

A&R ÁGUAS & RESÍDUOS

UMA REVISTA
apesb

Série V - N.º 02

maio 2025



Pode a transição para uma economia circular ser avaliada através dos ODS?

Pág. 7 - 16

Contributo da ACV para a gestão sustentável de resíduos plásticos

Pág. 17 - 24

Co-compostagem de lamas e biorresíduos em unidade piloto: avaliação técnica e ambiental para aplicação agroflorestal

Pág. 25 - 36

Avaliação do ciclo de vida aplicada à gestão de resíduos urbanos num município do Brasil

Pág. 37 - 47

Comparação da remoção de PFAS em sistemas de tratamento de lixiviados de quatro aterros sanitários

Pág. 48 - 55

Os biossólidos podem combater a desertificação e impulsionar a economia circular

Pág. 56 - 64

O modelo de governação e o desempenho económico e ambiental de entidades gestoras de águas e resíduos: análise exploratória

Pág. 65 - 76

Desempenho ambiental de um sistema de depósito e reembolso em contexto académico. Um caso de estudo da Universidade de Aveiro

Pág. 77 - 87

NOTA TÉCNICA
A contribuição da rede de ecocentros de Cascais para a redução da deposição de resíduos em aterro

Pág. 88 - 93

NOTA TÉCNICA
Linha da reciclagem | um serviço nacional, público e gratuito para todos

Pág. 94 - 98



14.^{as} JTIR

JORNADAS TÉCNICAS INTERNACIONAIS DE RESÍDUOS



@cosalabaport

Gestão de Resíduos e Águas em Situações Extremas: O Desafio da Insularidade



19-22
NOVEMBRO
Ponta Delgada
AÇORES

Organização





Editorial

Edição e Propriedade

© APESB

Editora

Lígia Pinto

Co-editores

António Albuquerque

Leonor Amaral

Paulo Ramísio

Comissão Executiva

Nídia Caetano

Pedro Alvaro

Isabel Brás

António Martins

João Dias

DOI

10.22181/aer.2025.02

Data de Publicação

maio de 2025

Os artigos e notas técnicas incluídos neste número da Revista Águas & Resíduos, que também foram apresentados na XIII Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos, em Bragança, sublinham a importância dos sectores da água e dos resíduos como fontes de valor material e social.

O artigo, intitulado "A transição para uma economia circular pode ser avaliada através dos ODS?", avalia se a transição para uma economia circular (CE) pode ser avaliada utilizando os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). Os resultados indicam que as práticas que promovem a circularidade contribuem significativamente para vários ODS, particularmente para os Objetivos 6, 7, 8, 12 e 15. Outro artigo, "LCA's Contribution to the Sustainable Management of Plastic Waste", aplica a análise do ciclo de vida (ACV) para comparar diferentes cenários de fim de vida para os plásticos. A conclusão é que a utilização de resíduos plásticos para criar novos produtos leva a melhorias notáveis na maioria das categorias de impacto ambiental. Além disso, a ACV é utilizada no artigo "Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada à Gestão de Resíduos Urbanos em um Município no Brasil", que compara vários cenários de gestão de resíduos e conclui que um aterro com recuperação de energia é a opção mais favorável. O artigo "Co-compostagem de Lamas e Bio-resíduos" é examinado no contexto do projeto GREENValue, concluindo que a co-compostagem tem potencial para enriquecer solos agroflorestais. Da mesma forma, o artigo "Biosolids Can Combat Desertification and Boost the Circular Economy" explora a aplicação de lamas de estações de tratamento de águas residuais (ETAR) em áreas florestais. A análise da implementação de um Sistema de depósito e reembolso num instituição de Ensino superior é analisado em "Desempenho ambiental de um sistema de depósito e reembolso em contexto académico. Um caso de estudo da Universidade de Aveiro". Para encerrar este número, antes de duas notas técnicas de partilha de experiências com a recolha seletiva, o artigo "O Modelo de Governação e o Desempenho Económico e Ambiental das Entidades Gestoras de Água e Resíduos" compara diferentes modelos de gestão de água e resíduos. Conclui que, embora o modelo de gestão tenha impacto no desempenho, outros fatores significativos também contribuem.

Coletivamente, estes oito trabalhos contribuem para a disseminação das melhores práticas nos setores da água e resíduos, promovendo uma gestão mais eficiente que potencie o valor económico, social e ambiental.

Lígia Pinto

Editora

APESB

Av. Brasil 101 (Edifício NES)

1700-066 Lisboa - PORTUGAL

E-mail: aguasresiduos@apesb.org

Tel: +351 21 844 38 49



Editorial

Published by

© APESB

Editor

Lígia Pinto

Co-editores

António Albuquerque

Leonor Amaral

Paulo Ramísio

Executive Board

Nídia Caetano

Pedro Alvaro

Isabel Brás

António Martins

João Dias

DOI

10.22181/aer.2025.02

Publication date

may 2025

The articles and technical notes included in this issue of Águas & Resíduos Magazine, which were also presented at the thirteenth International Technical Conference on Waste in Bragança, emphasize the importance of the water and waste sectors as sources of both material and social value.

The article, titled "Can the Transition to a Circular Economy Be Assessed Through the SDGs?", assesses whether the transition to a circular economy (EC) can be evaluated using the Sustainable Development Goals (SDGs). The findings indicate that practices promoting circularity significantly contribute to several SDGs, particularly Goals 6, 7, 8, 12, and 15. Another article, "LCA's Contribution to the Sustainable Management of Plastic Waste," applies life cycle analysis (LCA) to compare different end-of-life scenarios for plastics. The conclusion is that utilizing plastic waste to create new products leads to notable improvements in most environmental impact categories. Additionally, LCA is utilized in the article "Life Cycle Assessment Applied to Urban Waste Management in a Municipality in Brazil," which compares various waste management scenarios and finds that a landfill with energy recovery is the most favorable option. The article "Co-composting of Sludge and Bio-waste" is examined within the context of the GREENValue project, concluding that co-composting has potential for enriching agroforestry soils. Similarly, the article "Biosolids Can Combat Desertification and Boost the Circular Economy" explores the application of wastewater treatment plant (WWTP) sludge in forest areas. The implementation of a Deposit and Refund system in a HEI is analysed in "Environmental performance of a refund-deposit system in an academic scenario. University of Aveiro case study". To wrap up this issue, prior to two technical notes sharing experiences with selective collection, the article "The Governance Model and the Economic and Environmental Performance of Water and Waste Management Entities" compares different water and waste management models. It concludes that while the management model has an impact on performance, other significant factors also contribute.

Collectively, these eight works aim to disseminate best practices in the water and waste sectors, promoting more efficient management that enhances economic, social, and environmental value.

Lígia Pinto

Editor

APESB

Av. Brasil 101 (Edifício NES)

1700-066 Lisboa - PORTUGAL

E-mail: aguasresiduos@apesb.org

Tel: +351 21 844 38 49



SUMÁRIO

V.02 (2025)

07

Pode a transição para uma economia circular ser avaliada através dos ODS?

Ana Sofia Vaz

Este artigo reflete sobre a relação entre a economia circular (EC) e os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), onde se mostra o potencial da EC para acelerar o cumprimento de várias metas globais, através da ligação entre práticas circulares e sustentabilidade, bem como a possibilidade de utilizar os ODS para monitorizar a transição para a EC.

17

Contributo da ACV para a gestão sustentável de resíduos plásticos

Florinda F. Martins, Nídia Caetano

Os plásticos são uma preocupação pelos impactos ambientais que provocam. Os destinos comuns para estes resíduos são a deposição em aterro, a valorização energética e a valorização multimaterial. Neste trabalho vários cenários para o destino final dos plásticos foram considerados e determinados os impactos ambientais, o que é fundamental para obter soluções sustentáveis.

25

Co-compostagem de lamas e biorresíduos em unidade piloto: avaliação técnica e ambiental para aplicação agroflorestal

Beatriz Bettencourt, José Gomes-Laranjo, Teresa Pinto, Isabel Bentes, Luís Teixeira, Paulo Praça, Rafael Vaz, Carlos Afonso Teixeira

Unidade piloto demonstra o potencial da co-compostagem de lamas e biorresíduos para a produção de composto com valor agroflorestal, a redução de emissões de CO₂eq e o impulso da transição para a economia circular.

37

Avaliação do ciclo de vida aplicada à gestão de resíduos urbanos num município do Brasil

Diogo Appel Colvero, Simone Costa Pfeiffer, José Carlos Martins Ramalho, Andreia Alves do Nascimento

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma poderosa ferramenta que quantifica e avalia os impactos ambientais de um sistema de gestão de resíduos urbanos (RU). Neste estudo, os resultados de uma ACV apontaram que, desviar os RU do aterro e enviá-los à reciclagem traz melhores resultados ambientais.

48

Comparação da remoção de PFAS em sistemas de tratamento de lixiviados de quatro aterros sanitários

Luís Marinheiro, Inês Baptista, Andreia Nunes, Inês Carviçais, Ruben Jorge, Stefan Löblich

Os PFAS são compostos químicos tóxicos e persistentes. Este estudo quantificou PFAS em lixiviados de aterros nacionais, e comparou a eficiência de remoção destas substâncias em processos de tratamento de lixiviados convencionais e por osmose inversa.

56

Os biossólidos podem combater a desertificação e impulsionar a economia circular

FJulieta Moreira da Silva, Paula Vale Fernandes

Lamas de ETAR tratadas (biossólidos) são ricas em nutrientes e matéria orgânica. A sua aplicação agrícola pode recuperar solos, reduzir a necessidade de fertilizantes inorgânicos e evitar o enchimento de aterros, promovendo uma economia circular.

65

O modelo de governação e o desempenho económico e ambiental de entidades gestoras de águas e resíduos: análise exploratória

Ana Filipa Novais, Lúcia Costa Pinto

O artigo analisa a relação entre modelos de governação e o desempenho económico e ambiental das entidades gestoras de água e resíduos em Portugal, considerando fatores como dimensão, gestão e características locais. Os resultados indicam que o modelo de gestão não é o único fator determinante, e que outras variáveis são importantes nesta análise.

77

Desempenho ambiental de um sistema de depósito e reembolso em contexto académico. Um caso de estudo da universidade de Aveiro

Jéssica Moura, A P Gomes, M I Nunes

O estudo explora o impacto ambiental da implementação do sistema e o seu contributo para uma gestão mais eficiente e sustentável dos resíduos. A análise destaca o papel transformador do sistema na melhoria dos processos de recolha e de tratamento, no âmbito da economia circular.

88

NOTA TÉCNICA A contribuição da rede de ecocentros de Cascais para a redução da deposição de resíduos em aterro

Vera Melloa, Luís Capão, Paulo Leal, Carla Macedo, Demétrio Henriques

Com o objetivo de reduzir a quantidade de resíduos enviados para aterro e melhorar a qualidade do material reciclado, Cascais implementou uma rede de ecocentros que contempla novos fluxos de resíduos, menos frequentes no nosso dia-a-dia.

94

NOTA TÉCNICA Linha da reciclagem | um serviço nacional, público e gratuito para todos

Ana Loureiro, Marisa Nobre

A Linha da Reciclagem é um serviço público, gratuito e de âmbito nacional, que esclarece os cidadãos e contribui para a melhoria contínua da gestão de resíduos em Portugal.



CONTENTS

V.02 (2025)

08

can circular economy transition be evaluated through SGDs?

Ana Sofia Vaz

This article reflects on the relationship between the circular economy (CE) and the Sustainable Development Goals (SDGs). It demonstrates how CE can accelerate the achievement of various global objectives by linking circular practices to sustainability. It also explores the potential of using the SDGs to monitor the transition to a circular economy.

18

LCA contribution for sustainable management of plastic waste

Florinda F. Martins, Nídia Caetano

Plastics are a concern due to the environmental impacts. The common destinations for this waste are landfill disposal, energy recovery and multi-material recovery. In this work, several scenarios for the final destination of plastics were considered, and the environmental impacts were determined, which crucial to achieve sustainable solutions.

26

Co-compostagem de lamas e biorresíduos em unidade piloto: avaliação técnica e ambiental para aplicação agroflorestal

Beatriz Bettencourt, José Gomes-Laranjo, Teresa Pinto, Isabel Bentes, Luís Teixeira, Paulo Praça, Rafael Vaz, Carlos Afonso Teixeira

A pilot unit demonstrates the potential of co-composting sludge and biowaste for the production of compost with agroforestry value, the reduction of CO₂eq emissions, and the drive for the transition to a circular economy.

38

Life cycle assessment applied to municipal solid waste management in a Brazilian municipality

Diogo Appel Colvero, Simone Costa Pfeiffer, José Carlos Martins Ramalho, Andreia Alves do Nascimento

Life cycle assessment (LCA) is an invaluable tool for quantifying and assessing the environmental impacts of a municipal waste management (MSW) system. In this study, the results of an LCA showed that diverting MSW from landfill and sending it for recycling has greater beneficial environmental results.

49

Comparison of pfas removal in 4 landfill leachate treatment systems

Luís Marinheiro, Inês Baptista, Andreia Nunes, Inês Carviçais, Ruben Jorge, Stefan Löblich

PFAS are toxic and persistent chemical compounds. This study quantified PFAS in leachates from Portuguese landfills and compared its removal efficiency in conventional leachate treatment processes and reverse osmosis.

57

Biosolids can combat desertification and boost the circular economy

FJulieta Moreira da Silva, Paula Vale Fernandes

Treated WWTP sludge (biosolids) are rich in nutrients and organic matter. Its agricultural application can restore soils, reduce the need for inorganic fertilizers, and prevent landfill overfilling, fostering a circular economy.

66

Governance model and economic and environmental performance of water and waste utilities: an exploratory analysis

Ana Filipa Novais, Lúcia Costa Pinto

This article examines the relationship between governance models and the economic and environmental performance of water and waste utilities in Portugal, considering factors such as scale, governance model, and local context. Findings suggest governance is not the only performance driver, and other variables are also significant.

78

Environmental performance of a refund-deposit system in a higher education institution. University of Aveiro case study

Jéssica Moura, A P Gomes, M I Nunes

The study examines the environmental impact of the system's implementation and its contribution to a more efficient and sustainable waste management process. The analysis highlights the system's transformative role in improving collection and treatment processes, in regarding circular economy.

89

TECHNICAL NOTE The contribution of the Cascais ecocenters network to the reduction of waste deposition in landfills.

Vera Melo, Luís Capão, Paulo Leal, Carla Macedo, Demétrio Henriques

With the aim of reducing the amount of waste sent to landfill and improving the quality of recycled material, Cascais has implemented a network of recycling centers that accommodate new waste streams that are less common in our daily lives.

95

TECHNICAL NOTE Recycling line | a national, public and free service for all

Ana Loureiro, Marisa Nobre

The Recycling Line is a public, free-of-charge, nationwide service that informs citizens and contributes to the continuous improvement of waste management in Portugal.

Pode a Transição para uma Economia Circular Ser Avaliada Através dos ODS?

Ana Sofia Vaz ^{a,*}

^a *Doutoranda no Programa de Doutoramento em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável Research; Colaboradora do CENSE – Centro de Investigação em Ambiente e Sustentabilidade, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*

RESUMO

O presente artigo, pretende aferir se a transição para uma economia circular (EC) pode ser avaliada através dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), utilizando para o efeito os resultados de um exercício de correspondência entre as práticas de EC e os ODS, que permitiram constatar que as práticas da EC podem, potencialmente, contribuir diretamente para alcançar um número significativo de objetivos dos ODS verificando-se a existência de relações mais fortes entre as práticas de EC e as metas do ODS 6 (Água potável e saneamento), ODS 7 (Energias renováveis e limpas), ODS 8 (Trabalho digno e crescimento económico), ODS 12 (Consumo e produção e produção responsáveis) e o ODS 15 (Proteger a vida terrestre).

Palavras-Chave: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, sustentabilidade, economia circular, metas, monitorização.

doi: 10.22181/aer.2025.0201

^{*} *Autor para correspondência*
E-mail: asf.vaz@campus.fct.unl.pt

Can Circular Economy Transition Be Evaluated Through SDGs?

Ana Sofia Vaz^{a,*}

^a *Doutoranda no Programa de Doutoramento em Alterações Climáticas e Políticas de Desenvolvimento Sustentável Research; Colaboradora do CENSE – Centro de Investigação em Ambiente e Sustentabilidade, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa*

ABSTRACT

This article aims to assess whether the transition to a circular economy (CE) can be evaluated through the Sustainable Development Goals (SDGs), using the results of a matching exercise between CE practices and the SDGs, which found that CE practices can potentially, contribute directly to achieving a significant number of SDG targets, with the strongest relationships between CE practices and the targets of SDG 6 (Drinking water and sanitation), SDG 7 (Affordable and clean energy), SDG 8 (Decent work and economic growth), SDG 12 (Responsible consumption and production) and SDG 15 (Life on land).

Keywords: Sustainable Development Goals, sustainability, circular economy, targets, monitoring.

doi: 10.22181/aer.2025.0201

* *Corresponding author*
E-mail asf.vaz@campus.fct.unl.pt

1 Introdução e Objetivo

Existe, nos dias de hoje, uma grande pressão para uma transição com vista a um sistema sociotécnico mais sustentável, devido, não só aos problemas ambientais, que estão a colocar em risco o sistema de suporte de vida na terra, mas também, à não satisfação das expectativas sociais, devido por exemplo às elevadas taxas de desemprego, condições de trabalho precárias, inter-intra património geracional, vulnerabilidade social, e aos grandes desafios económicos, tais como o risco de fornecimento, mercados desregulados, com que nos defrontamos (Geissdoerfer et al., 2017).

Os principais objetivos para enfrentar os desafios atuais e futuros de sustentabilidade, na escala global, enquadram-se nos objetivos adotados pelas Nações Unidas no documento 'Transformar o nosso mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável', onde os países aderentes manifestam uma clara intenção de criar uma conexão entre os três pilares de desenvolvimento sustentável: económico, social e ambiental, ao longo de 17 objetivos de desenvolvimento sustentável (ODS) e 169 metas (Leal Filho et al., 2017).

Para fazer face aos problemas identificados anteriormente, e outros, no domínio da sustentabilidade, o conceito de economia circular tem ganho protagonismo, não só ao nível político, mas também aos níveis empresarial e académico, não obstante a relação da economia circular com a sustentabilidade não ser imediata e clara (Geissdoerfer et al., 2017).

Medir o progresso desta transição económica, ou seja, transitar de um modelo linear para um modelo circular, é uma componente essencial e depende, da definição adequada de indicadores e de uma estrutura de avaliação que permita medir a circularidade e avaliar esta transição (Sauvé et al., 2016), realidade que ainda não acontece, dada a existência de diversos indicadores e *frameworks* associados a esta matéria.

Dada a importância dos ODS na promoção das estratégias rumo à sustentabilidade (Leal Filho, et al., 2017) e à existência de uma plataforma credível de indicadores que permite o apuramento de informação e o posicionamento que a economia circular tem vindo a assumir, pretende-se aferir se a transição para uma economia circular pode ser avaliada através dos ODS.

Para responder à questão colocada, é necessário primeiro identificar qual a relação existente entre a economia circular e o desenvolvimento sustentável, uma vez que a economia circular numa primeira abordagem parece não considerar a componente social e assim não satisfazer todos os pilares da sustentabilidade.

Para responder à questão formulada, procede-se no presente artigo à descrição dos principais conceitos de sustentabilidade e economia circular, sistematizam-se os resultados obtidos com a identificação dos ODS com uma direta/forte contribuição das atividades da EC para o atingimento das metas e a sua relação com os pilares da sustentabilidade e por fim apresentam-se as principais conclusões.

2 Enquadramento Analítico e Análise

2.1 Enquadramento analítico

O conceito da economia circular tem ganho popularidade nos últimos anos, mais especificamente desde os finais de 1970, sobretudo devido à sua capacidade de dissociar o crescimento económico da extração de recursos naturais, não obstante se constatar não existir uma definição única e comum.

O conceito que se optou por adotar foi o da European Environment Agency dado ser aquele que é utilizado por Schroeder et al. (2019) no artigo "*The relevance of Circular Economy Practices to*

the Sustainable Development Goals” e que serviu de base à análise apresentada no presente artigo:

“O conceito pode, em princípio, ser aplicado a todos os tipos de recursos naturais, incluindo materiais bióticos e abióticos, água e terra. Design ecológico, reparação, reutilização, remodelação, remanufatura, compartilhamento de produtos, prevenção de resíduos e reciclagem de resíduos são todos importantes na economia circular.”

A economia circular para além de promover a sustentabilidade ambiental, reconhece a necessidade de um contexto económico favorável (o modelo circular) mas o objetivo social geralmente está ausente (Sauvé et al., 2016; Rivero Hernandez, 2019).

Na economia circular, a interação entre a economia e o ambiente resulta do objetivo da economia circular em dissociar o crescimento económico do consumo de recursos naturais, sendo que o objetivo de se alcançar uma sociedade mais sustentável tem implicações nas três dimensões que constituem os pilares da sustentabilidade. Estes diferentes vínculos apontam a forma como os pilares da sustentabilidade estão integrados no conceito de economia circular (Rivero Hernandez, 2019).

A definição de desenvolvimento sustentável, mais comumente aceite, foi apresentada, em 1987, no relatório Brundtland:

“desenvolvimento que atenda às necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender às suas próprias necessidades” (Geissdoerfer et al., 2017).

Ou seja, o desenvolvimento sustentável é um processo de longo-prazo e implica a preservação do ambiente físico, por um lado, mas também a eficiência económica e a igualdade social por outro (Leal Filho et al., 2017).

Ao abordar a economia circular, tendo em consideração os três pilares do desenvolvimento sustentável (económico, social e ambiental), é garantido, não apenas a implementação de um modelo económico, no qual o crescimento económico é dissociado da extração de recursos naturais, mas também a sua permanência nos próximos anos e para as próximas gerações.

Esta abordagem vai ao encontro do que se entende como sustentabilidade, ou seja, pode ser percebida como a integração equilibrada de desempenho económico, inclusão social e resiliência ambiental, em benefício das gerações atuais e futuras (Rivero Hernandez, 2018).

A sustentabilidade pode ser classificada como “forte” ou “fraca” entendendo-se por “sustentabilidade forte” aquela que pressupõe que os ativos ambientais e o capital produzido pelo homem são complementares na produção e frequentemente defende a preservação de um determinado *stock* de recursos naturais (Rivero Hernandez, 2018). Por seu lado, a “sustentabilidade fraca” é mais flexível, na medida em que, o capital natural pode ser, pelo menos parcialmente substituído, permitindo que um determinado nível de produção seja mantido com a entrada de cada vez menos capital natural e cada vez mais capital artificial.

Rivero Hernández cataloga a economia circular na “sustentabilidade fraca” devido ao facto de, não obstante, reduzir a dependência de recursos naturais pretende melhorar a capacidade das gerações atuais e futuras de atender às suas necessidades. Assim, resulta que com a implementação dos princípios da economia circular a sustentabilidade torna-se mais provável.

Neste sentido, podemos assumir que a sustentabilidade pode ser vista como o objetivo de longo prazo; enquanto, a economia circular é o caminho, os passos a serem seguidos para garantir esse mundo sustentável (Rivero Hernandez, 2018).

2.2 Análise e Discussão

Na presente secção, procede-se à análise de relevância da economia circular nos ODS e a sua relação com os pilares de sustentabilidade por forma a avaliar os resultados e se os mesmos respondem à questão inicialmente colocada: “*Pode a transição para uma economia circular ser avaliada através dos ODS?*”

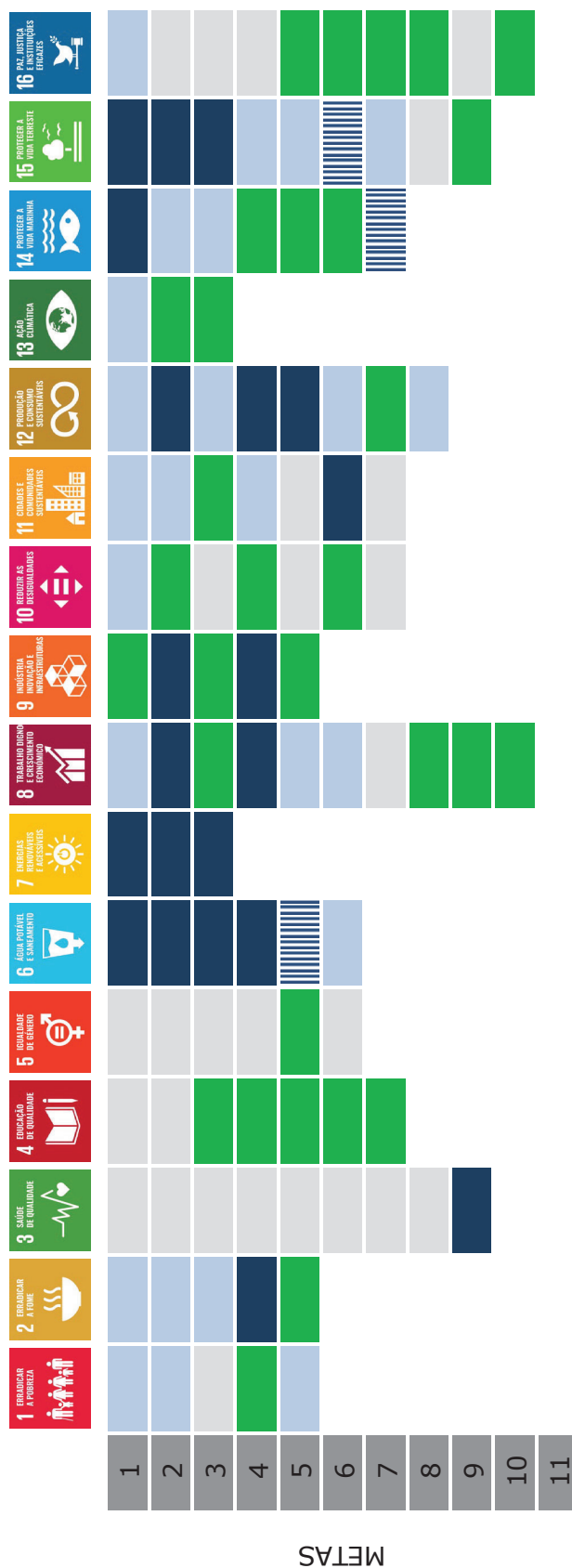
Schroeder et al. (2019) no seu artigo “*The relevance of Circular Economy Practices to the Sustainable Development Goals*” apresenta um mapeamento da relação entre as práticas da economia circular e as 169 metas dos ODS (Figura 1) assente numa classificação em cinco categorias:

1. Contribuição direta/forte das práticas de EC para atingir o objetivo: a realização dos objetivos nesta categoria está diretamente relacionada com as práticas de EC. Atingir os objetivos sem as práticas de EC seria difícil ou mesmo impossível.
2. Contribuição indireta (através de outras metas dos ODS): esta categoria é atribuída às metas para as quais as práticas de EC contribuem indiretamente através de outros objetivos. Indica as sinergias que podem ser criadas entre diferentes objetivos através das práticas de EC.
3. Os progressos em relação ao objetivo apoiam adoção de práticas de EC: esta categoria indica um objetivo que tem uma causalidade inversa à EC. Em vez de as práticas de EC contribuírem para atingir o objetivo, progredir num objetivo específico desta categoria apoiará a adoção mais ampla de práticas de EC.
4. Ligação fraca ou inexistente: esta categoria aplica-se aos objetivos para os quais não foi identificada uma ligação ou apenas uma ligação fraca.
5. Oportunidade de cooperação para promover práticas de EC: esta categoria foi atribuída a metas que ofereceriam oportunidades para a inclusão de práticas de EC em iniciativas de cooperação concretas resultantes do processo dos ODS.

A distribuição global das pontuações pelas cinco categorias é apresentada, para cada objetivo, na figura abaixo, onde é possível concluir que as práticas circulares podem, decorrente da avaliação feita, contribuir diretamente para atingir 21 metas e adicionalmente indiretamente para 28 metas.

Apresenta-se, em seguida, um quadro com os ODS em que as atividades de economia circular contribuem diretamente para a concretização de pelo menos uma meta do ODS em análise. Este subconjunto de ODS e metas resulta da classificação “*Diret contribution*” apresentada na Figura 1, sendo possível verificar que as atividades de economia circular contribuem diretamente para a concretização de parte das metas de 10 ODS dos 17 existentes.

OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL



 Contribuição direta/forte das práticas de EC para atingir o objetivo
 Contribuição indireta (através de outras metas dos ODS)
 Progresso suporte EC
 Ligação fraca ou inexistente
 Oportunidade de cooperação

Figura 1. Relação entre as práticas de economia circular (EC) e as 169 metas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) (não se considerou o ODS 17 dado não se ter verificado nenhuma contribuição direta). Adaptado de Schroeder et al. (2019)

Quadro 1. ODS para os quais as atividades de economia circular contribuem diretamente para a concretização de, pelo menos, uma meta

ODS	Meta	Pilares da sustentabilidade	Indicador Global
ODS2 - ERRADICAR A FOME	2.4 Até 2030, garantir sistemas sustentáveis de produção de alimentos e implementar práticas agrícolas resilientes, aumentando a produtividade e a produção, fortalecendo a capacidade de adaptação, intensificando as condições meteorológicas extremas, secas, inundações e outros desastres, e que melhorem progressivamente a qualidade da terra e do solo	PILAR SOCIAL	2.4.1 Proporção da superfície agrícola utilizada afeta a práticas agrícolas produtivas e sustentáveis
	3.9 Até 2030, reduzir substancialmente o número de mortes e doenças devido a químicos perigosos, contaminação e poluição do ar, água e solo	PILAR SOCIAL	3.9.1. Taxa de mortalidade atribuída a poluição ambiente e doméstica do ar 3.9.2 Taxa de mortalidade atribuída a fontes de água inseguras, condições de saneamento inseguras e falta de higiene 3.9.3 Taxa de mortalidade atribuída a envenenamento acidental
ODS6 - ÁGUA POTÁVEL E SANEAMENTO	6.1 Até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo à água potável para todos, a preços acessíveis	PILAR SOCIAL/ AMBIENTAL	6.1.1 Proporção da população que utiliza serviços de água potável
	6.2 Até 2030, alcançar o acesso a saneamento e higiene adequados e equitativos para todos, e acabar com a defecação a céu aberto, com especial atenção para as necessidades das mulheres e meninas e populações que estão em situação de vulnerabilidade		6.2.1 Proporção da população que utiliza serviços de saneamento seguros, incluindo instalação de lavagem das mãos com água e sabão
	6.3 Até 2030, melhorar a qualidade da água, reduzindo a poluição, eliminando despejo e minimizando a liberação de produtos químicos e materiais perigosos, reduzindo para metade a proporção de águas residuais não-tratadas e aumentando substancialmente a reciclagem e a reutilização, a nível global		6.3.1 Proporção de águas residuais sujeitas a tratamento 6.3.2 Proporção de massas de água com boa qualidade ambiental
	6.4 Até 2030, aumentar substancialmente a eficiência no uso da água em todos os setores e assegurar extrações sustentáveis e o abastecimento de água doce para enfrentar a escassez de água, e reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez de água		6.4.1 Alteração da eficiência no uso da água 6.4.2 Nível de stress hídrico: proporção das descargas de água doce no total dos recursos de água doce disponíveis
	7.1 Até 2030, assegurar o acesso universal a serviços de energia modernos, fiáveis e a preços acessíveis		7.1.1 Percentagem da população com acesso à eletricidade
ODS7 - ENERGIAS RENOVÁVEIS E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS	7.2 Até 2030, aumentar substancialmente a participação de energias renováveis na matriz energética global	PILAR ECONÓMICO	7.1.2 Percentagem da população com acesso primário a combustíveis e tecnologias limpas 7.2.1 Peso das energias renováveis no consumo total final de energia
	7.3 Até 2030, duplicar a taxa global de melhoria da eficiência energética		7.3.1 Intensidade energética medida em termos de energia primária e de PIB

Quadro 1. ODS para os quais as atividades de economia circular contribuem diretamente para a concretização de, pelo menos, uma meta (cont.)

ODS	Meta	Pilares da sustentabilidade	Indicador Global
ODS8 - TRABALHO DIGNO E CRESCIMENTO ECONÔMICO	8.2 Atingir níveis mais elevados de produtividade das economias através da diversificação, modernização tecnológica e inovação, incluindo a transformação dos setores de alto valor acrescentado e dos setores de mão-de-obra intensiva	PILAR ECONÔMICO	8.2.1 Taxa de variação real anual do PIB por pessoa empregada
	8.4 Melhorar progressivamente, até 2030, a eficiência dos recursos globais no consumo e na produção, e procurar ativamente dissolver o crescimento económico da degradação ambiental, de acordo com o Enquadramento Decenal de Programas sobre Produção e Consumo Sustentáveis, com os países desenvolvidos na liderança		8.4.1 Pegada material, pegada material <i>per capita</i> e pegada material em percentagem do PIB 8.4.2 Consumo interno de materiais, consumo interno de materiais <i>per capita</i> e consumo interno de materiais por unidade do PIB
ODS9 - INDÚSTRIA, INOVAÇÃO E INFRAESTRUTURAS	9.2 Promover a industrialização inclusiva e sustentável e, até 2030, aumentar significativamente a parcela da indústria no setor do emprego e no PIB, de acordo com as circunstâncias nacionais, e duplicar a sua parcela nos países menos desenvolvidos	PILAR ECONÔMICO	9.2.1 Valor acrescentado da indústria transformadora em percentagem do PIB e <i>per capita</i> 9.2.2 Emprego da indústria transformadora em percentagem do emprego total
	9.4 Até 2030, modernizar as infraestruturas e reabilitar as indústrias para torná-las sustentáveis, com maior eficiência no uso de recursos e maior adoção de tecnologias e processos industriais limpos e ambientalmente corretos, com todos os países atuando de acordo com as suas respectivas capacidades		9.4.1 Emissão de CO ₂ por unidade de valor acrescentado
ODS11 - CIDADES E COMUNIDADES SUSTENTÁVEIS	11.6 Até 2030, reduzir o impacto ambiental negativo <i>per capita</i> nas cidades, incluindo prestar especial atenção à qualidade do ar, à gestão de resíduos municipais e de outros resíduos	PILAR SOCIAL	11.6.1 Proporção de resíduos sólidos urbanos regularmente coletados e com descarga final adequada no total de resíduos sólidos urbanos gerados, por cidades 11.6.2 Nível médio anual de partículas inaláveis (ex: com diâmetro inferior a 2,5 µm e 10 µm) nas cidades (população ponderada)
	12.2 Até 2030, alcançar a gestão sustentável e o uso eficiente dos recursos naturais		12.2.1 Pegada material, pegada material <i>per capita</i> e pegada material em percentagem do PIB 12.2.2 Consumo interno de materiais, consumo interno de materiais <i>per capita</i> e consumo interno de materiais por unidade do PIB
ODS12 - CONSUMO PRODUÇÃO SUSTENTÁVEL	12.4 Até 2020, alcançar a gestão ambientalmente saudável dos produtos químicos e de todos os resíduos, ao longo de todo o ciclo de vida destes, de acordo com os marcos internacionais acordados, e reduzir significativamente a libertação destes para o ar, água e solo, minimizar os seus impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente	PILAR SOCIAL/ ECONÔMICO	12.4.1 Número de parceiros em acordos multilaterais internacionais sobre resíduos perigosos e outros produtos químicos, no domínio do ambiente, que cumpram os seus compromissos e obrigações na transmissão de informações, conforme exigido por cada acordo relevante 12.4.2 Quantidade de resíduos perigosos gerados <i>per capita</i> e proporção de resíduos perigosos tratados, por tipo de tratamento
	12.5 Até 2030, reduzir substancialmente a produção de resíduos através da prevenção, redução, reciclagem e reutilização		12.5.1 Taxa de reciclagem nacional, toneladas de material reciclado
ODS14 - PROTEGER A VIDA MARÍTIMA	14.1 Até 2025, prevenir e reduzir significativamente a poluição marítima de todos os tipos, especialmente a que advém de atividades terrestres, incluindo detritos marinhos e a poluição por nutrientes	PILAR AMBIENTAL	14.1.1 Índice de eutrofização das águas costeiras e índice de densidade de resíduos plásticos flutuantes
ODS15 - PROTEGER A VIDA TERRESTRE	15.1 Até 2020, assegurar a conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e os seus serviços, incluindo florestas, zonas húmidas, montanhas e terras áridas, em conformidade com as obrigações decorrentes dos acordos internacionais	PILAR AMBIENTAL	15.1.1 Proporção do território que é área florestal 15.1.2 Proporção de sítios importantes para a biodiversidade terrestre e de água doce cobertos por áreas protegidas, por tipo de ecossistema
	15.2 Até 2020, promover a implementação da gestão sustentável de todos os tipos de florestas, travar a deflorestação, restaurar florestas degradadas e aumentar substancialmente os esforços de florestação e reforestação, a nível global		15.2.1 Progressos para a gestão florestal sustentável
	15.3 Até 2030, combater a desertificação, restaurar a terra e o solo degradados, incluindo terrenos afetados pela desertificação, secas e inundações, e lutar para alcançar um mundo neutro em termos de degradação do solo		15.3.1 Proporção do território com solos degradados

As relações e sinergias mais significativas entre as práticas circulares e as metas dos ODS verificam-se no ODS 6 (Água potável e saneamento), ODS 7 (Energias renováveis e acessíveis), ODS 8 (Trabalho digno e crescimento económico), ODS 12 (Consumo e produção sustentável) e ODS 15 (Proteger a Vida Terrestre) onde as pontuações de associação são mais elevadas tanto de forma direta como indireta. Contudo, apesar de serem bem menos significativas, verificam-se igualmente algumas associações diretas com os ODS 2 (Erradicar a fome); ODS 3 (Saúde de qualidade); ODS 9 (Indústria, inovação e infraestruturas), ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis) e ODS 14 (Proteger a vida marítima).

Ao associarem-se estes ODS aos pilares de sustentabilidade, utilizando a afetação apresentada em Schroeder et al. (2019) resulta a seguinte distribuição:

- Pilar Social: ODS 2 (Erradicar a fome); ODS 3 (Saúde de qualidade); ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis)
- Pilar Económico: ODS 7 (Energias renováveis e acessíveis); ODS 8 (Trabalho digno e crescimento económico); ODS 9 (Indústria, inovação e infraestruturas)
- Pilar Ambiental: ODS 14 (Proteger a vida marítima); ODS 15 (Proteger a vida terrestre)
- Pilares Social/ Económico: ODS 12 (Consumo e produção sustentável)
- Pilares Social/ Ambiental: ODS 6 (Água potável e saneamento).

Ao relacionarem-se estes dois subconjuntos, ODS e pilares de sustentabilidade, constata-se que o Pilar Social predomina dado se encontrar relacionado com os ODS com pontuações de associação com a economia circular mais baixas (ODS 2 (Erradicar a fome); ODS 3 (Saúde de qualidade); ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis)) bem como com os ODS com associações diretas mais significativas com a economia circular quando ocorrem em simultâneo com o Pilar Económico e Ambiental, designadamente o ODS 12 (Consumo e produção sustentável) e ODS 6 (Água e saneamento). Daqui é possível inferir a importância de que se reveste a avaliação da interação entre os diferentes pilares bem como a identificação dos possíveis efeitos colaterais entre eles. O resultado obtido confirma o referido e constatado em diferente bibliografia, o Pilar Social está sobretudo relacionado com os ODS que menos associação tem com as atividades de economia circular, contudo também se constata que dois dos ODS com maior relação com a economia circular, ODS 12 e ODS 6, se encontram associados ao Pilar Social bem como respetivamente à dimensão económica e ambiental dos pilares da sustentabilidade.

Apesar do *framework* europeu de monitorização da economia circular (EC, 2018) e o projeto de Plano de Ação de Economia Circular nacional (projeto de PAEC) (APA, 2023), em consulta pública, prever a adoção de alguns indicadores equivalentes aos utilizados no âmbito dos ODS constata-se que na sua maioria os indicadores utilizados para monitorizar a EC divergem dos que estão previstos nos ODS bem como não consideram algumas vertentes relevantes do pilar social e ambiental nomeadamente no que concerne aos ODS 6 (Água e saneamento), ODS 14 (Proteger a via marítima) e ODS 15 (Proteger a vida terrestre).

No que se refere em particular à monitorização do projeto de PAEC, constata-se que os indicadores associados ao pilar económico são distintos dos utilizados nos ODS sendo necessário avaliar se os mesmos podem ser substituídos pelos adotados pelos ODS e assim garantir-se convergência nos indicadores a utilizar na monitorização em ambas as estratégias. Ambos os conceitos, economia circular e sustentabilidade, estão focados na avaliação dos impactos ambientais, não obstante apresentarem diferenças. No que concerne à sustentabilidade, a avaliação é feita diretamente através do pilar ambiental, e indiretamente pelos efeitos que o meio ambiente tem sobre a sociedade e a economia. Do lado da economia circular, a avaliação ocorre apenas através dos danos ambientais e, de alguma forma, pelas consequências do meio ambiente no sistema económico, faltando apenas a componente social.

Uma relação óbvia entre os dois conceitos é que a transição para a economia circular contribui para uma sociedade mais sustentável (Rivero Hernandez, 2018).

Sauvé et al. (2016) considera que um dos problemas da economia circular é assumir a melhoria da sociedade através da melhoria do ambiente e da economia, mas isto nem sempre acontece pois a concretização da dimensão de um pilar não determina que se concretize outra. Uma ideia apresentada por Sauvé é integrar adequadamente o comportamento social da economia, considerando o possível efeito que a criação de valor possa ter e avaliando os impactos sobre as partes interessadas e as empresas envolvidas num produto, processo ou serviço circular concreto.

3 Conclusões

Da avaliação realizada é possível concluir que os ODS podem constituir um bom suporte para avaliar a transição para a economia circular, contudo, para que o mesmo se torne realidade, é necessário proceder-se a uma revisão dos indicadores atualmente utilizados para monitorizar a transição para uma economia circular nos respetivos documentos estratégicos. Considera-se ser do maior interesse identificar uma matriz de correspondência entre os ODS, estratégia nacional de EC e o *framework* europeu de monitorização no sentido de se construir um referencial comum e coerente. Referir por último a necessidade de robustecer a avaliação realizada uma vez que existem relações que não foram devidamente capturadas na bibliografia que suportou esta análise pois não obstante a economia circular ser um conceito global a sua aplicação é local, estranha-se por isso a reduzida relação entre o ODS 11 (Cidades e comunidades sustentáveis) e as atividades de economia circular, bem como a inexistência de relação direta entre a economia circular e o ODS 13 (Ação Climática).

Referências

- Agência Portuguesa do Ambiente (2023) “Projeto de Plano de Ação de Economia Circular 2023- 2027”, https://participa.pt/contents/consultationdocument/PAEC_II_Consulta_Publica_09_10_2023.pdf, consultado a 22/10/2023
- European Commission (2018) “Communication from the commission to the European Parliament, the council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on a monitoring framework for the circular economy”, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:52023DC0306>, consultado a 22/10/2023
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2017). The Circular Economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768. DOI:10.1016/j.jclepro.2016.12.048
- Leal Filho, W., Azeiteiro U., Alves, F., Pace, P., Mifsud, M., Brandli, L., Caeiro, S. & Disterheft, A. (2017) Reinvigorating the sustainable development research agenda: the role of the sustainable development goals (SDG), *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 25:2, 131-142, DOI: 10.1080/13504509.2017.1342103
- Rivero Hernandez, Carlos (2019) The role of the circular economy in promoting sustainable development - Introducing a unified measurement framework. <https://hdl.handle.net/10589/148116>
- Sauvé, S., Bernard, S., & Sloan, P. (2016). Environmental sciences, sustainable development and circular economy: Alternative concepts for trans-disciplinary research. *Environmental Development*, 17, 48–56. DOI:10.1016/j.envdev.2015.09.002
- Schroeder, P., Anggraeni, K. and Weber, U. (2019), The Relevance of Circular Economy Practices to the Sustainable Development Goals. *Journal of Industrial Ecology*, 23: 77-95. DOI:10.1111/jiec.12732

Contributo da ACV para a Gestão Sustentável de Resíduos Plásticos

Florinda F. Martins ^{a*}, Nídia Caetano ^{a,b,c}

^aInstituto Superior de Engenharia do Porto, R. Dr. António Bernardino Almeida, 4249-015 Porto, Portugal

^bLEPABE - Laboratory for Process Engineering, Environment, Biotechnology and Energy, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal

^cALiCE - Associate Laboratory in Chemical Engineering, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal

RESUMO

Os plásticos constituem, hoje em dia, uma preocupação a nível ambiental pelos impactos ambientais que provocam quer em terra quer no mar. Uma parte significativa dos plásticos residuais encontra-se nos resíduos urbanos, e é alvo da recolha indiferenciada ou seletiva. Os destinos comuns para estes resíduos são a deposição em aterro, a valorização energética e a valorização multimaterial. Neste trabalho consideraram-se vários cenários para o destino final dos plásticos e determinaram-se os respetivos impactos ambientais, tendo sido usada a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida e a base de dados *Ecoinvent version 3*. O Cenário 2, que considera apenas valorização energética e multimaterial, apresenta o maior valor para as alterações climáticas. O Cenário 3, que apenas considera a valorização multimaterial, apresenta o maior valor para todas as categorias exceto alterações climáticas, eutrofização e depleção do ozono. No entanto, quando os recursos são usados para produção de novos produtos (Cenários 4 e 5) verifica-se uma melhoria significativa na maioria das categorias de impacto.

Palavras-Chave: Alterações climáticas, deposição em aterro, impactos ambientais, valorização energética, valorização multimaterial.

doi: 10.22181/aer.2025.0202

* Autor para correspondência.
E-mail: ffm@isep.ipp.pt

LCA Contribution for Sustainable Management of Plastic Waste

Florinda F. Martins ^{a*}, Nídia Caetano ^{a,b,c}

^aInstituto Superior de Engenharia do Porto, R. Dr. António Bernardino Almeida, 4249-015 Porto, Portugal

^bLEPABE - Laboratory for Process Engineering, Environment, Biotechnology and Energy, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal

^cALiCE - Associate Laboratory in Chemical Engineering, Faculty of Engineering, University of Porto, Rua Dr. Roberto Frias, 4200-465 Porto, Portugal

ABSTRACT

Plastics are nowadays an environmental concern due to the environmental impacts they cause both on land and at sea. A significant fraction of the plastic waste ends up in municipal waste and are subject to commingled or separate collection. The common destinations for this waste are landfill disposal, energy recovery and multi-material recovery. In this work, several scenarios for the final destination of plastics were considered, and the corresponding environmental impacts were determined, using Life Cycle Assessment methodology and the Ecoinvent version 3 database. Scenario 2, which considers only energy and multi-material recovery, presents the highest value for climate change. Scenario 3, which considers only multi-material recovery, presents the highest values to all categories except climate change, eutrophication and photochemical oxidant formation. However, when the resources are used in the production of new products (Scenario 4 and 5) there is a significant improvement in most impact categories.

Keywords: Climate change, energy recovery, environmental impacts, landfilling, multi-material recovery

doi: 10.22181/aer.2025.0202

* Autor para correspondência.
E-mail: ffm@isep.ipp.pt

1 Resíduos Urbanos e Resíduos Plásticos em Portugal

Os resíduos urbanos geridos em Portugal em 2021 foram 5674439 t (Quadro 1), sendo uma parte significativa enviada para aterro (cerca de 50%), seguindo-se a valorização energética (22%), a valorização orgânica (16%) e a valorização multimaterial com o restante, representa o destino com menor representação (INE, 2021).

Estes dados evidenciam já que a quantidade enviada para aterro é bastante elevada, devendo procurar-se encaminhar os resíduos para outros destinos com potenciais menores impactos e mais de acordo com o preconizado na legislação e com o modelo da economia circular. No entanto, importa também determinar quais são os impactos ambientais associados a essas estratégias. Nesta medida, tomando como exemplo os resíduos biodegradáveis, estes deveriam ser encaminhados para valorização orgânica, libertando área nos aterros e evitando a emissão de biogás e de lixiviados, o que está de acordo com a legislação em vigor (Decreto-Lei n.º 102-D/2020, 2020). Os resíduos plásticos constituem também uma preocupação devido aos seus impactos ambientais negativos (Miguel et al., 2024; Sheriff et al., 2025) e o interesse pela economia circular aplicada a este tipo de resíduos tem crescido (Hsu et al., 2022).

Quadro 1. Resíduos urbanos produzidos em Portugal em 2021 e respetivo destino (INE, 2021)

	Total	Aterro	Valorização energética	Valorização orgânica	Valorização multimaterial
Quantidade (t)	5674439	2809418	1248077	892654	724290

De acordo com o Relatório Anual de Resíduos Urbanos (RARU) de 2021, os resíduos plásticos correspondem a cerca de 10,67% o que equivale a cerca de 605462,6 t (APA, 2021). Os valores calculados e apresentados no quadro 2 resultam do cálculo da percentagem tendo em conta os valores do Quadro 1, depois de retirados os resíduos que são encaminhados para valorização orgânica. Considerou-se que apenas são encaminhados para valorização orgânica resíduos biodegradáveis.

Quadro 2. Resíduos plásticos produzidos em Portugal em 2021 e respetivo destino (INE, 2021)

	Total	Aterro	Valorização energética	Valorização multimaterial
Quantidade (t)	605463	355724	158030	91708

A legislação em vigor (Decreto-Lei n.º 102-D/2020, 2020) refere a hierarquia das atividades de gestão dos resíduos e estabelece metas para a valorização de diversos fluxos, de entre os quais os plásticos de embalagem constituem um dos mais importantes. Acresce ainda que, a adoção de opções de gestão de resíduos deve basear-se em demonstrações do desempenho ambiental e socioeconómico de cada uma dessas opções. Assim, neste trabalho pretendeu-se avaliar o desempenho ambiental de diversas opções, através da avaliação dos impactos ambientais a elas associados. Para o efeito, estabeleceram-se diversos cenários de distribuição quantitativa dos resíduos de plásticos por destino.

2 Metodologia da Avaliação do ciclo de vida

A avaliação do ciclo de vida (ACV) permite determinar os impactos ambientais de um produto, serviço ou atividade. Preconiza uma abordagem que considera o ciclo de vida dos produtos desde a extração das matérias-primas, produção de partes do produto, produção do produto, o seu uso, até ao destino final. É frequentemente designada como sendo uma avaliação do berço-à-cova mas mais recentemente surgiu a designação do berço-ao-berço para evidenciar a importância da operação de reciclagem. As operações de transporte são também processos muito relevantes na maior parte dos casos. Esta metodologia tem quatro etapas, 1) definição do objetivo e âmbito, 2) inventário, 3) avaliação de impactos e 4) interpretação. Na primeira etapa pode-se indicar como especialmente relevantes a definição da unidade funcional e das fronteiras do sistema. Na segunda etapa são recolhidos todos os dados de entrada e de saída do sistema. Na terceira etapa, os dados do inventário são convertidos em indicadores que permitem fazer a avaliação dos potenciais impactos no ambiente, na saúde humana e nos recursos naturais e, por fim, na interpretação são analisados os resultados (Brito & Martins, 2017).

3 Cenários para o destino dos resíduos plásticos em Portugal

Neste trabalho pretendeu-se determinar os impactos ambientais associados aos plásticos residuais, considerando os destinos finais comuns (aterro, valorização energética e multimaterial) numa abordagem que considera vários cenários de distribuição quantitativa.

Em primeiro lugar foi considerada a base de referência que corresponde ao ano de 2021. A percentagem de plásticos nos resíduos é de 10,67% (RARU 2021) tal como já referido anteriormente.

Relativamente à unidade funcional foi considerado o tratamento dos resíduos plásticos para o ano de 2021. As fronteiras consideradas circunscrevem os processos em estudo para cada um dos cenários.

Foram considerados 5 cenários para a distribuição quantitativa dos resíduos de plásticos por destino de tratamento. A quantidade de resíduos plásticos para cada destino foi estimada conforme os valores do Quadro 2. No primeiro cenário, os destinos considerados foram o aterro e a valorização multimaterial. No segundo cenário, foram considerados a valorização energética e multimaterial. No terceiro cenário apenas foi considerada a valorização multimaterial. O quarto e o quinto cenários têm a ver com estratégias situadas no topo da hierarquia das atividades de gestão dos resíduos (prevenção) e visam uma diminuição de 25 e 50% da geração destes resíduos, mantendo-se contudo a atual distribuição pelos diferentes destinos (Quadro 3).

Quadro 3. Cenários para o destino dos resíduos plásticos em 2021

	Aterro (t)	Valorização energética (t)	Valorização multimaterial (t)
Base	355724	158030	91708
Cenário 1	355724 + 158030		91708
Cenário 2		355724 + 158030	91708
Cenário 3			355724 + 158030+91708
Cenário 4	0,75x355724	0,75x158030	0,75x91708
Cenário 5	0,5x355724	0,5x158030	0,5x91708

Depois da elaboração dos cenários, foram determinados os impactos ambientais correspondentes a cada um dos diferentes cenários, usando a base de dados Ecoinvent e considerando o modelo CML v4.8 2016 (Ecoinvent, 2023).

As categorias de impacto consideradas nesta avaliação foram Acidificação, Alterações climáticas, Ecotoxicidade: água doce, Ecotoxicidade: água marinha, Ecotoxicidade: terrestre, Recursos energéticos: não renováveis, Eutrofização, Toxicidade humana, Recursos materiais: metais/minerais, Depleção de ozono e Oxidação fotoquímica.

Foram considerados três processos relativos à Suíça (CH) dado que não estão disponíveis dados para Portugal: treatment of waste plastic, mixture, municipal incineration; treatment of waste plastic, mixture, sanitary landfill waste plastic, mixture e treatment of waste polyethylene terephthalate (PET), for recycling, unsorted, sorting. Este último processo foi escolhido para representar a operação de valorização multimaterial. Como não havia dados para mistura de plásticos, escolheu-se aquele material (PET) como sendo representativo da mistura de plásticos. Este processo inclui todos os processos de triagem dos resíduos até ao portão da fábrica.

4 Resultados

Os resultados obtidos para os diferentes cenários apresentam-se no Quadro 4. Os valores assinalados a cinzento representam uma melhoria relativamente à base de referência. O Cenário 1 apresentou melhoria em 7 categorias, o Cenário 2 em 4, o Cenário 3 em 3 e os Cenários 4 e 5, como expectável, melhoraram em todas as categorias, apresentando, portanto, menores impactos ambientais. O cenário 3 apresenta o maior valor para todas as categorias exceto alterações climáticas, eutrofização e depleção do ozono.

Quadro 4. Impactos ambientais correspondentes aos diferentes cenários

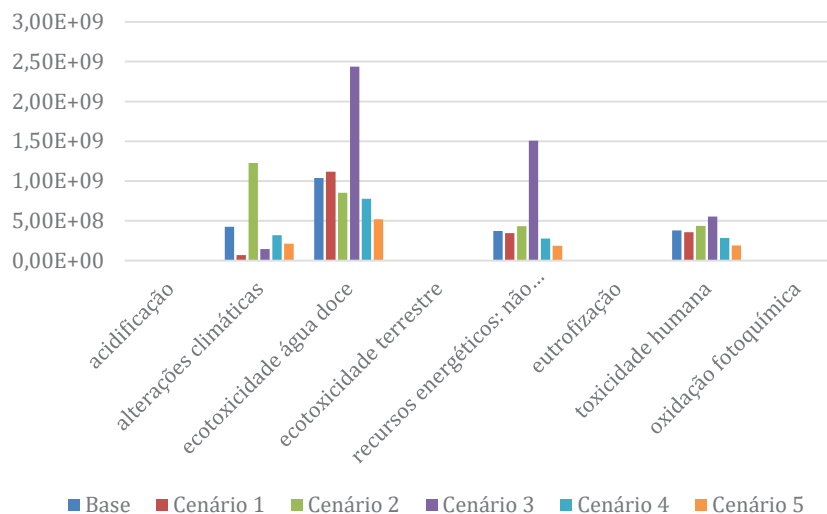
	Base	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5
Acidificação kg SO ₂ -Eq	1,34E+05	7,53E+04	2,65E+05	3,27E+05	1,00E+05	6,68E+04
Alterações climáticas kg CO ₂ -Eq	4,26E+08	7,03E+07	1,23E+9	1,43E+08	3,19E+08	2,13E+08
Ecotoxicidade: água doce kg 1,4-DCB-Eq	1,04E+09	1,12E+09	8,54E+08	2,44E+09	7,78E+08	5,19E+08
Ecotoxicidade: água marinha kg 1,4-DCB-Eq	2,68E+12	2,73E+12	2,56E+12	1,34E+13	2,01E+12	1,34E+12
Ecotoxicidade: terrestre kg 1,4-DCB-Eq	7,74E+05	8,43E+05	6,20E+05	2,77E+06	5,81E+05	3,87E+05
Recursos energéticos: não renováveis MJ	3,71E+08	3,44E+08	4,33E+08	1,51E+09	2,79E+08	1,86E+08
Eutrofização kg PO ₄ -Eq	2,39E+06	3,33E+06	2,82E+05	1,34E+05	1,80E+06	1,20E+06
Toxicidade humana kg 1,4-DCB-Eq	3,80E+08	3,56E+08	4,36E+08	5,52E+08	2,85E+08	1,90E+08
Recursos materiais: metais/ Minerais kg Sb-Eq	1,61E+02	1,27E+02	2,40E+02	7,59E+02	1,21E+02	8,07E+01
Depleção ozono kg CFC-11-Eq	2,47E+00	3,04E-01	7,35E+00	1,19E+00	1,85E+00	1,24E+00
Oxidação fotoquímica kg etileno-Eq	1,74E+04	1,55E+04	2,16E+04	3,73E+04	1,30E+04	8,69E+03

A Figura 1 representa os impactos ambientais em algumas categorias, para todos os cenários. Desta figura destacam-se alguns impactos associados ao Cenário 3 nomeadamente na Ecotoxicidade: água doce, nos recursos energéticos e Toxicidade: humana. No entanto, no Cenário 3 convém realçar que depois desta etapa estes recursos poderão ser usados no fabrico de novos produtos, havendo, portanto, uma extensão do

ciclo de vida. Nas Alterações climáticas, o maior valor é para o Cenário 2 que privilegia a valorização energética, o que faz sentido, tendo em conta o tipo de processo.

