactos do uso abusivo dos recursos hídricos e do crescimento urbano, torna-se de maior importância a inovação dos modelos de gestão do fluxo de lamas residuais, quer ao nível de um sistema em geral, quer ao nível de uma unidade operacional, ajudando a promover a sustentabilidade e o bem-estar social.

Tendo as lamas de ETAR, em geral, quantidades significativas de matéria orgânica e de nutrientes, estas têm vindo a ser valorizadas na agricultura, utilizadas como corretor de solos e/ou fertilizantes, desde que cumpram os limites apresentados no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro, 2009. Na Tabela 1 e 2 estão apresentados os valores limite de alguns parâmetros retirados do presente DL, com relevância para o presente estudo.

**Tabela 1 - Valores limites legislados para a aplicação de lamas a fins agrícolas (adaptados do Anexo I do Decreto-Lei 276/2009).**

<b>Valores limite de concentrações de metais nas lamas destinadas à aplicação no solo agrícola – Quadro N.º 2</b>	
<b>Parâmetro</b>	<b>Valores limite (mg/kg de matéria seca)</b>
<b>Cádmio</b>	20
<b>Cobre</b>	1000
<b>Níquel</b>	300
<b>Chumbo</b>	750
<b>Zinco</b>	2500
<b>Mercúrio</b>	16
<b>Crómio</b>	1000

Tabela 2 - Valores limites legislados para a aplicação de lamas a fins agrícolas (adaptados do Anexo I do Decreto-Lei 276/2009) (continuação).

<b>Valores limite de microrganismos nas lamas destinadas à agricultura – Quadro N.º 5</b>	
<b>Microrganismos</b>	<b>Valores limite</b>
<i>Escherichia coli (E.coli)</i>	<1000 células/g de matéria fresca
<i>Salmonella spp.</i>	Ausente em 50g de material original

A matéria orgânica está diretamente relacionada com a capacidade produtiva dos solos, porém as atividades humanas como uso de pesticidas e/ou herbicidas, queimadas, descargas de contaminantes em meios hídricos, más práticas agrícolas e desflorestação têm influência na composição dessa matéria orgânica, o que fragiliza o solo e/ou acelera o fenómeno de erosão. As estratégias fundamentais para impedir a deterioração do solo e promover a sua recuperação em termos de práticas agrícolas, são o reforço do teor de matéria orgânica, a minimização das perdas devidas à erosão e outros fatores como melhoria da economia da água, acréscimo das reservas de nutrientes e a eficiência da respetiva reciclagem e valorização de resíduos de origem orgânica, vegetal ou animal (REA, 2019).

A vermicompostagem tem vindo a ser reconhecida como uma técnica ambientalmente e economicamente sustentável para valorizar resíduos sólidos orgânicos, convertendo-os num composto estável, rico em nutrientes disponíveis para as plantas e com baixos teores de agentes tóxicos, nomeadamente metais e microrganismos patogénicos. Esta técnica tem sido investigada e usada na remediação de lamas de ETAR (Hait & Tare, 2012; Sinha et al., 2009; Suleiman et al., 2017; Wu et al., 2018) e baseia-se na ação metabólica das minhocas em conjunto com microrganismos (biotransformação).

Os processos de biotransformação que ocorrem promovem a conversão dos compostos orgânicos das lamas em biomassa e vermicomposto. As minhocas são os agentes fundamentais do processo para condicionar o substrato e alterar a atividade biológica, enquanto os microrganismos são responsáveis pela degradação bioquímica dos resíduos orgânicos, e desta forma produzir-se um composto final mais estável, com menor quantidade de compostos metálicos e de agentes patogénicos (Vig et al., 2018).

No seu contributo científico, Charles Darwin refere as minhocas como “engenheiros do solo”, pois estas são organismos importantes em vários ecossistemas pelas interações que têm no cuidado dos solos. As minhocas são principalmente organismos que vivem nas camadas superiores do subsolo e que se alimentam de detritos, sendo cruciais na reciclagem da matéria orgânica em decomposição com a reposição de nutrientes no solo. A atividade das minhocas contribui, assim, para a qualidade dos substratos gerados, influenciando o seu pH (Dominguez & Edwards, 2011b), a quantidade de fósforo total, carbono total e as várias formas de azoto (azoto amoniacal, nitratos e nitritos) (Sinha et al., 2009; Vig et al., 2018).

Neste contexto, a vermicompostagem apresenta-se como uma opção interessante de tratamento e valorização de lamas, podendo evitar que estas sejam encaminhadas para aterro sanitário (quando é respeitado o disposto no Decreto-Lei 276/2009) contribuindo assim para o cumprimento das diretrizes atuais. O vermicomposto obtido durante a vermicompostagem torna-se um composto de valor para ser utilizado na agricultura, podendo corrigir os níveis deficitários de matéria orgânica no solo e ajudar na prevenção da erosão dos solos. Para além do benefício direto para o solo e consequentemente para a produção agrícola, também há a referir a promoção da harmonização entre o desenvolvimento regional, sectorial e nacional, através da racionalização local das lamas produzidas em ETAR, podendo assim suportar a agricultura local com a venda de compostos, aumentando a qualidade e sustentabilidade destes vários sistemas e das localidades que usufruem deles.

## **1.2. Objetivos do Projeto**

O principal objetivo deste trabalho foi estudar diferentes soluções de vermicompostagem de lamas da ETAR da Charneca (Óbidos – Empresa Águas do Oeste S.A., Portugal) na remediação de metais e bactérias coliformes, nomeadamente na remoção de zinco, cobre, crómio e *E.coli*. Para o efeito elaborou-se um sistema de reatores com várias misturas de lamas e resíduos orgânicos para representar diferentes soluções de vermicompostagem, inoculadas com a espécie *Eisenia fetida*. Foram usados como agentes de mistura nas diferentes soluções de vermicompostagem, cartão, resíduos orgânicos

domésticos (ROD) de origem vegetal e serradura. A escolha dos resíduos teve em conta a origem orgânica, terem potencial de enriquecer o composto final, a abundância e a proveniência de fluxos da região onde se encontra a ETAR, podendo assim viabilizar uma possível implementação do processo de vermicompostagem em larga escala.

### **1.3. Estrutura da Dissertação**

O presente trabalho inicia-se com a descrição da técnica de vermicompostagem aplicada ao tratamento de lamas (princípios e outros estudos), indicando os conceitos necessários para o delineamento experimental.

De seguida apresenta-se informação sobre o sistema de tratamento da ETAR, onde foram recolhidas as amostras de lama, apresentando um resumo do seu funcionamento.

Depois encontra-se descrito o planeamento e construção do sistema de vermireatores com o acompanhamento necessário durante o período de funcionamento do processo de vermicompostagem.

Por fim, encontram-se os resultados obtidos e a sua discussão, apresentando-se no final as principais conclusões e sugestões de melhoria para trabalhos futuros.

## 2. Vermicompostagem

### 2.1. Fundamentos e Características Gerais do Processo

O estudo da vermicompostagem como processo de tratamento controlado da fração orgânica dos resíduos desde há muito reconhece o papel que as minhocas desempenham na redução do grau poluente e contaminante dos resíduos e na promoção do melhoramento do substrato e da sua fertilidade, e por acréscimo num melhor desenvolvimento das plantas (Sinha et al., 2009; Sinha et al., 2014). Além disso, algumas espécies de minhocas, por apresentarem sensibilidade a alterações no meio onde habitam, são excelentes bioindicadores ambientais, representando uma importante ferramenta na avaliação de impactos em ecossistemas (Dominguez & Edwards, 2011b; Lourenço, 2014).

A vermicompostagem é um ramo da Vermitecnologia, uma vertente da engenharia ambiental que engloba o estudo e a aplicação de processos associados ao uso de populações de minhocas no tratamento, valorização, descontaminação e depuração de resíduos orgânicos como lamas de ETAR, resíduos industriais, resíduos urbanos, resíduos agrícolas e de pecuárias, contribuindo para melhorar a qualidade e produtividade dos ecossistemas terrestres (Rocha, 2015). Segundo Sinha et al. (2009), pode distinguir-se a utilização das minhocas em 5 categorias distintas na Vermitecnologia (terminologia em Português proposta por Lourenço, 2014):

1. Vermicompostagem que apresenta eficiente reconversão de resíduos orgânicos municipais e industriais pela biodegradação e estabilização, em recursos utilizáveis;
2. Vermidepuração ou Vermifiltração aplicada no tratamento de efluentes municipais e industriais para reutilização na rega de hortas ou jardins;
3. Vermiremediação utilizada para estabilização e “limpeza” química de solos contaminados, melhorando as características químicas, físicas e biológicas dos solos;

4. Agro-produção de modo a restaurar e melhorar a fertilidade dos solos para reduzir concentrações de elementos nocivos (patogênicos, metais, químicos nocivos, etc.) na produção de alimentos;
5. Produção industrial de minhocas para produção de compostos bioativos (indústria farmacêutica, borrachas, lubrificantes, sabão, detergentes e cosméticos) ou como biomassa usado como iscos ou alimento rico em proteínas na indústria das pescas e agropecuária.

O processo de vermicompostagem envolve a bio-oxidação e a estabilização da matéria orgânica pela ação conjunta das minhocas e dos microrganismos em ambiente controlado. Apesar de serem os microrganismos que mais contribuem na degradação da matéria orgânica, as minhocas são protagonistas no processo, que pela atividade destas ajuda a criar melhores condições para a colonização dos microrganismos, melhorando o arejamento, fragmentação do substrato e aumentam a área disponível para a subsistência das colônias de microrganismos benéficos para o processo. Pela atividade metabólica das minhocas também destaca-se a inoculação de micróbios decompositores e fixadores de azoto nos seus interstícios para o substrato, melhorando as formas de azoto no vermicomposto (Dominguez & Edwards, 2011b).

A vermicompostagem desenvolve-se num estado mesófilo, é um processo aeróbico e acidificante (Lazcano et al., 2008), resultante, predominantemente, da ação microbiana. As minhocas, como outros animais do solo, apresentam adaptações para o seu habitat, tendo estas de ser consideradas para uma aplicação eficiente do processo, podendo também ser utilizadas como vetores para determinar a saúde dos seus ecossistemas (Dominguez & Edwards, 2011b; Lourenço, 2014; Steffen et al., 2013).

De acordo com Dominguez & Edwards (2011a) os fatores de processo da vermicompostagem diferem em alguns aspetos da compostagem tradicional. As principais diferenças estão resumidas nas Tabelas 3 e 4, respetivamente.

**Tabela 3 - Recomendações para o processo de compostagem (adaptado de *Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management.*)**

<b>Compostagem</b>	
<b>Fatores do Processo</b>	<b>Valores</b>
Razão C/N inicial	25:1 a 30:1
Tamanho de partículas iniciais	10 – 15 mm para sistemas com agitação e arejamento forçado
Humidade a manter	55% - 60% (possível utilizar valores mais elevados para agentes de mistura como palha ou serradura)
Oxigenação	0,6 – 1,8 m <sup>3</sup> /dia .kg sólidos voláteis ou manter os níveis de oxigénio a 10% - 18%. Controlo da temperatura e oxigénio do sistema de arejamento forçado
Temperatura	55°C – 60°C
Agitação	Sem agitação, rotação periódica em sistemas simples ou curtos intervalos de agitação, de grande intensidade em sistemas mecânicos
Tamanho de Pilhas	Qualquer comprimento; 1,5m de altura x 2,5m de largura para arejamento natural; para arejamento forçado o tamanho das pilhas pode ser aumentado
Tamanho do Reator	Altura criticamente importante, massas acima de 3m podem causar problemas sérios na ventilação da matéria a tratar
Agentes Patogénicos de origem humana	Eliminados após a fase termófila do processo
Tempo necessário	Fase termófila dura aproximadamente uma semana seguida de vários meses para maturação a temperaturas mesófilas

Tabela 4 - Recomendações para o processo de vermicompostagem (adaptado de *Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management.*)

<b>Vermicompostagem</b>	
<b>Fatores do Processo</b>	<b>Valores</b>
<b>Razão C/N inicial</b>	25:1 a 30:1
<b>Tamanho de partículas iniciais</b>	10 – 20 mm (valores superiores podem aumentar o tempo do processo)
<b>Humidade a manter</b>	80% – 85% (com limites de 60% - 90%)
<b>Oxigenação</b>	Necessário para manter condições de aerobiose das minhocas
<b>Temperatura</b>	15°C – 25°C (com limites de 4°C – 30°C)
<b>pH</b>	5 < pH < 9
<b>Concentração de amónia na matéria a utilizar</b>	Baixa: <0,5 mg/g
<b>Concentração de sais na matéria a utilizar</b>	Baixa: <0,5% (de salinidade)
<b>Tamanho de Pilhas</b>	Qualquer comprimento e largura com altura de 50 cm (maiores alturas podem dificultar o processo ou até impedir que o mesmo aconteça)
<b>Tamanho do Reator</b>	40m de comprimento x 2,4m largura x 1m de altura (novas camadas devem ser introduzidas no reator em pouca altura, cerca de 5 – 10 cm de cada vez).
<b>Agentes Patogénicos de origem humana</b>	Eliminados após 70 dias de vermicompostagem
<b>Tempo necessário</b>	Cerca de 4 a 12 meses para pilhas e cerca de 30 – 60 dias em sistemas de reator

É importante conhecer e caracterizar os resíduos a introduzir num processo de vermicompostagem, pois em alguns casos estes podem apresentar altas cargas de poluentes que são tóxicas para as minhocas, como compostos ácidos, amoníaco e sais, pelo que os

resíduos devem ser sujeitos a um pré-tratamento de compostagem termofílica, que contribui para a higienização, atenuação e/ou eliminação do efeito de substâncias tóxicas tanto na sobrevivência das minhocas como no produto final. É também importante referir que os processos de vermicompostagem são mais complexos do que aparenta pela rápida análise dos fatores de processo descritos na Tabela 4, sendo necessário considerar os mecanismos do sistema, reator utilizado e ainda a espécie de minhoca presente, de forma a otimizar a produção de vermicomposto (Dominguez & Edwards, 2011a).

O vermicomposto é o principal produto da vermicompostagem, rico em nutrientes, fauna microbiana, hormonas de crescimento vegetal e enzimas (Lourenço, 2014), apresentando excelentes propriedades como corretivo orgânico, dado que, para além do elevado teor em matéria orgânica (em geral já com um certo grau de humificação), é rico em nutrientes (Belo, 2011), sendo possível observar que as culturas instaladas em campos tratados com recurso a corretivos orgânicos cresceram melhor do que aquelas que recebiam apenas substâncias inorgânicas (Jones, 2012).

## **2.2. Atividade Biológica das Minhocas**

A minhoca comum (ou minhoca da terra) é um anelídeo macroscópico omnívoro, pertencente ao Domínio *Eukarya*, Reino *Animalia*, Filo *Annelida*, Classe *Clitellata*, Subclasse *Oligochaeta*, Família *Lumbricidae* (Menezes, 2015). É um animal frequente na fauna do solo e importante no papel de degradação e reciclagem de nutrientes juntamente com organismos decompositores acompanhantes, tais como fungos, bactérias, protozoários e nematóides. Também podem ingerir os seus próprios excrementos, bem como fezes de outros organismos (Steffen et al., 2013).

As minhocas podem ser classificadas de acordo com as seguintes categorias ecológicas (Das et al., 2015; Dominguez & Edwards, 2011b; Gupta & Garg, 2008): epígeas ou epígeicas quando vivem nas camadas orgânicas do solo, anécicas quando apresentam o comportamento de escavar túneis verticais para se alimentarem à superfície e endógeicas para as espécies que habitam as camadas mais profundas do solo, alimentando-se de partículas minerais. Os mesmos autores afirmam que as espécies epígeas apresentam um bom potencial para a vermicompostagem devido à sua natural capacidade para colonizar resíduos orgânicos, tendo grande disponibilidade para consumir, digerir e assimilar grande

variedade de material orgânico com altas taxas de reprodução num curto ciclo de vida, ajudando-as na propagação até em grandes massas de substrato.

Segundo Edwards & Arancon (2004), as espécies de minhocas mais usadas nos estudos de degradação de matéria orgânica são as seguintes: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*, *Dendrobaena veneta*, *Lumbricus rubellus* (regiões temperadas) e *Eudrilus eugeniae*, *Perionyx excavatus*, *Perionyx hawayana* (regiões tropicais). Outras espécies podem ser utilizadas mas estas são as mais comuns encontradas na literatura científica.

As minhocas usadas neste estudo são da espécie *Eisenia fetida*, epígeas, que vivem na parte orgânica do solo, perto da camada superficial (até cerca de 10cm a 15cm de profundidade), sendo capazes de ingerir grandes quantidades de resíduos, (Dominguez & Edwards, 2011b). Na Figura 1 mostram-se imagens desta espécie.



**Figura 1 - Ilustração fotográfica de *Eisenia fetida*.**

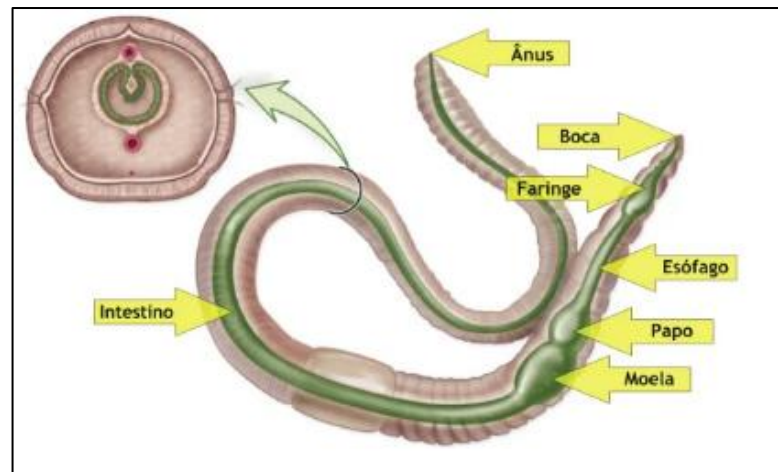
A Tabela 5 apresenta as características e condições ecológicas mais relevantes da espécie *Eisenia fetida*.

Tabela 5 - Dados da espécie *Eisenia fetida*, adaptado de Dominguez e Edwards (2011b).

Espécie	<i>Eisenia fetida</i>
Cor	Faixas castanhas e amarelas
Tamanho em adulto (mm)	4 – 8 largura x 50 – 100 comprimento
Peso médio (g)	0,55
Tempo para maturidade (dias)	28 – 30
Número de casulos por dia	0,35 – 0,5
Período de incubação (dias)	18 – 26
Viabilidade dos casulos (%)	73 – 80
Nº de minhocas por casulo	2,5 – 3,8
Ciclo de vida (dias)	45 – 51
Temperatura (°C)	25 (0 – 35)
Humidade (%)	80 – 88

É importante referir que esta espécie de minhoca apresenta grande sensibilidade à presença de amónia e de sais inorgânicos que elevem a condutividade do meio. Para a sobrevivência do organismo é recomendado que as concentrações de amónia no meio não excedam os 0,5 mg/g e para os sais seja garantida uma concentração inferior a 0,5mg/kg (Edwards & Arancon, 2004).