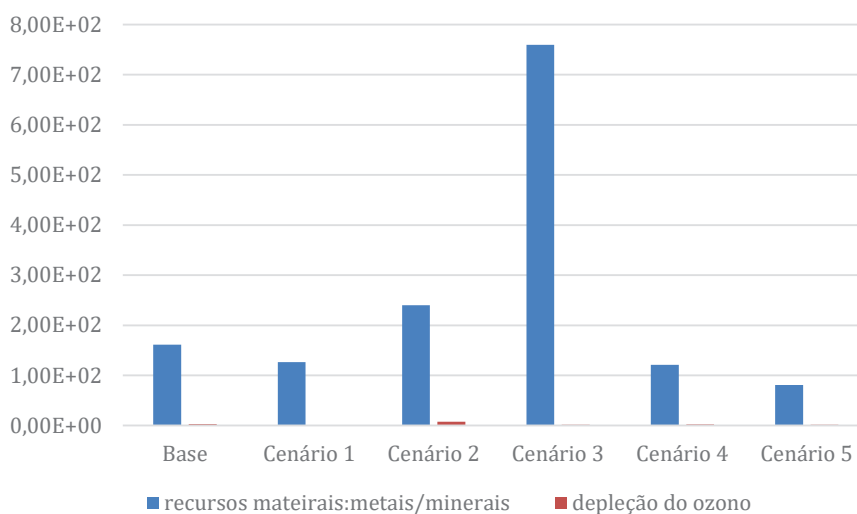
Na Figura 2 apresentam-se os impactos ambientais dos vários cenários para as restantes categorias, excetuando Ecotoxicidade: marinha. De destacar o impacto do Cenário 3 nos recursos materiais e o impacto do Cenário 2 na depleção de ozono.

Finalmente, a Figura 3 apresenta os impactos na categoria Ecotoxicidade: marinha. Destaque para o impacto do Cenário 3 nesta categoria. Os cenários base, 1 e 2 apresentam valores próximos, e com redução apenas os cenários 4 e 5, que atuam na diminuição da geração dos resíduos de plástico.



Acidificação kg SO₂-Eq; alterações climáticas kg CO₂-Eq, ecotoxicidade e toxicidade humana kg 1,4-DCB-Eq, , recursos energéticos MJ, eutrofização kg PO₄-Eq, recursos materiais kg Sb-Eq, depleção ozono kg CFC-11-Eq, oxidação fotoquímica kg etileno-Eq

Figura 1. Identificação dos impactos em algumas categorias de impacto



Acidificação kg SO₂-Eq; alterações climáticas kg CO₂-Eq, ecotoxicidade e toxicidade humana kg 1,4-DCB-Eq, , recursos energéticos MJ, eutrofização kg PO₄-Eq, recursos materiais kg Sb-Eq, depleção ozono kg CFC-11-Eq, oxidação fotoquímica kg etileno-Eq

Figura 2. Identificação dos impactos nas restantes categorias excetuando a ecotoxicidade marinha

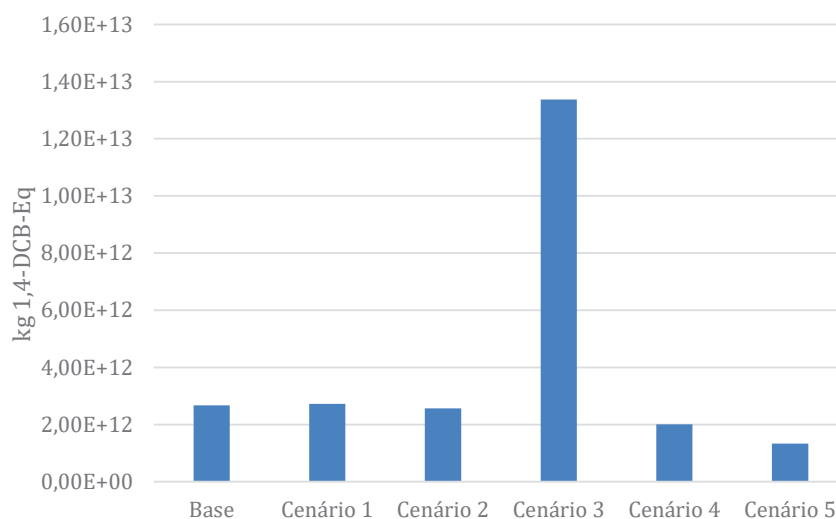


Figura 3. Impactos na categoria ecotoxicidade marinha para os diversos cenários de gestão de plásticos propostos.

O Cenário 3 tem como saída um material que poderá ser usado como matéria-prima para produzir novos plásticos. Considerando a produção de PET, determinaram-se os impactos da substituição de matéria-prima virgem por este produto. Um fator de correção é muitas vezes incluído em estudos de ACV para incorporar a perda de qualidade. Neste caso, considerou-se um valor de 70%, que é o valor mais desfavorável (Harst et al., 2016). Considerando a produção correspondente ao plástico, pode ser contabilizada a substituição de material virgem, utilizando neste caso o processo polyethylene terephthalate production, granulate, bottle grade para a Europa. Os resultados são apresentados no Quadro 5. Verificaram-se melhorias acentuadas em todas as categorias exceto na Ecotoxicidade: água doce e Ecotoxicidade: marinha

Quadro 5. Impactos ambientais correspondentes ao Cenário 3 e Cenário 3 mais substituição

	Cenário 3	Cenário 3 mais substituição de material virgem
Acidificação kg SO ₂ -Eq	3,27E+05	-1,40E+06
Alterações climáticas kg CO ₂ -Eq	1,43E+08	-3,60E+08
Ecotoxicidade: água doce kg 1,4-DCB-Eq	2,44E+09	2,23E+09
Ecotoxicidade: água marinha kg 1,4-DCB-Eq	1,34E+13	1,29E+13
Ecotoxicidade: terrestre kg 1,4-DCB-Eq	2,77E+06	-4,03E+06
Recursos energéticos: não renováveis MJ	1,51E+09	-1,04E+10
Eutrofização kg PO ₄ -Eq	1,34E+05	-4,21E+05
Toxicidade humana kg 1,4-DCB-Eq	5,52E+08	-6,17E+06
Recursos materiais: metais/minerais kg Sb-Eq	7,59E+02	-6,54E+04
Depleção ozono kg CFC-11-Eq	1,19E+00	-1,80E+03
Oxidação fotoquímica kg etileno-Eq	3,73E+04	-1,05E+05

5 Conclusões

Neste trabalho foram considerados vários cenários para o destino dos resíduos plásticos. O Cenário 3, que considera somente a valorização multimaterial, apresenta impactos significativos na acidificação, nos recursos energéticos, nos recursos materiais, na toxicidade humana, na ecotoxicidade: água doce, ecotoxicidade: terrestre, ecotoxicidade: marinha e oxidação fotoquímica. No entanto, estes recursos poderão ser usados no fabrico de novos produtos, havendo, portanto, uma extensão do ciclo de vida, em consonância com a economia circular, e evitando o uso de materiais virgens. Quando isso é considerado verifica-se uma melhoria significativa na maioria das categorias de impacto. Nas alterações climáticas, o maior valor é observado para o Cenário 2, que privilegia a valorização energética, o que faz sentido tendo em conta o tipo de processo. Também aqui há a considerar a potencial redução da utilização de fontes fósseis para a produção de energia, o que pode de algum modo ter um contributo positivo. O Cenário 1 apresenta o maior impacto para a eutrofização.

Agradecimentos

Este trabalho foi financiado por fundos nacionais através da FCT/MCTES (PIDDAC): LEPABE, UIDB/00511/2020 (DOI: 10.54499/UIDB/00511/2020) e UIDP/00511/2020 (DOI: 10.54499/UIDP/00511/2020) e ALiCE, LA/P/0045/2020 (DOI: 10.54499/LA/P/0045/2020).

Referências

- APA, Agência Portuguesa do Ambiente (2022), Relatório Anual Resíduos Urbanos 2021
- Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de dezembro de 2020
- Ecoinvent, <https://ecoinvent.org>, acedido em setembro de 2024
- Harst, E., Van der Potting, J., Kroeze, C. (2016). Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups, *Waste Management* 48, 565-583
- INE (2021), <https://www.ine.pt/>, acedido em setembro de 2024
- Brito, M., & Martins, F. (2017). Life cycle assessment of butanol production. *Fuel*, 208. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.07.050>
- Hsu, W. T., Domenech, T., & McDowall, W. (2022). Closing the loop on plastics in Europe: The role of data, information and knowledge. *Sustainable Production and Consumption*, 33, 942-951. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2022.08.019>
- Miguel, I., Santos, A., Venâncio, C., & Oliveira, M. (2024). Knowledge, concerns and attitudes towards plastic pollution: An empirical study of public perceptions in Portugal. *Science of the Total Environment*, 906(July 2023). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167784>
- Sheriff, S. S., Yusuf, A. A., Akiyode, O. O., Hallie, E. F., Odoma, S., Yambasu, R. A., Thompson-Williams, K., Asumana, C., Gono, S. Z., & Kamara, M. A. (2025). A comprehensive review on exposure to toxins and health risks from plastic waste: Challenges, mitigation measures, and policy interventions. *Waste Management Bulletin*, 3(3). <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2025.100204>

Co-Compostagem de Lamas e Biorresíduos em Unidade Piloto: Avaliação Técnica e Ambiental para Aplicação Agroflorestal

Beatriz Bettencourt^a, José Gomes-Laranjo^{a,b}, Teresa Pinto^{a,b}, Isabel Bentes^{a,c}, Luís Teixeira^d, Paulo Praça^d, Rafael Vaz^d, Carlos Afonso Teixeira^{a,b,}*

^a Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados, 5000-801, Vila Real, Portugal

^b CITAB - Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Quinta de Prados, 5000-801, Vila Real, Portugal

^c C-MADE - Centro de Materiais e Tecnologias de Construção, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal

^d Resíduos do Nordeste, EIM, S.A., Rua Fundação Calouste Gulbenkian, 5370-340 Mirandela, Portugal

RESUMO

A co-compostagem de lamas e biorresíduos para obtenção de biofertilizantes, explorada no projeto GREENValue, teve por objetivo otimizar processos através de estratégias inovadoras de estruturação e monitorização. No desenvolvimento da unidade piloto, foram implementados instrumentos de integração de dados para potencializar a eficiência operacional. Adotando uma estruturação alternada de camadas de lamas com materiais de revestimento, duas proporções de “lamas: biorresíduos” foram avaliadas. A monitorização incluiu parâmetros essenciais, com destaque para temperatura, humidade e relação C/N (carbono/azoto). Os resultados preliminares, representados por variações de temperatura, sugerem distintos padrões termofílicos nas proporções de lamas e resíduos avaliadas, com a pilha 1:2 a demonstrar uma possível maturação prematura. Os dados preliminares obtidos nas análises físico-químicas e microbiológicas sugerem que os compostos cumprem os requisitos legais aplicáveis e demonstram potencial para utilização em contextos agroflorestais. Estas conclusões contribuirão para a produção de compostos em conformidade com a legislação nacional e com potencial agronómico comprovado, destinados à revitalização de áreas desertificadas, contribuindo para a economia circular.

Palavras-Chave: Co-compostagem, biofertilizantes, desertificação, economia circular

doi: 10.22181/aer.2025.0203

*Autor para correspondência
E-mail: cafonso@utad.pt

Co-Composting of Sludge and Organic-Waste in a Pilot Unit: Technical and Environmental Assessment for Agroforestry Application

Beatriz Bettencourt^a, José Gomes-Laranjo^{a,b}, Teresa Pinto^{a,b}, Isabel Bentes^{a,c}, Luís Teixeira^d, Paulo Praça^d, Rafael Vaz^d, Carlos Afonso Teixeira^{a,b}*

^a Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Quinta de Prados, 5000-801, Vila Real, Portugal

^b CITAB - Centro de Investigação e Tecnologias Agroambientais e Biológicas, Quinta de Prados, 5000-801, Vila Real, Portugal

^c C-MADE - Centro de Materiais e Tecnologias de Construção, Universidade da Beira Interior, Covilhã, Portugal

^d Resíduos do Nordeste, EIM, S.A., Rua Fundação Calouste Gulbenkian, 5370-340 Mirandela, Portugal

ABSTRACT

The co-composting of sludge and organic-waste for the production of biofertilizers, explored in the GREENValue project, aimed to optimize processes through innovative structuring and monitoring strategies. In the development of the pilot unit, tools for efficient data integration were implemented to enhance operational efficiency. Adopting an alternating layering structure with covering materials, two “sludge:organic waste” ratios were evaluated. Monitoring included essential parameters, with a focus on temperature, humidity, and C/N ratio (carbon/nitrogen ratio). Preliminary results, represented by temperature variations, suggest distinct thermophilic patterns in the evaluated sludge and organic waste ratios, with the 1:2 pile indicating a possible premature maturation. Preliminary data from physicochemical and microbiological analyses suggest that the compost meet applicable legal requirements and show potential for use in agroforestry contexts. These conclusions will contribute to the production of compost compliant with national legislation and with proven agronomic potential in the revitalization of desertified areas, furthering the circular economy.

Keywords: Co-composting, biofertilizers, desertification, circular economy.

doi: 10.22181/aer.2025.0203

* Corresponding author
E-mail: cafonso@utad.pt

1 Introdução

A gestão sustentável das lamas provenientes de estações de tratamento de águas residuais (ETAR), bem como dos resíduos orgânicos urbanos, constitui um dos principais desafios para a transição para a economia circular em Portugal. Estes fluxos, frequentemente tratados como resíduos de difícil valorização, possuem, no entanto, um potencial significativo enquanto recursos para a regeneração de solos e substituição parcial de fertilizantes sintéticos. A valorização material destas matérias orgânicas alinha-se com os princípios da economia circular definidos pelas políticas europeias de resíduos, contribuindo para a redução das emissões de gases com efeito de estufa (GEE), a conservação de nutrientes e a melhoria da qualidade dos solos (Nordahl et al., 2020).

A co-compostagem, entendida como o processamento conjunto de lamas de ETAR com biorresíduos urbanos, tem vindo a afirmar-se como uma alternativa tecnicamente viável e ambientalmente benéfica. Este processo biológico aeróbio promove a degradação controlada da matéria orgânica, conduzindo à produção de um composto higienizado e estabilizado, com potencial de aplicação agrícola e florestal (Nguyen et al., 2020). A combinação sinérgica entre lamas, geralmente ricas em azoto e humidade, e biorresíduos, com elevado teor de carbono, permite ajustar a relação C/N da mistura, otimizando as condições microbiológicas para o processo e melhorando a qualidade do composto final (Anwar et al., 2015; Mortula et al., 2016; Grgas et al., 2023).

Apesar do crescente corpo de evidência científica internacional, a aplicação sistemática da co-compostagem em contexto operacional português permanece limitada, com a maioria dos estudos confinados a ensaios laboratoriais ou a pequenas experiências agrícolas. Faltam ainda dados empíricos que demonstrem a exequibilidade técnica da co-compostagem em instalações existentes, bem como o seu impacto ambiental efetivo - nomeadamente ao nível da mitigação das emissões de GEE associadas ao desvio de resíduos orgânicos do aterro (Gao et al., 2022; Pereira e Silva, 2023).

O presente estudo procura colmatar essa lacuna, explorando a co-compostagem de lamas de ETAR com biorresíduos urbanos em escala piloto e sob condições operacionais reais, utilizando infraestruturas existentes na região do Nordeste Transmontano, Portugal. A abordagem visa testar diferentes proporções de mistura e analisar o desempenho do processo em termos técnicos, ambientais e agronómicos, contribuindo para a valorização de fluxos urbanos e agroindustriais e para a recuperação de solos empobrecidos - em consonância com as estratégias nacionais e europeias de descarbonização, economia circular e combate à desertificação (Resíduos do Nordeste, 2021; Bettencourt et al., 2023; Teixeira et al., 2024).

2 Objetivos

O presente estudo teve como principais objetivos avaliar a viabilidade técnica, ambiental e agronómica da co-compostagem de lamas de ETAR com biorresíduos urbanos, em escala piloto e em condições reais de operação. Pretendeu-se, ainda, analisar a conformidade legal e a qualidade final dos compostos para aplicação em solos degradados, estimar o potencial de mitigação de emissões de gases com efeito de estufa (GEE), face ao cenário convencional de deposição em aterro, e avaliar a viabilidade operacional da solução na Unidade de Tratamento Mecânico e Biológico (UTMB) da empresa Resíduos do Nordeste.

3 Materiais e Métodos

A metodologia adotada foi estruturada de forma a garantir rigor técnico, coerência com os objetivos propostos e possibilidade de replicação em contextos operacionais semelhantes. A avaliação inicial das instalações foi essencial para otimizar os sistemas de tratamento. Foram abordadas questões logísticas relativas ao encaminhamento e recepção das lamas da ETAR de Mirandela, caracterização físico-química e microbiológica das matérias-primas, estruturação e monitorização das pilhas de compostagem, bem como o refinamento e análise do composto maturado, proporcionando uma visão integrada do protocolo adotado.

3.1 Modelo conceptual do processo operacional da co-compostagem

O projecto-piloto de co-compostagem decorreu na UTMB do Parque Ambiental do Nordeste Transmontano, explorada pela empresa intermunicipal Resíduos do Nordeste. Esta infraestrutura (Figura 1) foi selecionada como unidade piloto pelas suas características físicas e capacidade instalada, permitindo integrar fluxos de resíduos urbanos indiferenciados e lamas de depuração. Inicialmente, procedeu-se a uma análise técnica da UTMB, avaliando-se as condições físicas das zonas de receção, processamento e armazenamento, bem como a logística de transporte de lamas entre a ETAR de Mirandela e a UTMB (Bettencourt et al., 2023; Teixeira et al., 2024).

Na ETAR, as lamas (primárias e secundárias) passam por espessamento e digestão anaeróbia, reduzindo volume, carga orgânica e patogénicos. Posteriormente, são desidratadas por filtro-prensa, diminuindo o teor de água e facilitando o transporte. Apesar da desidratação, preservam elevado teor de humidade e potencial biodegradável, exigindo cuidados no transporte para evitar odores e derrames. O transporte é efetuado em camiões herméticos, assegurando segurança ambiental e preservação das características do material.

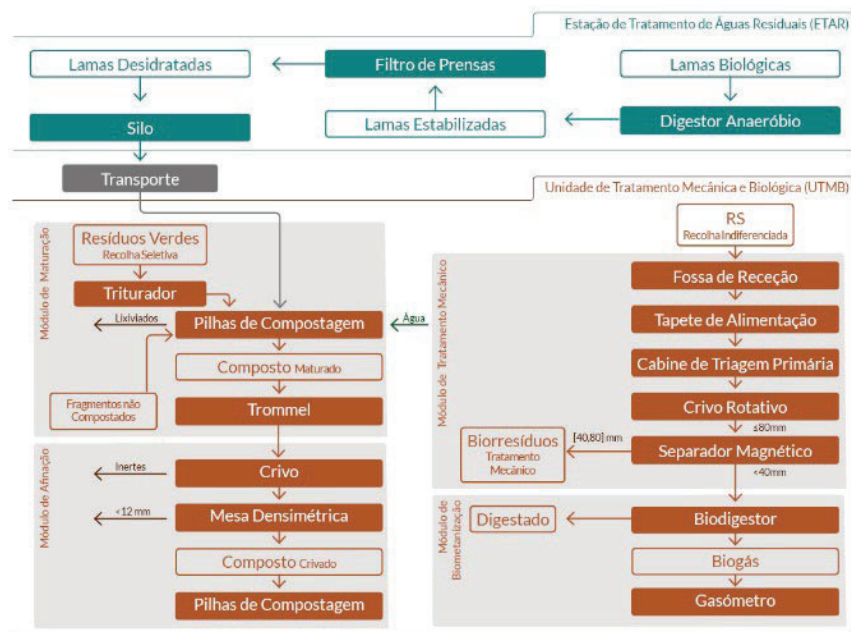


Figura 1. Fluxograma logístico das operações

À chegada à UTMB, as lamas são pesadas, registadas e acondicionadas temporariamente. São recolhidas amostras representativas para análises laboratoriais na Universidade de Trás-os-

Montes e Alto Douro (UTAD), verificando-se parâmetros de segurança e conformidade legal. Confirmada a sua adequação, as lamas seguem para co-compostagem com biorresíduos.

Os biorresíduos consistiram na fração orgânica proveniente da triagem mecânica e manual dos resíduos urbanos indiferenciados (restos alimentares e resíduos verdes), recolhidos na própria UTMB. Este material, com elevado teor de carbono, funcionou como estruturante, equilibrando a relação C/N da mistura.

3.2 Estratégias de estruturação e monitorização da co-compostagem

A seleção das proporções de mistura foi crítica, dado o impacto direto sobre a eficiência da compostagem e a qualidade do produto final. Com base em análises laboratoriais prévias, determinaram-se duas proporções experimentais: 1:2 e 1:3 (lamas: biorresíduos, em peso fresco). As lamas, ricas em azoto, apresentavam baixa relação C/N, ao passo que os biorresíduos tinham teor elevado de carbono.

Os materiais foram previamente preparados: homogeneização das lamas e trituração dos biorresíduos. A humidade inicial foi mantida entre 50–85%, valores adequados para início da compostagem. As misturas preparadas garantiram uma relação C/N global entre 25:1 e 30:1, considerada ótima.

3.3 Ensaio piloto: estruturação e monitorização

O ensaio decorreu entre março e dezembro de 2023, em duas pilhas estáticas ao ar livre (1:2 e 1:3), correspondentes à segunda fase do processo, posterior à compostagem inicial em túneis com arejamento forçado. As pilhas tinham cerca de 2 × 2 × 1,5 m e foram estruturadas em camadas alternadas, com quantidades proporcionais de lamas e biorresíduos (Figura 2), conforme caracterizado na Tabela 1.

Tabela 1. Caracterização das pilhas experimentais de co-compostagem: proporções de mistura e massas

Pilha	Proporção (lamas: biorresíduos)	Massa inicial (lamas + biorresíduos)
Pilha 1:2	1:2 (1 parte de lamas : 2 partes de biorresíduo)	~750 kg (cerca de 250 kg de lamas + 500 kg de biorresíduos)
Pilha 1:3	1:3 (1 parte de lamas : 3 partes de biorresíduo)	~1000 kg (cerca de 250 kg de lamas + 750 kg de biorresíduos)

A monitorização incluiu temperatura (com sondas centrais e superficiais), humidade gravimétrica, e avaliação indireta da oxigenação. Foram realizados volteios quinzenais (cerca de 18 no total), ajustando-se humidade e aeração sempre que necessário.

A pilha 1:2 registou um pico térmico mais rápido e arrefeceu mais cedo. Já a pilha 1:3 manteve temperaturas elevadas por mais tempo. Estas dinâmicas térmicas serão analisadas detalhadamente na secção de Resultados.



Figura 2. (A) Estruturação de pilhas; (B) Estrutura final das pilhas

3.4 Afinação e análise laboratorial

Após 60 dias de compostagem ativa, seguiu-se uma fase de maturação de cerca de sete meses, com reviramentos mensais. No final, o volume reduziu-se em aproximadamente dois terços. O composto maturado foi peneirado com malha de 20 mm e submetido a separação densimétrica, permitindo a remoção de contaminantes inorgânicos (Figura 3). Os materiais inertes recuperados foram encaminhados para utilização como material de cobertura em aterro.



Figura 3. Afinação e crivagem do composto: (A) Trommel; (B) Crivo; (C) Mesa densimétrica; (D) Armazenamento

As amostras do composto final foram analisadas segundo metodologias normalizadas, com avaliação de parâmetros físico-químicos (pH, condutividade elétrica, matéria orgânica, macro e micronutrientes), metais pesados e indicadores sanitários (*Escherichia coli*, *Salmonella* spp.). Os

resultados confirmaram que ambos os compostos cumpriram os critérios legais de qualidade, sendo classificados como corretivos orgânicos de Classe II A, de acordo com o Decreto-Lei n.º 30/2022, que estabelece o regime jurídico de matérias fertilizantes, e com a Portaria n.º 185/2022, que define os tipos de matérias fertilizantes não harmonizadas.

4 Discussão de Resultados Preliminares

Os resultados obtidos na experiência piloto de co-compostagem mostram-se promissores e permitem avaliar a eficácia inicial do processo. A caracterização microbiológica e físico-química das lamas (Tabela 2) indica a sua adequação para co-compostagem, graças à sua rica matéria orgânica e equilíbrio de nutrientes. Contudo, o alto teor de humidade e a presença de metais pesados requerem atenções específicas. Consequentemente, as proporções 1:2 e 1:3 de lamas:biorresíduos foram adotadas para ajustar a humidade, aprimorar a relação C/N e diluir possíveis contaminantes, garantindo assim uma decomposição adequada e a produção de compostos nutritivos e não tóxicos.

Tabela 2. Caracterização microbiológica e físico-química das lamas

Parâmetros	Resultados
<i>Escherichia coli</i>	< 1000 células/g
<i>Salmonella</i> sp.	ausente em 25 g
valor de pH**	5,5
condutividade eléctrica (1:5)**	0,37 dS m ⁻¹
teor de humidade	880,7 g kg ⁻¹
teor de matéria orgânica*	768,2 g MO kg ⁻¹
teor de carbono orgânico*	445,6 g C kg ⁻¹
teor de azoto*	70,6 g N kg ⁻¹
teor de fósforo*	11,94 g P kg ⁻¹
teor de potássio*	5,2 g K kg ⁻¹
teor de cálcio*	11,0 g Ca kg ⁻¹
teor de magnésio*	3,77 g Mg kg ⁻¹
teor de enxofre*	11,4 g S kg ⁻¹
teor de boro*	20,2 mg B kg ⁻¹
teor de cobre*	302,1 mg Cu kg ⁻¹
teor de zinco*	1081,1 mg Zn kg ⁻¹
teor de ferro*	11213 mg Fe kg ⁻¹
teor de manganês*	347 mg Mn kg ⁻¹
teor de níquel*	22,2 mg Ni kg ⁻¹
teor de cádmio*	1,55 mg Cd kg ⁻¹
teor de chumbo*	32,3 mg Pb kg ⁻¹
teor de crómio*	29 mg Cr kg ⁻¹
teor de mercúrio*	378 mg Hg kg ⁻¹
relação C/N	6.3
azoto amoniacal*	14 mg N kg ⁻¹
azoto nítrico*	7 mg N kg ⁻¹

*valores referidos à matéria seca; **valores referidos ao material original

Após a construção das pilhas, a temperatura e humidade foram monitorizadas ao longo do processo. A análise dos dados de temperatura (Figura 4) das pilhas 1:2 e 1:3 evidencia distintos

padrões termofílicos durante a compostagem. A pilha 1:2 demonstrou uma fase termofílica mais breve e uma transição mais rápida para temperaturas mais baixas, indicando uma potencial estabilização e maturação prematura do composto. Esta tendência sugere que a proporção de lamas e resíduos na pilha 1:2 favorece uma rápida atividade microbiana inicial, mas talvez não sustente uma decomposição prolongada, levando a uma finalização precoce do processo.

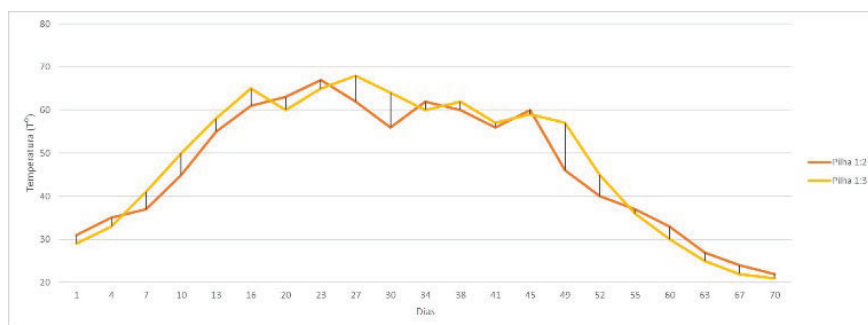


Figura 4. Evolução da temperatura nas pilhas de compostagem

Por outro lado, a pilha 1:3 revelou uma persistência mais prolongada na fase termofílica, com temperaturas elevadas no seu núcleo por um período mais extenso, implicando uma atividade microbiana robusta e contínua. Contudo, essa intensidade prolongada pode também indicar que o equilíbrio entre os resíduos verdes e as lamas na pilha 1:3 não seja o ideal, resultando numa compostagem mais demorada. Essa demora, embora possa produzir um composto mais maturado, pode também implicar custos operacionais adicionais e exigir monitorização mais extensiva para evitar problemas como emissões excessivas de odores ou perda de nutrientes.

Durante o processo de compostagem, que teve uma duração aproximada de 60 dias, observou-se uma redução significativa no volume da pilha, registando perdas de cerca de dois terços do volume inicial.