A estabilização de lamas pela ação das minhocas é uma complexa transformação mecânica e bioquímica em que as minhocas agem como areador, triturador, degradador químico e estimulador da atividade microbiológica (Sinha et al., 2009). As minhocas decompõem a fração orgânica, mineralizam os nutrientes, bioacumulam metais e devoram organismos patogénicos (bactérias, fungos, nematóides e protozoários). Na Figura 2 mostra-se uma representação simplificada do sistema digestivo de uma minhoca.



Fonte: <https://blogdoenem.com.br/anelideos-e-moluscos-biologia-enem/>

**Figura 2 - Ilustração do sistema digestivo de uma minhoca.**

Como processo de digestão, as minhocas começam por excretar grume pela boca de modo a amolecer o conteúdo a digerir que passa para o esófago. No esófago os componentes da lama são neutralizados por excreções de cálcio nas paredes do esófago e passam para a moela, onde são moídos em pequenas partículas, prontos para serem transmitidos ao intestino para digestão enzimática. O processo final é a humificação, na qual as grandes partículas orgânicas são convertidas em coloides amorfos complexos contendo materiais fenólicos. Finalmente, o conteúdo é excretado como vermicomposto ou húmus de minhoca (Sinha et al., 2009).

Vermicomposto é a designação do produto final que engloba os excrementos das minhocas, a matéria orgânica decomposta mas não ingerida por elas, e outros materiais inertes (Lourenço, 2014). Uma vez que o vermicomposto apresenta tipicamente teores elevados de compostos orgânicos de natureza celulósica ou lenhinho-celulósica parcialmente decompostos (os quais as minhocas têm dificuldade em digerir sem o contributo de microrganismos), e materiais de origem antropogénica, a percentagem de excrementos de minhoca não deverá ser inferior a 60% em volume, sob pena de reduzir o teor em nutrientes assimiláveis no vermicomposto, e com isso a sua qualidade (Lourenço, 2014).

## **2.3. Parâmetros Relevantes durante o Processo**

### **2.3.1. Temperatura**

Segundo Dominguez e Edwards (2011b) a temperatura ideal para o desenvolvimento da minhoca *Eisenia fetida* é de 25°C, tal como se pode verificar na Tabela 5, podendo no entanto manter uma atividade adequada entre os 15°C e os 30°C.

Edwards & Arancon (2004) também concluíram que o valor de temperatura ideal para a *Eisenia fetida* ronda os 25°C, apresentando um intervalo de condições de sobrevivência entre os 0°C e os 35°C.

### **2.3.2. pH**

As minhocas são relativamente tolerantes a valores de pH neutros e ligeiramente acidificantes, podendo suportar variações no intervalo de 5 e 9. Segundo Dominguez e Edwards (2011b) em possibilidade de escolha, a espécie *Eisenia fetida* mostra preferência por substratos com propriedades mais ácidas, próximo de pH = 5,0.

O processo de vermicompostagem é geralmente acidificante. Esta acidificação é causada pela mineralização de compostos de azoto e fósforo, e pela libertação de CO<sub>2</sub> e de ácidos orgânicos, ácidos húmicos e fúlvicos, durante a biodegradação da matéria orgânica (Lazcano et al., 2008).

### **2.3.3. Humidade**

A humidade é um parâmetro importante a controlar para a sobrevivência das minhocas pois estas necessitam de meios com teores de humidade suficiente para poderem respirar. Como as minhocas respiram pela pele, em ambientes secos a minhoca vai perdendo água por transpiração até não conseguir realizar trocas gasosas com o meio e morre devido a inexistência de oxigénio no organismo (Rocha, 2015). No entanto, meios com humidade

em excesso podem provocar a compactação do substrato e inundação dos tuneis criados pelas minhocas o que também resulta na morte destas por asfixia.

Dominguez e Edwards (2011b) referem que o teor de água dos resíduos orgânicos está diretamente correlacionado com a taxa de crescimentos das minhocas, concluindo que o valor de humidade no substrato deve estar situado entre os 50% e 90%, com valores ótimos para o crescimento das minhocas entre os 80% e 90%. O meio nunca deve estar em saturação devido ao risco de asfixia das minhocas.

#### **2.3.4. Oxigenação**

Como referido anteriormente, a minhoca não possui órgãos respiratórios especializados, sendo as trocas gasosas realizadas na parede corporal, ocorrendo a difusão de oxigénio e dióxido de carbono. Isto faz com que as minhocas sejam altamente sensíveis a condições de anaerobiose, migrando de substratos com esta condição sempre que possível (Rocha, 2015).

Estudos experimentais realizados por Edwards & Arancon (2004), utilizando a espécie *Eisenia fetida* mostram que esta evita ambientes saturados em água, onde o oxigénio foi consumido e/ou se acumulou dióxido de carbono e sulfureto de hidrogénio.

#### **2.3.5. Parâmetros Químicos**

##### **A) Metais**

As lamas apresentam uma grande variedade de contaminantes como metais, nomeadamente, cádmio, cobre, níquel, chumbo, zinco, mercúrio e crómio, que a partir de uma certa concentração podem afetar o processo de crescimento das plantas, deteriorar as propriedades do solo, inibir a atividade benéfica dos microrganismos e prejudicar gravemente o equilíbrio ambiental e a saúde humana (Amir et al., 2005). A principal origem de metais nas lamas deve-se à presença dos mesmos nas águas residuais domésticas, águas pluviais, especialmente de escoamento sobre rodovias, e águas residuais industriais. A concentração de metais pode ser muito diferente, dependendo da origem e ainda do contexto industrial de cada zona ou país (REA, 2019).

Todos os organismos necessitam de algumas quantidades de elementos metálicos para um crescimento e reparação celular adequada, contudo quando presentes em elevadas concentrações os mesmos têm efeitos tóxicos. Também existem outros metais, tais como chumbo, mercúrio, cádmio e arsénio, que não são adequados para as funções biológicas, sendo altamente tóxicos, podendo causar cancro e outras doenças nos seres vivos em geral. Ao contrário dos poluentes orgânicos, os metais não são biodegradáveis e podem bioacumular-se, aumentando a sua concentração num organismo que ao longo do tempo não os consegue expelir, com a agravante de se acumularem exponencialmente ao longo da cadeia alimentar (Maboeta & Van Rensburg, 2003; Swati & Hait, 2017; Wu et al., 2018). Atendendo a estas características, a poluição contínua de metais por efluentes domésticos e industriais nas águas doces e marinhas, além de prejudicar a vida aquática, representa um risco para a saúde humana.

A aplicação da vermicompostagem permite remover concentrações de metais pela bioacumulação nos tecidos das minhocas bem como a criação de compostos húmicos que capturam algumas concentrações de metais em formas mais estáveis, as quais não são absorvidas pelas plantas e deixam de entrar na cadeia alimentar (Edwards & Arancon, 2004). Esta informação também é corroborada por Sinha et al., (2009), que referem que a espécie *Eisenia fetida* tem uma grande capacidade de captura de metais em proteínas metalotioneínas e de imobilizar metais em células cloragógenas.

Vários estudos têm demonstrado que a vermicompostagem pode ser utilizada com sucesso na redução/remoção de metais presentes em lamas de ETAR. Por exemplo, Wang et al. (2013a) realizaram a vermicompostagem de lama de ETAR, com elementos aditivos como cinzas e rocha fosfórica, durante 60 dias com a espécie *Eisenia fetida*, obtendo remoções médias dos metais, zinco (Zn) = 31,1%, chumbo (Pb) = 30,0% cobre (Cu) = 24,6%, arsénio (As) = 20,0% e cádmio (Cd) = 13,4%. O estudo demonstrou também aumentos na concentração de metais nos tecidos das minhocas, com um aumento da massa de minhocas aquando da redução de volume/massa do substrato, indicativo da atividade biológica das minhocas no consumo e transformação dos resíduos. Utilizando misturas idênticas, mas mais diluídas, com 80% de lama em vez de 90%, Wang et al. (2013b), observaram remoções de metais nas seguintes gamas: cobre (Cu) = 8,3% a 17,2%, zinco (Zn) = 5,0% a 8,7%, chumbo (Pb) = 4,9% a 9,8%, cádmio (Cd) = 7,1% a 15,4% e arsénio

(As) = 1,1% a 9,0% face ao substrato inicial. Este estudo também refere a hipótese que as minhocas conseguem ter um maior fator na redução das concentrações de metais do que a diminuição de volume do substrato pelo processo possa ter contribuído para o aumento das mesmas concentrações, indicando que a remoção de lixiviados nos reatores pode afetar também a redução de metais no substrato. No estudo realizado por He et al. (2016), foram preparadas misturas a vermicompostar com lamas e diversos resíduos como serradura, cinzas, palha e solo, inoculadas com a espécie *E. fetida* durante um período de 25 dias, verificando-se remoções médias de metais nas seguintes gamas: crómio (Cr) = 16,4%, cobre (Cu) = 81,9% e zinco (Zn) = 38,5%. Noutro caso, Wu et al. (2018), prepararam um sistema de reatores consistindo num reator de controlo (apenas com lama), cinco reatores para compostagem e cinco reatores para vermicompostagem, utilizando resíduos de diferentes espécies de plantas em quantidade idênticas na preparação das misturas com as lamas. Obtiveram redução na concentração de metais quer na compostagem (~10%), bem como na vermicompostagem, com reduções mais elevadas na vermicompostagem, na ordem dos 10% a 30%. Indicam também que a vermicompostagem aumentou as formas não biodisponíveis dos metais, contribuindo para melhorar a remediação das lamas.

Não obstante, um aumento de metais no final da vermicompostagem também tem sido reportado em vários estudos. Gupta & Garg (2008) realizaram misturas de lama de esgoto primário (PSS) e estrume de vaca (CD) e após 85 dias de vermicompostagem observaram maiores concentrações de metais no vermicomposto final do que nas misturas iniciais. Descreve-se o seguinte exemplo: para uma mistura de 500g de PSS com 500g de CD obtiveram valores de zinco inicial de 373 mg/kg e no composto final de 664 mg/kg, sendo um aumento significativo da concentração de zinco, de mais de 50%. O estudo apontou duas explicações para esta ocorrência, sendo uma o processo de mineralização acelerado pela atividade das minhocas durante a decomposição e estabilização das lamas, e outra a diminuição da massa e volume do substrato a decompor, aumentando as concentrações de metais apesar de haver indícios de bioacumulação destes pelas minhocas. Também Suleiman et al. (2017) verificaram uma ligeira redução das concentrações de metais durante o início do processo de vermicompostagem, no entanto, o composto final estabilizou com concentrações idênticas às iniciais. Estes autores justificaram este facto com a perda de massa do substrato, que faz elevar a concentração de metais na mesma proporção que as minhocas os acumularam nos seus tecidos. Neste estudo foram utilizadas diferentes espécies de minhocas e estas apresentaram comportamentos diferentes, sendo

que as espécies *Eisenia fetida* e *Eisenia andrei* demonstraram melhores mecanismos de defesa nos meios contaminados por metais utilizados do que a espécie *Dendrobaena veneta*. Elvira et al., (1998) realizaram um estudo de vermicompostagem em larga escala, com massa inicial de 90kg e inoculação de 1500 minhocas, usando como substrato lamas de indústria do papel e como agente de mistura estrume de exploração de gado, tendo os autores verificado um aumento significativo da concentração de metais nos compostos finais, tanto para o controlo (apenas estrume) como para as diferentes misturas. Em particular neste estudo os níveis de metais eram baixos e cumpriam os limites legais. Uma vez mais estes resultados parecem estar relacionados com a redução da massa do substrato final devido à decomposição, potenciada ainda pela ocorrência de lixiviação/escoamento de alguns sólidos. Neste estudo, é também referida a hipótese dos lixiviados retirarem compostos do substrato que poderão ser utilizados como fontes de potássio para a aplicação dos solos.

### **B) Matéria Orgânica (COT) e Azoto (N)**

As plantas têm dificuldade em absorver e assimilar as formas de azoto mineral, a menos que a relação carbono/ azoto (C/N) seja de cerca de 20:1 ou inferior. A mineralização da matéria orgânica nas lamas de ETAR decorrente do processo de vermicompostagem leva a uma diminuição significativa no teor de carbono orgânico total (COT), reduzindo assim a relação C/N.

Elvira et al. (1998) verificaram que a vermicompostagem aplicada a lamas de celulose com misturas de estrume de vaca durante 40 dias diminuiu o conteúdo de COT (carbono orgânico total) em cerca de 20% a 43% com a indicação que o carbono total extraível aumentou significativamente sobre a forma de ácidos húmicos.

O azoto é um dos nutrientes principais para as plantas durante o seu ciclo de vida. O azoto encontra-se na lama principalmente na forma orgânica. Mas também está presente, embora em menor quantidade, na forma mineral (amoniacoal ou nítrica). A maior parte do azoto amoniacoal encontra-se na fase líquida das lamas. Verifica-se uma grande redução após os processos de espessamento e desidratação, podendo ainda sofrer perdas no teor, na ordem de 30%, após o armazenamento das respetivas lamas em fase líquida durante pelo menos 4 meses (REA, 2019). Como as plantas só podem assimilar o azoto mineral, o valor

agrícola da lama depende da capacidade do teor de azoto orgânico ser mineralizado. A disponibilidade do azoto também pode ser influenciada por fatores, tais como, temperatura, humidade, pH e textura do solo (REA, 2019).

A presença de matéria orgânica faz com que os adubos orgânicos tenham maior vantagem em relação aos adubos minerais, por apresentarem compostos mais facilmente assimilados pelas plantas, dando assim um maior vínculo ao fator de fertilidade nos solos. No entanto é necessário ter atenção que uma razão C/N baixa e/ou matéria pouco estabilizada em qualquer tipo de adubos tem tendência a mineralizar-se rapidamente, podendo reduzir o contributo deste na fertilidade e crescimento das plantas. É de valorizar no vermicomposto o facto de apresentar nutrientes na forma orgânica, fornecer os elementos nutritivos de forma mais gradual, podendo assim atenuar os fenómenos de salinização secundária dos solos, que afetam a absorção de azoto pelas plantas (Rocha, 2015).

A razão C/N têm um papel importante na aplicação dos processos de vermicompostagem, pois este é um parâmetro otimizado na matéria a utilizar para promover o crescimento de microrganismos e das minhocas, sendo muitas vezes a razão da adição de agentes de mistura, como excrementos de animais ou resíduos vegetais como a serradura. O valor ótimo de C/N para o início da vermicompostagem deve situar-se entre os 25 e os 30 (Tabela 4), diminuindo à medida que o crescimento e as atividades metabólicas das minhocas e dos microrganismos vai ocorrendo, e assim, reduzir o teor de carbono no vermicomposto (Khwairakpam & Bhargava, 2009; Lim et al., 2016; Wu et al., 2018).

Gupta & Garg (2008) estudaram a evolução da razão C/N ao longo do processo de vermicompostagem, em 6 reatores com diferentes proporções de estrume de vaca (CD) e lamas de ETAR provenientes de tratamento primário (PSS), utilizando a espécie *Eisenia fetida* (Figura 3). A razão C/N das lamas e do estrume era de 16,1 e 69,3, respetivamente. Decorridos 105 dias, no qual as minhocas foram introduzidas nos reatores no dia 21 (período de vermicompostagem de cerca de 84 ou 85 dias) os autores verificaram reduções significativas na razão C/N.

Descrição dos vermireatores	
Vermireator Nº. 1	1000g CD + minhocas
Vermireator Nº. 2	900g CD + 100g PSS + minhocas
Vermireator Nº. 3	800g CD + 200g PSS + minhocas
Vermireator Nº. 4	700g CD + 300g PSS + minhocas
Vermireator Nº. 5	600g CD + 400g PSS + minhocas
Vermireator Nº. 6	500g CD + 500g PSS + minhocas

Número do Vermireator	Variação da razão C/N (por dias)					
	0	21 *	42	63	84	105
Nº. 1	69,3	60,1	45,4	33,6	18,5	10,2
Nº. 2	58,4	51,8	36,2	28,7	13,3	9,1
Nº. 3	49,7	43,3	32,8	22,3	16,8	10,4
Nº. 4	42,8	36,5	25,8	18,5	13,1	10,6
Nº. 5	36,9	33,4	22,4	21,5	13,6	12,1
Nº. 6	32,1	29,7	27,5	19,2	16,9	13,5

\* Inoculação das minhocas nos reatores ocorreu no dia 21.

**Figura 3 – Evolução da razão C/N em reatores com diferentes misturas de lama de ETAR (PSS) e estrume de vaca (CD) (adaptado de Gupta & Garg, 2008).**

A percentagem de diminuição da razão C/N situou-se num intervalo de 57,9% a 85,2% (Gupta & Garg, 2008) com as misturas com maiores quantidades de lamas (PSS) a apresentarem as diminuições mais baixas.

### 2.3.6. Parâmetros Microbiológicos

Os microrganismos patogénicos presentes nas lamas de ETAR podem ser agrupados em cinco tipos principais: bactérias, vírus, helmintos (vermes parasitas), protozoários e fungos, sendo que só os primeiros quatro estão relacionados com impactos significativos na saúde (REA, 2019). A natureza e as concentrações destes microrganismos na lama vão depender da saúde e da dimensão da população servida, contudo, apresentando níveis de complexidade superiores, quando o efluente residual for tratado por processos biológicos.

Geralmente a maioria destes contaminantes têm a natureza de patogénicos entéricos, ou seja, aqueles que são excretados como material fecal e geralmente constituem infetantes por via oral. A aplicação agrícola de lamas com grandes cargas poluentes proporciona a propagação dos contaminantes patogénicos através da ingestão de alimentos e de solos contaminados, afetando o ser humano por intermédio da cadeia alimentar, por ingestão de produtos contaminados, quer pelo consumo de carne, quer de vegetais crus. Com isto tem existido mais foco científico para o combate dos efeitos nocivos destes organismos tóxicos e outros constituintes poluentes das lamas, quando a sua aplicação é a remediação de lamas na agricultura (Victor, 2010).

No decorrer das atividades metabólicas das minhocas estas libertam sucos digestivos para o meio que apresentam propriedades antibacterianas, ajudando a remover agentes patogénicos nas lamas de águas residuais. Segundo Sinha et al. (2009), as minhocas alimentam-se de vários tipos de protozoários, bactérias e fungos, mas também promovem a proliferação de algumas bactérias aeróbicas que ajudam no processo de vermicompostagem.

Estudos como o de Khwairakpam & Bhargava (2009) discutem que a concentração de coliformes é um bom indicador para a carga patogénica nas lamas e no composto durante o processo de vermicompostagem, com a vantagem de se encontrarem em maiores quantidades e por serem mais fáceis de detetar. O estudo apresenta percentagens de remoção de coliformes totais elevadas em relação ao composto inicial para lamas de ETAR misturadas com serradura (cerca de 90% a 99%), apresentando-se a hipótese da remoção estar associada à atividade das minhocas.

Sinha et al. (2009) estudaram a compostagem e a vermicompostagem de lamas de ETAR com e sem adição de estrume de vaca num período de aplicação de 12 semanas. A percentagem de estabilização de coliformes na vermicompostagem foi de 80% para a lama e 90% para a mistura de lama e estrume de vaca, contrastando com a lama sem tratamento (controlo) com 20%, e nos ensaios de compostagem com 50% para a mistura de lama e estrume. No mesmo estudo também é referido que a atividade das minhocas ajuda a estimular o crescimento de populações de microrganismos decompositores presentes nos resíduos pelo revolvimento e arejamento do meio, bem como pelo fornecimento de formas de azoto e fósforo nos seus excrementos que multiplicam a ação de decomposição da matéria orgânica em condições favoráveis.

## 3. Caso de Estudo: ETAR da Charneca

### 3.1. Descrição da instalação

A ETAR da Charneca situa-se na Estrada Volta da Charneca, na localidade do Arelho, concelho de Óbidos. A ETAR da Charneca foi concebida para tratar afluentes domésticos provenientes dos Municípios de Bombarral, Cadaval e Óbidos (Serrenho, 2018). Na Figura 4 apresenta-se um esquema do sistema de tratamento da ETAR.

Nesta ETAR, o tratamento da fase líquida começa pela remoção dos sólidos grosseiros no afluente num tamisador, seguindo pela passagem num desarenador/desengordurador, de modo a retirar grande parte das gorduras e areias no afluente que chega à instalação. De seguida é aplicado o tratamento secundário, realizado em duas valas de oxidação funcionando em regime de arejamento prolongado para a degradação da fração orgânica, ocorrendo a separação das fases sólida/líquida em decantadores secundários, produzindo as lamas deste sistema. A fração das lamas em excesso é enviada para um espessador, aumentando a sua concentração, sendo depois alvo de um processo de desidratação por centrifugação. As lamas espessadas e desidratadas são acumuladas num silo próprio e enviadas para destino adequado, sendo este serviço realizado por um prestador de serviço que faz a sua gestão e as envia para valorização agrícola, compostagem e/ou deposição em aterro sanitário (Figura 4) (Serrenho, 2018).

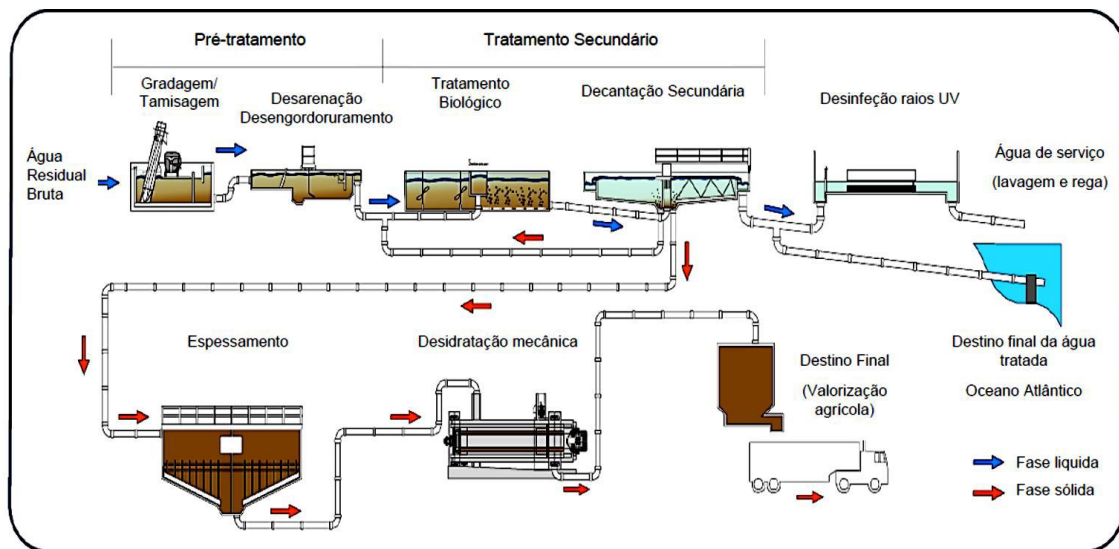


Figura 4 - Esquema de tratamento da ETAR da Charneca (fonte: ADO).

### 3.2. Tratamento e Destinos finais para lamas de ETAR

As lamas das ETAR têm geralmente a classificação como resíduo, sendo a sua gestão abrangida pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, de 19 de junho. Este Decreto-lei procede a alterações ao Regime Geral da Gestão de Resíduos, estabelecendo prioridade à prevenção e redução, reciclagem e a outros tipos de valorização para os resíduos abrangentes, face a situações de eliminação, como deposição em aterro, que são incompatíveis com os objetivos de sustentabilidade, proteção do ambiente e da saúde pública (Félix, 2017).

Em Portugal e também na Europa, o principal destino final para as lamas das ETAR tem sido a valorização agrícola. O processo de tratamento mais comum para a reutilização das lamas é a digestão anaeróbia em regime mesófilo, que permite a obtenção de um resíduo mais estável com a consequente redução de odores, tendo uma mais-valia a produção de biogás, no qual é aproveitado para produção de energia térmica e elétrica (Metcalf & Eddy, 2016). A aplicação em solos agrícolas tem sido, do ponto de vista económico, o destino final com menores custos associados, e pelo ponto vista agrónomo, promove a valorização agrícola das lamas no contributo de melhorar a fertilidade e reciclagem de nutrientes nos solos (PENSAAR 2020 et al., 2015).

A valorização agrícola das lamas das ETAR em vez da utilização de fertilizantes químicos apresenta múltiplos benefícios, tendo os compostos de lamas maior potencial para melhorar as propriedades do solo como a granulometria, capacidade de infiltração, retenção de água e arejamento. São ainda ricas em macronutrientes, como azoto, fósforo e potássio, e micronutrientes como ferro, manganês, cobre, crómio, selénio e zinco, também essenciais para o crescimento das plantas, mas em quantidades menores face aos macronutrientes, podendo estes em quantidades elevadas ser tóxicos para as plantas (“Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro,” 2009; Metcalf & Eddy, 2016).

Além dos constituintes físico-químicos referidos, existem poluentes que são removidos no tratamento da fase líquida das lamas, tais como, outros metais, por exemplo o chumbo (Pb), compostos orgânicos tóxicos, por exemplo PCDF (furanos) e microrganismos patogénicos (*E.coli* e *Salmonella spp*), capazes de prejudicar o solo, conforme a sua natureza e as quantidades aplicadas. Para salvaguarda dos valores ambientais e da saúde humana, a aplicação das lamas das ETAR em solos agrícolas encontra-se regulada por legislação nacional, através do Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro. Este DL visa “garantir que a aplicação das lamas não prejudica a qualidade do ambiente, em especial das águas e dos solos, e não constitui um risco para a saúde pública”.

No que respeita ao processo de decisão, quando as lamas das ETAR não podem ser utilizadas para fins de valorização agrícola, devem ser consideradas alternativas que explorem o potencial de reutilização das lamas como matéria-prima ou combustíveis de outros processos, através da adaptação dos processos produtivos das unidades industriais para o consumo de lamas, criando mais-valias mútuas dos pontos de vista, económico e ambiental (PENSAAR 2020, 2015).

Entre as alternativas para a reutilização das lamas de ETAR destacam-se as seguintes (Metcalf & Eddy, 2016):

- **Incorporação em tijolos e argamassas** – utilizando alguma quantidade de lamas na matéria-prima misturada com argila na produção de tijolos e substituição parcial de cimento e/ou areia na produção de argamassa.

- **Valorização energética** – as lamas das ETAR apresentam valor energético, podendo ser utilizadas na produção de biogás que é depois aproveitado para gerar calor e/ou eletricidade.
- **Eliminação por incineração ou co-incineração** – A incineração das lamas de ETAR reduz a fração biodegradável e a formação de lixiviados. Neste processo são produzidos gases que podem ser utilizados para valorização energética e também cinzas que podem ser consideradas um material inerte, e serem utilizadas em aplicações comerciais, como por exemplo na fabricação de cimento e asfalto.

## 4. Materiais e Métodos

O trabalho experimental realizado foi dividido em quatro fases distintas:

1. Fase de planeamento da montagem do sistema de vermicompostagem e das análises a realizar, bem como adequação do espaço necessário para a atividade;
2. Amostragem e caracterização da lama de ETAR;
3. Montagem do sistema de vermireatores com inoculação das minhocas, realizando a manutenção necessária durante o período de 120 dias (controlo de humidade, arejamento e observação da população das minhocas);
4. Caracterização do composto final nos vários reatores, e discussão dos resultados obtidos.

### 4.1. Preparação e Controlo dos Vermireatores

Neste estudo foram planeados 6 vermireatores com diferentes composições/misturas e em duplicado e dois reatores de controlo com apenas lama (14 reatores no total) para estudar a diferença de resultados no composto final, no que se refere à concentração dos metais em estudo e teor de bactérias coliformes. Para a construção dos vermireatores utilizaram-se garrações de plástico de 5L cortados a aproximadamente 12cm da base para que a parte de cima, quando invertida, fosse apoiada pela parte de baixo sem que a rolha estivesse em contacto com o fundo. A tampa foi furada e utilizou-se uma película de geotêxtil entre a tampa e o garração para atuar como filtro, bem como uma pequena camada de areia para garantir a drenagem do líquido em excesso dos vermireatores. A Figura 5 demonstra o esquema dos vermireatores construídos.



Figura 5 – Esquema do um vermireator preparado para este estudo.

A quantidade de material para enchimento de cada vermireator foi decidida tendo por base o estudo de Wu et al., (2018), onde foram utilizadas 500g de matéria seca equivalente para 40 minhocas (nº de indivíduos). Tendo em consideração o tempo de aclimação das minhocas e a dificuldade em controlar as variáveis de comportamento das mesmas, considerou-se ser uma boa quantidade de matéria para proporcionar um habitat e substrato adequado para a decorrência das atividades metabólicas no vermireator.

Nas misturas foram utilizados resíduos de natureza orgânica, criteriosamente selecionados com o pressuposto de serem facilmente obtidos na região, viabilizando a possível implementação em larga escala, tal como definido no objetivo deste trabalho. Os materiais de mistura foram resíduos orgânicos de restos de vegetais e fruta (ROD), cartão e serradura, como descrito nas Tabelas 6 e 7.

**Tabela 6 - Composição dos diferentes vermireatores.**

Reator	Descrição	Quantidade de lamas .bs (g)	Quantidade de lamas (g)	Quantidade de agente de mistura .bs (g)	Quantidade de agente de mistura (g)	Nº de minhocas
R1	Reator de controlo sem minhocas	500	1818	0	0	0
R2	Reator de controlo com minhocas	500	1818	0	0	40
R3	Reator com mistura Lama + resíduos orgânicos	333	1211	167	557	40
R4	Reator com mistura Lama + resíduos orgânicos	333	1211	167	557	40
R5	Reator com mistura Lama + resíduos cartão	333	1211	167	182	40
R6	Reator com mistura Lama + resíduos cartão	333	1211	167	182	40
R7	Reator com mistura lama + serradura para otimização da razão C/N	168	611	332	369	40
R8	Reator com mistura lama + serradura para otimização da razão C/N	168	611	332	369	40

.bs – base seca.

Tabela 7 - Composição dos diferentes vermireatores (continuação).

Reator	Descrição	Quantidade de lamas .bs (g)	Quantidade de lamas (g)	Quantidade de agente de mistura .bs (g)	Quantidade de agente de mistura (g)	Nº de minhocas
R9	Mistura lama (75%) + serradura (25%)	375	1364	125	139	40
R10	Mistura lama (75%) + serradura (25%)	375	1364	125	139	40
R11	Mistura lama (50%) + serradura (50%)	250	909	250	278	40
R12	Mistura lama (50%) + serradura (50%)	250	909	250	278	40
R13	Mistura lama (25%) + serradura (75%)	125	455	375	417	40
R14	Mistura lama (25%) + serradura (75%)	125	455	375	417	40

.bs – base seca.

As misturas descritas para cada reator tiveram dois pressupostos principais: i) a adição de ROD e cartão de forma a melhorar a razão C/N das misturas com o foco principal na valorização de uma quantidade significativa de lama, formulando que proporções de 1/3 de ROD/cartão para 2/3 de lama seriam uma quantidade considerável de lama a valorizar, tendo assim as quantidades dos reatores R3 a R6. ii) utilização de um agente de mistura disponível em quantidades significativas, serradura, de modo a determinar a influência de diferentes quantidades no processo de vermicompostagem de lamas de ETAR. Para os reatores R7 e R8, cerca de 67 % de serradura na mistura, pretendeu-se usar uma mistura de lama e serradura de modo a obter uma razão C/N  $\approx$  25 a 30, ideal para o processo de vermicompostagem (Tabela 2), mas devido a erros iniciais na determinação de azoto não foi possível conseguir essa razão. Nos restantes reatores, R9 a R14, optou-se por utilizar proporções de 25%, 50% e 75% de serradura com o objetivo de verificar se com quantidades crescentes de agente de mistura, o processo de biodegradação sofreria alguma alteração, testando também se o efeito de diluição da lama levaria a remoções crescentes de metais e E.coli. Isto poderia ajudar a encontrar, eventualmente, uma proporção

equilibrada que valorizasse a maior quantidade de lama possível em conjunto com o cumprimento dos valores estabelecidos por lei quanto aos metais e E.coli.

Após a inoculação dos vermireatores com 40 minhocas jovens/adultas da espécie *Eisenia fetida*, obtidas de um vermicompostor laboratorial, alimentado frequentemente com resíduos orgânicos domésticos, os reatores foram acompanhados ao longo de 120 dias em ambiente laboratorial com uma temperatura média do ar de cerca de 20°C. Todos os reatores foram envolvidos por plástico preto para criar condições de escuridão, preferidas pelas minhocas. O acompanhamento consistiu em controlar a humidade dos reatores, verificar visualmente o estado da população das minhocas e realizar pontualmente o revolvimento do material para garantir que toda a matéria dos reatores permanecia bem arejada, criando desta forma as condições adequadas para a ação dos microrganismos e das minhocas.

A humidade dos reatores foi mantida pela adição de água com uma frequência maioritariamente diária recorrendo a uma pipeta de Pasteur. A drenagem na tampa dos reatores permitiu a ausência de saturação de água. A perda de humidade no topo dos reatores notou-se ao longo do tempo. A lama à superfície tendeu a formar grânulos difíceis de quebrar após algum tempo, isto devido à ação do agente coagulante utilizado na ETAR para redução do volume das lamas. Os restantes materiais também apresentaram perda de humidade como seria de esperar. Contudo, o revolvimento manual periódico também ajudou a corrigir estas ocorrências. Na Figura 6 apresentam-se imagens dos vermireatores usados no estudo. Apesar do procedimento adotado, e na ausência de um aparelho medidor de humidade, não foi possível garantir um valor de humidade uniforme em toda a área dos reatores e semelhante entre todos os reatores ao longo do estudo.



**Figura 6 – Imagem ilustrativa dos vermireatores.**

Após algum tempo verificou-se o crescimento de fungos (cogumelos) e plantas nos vermireatores R5 e R6 (Figura 7) e alguns rebentos de plantas nos vermireatores R3 e R4 (Figura 8). Após 2 meses de vermicompostagem, observou-se a presença de casulos (ovos) de minhoca em todos os vermireatores com a primeira ocorrência nos reatores R3 a R6. Nos 2-3 meses do processo observou-se uma boa quantidade de minhocas com diversos tamanhos, de pequenas a grandes presentes nos reatores, sobretudo à superfície, pelo que as de menor tamanho representariam uma possível segunda geração de minhocas o que indicia condições adequadas e estáveis para a proliferação destes organismos nos vermireatores.



**Figura 7 - Crescimento de Fungos nos reatores de mistura de cartão (R5).**



**Figura 8 - Crescimento de Plantas nos reatores de mistura ROD (R3).**

## 4.2. Análises Físico-Químicas e Microbiológicas

As amostras de lamas (5-7 kg) foram recolhidas na ETAR da Charneca (Óbidos – Empresa Águas do Oeste S.A., Portugal) com uma pá de aço inoxidável e transportadas para o laboratório em sacos de plástico pretos, total cerca de 20kg. No laboratório foram colocadas em tabuleiros plásticos retangulares e secas ao ar durante 2 dias. Do mesmo modo foram recolhidas amostras de composto em todos os vermireatores após os 120 dias estabelecidos como período de vermicompostagem, retirando uma porção de matéria sólida a uma profundidade aproximada de 10cm em cada reator, tendo sido verificado que nenhuma minhoca e/ou casulo estava presente para a análise laboratorial do produto final.

- **Análise Gravimétrica (Massa seca, Humidade e Matéria Orgânica Volátil)**

Para a análise gravimétrica retirou-se cerca de 2g de lama e colocou-se em cadinhos previamente tratados e secou-se a 105°C numa estufa até peso constante (diferença entre triplicados não superior a 4%) onde foram calculados a massa seca (Ms) e a humidade (H%). Em seguida, submetem-se as amostras a 550°C numa mufla durante 1h, repetindo o procedimento até ser obtida uma diferença entre triplicados não superior a 4% de modo a se poder determinar a matéria orgânica volátil (MOV). Estes procedimentos foram realizados de acordo com o Standard Methods (Eaton et al., 2005).

- **pH**

Pesou-se aproximadamente 10g de lama e colocou-se num gobelé de 150mL, adicionando 100mL de água destilada, com agitação a 1000 rpm num agitador magnético durante 2h. Após esse período as amostras foram deixadas em repouso, durante aproximadamente 8h, antes da medição do pH, usando um medidor HANNA – HI 3221. Para o efeito, foi necessário retirar o sobrenadante de cada amostra para uma proveta de 20mL, o volume suficiente para submergir o eléctrodo sem a presença de partículas sólidas de grandes dimensões. Procedimento de acordo com S. S. Rutajama & C., 2000. Os ensaios foram realizados em duplicado.

- **Azoto total**

Procedeu-se à descontaminação dos tubos de digestão de vidro a utilizar na autoclave a 105°C durante 55 minutos com 2,5 mL de solução de digestão (1,05g de  $K_2S_2O_8$  + 3,75mL de NaOH 1M diluído para 50mL). Pesou-se cerca de 0,1g de amostra de lama seca ao ar durante 2 dias e transferiu-se para um tubo de digestão previamente preparado, de seguida adicionaram-se 10mL de água destilada e 5mL de solução de digestão (1,05g de  $K_2S_2O_8$  + 3,75mL de NaOH 1M diluído para 50mL). Procedimento realizado para amostras em duplicado e respetivos brancos (frascos com a solução de digestão e água destilada mas sem amostra de lama). Seguiu-se a autoclavagem dos frascos de vidro preparados a 55°C durante 2h. Foi também necessário preparar soluções padrão de nitratos de concentrações conhecidas de modo a realizar uma reta de calibração. O azoto total foi obtido após conversão de todas as formas de azoto em nitratos, sendo o teor de nitratos determinado por método colorimétrico da IPQ, 1996, utilizando um espectrofotómetro VARIAN: Cary 50 a 324nm usando células de quartzo.

- **Metais**

Efetou-se a pesagem de 0,1g de amostra (lama e cada agente de mistura), previamente seca a 105°C, e transferiu-se para erlenmeyers de 100mL, perfazendo o volume até 50mL com água destilada. Procedimento idêntico foi efetuado para os brancos e respetivos padrões de cada metal determinado (Zn, Cu e Cr). Adicionou-se 5 mL de ácido nítrico concentrado e digeriu-se a amostra numa placa de aquecimento até ebulição e redução de volume da solução até aproximadamente 20mL, seguida de adições de 5 mL de ácido nítrico concentrado e 10mL de ácido sulfúrico concentrado, mantendo-se a digestão até redução de volume da solução (+- 20mL) e a solução não apresentar turvação. A determinação da concentração de iões metálicos foi efetuada por espectrometria de absorção atómica com chama (EAA) (chama ar-acetileno) usando um espectrofotómetro VARIAN: SpectrAA – 55B (Eaton et al., 2005).