Os resultados da humidade das pilhas (Figura 5) evidenciam diferenças significativas entre as proporções de mistura testadas. A pilha 1:2 apresentou valores médios de humidade mais elevados e maior variabilidade ao longo do processo. Esta oscilação poderá estar relacionada com a menor quantidade de biorresíduos na mistura, o que reduz a capacidade de absorção e regulação da humidade proveniente das lamas. Em contraste, a pilha 1:3 demonstrou maior estabilidade, com valores mais baixos e consistentes de humidade, o que implicou menor necessidade de volteios e otimização da gestão operacional.

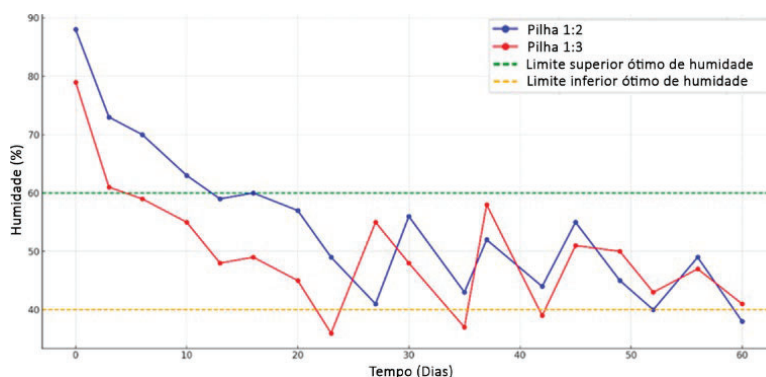


Figura 5. Evolução da humidade nas pilhas de compostagem

Ambos os compostos produzidos nas proporções 1:2 e 1:3 demonstraram viabilidade para aplicação no solo, sendo classificados como matérias fertilizantes não harmonizadas de Classe

II A, conforme o disposto no Decreto-Lei n.º 30/2022, de 11 de abril, e na Portaria n.º 185/2022, de 21 de julho. A Tabela 3 apresenta os resultados da caracterização físico-química e microbiológica dos compostos. As relações C/N situaram-se entre 14,74 (traço 1:2) e 12,45 (traço 1:3), evidenciando compostos estabilizados, com boa capacidade de mineralização e aptidão para uso agrícola.

Tabela 3. Caracterização físico-química e microbiológica dos compostos

Teste	Parâmetro	Unidade	LoQ	Composto 1:2	Composto 1:3
Substância Seca (105 °C) Composto	Humidade	Ma.-% Produto Bruto	0,01	17,60	20,20
	Matéria seca	Ma.-% Produto Bruto	0,01	82,40	79,80
Condutividade/Conteúdo de Sal Composto	Conteúdo de sal	g/L Produto Bruto	1,00	8,40	11,50
	Condutividade	µS/cm	1	3 188	4 368
Valor de pH Composto	pH		0,03	7,90	8,30
Grau de decomposição (I-V) Composto	Temperatura máxima	°C		22	22
	Grau de decomposição			5	5
Azoto Total Composto - Kjeldahl Modificado	Azoto total	% (p/p) dm	0,03	1,04	1,62
	Azoto total	mg/kg dm		10 400	16 200
Azoto Amoniacal e Nítrico CaCl₂ Composto	Azoto amoniacal (NH ₄ -N) - [CaCl ₂]	mg/L Produto Bruto	0,20	158,10	71,90
	Azoto amoniacal (NH ₄ -N) - [CaCl ₂]	mg/kg dm		257,50	126,90
	Azoto nítrico (NO ₃ -N) - [CaCl ₂]	mg/L Produto Bruto	0,30	259,20	417,10
	Azoto nítrico (NO ₃ -N) - [CaCl ₂]	mg/kg dm		422	736,10
Fósforo Composto	Fósforo P ₂ O ₅ (calculado)	% (p/p) dm		0,53	1,04
	Fósforo P ₂ O ₅ (calculado)	mg/kg dm		5 271	10 360
Potássio Composto	Potássio K ₂ O (calculado)	% (p/p) dm		0,76	1,45
	Potássio K ₂ O (calculado)	mg/kg dm		7 639	14 490
Magnésio Composto	Magnésio MgO (calculado)	% (p/p) dm		0,77	1,01
	Magnésio MgO (calculado)	mg/kg dm		7 662	10 090
Cálcio Composto	Cálcio CaO (calculado)	% (p/p) dm		3,28	4,81
	Cálcio CaO (calculado)	mg/kg dm		32 840	48 140
Chumbo Composto	Chumbo (Pb)	mg/kg dm	0,66	60,50	81,50
Boro Composto	Boro (B)	mg/kg dm	0,33	36,90	67,80
Cádmio Composto	Cádmio (Cd)	mg/kg dm	0,33	1,0	1,3
Crómio Composto	Crómio (Cr)	mg/kg dm	0,33	58,80	76,70
Cobre Composto	Cobre (Cu)	mg/kg dm	0,33	121,10	122,40
Níquel Composto	Níquel (Ni)	mg/kg dm	0,33	26,60	36,20
Zinco Composto	Zinco (Zn)	mg/kg dm	1,33	215,90	387,40
Enxofre Composto	Enxofre (S)	mg/kg dm	3,33	20621	4 081
Mercúrio Composto	Mercúrio (Hg)	mg/kg dm	0,03	0,18	0,28
Cobalto Composto	Cobalto (Co)	mg/kg dm	0,33	4,90	6,50
Selénio Composto	Selénio (Se)	mg/kg dm	0,002	0,20	0,40
Molibdénio Composto	Molibdénio (Mo)	mg/kg dm	2	< 2	2,40
Matéria orgânica Composto	Matéria orgânica (450°C)	% (p/p) dm	0,1	27,6	36,30
Cálculo C/N	Método de Cálculo	%		14,74	12,45
	Teste de Cálculo a ser adicionado	%		15,33	20,17
Sementes Germináveis Composto	semente germinável e partes de vegetais	Número/L Produto Bruto		0	0
Análises de Peneiração (1-25mm)	Partícula (> 25 mm)	% (p/p) dm	0,1	< 0,1	< 0,1
	Partícula (20 - 25 mm)	% (p/p) dm	0,1	< 0,1	< 0,1
	Partícula (10-20 mm)	% (p/p) dm	0,1	1,2	0,6
	Partícula (5-10 mm)	% (p/p) dm	0,1	14,1	12,5
	Partícula (2-5 mm)	% (p/p) dm	0,1	25,2	25,2
	Partícula (1-2 mm)	% (p/p) dm	0,1	21,3	21,9
	Partícula (< 1 mm)	% (p/p) dm	0,1	38,3	39,8

A análise nutricional revelou um perfil equilibrado de macronutrientes, com destaque para os teores de azoto, fósforo e potássio. O composto 1:3 evidenciou teores superiores de matéria orgânica e azoto total, o que favorece a retenção de água e a capacidade de troca catiónica - propriedades vantajosas para solos degradados ou suscetíveis à desertificação.

Os valores de metais pesados mantiveram-se abaixo dos limites legais, garantindo a segurança ambiental dos compostos. A ausência de sementes germináveis e de patogênicos como *Salmonella* spp. e *E. coli* comprova a eficiência higiénica do processo (Tabela 4).

Do ponto de vista granulométrico, o composto 1:2 apresentou ligeiras limitações, como menor teor de matéria orgânica e maior proporção de partículas entre 10–20 mm, sugerindo a necessidade de otimização da crivagem.

Tabela 4. Parâmetros microbiológicos dos compostos

Teste	Parâmetro	Unidade	Composto 1:2	Composto 1:3
<i>Salmonella</i> spp 25g	<i>Salmonella</i> spp.	ufc/25 g	Negativo	Negativo
<i>Escherichia coli</i> Composto	<i>Escherichia coli</i>	cfu/g	<1.0E1	<1.0E1

A avaliação da sustentabilidade ambiental da solução proposta, baseada na mitigação de emissões de gases com efeito de estufa (GEE), foi realizada através de uma abordagem de Análise de Ciclo de Vida (ACV). Para tal, considerou-se todo o percurso das lamas desde a sua saída da ETAR de Mirandela até ao seu destino final - a UTMB da Resíduos do Nordeste - e a subsequente deposição em aterro anexo. A unidade funcional adotada para a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) foi "1 tonelada de lama tratada", permitindo quantificar comparativamente os impactos associados ao destino final convencional (aterro) e à solução proposta. Os processos considerados incluíram o transporte das lamas, a co-compostagem com biorresíduos urbanos e, no cenário convencional, a deposição direta em aterro.

A mitigação de emissões de gases com efeito de estufa (GEE) estimada situa-se entre 1,16 e 1,56 toneladas de CO₂ equivalente (CO₂e) evitadas por cada tonelada de lamas estabilizada através da co-compostagem com biorresíduos. Esses valores resultam da comparação com o cenário de deposição em aterro, considerando o ciclo completo desde a saída da ETAR até ao destino final dos materiais. Quando considerada a produção final de composto - resultante da valorização conjunta de lamas e biorresíduos-, a mitigação situa-se entre 1,75 e 2,07 t CO₂e evitadas por tonelada de composto produzido, refletindo a eficiência climática global do processo.

Na ETAR de Mirandela, com uma produção anual de aproximadamente 550 toneladas de lamas, estima-se que o seu desvio do aterro permita evitar cerca de 196 t CO₂e /ano. A co-compostagem dessas lamas, envolvendo entre 1.100 e 1.650 toneladas anuais de biorresíduos, resultaria numa mitigação adicional de 440 a 660 t CO₂e /ano. No total, estima-se uma redução de emissões na ordem dos 640 a 860 t CO₂e /ano, com a produção estimada de 367 a 489 toneladas de composto orgânico por ano.

Estes resultados confirmam o potencial técnico e ambiental da solução testada, embora se reconheça a necessidade de estudos complementares para avaliar a eficácia agronómica em campo e a viabilidade económica da sua implementação em larga escala. Do ponto de vista económico e operacional, a escalabilidade da solução dependerá de análises adicionais relacionadas com logística, custos de implementação, retorno da valorização e aceitação do composto pelo mercado. Estes aspetos deverão ser contemplados em estudos futuros, juntamente com avaliações de ciclo de vida mais abrangentes e análises comparativas com outras tecnologias de valorização orgânica, como a digestão anaeróbia.

5 Conclusões

O presente estudo demonstrou, em condições operacionais reais, a viabilidade técnica e ambiental da co-compostagem de lamas de ETAR com biorresíduos urbanos, resultando na produção de um composto orgânico higienizado, estabilizado e legalmente enquadrado como fertilizante de Classe II A. As duas proporções testadas (1:2 e 1:3, lamas: biorresíduos) evidenciaram comportamentos distintos, tendo a proporção 1:3 revelado melhor desempenho em termos de estabilização da matéria orgânica e qualidade agronômica do composto final.

A análise do ciclo de vida indicou um potencial de mitigação entre 1,16 e 1,56 t CO₂e por tonelada de lamas tratada, e entre 1,75 e 2,07 t CO₂e por tonelada de composto produzido. Aplicada à ETAR de Mirandela, esta solução permitiria evitar anualmente entre 640 e 860 t CO₂e, com a valorização de até 489 toneladas de composto por ano.

Os resultados obtidos validam a eficácia técnica e ambiental da solução testada, recomendando-se a sua aplicação em ensaios de campo e a realização de estudos complementares sobre a viabilidade económica da implementação em larga escala. A co-compostagem revela-se, assim, uma via promissora para a valorização de resíduos orgânicos, contribuindo de forma efetiva para os objetivos da economia circular, neutralidade carbónica e regeneração de solos degradados.

Agradecimentos

O presente trabalho foi desenvolvido no âmbito do projeto GREENValue – Valorização da Geração de Recursos em Espaço Natural (POCI-07-62G4-FEDER-181589), e da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), no contexto do projeto UIDB/04033/2020.

Os autores expressam o seu reconhecimento às entidades Águas do Norte e Resíduos do Nordeste, cuja colaboração foi determinante para a execução deste estudo. O apoio logístico, a disponibilização de infraestruturas e recursos técnicos, bem como a competência e profissionalismo evidenciados, constituíram um contributo essencial para a qualidade científica e relevância aplicada da investigação realizada.

Referências Bibliográficas

- Anwar, Z., Irshad, M., Fareed, I., & Saleem, A. (2015). Characterization and recycling of organic waste after co-composting – a review. *Journal of Agricultural Science*, 7(4), 68–79.
- Bettencourt, B., Gomes-Laranjo, J., Pinto, T., Bentes, I., Teixeira, L., Praça, P., Vaz, R., & Teixeira, C. (2023, novembro 15–18). Economia circular no combate à desertificação: Otimização de processos de co-compostagem. 13.^{as} Jornadas Técnicas Internacionais de Resíduos (JTIR), Bragança, Portugal.
- Gao, H., Zhou, K., Su, D., Zhang, B., & Cheng, F. (2022). Sludge-based baking-free brick prepared by sewage sludge with high moisture content: Influence of process parameters and environmental risk assessment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108576.
- Grgas, D., Štefanac, T., Barešić, M., Toromanović, M., Ibrahimpašić, J., Vukušić Pavičić, T., Habuda-Stanić, M., Herceg, Z., & Landeka Dragičević, T. (2023). Co-composting of sewage sludge, green waste, and food waste. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 11(1), 1100415.
- Mortula, M. M., Ahmad, A., & Shah, S. A. (2016). Assessment of mixing potential of sewage sludge, green waste and food waste for co-composting in Sharjah, UAE. *International Journal of Environment and Sustainability*, 5(1), 1–8.

- Nguyen, V. T., Le, T. H., Bui, X. T., Nguyen, T. N., Vo, T. D. H., Lin, C., Vu, T. M. H., Nguyen, H. H., Nguyen, D. D., Senoro, D. B., & Dang, B. T. (2020). Effects of C/N ratios and turning frequencies on the composting process of food waste and dry leaves. *Bioresource Technology Reports*, 11, 100527.
- Nordahl, S. L., Devkota, J. P., Amirebrahimi, J., Smith, S. J., Breunig, H. M., Preble, C. V., Satchwell, A. J., Jin, L., Brown, N. J., Kirchstetter, T. W., & Scown, C. D. (2020). Life-cycle greenhouse gas emissions and human health trade-offs of organic waste management strategies. *Environmental Science & Technology*, 54(15), 9200–9209.
- Pereira, F., & Silva, C. (2023). Energetic valorization of bio-waste from municipal solid waste in Porto Santo Island. *Clean Technologies*, 5(1), 233–258.
- Resíduos do Nordeste, EIM, S.A. (2021). Estudo da gestão dos biorresíduos da Resíduos do Nordeste (Relatório preliminar).
- Teixeira, C. A. (Coord.), & outros. (2024). Co-compostagem de lamas de ETAR com biorresíduos do tratamento mecânico: Uma proposta para valorização de biorresíduos da Região Norte (98 p.). Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. ISBN 978-989-704-573-8

Avaliação do Ciclo de Vida Aplicada à Gestão de Resíduos Urbanos num Município do Brasil

Diogo Appel Colvero^{a,*}, Simone Costa Pfeiffer^b, José Carlos Martins Ramalho^c,
Andreia Alves do Nascimento^b

^aUniversidade Federal de Goiás (UFG), Avenida Esperança - Chácara de Recreio Samambaia, Goiânia, Goiás - 74690-900, Brasil

^b Universidade Federal de Goiás (UFG), Avenida Universitária, n.º 1488 - Setor Leste Universitário, Goiânia, Goiás - 74605-220, Brasil

^c Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Avenida Fernando Ferrari, 514, Vitória, Espírito Santo - 29075-910, Brasil

RESUMO

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma técnica que permite quantificar e avaliar os impactos ambientais associados, por exemplo, a um modelo de gestão de resíduos sólidos. O presente estudo propôs-se a identificar os impactos ambientais vinculados à gestão municipal dos resíduos urbanos (RU) para o município de Goiânia, Brasil, a partir de uma ACV. Para isso, solicitou-se à Companhia de Urbanização de Goiânia os quantitativos de RU recolhidos de forma diferenciada e indiferenciada entre os anos de 2016 a 2020, além das quantidades de resíduos enviados para a deposição final no aterro não licenciado da cidade. Para quantificar os impactos ao ambiente relacionados à gestão dos RU foram criados seis cenários, modelados recorrendo à ferramenta *EASETECH*, e avaliadas 12 diferentes categorias de impacto. Os resultados da ACV apontaram que o cenário 2, que contempla um aterro não licenciado, 5,58% dos RU encaminhados à triagem e 94,42% dispostos no aterro, apresentou o pior resultado ambiental dentre os cenários avaliados, com potencial de aquecimento global (*GWP100*) de 111,64 mPE. O melhor resultado foi obtido para o cenário 6, que foi modelado com um aterro licenciado com aproveitamento energético, 12,25% de resíduos enviados para a triagem e 87,75% dispostos no aterro, com *GWP100* de 12,64 mPE.

Palavras-Chave: ACV, resíduos urbanos, impacto ambiental, gestão de resíduos, Brasil

doi: 10.22181/aer.2025.0204

* Autor para correspondência
E-mail: diogocolvero@ufg.br

Life Cycle Assessment Applied to Municipal Solid Waste Management in a Brazilian Municipality

Diogo Appel Colvero^{a,*}, *Simone Costa Pfeiffer*^b, José Carlos Martins Ramalho^c
Andreia Alves do Nascimento^b

^aUniversidade Federal de Goiás (UFG), Avenida Esperança - Chácaras de Recreio Samambaia, Goiânia, Goiás - 74690-900, Brasil

^b Universidade Federal de Goiás (UFG), Avenida Universitária, n.º 1488 - Setor Leste Universitário, Goiânia, Goiás - 74605-220, Brasil

^c Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Avenida Fernando Ferrari, 514, Vitória, Espírito Santo - 29075-910, Brasil

ABSTRACT

Life Cycle Assessment (LCA) is a technique that allows quantifying and evaluating the environmental impacts associated, for example, with a solid waste management model. The objective was to determine the environmental impact of municipal solid waste management of Goiânia, Brazil. For this purpose, the Goiânia Urbanisation Company was asked about the quantities of commingled and source-separated waste collection and disposal in the city's unlicensed landfill between 2016 and 2020. Six scenarios were modelled using EASETECH LCA software, and 12 impact categories were evaluated. The LCA ranked scenario 2, in which 5.58% of the collected waste is sent to sorting and the remaining 94.42% is disposed of in an unlicensed landfill, as the worst of all, with a global warming potential (GWP100) of 111.64 mPE. In contrast, the scenario 6, with 12.25% of the waste sent to sorting and 87.75% disposed of in a licensed landfill with energy recovery was evaluated as the best, with a GWP100 of 12.64 mPE.

Keywords: LCA, municipal solid waste, environmental impact, waste management, Brazil

doi: 10.22181/aer.2025.0204

* Corresponding author
E-mail: diogocolvero@ufg.br

1 Introdução

A gestão integrada de resíduos sólidos é definida como um conjunto de ações que visam a procura de soluções para o fim de vida dos produtos e materiais, sob a premissa do desenvolvimento sustentável (Brasil, 2010). A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta que permite a quantificação dos impactos ambientais de um processo, produto e/ou serviço (Angili et al. 2021, Clavreul et al., 2014). Avaliação que pode ocorrer em qualquer etapa do ciclo de vida, seja na extração da matéria-prima ou na deposição final, e que visa a otimização ambiental do que está a ser avaliado. Laurent et al. (2013) recomendam aos tomadores de decisão o uso da ACV para modelar os impactos e benefícios ambientais de um sistema de gestão de resíduos urbanos (RU).

Considerando a necessidade de dados atuais que orientem os tomadores de decisão, este estudo propôs-se a identificar, a partir de uma ACV, os impactos ambientais vinculados à gestão municipal dos RU através de um estudo de caso feito no município de Goiânia, Brasil.

2 Materiais e Métodos

2.1 Gestão dos RU em Goiânia, Goiás

O estudo foi desenvolvido no município de Goiânia, capital do estado de Goiás, Brasil. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021), Goiânia possuía uma população estimada de 1.536.097 habitantes no ano de 2020.

Para o presente estudo foram solicitados à Companhia de Urbanização de Goiânia - COMURG (2021), responsável pelos serviços de limpeza urbana no município, os quantitativos de resíduos recolhidos pela empresa através das recolhidas diferenciada e indiferenciada entre os anos de 2016 a 2020 (ano de início da pandemia de COVID-19), além dos RU depositados no aterro não licenciado de Goiânia (Quadro 1).

2.2 Evolução dos quantitativos de resíduos entre 2016 e 2020

Com base nos quantitativos de RU recolhidos e dispostos no aterro de Goiânia (Quadro 1), é possível distinguir dois períodos principais: diminuição da recolha e da deposição de RU entre 2016 e 2018 e, a partir deste ano, esta tendência inverte-se, até 2020.

Em relação ao primeiro período (2016-2018), a tendência decrescente é explicada por dois fatores principais: as alterações introduzidas pela Lei municipal n.º 9.498 (Goiânia, 2014) que passa ao grande gerador, antes atendido pela COMURG, a responsabilidade da recolha e deposição final dos seus resíduos, e à crise económica brasileira, iniciada em 2014 e que só teve melhorias a partir de 2018. No segundo período (2019-2020), a economia, e consequentemente o consumo, começa a recuperar-se, mas continua afetada pela pandemia de COVID-19. Em 2020, a COMURG solicitou à população que, se houvesse algum morador infetado com COVID-19 na residência, não separasse os seus recicláveis.

Quadro 1. Resíduos da coleta diferenciada, indiferenciada e dispostos no aterro de Goiânia entre os anos de 2016 e 2020

RU coleta diferenciada					
	2016	2017	2018	2019	2020
Total (t)	29.736,62	29.247,63	24.221,45	27.177,12	25.123,46
Média mensal (t·mês ⁻¹)	2.478,05	2.437,30	2.018,45	2.264,76	2.093,62
Média diária (t·dia ⁻¹)	81,47	80,13	66,36	74,46	68,83
Per Capita (kg·hab ⁻¹ ·dia ⁻¹)	0,056	0,055	0,044	0,049	0,045
Variação		-2,82%	-18,82%	10,69%	-8,76%
Percentagem recolhida (%)	6,25	6,50	5,44	6,13	5,58
RU coleta indiferenciada					
Total (t)	445.883,75	420.509,54	421.326,96	416.253,03	425.467,15
Média mensal (t·mês ⁻¹)	37.156,98	35.042,46	35.110,58	34.687,75	35.455,60
Média diária (t·dia ⁻¹)	1.221,60	1.152,08	1.154,32	1.140,42	1.165,66
Per Capita (kg·hab ⁻¹ ·dia ⁻¹)	0,84	0,79	0,77	0,75	0,76
Variação		-6,81%	-1,79%	-2,53%	0,88%
Percentagem recolhida (%)	93,75	93,50	94,56	93,87	94,42
RU aterro não licenciado de Goiânia					
Total (t)	484.371,88	485.657,81	473.365,84	514.460,01	628.346,15
Média mensal (t·mês ⁻¹)	40.364,32	40.471,48	39.447,15	42.871,67	52.362,18
Média diária (t·dia ⁻¹)	1.327,05	1.330,57	1.296,89	1.409,48	1.721,50
Per Capita (kg·hab ⁻¹ ·dia ⁻¹)	0,92	0,91	0,87	0,93	1,12
Variação		-0,93%	-4,46%	7,22%	20,55%
População (hab.)*	1.448.639	1.466.105	1.495.705	1.516.113	1.536.097

* População estimada (IBGE, 2021).

Destaca-se ainda que o aterro de Goiânia recebe os resíduos domiciliares e os públicos recolhidos pela COMURG (2021), além dos recolhidos por empresas privadas em grandes geradores. Segundo SEMAD/GO e AGR (2021), o aterro municipal de Goiânia não está licenciado.

2.3 Base de dados para a avaliação do Ciclo de Vida (ACV)

Dados para a ACV dos RU de Goiânia, Brasil

A ACV é um método que permite identificar os impactos ambientais de um modelo de gestão (Hauschild e Huijbregts, 2015). Conforme Cheela et al. (2021), a ACV permite a comparação entre diferentes propostas de sistemas de tratamento de RU.

A modelagem foi feita com o *software EASETECH*, versão 2.5.7, desenvolvido pela *Technical University of Denmark – DTU*, que realiza ACV especificamente para resíduos (Clavreul et al., 2014). Seguindo a metodologia de Saraiva et al. (2017), definiu-se como unidade funcional (UF) a gestão de 1 t de RU, contabilizando desde a geração dos resíduos até à sua deposição final. A identificação do fluxo de referência é necessária para a definição das saídas dos processos dentro da ACV, assim como para ilustrar as fronteiras dos sistemas propostos (Angili et al., 2021). O fluxo de referência são os RU de Goiânia, que são os resíduos gerados nas residências, os dos serviços de limpeza urbana e os equiparados aos resíduos domiciliares (Brasil, 2010).

Para Saraiva et al. (2017), uma das etapas de uma ACV é a avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), que visa analisar a significância ambiental dos resultados do inventário do ciclo de vida (ICV). Assim, a AICV foi realizada para 12 categorias de impacto, e usados os métodos recomendados pela International Reference Life Cycle Data System – ILCD (2011). Os resultados foram normalizados de acordo com fatores universais para a extração de recursos e para as emissões aplicados por DTU (2016) e Sala et al. (2017).

2.4 Inventário do Ciclo de Vida (ICV) das tecnologias de tratamento de RU

Composição gravimétrica e geração de resíduos urbanos

A composição gravimétrica dos RU de Goiânia é de 52,65% de resíduos orgânicos, 28,19% de resíduos recicláveis secos e 19,16% de rejeitos (Goiânia, 2021). Contudo, para fazer uma modelagem no *software EASETECH*, foi necessária uma caracterização mais detalhada, com 25 diferentes tipos de resíduos. Para isso, utilizou-se a composição gravimétrica dos RU no Brasil, conforme Lima et al. (2018), adaptando-a para os resíduos de Goiânia (Quadro 2).

Quadro 2. Composição gravimétrica dos RU em Goiânia, Brasil. Fonte: Adaptado de Lima et al. (2018) e Goiânia (2021)

Caracterização dos RU gerados no município de Goiânia	Composição gravimétrica média (%)	Caracterização dos RU gerados no município de Goiânia	Composição gravimétrica média (%)
Papel		Plástico	
Papel (papel de escritório)	3,04	Plástico macio (sacos plásticos)	8,33
Papel de cozinha (outro papel)	0,24	Esferovite (não reciclável)	0,75
Revista	0,06	Outro plástico (produtos plásticos)	1,56
Jornal	0,24	Resíduos Orgânicos	
Papelão	3,11	Origem vegetal	46,33
Embalagens Tetrapak	1,41	Origem animal	6,32
Metal		Rejeitos	
Metal ferroso	1,22	Higiênico (fraldas, lenços umedecidos)	2,59
Metal não ferroso (alumínio)	0,14	Borracha	0,47
Vidro		Couro	0,39
Vidro transparente (sem cor)	2,54	Espuma (outros combustíveis)	0,17
Vidro colorido	0,51	Têxtil	4,27
Plástico		Madeira (resíduos de madeira)	0,68
Plástico rígido	4,27	Outro (não combustíveis)	10,37
PET (garrafas plásticas)	0,77	Resíduos Perigosos (pilhas, baterias)	0,22

ICV do sistema de recolha e transporte de RU

Para a modelagem da ACV foi necessário definir os consumos de combustível para a recolha e o transporte de RU. Segundo Larsen et al. (2009), para a recolha deve-se considerar os consumos em litros de diesel por tonelada de resíduo recolhido ($L \cdot t^{-1}$). Para a recolha indiferenciada de RU considerou-se um consumo de $3 L \cdot t^{-1}$, e para a recolha diferenciada de recicláveis secos o consumo adotado foi de $6 L \cdot t^{-1}$ (Bassi et al., 2017).

Como o *EASETECH* calcula os consumos de combustível em litros de diesel por tonelada de RU recolhido e por km percorrido ($L \cdot t^{-1} \cdot km^{-1}$), para o transporte dos diferentes tipos de resíduos recicláveis secos foram consideradas as distâncias médias de transporte usadas no estudo de Vergara et al. (2016), que variaram de 200 a 400 km, considerando percurso de ida e volta. Para o transporte dos RU da recolha indiferenciada e dos rejeitos das centrais de triagem, tal qual Colvero et al. (2019), considerou-se o deslocamento do centro urbano de Goiânia até ao aterro da cidade, que para Goiânia é de 13,8 km (que terá uma distância total de 27,6 km, pois o percurso é de ida e volta).

ICV da triagem de materiais potencialmente recicláveis seco

Para modelagem da triagem de materiais potencialmente recicláveis secos, tal como no estudo de Cimpan et al. (2015, 2016), estimou-se o consumo de eletricidade de $15 kWh \cdot t^{-1}$ e de $0,85 kg \cdot t^{-1}$ de fios para os fardos de materiais que serão enviados para a reciclagem. Como no estudo de Carvalho e Cena (2019), considerou-se uma eficiência média de 70% para as centrais de triagem de Goiânia.