- **Coliformes fecais (*Escherichia coli*),**

Para a determinação do teor de coliformes fecais, *Escherichia coli*, foi preparado um meio de cultura agar cromo-select que permite o crescimento e diferenciação de coliformes (coloração rosa-avermelhado) com cores distintas para colónias específicas como a *E.coli* (coloração azul-esverdeada). Para a preparação das amostras foi utilizado uma suspensão de 5g de lama com 45mL de água peptonada a 0,1%, colocando a mistura em agitação num vortex durante 3 minutos. Após a agitação das amostras foram realizadas 3 diluições distintas, 10x; 100x e 1000x. O processo de inoculação no meio de cultura foi feito em, pelo menos, duplicado, para cada diluição e incubado a 48°C durante 48h. Após o período de inoculação procedeu-se à contagem, colónias de cor azul-esverdeada (*E.coli*), cor rosa-avermelhada (coliformes), e restantes colónias de cor esbranquiçada. No final foi realizado o teste confirmativo para a *E.coli* com o reagente de Kovac. Descrição do procedimento realizado segundo a norma ISO 16649-2 (ISO, 2001).

### **4.3. Análise Estatística**

Os resultados da caracterização do vermicomposto foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para a concentração de metais e *E.coli*, sendo aplicado o teste não paramétrico para amostras independentes (Teste de Kruskal-Wallis) bem como o teste paramétrico para amostras emparelhadas para se identificar possíveis relações entre parâmetros ou reatores (Miller & Miller, 2010).

## 5. Resultados e Discussão

### 5.1. Caracterização da lama inicial

Na primeira etapa do trabalho deste projeto realizou-se a caracterização das amostras de lama da ETAR da Charneca, aplicando as análises laboratoriais cujas metodologias foram indicadas no capítulo anterior. Como suporte à caracterização inicial das lamas, a entidade da ETAR da Charneca disponibilizou boletins de análise realizados às lamas em anos anteriores (2016-2018), estando os dados mais relevantes reportados na Tabela 8.

Tabela 8 - Dados da análise da lama inicial

Caraterização das Lamas				
Parâmetros	Análises realizadas neste estudo	Boletim de análise 2016	Boletim de análise 2017	Boletim de análise 2018
<b>pH</b>	6,1	6,8	7,4	7,4
<b>Humidade (%)</b>	72,5	81,9	83,9	79,2
<b>Sólidos totais (%)</b>	27,5	18,1	16,1	20,8
<b>Sólidos voláteis (%)</b>	68,0	57,5	61,3	70,0
<b>%C</b>	27,5	18,1	16,1	20,8
<b>%N</b>	1,5	4,6	0,7	7,0
<b>C/N</b>	18,0	3,93	24,4	2,97
<b>Cr (mg Cr/kg)</b>	48,3	150	120	78
<b>Cu (mg Cu/kg)</b>	85,6	170	140	200
<b>Zn (mg Zn/kg)</b>	350,9	520	430	620
<b>E.coli (ufc/g)</b>	$3,50 \times 10^5$	$2,9 \times 10^5$	$5,9 \times 10^4$	$3,5 \times 10^5$

De acordo com os valores legislados no Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro de 2009, previamente apresentados nas Tabelas 1 e 2, verifica-se que a lama usada neste estudo está em concordância com os valores limites para os metais, no entanto não respeita

o limite estabelecido para a *Escherichia coli*, ultrapassando as 1000 células/g. Isto faz com que este parâmetro seja a condição limitante para a valorização agrícola desta lama.

No que se refere ao teor de massa seca da lama, e tendo por base que a % de massa seca é aproximadamente equivalente à % de sólidos totais (He et al., 2016; Sinha et al., 2009), pode-se então referir que a lama utilizada neste estudo apresenta uma fração sólida de 27,51% com uma percentagem de sólidos voláteis de 67,97% (Anexo A). Os valores de massa seca nas lamas dependem de várias condições inerentes à lama em si e aos processos prévios de tratamento, estando por isso reportados na literatura de referência valores distintos.

No estudo elaborado por Sinha et al. (2009), compara os valores de massa seca (g/kg) com os valores de TOC (gC/kg) para as lamas iniciais, em que usaram a lama arejado ao ar durante 5 dias, obtiveram um valor de  $M_s$  (g/kg) = TOC de 330 gC/kg (reator de controlo), e neste estudo a  $M_{s(\text{médio})}$  foi aproximadamente 275 g/kg, equivalente a 275gC/kg, para uma lama que esteve em arejamento ao ar durante 2 dias. Já He et al., (2016), realizando uma pré-compostagem da lama por 15 dias, obtiveram um valor de massa seca inicial de 55,6%, contrastando com massa seca média de 27,5% para a lama em uso neste estudo.

Para a determinação da razão C/N utilizou-se o valor de sólidos totais como estimativa aproximada da quantidade de carbono presente na lama,  $M_s = 27,5\%$ , e pelo método da digestão por persulfato determinou-se as quantidades de azoto na lama,  $M_N = 1,53\%$ , obtendo-se, assim, dados para determinar o valor da razão  $C/N = M_S / M_N = \%C / \%N$ . Obteve-se o valor da razão  $C/N = 18,0$  para a lama inicial (Anexo A).

A razão C/N da lama estudada encontra-se dentro de um intervalo típico. Na literatura são encontrados desde valores baixos,  $C/N \approx 10$  por Suleiman et al., (2017), até valores acima de 25,  $C/N \approx 30$  no estudo desenvolvido por He et al. (2016). Esta diversidade depende de vários fatores, desde o tipo de água residual (doméstica, industrial, agrícola, etc.) ao tipo de tratamento, e até à variabilidade sazonal nas características da água residual, pelo que a aplicação de vermicompostagem ou outro tipo de remediação de lamas de ETAR tem de ter em conta as características da lama em cada momento, para uma valorização adequada.

Em relação ao pH, o valor obtido foi de 6,1 na lama inicial (Anexo A). Este valor é comum para lamas de ETAR situando-se num intervalo típico de pH = 5 a 10. Na literatura encontram-se alguns exemplos: pH = 6,61 (Suleiman et al., 2017); pH = 7,2 (Wang et al., 2013a); pH = 5 a 8 (He et al., 2016); pH = 9,5 (Sinha et al., 2009).

Quanto aos metais presentes nas lamas e também nos agentes de mistura adicionados ao processo de vermicompostagem, os resultados das suas concentrações estão indicados na Figura 9 para o Zinco (Zn), Figura 10 para o Cobre (Cu) e Figura 11 para o Crómio (Cr).

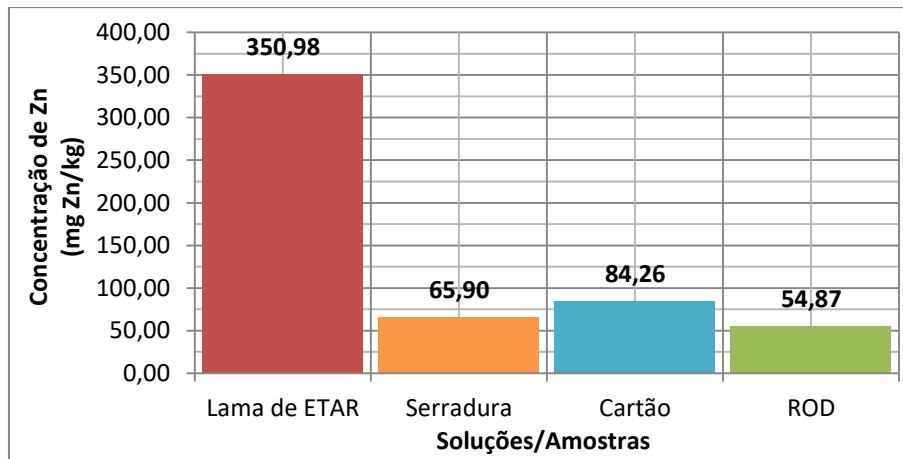


Figura 9 - Resultados da análise ao Zinco na lama inicial e nos agentes de mistura.

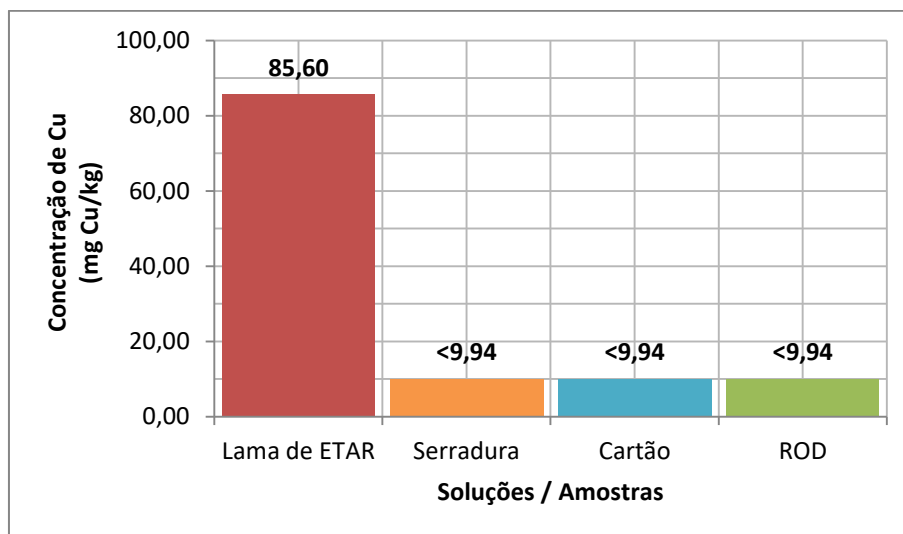


Figura 10 - Resultados da análise ao Cobre na lama inicial e nos agentes de mistura.

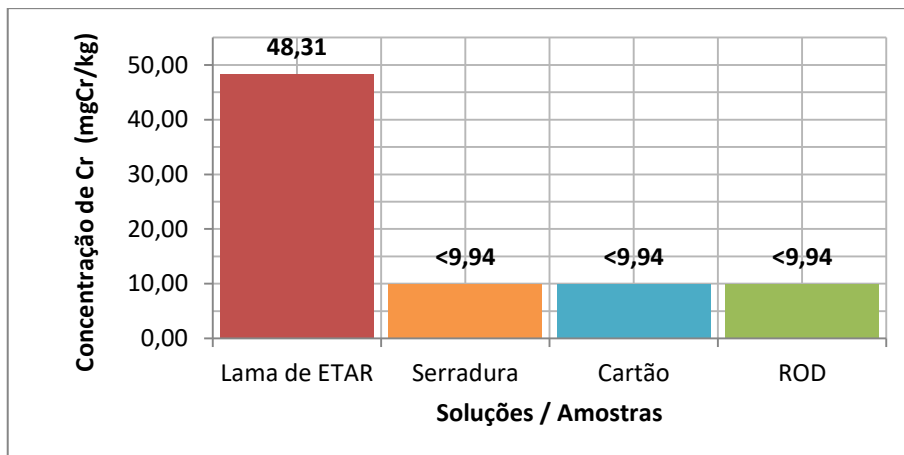


Figura 11 - Resultados da análise ao Crómio na lama inicial e nos agentes de mistura.

Como se pode verificar, as concentrações de metais estudados para os agentes de mistura estão abaixo do limite de quantificação, 9,94 mg/kg (Anexo B), com isso considerou-se que a adição dos agentes de mistura à lama não contribuiu para aumentar as concentrações de metais, potenciando pelo contrário um efeito de diluição.

## 5.2. Caracterização do Vermicomposto

Os resultados da caracterização do vermicomposto final dos diversos reatores sujeitos ao processo de vermicompostagem durante 120 dias, são apresentados de seguida.

Os resultados da análise gravimétrica, nomeadamente da massa seca, humidade, sólidos totais e sólidos voláteis para cada vermireator, estão presentes na Tabela 9 e 10.

Tabela 9 - Análise gravimétrica dos vermicompostos.

Reator	Descrição	Massa seca (g/g)	Humidade (%)	Sólidos totais (%)	Sólidos voláteis (%)
R1	Controlo sem minhocas	0,1762	82,38	17,615	61%
R2	Controlo com minhocas	0,1619	83,81	16,191	60%
R3	Mistura Lama + resíduos orgânicos	0,1477	85,23	14,767	61%
R4	Mistura Lama + resíduos orgânicos	0,1563	84,37	15,634	61%

Tabela 10 - Análise gravimétrica dos vermicompostos (continuação).

Reator	Descrição	Massa seca (g/g)	Humidade (%)	Sólidos totais (%)	Sólidos voláteis (%)
R5	Mistura Lama + resíduos cartão	0,1806	81,94	18,063	66%
R6	Mistura Lama + resíduos cartão	0,1671	83,29	16,708	63%
R7	Mistura lama (33%) + serradura (67%)	0,2367	76,34	23,665	87%
R8	Mistura lama (33%) + serradura (67%)	0,2257	77,43	22,568	88%
R9	Mistura lama (75%) + serradura (25%)	0,1966	80,34	19,655	72%
R10	Mistura lama (75%) + serradura (25%)	0,2100	79,00	21,001	71%
R11	Mistura lama (50%) + serradura (50%)	0,2064	79,36	20,642	84%
R12	Mistura lama (50%) + serradura (50%)	0,2198	78,02	21,982	83%
R13	Mistura lama (25%) + serradura (75%)	0,1934	80,66	19,338	88%
R14	Mistura lama (25%) + serradura (75%)	0,2221	77,79	22,213	90%

É importante salientar que os resultados da vermicompostagem dos vários reatores não poderão ser adequadamente comparados com os da lama inicial devido ao facto de conterem misturas com diversos materiais, para as quais não foram efetuadas análises antes da inoculação das minhocas. Isto poderá justificar as variações nos valores de sólidos totais e sólidos voláteis. Por exemplo, nos reatores R14 (com mistura de 75% serradura) e na lama inicial obtiveram-se valores de sólidos voláteis, 0,90 e 0,68, respetivamente, sendo o fator de diluição do agente de mistura a causa mais provável para esta variação. De acordo com o esperado e confirmado pela literatura (Sinha et al., 2009; Suleiman et al., 2017; Villar et al., 2016), a matéria orgânica diminuiu com a atividade das minhocas, no entanto, o R14, apresentou o valor mais elevado, o que pode ser explicado pelo reator ter na sua constituição inicial, 75% serradura e 25% lama, sendo a serradura um material relativamente difícil de metabolizar pelas minhocas e microrganismos associados (Sinha et al., 2009).

Nas Tabelas 11 constam os resultados da análise ao azoto total para todos os vermireatores.

**Tabela 11 - Resultados da análise ao Azoto total nos vermicompostos.**

Reator	(mgN/L)	(gN/kg)	%N
R1	3,54	1,66	0,17%
R2	25,6	11,5	1,15%
R3	26,6	11,4	1,14%
R4	26,5	11,2	1,12%
R5	31,1	14,5	1,45%
R6	27,9	11,2	1,12%
R7	9,91	4,62	0,46%
R8	11,1	5,05	0,51%
R9	24,1	10,2	1,02%
R10	23,8	9,75	0,98%
R11	14,5	6,45	0,65%
R12	17,3	7,75	0,78%
R13	3,55	1,49	0,15%
R14	7,36	3,44	0,34%

Em relação ao teor de azoto observa-se uma diferença significativa dos resultados entre os reatores de controlo (R1 e R2), que consistem em apenas lama sem agentes de mistura, com e sem minhocas, respetivamente, sendo o teor de azoto no R1 aproximadamente 10 vezes mais baixo do que no R2. Estes valores baixos de N podem ser explicados pela hipótese de ocorrência de desnitrificação anóxica no reator, devido a uma possível falta de arejamento na parcela de composto utilizado na amostragem, reduzindo as quantidades de azoto muito mais acentuadamente que nos restantes reatores, isto pois constatou-se algum mau odor proveniente de R1 nas últimas duas semanas do período de vermicompostagem. Também se pode observar no R13 e R14 valores baixos, ainda que um pouco discrepantes, cuja diferença poderá estar associada a uma diferente atividade biológica, por eventualmente não se ter conseguido garantir condições razoavelmente

semelhantes nos dois reatores, como por exemplo de humidade ao longo do estudo. Pode também verificar-se que os reatores com serradura como agente de mistura apresentam teores de N mais baixos quando comparados com R2, sendo que na generalidade os reatores R7 a R14 apresentam valores abaixo de 1% de azoto total, e os reatores que apresentam valores superiores a 1% (R9 e R10) são os que possuem menos serradura (25% de serradura na massa inicial).

Combinando os dados de sólidos totais e de azoto total determinou-se a razão C/N dos compostos finais da vermicompostagem (Tabela 12).

Tabela 12 - Razão C/N nos vermicompostos.

Reator	Médias		
	%N	%C	C/N
R1 - Lama sem minhocas (controlo)	0,166	17,615	106,1
R2 - Lama com minhocas (controlo)	1,150	16,191	14,07
R3 - Lama com ROD	1,139	14,767	12,97
R4 - Lama com ROD	1,116	15,634	14,01
R5 - Lama com cartão	1,446	18,063	12,49
R6 - Lama com cartão	1,117	16,708	14,96
R7 - Lama com 67% serradura	0,462	23,665	51,24
R8 - Lama com 67% serradura	0,505	22,568	44,65
R9 - Lama com 25% serradura	1,017	19,655	19,33
R10 - Lama com 25% serradura	0,975	21,001	21,53
R11 - Lama com 50% serradura	0,645	20,642	32,01
R12 - Lama com 50% serradura	0,775	21,982	28,35
R13 - Lama com 75% serradura	0,149	19,338	129,6
R14 - Lama com 75% serradura	0,344	22,213	64,64

Os valores C/N mais elevados observaram-se nos reatores com os valores mais baixos de azoto. Pelo facto de a %N em R1 e R13 ser muito baixa, as razões C/N são elevadíssimas, 106,06 e 129,61, respetivamente, já que o teor de carbono não apresenta variações tão significativas entre os vários reatores, 14,8% - 22,7%. Segundo Sinha et al., (2009), a ação das minhocas deverá reduzir o valor da razão C/N como indicador de estabilização da matéria orgânica. O mesmo é corroborado por Elvira et al., (1998), que discutem que a razão C/N é um parâmetro fundamental para qualificar o estado de humificação da matéria orgânica, sendo um valor baixo desejável no final do processo de vermicompostagem. Esta redução foi observada no reator de controlo R2 (lama com minhocas), o único comparável com a lama inicial. Genericamente os valores mais elevados de C/N foram observados nos reatores com misturas de serradura o que seria espectável dado que a serradura é um resíduo orgânico de origem vegetal, especialmente rico em carbono, sendo muito utilizado para ajudar a aumentar a razão C/N das misturas (Maboeta & Van Rensburg, 2003; Sinha et al., 2009).

Os valores de pH dos vermicompostos para os vários reatores estão apresentados na Tabela 13.

**Tabela 13 – Valor de pH do vermicomposto para os diferentes reatores.**

Amostra:	pH	Diferença no pH entre lama inicial e composto
R1	6,60	+0,49
R2	5,38	-0,73
R3	5,68	-0,43
R4	5,57	-0,54
R5	5,46	-0,65
R6	5,52	-0,59
R7	5,37	-0,74
R8	5,28	-0,83
R9	5,10	-1,01
R10	5,11	-1,00
R11	5,32	-0,79
R12	5,15	-0,96
R13	5,38	-0,73
R14	5,54	-0,57

De acordo com alguns autores (Dey et al., 2017), o valor de pH dos compostos após o processo metabólico das minhocas é inferior ao da lama inicial, o que se verificou também no presente estudo, com exceção do R1 (reator controlo com apenas lama), pelo que se pode concluir que a ação biológica provoca uma diminuição do valor de pH. Isto é suportado por He et al. (2016) que referem que o valor de pH diminui durante a vermicompostagem com a produção de CO<sub>2</sub> e ácidos orgânicos pelo metabolismo das minhocas e de microrganismos cujo crescimento é promovido pela atividade destas.

Os resultados da análise das concentrações de metais (Zn, Cu e Cr) (valor médio e respetivo desvio médio), relativos ao vermicomposto final estão apresentados na Figura 12 e Anexo C para o zinco; Figura 13 e Anexo D para o cobre; Figura 14 e Anexo E para o crómio.

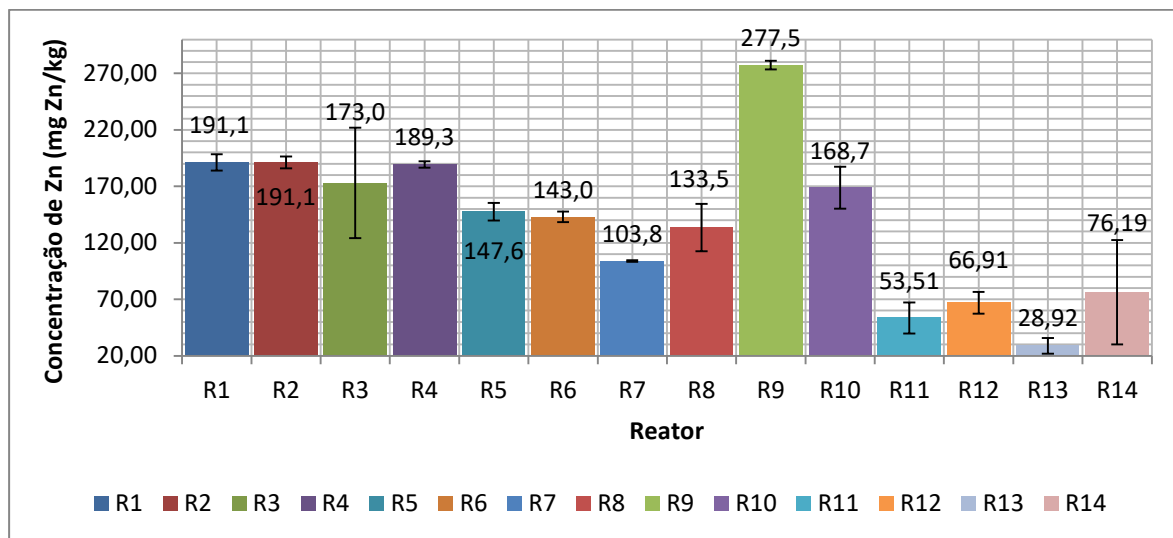


Figura 12 - Gráfico das concentrações de Zn no vermicomposto final.

Como se pode constatar na Figura 12, os reatores controlo apresentam valores semelhantes, 191,1 mg Zn/kg. Os pares de reatores com misturas de ROD (R3 e R4) e cartão (R5 e R6) apresentam valores relativamente próximos, com apenas o reator R3 a apresentar uma maior variação nos valores, podendo eventualmente estar associado ao facto de não se ter conseguido misturar a lama com os ROD de uma forma adequadamente homogênea. Para os reatores de mistura com serradura, embora estes apresentem alguma discrepância dentro dos duplicados com as mesmas características, especialmente entre o par R9 e R10 (mistura 75% lama; 25% serradura), com o valor de R9 = 277,5 mgZn/kg

mais elevado do que os restantes reatores, pelo que não aparenta estar coerente com o valor de R10 = 168,7 mgZn/kg, podendo esta discrepância nestes dois reatores estar associada a grande diferença na atividade biológica das minhocas ou a possíveis erros no procedimento experimental na determinação de metais para a amostra recolhida do reator R9 e/ou preparação da mistura. Observando os restantes pares de reatores com mistura de serradura, estes apresentam um potencial de redução da concentração zinco com o aumento da quantidade de serradura (R7 e R8 – 66%; R11 e R12 - 50%; R13 e R14 - 75%), o que poderá estar associado ao efeito de diluição, no entanto, os reatores R7 e R8, tendo na sua constituição 2/3 de serradura apresentam valores mais elevados que os correspondentes aos reatores com 50% e 75% de serradura (R11-R12 e R13-R14 respetivamente), parecendo não haver uma correlação direta ente teor de Zn e o fator de diluição. Ainda que neste tipo de amostras as diferenças poderão não ser observáveis para fatores de diluição tão próximos.

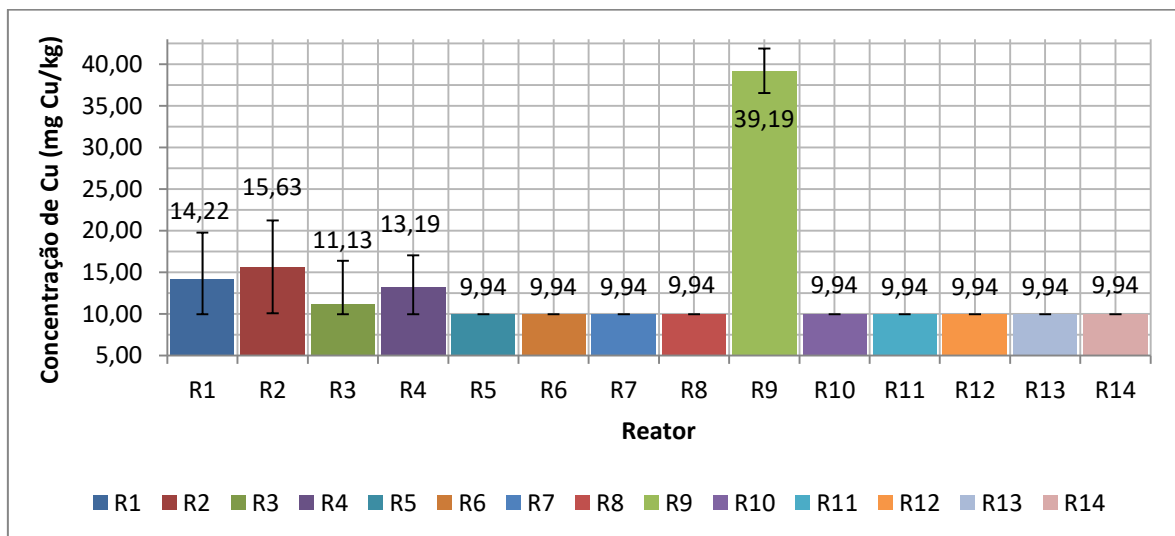


Figura 13 - Gráfico das concentrações de Cu no vermicomposto final.

No que respeita ao cobre (Figura 13), tal como para o Zn, são observados valores próximos entre R1 e R2 e entre os pares de reatores com ROD (R3 e R4) com valores ligeiramente abaixo dos reatores controlo. Os restantes reatores apresentam valores abaixo do limite de quantificação estabelecido, 9,94 mg Cu/Kg; resultado que revela o potencial promissor de remoção efetiva de cobre, à exceção de R9 com uma concentração de 39,19 mg Cu/kg, valor muito discordante do resto do sistema, voltando a indicar que poderá ter resultado de uma grande diferença na atividade biológica neste reator ou a ocorrência de erros na análise laboratorial e/ou preparação da mistura.

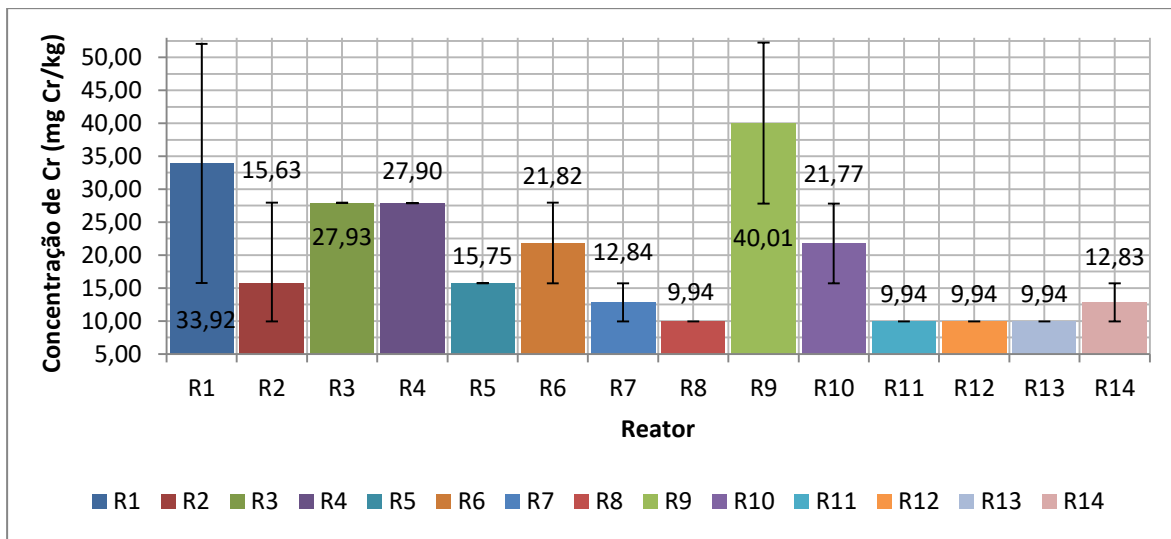


Figura 14 - Gráfico das concentrações de Cr no vermicomposto final.

Quanto à concentração de crómio (Figura 14) já se constata uma diferença significativa entre os reatores de controlo, sendo o valor de R1 (lama sem minhocas) superior a R2 (lama com minhocas), mas a grande variação nos valores entre duplicados (análise do desvio médio) não permite retirar qualquer ligação. O reator R9 continua com o mesmo comportamento discordante, já observado e referido para o Cu e Zn, apresentando um valor mais elevado do que os reatores de controlo apesar de conter serradura, e não apresentar concordância com os resultados obtidos no R10 com composição idêntica. Para os restantes reatores de mistura as diferenças nos resultados são aceitáveis entre os respetivos duplicados com bom potencial de redução de crómio em relação à lama inicial.

Para além dos parâmetros químicos discutidos anteriormente foi determinada a quantidade de colónias de bactérias coliformes no vermicomposto, resultados apresentados no Anexo F em unidades formadoras de colónias por g de lama/mistura no estado original (ufc/g). Foi ainda determinada a percentagem de remoção resultante do processo de vermicompostagem. Na Tabela 14 apresentam-se os resultados da análise microbiológica realizada.

Tabela 14 – Caracterização microbiológica do vermicomposto.

Amostra do Reator	<i>E. coli</i> (ufc/g)	% Remoção de <i>E.coli</i>
R1	5,05x10 <sup>4</sup>	86%
R2	7,96x10 <sup>3</sup>	98%
R3	1,33x10 <sup>5</sup>	62%
R4	7,11x10 <sup>4</sup>	80%
R5	2,23x10 <sup>5</sup>	36%
R6	1,29x10 <sup>4</sup>	96%
R7	1,19x10 <sup>5</sup>	66%
R8	8,44x10 <sup>4</sup>	76%
R9	1,99x10 <sup>3</sup>	99%
R10	1,04x10 <sup>4</sup>	97%
R11	1,49x10 <sup>3</sup>	99%
R12	4,82x10 <sup>4</sup>	86%
R13	99,8	99%
R14	6,96x10 <sup>2</sup>	99%

Comparando com o valor presente na lama inicial 3,50x10<sup>5</sup> ufc/g, verificam-se taxas de remoção de *E.coli* de 36% a 99% nos reatores, com os valores mais elevados a serem observados genericamente nas misturas com serradura. O contraste entre reatores duplicados, com as mesmas misturas, pode sugerir que existiram variações na atividade biológica durante o estudo com implicações na concentração de *E.coli*. Embora a redução verificada seja expectável devido ao processo de vermicompostagem, não se pode descartar o efeito de diluição promovido pelos agentes de mistura.

Na Tabela 15, apresentam-se os resultados globais da caracterização do vermicomposto final.

Tabela 15 - Dados da análise ao vermicomposto final.

Reator	Descrição do reator	pH	C/N rácio	Zn (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Cr (mg/kg)	E.coli (ufc/g)
R1	Controlo - apenas lama sem minhocas	6,60	106,1	191,08	14,22	33,92	5,05x10 <sup>4</sup>
R2	Controlo - lama com minhocas	5,38	14,07	191,07	15,63	15,78	7,96x10 <sup>3</sup>
R3	Mistura lama + resíduos orgânicos caseiros 1/3 massa	5,68	12,97	173,01	11,13	27,92	1,33x10 <sup>5</sup>
R4	Mistura lama + resíduos orgânicos caseiros 1/3 massa	5,57	14,01	189,31	13,19	27,90	7,11x10 <sup>4</sup>
R5	Mistura lama + cartão 1/3 massa	5,46	12,49	147,59	<9,94 <sup>1</sup>	15,75	2,23x10 <sup>5</sup>
R6	Mistura lama + cartão 1/3 massa	5,52	14,96	142,95	<9,94 <sup>1</sup>	21,82	1,29x10 <sup>4</sup>
R7	Mistura lama + serradura 2/3 massa	5,37	51,24	103,84	<9,94 <sup>1</sup>	12,84	1,19x10 <sup>5</sup>
R8	Mistura lama + serradura 2/3 massa	5,28	44,65	133,48	<9,94 <sup>1</sup>	<9,94 <sup>1</sup>	8,44x10 <sup>4</sup>
R9	Mistura lama 75% + serradura 25%	5,10	19,33	277,46	39,19	40,01	1,99x10 <sup>3</sup>
R10	Mistura lama 75% + serradura 25%	5,11	21,53	168,72	<9,94 <sup>1</sup>	21,77	1,04x10 <sup>4</sup>
R11	Mistura lama 50% + serradura 50%	5,32	32,01	53,51	<9,94 <sup>1</sup>	<9,94 <sup>1</sup>	1,49x10 <sup>3</sup>
R12	Mistura lama 50% + serradura 50%	5,15	28,35	66,91	<9,94 <sup>1</sup>	<9,94 <sup>1</sup>	4,82x10 <sup>4</sup>
R13	Mistura lama 25% + serradura 75%	5,38	129,61	28,92	<9,94 <sup>1</sup>	<9,94 <sup>1</sup>	99,8
R14	Mistura lama 25% + serradura 75%	5,54	64,64	76,19	<9,94 <sup>1</sup>	12,83	6,96x10 <sup>2</sup>

<sup>1</sup> valor correspondente ao limite de quantificação.

Comparando os teores de metais no vermicomposto com os da lama inicial (Tabela 8): Zn = 350,9 mg/kg; Cu = 48,2 mg/kg; Cr = 86,2 mg/kg e *E.coli* = 3,50x10<sup>5</sup> ufc/g, é possível verificar uma redução de metais significativa, o que torna a valorização da lama mais viável, pois pelo DL n.º 276, de 2 de outubro de 2009 mais quantidade deste composto por

esta forma valorizado poderia ser depositado em solos em relação a quantidade limite de cada metal que pode ser introduzida num terreno por hectare ao ano (Anexo I – Quadro N.º3 do supracitado Decreto-Lei). Em relação ao teor de *E.coli*, apesar das reduções significativas verificadas neste estudo, o sistema de vermicompostagem ainda apresenta na maioria dos vermicompostos uma quantidade superior a 1000células/g (com exceção dos reatores 13 e 14, com 75% de serradura), pelo que as lamas tratadas ainda não são viáveis para valorização agrícola de acordo com a legislação. Este aspeto limitante merece ser investigado, pois eventualmente poderá ser ultrapassado quer pela otimização do processo de vermicompostagem quer por aplicação de tratamentos complementares.

### 5.3. Desempenho dos Vermireatores – análise comparativa

Após análise das características da lama inicial (Tabela 8) e do vermicomposto final dos vários vermireatores (Tabela 15) realizam-se a seguir um conjunto de comparações para avaliar o desempenho do processo de vermicompostagem tendo em conta as diferentes misturas usadas neste estudo. Os valores de percentagem de remoção são considerados pela diferença nas concentrações da caracterização da lama inicial com a caracterização dos vários vermicompostos, sendo considerados os fatores de diluição pela parcela de lama utilizada na mistura inicial.

$$\%R = \left[ \frac{(C_i^p - C_r^p)}{C_i^p} \times F \right] \times 100\%$$

onde,

%R = percentagem de remoção;  $C_i$  = concentração do parâmetro (p) na lama inicial;  $C_r$  = concentração no vermireator (r) para o parâmetro (p); r = número do reator de R1 a R14; p = parâmetro de análise (Zn, Cu, Cr ou *E.coli*); F = fator de diluição.

Na Tabela 16 são apresentados os fatores de diluição dos vermireatores desenvolvidos correspondentes à fração de lamas utilizada na mistura.

Tabela 16 - Dados dos fatores de diluição dos vermireatores.

Reator	F	Reator	F
R1	1,00	R2	1,00
R3	0,67	R4	0,67
R5	0,67	R6	0,67
R7	0,33	R8	0,33
R9	0,75	R10	0,75
R11	0,50	R12	0,50
R13	0,25	R14	0,25

Na Figura 15 apresenta-se um gráfico que compara a lama tratada sem minhocas (compostagem microbiana), representada a azul, com a lama tratada com minhocas, representada a vermelho.

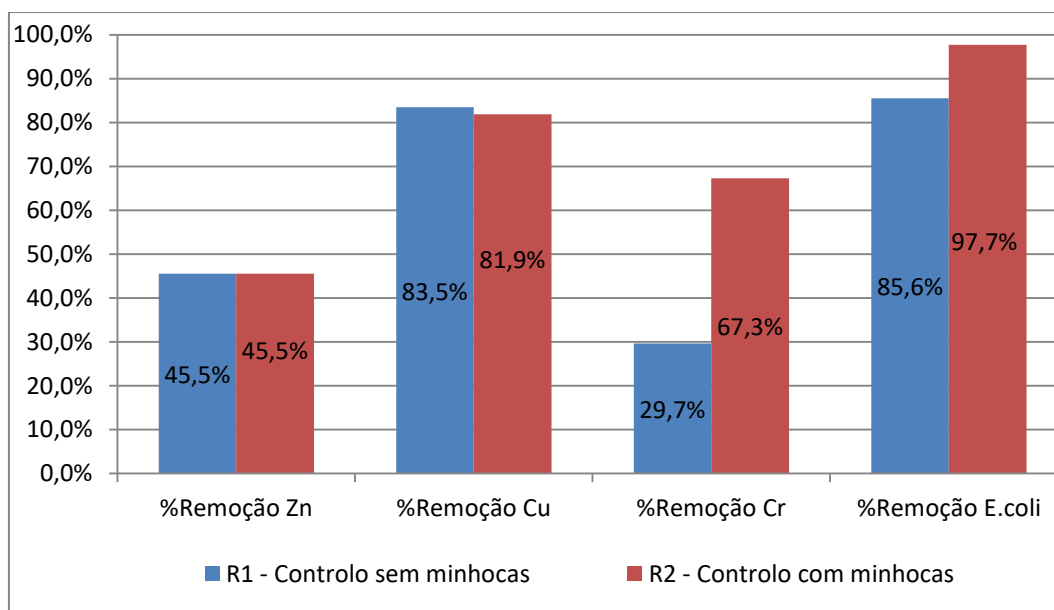


Figura 15 - Comparação de desempenho entre reatores de controlo.