ICV do aterro

Para modelar o aterro considerou-se Goiânia com clima tropical, com um índice pluviométrico médio anual de 1.500 mm e com temperaturas anuais médias de 23,4 °C (Cardoso et al., 2014). Estes dados estão ligados à taxa de decomposição dos resíduos orgânicos existentes nos RU e, portanto, à produção de gás metano (Olesen e Damgaard, 2014). O clima em Goiânia e o tipo de aterro serviram para definir as taxas de decaimento de 1ª ordem (k) e a produção do gás de aterro (Colvero et al., 2022). Para um aterro não licenciado considera-se um valor de k de 0,8 e num aterro licenciado este valor é de 1 (ABRELPE, 2013). Estes valores são inseridos no *EASETECH* aquando da modelação das infraestruturas de deposição final.

2.5 O cenário atual e a proposição de cenários alternativos

De acordo com os dados obtidos, no período 2016-2020 houve uma redução da percentagem de resíduos da recolha diferenciada em relação à recolha indiferenciada e também uma diminuição do valor global da recolha diferenciada (ver Quadro 1).

Assim, a partir das percentagens de RU desviados pela recolha diferenciada e da situação do aterro de Goiânia em 2022 (não licenciado), propõem-se seis cenários diferentes para a ACV. Os cenários 1 e 2 representam, respetivamente, as tecnologias de tratamento de RU de Goiânia nos anos de 2016 e 2020. Estes cenários foram assim definidos pois são o *status quo* da gestão de RU em Goiânia, e serviu de ponto de partida do presente estudo. Nos cenários 3 e 4, alterou-se a deposição final e nos cenários 5 e 6 foi alterada, ainda, a percentagem da recolha diferenciada (Quadro 3 e Figura 1). A opção por aterro licenciado com *queimador* (cenários 3 e 5) e de aterro com aproveitamento energético (cenários 4 e 6), ocorreram porque, assim como no estudo de Lima et al. (2018), correspondem a alternativas à deposição final inadequada. Já o aumento na percentagem da recolha diferenciada (cenários 5 e 6) ocorreu porque, de acordo com Plano Nacional de Resíduos Sólidos – PLANARES (MMA, 2012), os municípios brasileiros precisam ter metas de desvios do aterro de materiais potencialmente recicláveis (Quadro 3, Figura 1).

Quadro 3. Cenários da modelagem a partir de uma avaliação do ciclo de vida

Cenário	Descrição do cenário
Cenário 1: 2016, aterro não licenciado	Dos RU produzidos em 2016: 6,25% vão para triagem e; 93,75% vão para o aterro não licenciado de Goiânia.
Cenário 2: 2020, aterro não licenciado	Dos RU produzidos em 2020: 5,58% vão para triagem e; 94,42% vão para o aterro não licenciado de Goiânia.
Cenário 3: 2020, aterro licenciado com queimador	Dos RU produzidos em 2020: 5,58% vão para triagem e; 94,42% vão para um aterro licenciado com queimador.
Cenário 4: 2020, aterro licenciado com aproveitamento energético	Dos RU produzidos em 2020: 5,58% vão para triagem e; 94,42% vão para um aterro licenciado com aproveitamento energético.
Cenário 5: 2022, aterro licenciado com queimador	Dos RU produzidos em 2022: 12,25% vão para triagem e; 87,75% vão para um aterro licenciado com queimador.
Cenário 6: 2022, aterro licenciado com aproveitamento energético	Dos RU produzidos em 2022: 12,25% vão para triagem e; 87,75% vão para um aterro licenciado com aproveitamento energético.

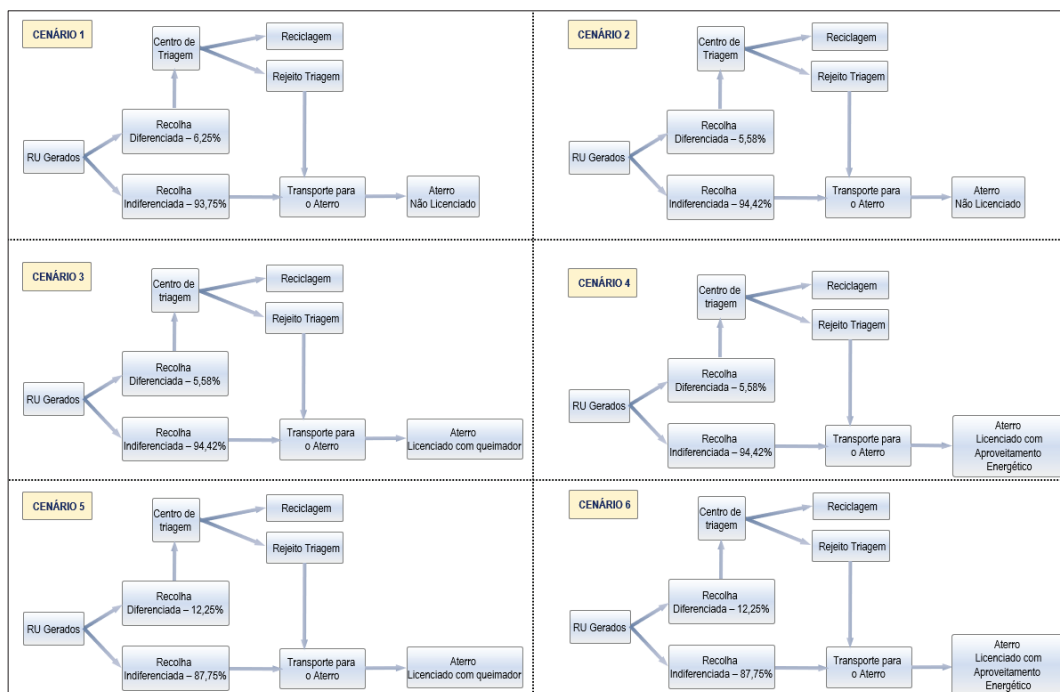


Figura 1. Os seis cenários que foram modelados no *software* EASETECH

3 Resultados e Discussão

Os resultados obtidos com recurso à avaliação do ciclo de vida (ACV) para os seis diferentes cenários são discutidos a seguir.

3.1 ACV da gestão dos RU de Goiânia

Os seis cenários avaliados neste estudo (ver Quadro 4) tiveram como questões centrais dois aspetos: diferentes percentagens de RU desviados para a recolha diferenciada e uma deposição final com três possibilidades: o atual aterro de Goiânia, não licenciado; um aterro licenciado com queimador e; um aterro licenciado com aproveitamento energético.

De acordo com levantamento realizado neste estudo, no ano de 2016 em torno de 93,7% dos RU gerados em Goiânia foram recolhidos de forma convencional, tendo como destino o aterro não licenciado da cidade, e 6,3% foram recolhidos de forma diferenciada e enviados para as centrais de triagem do município. Já em 2020, durante a pandemia da COVID-19, a percentagem de resíduos recolhidos de forma diferenciada caiu para 5,6%, e os demais 94,4% foram recolhidos pela recolha convencional. Diante desta situação, criou-se um terceiro cenário que, a partir de 2016, ocorreria um acréscimo anual de 1% no desvio de resíduos sólidos para a recolha diferenciada. Este aumento gradual e constante na recolha diferenciada representaria passar do desvio de 6,25% em 2016 para 12,25% em 2022.

Com as estimativas da composição gravimétrica e com os desvios propostos para os anos de 2016, 2020 e 2022, identificaram-se as percentagens de RU que vão para as centrais de triagem e para o aterro em cada um destes três anos. Estas percentagens foram essenciais para que os cálculos dos impactos ambientais no *EASETECH*. Dos quantitativos que chegam à triagem, 70% vão para a reciclagem e os 30% restantes são enviados ao aterro.

Os valores líquidos representam a soma dos impactos e dos benefícios sobre o ambiente. Assim como Lima et al. (2018), os valores positivos são os impactos e os valores negativos retratam as

economias ambientais. Foram avaliadas 12 categorias de impacto: potencial de aquecimento global – *GWP100*, potencial de destruição da camada de ozono – *ODP*, toxicidade humana, efeitos cancerígenos – *HT-CE*, toxicidade humana, efeitos não cancerígenos – *HT-non CE*, formação de oxidantes fotoquímicos – *POF*, material particulado – *PM*, acidificação terrestre – *TAD*, eutrofização da água doce – *EPF*, eutrofização terrestre – *EPT*, eutrofização marinha – *EPM*, ecotoxicidade da água doce – *ECF* e destruição de recursos abióticos, minerais, fósseis e renováveis – *DAMR*.

Os resultados líquidos normalizados, em miliequivalentes por pessoa (mPE) e apresentados no Quadro 4, têm destaques a bold e sombreados a cinza, para os melhores desempenhos ambientais, e a bold para identificar os piores desempenhos ao ambiente, para cada categoria de impacto avaliada. Além de comparações entre diferentes cenários dentro da mesma categoria, a normalização permite também comparar resultados em diferentes categorias de impacto (Lima et al. 2018). Sendo que, os fatores universais de normalização utilizados no presente estudo foram os mesmos adotados por DTU (2016), que é a criadora do *software EASETECH*, ferramenta empregada para a ACV.

Quadro 4. Valores líquidos normalizados, em miliequivalentes de pessoa – mPE, para as 12 categorias de impacto avaliadas, em seis diferentes cenários

Categoria de impacto	Cenários					
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6
<i>GWP100</i>	110,74	111,64	21,17	16,26	16,84	12,14
<i>ODP</i>	28,64	29,06	11,07	11,94	7,54	8,37
<i>HT-CE</i>	25,63	27,03	-1,79	-3,77	-14,62	-16,52
<i>HT-non CE</i>	23,43	24,11	14,92	13,28	9,16	7,51
<i>PM</i>	-5,30	-4,50	-4,05	-3,82	-12,00	-11,81
<i>POF</i>	10,88	11,28	5,90	12,58	2,44	8,75
<i>TAD</i>	-2,28	-1,85	-0,84	2,42	-5,16	-2,08
<i>EPT</i>	0,52	0,77	1,74	8,33	-0,52	5,71
<i>EPF</i>	0,75	0,95	0,42	0,30	-1,57	-1,68
<i>EPM</i>	45,88	46,23	2,31	6,07	1,17	4,72
<i>ECF</i>	19.083,31	19.330,18	6.124,37	4.838,26	4.288,93	3.061,96
<i>DAMR</i>	-7,71	-6,87	-6,88	-6,91	-15,46	-15,51
TOTAL	19.314,49	19.568,03	6.168,36	4.894,94	4.276,75	3.061,56

Legenda: *GWP100*: potencial de aquecimento global; *ODP*: potencial de destruição da camada de ozono; *HT-CE*: toxicidade humana, efeitos cancerígenos; *HT-non CE*: toxicidade humana, efeitos não cancerígenos; *PM*: material particulado; *POF*: formação de oxidantes fotoquímicos; *TAD*: acidificação terrestre; *EPT*: eutrofização terrestre; *EPF*: eutrofização da água doce; *EPM*: eutrofização marinha; *ECF*: ecotoxicidade da água doce; *DAMR*: destruição de recursos abióticos, minerais, fósseis e renováveis. **Cenário 1:** ano de 2016, aterro não licenciado; **Cenário 2:** ano de 2020, aterro não licenciado; **Cenário 3:** ano de 2020, aterro licenciado com queimador; **Cenário 4:** ano de 2020, aterro licenciado com aproveitamento energético; **Cenário 5:** ano de 2022, aterro licenciado com queimador; **Cenário 6:** ano de 2022 aterro licenciado com aproveitamento energético.

Os resultados evidenciam que um cenário com um aterro não licenciado e menor desvio de resíduos do aterro promove maiores impactos sobre o ambiente. É o que se observa no cenário 2, que apresentou maiores emissões ambientais em oito das 12 categorias de impacto avaliadas. Em contrapartida, as maiores economias ambientais foram obtidas nos cenários 5 e 6 que, curiosamente, tiveram o melhor resultado ambiental em seis categorias diferentes cada. Este resultado indica que o que realmente traz as economias mais relevantes ao ambiente é a conjunção de um aterro licenciado com maiores percentagens de resíduos encaminhados para a reciclagem.

Observou-se ainda, que a reciclagem é uma tecnologia que promove relevantes economias ambientais. Dado que está em alinhamento com estudo de Magnago, Oliveira e Guisso (2024), que destacam que a reciclagem é um processo que minimiza os impactos ambientais, já que reduz a extração de matérias-primas. Na categoria de impacto *HT-CE* houve uma mudança, em que os valores líquidos deixam de ser positivos quando se tem modelo de gestão com um aterro não licenciado e com desvios do aterro de 6,25% e 5,6% (cenários 1 e 2), para valores líquidos negativos quando se aumentam os desvios para 12,25% (cenários 5 e 6), independentemente do aterro ser com queimador ou com aproveitamento energético. Já na categoria de impacto *PM*, o fato de aumentar as percentagens de resíduos encaminhados para a recolha diferenciada (cenários 5 e 6) representou uma redução nas emissões ambientais da ordem de 226% (comparando-se os cenários 1 e 5) e de 267% (comparando-se o cenário 2 com o 5).

Assim como aponta o estudo de Ibáñez-Forés et al. (2017), o acréscimo nas percentagens de resíduos a serem enviados para as centrais de triagem, aumentaram os impactos ambientais relacionados com a recolha e transporte. Contudo, assim como Coelho e Lange (2016), o aumento nos impactos ambientais provenientes da recolha, do transporte e da triagem, é muito menor que as emissões caso estes mesmos resíduos tivessem sido enviados para os aterros.

Outra análise que pode ajudar os tomadores de decisão do município é a avaliação do somatório de todas as categorias de impacto. A soma dos resultados líquidos normalizados apresentados no Quadro 6 indica que o cenário 2 (com o menor desvio de resíduos potencialmente recicláveis e um aterro não licenciado), é o que apresentou pior resultado ambiental. Já o cenário 6 (que tem um aterro licenciado com aproveitamento energético e conta com 12,25% de resíduos desviados pela recolha diferenciada de materiais recicláveis), é o que apresentou o menor somatório do resultado líquido normalizado (ou seja, promove menores impactos ambientais). Estes dados estão alinhados com o estudo de Lima et al. (2018) e de Nabavi-Pelesaraei et al. (2017), que apontem que, o aumento do desvio de recicláveis, aliado à construção de um aterro, em detrimento à uma lixeira, melhora os resultados ambientais.

Além disso, somente a troca de um aterro não licenciado para um aterro licenciado reduz entre 68,5% (cenário 3) e 75% (cenário 4) os impactos ambientais em comparação com o cenário 2. Destaca-se, ainda, que a estratégia de aumentar gradativamente a percentagem de resíduos potencialmente recicláveis desviados do aterro torna os resultados ambientais ainda melhores. Pode-se constatar isso ao comparar o cenário 6 com o cenário 2, em que a redução do somatório dos resultados líquidos normalizados foi superior a 84% (ver Quadro 4).

4 Conclusões

A responsabilização dos grandes geradores quanto à gestão dos seus resíduos por meio de legislações municipais decorrentes da Política Nacional de Resíduos Sólidos foi o principal motivo para as variações observadas nos quantitativos recolhidos no município de Goiânia entre os anos de 2016 a 2019.

No ano de 2020, a redução dos resíduos desviados do aterro pela recolha diferenciada foi um reflexo do cenário pandêmico e gerou impactos ao ambiente. A redução de 0,67% nos resíduos recolhidos de forma diferenciada em 2020 (em comparação a 2016) resultou num aumento de 1,3% nas emissões totais (fruto da redução da reciclagem desses resíduos).

Dos seis cenários modelados, aqueles que contam com um aterro licenciado chegam a reduzir em até 75% as emissões ambientais. Aliado a uma deposição final adequada, um acréscimo anual de 1% na recolha diferenciada de resíduos potencialmente recicláveis entre 2016 e 2020, reduziria em mais de 84% as emissões ambientais.

Agradecimentos

Esta pesquisa foi financiada por FURNAS Centrais Elétricas e Programa de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico (P&D) da ANEEL, outorga número ANEEL PD-00394-1906/2019.

Referências

- Angili T. S., Grzesik K., Rödl A., Kaltschmitt M. (2021). Life Cycle Assessment of Bioethanol Production: A Review of Feedstock, Technology and Methodology. *Energies*, 14, 2939.
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. (2013). *Atlas Brasileiro de Emissões de GEE e Potencial Energético na Destinação de Resíduos Sólidos*.
- Bassi S. A., Christensen T. H., Damgaard A. (2017). Environmental performance of household waste management in Europe - an example of 7 countries. *Technical University of Denmark*.
- Brasil. (2010). Lei n.º 12.305, de 2 de agosto de 2010. Brasília, DF, Brasil: Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Retrieved from http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm
- Cardoso M. R. D., Marcuzzo F. F. N., Barros J. R. (2014). Classificação climática de Köppen-Geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. *ACTA Geografia*, 8(16), 40–55.
- Carvalho E. H. de, Cena I. S. (2019). Estudo da Ecoeficiência de Centrais de Triagem no Município de Goiânia-Goiás. *30º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*.
- Cheela V. R. S., John M., Biswas W. K., Dubey B. (2021). Environmental Impact Evaluation of Current Municipal Solid Waste Treatments in India Using Life Cycle Assessment. *Energies* 14, 3133.
- Cimpan C., Maul A., Jansen M., Pretz T., Wenzel H. (2015). Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. *Journal of Environmental Management*, 156, 181 –199.
- Cimpan C., Maul A., Wenzel H., Pretz T. (2016). Techno-economic assessment of central sorting at material recovery facilities - The case of lightweight packaging waste. *Journal of Cleaner Production*, 112, 4387–4397.
- Clavreul J., Baumeister H., Christensen T. H. Damgaard A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60, 18–30.
- Coelho L. M. G., Lange L. C. (2016). Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling*, 13 p., 0921-3449.
- Colvero D. A., Ramalho J. C. M., Gomes A. P. D., Matos M. A. A. D., Tarelho L. A. (2022). Life cycle assessment of shared municipal solid waste management facilities in a metropolitan region. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, v. 48, p. 329-352.
- Colvero D. A., Gomes A. P. D., Tarelho L. A. Da C., Matos M. A. A. De, Ramalho J. C. M. (2019). Proposal of an integrated municipal solid waste management facilities for small municipalities. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*. Volume 45, Number 3, pp. 273-286(14).
- COMURG – Companhia de Urbanização de Goiânia. (2021) Aterro sanitário de Goiânia. Goiânia, GO, Brasil.
- DTU – TECHNICAL UNIVERSITY OF DENMARK. (2016). *EASETECH Impact categories and impact methods*. Kgs. Lyngby, Denmark. Personal Communication with Dr. Anders Damgaard. *Technical University of Denmark*.
- Goiânia. (2014). Secretaria Municipal da Casa Civil. Lei n.º 9.498, de 19 de novembro de 2014. Dispõe sobre a cobrança de preço público decorrente da prestação de serviços de recolha, transporte e destinação final de resíduos sólidos produzidos por grandes geradores e dá outras providências.

- Retrieved from https://www.goiania.go.gov.br/html/gabinete_civil/sileg/dados/legis/2014/lo_20141119_000009498.html#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20a%20cobran%C3%A7a%20de,geradores%20e%20d%C3%A1%20outras%20provid%C3%A7%C3%A3o
- Goiânia. (2021). *Prefeitura Municipal*. Plano de coleta seletiva de Goiânia - produto 4. Goiânia, 2021.
- Hauschild M.Z., Huijbregts M.A.J. (2015). Introducing life cycle impact assessment. In: Life cycle impact assessment. *Springer*, pp 1–16.
- Ibáñez-Forés, V., Bovea, M. D., Coutinho-Nóbrega, C., de Medeiros-García, H. R., & Barreto-Lins, R. (2017). Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. *Waste Management*, 72, 65–77. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.027>
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2021). *Estimativas da População*.
- ILCD – INTERNATIONAL REFERENCE LIFE CYCLE DATA SYSTEM. (2011). Handbook: recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. *Office of the European Union*. Luxembourg.
- Larsen A. W., Vrgoc M., Christensen T. H., Lieberknecht P. (2009). Diesel consumption in waste collection and transport and its environmental significance. *Waste Manag Res*, 27(7), 652–659.
- Laurent A., Bakas I., Clavreul J., Bernstad A., Niero M., Gentil E., Christensen T. H. (2013). Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I. *Waste Management*, 34(3), 573–588.
- Lima P. M., Colvero D. A., Gomes A. P. D., Wenzel H., Schalch V., Cimpan C. (2018). Environmental assessment of existing and alternative options for management of municipal solid waste in Brazil. *Waste Management* 78:857–870.
- Magnago, J. S. D. P., Oliveira, J., Guisso, L. F. (2024). O processo de reciclagem de resíduos sólidos no município de São Mateus-ES: impactos socioeconômicos e ambientais. *Revista Contemporânea*, v. 4, n.º 12, p. 01 – 21, ISSN: 2447-0961. DOI: <https://doi.org/10.56083/RCV4N12-242>.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. (2012). Plano Nacional de Resíduos Sólidos - PLANARES. Brasil.
- Nabavi-Pelesaraei, A., Bayat, R., Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Afrasyabi, H., & Chau, K.-W. (2017). Modeling of energy consumption and environmental life cycle assessment for incineration and landfill systems of municipal solid waste management - A case study in Tehran Metropolis of Iran. *Journal of Cleaner Production*, 148, 427–440. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.172>
- Olesen, O. U., Damgaard, A. (2014). Landfilling in EASETECH - Data collection and modelling of the landfill modules in EASETECH. *Technical University of Denmark*.
- Sala S., Crenna E., Secchi M., Pant R. (2017). *Global normalisation factors for the Environmental Footprint and Life Cycle Assessment*. 2017.
- Saraiva A. B., Souza R. G., Valle R. A. B. (2017). Comparative lifecycle assessment of alternatives for waste management in Rio de Janeiro – Investigating the influence of an attributional or consequential approach. *Waste Management*, 68, 701 – 710.
- SEMAD/GO – Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, AGR – Agência Goiana de Regulação, Controle e Fiscalização de Serviços Públicos. (2021). *Nota Técnica – Proposta de Regionalização dos serviços de Água, Esgoto e Resíduos Sólidos*. Goiânia/GO, 51 p.
- Vergara S. E., Damgaard A., Gomez D. (2016). The Efficiency of Informality: Quantifying Greenhouse Gas Reductions from Informal Recycling in Bogotá, Colombia. *Journal of Industrial Ecology*, 20(1), 107–119.

Comparação da Remoção de PFAS em Sistemas de Tratamento de Lixiviados de Quatro Aterros Sanitários

Luís Marinheiro^{a,}, Inês Baptista^b, Andreia Nunes^b, Inês Carviçais^a, Ruben Jorge^b, Stefan Löblich^a*

^a AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Rua do Bairro 400, 4485-010 Aveleda, Portugal

^b Wedotech, Rua do Seixal 108, 4000-521 Porto, Portugal

RESUMO

Os compostos per- e polifluoralquilos (PFAS) são uma família de mais de 4700 compostos químicos sintéticos usados numa vasta variedade de aplicações, mas que devido à sua persistência no ambiente e poder de bioacumulação, representam graves riscos para a saúde humana e ecossistemas. Neste estudo foi caracterizada a presença de PFAS em lixiviados de quatro aterros nacionais de resíduos não perigosos, e avaliada a eficiência dos processos de tratamento de lixiviados nestes locais. Os compostos PFBS (ácido perfluorobutanossulfónico) e PFHxA (ácido perfluorohexanóico) foram os PFAS mais frequentes e presentes em concentrações mais elevadas nos lixiviados avaliados. A comparação dos processos de tratamento de lixiviado permitiu concluir que o tratamento biológico e físico-químico convencional não é eficaz na remoção de PFAS em lixiviados (eficiência < 15%), enquanto a aplicação de osmose inversa demonstrou eficiência máxima com remoção dos PFAS detetados para valores inferiores ao limite de quantificação. Este estudo destaca que os lixiviados têm concentrações elevadas de PFAS, e que o seu tratamento deveria ser assegurado no aterro para evitar a disseminação desta contaminação de poluentes persistentes para a rede de saneamento.

Palavras-Chave: PFAS, lixiviado, aterro, osmose inversa, poluentes emergentes

doi: 10.22181/aer.2025.0205

* Autor para correspondência
E-mail: lmarinheiro@ast-ambiente.com

Comparison of Pfas Removal in Four Landfill Leachate Treatment Systems

Luís Marinheiro^{a,}, Inês Baptista^b, Andreia Nunes^b, Inês Carviçais^a, Ruben Jorge^b, Stefan Löblich^a*

^a AST – Soluções e Serviços de Ambiente, Rua do Bairro 400, 4485-010 Aveleda, Portugal

^b Wedotech, Rua do Seixal 108, 4000-521 Porto, Portugal

ABSTRACT

Per- and polyfluoroalkyl compounds (PFAS) are a family of 4700 synthetic chemicals used in a wide range of applications, but due to their persistence in the environment and bioaccumulation power, they pose serious risks to human health and ecosystems. In this study, the presence of PFAS in leachate from 4 national non-hazardous waste landfills was characterised, and the efficiency of the leachate treatment processes at these sites was evaluated. The chemicals PFBS (perfluorobutanesulfonic acid) and PFHxA (perfluorohexanoic acid) were the most common PFAS, which were present in higher concentrations in the leachate assessed. The comparison of leachate treatment processes revealed that conventional biological and physicochemical treatment is not effective in removing PFAS in leachate (efficiency < 15%), while the application of reverse osmosis demonstrated maximum efficiency with the removal of detected PFAS below the quantification limit. This study highlights that landfill leachate can have high concentrations of PFAS, and that its treatment should be ensured at landfills to prevent the spread of this contamination of persistent pollutants into sewage systems.

Keywords: PFAS; leachate, landfill, reverse osmosis, emerging pollutants

doi: 10.22181/aer.2025.0205

* Corresponding author
E-mail: lmarinheiro@ast-ambiente.com

1 Introdução

Os compostos per- e polifluoralquilos (PFAS) são um grupo de mais de 4700 compostos químicos sintéticos que são usados desde a década de 1940s na fabricação de inúmeros produtos e bens de consumo (EEA, sd; Lenka et al., 2021). Estes compostos são caracterizados por conterem ligações carbono-flúor, que são muito estáveis e lhes conferem características muito desejáveis, como a estabilidade a elevadas temperaturas, serem impermeáveis e repelentes. São utilizados numa variedade de indústrias e produtos, incluindo setor têxtil, automóvel, tintas e vernizes, produtos de higiene pessoal, embalagens alimentares, utensílios de cozinha, equipamentos eletrônicos, espumas de combate a incêndios, entre muitos outros (ECHA, sd).

Os PFAS são conhecidos como “compostos eternos” por serem extremamente resistentes à degradação, persistindo e acumulando-se no ambiente durante décadas, mais do que qualquer outro composto sintético conhecido (EEA, 2019; ECHA, sd). Os PFAS têm sido detetados em solos, águas, lamas, sedimentos, e também em animais e seres humanos (EurEau, 2021). As principais fontes de exposição humana a PFAS são água e alimentos contaminados, e contacto com bens de consumo contendo PFAS (EEA, 2019). Estes compostos bioacumulam-se e são tóxicas, com impactos adversos reportados nos seres humanos ao nível de resposta imunológica, aparelho reprodutivo e desenvolvimento fetal, função renal e hepática, desregulação endócrina, aumento da incidência de certos cânceros, entre outros (EEA, 2019; Coffin et al., 2022). Devido a este elevado risco de toxicidade, existe atualmente legislação europeia que impõe limites para PFAS na água para consumo humano (Diretiva EU 2020/2184) e alimentos (Diretiva EU 2022/2388).

A estratégia de combate à contaminação generalizado por PFAS tem passado pela proibição gradual da utilização destes compostos (EurEau, 2021). Em 2006 o PFOS (ácido perfluorooctanoanosulfónico) foi proibido na EU na sequência da Convenção sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POP), e em 2010 foi incluído no Regulamento POP da UE (reformulação 2019/2021), que desde 2020 também abrange o PFOA (Ácido perfluorooctanóico) e os seus precursores (Regulamento 2020/748). Estes regulamentos implicam que a produção, importação e utilização de PFOS, PFOA e seus precursores já não são permitidas na EU (EurEau, 2021). Estes são dois PFAS de cadeia mais longa (8 carbonos), e têm sido gradualmente substituídos por outros PFAS de cadeia mais curta, por supostamente apresentarem menor toxicidade, contudo persistem dúvidas sobre estes menores impactos (EurEau, 2021).

Os aterros sanitários de resíduos não perigosos recebem inúmeros resíduos que contêm PFAS (Coffin et al., 2022; Chen et al., 2023). A degradação dos resíduos nos aterros e infiltração de águas da chuva leva à formação de lixiviados, que têm de ser captados e devidamente tratados. Estes lixiviados são águas residuais muito complexas com elevada matéria orgânica e inúmeros outros componentes, onde se incluem os PFAS (Masoner et al., 2020). Com o maior conhecimento sobre a toxicidade e persistência dos PFAS, há uma preocupação crescente sobre o tratamento e destino destes compostos, em particular nos lixiviados de aterro devido ao potencial de contaminação de outras águas residuais e superficiais.

O presente estudo teve os seguintes objetivos:

- Caracterizar a concentração e tipos de PFAS presentes em lixiviados de 4 aterros sanitários de resíduos não perigosos nacionais.
- Comparar a eficiência de remoção de PFAS de diferentes processos de tratamento de lixiviados de aterro, nomeadamente tratamento convencional (biológico e físico-químico) e por osmose inversa.

2 Materiais e Métodos

2.1 Caracterização dos aterros selecionados

Neste estudo foram analisadas amostras de lixiviado bruto e lixiviado tratado provenientes de 4 aterros sanitários nacionais de resíduos não perigosos. Foram selecionados aterros com diferentes características, conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1. Características dos aterros sanitários incluídos neste estudo

Instalação	Tipo de resíduos	Tempo em operação (anos)	Volume resíduos rececionados (ton/ano)	Situação	Origem do Lixiviado
Aterro 1	RU (+RINP no passado)	25	116.000	ativo	Aterro + CVO
Aterro 2	RU	8	163.000	ativo	Aterro
Aterro 3	RU	24	6.000	ativo (em encerramento)	Aterro + CVO
Aterro 4	RINP	11	108.000	ativo	Aterro

Legenda: RU – resíduos urbanos; RINP – Resíduos industriais não perigosos; CVO – Central de Valorização Orgânica

2.2 Amostragem e análises

Foram recolhidas amostras pontuais e simultâneas de lixiviado bruto e lixiviado tratado no ponto de descarga do processo de tratamento. A amostragem foi realizada em período de época seca. Os PFAS foram analisados por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massa (LC-MS) de acordo com o método acreditado US EPA 537, CEN/TS 15968 em laboratório externo, com pesquisa individual de 20 compostos. Os limites de quantificação (LQ) do método estavam no intervalo entre 0,3-2 ng/L para todos os PFAS pesquisados.

3 Resultados e Discussão

3.1 Caracterização de PFAS em lixiviados

A caracterização dos PFAS presentes no lixiviado de cada aterro avaliado é apresentada na Figura 1, onde estão apresentados os compostos que foram quantificados individualmente e o somatório dos respetivos PFAS quantificados.

Avaliando os PFAS individuais quantificados, verifica-se que o PFBS (ácido perfluorobutanossulfónico) e PFHxA (ácido perfluorohexanóico) são os que estavam presentes em concentrações superiores nos quatro lixiviados analisados (>1000 ng/L). Estes foram também os dois únicos PFAS quantificáveis nos lixiviados dos aterros 1 e 4.

O PFBS é um PFAS de cadeia curta que veio substituir o PFOS (Ácido perfluorooctanessulfónico), por ser considerado potencialmente menos tóxico, e é usado no fabrico de tintas, agentes de limpeza, tratamentos anti-manchas e revestimentos (EPA, 2023). O Lixiviado do aterro 1 apresenta uma concentração de PFBS de 86000 ng/L, uma concentração muito superior às registadas nos outros lixiviados avaliados (10x), e superior ao reportado na literatura cujo valor mais elevado identificado foi de 5510 ng/L (Solo-Gabriele *et al.*, 2019; Busch *et al.*, 2010). O facto deste aterro ter recebido resíduos industriais no passado, e a circunstância de se proceder, aplicando-se as boas práticas, à recirculação do concentrado de osmose para a massa de resíduos podem ser duas razões justificativas dessa observação. O PFHxA é um produto da degradação e/ou substituto de outros PFAS de cadeia longa (EPA, 2022). As concentrações obtidas para PFHxA foram semelhantes nos 4 lixiviados analisados, e também na gama valores reportados na literatura para aterros de RU (Solo-Gabriele *et al.*, 2019; Masoner *et al.*, 2020).

A presença de maior concentração de PFAS de cadeia curta (< 6 carbonos), como PFBS e PFHxA, reflete a tendência atual pela utilização de PFAS de cadeia mais curta em detrimento de outros de cadeias mais longas, considerados mais tóxicos (Chen et al., 2023). Destaca-se, no entanto, que os PFOS e PFOA de cadeia longa (8 carbonos), que foram banidos de utilização ao abrigo do regulamento POP, são ainda detetados nos lixiviados dos aterros 2 e 3.

Para os lixiviados dos aterros 2 e 3, foram quantificados 9 PFAS individuais, que estão presentes num perfil de concentração semelhante nestas duas instalações. O facto destes dois aterros receberem RU em exclusivo, pode justificar o facto do lixiviado ter um perfil idêntico de PFAS. Contudo, seria expectável encontrar menor concentração de PFOS e PFOA, que foram banidos de utilização ao abrigo do regulamento POP, no lixiviado do aterro 2 que é o mais recente, e maior no aterro 3 mais antigo, como tem sido a tendência reportada noutros estudos comparativos que avaliaram esta composição em função da idade do aterro (Chen et al., 2023).

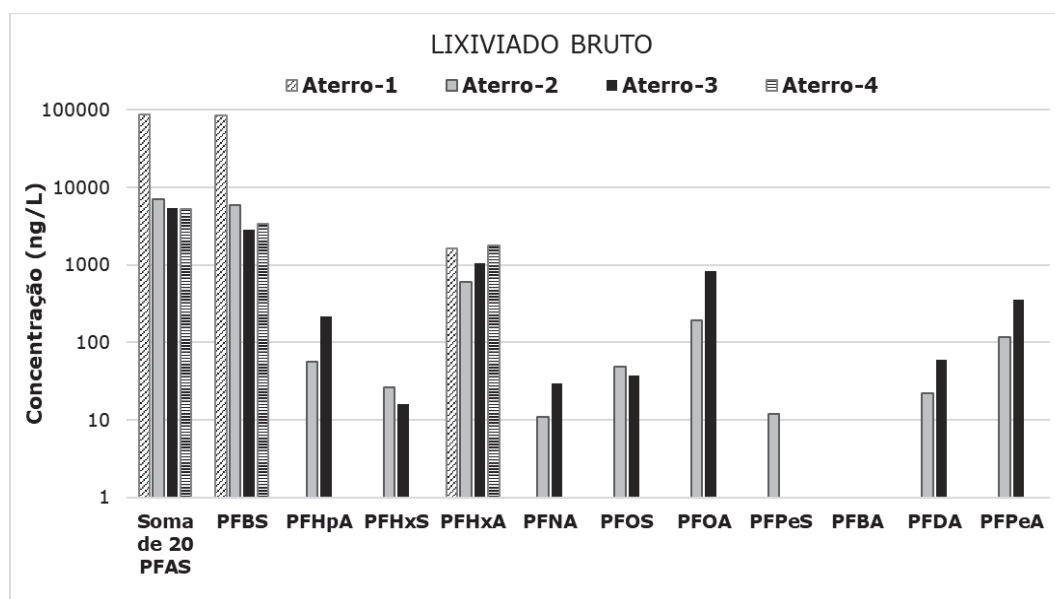


Figura 1. Resultados da caracterização de PFAS presentes nos lixiviados brutos de cada aterro. Eixo vertical apresentado em escala logarítmica. Nota: PFAS não representados são inferiores a limite de quantificação

3.2 Impacto do tratamento de lixiviados na remoção de PFAS

A descrição dos sistemas de tratamento de lixiviados instalados localmente em cada aterro, e o destino final do lixiviado após tratamento, são apresentados no Quadro 2. Os aterros 1 e 4 têm sistemas de tratamento com base em tecnologia de osmose inversa, e os aterros 2 e 3 têm sistemas de tratamento com base em processos de tratamento convencionais biológicos e físico-químicos.

Quadro 2. Processo de tratamento e destino do lixiviado de cada instalação

Instalação	Processo de tratamento de lixiviado	Destino do lixiviado tratado
Aterro 1	Lagoa de armazenamento -> tanque de pré-acidificação -> decantação -> unidade de osmose inversa	Reutilização interna + descarga em meio hídrico
Aterro 2	Lagoa com injeção de oxigénio -> tratamento biológico -> tratamento físico-químico com remoção de lamas	Coletor municipal
Aterro 3	Lagoa com injeção de oxigénio -> tratamento biológico -> tratamento físico-químico com remoção de lamas	Coletor municipal
Aterro 4	Tratamento biológico -> unidade de osmose inversa	Coletor municipal

A caracterização de PFAS nos lixiviados após tratamento local em cada aterro sanitário é apresentada na Figura 2. Verifica-se que não foram detetados PFAS quantificáveis nos lixiviados tratados (permeados) do aterro 1 e aterro 4, que foram tratados por osmose inversa. Para os lixiviados tratados nos aterros 2 e 3, foram quantificados no lixiviado tratado 6 e 8 PFAS individuais, respectivamente, que correspondem a um somatório de PFAS quantificáveis de 6090 ng/L e 4910 ng/L, respectivamente, mantendo-se o PFBS como o composto presente em concentração superior. A eficiência global de remoção de PFAS nos sistemas de tratamento destes dois aterros 2 e 3 foi inferior a 15%, o que demonstra que este tipo de tratamento não é eficaz na remoção destes poluentes dos lixiviados. Este resultado é coerente com um estudo comparativo de tecnologias de tratamento de lixiviados realizado em 20 aterros na Alemanha, que identificou a osmose inversa como o tratamento mais eficaz na remoção de PFAS, em comparação com adsorção por carvão ativado, nanofiltração, tratamento biológico, e oxidação por via húmida (Busch *et al.*, 2010).

Os lixiviados tratados dos aterros 2 e 3 são descarregados em coletor municipal e encaminhados para a respetiva estação de tratamento de águas residuais (ETAR) urbana. O encaminhamento de lixiviados para ETAR urbana pode contribuir de forma substancial para a concentração de PFAS nos afluentes de ETAR (Masoner *et al.*, 2020). Adicionalmente, estudos têm demonstrado que a maioria das ETAR com tratamentos biológicos exibe baixa remoção de PFAS, podendo até verificar-se casos de aumento da concentração durante tratamento devido às transformações que ocorrem ao longo do processo de tratamento (Lenka *et al.*, 2021; Loos *et al.*, 2012; Marinheiro e Löblich, 2022). Por este motivo, as ETAR têm sido apontadas como a principal fonte de entrada de PFAS no meio aquático (Loos *et al.*, 2012). Constata-se assim neste estudo que o tratamento convencional de lixiviados com base em processos biológicos e físico-químicos, não permite a remoção de PFAS e pode contribuir para a contaminação de afluentes de ETAR a jusante.

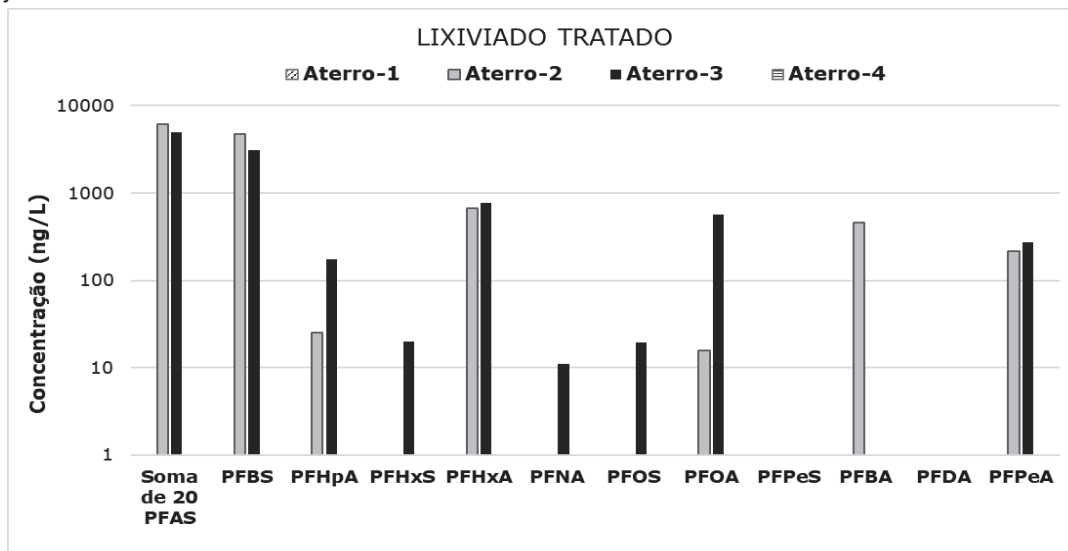


Figura 2. Resultados da caracterização de PFAS presentes nos lixiviados tratados de cada aterro. Eixo vertical apresentado em escala logarítmica. Nota: PFAS não representados são inferiores a limite de quantificação

4 Conclusões

Este estudo permitiu caracterizar a presença de um conjunto de PFAS em lixiviados de aterro de resíduos não perigosos, destacando-se a presença de PFBS e PFHxS como os mais persistentes e presentes em concentrações mais elevadas. A comparação dos processos de tratamento de lixiviado permitiu concluir que o tratamento biológico e físico-químico convencional não é eficaz na remoção de PFAS em lixiviados, enquanto a aplicação de osmose inversa permitiu atingir eficiência máxima com remoção de todos os PFAS detetados no lixiviado até valores não quantificáveis (<2 ng/L). Estes resultados demonstram que os lixiviados de aterros sanitários têm elevada concentração de PFAS, e destacam a importância de se assegurar o tratamento efetivo destes PFAS no respetivo aterro, para evitar a contaminação de outros cursos de água ou afluentes de ETAR a jusante com estes poluentes persistentes.

Agradecimentos

Os autores agradecem a colaboração das entidades gestoras dos quatro aterros sanitários que disponibilizaram as amostras de lixiviado para este estudo.

Referências

- Busch J., Ahrens L., Sturm R., Ebinghaus R. (2010). Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental pollution*, 158(5), 1467-1471. Doi: 10.1016/j.envpol.2009.12.031
- Chen Y., Zhang H., Liu Y., Bowden J. A., Tolaymat T. M., Townsend T. G., Solo-Gabriele, H. M. (2023). Evaluation of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, gas condensate, stormwater and groundwater at landfills. *Chemosphere*, 318, 137903. Doi:10.1016/j.chemosphere.2023.137903
- Coffin, E. S., Reeves D. M., Cassidy D. P. (2022). PFAS in municipal solid waste landfills: Sources, leachate composition, chemical transformations, and future challenges. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 100418. Doi: 10.1016/j.coesh.2022.100418
- ECHA (sd). Substâncias perfluoroalquiladas (PFAS). ECHA – European Chemicals Agency. Acessível em <https://echa.europa.eu/pt/hot-topics/perfluoroalkyl-chemicals-pfas>.
- EEA (2019). Emerging chemical risks in Europe – ‘PFAS’. European Environmental Agency (EEA). Acessível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/emerging-chemical-risks-in-europe/emerging-chemical-risks-in-europe>
- EEA (sd). What are PFAS and how are they dangerous for my health? European Environmental Agency (EEA). Acessível em <https://www.eea.europa.eu/en/about/contact-us/faqs/what-are-pfas-and-how-are-they-dangerous-for-my-health>.
- EPA (2022). IRIS Toxicological Review of Perfluorohexanoic Acid (Pfhxa) and Related Salts. Environmental Protection Agency.
- EPA (2023). The EPA's January 2021 PFBS Toxicity Assessment Did Not Uphold the Agency's Commitments to Scientific Integrity and Information Quality. Report no. 23-E-0013, Environmental Protection Agency.
- EurEau (2021). PFAS and wastewater – Current knowledge for the European waster sector and the case for control-at-source. EurEau briefing note.
- Lenka S., Kah M., Padhye L. (2021). A review of the occurrence, transformation, and removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment plants. *Water Research*, 199 117187. Doi: 10.1016/j.watres.2021.117187

- Loos R., *et al.*, (2012). EU wide monitoring survey on wastewater treatment plant effluents. Joint Research Centre (JRC) Scientific and Policy Reports – European Commission.
- Marinheiro, L., Loblich, S. (2022). Tratamento Avançado de Chorume de Aterros Sanitários Urbanos e Industriais Para Remoção de Poluentes Emergentes. Waste Expo Brasil. São Paulo. 08 – 11 novembro 2022.
- Masoner J. R., *et al.*, (2020). Landfill leachate contributes per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceuticals to municipal wastewater. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 6(5), 1300-1311. DOI: 10.1039/d0ew00045k
- Solo-Gabriele H., Jones A., Zhang H., Chen Y., Roca M. (2019). Characterization of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Landfill Leachate and Preliminary Evaluation of Leachate Treatment Processes. Report no. 11960. Hinkley Center for Solid and Hazardous Waste Management, University of Florida.

Os Biossólidos Podem Combater a Desertificação e Impulsionar a Economia Circular

Julietta Moreira da Silva ^{a,}, Paula Vale Fernandes ^a*

^a Águas do Norte S.A., Rua Dom Pedro de Castro, n.º 1A - 5000-669 Vila Real, Portugal

RESUMO

As Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR), têm como principal objetivo a remoção de componentes indesejáveis presentes nas águas residuais, originado subprodutos, como os biossólidos (lamas ricas em matéria orgânica e nutrientes, que podem ser reutilizadas após processos adequados de estabilização). A sua valorização agrícola ou em recuperação de solos degradados, são importantes alternativas à gestão eficaz de biossólidos, compatível com as diretrizes ambientais da legislação comunitária e nacional, minimizando o enchimento de aterros com materiais orgânicos ricos em nutrientes. Neste contexto a Águas do Norte (AdNorte) em consórcio com o Município de Alfândega da Fé e respetivas juntas de freguesia, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro e Resíduos do Nordeste (RdN) desenvolveu o projeto “GREENValue”, com o objetivo de testar e validar a aplicação de biossólidos como fertilizantes em áreas florestais em risco de desertificação, de forma a promover a recuperação de solos, mitigar o processo de desertificação e promover uma economia circular.

Palavras-Chave: Biossólidos, fertilizante, Plano Gestão de Lamas, ETAR, desertificação

doi: 10.22181/aer.2025.0206

* Autor para correspondência
E-mail: Julieta.silva@adp.pt

Biosolids Can Combat Desertification and Boost the Circular Economy

Julieta Moreira da Silva ^{a,*}, Paula Vale Fernandes ^a

^a Águas do Norte S.A., Rua Dom Pedro de Castro, n.º 1A - 5000-669 Vila Real, Portugal

ABSTRACT

Wastewater Treatment Plants (WWTPs) aim primarily to remove undesirable components from wastewater, generating by-products such as biosolids (sludge rich in organic matter and nutrients that can be reused after appropriate stabilization processes). Their agricultural valorization or use in the recovery of degraded soils are important alternatives for the effective management of biosolids, aligned with environmental guidelines from both national and EU legislation, while minimizing landfill disposal of nutrient-rich organic materials. In this context, Águas do Norte (AdNorte), in partnership with the Municipality of Alfândega da Fé and its parish councils, the University of Trás-os-Montes and Alto Douro (UTAD), and Resíduos do Nordeste (RdN), developed the project “GREENValue”, aiming to test and validate the application of biosolids as fertilizers in forest areas at risk of desertification, in order to support soil recovery, mitigate desertification processes, and promote a circular economy.

Keywords: Biosolids, fertilizer, Sludge Management Plan; WWTP, desertification

doi: 10.22181/aer.2025.0206

* Corresponding author
E-mail: Julieta.silva@adp.pt

1 INTRODUÇÃO

A gestão de lamas encontra-se, a passar por uma transformação significativa, quer por força das ambições levantadas pelo Pacto Ecológico Europeu (PEE), mas também em resposta a desafios que se colocam à União Europeia (UE) e Estados Membro, sobretudo aos que, como Portugal, se encontram em zonas geográficas em que o impacto das alterações climáticas mais se fará sentir, sobretudo em componentes ambientais fundamentais como o solo e a água (Gestão de Lamas de ETAR Urbanas 2030 Estratégia Nacional, 2021).

O aumento da produção de lamas de depuração provenientes de ETAR tem acentuado a necessidade de garantir um destino final adequado, sustentável e o mais circular possível, devolvendo ao ambiente a matéria orgânica e os nutrientes que cada vez mais se concentram nas lamas devido à crescente eficácia dos tratamentos implementados para as águas residuais. (Gestão de Lamas de ETAR Urbanas 2030 Estratégia Nacional, 2021).

As Estações de Tratamento de Água Residual (ETAR), no normal exercício das suas funções removem carga de matéria orgânica e nutrientes como o azoto, fósforo e potássio das águas residuais, originando como subproduto as lamas de depuração, provenientes da biomassa em excesso que se forma durante o processo.

Em conformidade com a Estratégia Nacional de gestão de lamas de ETAR, com um horizonte temporal até 2030, no qual define um conjunto de objetivos e de medidas tendentes à prevenção e a uma melhor gestão das lamas que resultam do tratamento de águas residuais urbanas e alinhadas com a maximização da circularidade de recursos (Gestão de Lamas de ETAR Urbanas 2030 Estratégia Nacional, 2021).

Os biossólidos (lamas tratadas produzidos nas ETAR), são caracterizadas pela sua riqueza em nutrientes, nomeadamente azoto, fósforo e matéria orgânica, constituindo assim uma solução privilegiada, particularmente nos solos portugueses, deficitários em matéria orgânica.

Cerca de 40% dos 2 a 3 milhões de toneladas de lamas produzidas anualmente na UE (17 kg/ha) são aplicadas em terrenos agrícolas. A outra parte é incinerada (27%), compostada (cerca de 10%) ou depositada em aterro (atualmente estimado em 11% e em fase de eliminação). A utilização de lamas na agricultura continua a ser a principal via para a gestão de lamas na UE, permitindo reduzir a eliminação de lamas de depuração através de aterro, ao mesmo tempo que atua como fertilizante, o que também melhora ainda mais as propriedades do solo (European Commission, 2023).

Assim, a correta aplicação de biossólidos nos solos pode levar à diminuição da quantidade de fertilizantes inorgânicos aplicados. Para além de ajudar na correção do pH de solos ácidos e melhorando a capacidade de retenção de água no solo.

Com a legislação implementada, são fixados limites de qualidade exigentes, com o intuito de elevar os padrões de qualidade deste subproduto, permitindo um natural aumento de confiança o que as torna excelentes fertilizantes.

2 OBJETIVOS

Os produtores têm recorrido quase integralmente à prestação de serviços externos por Operadores de Tratamento de Resíduos (OTR) para a gestão (transporte e tratamento). Esta opção, para além de dificultar uma relação direta entre o produtor e o utilizador final dos resíduos, pode desincentivar o produtor na procura de soluções de valorização (interna ou externa) dos seus resíduos (Gestão de Lamas de ETAR Urbanas 2030 Estratégia Nacional, 2021).

Tem-se verificado que os custos associados à gestão das lamas têm sofrido um incremento nos últimos anos, o que poderá ficar a dever-se a várias circunstâncias, nomeadamente uma melhor aplicação da lei por parte dos intervenientes na procura de soluções mais adequadas e por isso mais onerosas (...), número reduzido de operadores a fornecer os serviços de tratamento deste fluxo (Gestão de Lamas de ETAR Urbanas 2030 Estratégia Nacional, 2021).

A Águas do Norte (AdNorte), motivada pela preservação ambiental, pretende ter uma estratégia otimizada na gestão desses subprodutos e nesse sentido tem alguns projetos em curso, um dos quais foi em consórcio com Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Resíduos do Nordeste e quatro organismos da administração pública – o Município de Alfândega da Fé e as União de Freguesia de Pombal e Vales, de Gebelim e Soeima e de Ferradosa e Sendim da Serra, o projeto “GREENValue, consistiu em investigar e desenvolver soluções para mitigar a desertificação de áreas ecológicas de natureza florestal nomeadamente em Alfândega da Fé, testando a introdução de várias espécies arbóreas nos planos de arborização, com a implementação de biofertilizantes de ETAR.

Pretendeu-se assim validar a aplicação florestal destes subprodutos, enquanto fertilizantes, através da valorização agrícola direta e valorização indireta por compostagem de forma a mitigar o processo de desertificação de solos e promover uma economia circular, através de um restauro de um conjunto de áreas classificadas como semiáridas e sub-húmidas. (AdNorte, 2023)

Para ser possível a incorporação de biofertilizantes de ETAR por valorização direta nas áreas de intervenção foi necessária a elaboração de um Plano de Gestão de Lamas (PGL) que foi aprovado pelas entidades competentes (DRAP, CCDR, ARH), que é um documento onde se estabelecem os critérios e estratégias para a correta gestão dos biofertilizantes, de forma autorizada, e onde tem de estar evidenciada a aptidão desses solos para a valorização.

3 CONCRETIZAÇÃO DO PROJETO

Um dos grandes desafios na implementação do projeto, foi garantir o cumprimento dos requisitos legais para a valorização das lamas de ETAR, o que implicou a elaboração e aprovação prévia de um Plano de Gestão de Lamas (PGL), conforme exigido pela legislação em vigor. Este processo exigiu um intenso trabalho técnico e científico, de demonstração da viabilidade.

Do ponto de vista logístico, a gestão do transporte e aplicação dos subprodutos em áreas remotas e com acessibilidades condicionadas exigiu uma coordenação rigorosa.

A elaboração do Plano de Gestão de Lamas envolveu a identificação e caracterização das ETAR produtoras e dos seus biofertilizantes, bem como das áreas de aplicação. Foram avaliadas restrições legais, definidas medidas de contingência e calculadas as quantidades aplicáveis por parcela, elaborando-se as declarações de planeamento de operações (DPO).

3.1 Identificação das Infraestruturas de origem dos Biofertilizantes

As ETAR são essenciais no tratamento de águas residuais, desempenhando um papel fundamental na remoção da carga orgânica e na produção de água tratada de qualidade, visando a preservação do meio ambiente e a proteção da saúde pública.

No âmbito do PGL deste projeto, as lamas aplicadas tiverem origem na ETAR de Ponte da Baía, cuja sequência de operações de tratamento está descrita no Quadro 1.

Quadro 1. Caracterização da infraestrutura de origem das lamas

Caracterização dos processos de tratamento das infraestruturas de origem das lamas					
Entidade Gestora	Infraestrutura de origem	ETAR - Nível de tratamento	Processo de Tratamento (fase líquida)	Processo de Tratamento (fase sólida)	Modo de acondicionamento das lamas
Águas do Norte	ETAR Ponte da Baía	Terciário (remoção de N e/ou P + desinfecção)	Lamas ativadas (vala de oxidação), remoção de N e/ou P + desinfecção	Digestão Anaeróbia + Espessamento Tambor + Desidratação Mecânica (Centrífuga)	Silo 50 m ³

O tratamento da fase sólida começa com o espessamento das lamas, seguido de uma digestão anaeróbia operado em alta carga, em regime mesófilo (35°C). Após digestão, as lamas são desidratadas em centrífugas e armazenadas em silos.

No sentido de se proceder à higienização das lamas, existe um sistema de dosagem de óxido de cálcio, que consiste na adição da quantidade necessária deste reagente às lamas desidratadas de forma que o pH se eleve até 12,5 durante 12 a 24 horas e que se atinja durante o processo temperaturas superiores a 50 °C. Nestas condições de pH e temperatura elevados, é criado um ambiente desfavorável à sobrevivência dos microrganismos.

O sistema de dosagem de cal viva é composto por um silo de 20 m³ (Figura 1) e dois parafusos doseadores com uma capacidade máxima de 300 kg/h.

A dosagem de cal viva é realizada de forma proporcional ao caudal de extração da bomba de mistura. Para esse efeito os parafusos doseadores de cal são igualmente equipados com variadores de frequência (Casais, 2010).



Figura 1. Silo de armazenamento de lamas, silo de armazenamento de óxido de cálcio e sistema de dosagem de óxido de cálcio

3.2 Caracterização dos Biossólidos

Com a legislação existente, são fixados limites de qualidade exigentes, com o intuito de elevar os padrões de qualidade deste subproduto.

O elevado teor de matéria orgânica, permite melhorar as propriedades físicas dos solos, mais concretamente a sua estrutura, a sua capacidade de retenção de água, reduzindo o potencial de escoamento superficial e, assim, diminuindo a erosão por ele provocada.

Permite também a manutenção do equilíbrio ar/água e a viabilização de processos de mineralização que libertam, de forma gradual, nutrientes essenciais para as culturas (azoto, fósforo e potássio), permitindo o enriquecimento dos solos essencial para o crescimento das plantas e revertendo o empobrecimento progressivo atual dos solos (AdNorte,2023).

Os biossólidos da ETAR de Ponte da Baía apresentam um elevado valor fertilizante, com teores de matéria orgânica e nutrientes elevados, conforme Quadro 2.