Como se pode verificar, os reatores de controlo obtiveram um desempenho igual na redução de zinco e cobre, mas observa-se um desempenho mais favorável do R2 na redução de crómio e de *E.coli*, sendo que a presença de minhocas parece contribuir positivamente para o desempenho de remoção destes dois constituintes. Para a remoção de *E.coli* a presença de minhocas torna-se favorável, pois estas ingerem os agentes patogénicos e libertam fluidos celomados que possuem propriedades antibacterianas bem como ajudam na proliferação de outros microrganismos que competem com os coliformes (Sinha et al., 2009).

O desempenho da remoção de metais e *E. coli* nos reatores com misturas é apresentado nas seguintes figuras: Figura 16 para o zinco; Figura 17 para o cobre; Figura 18 para o crómio e Figura 19 para *E.coli*.

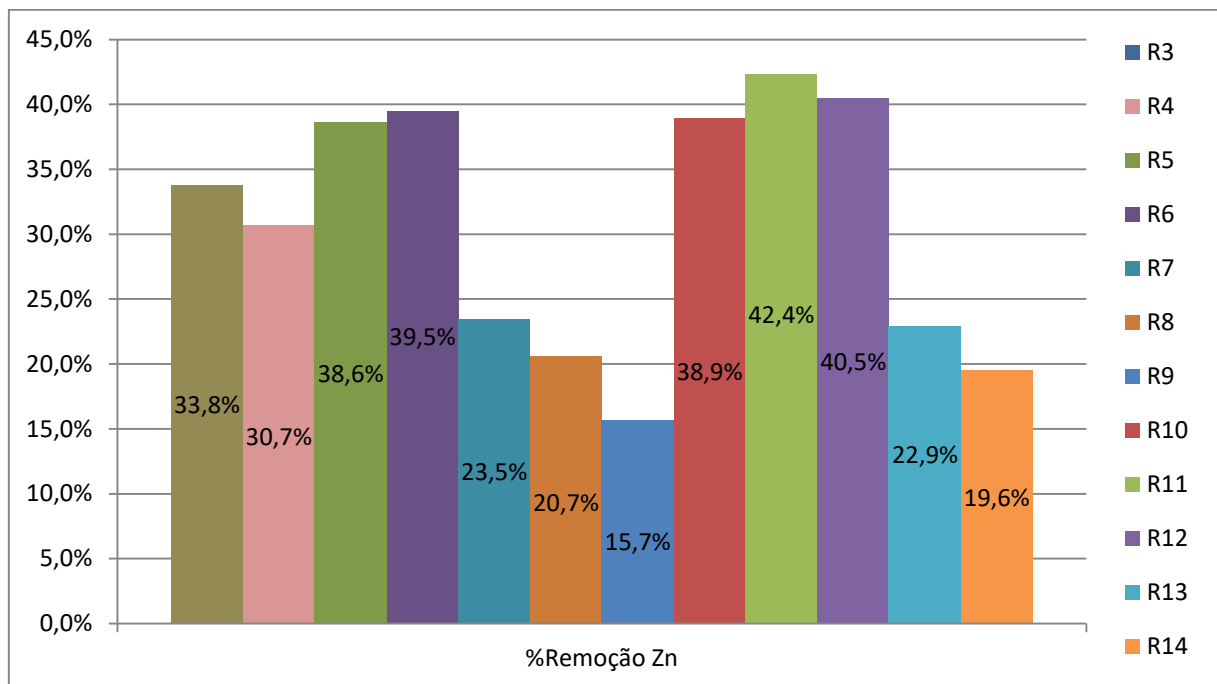


Figura 16 - Comparação da remoção de zinco nos vermireatores.

No que respeita à remoção de zinco (Figura 16) verifica-se que os reatores com a mistura de lama com cartão e com 50% de serradura apresentam o melhor desempenho, com percentagens de remoção acima dos 35%. Os pares de reatores com as mesmas misturas apresentam remoções razoavelmente idênticas, portanto consistentes, à exceção do par R9/R10. Apesar de R10 apresentar uma percentagem de remoção relativamente

elevada (38,9%) o mesmo não se observou em R9 (15%). Esta inconsistência não permite tirar relações adequadas do desempenho da mistura de lama e serradura na proporção 75% lama / 25% serradura.

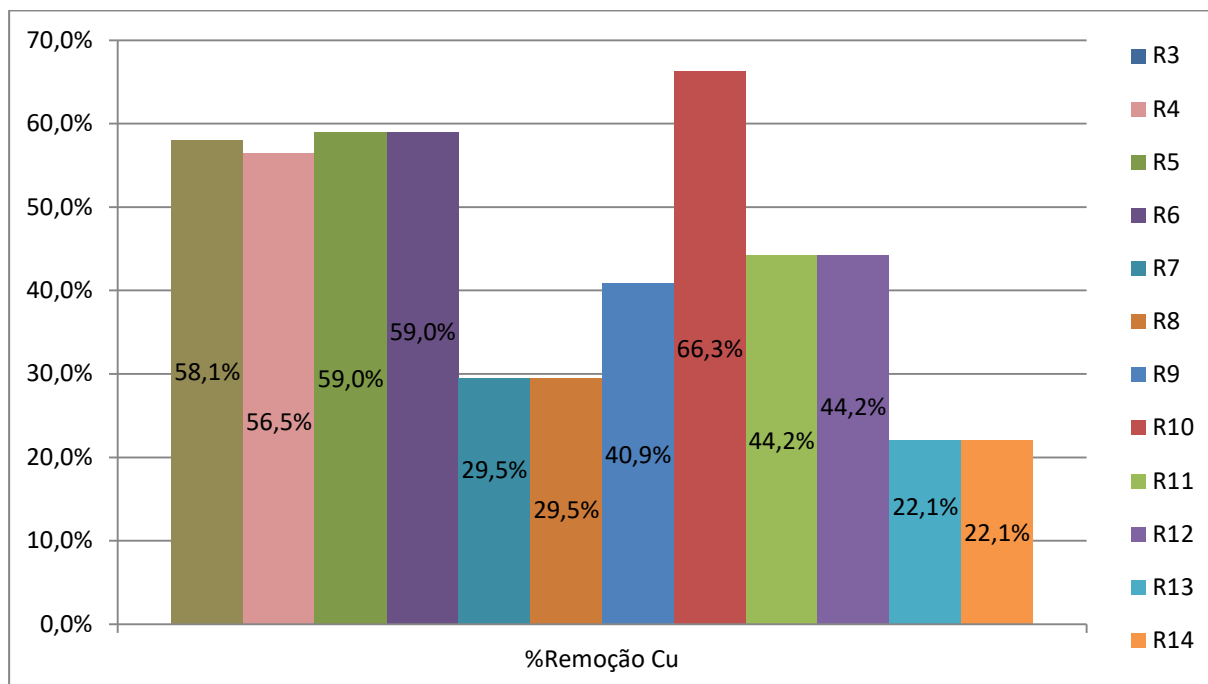


Figura 17 - Comparação de remoção de cobre nos vermireatores.

Observando os resultados para a remoção do cobre (Figura 17), verifica-se que os reatores de mistura lama com ROD e cartão apresentam, em geral, melhor desempenho do que as misturas de serradura, tendo os reatores de mistura com cartão (R5 e R6) percentagem aproximadas de 59% de remoção de cobre.

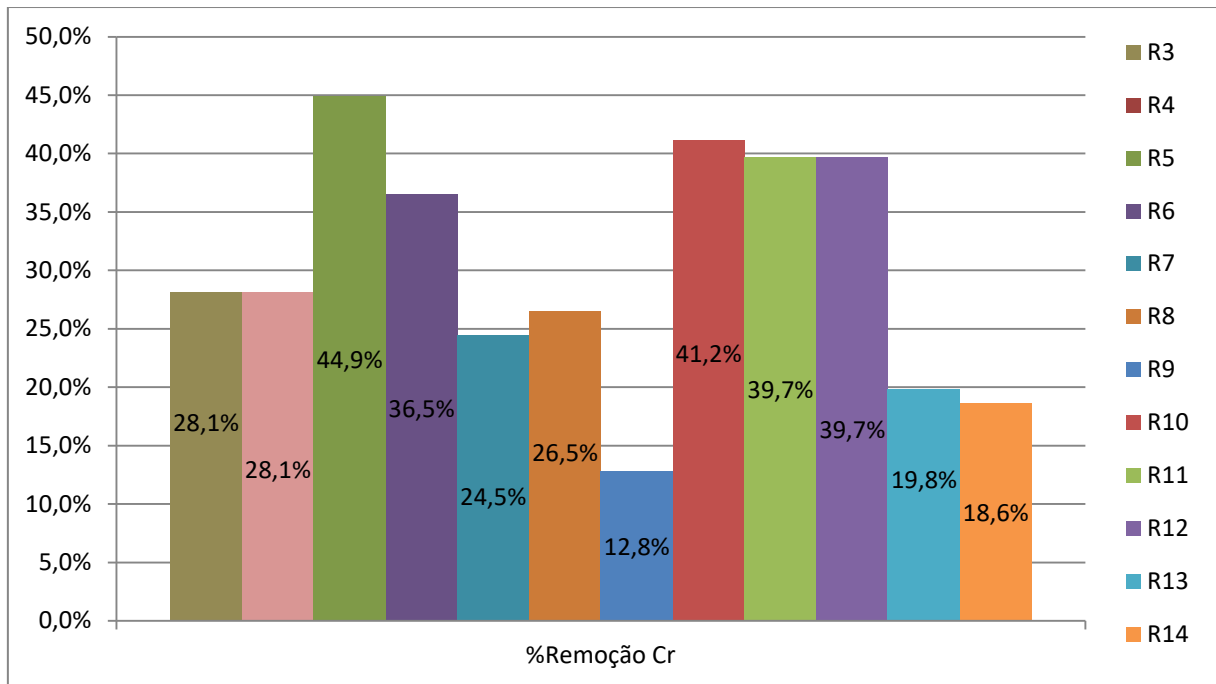


Figura 18 - Comparação de remoção do crómio nos vermireatores.

Para a remoção do crómio, Figura 18, verifica-se que os reatores com a mistura lama e cartão e a mistura de lama com serradura (50% lama / 50% serradura) apresentam o melhor desempenho. Continua a verificar-se uma inconsistência entre R9 e R10.

As remoções de metais verificadas neste estudo estão consistentes com observações prévias em estudos anteriores relativos à remediação de lamas (He et al., 2016; Wang et al., 2013a; Wang et al., 2013b; Wu et al., 2018). A remoção média de zinco neste estudo (30,6%) é da mesma ordem de grandeza da referida em Wang et al. (2013a) [ $Zn_{(médio)} = 31,1\%$ ] e He et al., 2016 [ $Zn_{(médio)} = 38,5\%$ ]. Já para o cobre, valor médio de remoção observado neste estudo (44,3%) é superior ao reportado em muitos outros estudos, como por exemplo em Wang et al. (2013a) [ $Cu_{(médio)} = 24,6\%$ ] e Wang et al., 2013b [ $Cu_{(médio)} = 8,3\%$ ], no entanto He et al. (2016) apresentam um valor de remoção de cobre bem mais elevado [ $Cu_{(médio)} = 81,9\%$ ]. Por último para uma remoção média de crómio de 30,0% apresentou ser um valor de remoção mais elevado do que o encontrado em He et al. (2016) [ $Cr_{(médio)} = 16,4\%$ ]. Estes valores de remoção também não se distanciam dos resultados obtidos por Wu et al. (2018), com reduções de metais na ordem dos 10% a 30% nos reatores de vermicompostagem.

Estas comparações de remoções de metais mostram que os resultados obtidos neste estudo encontram-se significativamente coerentes com os intervalos retirados na literatura científica, enquadrando-se com os resultados de várias lamas de ETAR de diferentes localizações, com diferentes misturas e diferentes períodos de duração do processo de vermicompostagem, não descurando a hipótese do efeito de diluição, pela utilização de agentes de mistura, poder ter contribuído para o aumento das remoções, bem como um possível contributo da remoção de metais através dos lixiviados produzidos durante o processo de vermicompostagem.

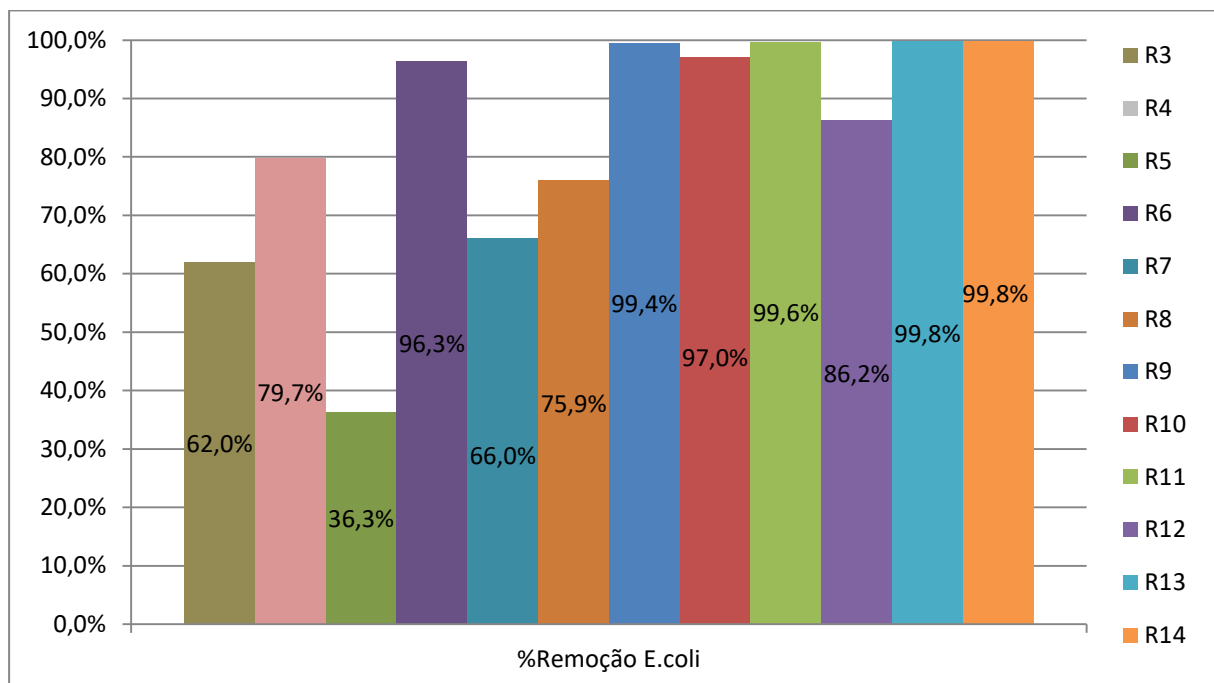


Figura 19 - Comparação da remoção de *E.coli* nos vermireatores.

De um modo geral o desempenho de remoção de *E.coli* foi superior a 60% (Figura 19), com a exceção dos reatores com a mistura de lama com cartão, onde R5 apresenta o valor mais baixo de todos os reatores (36,3%). Já R6, também com mistura de cartão apresenta um valor de 96,3% de remoção de *E.coli*. Esta diferença entre duplicados, se não resultou de algum erro experimental, poderá ser explicado por alguma limitação na atividade biológica no reator, falta de arejamento em algumas zonas, humidade insuficiente ou até oscilações na humidade no meio do reator. Remoções significativas associadas ao processo de vermicompostagem de lamas comparáveis às observadas neste estudo têm sido

reportadas. Por exemplo, remoção de 80% de coliformes em Sinha et al. (2009) e mais de 90% das bactérias gram+ e gram- em Villar et al. (2016).

#### 5.4. Análise de dados estatísticos

Na Tabela 17 apresentam-se os valores dos parâmetros estatísticos determinados para os vários metais (Zn, Cu e Cr) e E.coli.

Tabela 17 - Análises estatísticas elementares ao vermicomposto.

		Zn (mg Zn/kg)	Cu (mg Cu/kg)	Cr (mg Cr/kg)	E.coli (ufc/g)
N	Válido	24	24	24	22
	Omisso	0	0	0	2
<b>Média</b>		130	13	18	6,41E+4
<b>Mediana</b>		131	9,94	15,7	4,39E+4
<b>Desvio padrão</b>		71,3	8,34	10,5	7,08E+4
<b>Intervalo</b>		259	31,9	42,3	2,31E+5
<b>Mínimo</b>		22,0	9,94	9,94	9,9E+1
<b>Máximo</b>		281	41,8	52,2	2,31E+5

Para verificar se a distribuição dos resultados tem diferenças significativas por parâmetro nos diferentes reatores aplicou-se o teste para amostras independentes, método de Kruskal-Wallis com um nível de significância de 5% para verificar se a distribuição dos resultados apresentam diferenças significativas por parâmetro nos diferentes reatores. Os resultados do teste estão presentes na Tabela 18.

Tabela 18 – Resultados da aplicação do teste de Kruskal-Wallis.

Resumo de Teste de Hipótese			
Hipótese nula	Teste	Sig.	Decisão
A distribuição de Zn (mg Zn/kg) é igual nos diferentes vermireatores.	Amostras Independentes de Teste de Kruskal-Wallis	0,043	Rejeitar a hipótese nula.
A distribuição de Cu (mg Cu/kg) é igual nos diferentes vermireatores.	Amostras Independentes de Teste de Kruskal-Wallis	0,101	Reter a hipótese nula.
A distribuição de Cr (mg Cr/kg) é igual nos diferentes vermireatores.	Amostras Independentes de Teste de Kruskal-Wallis	0,053	Reter a hipótese nula.
A distribuição de E.coli (ufc/g) é igual nos diferentes vermireatores.	Amostras Independentes de Teste de Kruskal-Wallis	0,040	Rejeitar a hipótese nula.

Pelos resultados da Tabela 18 verifica-se que existem diferenças significativas na distribuição dos parâmetros zinco e *E.coli* nos diferentes reatores e para os parâmetros cobre e crómio não existem diferenças na sua distribuição para os diferentes reatores.

Para saber quais são os reatores que apresentam diferenças para os parâmetros de zinco e *E.coli* foi aplicado o Método Pairwise para tentar descobrir que similitudes apresentam. Os resultados deste método podem ser observados nos Anexos G para o parâmetro zinco e no Anexo H para o parâmetro *E.coli*. Pode verificar-se que reatores com ROD (R3 e R4) e com serradura (R7 a R14), aparentam ter diferenças significativas nos parâmetros de remoção de zinco e *E.coli*. Para além do teste referido realizou-se também um estudo de correlação entre os parâmetros da caracterização do vermicomposto, (Tabela 19).