Quadro 2. Caracterização analítica dos biossólidos produzidos na infraestrutura de origem (AdNorte, 2023)

Parâmetros analisados nas Lamas destinadas à valorização direta (Decreto-Lei n.º 276/2009) - ETAR Ponte da Baía					
Parâmetros Agronómicos			Metais Pesados		Valores Limites
Matéria Orgânica (% ms)	49,8%		Cádmio (mg/kg ms)	0,58	20
pH (Escala Sorensen)	11,7		Cobre (mg/kg ms)	139	1000
Azoto total (NT) (mg/Kg ms)	31000		Níquel (mg/kg ms)	44,6	300
Azoto Nítrico (mg/Kg ms)	<7,5		Chumbo (mg/kg ms)	15	750
Azoto Amoniacal (mg/Kg ms)	1900		Zinco (mg/kg ms)	328	2500
Fósforo Total (mg/Kg ms)	7500		Mercúrio (mg/kg ms)	0,3	16
PotássioTotal (mg/Kg ms)	4100		Crómio (mg/kg ms)	48,4	1000
Magnésio Total (mg/Kg ms)	3800		Compostos Orgânicos		Valores Limites
Cálcio Total (mg/Kg ms)	150000		LAS (alquilo benzenossulfonatos lineares) (mg/kg)	1500	5000
			NPE (nonilfenóis e nonilfenóis etoxilados) (mg/Kg)	<40 (l.q)	450
Parâmetros Microbiológicos		Valores Limites	PAH (hidrocarbonetos policíclicos aromáticos) (mg/Kg)	5,5	6
Salmonella Spp (Presente/ausente em 50 g de matéria original)	Ausente	Ausente em 50g de material original	PCB (compostos bifenilos policlorados) (mg/Kg)	<0,021	0,8
Escherichia coli (CFU/g) (Número de células viáveis/g de matéria original)	<10	<1000 células/g de matéria fresca	PCDD (policlorodibenzo-dioxinas) (100 ng TEQ Kg)	0,013	100
			PCDF (furanos) (100 ng TEQ Kg)		

3.3 Caracterização dos Perímetros de Intervenção

Entende-se por Perímetro de Intervenção a área de intervenção com um possível interesse para a aplicação de lamas no solo, integrada na área de jurisdição de uma Direção Regional de Agricultura e Pescas (DRAP). (Decreto de Lei n.º 276/2009 de 2 de outubro).

No âmbito do Plano de Gestão de Lamas é previamente necessária a realização de análises ao solo dos perímetros de intervenção em conformidade com os parâmetros

definidos no Decreto-Lei 276/2009, antes de se proceder à valorização direta, a fim de garantir uma gestão adequada dos nutrientes e a proteção do meio ambiente.

Os perímetros de intervenção têm de ser caracterizados no PGL sob o ponto de vista climático, fundiário, do solo e dos sistemas de culturas existentes.

O conhecimento das características físico-químicas do solo e das necessidades nutricionais da cultura, permite calcular a quantidade ideal de biofertilizantes a aplicar, para satisfazer um desenvolvimento e crescimento saudável da cultura.

3.4 Identificação das Principais Restrições existentes nos Perímetros de Intervenção

De forma a dar cumprimento a uma das exigências na elaboração do PGL, foi necessária a identificação das áreas aptas para a valorização direta, recorrendo a um software de mapeamento espacial, que permitiu uma análise geoespacial detalhada, através da sobreposição das diversas camadas de informação, possibilitando avaliar as principais restrições nos perímetros de intervenção.

Foram carregadas nesse software as camadas de cartas ligadas ao meio natural e às atividades humanas, nomeadamente zonas sensíveis, zonas vulneráveis, captações, linhas e cursos de água, albufeiras, açudes, IQFP (Índice de Qualificação Fisiográfica da Parcela), habitações e aglomerados populacionais, áreas inseridas em Reserva Ecológica Nacional, existência de acesso às parcelas, entre outras camadas, que nos forneceram informações sobre as áreas protegidas e restrições ambientais a ser consideradas na identificação das áreas aptas para valorização de biofertilizantes.

Com a sobreposição das camadas relativas às parcelas e às restrições ambientais, foi possível identificar as áreas que estão em conformidade com os requisitos necessários para a aplicação dos biofertilizantes, determinando assim as áreas aptas para valorização.

No âmbito do projeto, no que diz respeito a linhas de água, verificou-se a sua existência em duas parcelas, sendo que uma faixa de terreno de dez metros da área de aplicação de biofertilizantes, foi devidamente excluída (Figura 2).

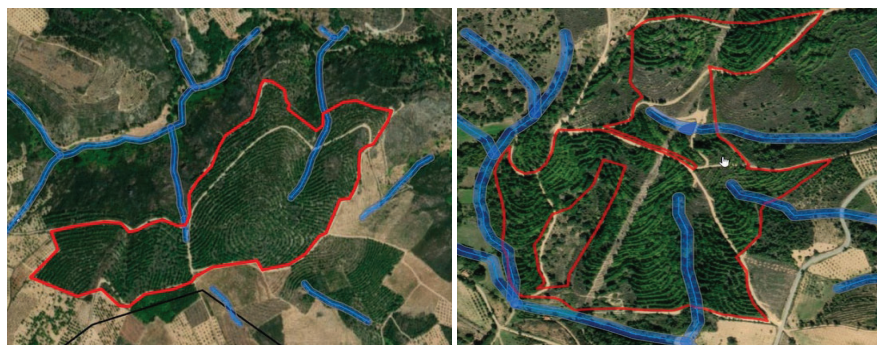


Figura 2. Restrições dos Parcelários (Fôjo e Urrêta) - Linhas e cursos de Água

A presença de aglomerados populacionais impõe restrições na aplicação de biofertilizantes em terrenos, devido à necessidade de proteger a saúde pública e o bem-estar das comunidades próximas.

No caso de existência de aglomerados populacionais, escolas ou zonas de interesse público, é proibida a aplicação de biofertilizantes numa faixa de proteção de 200 m.

Verificou-se a existência de aglomerados numa das parcelas, sendo que uma faixa de proteção de 200 m, foi devidamente excluída da área de aplicação de biofertilizantes (Figura 3). Relativamente à interferência com sistemas de REN e respetivas condicionantes, verificaram-se restrições REN, nomeadamente a existência de áreas de risco de erosão e

áreas de abrangência por cabeceiras de linhas de água (Figura 3), tendo sido essas áreas devidamente excluídas da área de aplicação de biossólidos (AdNorte,2023).

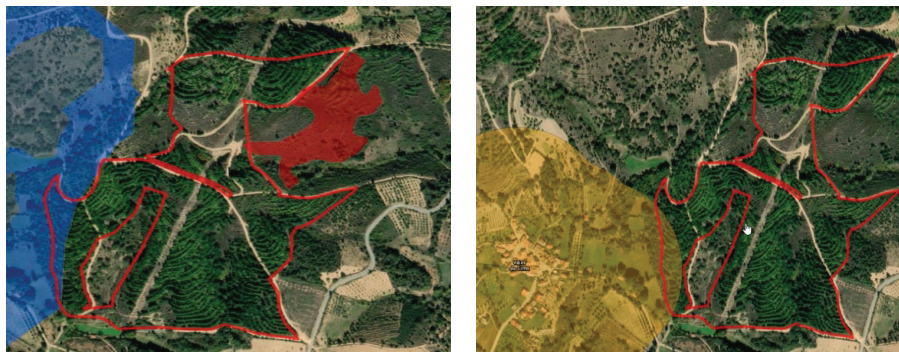


Figura 3. Restrições do Parcelário Urrêta – Aglomerados Populacionais e REN (áreas de risco de erosão, cabeceiras e linhas de água)

3.5 Descrição da organização das Operações de Valorização Direta

As zonas restritas dos terrenos onde a aplicação de biossólidos não é permitida em conformidade com o PGL, são previamente delimitadas recorrendo ao uso de estacas e fitas sinalizadoras.

Previamente à aplicação de biossólidos em solos para valorização direta, foi necessário determinar a fertilização mais adequada e as quantidades a aplicar, tendo em conta o contributo de todas as fontes de nutrientes, para que não se fertilizasse em excesso.

A dose a aplicar é estabelecida com base nos resultados das análises ao solo, da composição dos biossólidos e na produção esperada da cultura.

O conhecimento das exigências nutricionais específicas de cada cultura, permite calcular com rigor a quantidade de biossólidos a aplicar. Esta aplicação deve ocorrer apenas nos períodos permitidos por lei, utilizando máquinas e métodos adequados, e recorrendo a entidades devidamente qualificadas para o correto desenvolvimento dos trabalhos.

As metodologias de restauro ecológico, foram precedidas por uma preparação adequada do terreno, tendo os biossólidos sido aplicados em duas fases:

Numa primeira fase ocorreu o Espalhamento/Distribuição dos biossólidos pelo terreno, que foi efetuado logo após a receção destes na parcela, utilizando uma pá carregadora (Figura 5), embora possam ser utilizados outros equipamentos.

Numa segunda fase ocorreu a Incorporação dos biossólidos, efetuada após estes estarem espalhadas à superfície do terreno, com recurso a um escarificador (Figura 5) que realizou a operação de mobilização e revolvimento do solo a fertilizar.



Figura 5. Camião na descarga dos Biossólidos, Pá carregadora e Escarificador, utilizados para a execução do processo de espalhamento e incorporação de biossólidos (AdNorte, 2023)

A seleção das espécies arbóreas, bem como a sua distribuição, tiveram em consideração critérios de adaptabilidade às condições edafoclimáticas das áreas a intervir, tendo-se

dado prioridade a espécies autóctones com elevada capacidade de resiliência e resistência à seca.

Foi escolhida uma espécie de resinosas da Família das Pinaceae (*Pinus pinea*) e 2 espécies de folhosas da Família das Fagaceae (*Quercus rotundifolia* e *Quercus suber*), com características adequadas a ecossistemas como os da área de intervenção de Alfândega da Fé, que foram distribuídas em função das condições específicas de cada uma das áreas a intervencionar.

4 RESULTADOS

O projeto GREENValue permitiu restaurar cerca de 60 hectares de solos degradados em Alfândega da Fé, numa região vulnerável à desertificação. Embora ainda numa fase inicial, as áreas intervencionadas já revelam sinais positivos de recuperação, com aumento da vegetação e da biodiversidade. Através da aplicação controlada de bio sólidos, o projeto promoveu práticas sustentáveis, alinhadas com os princípios da economia circular e da preservação ambiental.

O conhecimento adquirido neste projeto servirá de base para futuras réplicas de abordagem, ao mesmo tempo, que reforça o nosso compromisso em continuar a apostar em práticas sustentáveis.

Como continuidade estratégica deste percurso, na AdNorte está a desenvolver iniciativas relevantes. Uma delas é a construção de uma central de compostagem que permitirá a valorização das lamas da ETAR do Cachão, num composto fertilizante estabilizado, recorrendo a materiais estruturantes oriundos de resíduos da poda agrícola.

A outra iniciativa consiste na introdução de um processo de hidrólise térmica na ETAR de Serzedelo, uma tecnologia que submete as lamas a elevadas temperaturas e pressões, promovendo a sua desagregação, potenciando a eficiência energética do processo de digestão anaeróbia e a redução do volume final de lamas produzidas.

Estas ações, evidenciam um compromisso firme na circularidade como pilares de uma gestão responsável e orientada para o futuro.

REFERÊNCIAS

AdNorte (2023). Plano de Gestão de Lamas n.º11 da Região Norte

Casais (2010). ETAR de Ponte da Baia - Projeto de Execução

Decreto de Lei n.º 276/2009 de 2 de Outubro. Diário da República, 1.ª série – N.º192

European Commission, 2023. Commission Staff Working Document Evaluation. Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture. Brussels, 22.5.2023

Gestão de Lamas de ETAR Urbanas 2030, Estratégia Nacional, 12, 2021

O Modelo de Governação e o Desempenho Económico e Ambiental de Entidades Gestoras de Águas e Resíduos: Análise Exploratória

Ana Filipa Novais ^{a,*}, Lúgia Costa Pinto ^b

^a CICIP, Escola de Economia, Gestão e Ciência Política, Universidade do Minho, Braga, Portugal

^b IBMS, Escola de Economia, Gestão e Ciência Política, Universidade do Minho, Braga, Portugal

RESUMO

É comumente argumentado que os modelos de governação influenciam os desempenhos económicos e ambientais dos serviços públicos. Também é comum o argumento de que as entidades gestoras de maior dimensão são mais eficientes do que as menores. Com base nestas regularidades comumente discutidas, são apresentados argumentos a favor da fusão e da gestão privada de serviços públicos nos sectores dos resíduos e da água. O presente artigo pretende explorar estes argumentos em Portugal, introduzindo outras considerações, tais como as características das empresas e dos municípios servidos. Os dados utilizados foram extraídos de RASARP2022. O desempenho económico foi avaliado utilizando o rácio de cobertura de gastos, o desempenho ambiental foi aproximado pelo volume de perdas reais de água no caso do abastecimento de água, colapsos de condutas, no caso das águas residuais, e quantidade de recolha seletiva de resíduos urbanos, no caso das estações de tratamento de resíduos. Os resultados preliminares parecem indicar que o modelo de gestão não é o único determinante, mas outras variáveis são também relevantes para determinar o desempenho económico e o desempenho ambiental de entidades gestoras.

Palavras-Chave: Modelo de governação, sustentabilidade, análise multivariada, serviços de água, serviços de resíduos

doi: 10.22181/aer.2025.0207

* Autor para correspondência
E-mail: filipasantosnovais@gmail.com

Governance Model and Economic and Environmental Performance of Water and Waste Utilities: An Exploratory Analysis

Ana Filipa Novais ^{a,*}, Lúgia Costa Pinto ^b

^a CICEP, Escola de Economia, Gestão e Ciência Política, Universidade do Minho, Braga, Portugal

^b NIPE, Escola de Economia, Gestão e Ciência Política, Universidade do Minho, Braga, Portugal

ABSTRACT

It is widely argued that governance models influence utilities' economic and environmental performance. A common assumption is that bigger utilities are more efficient than smaller ones. Based on these commonly discussed regularities, arguments are made for the merger and the private management of utilities in the waste and water sectors. This paper aims to explore these arguments in Portugal by introducing other considerations, such as the characteristics of the entities and of the municipalities served. The data used was extracted from RASARP2022. Economic performance was assessed using the cost-recovery ratio, and environmental performance was proxied by the volume of real water loss in the case of Water provision, System collapses in the case of wastewater, and the quantity of separate collection of urban waste in the case of waste treatment plants. The preliminary results show that the management model is not the only determinant; other variables are also relevant to determining economic and environmental performance.

Keywords: Governance model, sustainability, multivariate analysis, water utilities, urban waste

doi: 10.22181/aer.2025.0207

* Corresponding author.
E-mail: filipasantosnovais@gmail.com

1 Introduction

Public water supply, urban wastewater sanitation and urban waste management are structural public services essential to the population's well-being, safety, and public health. Therefore, they must comply with guiding principles, including universal access, continuity, efficiency, quality of service, and fair prices. In line with these principles, the European Union defends that water and waste management must consider economic, ecological, and social dimensions to ensure the sustainable and efficient use of water resources. Considering growing environmental challenges, which we are all witnessing, including population growth, urbanization, and climate change, the water and waste sectors face increasing pressure (Romano, Guerrini & Marques, 2017).

In Portugal, these services are legally recognized as essential public services under the national legislation, specifically by the Essential Public Services Law (Lei nº 23/96, de 26 de julho) (RASARP, 2022). Most of the public service infrastructure in this sector constitutes a natural monopoly. It imposes significant costs (investments and environmental impacts) on society and generates positive externalities (e.g., time savings and access to water and energy). Despite being delivered through market-based mechanisms in some cases, these services remain an ultimately governmental responsibility due to their special role (Marrewijk et al., 2008).

Due to a large number of management entities, the complexity of this sector makes it problematic to define and apply a single and universal governance model capable of responding effectively to its multidisciplinary and intersectoral nature. These services typically operate as natural monopolies, where technological constraints mean that a single provider serves each geographical area, with limited user choice (Ferreira da Cruz & Marques, 2011). Therefore, the comparison of efficiency between governance alternatives for water service delivery cannot be undertaken without understanding how local officials opt between in-house alternatives and externalization solutions. In other words, the profit motive is a strong incentive for the externalization of water and urban waste service delivery.

The primary aim of this study is to explore the relationship between governance models and the performance of utilities by reviewing relevant literature and using economic and environmental indicators available in the RASARP 2022 database. Additionally, it analyzes the relationship between the size of the company and its performance. For this purpose, two research questions guide the study:

Q1: Do utilities' environmental and economic performance differ depending on the governance model?

Q2: Does it remain statistically significant when territorial characteristics are included?

As an exploratory study, the findings aim to provide preliminary insights and are indications for the development of future research.

2 Materials and Methods

2.1 Description of the water sector

The value chain of water and waste management services allows us to understand their complementarity as fundamental components of what is traditionally known as basic sanitation. These services have been categorized as wholesale ("Alta") and retail ("Baixa") operations, depending on the activities carried out by the various management entities.

In Portugal, all water services, including drinking water supply, wastewater collection and treatment, fall under the responsibility of local governments. A notable distinction from other countries is that, in Portugal, both water and wastewater sectors are not, as a rule, vertically integrated (Ferreira da Cruz et al., 2012). Multi-municipal systems primarily carry out wholesale management, while retail management is the responsibility of individual municipalities. These two levels correspond to upstream (wholesale) and downstream (retail) stages of service delivery in water supply, wastewater sanitation, and urban waste management.

From a market structure perspective, the water sector is a typical example of a network industry in wholesale and retail operations. These services are characterized as natural monopolies, meaning they are not competitive by nature due to high infrastructure costs and network constraints. Regulation of the sector, particularly economic regulation, is essential to reduce social welfare losses and inefficiencies resulting from a monopoly. Regarding resource use, the water sector is capital-intensive, with long payback periods. This characterization is justified by the high investment required in the initial phase, whose return only occurs in the long term, with the smoothing of tariffs over the infrastructure's useful life. (RASARP, 2022).

This sectoral structure has led to economies of scale and justified the value chain division for the provision of services, considering the stages of the production process. However, the Portuguese water sector is characterized by a high degree of fragmentation, with water distribution managed by 260 local water utilities, responsible for the distribution and customer service, with substantial overlap with the territorial limits of the 278 mainland municipalities.

For the retail water supply service, there are 232 low-level management entities. Among them, 173 operate under a direct management model called "Internal Service", followed by delegated management models and concessions. At the wholesale level, there are 18 wholesale entities. However, only 10 are considered in performance indicators, according to ERSAR (Portuguese Regulatory Authority of Water and Waste Services), as inter-municipal water transfers (e.g., one municipality selling water to another) are excluded. Therefore, these 10 entities, primarily responsible for collecting, treating and selling water to retail distributors, mostly adopt the concession as their management model.

In wastewater service, there are 225 retail management entities. The majority, 172 entities, adopt a direct management model (Internal Service), 30 operate under delegation, and only 23 adopt municipal concessions. Regarding wholesale wastewater management, which is handled by 12 entities, the most common model is the concession, and 8 of these entities are managed through multimunicipality concessions. Table 1 summarizes the number of entities and the institutional arrangements adopted in the water sector.

Table 1. Management models in the Water Sector

Management Model		Water supply			Wastewater		
		Wholesale	Retail	Total	Wholesale	Retail	Total
Concessionary Management	Multimunicipal concessions	6	1	6	8	0	8
	Municipal concessions	4	26	27	2	23	25
Delegated Management	State delegations	1	1	1	0	0	0
	State/Municipality Partnerships	1	3	4	1	3	4
	Municipal and intermunicipal companies	1	28	29	0	27	27
Internal service	Association of municipalities	0	0	0	1	0	1
	Municipalized or intermunicipal services	3	18	18	0	17	17
	Municipal services	2	155	155	0	155	155
	Total	18	232	240	12	225	237

2.2 Description of the urban waste sector

In Portugal, urban waste management services operate under a legal monopoly framework, established as a national strategic choice, to ensure a single provider for each geographical area. Like the water sector, this service also requires a substantial initial investment. It involves a complex logistical and technological system that includes the collection, transport, sorting, recovery, and disposal stages of household waste. These services may also include other types of waste similar in nature or composition to domestic waste (RASARP, 2022).

The national framework establishes that collecting municipal waste is the responsibility of 237 retail-level management entities, operating across Portugal's 278 mainland municipalities. Only 24 are directly responsible for multi-material selective collection (APA, 2020). In this way, local governments coordinate with 23 upstream management entities, known as SGRU (Urban Waste Management Systems), responsible for the service's subsequent stages, such as transport, treatment and recovery or disposal. In this context, it must be emphasized that in Portugal, the SGRU plays a central role in the success and effectiveness of the system, as municipalities alone often lack the capacity to meet citizens' demands fully. Given the intrinsic nature of urban waste collection and treatment, which depends heavily on developing technological models for resource optimization, integrated cooperation between local governments and specialized entities is essential.

Regarding institutional arrangements, the decentralization of public services has increased the responsibilities of municipalities in various domains. As a result of the transfer of power from the central government to local authorities, these organizations were forced to establish a network and partnerships with various private actors and non-profit organizations to deliver urban waste services more effectively (Ferreira da Cruz & Marques, 2011).

In Portugal, most municipalities collaborate to achieve economies of scale and improve operational efficiency in this sector. Analyzing the characteristics of municipalities, it is easy to understand the need for cooperation, firstly from shared geographic conditions, interdependence, or common challenges, which encourage the shared use of infrastructure and resources across different stages of the waste management process. In addition, since legislative reforms in 2013, private operators have also been allowed to hold controlling interests in concessionaire entities managing multi-municipal systems

(RASARP, 2022), which has provided local governments with a new alternative for providing this service.

Currently, five main institutional arrangements are used by municipalities to provide urban waste management services: (1) Municipal services, managed and provided directly by the local government (internal service); (2) Municipalized services, are also part of the internal services of a local authority, but operated in an industrial framework; (3) Municipal companies, part of the Local Business Sector, appear as an alternative to both internal services (described above) and market outsourcing (Ferreira da Cruz & Marques, 2011); (4) Intermunicipal companies, mechanisms of cooperative arrangements, in which multiple municipalities join forces and manage services to pursue shared objectives; (5) Private concessions (Delegation), an alternative to internal provision. Local authorities use market mechanisms by contracting out to private operators (through outsourcing or franchising) for some services.

Table 2 summarizes the distribution of entities and the institutional models adopted in the urban waste sector.

Table 2. Management models in the Urban Waste Sector

Management Model		Urban Waste		
		Wholesale	Retail	Total
Concessionary Management	Multimunicipality concessions	12	0	12
	Municipal Concessions	0	0	0
Delegated Management	State delegations	0	0	0
	State/Municipality Partnerships	0	0	0
	Municipal and intermunicipal companies	9	20	27
Internal service	Association of municipalities	2	2	4
	Municipalized or intermunicipal services	0	8	8
	Municipal services	0	207	207
	Total	23	237	258

3 Data and Methodology

The data used in this study were extracted from the 2022 edition of the RASARP report, published by ERSAR, and correspond to indicators from 2021. It is important to note that, according to ERSAR in this report, the indicators used to evaluate the quality of water and wastewater services provided to users correspond to the third generation of the assessment system (RASARP 2022, pages 185-186). This information was supplemented with statistical information from INE (Statistics Portugal) to characterize municipalities.

In the water sector, we evaluated environmental performance using the following variables: Real water losses (AA12b), Non-billed water (AA08b), and Energy efficiency of pumping stations (AA13b). The Cost recovery ratio (AA06b) proxied the economic aspect.

For the wastewater sector, the environmental performance was assessed by the Occurrence of floods (AR03b), and the economic dimension was proxied by the Cost recovery ratio (AR05b).

For the waste sector, the environmental performance was proxied by volume of recycling activity (PRU38b), while the economic dimension was assessed by the cost recovery

ratio (RU06ab). For clarity, Annexe 1 includes the complete list of variables used in the analysis.

The dimension and utility size were assessed by either the population served or the amount of waste collected. Considering the area's characteristics, we integrated an ordinal scale of degree of urbanisation, the area (km²), and the difference between the maximum and minimum altitude in the case of the water sector. The social variables included are population density and an income measure (Income index).

Finally, the methodological approach consisted of two main phases. First, the data were analyzed using descriptive statistics and nonparametric tests to compare means and medians across different management models. Subsequently, in the second phase, two econometric techniques were applied: (i) multiple linear regression, to assess the influence of management models and contextual variables on performance outcomes; and (ii) qualitative data econometric models (multinomial logit model), to estimate the probability of a particular management model being adopted, based on both performance indicators and territorial or socioeconomic characteristics. We assume no specific direction of causality in the analyses, and all results should be interpreted as preliminary.

4 Results and Discussion

This section presents the main empirical findings, structured by sector: water supply, wastewater, and urban waste. We compare economic and environmental performance across different management models for each sector and control for physical, social, and institutional variables. Our results are based on descriptive statistics, nonparametric tests, and regression analysis.

Preliminary evidence suggests that in the water sector (retail), which includes 229 entities, 66% operate under direct management, followed by the delegation to a municipal or inter-municipal firm, or under concession. In the case of wastewater, 225 entities are considered, most of which (155) are directly managed, followed by 27 under delegation to municipal or inter-municipal, and 23 in concession. Finally, the waste sector considered in this study comprises 237 entities (retail), most of which operate under direct management (87%), followed by the delegation to municipal or inter-municipal entities.

That said, management models are not the only determinant of utility performance. Contextual variables, such as the degree of urbanization, geographic characteristics, and income levels, also play an important role.

4.1 Main results for the water supply sector

Analyzing the difference in environmental performance across different water utility management models, our results reveal statistically significant differences in both mean and median values of Real water losses (AA12b). Similar results were found for non-billed water (AA08b) and the economic indicator cost recovery ratio (AA06b), which vary significantly according to the management model. Regarding the Energy efficiency of pumping stations (AA13b), statistically significant differences were also observed across different governance models.

When comparing management models by territorial variables, their distribution varies significantly across degrees of urbanization. In particular, physical/geographic variables such as area and altitude range (altimetry) influence the average real water loss.

Focusing on the behaviour of the Cost recovery ratio (AA06b) variable, the main conclusion is that the management model significantly affects performance when physical and social characteristics are controlled. However, this effect is statistically significant only for the direct management model.

In the case of Unbilled water (AA08b), only a few contextual variables show statistical significance: area (5.3%), altimetry (1.4%), and municipality typology, specifically predominantly rural areas (5%). For this variable (AA08b), the management model does not influence performance significantly.

These findings are based on statistical analyses to compare mean and median values across management models, as summarized in Table 3.

Table 3. Mean and Median indicator values for water supply sector; * $p \leq 10\%$; ** $p \leq 5\%$; *** $p \leq 1\%$

Indicator	Mean	Median
AA12b	*	**
AA06b	***	***
AA08b	****	***
AA13b	***	***
PAA11b	***	***
PAA14b	*	***
Area (km ²)		*
Altimetry (altitude)	*	
Population Density	***	***
Income index	***	***

For the analysis, we also explored and examined the likelihood of any utility adopting a particular management model, controlling for environmental and economic performance indicators and physical and social characteristics.

The results indicate that the probability of observing any given model is significantly determined by the variable AA06b (Cost recovery ratio). The Income Index is statistically significant across all models, with the most substantial effect observed in the Delegation (state-owned company) model. Additionally, the variable PAA14b (Type of intervention area) and the altimetry variable also show relevance in explaining model choice.

When considering Non-billed water (AA08b) variable, statistically significant influences are found only for the following models: Concession (municipal concession), Delegation (municipal company), and Direct management (municipalized service). For the Delegation (state-owned company) model, the variables Income Index and PAA14b, specifically, the classification as a predominantly urban area, are statistically significant at 0%. In the Delegation (municipal company) model, the PAA14b variable, predominantly urban area, also shows significance.

Then, the variable Real water losses (AA12b) significantly affects the likelihood of several management models being adopted, most notably: Direct management (municipalized service), Concession (municipal concession), Delegation (municipal company), and, less relevant for the Delegation in state companies.

For this variable (AA12b), the Income Index shows statistically significant results of <5% in these models: Direct management (municipal service), Concession (municipal concession), and Delegation (municipal company). However, it also shows 0% in the Delegation (state-owned company) model. In addition, the variable PAA14b (Type of intervention area) also shows broad statistical significance across models. Altimetry is again particularly relevant in the Delegation (state-owned company) model.

Regarding the variable Energy efficiency of pumping stations (AA13b), significance is only relevant for Delegation (state company), and marginally for Delegation (municipal company). For this variable (AA13b), the Income Index is statistically significant for the following models: Direct management (municipalized service) (1%); Concession (municipal concession) (6.5%); Delegation (state-owned company) (0%). In addition, the

variables PAA14b (Type of intervention area), area and altimetry all demonstrate statistical significance in explaining differences in performance related to this indicator.

Table 4 presents the results of the regression models and indicates the influence of the management model and contextual variables on performance in the water supply sector.

Table 4. Regression model water supply sector; *p≤10%; **p≤5; ***p≤1%

Indicator (dependent variable)	Management Model only	Management Model with controls
AA12b	*	Global significant (***) MM (*) Area (*) Altimetry (**)
AA13b	**	Global Significant (**)
AA06b	***	Global Significant (***) MM (*) Urbanization (***)
AA08b	***	Global Significant (***) MM (***) Urbanization (***) Area (***) Altimetry (***)

4.2 Main results for the Wastewater sector

A statistical analysis was initially conducted to analyse the wastewater sector to compare the mean and median values of performance indicators across different management models, as presented in Table 5.

Table 4. Mean and Median indicator values for wastewater sector; *p≤10%; **p≤5; ***p≤1%

Indicator	Mean	Median
AR05b	***	***
AR03b		*
AR10b	*	*
PAA14b		
PiAR06b		
Area (km ²)		
Population Density	***	***
Income index	***	***

For the variable AR03b (Occurrence of floods), management models do not appear to explain differences in performance significantly. However, the variable PAA14b (Type of intervention area) shows statistical relevance for this indicator, with predominantly rural areas (1.5%) and predominantly urban areas (1%) both demonstrating significance. Additionally, the median value of flood occurrence is significant at 10%.