Tabela 19 - Resultado do estudo de correlações entre variáveis.

		Zn (mg Zn/kg)	Cu (mg Cu/kg)	Cr (mg Cr/kg)	E.coli (ufc/g)
Zn (mg Zn/kg)	Correlação de Pearson	1,000	0,706**	0,784**	0,211
	Sig. (2 extremidades)	-	0,000	0,000	0,347
	N	24	24	24	22
Cu (mg Cu/kg)	Correlação de Pearson	0,706**	1,000	0,660**	-0,130
	Sig. (2 extremidades)	0,000	-	0,000	0,565
	N	24	24	24	22
Cr (mg Cr/kg)	Correlação de Pearson	0,784**	0,660**	1,000	0,093
	Sig. (2 extremidades)	0,000	0,000	-	0,682
	N	24	24	24	22
E.coli (ufc/g)	Correlação de Pearson	0,211	-0,130	0,093	1,000
	Sig. (2 extremidades)	0,347	0,565	0,682	-
	N	22	22	22	22

\*\* . A correlação é significativa no nível 0,01 (2 extremidades).

Dos dados da Tabela 19 pode-se inferir que o zinco está significativamente correlacionado de forma positiva com os outros metais. Observa-se ainda uma outra correlação positiva entre o cobre e o crómio de valor diferente, podendo haver alguma relação no processo de remoção destes dois metais que seja diferente do zinco.

Em relação aos valores constantes nos gráficos de remoções das Figuras 16 a 19 foi necessário estudar a normalidade dos dados para certificar que não existam diferenças significativas entre eles. Na Tabela 20 apresenta-se uma análise elementar aos dados dos gráficos e na Tabela 21 os resultados do teste de normalidade a cada uma das quatro variáveis de % de remoção.

Tabela 20 - Análises estatísticas elementares às % de remoção.

		% de Remoção de Zn	% de Remoção de Cu	% de Remoção de Cr	% de Remoção de E. coli
N	Válido	12	12	12	12
	Omisso	0	0	0	0
Média		30,6	44,3	30,3	83,2
Mediana		32,2	44,2	28,1	91,3
Desvio padrão		9,59	15,6	10,0	20,2
Intervalo		26,7	44,2	32,1	63,5
Mínimo		15,7	22,1	12,8	36,3
Máximo		42,4	66,3	44,9	99,8

Tabela 21 - Resultados de Testes de Normalidade às % de remoção.

	Kolmogorov-Smirnov <sup>a</sup>			Shapiro-Wilk		
	Estatística	Gl	Sig.	Estatística	gl	Sig.
% de Remoção de Zn	0,216	12	0,126	0,890	12	0,119
% de Remoção de Cu	0,199	12	0,200*	0,906	12	0,192
% de Remoção de Cr	0,170	12	0,200*	0,943	12	0,532
% de Remoção de E. coli	0,243	12	0,049	0,829	12	0,021

\*. Este é um limite inferior da significância verdadeira.

a. Correlação de Significância de Lilliefors

Pelos dados da Tabela 21 pode assumir-se a normalidade das 4 variáveis de % de remoção para um nível de significância de 1%.

Para determinar se existem diferenças significativas entre os parâmetros no que se refere às % de remoção efetuou-se o teste paramétrico para Amostras Emparelhadas para pares de reatores, com os resultados presentes no Anexo I.

Deste teste pode-se inferir que existem diferenças significativas entre os valores médios de % de remoção de zinco e cobre e para os valores médios de % de remoção de

cobre e crómio para qualquer dos níveis de significância, 1%, 5% e 10%. Existem diferenças significativas entre as remoções de metais e de *E.coli* mostrando que estes requerem processos diferentes. Tal como nos dados de base, denotam-se algumas semelhanças entre os resultados da remoção de zinco e do crómio.

## 6. Conclusões e Sugestões para Trabalho Futuro

### 6.1. Conclusões

Este trabalho baseou-se na utilização da vermicompostagem como processo de remediação/valorização de lamas da ETAR da Charneca, Óbidos, para potenciar a sua utilização como fertilizante na agricultura. O estudo focou-se na análise da eficiência de redução dos teores de zinco, cobre, crómio e coliformes, nomeadamente *Escherichia. coli*. Para tal, foi elaborado um sistema de reatores com várias misturas para representar diferentes soluções de vermicompostagem das lamas da ETAR. Os resíduos utilizados como agentes de mistura tiveram como princípio serem resíduos provenientes de fluxos da região onde se encontra a ETAR e que pudessem ser aproveitados como substrato adicional na vermicompostagem, podendo enriquecer o composto final e poupar recursos de tratamento/eliminação dos resíduos. Foi estudado o processo de vermicompostagem durante 120 dias recorrendo a um sistema de reatores com misturas de resíduos orgânicos domésticos (33%), cartão (33%) e serradura (25%, 50%, 66% e 75%), em condições ambientais não controladas, fazendo uma análise estatística comparativa.

Das misturas elaboradas as que globalmente mostraram melhor desempenho na remoção dos metais e *E. coli* foram as que continham cartão e 50% de serradura, com o facto de que o aumento de serradura para mais de 50% na mistura não se mostrou mais favorável. Os vermireatores tiveram bons desempenhos na remoção de metais, cerca de 35% em média na taxa de remoção, num intervalo de [12%-70%]. Os mesmos reatores apresentaram remoções de *E.coli* no intervalo [30%-99%], comprovando o potencial do uso da tecnologia para remediação e valorização das lamas de ETAR. Todavia, os teores de *E.coli* foram, na grande maioria, ainda superiores ao limite imposto pelo DL 276/2009, exigindo uma otimização nas condições do processo e/ou tratamento complementar para este tipo de lamas.

Embora a vermicompostagem seja de fácil aplicação, a otimização do processo requer mais investigação à escala laboratorial, nomeadamente na realização dos ensaios em condições controladas, que garantam as mesmas condições de Temperatura e Humidade nos diferentes reatores, fatores muito importantes no processo. Contudo, é possível referir que existe potencial de aplicação a grande escala, bem como assegurar uma valorização

dos resíduos orgânicos que podem ser usados para a melhoria da eficiência do tratamento numa lógica de circularidade.

## **6.2. Sugestões para trabalho futuro**

Com base nas principais conclusões deste estudo apresentam-se em seguida algumas sugestões para trabalhos futuros na área.

Na construção dos reatores, garantir uma configuração mais horizontal permitindo ao substrato maior superfície de contacto com o ar e maior área de escoamento de água.

Usar materiais de mistura devidamente caracterizados quanto à sua composição química. Para o efeito, os agentes de mistura devem ser bem triturados e homogeneizados na mistura.

Assegurar maior homogeneidade dos materiais usando uma fração granulométrica definida, o que poderia melhorar a concordância dos resultados, nomeadamente entre duplicados.

Aplicar um método de digestão diferente na determinação do azoto total das amostras e fazer um estudo comparativo, considerando que na determinação do azoto poderá ter ocorrido digestão incompleta com o método do persulfato.

Proceder à amostragem composta, recolhendo material em diferentes locais dentro do reator, considerando que poderá existir incerteza associada à colheita da amostra, atendendo à hipótese de que nem todo o volume do vermireator está sujeito à mesma ação das minhocas e de microrganismos. Situação que é dependente também do *design* dos vermireatores.

Determinar o número de minhocas e o tempo de atuação necessário para um melhor desempenho do processo de vermicompostagem nas lamas para fins de otimização do sistema. Também seria importante estudar o impacto da aplicação de uma pré-compostagem das lamas de ETAR antes de serem utilizadas na vermicompostagem e comparar os resultados em termos de valorização do composto por tempo investido no processo. Isto seria particularmente importante na análise de remoção de coliformes, visto

que neste estudo o teor de coliformes foi o fator limitante na valorização do vermicomposto para fins agrícolas.

Por último, outra oportunidade de estudo futuro seria avaliar a qualidade do vermicomposto final fazendo a sua caracterização química e testando a eficácia como substrato/corretivo no crescimento de plantas em ambiente controlado.

## Referências Bibliográficas

- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., & Revel, J. C. (2005). Sequential extraction of heavy metals during composting of sewage sludge. *Chemosphere*, 59(6), 801–810. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.11.016>
- Belo, S. R. S. (2011). *Dissertação de Mestrado - Avaliação de fitotoxicidade através de Lepidium sativum no âmbito de processos de compostagem*. Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- Decreto-Lei n.º 276/2009, de 2 de outubro. (2009). In *Diário da República, 1.ª série - N.º 192 - 2 de outubro de 2009* (pp. 7154–7165). s.l.: Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Dey, M. D., Das, S., Kumar, R., Doley, R., Bhattacharya, S. S., & Mukhopadhyay, R. (2017). Vermiremoval of methylene blue using *Eisenia fetida*: A potential strategy for bioremediation of synthetic dye-containing effluents. *Ecological Engineering*, 106, 200–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.05.034>
- Dominguez, J., & Edwards, C. A. (2011a). *Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management. Chapter 2 Relationships between Composting and Vermicomposting. Chapter 2*, 11–25.
- Dominguez, J., & Edwards, C. A. (2011b). *Vermiculture technology: earthworms, organic waste, and environmental management. Chapter 3 Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. Chapter 3*.
- Eaton, A. D., Clesceri, L. S., Rice, E. W., Greenberg, A. E., & Franson, M. A. H. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21st Editi). Washington DC: American Public Health Association Association, American Water Works Federation, Water Environment.
- Edwards, C. A., & Arancon, N. Q. (2004). *THE SCIENCE OF VERMICULTURE: THE USE OF EARTHWORMS IN ORGANIC WASTE MANAGERMENTS*. (Edwards), 1–25.

- Elvira, C., Sampedro, L., Benítez, E., & Nogales, R. (1998). Vermicomposting of sludges from paper mill and dairy industries with *Eisenia andrei*: A pilot-scale study. *Bioresource Technology*, 63(3), 205–211. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00145-4](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00145-4)
- Félix, J. R. S. (2017). *Relatório de Estágio - Avaliação da Qualidade de Lamas de ETAR Urbanas : Contaminação por Metais*. Escola Superior de Tecnologia e Gestão, Instituto Politécnico de Leiria.
- Gupta, R., & Garg, V. K. (2008). Stabilization of primary sewage sludge during vermicomposting. *Journal of Hazardous Materials*, 153(3), 1023–1030. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.055>
- Hait, S., & Tare, V. (2012). Transformation and availability of nutrients and heavy metals during integrated composting-vermicomposting of sewage sludges. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 79, 214–224. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.01.004>
- He, X., Zhang, Y., Shen, M., Zeng, G., Zhou, M., & Li, M. (2016). Effect of vermicomposting on concentration and speciation of heavy metals in sewage sludge with additive materials. *Bioresource Technology*, 218, 867–873. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.045>
- IPQ. (1996). *NP-4338. Qualidade da Água – Determinação da Nitratos. Parte 1: Método Espectrofotométrico do 2,6-Dimetilfenol*. Lisboa: Instituto Português da Qualidade.
- ISO. (2001). *ISO 16649-2 Microbiology of food and animal feeding stuffs - Horizontal method for the enumeration of  $\beta$ -glucuronidase-positive *Escherichia Coli*- Part 2: Colony-count technique at 44 °C 5-bromo-4-choro-3-indolyl  $\beta$ -D-glucuronide*. International Organization for Standardization.
- Jones, B. J. J. (2012). *Plant Nutrition and Soil Fertility Manual, Second Edition*.
- Khwairakpam, M., & Bhargava, R. (2009). *Vermitechnology for sewage sludge recycling*. 161, 948–954. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.088>

- Lazcano, C., Gómez-brandón, M., & Domínguez, J. (2008). Comparison of the effectiveness of composting and vermicomposting for the biological stabilization of cattle manure. *Chemosphere*, *72*, 1013–1019.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.016>
- Lim, S. L., Lee, L. H., & Wu, T. Y. (2016). Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: Recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production*, *111*, 262–278. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.083>
- Lourenço, N. M. G. (2014). *Manual de Vermicompostagem e vermicultura para a agricultura orgânica*. Publindústria, Edições técnicas.
- Maboeta, M. S., & Van Rensburg, L. (2003). Vermicomposting of industrially produced woodchips and sewage sludge utilizing *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *56*(2), 265–270. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(02\)00101-X](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(02)00101-X)
- Menezes, J. F. F. (2015). *Dissertação de Mestrado - Utilização agrícola de produtos e sub-produtos resultantes da aquacultura e da vermicompostagem* (Instituto Superior de Agronomia Universidade de Lisboa). Retrieved from <http://hdl.handle.net/10400.5/9235>
- Metcalf, & Eddy. (2016). *Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos, 5ª Edição*. s.l.:Denise Weber Nowaczyk.
- Miller, J. N., & Miller, J. C. (2010). *Statistics and Chemometrics for Analytical Chemistry* (6th Editio). Pearson Education, Canada.
- PENSAAR 2020, APA, MAOTE, & AdP. (2015). *Plano Estratégico de Abastecimento de Água e Saneamento de Águas Residuais (2020)*. Retrieved from <https://apambiente.pt/agua/plano-estrategico-de-abastecimento-de-agua-e-saneamento-de-aguas-residuais-2020>
- PERSU 2020, GSEP, & APA. (2014). *Plano Estratégico para Resíduos Sólidos Urbanos*. Retrieved from <https://participa.pt/contents/consultationdocument/PERSU2020+.pdf>

- REA. (2019). *Relatório do Estado do Ambiente 2019 - Agência Portuguesa do Ambiente*. Retrieved from <https://sniambgeoviewer.apambiente.pt/GeoDocs/geoportaldocs/rea/REA2019/REA2019.pdf>
- Rocha, G. S. F. (2015). *Projeto de Design de Serviço: Vermicompostagem, Solução para Valorização Orgânica*.
- S. S. Rutajama, & C., O. (2000). *CML - Laboratory Testing manual*. Novum Grafisk AS, Skjetten Norway.
- Serrenho, J. P. C. (2018). *Avaliação e otimização de sistemas de tratamento de águas residuais Avaliação e otimização de sistemas de tratamento de águas residuais*.
- Sinha, R. K., Herat, S., Bharambe, G., & Brahambhatt, A. (2009). Vermistabilization of sewage sludge ( biosolids ) by earthworms : converting a potential biohazard destined for landfill disposal into a pathogen-free , nutritive and safe biofertilizer for farms. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 28(10), 872–881. <https://doi.org/10.1177/0734242X09342147>
- Sinha, R. K., Patel, U., Soni, B. K., & Li, Z. (2014). *Earthworms for Safe Management of Solid Waste and Wastewaters, Remediation of Soils, Promotion of Organic Farming and Mitigation of Global Warming by the Vermicomposted Wastes: A review*. 1(1), 11–25. Retrieved from [www.premierpublishers.org](http://www.premierpublishers.org)
- Steffen, G. P. K., Antonioli, Z. I., Steffen, R. B., & Jacques, R. J. S. (2013). Importância ecológica e ambiental das minhocas. *Revista de Ciências Agrárias*, 36(2), 137–147.
- Suleiman, H., Rorat, A., Grobelak, A., Grosser, A., Milczarek, M., Płytycz, B., Kacprzak, M., Vandenbulcke, F. (2017). Determination of the performance of vermicomposting process applied to sewage sludge by monitoring of the compost quality and immune responses in three earthworm species: *Eisenia fetida*, *Eisenia andrei* and *Dendrobaena veneta*. *Bioresource Technology*, 241, 103–112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.05.104>
- Swati, A., & Hait, S. (2017). Fate and bioavailability of heavy metals during vermicomposting of various organic wastes—A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 109, 30–45. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.03.031>

- Victor, A. M. F. (2010). *Dissertação de Mestrado - Valorização Agrícola de Lamas de ETAR: Enquadramento e Perspectivas Futuras*. Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra.
- Vig, A. P., Bhat, S. A., Singh, J., Bhawana, Singh, S., & Kumar, S. (2018). Bioremediation and detoxification of industrial wastes by earthworms: Vermicompost as powerful crop nutrient in sustainable agriculture. *Bioresource Technology*, 252(November 2017), 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.003>
- Villar, I., Alves, D., Pérez-Díaz, D., & Mato, S. (2016). Changes in microbial dynamics during vermicomposting of fresh and composted sewage sludge. *Waste Management*, 48, 409–417. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.10.011>
- Wang, L., Zhang, Y., Lian, J., Chao, J., Gao, Y., Yang, F., & Zhang, L. (2013a). Impact of fly ash and phosphatic rock on metal stabilization and bioavailability during sewage sludge vermicomposting. *Bioresource Technology*, 136, 281–287. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.039>
- Wang, L., Zheng, Z., Zhang, Y., Chao, J., Gao, Y., Luo, X., & Zhang, J. (2013b). Biostabilization enhancement of heavy metals during the vermiremediation of sewage sludge with passivant. *Journal of Hazardous Materials*, 244–245, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.11.036>
- Wu, D., Yu, X., Chu, S., Jacobs, D. F., Wei, X., Wang, C., Long, F., Chen, X., Zeng, S. (2018). Alleviation of heavy metal phytotoxicity in sewage sludge by vermicomposting with additive urban plant litter. *Science of the Total Environment*, 633, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.167>

## Glossário

Apresento neste segmento do trabalho ilustrações da montagem de um vermireator e de todo o sistema de vermireatores no dia 31/05/2019 (72 dias de vermicompostagem), visto de cima.



Montagem



Sistema de vermireatores



R1 (lama sem minhocas)



R2 (lama com minhocas)



R3 (mistura com ROD)



R4 (mistura com ROD)



R5 (mistura com cartão)



R6 (mistura com cartão)



R7 (mistura com serradura a 2/3)



R8 (mistura com serradura a 2/3)



R9 (mistura com 25% serradura)



R10 (mistura com 25% serradura)



R11 (mistura com 50% serradura)



R12 (mistura com 50% serradura)



R13 (mistura com 75% serradura)



R14 (mistura com 75% serradura)

## Anexos

Anexo A: Resultados obtidos da análise gravimétrica, azoto e pH da lama inicial.

Descrição	MH A	MH B	MH C	
Massa do cadinho - $m_a$ (g)	37,51	41,38	39,29	
Massa do cadinho + amostra - $m_b$ (g)	39,52	43,57	41,78	
Massa amostra (g)	2,012	2,191	2,493	
Massa do cadinho + amostra seca - $m_c$ (g)	38,08	41,95	39,99	
Massa amostra seca (g)	0,5687	0,5777	0,6954	
Massa água na amostra (g)	1,444	1,613	1,798	
Massa do cadinho + amostra calcinada - $m_d$ (g)	37,69	41,56	39,51	
Massa amostra volátil (g)	0,1829	0,1853	0,2215	Media
%Sólidos totais	28,26	26,37	27,89	27,51
%Sólidos voláteis	67,84	67,92	68,15	67,97

	A	B	C	Média
Massa seca (g/g)	0,283	0,264	0,279	0,275
Humidade (%)	71,7	73,6	72,1	72,0

Amostra	Concentração Azoto (mg N/L)	Concentração Azoto (g N/g)	%N	%N médio	C/N
N-1 (0,01g)	14,63	0,0146	1,46	1,53	18,0
N-2 (0,01g)	15,86	0,0159	1,59		

Amostra:	Massa de lama utilizada	Volume de água utilizado	Tempo de agitação	Leitura 1:	Leitura 2:	Diferença no pH entre leituras:
P1	10,05g	100 mL	120 min	pH=6,12 T=21,8°C	pH=6,13 T=21,6°C	+0,01
P2	10,06g			pH=6,10 T=21,6°C	pH=6,08 T=21,5°C	+0,02

## Anexo B: Resultados das concentrações de metais na lama inicial.

A8 – ROD	A7 – ROD	A6 – Cartão	A5 – Cartão	A4 – Serradura	A3 – Serradura	A2 – Lama	A1 – Lama	Soluções		Concentrações de Zn	Concentrações de Cu	Concentrações de Cr
								Massas de amostra (g)	Volume das soluções (mL)			
0,1006	0,1010	0,1009	0,1009	0,1011	0,1012	0,1009	0,1006	50	50	0,0966	0,0966	0,0966
50	50	50	50	50	50	50	50	50	50	0,0480	0,0480	0,0480
48,00	61,75	75,54	92,98	67,78	64,01	350,89	351,06	0,1711	0,1711	<0,02	<0,02	<0,02
<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,1739	0,1711	0,1711	0,1711	<0,02	<0,02	<0,02
<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,0862	0,0850	0,0850	0,0850	<0,02	<0,02	<0,02
<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	86,17	85,03	85,03	85,03	<0,02	<0,02	<0,02
<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,0973	0,0973	0,0973	0,0973	<0,02	<0,02	<0,02
<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,0482	0,0484	0,0484	0,0484	<0,02	<0,02	<0,02
<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	48,24	48,38	48,38	48,38	<0,02	<0,02	<0,02

## Anexo C: Dados de concentrações de Zn nos vermicompostos finais:

Reator	Concentrações (mg/L)	Concentrações (mg/g)	Concentrações (mg/kg)
R1	0,3691	0,1838	183,83
	0,3998	0,1983	198,32
R2	0,3954	0,1963	196,34
	0,3735	0,1858	185,83
R3	0,4455	0,2219	221,87
	0,2495	0,1241	124,14
R4	0,3867	0,1922	192,18
	0,3748	0,1865	186,45
R5	0,2808	0,1397	139,72
	0,3134	0,1555	155,46
R6	0,2790	0,1382	138,24
	0,2965	0,1477	147,66
R7	0,2107	0,1045	104,52
	0,2076	0,1032	103,17
R8	0,2270	0,1126	112,59
	0,3096	0,1544	154,36
R9	0,5676	0,2813	281,28
	0,5495	0,2736	273,64
R10	0,3779	0,1873	187,26
	0,3028	0,1502	150,18
R11	0,0798	0,0398	39,76
	0,1349	0,0673	67,27
R12	0,1149	0,0573	57,34
	0,1531	0,0765	76,47
R13	0,0723	0,0359	35,87
	0,0441	0,0220	21,96
R14	0,0604	0,0300	29,97
	0,2470	0,1224	122,41

## Anexo D: Dados de concentrações de Cu nos vermicompostos finais:

Reator	Concentrações (mg/L)	Concentrações (mg/g)	Concentrações (mg/kg)
R1	0,0398	0,0198	19,76
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R2	0,0426	0,0212	21,21
	0,0203	0,0100	10,05
R3	0,0328	0,0163	16,35
	0,0119	0,0059	5,91
R4	0,0342	0,0170	17,01
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R5	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R6	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R7	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R8	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R9	0,0845	0,0419	41,87
	0,0733	0,0365	36,52
R10	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R11	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R12	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R13	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R14	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94

## Anexo E: Dados de concentrações de Cr nos vermicompostos finais:

Reator	Concentrações (mg/L)	Concentrações (mg/g)	Concentrações (mg/kg)
R1	0,1049	0,0521	52,07
	0,0317	0,0158	15,77
R2	0,0561	0,0279	27,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R3	0,0561	0,0279	27,94
	0,0561	0,0279	27,91
R4	0,0561	0,0279	27,88
	0,0561	0,0279	27,91
R5	0,0317	0,0158	15,77
	0,0317	0,0157	15,73
R6	0,0317	0,0157	15,71
	0,0561	0,0279	27,94
R7	0,0317	0,0157	15,73
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R8	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R9	0,0561	0,0278	27,80
	0,1049	0,0522	52,23
R10	0,0317	0,0157	15,71
	0,0561	0,0278	27,83
R11	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R12	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R13	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
R14	<0,02	<9,94x10 <sup>-3</sup>	<9,94
	0,0317	0,0157	15,71

## Anexo F: Dados da análise biológica ao vermicomposto final:

Amostra	Concentração de ufc/mL de suspensão		Concentração de ufc/g		% Remoção de E.coli
	E.coli	Coliformes totais	E.coli	Coliformes totais	E.coli
Branco	0,00	0,00	0,00	0,00	-
R1 10µL (1)	5700	28400	56976	283881	83,72%
R1 10µL (2)	4400	34600	43982	345855	87,43%
R1 100µL (1)	500	<i>n.c.</i>	4998	<i>n.c.</i>	98,57%
R1 100µL (2)	620	<i>n.c.</i>	6197	<i>n.c.</i>	98,23%
R1 1mL (1)	250	<i>n.c.</i>	2499	<i>n.c.</i>	99,29%
R1 1mL (2)	380	<i>n.c.</i>	3798	<i>n.c.</i>	98,91%
R2 10µL (1)	700	2500	6965	24875	98,01%
R2 10µL (2)	900	2500	8955	24875	97,44%
R2 100µL (1)	60	540	597	5373	99,83%
R2 100µL (2)	90	640	895	6368	99,74%
R2 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R2 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R3 10µL (1)	15100	34000	148295	333909	57,63%
R3 10µL (2)	12000	31000	117850	304447	66,33%
R3 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R3 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R3 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R3 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R4 10µL (1)	7900	20000	78569	198910	77,55%
R4 10µL (2)	6400	26100	63651	259578	81,81%
R4 100µL (1)	510	<i>n.c.</i>	5072	<i>n.c.</i>	98,55%
R4 100µL (2)	300	<i>n.c.</i>	2984	<i>n.c.</i>	99,15%
R4 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R4 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R5 10µL (1)	23200	38700	231154	385589	33,96%
R5 10µL (2)	21600	37400	215212	372636	38,51%
R5 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R5 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-

R5 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R5 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R6 10µL (1)	1200	16100	11947	160292	96,59%
R6 10µL (2)	1400	18000	13938	179208	96,02%
R6 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R6 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R6 1mL (1)	252	<i>n.c.</i>	2509	<i>n.c.</i>	99,28%
R6 1mL (2)	256	<i>n.c.</i>	2549	<i>n.c.</i>	99,27%
R7 10µL (1)	12600	33800	125811	337494	64,05%
R7 10µL (2)	11200	31400	111832	313530	68,05%
R7 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R7 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R7 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R7 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R8 10µL (1)	10600	34200	105841	341488	69,76%
R8 10µL (2)	6300	17300	62906	172741	82,03%
R8 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R8 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R8 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R8 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R9 10µL (1)	200	<i>n.c.</i>	1987	<i>n.c.</i>	99,43%
R9 10µL (2)	0	<i>n.c.</i>	0	<i>n.c.</i>	100,00%
R9 100µL (1)	30	<i>n.c.</i>	298	<i>n.c.</i>	99,91%
R9 100µL (2)	20	<i>n.c.</i>	199	<i>n.c.</i>	99,94%
R9 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R9 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R10 10µL (1)	300	36700	2985	365116	99,15%
R10 10µL (2)	1800	38400	17908	382029	94,88%
R10 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R10 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R10 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R10 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R11 10µL (1)	200	8200	1990	81600	99,43%
R11 10µL (2)	100	5400	995	53737	99,72%
R11 100µL (1)	40	<i>n.c.</i>	398	<i>n.c.</i>	99,89%
R11 100µL (2)	120	<i>n.c.</i>	1194	<i>n.c.</i>	99,66%

R11 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R11 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R12 10µL (1)	2500	23900	24845	237518	92,90%
R12 10µL (2)	7200	34400	71554	341867	79,56%
R12 100µL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R12 100µL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R12 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R12 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R13 10µL (1)	0	36800	0	367236	100,00%
R13 10µL (2)	0	38000	0	379211	100,00%
R13 100µL (1)	0	<i>n.c.</i>	0	<i>n.c.</i>	100,00%
R13 100µL (2)	10	<i>n.c.</i>	100	<i>n.c.</i>	99,97%
R13 1mL (1)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R13 1mL (2)	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	<i>n.c.</i>	-
R14 10µL (1)	0	46000	0	457066	100,00%
R14 10µL (2)	0	45200	0	449117	100,00%
R14 100µL (1)	60	<i>n.c.</i>	596	<i>n.c.</i>	99,83%
R14 100µL (2)	80	<i>n.c.</i>	795	<i>n.c.</i>	99,77%
R14 1mL (1)	82	<i>n.c.</i>	815	<i>n.c.</i>	99,77%
R14 1mL (2)	86	<i>n.c.</i>	855	<i>n.c.</i>	99,76%

*n.c.* – não contáveis / impossível de contar

## Anexo G: Análise estatística do Método Pairwise para o parâmetro dos dados de zinco.

<b>Zn</b>					
<b>Reator Sample 1- Reator Sample 2</b>	<b>Estatística do teste</b>	<b>Erro Padrão</b>	<b>Estatística do teste Padrão</b>	<b>Sig.</b>	<b>Adj. Sig.<sup>a</sup></b>
R3-R4	-3	7,071	-0,424	0,671	1
R3-R5	1	7,071	0,141	0,888	1
R3-R6	3	7,071	0,424	0,671	1
R3-R7	8,5	7,071	1,202	0,229	1
R3-R8	3,5	7,071	0,495	0,621	1
R3-R9	-6,5	7,071	-0,919	0,358	1
R3-R10	-1	7,071	-0,141	0,888	1
R3-R11	12	7,071	1,697	0,09	1
R3-R12	11	7,071	1,556	0,12	1
R3-R13	15	7,071	2,121	0,034	1
R3-R14	10,5	7,071	1,485	0,138	1
R4-R5	4	7,071	0,566	0,572	1
R4-R6	6	7,071	0,849	0,396	1
R4-R7	11,5	7,071	1,626	0,104	1
R4-R8	6,5	7,071	0,919	0,358	1
R4-R9	-3,5	7,071	-0,495	0,621	1
R4-R10	2	7,071	0,283	0,777	1
R4-R11	15	7,071	2,121	0,034	1
R4-R12	14	7,071	1,98	0,048	1
R4-R13	18	7,071	2,546	0,011	0,72
R4-R14	13,5	7,071	1,909	0,056	1
R5-R6	2	7,071	0,283	0,777	1
R5-R7	7,5	7,071	1,061	0,289	1
R5-R8	2,5	7,071	0,354	0,724	1
R5-R9	-7,5	7,071	-1,061	0,289	1
R5-R10	-2	7,071	-0,283	0,777	1
R5-R11	11	7,071	1,556	0,12	1
R5-R12	10	7,071	1,414	0,157	1
R5-R13	14	7,071	1,98	0,048	1
R5-R14	9,5	7,071	1,344	0,179	1
R6-R7	5,5	7,071	0,778	0,437	1
R6-R8	0,5	7,071	0,071	0,944	1
R6-R9	-9,5	7,071	-1,344	0,179	1
R6-R10	-4	7,071	-0,566	0,572	1
R6-R11	9	7,071	1,273	0,203	1
R6-R12	8	7,071	1,131	0,258	1

R6-R13	12	7,071	1,697	0,09	1
R6-R14	7,5	7,071	1,061	0,289	1
R7-R8	-5	7,071	-0,707	0,48	1
R7-R9	-15	7,071	-2,121	0,034	1
R7-R10	-9,5	7,071	-1,344	0,179	1
R7-R11	3,5	7,071	0,495	0,621	1
R7-R12	2,5	7,071	0,354	0,724	1
R7-R13	6,5	7,071	0,919	0,358	1
R7-R14	2	7,071	0,283	0,777	1
R8-R9	-10	7,071	-1,414	0,157	1
R8-R10	-4,5	7,071	-0,636	0,525	1
R8-R11	8,5	7,071	1,202	0,229	1
R8-R12	7,5	7,071	1,061	0,289	1
R8-R13	11,5	7,071	1,626	0,104	1
R8-R14	7	7,071	0,99	0,322	1
R9-R10	5,5	7,071	0,778	0,437	1
R9-R11	18,5	7,071	2,616	0,009	0,587
R9-R12	17,5	7,071	2,475	0,013	0,88
R9-R13	21,5	7,071	3,041	0,002	0,156
R9-R14	17	7,071	2,404	0,016	1
R10-R11	13	7,071	1,838	0,066	1
R10-R12	12	7,071	1,697	0,09	1
R10-R13	16	7,071	2,263	0,024	1
R10-R14	11,5	7,071	1,626	0,104	1
R11-R12	-1	7,071	-0,141	0,888	1
R11-R13	3	7,071	0,424	0,671	1
R11-R14	-1,5	7,071	-0,212	0,832	1
R12-R13	4	7,071	0,566	0,572	1
R12-R14	-0,5	7,071	-0,071	0,944	1
R13-R14	-4,5	7,071	-0,636	0,525	1

Cada linha testa a hipótese nula em que as distribuições Amostra 1 e Amostra 2 são iguais.

As significâncias assintóticas (teste de dois lados) são exibidas. O nível de significância é ,05.

a. Os valores de significância foram ajustados pela correção Bonferroni para vários testes.

## Anexo H: Análise estatística do Método Pairwise para o parâmetro dos dados de E.coli.

<b>E.coli</b>					
<b>Reator Sample 1- Reator Sample 2</b>	<b>Estatística do teste</b>	<b>Erro Padrão</b>	<b>Estatística do teste Padrão</b>	<b>Sig.</b>	<b>Adj. Sig.<sup>a</sup></b>
R3-R4	5	6,494	0,77	0,441	1
R3-R5	-7,5	6,494	-1,155	0,248	1
R3-R6	10,5	6,494	1,617	0,106	1
R3-R7	1	6,494	0,154	0,878	1
R3-R8	5	6,494	0,77	0,441	1
R3-R9	14	7,953	1,76	0,078	1
R3-R10	10,5	6,494	1,617	0,106	1
R3-R11	14	6,494	2,156	0,031	1
R3-R12	6,5	6,494	1,001	0,317	1
R3-R13	18	7,953	2,263	0,024	1
R3-R14	16,5	6,494	2,541	0,011	0,73
R4-R5	-7,5	6,494	-1,155	0,248	1
R4-R6	5,5	6,494	0,847	0,397	1
R4-R7	-4	6,494	-0,616	0,538	1
R4-R8	0	6,494	0	1	1
R4-R9	9	7,953	1,132	0,258	1
R4-R10	5,5	6,494	0,847	0,397	1
R4-R11	9	6,494	1,386	0,166	1
R4-R12	1,5	6,494	0,231	0,817	1
R4-R13	13	7,953	1,635	0,102	1
R4-R14	11,5	6,494	1,771	0,077	1
R5-R6	13	6,494	2,002	0,045	1
R5-R7	3,5	6,494	0,539	0,59	1
R5-R8	7,5	6,494	1,155	0,248	1
R5-R9	16,5	7,953	2,075	0,038	1
R5-R10	13	6,494	2,002	0,045	1
R5-R11	16,5	6,494	2,541	0,011	0,73
R5-R12	9	6,494	1,386	0,166	1
R5-R13	20,5	7,953	2,578	0,01	0,657
R5-R14	19	6,494	2,926	0,003	0,227
R6-R7	-9,5	6,494	-1,463	0,143	1
R6-R8	-5,5	6,494	-0,847	0,397	1
R6-R9	3,5	7,953	0,44	0,66	1
R6-R10	0	6,494	0	1	1
R6-R11	3,5	6,494	0,539	0,59	1
R6-R12	-4	6,494	-0,616	0,538	1

R6-R13	7,5	7,953	0,943	0,346	1
R6-R14	6	6,494	0,924	0,355	1
R7-R8	4	6,494	0,616	0,538	1
R7-R9	13	7,953	1,635	0,102	1
R7-R10	9,5	6,494	1,463	0,143	1
R7-R11	13	6,494	2,002	0,045	1
R7-R12	5,5	6,494	0,847	0,397	1
R7-R13	17	7,953	2,138	0,033	1
R7-R14	15,5	6,494	2,387	0,017	1
R8-R9	9	7,953	1,132	0,258	1
R8-R10	5,5	6,494	0,847	0,397	1
R8-R11	9	6,494	1,386	0,166	1
R8-R12	1,5	6,494	0,231	0,817	1
R8-R13	13	7,953	1,635	0,102	1
R8-R14	11,5	6,494	1,771	0,077	1
R9-R10	-3,5	7,953	-0,44	0,66	1
R9-R11	0	7,953	0	1	1
R9-R12	-7,5	7,953	-0,943	0,346	1
R9-R13	4	9,183	0,436	0,663	1
R9-R14	2,5	7,953	0,314	0,753	1
R10-R11	3,5	6,494	0,539	0,59	1
R10-R12	-4	6,494	-0,616	0,538	1
R10-R13	7,5	7,953	0,943	0,346	1
R10-R14	6	6,494	0,924	0,355	1
R11-R12	-7,5	6,494	-1,155	0,248	1
R11-R13	4	7,953	0,503	0,615	1
R11-R14	2,5	6,494	0,385	0,7	1
R12-R13	11,5	7,953	1,446	0,148	1
R12-R14	10	6,494	1,54	0,124	1
R13-R14	-1,5	7,953	-0,189	0,85	1

Cada linha testa a hipótese nula em que as distribuições Amostra 1 e Amostra 2 são iguais.

As significâncias assintóticas (teste de dois lados) são exibidas. O nível de significância é ,05.

a. Os valores de significância foram ajustados pela correção Bonferroni para vários testes.

## Anexo I: Teste Paramétrico para Amostras Emparelhadas (pares de observações/reactores)

Teste de amostras emparelhadas									
		Diferenças emparelhadas				t	df	Sig. (2 extremidades)	
		Média	Erro Desvio	Erro padrão da média	95% Intervalo de Confiança da Diferença				
					Inferior				Superior
Par 1	% de Remoção de Zn - % de Remoção de Cu	-13,720	10,920	3,152	-20,658	-6,782	-4,353	11	0,001
Par 2	% de Remoção de Zn - % de Remoção de Cr	0,264	3,818	1,102	-2,162	2,689	0,239	11	0,815
Par 3	% de Remoção de Zn - % de Remoção de E. coli	-52,608	23,688	6,838	-67,659	-37,558	-7,694	11	0
Par 4	% de Remoção de Cu - % de Remoção de Cr	13,984	11,879	3,429	6,437	21,531	4,078	11	0,002
Par 5	% de Remoção de Cu - % de Remoção de E. coli	-38,888	28,710	8,288	-57,130	-20,646	-4,692	11	0,001
Par 6	% de Remoção de Cr - % de Remoção de E. coli	-52,872	25,378	7,326	-68,996	-36,748	-7,217	11	0