The linear regression results for AR05b (Cost recovery ratio) show statistical significance when compared across management models. Moreover, the variable PAA14b (Type of intervention area) also shows relevance here, with significance at the 10% level. In contrast, AR10b (Pumping station energy efficiency) is not statistically significant in this model.

Examining the prevalence of each management model, using a multinomial logit model, several variables were found to be significant. For the Delegation (municipal company) model, the relevant predictors include Physical accessibility (PiAR01b), Occurrence of floods (AR03b), and Population density. Additionally, using treated wastewater (PiAR03b)

is significant at the 1% level. In the case of Direct management (municipalized service), the following variables show statistical significance: PiAR01b (Physical accessibility) and PiAR06b (Density of branches) at 5%; AR03b (Occurrence of floods) and Predominantly urban areas at 10%; and Predominantly rural areas at 1%.

These findings highlight the role of physical infrastructure and territorial classification in influencing the management model. Table 6 presents the regression models' results that demonstrate these variables' significance in explaining model performance in the wastewater sector.

Table 5. Regression model wastewater sector; *p≤10%; **p≤5; ***p≤1%

Indicator (dependent variable)	Management Model only	Management Model with controls
AR05b	***	Global significant (***) Income index (***)
AR03b		Global Significant (***) Urbanization (***) MM (**)
AR10b		Global Significant (***) MM (**) Urbanization (***)

4.3 Main results for the Municipal Urban Waste sector

For the municipal waste sector, the results show that for the variables RU06ab (Cost recovery ratio), PRU38b (Volume of recycling activity), and PRU89b (Selectively collected urban waste), the median values differ significantly across management models, although the mean values do not. Additionally, some of these indicators show statistically significant differences when comparing different degrees of urbanization.

Table 6. Mean and Median indicator values for urban waste sector; *p≤10%; **p≤5; ***p≤1%

Indicator	Mean	Median
RU06ab	***	***
PRU89b	***	
PRU38b	**	
PRU3ab	***	***
Area (km ²)		**
Population Density		**
Income index	***	***

Similar to the analyses conducted in other sectors, the results here indicate that the management model is not consistently statistically significant when controlling for other variables. In contrast, the degree of urbanization variable (PRU3ab) tends to show statistical significance, and in some models, physical variables are also relevant. Regarding the probability of adopting a particular management model, models could not be estimated in this study due to data limitations and a reduced number of valid observations.

Table 8 presents the regression analysis results, indicating where the management model significantly explains performance in the municipal urban waste sector.

Table 7. Regression model urban waste sector; *p≤10%; **p≤5; ***p≤1%

Indicator (dependent variable)	Management Model only	Management Model with controls

RU06b	***	Global Significant (***) MM (**) Urbanization (***)
PRU38b	***	Global Significant (***) MM (not significant) Urbanization PRU33b Area

5 Conclusions

The topic of the efficiency of water and waste sector utilities has been reviewed previously in the literature (Ferreira da Cruz et al, 2012; Lannier & Porcher, 2014; Romano, 2017); however, the interaction between the role of the governance model, combined with the influence of physical and social characteristics, remains underexplored in the Portuguese case. This study examined the relationship between governance models and utilities' economic and environmental performance in these Portuguese sectors.

Our results suggest that although performance varies across management models, these models are not the only determinants of efficiency. In the water and wastewater sectors, performance is also significantly influenced by other factors, such as utility size, geographic features (e.g., altimetry and area), population density, and income levels. The effect of governance models appears more prominent in the wastewater sector than in the waste sector, where results are more ambiguous.

Furthermore, the cost recovery ratio and environmental indicators, such as water losses or flood occurrence, vary across management models. In this sense, including contextual variables often reduces the statistical significance of the management model itself. This suggests the need for a more integrated analytical approach that accounts for territorial and institutional diversity when evaluating utility performance.

In conclusion, governance models do matter, but not in isolation. Future research should adopt more refined models to understand the effects of ownership, operational scale, and local context, and to assess performance over time. Future research would provide more substantial evidence for policymakers considering reforms in public service delivery.

References

- APA (2020). Estrutura proposta: Planos de ação SGRU. Agência Portuguesa do Ambiente. Available: https://apambiente.pt/sites/default/files/_Residuos/Planeamento/Estrutura%20PA%20PERSU%20SGRU.pdf
- RASARP (2022). Relatório anual dos serviços de águas e resíduos em Portugal. Vol. 1: Caracterização do setor de águas e resíduos. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.
- Ferreira da Cruz, N., & Marques, R. C. (2011). Revisiting the Portuguese experience with public-private partnerships. *African Journal of Business Management*, 5(11), 4023-4032.
- Ferreira da Cruz, N., Marques, R., Romano, G., & Guerrini, A. (2012). Measuring the efficiency of water utilities: a cross-national comparison between Portugal and Italy. *Water Policy*, 14(5), 841-853.
- Lannier, A. L., & Porcher, S. (2014). Efficiency in the public and private French water utilities: prospects for benchmarking. *Applied Economics*, 46(5), 556-572.

- Marrewijk, A., Clegg, R., Pitsis, S., & Veenswijk, M. (2008). Managing public-private megaprojects: Paradoxes, complexity, and project design. *Int. J. Project Manage.*, 26(6): 591-600.
- Mohr, R., Deller, S., & Halstead, J. (2010). Alternative Methods of Service Delivery in Small and Rural Municipalities. *Public Administration Review*, 70(6), 894-905.
- Rodrigues, M., & Tavares, A. (2017). The same deep water as you? The impact of alternative governance arrangements of water service delivery on efficiency. *Journal of Strategic Contracting and Negotiation*, Vol. 3(2), 78–101.
- Romano, G., Guerrini, A., & Marques, R. (2017). European water utility management: Promoting efficiency, innovation and knowledge in the water industry. *Water Resources Management*, 31, 2349-2353.

Annex 1 Coodebook of variables analyzed

Indicator	Description
Water Sector (AA)	
AA06b	Cost recovery ratio
AA08b	Non-billed water
AA12b	Real water losses
AA13b	Energy efficiency of pumping stations
PAA11b	Number of accommodations served
PAA14b	Type of intervention area
Area (km ²)	Area of each municipality
Altimetry (altitude)	Altitude range of each municipality
Population Density	Number of inhabitants per square kilometer in each municipality
Income index	Corresponds to an equation involving a set of variables
WasteWater Sector (AR)	
AR03b	Occurrence of floods
AR05b	Cost recovery ratio
AR10b	Energy efficiency of pumping stations
PAA14b	Type of intervention area
PiAR01b	Physical accessibility
PiAR03b	Use of treated wastewater
PiAR06b	Density of branches
Area (km ²)	Area of each municipality
Population Density	Number of inhabitants per square kilometer in each municipality
Income index	Corresponds to an equation involving a set of variables
Urban Waste Sector (RU)	
RU06ab	Cost recovery ratio
PRU38b	volume of activity for recycling
PRU89b	Selectively collected urban waste
PRU3ab	Type of intervention area
PiAR01b	Physical accessibility
Area (km ²)	Area of each municipality
Population Density	Number of inhabitants per square kilometer in each municipality
Income index	Corresponds to an equation involving a set of variables

DESEMPENHO AMBIENTAL DE UM SISTEMA DE DEPÓSITO E REEMBOLSO EM CONTEXTO ACADÉMICO. UM CASO DE ESTUDO DA UNIVERSIDADE DE AVEIRO

J M Moura^{a,*}, A P Gomes^a, M I Nunes^a

^a Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal

RESUMO

O sistema de depósito e reembolso (SDR) consiste numa estratégia para melhorar a reciclagem de resíduos de embalagens e reduzir o seu impacto ambiental. Este estudo, realizado no âmbito do projeto REAP - *Reciclagem e Reembolso de Embalagens de alumínio e de PET (sistema piloto)*, visou avaliar o desempenho ambiental da implementação do SDR na Universidade de Aveiro para embalagens de polietileno tereftalato (PET) e de alumínio, através de uma análise de ciclo de vida (ACV). Para o efeito, foram analisados dois cenários: um cenário 1, de referência (aplicado ao sistema de gestão de resíduos da universidade sem SDR) e outro com a implementação do SDR com uma taxa de retorno de 40% (cenário 2). O estudo incluiu a análise do aumento da taxa de retorno (80%), aplicado ao cenário 2 para o fluxo embalagens de PET. Os resultados mostraram que, para as embalagens de PET, o SDR (cenário 2) pode reduzir as categorias de impacto ambiental entre 44% e 85%. Por outro lado, para as embalagens de alumínio, a aplicação do SDR motivou o aumento de impacto, possivelmente, porque o volume de embalagens depositadas não é suficiente para atenuar os impactos provenientes da extração e processamento de matérias-primas para produção das máquinas de venda reversa. A análise realizada à taxa de retorno confirmou a anterior suposição, concluindo que o aumento da taxa de retorno (de 40% para 80%) reflete uma redução adicional média de 50% das categorias de impacto. No geral, a aplicação do SDR permite reduzir o impacto ambiental do processo de reciclagem, no entanto o seu sucesso depende do envolvimento da população, da sensibilização ambiental e do reforço do enquadramento legal nacional.

Palavras-Chave: Sistema de depósito e reembolso, avaliação de ciclo de vida; garrafas PET, latas de alumínio, máquinas de venda reversa

doi: 10.22181/aer.2025.0208

* Autor para correspondência
E-mail: jessica.moura@ua.pt

ENVIRONMENTAL PERFORMANCE OF A REFUND-DEPOSIT SYSTEM IN AN ACADEMIC SCENARIO. UNIVERSITY OF AVEIRO CASE STUDY

J M Moura^{a,}, A P Gomes^a, M I Nunes^a*

^aDepartamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro, Portugal

ABSTRACT

The deposit-refund system (DRS) is a strategy to enhance packaging waste recycling and reduce its environmental impact. In this study, which is part of the REAP project – Recycling and Refund of aluminium and PET packaging (pilot system), was assessed the environmental performance of implementing DRS at the University of Aveiro for polyethylene terephthalate (PET) and aluminium packaging, using life cycle assessment (LCA). In the LCA, two scenarios were analysed: a baseline scenario (applying the previous university's waste management system, without DRS) and a second scenario with DRS at a 40% return rate. The study also evaluated the impact of return rate increase (80%), applied to scenario 2 for the PET packaging stream. Results showed that, for PET packaging, DRS (scenario 2) can reduce environmental impact categories by 44% to 85%. While, for aluminium packaging, the DRS implementation led to the environmental impact increase, possibly due to the low volume of returned packaging, which is insufficient to mitigate the reverse vending machine's production process impact. This assumption was confirmed by the return rate analysis, which showed an average reduction of the impact categories of 50%, for the return rate increase (from 40% to 80%). Overall, while DRS can reduce the environmental impact of the recycling process, its success depends on public engagement, environmental awareness and the strengthening of the national legal framework.

Keywords: Deposit-refund system, life cycle assessment, PET bottles, aluminium cans, reverse vending machine

doi: 10.22181/aer.2025.0208

* Corresponding author
E-mail: jessica.moura@ua.pt

1 Introdução

O crescimento exponencial da população associado ao crescimento proporcional de consumo de recursos, tem contribuído para o aumento da produção de resíduos, essencialmente de embalagens (Görgün et al., 2021; Malindzakova et al., 2022). As embalagens de bebidas de plástico, como é o caso das garrafas de polietileno tereftalato (PET) e de alumínio são apontadas como materiais críticos, atendendo à sua extensa e indevida utilização única e dispersão no ambiente (Malindzakova et al., 2022; UNEP, 2021), sendo urgente promover a sua reutilização e reciclagem. Esta crescente preocupação tem incentivado a revisão das políticas europeias de gestão de resíduos, incentivando a reintegração destes materiais como matéria-prima, numa perspetiva de economia circular, com vista na preservação de recursos naturais e na proteção dos oceanos (Dahlbo et al., 2018; Malindzakova et al., 2022; Van Eygen et al., 2018).

A implementação do sistema de venda reversa, também conhecido como sistema de depósito e reembolso (SDR), incluindo as máquinas de venda reversa (MVR), tem originado um retorno positivo na reciclagem destes materiais, registando uma taxa média de deposição de embalagens de cerca de 80%, como é o caso da Croácia (90,7%), Países baixos (70%) e Suécia (88,2%) (RELOOP, 2022; Zia et al., 2022). No seguimento dos novos incentivos europeus e do sucesso registado nestes países, alguns estudos têm sido conduzidos com o propósito de avaliar o impacto ambiental da aplicação deste novo sistema. Em 2021, E. Görgün et al. produziu uma análise administrativa, técnica e económica da implementação do SDR na Turquia. Com base nos resultados, os autores concluíram que a implementação do sistema poderia aumentar a taxa de reciclagem até 70% para embalagens de PET, vidro e alumínio. Brizga (2024) avaliou o impacto ambiental do SDR na região costeira da Letónia, face aos resíduos marinhos e costeiros. Para o ano de 2023, os autores reportaram uma redução na produção destes resíduos de 69%, 52% e 48% para embalagens de plástico, alumínio e vidro, respetivamente, com a implementação do sistema. Um estudo desenvolvido na Grécia, revelou que o SDR tem um potencial de redução das emissões de CO₂ associadas ao processo de reciclagem de resíduos de embalagem de 30% a 70% (Razis e Anastassakis, 2023). Por fim, Zhou et al. (2023) realizou uma avaliação de ciclo de vida do SDR para o fluxo de resíduos de embalagens de PET, na China, com base no modelo *bottle-to-bottle*. Os autores concluíram que o SDR reduziu as emissões de gases efeito de estufa de 0,538 kg CO₂/kg_{garrafa PET} e 0,00173 PE/kg_{garrafa PET}, em relação ao processo regular de reciclagem.

Na sequência das orientações estratégicas europeias, Portugal definiu normas para a implementação deste sistema tendo em vista as metas nacionais de reciclagem de embalagens (de 70% em peso até 2030) presentes no Decreto-lei n.º 152-D/2017, relativo ao Regime Unificado dos Fluxos Específicos de Resíduos. Mais recentemente, a União Europeia publicou um novo regulamento sobre resíduos de embalagens (Regulamento (UE) n.º 2025/40) que prevê que os Países-Membros e os diferentes operadores económicos readaptem o seu enquadramento legal e respetivas obrigações.

Ainda que, a implementação deste sistema esteja bem consolidada noutros países, o SDR é um tema com limitada análise científica disponível e, no caso de Portugal, muito recente. O projeto REAP – *Reciclagem e Reembolso de Embalagens de alumínio e PET – sistema piloto*, foi promovido pela Universidade de Aveiro para os seus campi (Campus do Castro e Campus de Santiago) e polos de ensino de Oliveira de Azeméis (ESAN) e de Águeda (ESTGA) da Universidade de Aveiro (UA), no âmbito do enquadramento legal nacional (Lei n.º 69/2018). O projeto tem o propósito de desmistificar esta metodologia, relativamente à separação seletiva e ao encaminhamento para reciclagem de embalagens, integrando as vertentes técnico-científica, ambiental e social do SDR para embalagens de PET e de alumínio, em contexto académico.

O presente estudo foi desenvolvido no contexto do projeto REAP, com o propósito de avaliar o desempenho ambiental da implementação do SDR, para os fluxos de embalagem de bebida de

PET e de alumínio, nos campi e polos de ensino, e tendo por base os dados reais de venda e depósito de embalagens, obtidos no primeiro ano do projeto.

2 Objetivo

O presente estudo teve como mote a análise de ciclo de vida (ACV) da implementação de um SDR nos campi da UA, para os fluxos de resíduos de embalagens de bebidas de PET e alumínio, versus o modelo de recolha seletiva em ecoponto. O presente trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o impacto da aplicação do SDR no processo de reciclagem dos resíduos de embalagens de bebidas, incluindo a avaliação do impacto da taxa de retorno no desempenho ambiental do novo sistema de recolha.

3 Metodologia

O presente estudo comportou a ACV da implementação de um sistema de incentivo ao SDR, nos campi e polos de ensino da Universidade de Aveiro, para recolha de resíduos de embalagem de bebidas de PET e alumínio. Para o efeito, foram considerados os seguintes cenários:

- Cenário base ou cenário 1: correspondente ao sistema de gestão de resíduos, anteriormente implementado na UA. Este sistema inclui a recolha seletiva e indiferenciada dos resíduos em análise, e respetivo transporte, triagem, tratamento e eliminação. No campi da UA é ainda incluído um processo de pré-triagem integrado no parque de resíduos da UA, composto por autocompactadores e contentores para armazenamento;
- Cenário 2: correspondente à implementação do SDR para uma taxa de deposição de embalagens de 40%. Para este cenário o sistema de incentivo ao SDR é adicionado ao anterior cenário 1, ou seja, para além deste novo método de recolha de resíduos de embalagens são preservadas as tipologias de recolha de resíduos, bem como todos os processos (pré-triagem, transporte, tratamento e eliminação) considerados no cenário anterior. A taxa de depósito considerada para este cenário (40%) foi o valor experimental observado no primeiro ano de implementação do projeto REAP (Castro et al., 2023).

A análise destes dois cenários foi realizada separadamente para embalagens de PET e alumínio, uma vez que se trata de materiais com propriedades diferentes e, por conseguinte, com necessidade de tratamento distintas.

O estudo inclui a análise da influência do parâmetro taxa de retorno nas categorias de impacto ambiental. Para o efeito, foi utilizado o cenário 2 aplicado à recolha de resíduos de embalagem de PET, considerando a taxa de retorno de 40 % e de 80%. A taxa de retorno considerada (80%) para a presente análise foi selecionada com base nos valores obtidos para Estados-Membros, onde o sistema já se encontra bem estabelecido. Por fim, os valores das categorias de impacto resultantes foram comparados para os diferentes cenários.

O estudo foi direcionado para a análise do fluxo de garrafas de PET e de latas de alumínio, no qual os resíduos de embalagens encaminhadas para reciclagem foram definidos como produto do sistema. As entradas e saídas consideradas para análise dos sistemas foram determinadas em função da unidade funcional (UF) de 1 tonelada de resíduos de embalagem (PET ou alumínio) encaminhados para reciclagem, também considerado como fluxo de referência (RELOOP, 2022).

Os sistemas em análise, representados na figura 1, incluíram a taxa de recolha seletiva de embalagens, o transporte e pré-triagem realizada no âmbito do SGIR dos campi, o encaminhamento e tratamento de resíduos em unidades, de operadores parceiros, de triagem (considerando consumos energéticos e materiais) e de tratamento mecânico e biológico (TMB) e a rejeição de resíduos em aterro sanitário. O cenário 1 serviu de base para o desenvolvimento

do segundo cenário, o qual inclui a implementação de um SDR, com uma taxa de deposição de embalagens em MVR de 40% (Castro et al., 2023). O processo do SDR inclui a produção, utilização e fim de vida da MVR.

O SGIR, integrado nos campi da UA, incluiu a distribuição de ecopontos pelos departamentos, a definição de pontos de recolha com contentores de capacidade superior, a recolha ponto-a-ponto por meio de uma carrinha elétrica e a receção e pré-triagem dos resíduos no Parque de Resíduos (PR), localizado no *Campus* do Castro. No PR os resíduos indiferenciados são compactados e armazenados em autocompactadores com capacidade volúmica de 25m³, enquanto os resíduos resultantes da recolha seletiva são armazenados em contentores de 35m³. Estes resíduos, da recolha indiferenciada e seletiva, são encaminhados para tratamento em unidades de TMB e de triagem, respetivamente. Nas unidades de tratamento foram apenas considerados consumos energéticos. Para o refugo resultante da triagem, foi considerada a sua deposição em aterro sanitário.

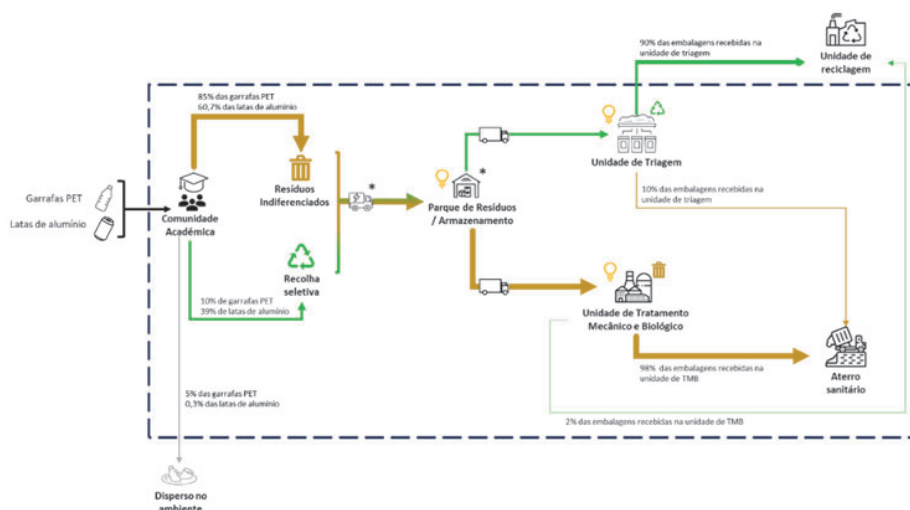
O SDR integra a disponibilização de 6 MVR (assim como implementado na UA) prontas para receber embalagens de PET e latas de alumínio. As MVR permitem a compactação das embalagens, reduzindo o seu volume em cerca de 90% (Jadayil et al., 2023). Para estes equipamentos foi considerado um tempo de vida útil de 10 anos e o seu desmantelamento, separação e valorização material aquando do seu fim de vida (RVM Systems, 2023). Associado à implementação do SDR foi definido, no seguimento do Despacho nº 6534/2019, foram definidos valores de reembolso de 0,02€ para embalagens com capacidade entre 0,1L a 0,5L e de 0,05€ para embalagens com capacidade entre 0,5L e 2L. Os volumes das embalagens considerados estão de acordo com o volume das embalagens disponibilizadas nos pontos de venda da Universidade de Aveiro.

Para a presente ACV foram consideradas um total de 137979 embalagens de PET e 107562 latas de alumínio adquiridas nos pontos de venda dos campi e polos da UA (consumos contabilizados no âmbito do protejo REAP para o ano de 2019).

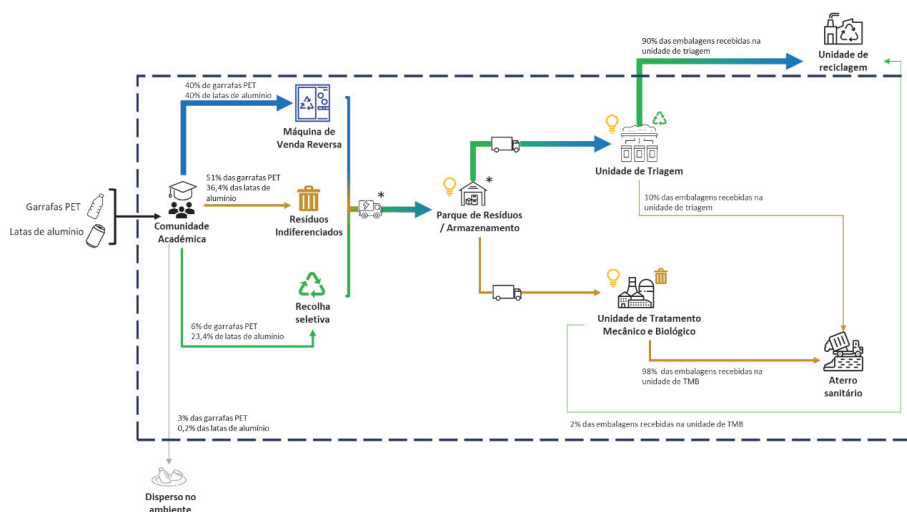
A fronteira definida na ACV não incluíram a produção de embalagens de bebidas (garrafas de PET e latas de alumínio), o processo de valorização/reciclagem do resíduo de embalagem de PET e de alumínio e a produção, utilização e fim de vida dos equipamentos das unidades de triagem, de TMB, aterro e contentores que servem os campi e polos da UA.

O estudo inclui ainda uma análise relativa para uma conjectura melhorada do cenário 2, para o qual é proposto uma taxa de 80% de deposição de embalagens de PET nas MVR, nos campi e polos da UA.

Cenário 1



Cenário 2.



Legenda

-  Eletricidade – um fluxu de entrada
-  Transporte elétrico (transporte utilizado no Campus da Universidade de Aveiro)
-  Transporte de resíduos para tratamento/triagem
-  Identifica os fluxos/processos associados apenas ao SGIR dos campi da UA

Figura 1. Fluxograma dos cenários em análise, para embalagens de PET e de alumínio desde o consumo até ao seu tratamento e envio para a unidade de reciclagem, aplicado ao caso de estudo da Universidade de Aveiro

3.1 Recursos

O estudo teve por base as normas ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, definidas para a ACV de um determinado produto. AACV foi concretizada no software OpenLCA (versão 1.10) e suportada pela base de dados Ecoinvent (versão 3.9.1 – Cutoff LCI).

3.2 Inventário de Ciclo de Vida

A análise de inventário inclui a introdução de fluxos físicos como matérias-primas, materiais, energia, transporte, produtos, semi-produtos, emissões e produtos-resíduos, baseados no modelo *gate-to-gate*. A informação secundária, como é o caso da deposição de resíduos de embalagens de PET e de alumínio em aterro, foram utilizados processos da base de dados Ecoinvent.

3.3 Avaliação de Impacte do Ciclo de Vida

A metodologia de avaliação de impacte aplicada foi CML (baseline – versão 4.4, janeiro 201). Esta metodologia é amplamente utilizada por múltiplas empresas, devido à sua robustez e consistência em estudos prévios (Roche et al., 2023). Considerando o principal objetivo do estudo, as categorias de impacte em análise selecionadas foram o potencial de acidificação (AP), o potencial de aquecimento global (GWP 100), os potenciais de esgotamento de recursos abióticos naturais (ADP (naturais)) e fósseis (ADP (fósseis)) e potencial de eutrofização (EP).

4 Resultados

4.1 Análise de impacte do ciclo de vida dos cenários 1 e 2

Nas figuras 2 e 3 estão representados os valores resultantes da análise de impacte do ciclo de vida (AICV) para as embalagens de bebida de PET e de alumínio, respetivamente, aplicados aos cenários 1 e 2. O tratamento de resultados tem por base a definição de processos, com o propósito de identificar o fator com maior influência nas categorias de impacte. Para o efeito, foram definidos os processos MVR (inclui a produção, utilização e fim-de-vida das MVR), PR (inclui os consumos energéticos e de transporte associados ao SGIR nos campi da UA), transporte de resíduos até às unidades de tratamento (unidades de triagem e de TMB), consumo energético das unidades de tratamento (unidades de triagem e TMB) e a rejeição dos resíduos em aterro. Para o estudo da ACV foi determinada, para cada processo, a respetiva fração relativa para cada categoria de impacte, para os cenários 1 e 2.

Com base na AICV realizada para o fluxo de resíduos de embalagens de PET (figura 2), a implementação do SDR na UA para uma taxa de retorno de 40%, (cenário 2) permitiu reduzir as categorias de impacte AP, GWP100, ADP (fósseis) e EP, em -44%, -73%, -53% e -85%, respetivamente. Estes resultados validam a eficiência da implementação do SDR, uma vez que promove a criação de um fluxo de resíduos de embalagens de PET limpo (não contaminado por outros resíduos) e direto para unidades de reciclagem. Este novo fluxo, por ter reduzidas necessidades de triagem e tratamento, motiva o decréscimo acentuado do impacte ambiental dos processos, nomeadamente, a diminuição dos consumos energéticos em unidades de triagem e de TMB e decréscimo da quantidade de rejeitados depositados em aterro. Paralelamente, a implementação do SDR gerou o aumento da categoria de impacte ADP (naturais) em cerca de +100%. O aumento do impacte associado ao esgotamento de recursos abióticos naturais surge no âmbito do processo de produção de MVR, que integra a extração e processamento de matérias-primas/recursos virgens. É importante salientar que na presente ACV não foi considerada a criação das unidades de tratamento e triagem de resíduos e produção dos respetivas máquinas e equipamentos, ao contrário do SDR o qual integrou a produção das MVR. Portanto, estes resultados estão de acordo com o esperado, não obstante é possível reduzir o impacto da produção das MVR aumentando o seu tempo de vida útil, mediante manutenção e limpeza adequada (RVM Systems, 2023).

Na AICV aplicada ao fluxo dos resíduos de embalagem de bebida de alumínio (figura 3) observou-se o aumento das categorias de impacte com a implementação do SDR para uma taxa de retorno de 40% (cenário 2). Apesar disso, na transição do cenário 1 para o 2 foi possível verificar a redução das categorias de impacte para os processos de rejeição de resíduos em

aterro e de consumos energéticos nas unidades de tratamento. Por exemplo, para a categoria ADP (fósseis) verificou-se uma redução de até -31% e -22%, para a deposição em aterro e para o consumo energético em unidades de tratamento, respetivamente. Como representado na figura 3, o acréscimo de impacto no cenário 2 está diretamente relacionado com a produção e utilização das MVR, constituindo 70% a 100% do impacto ambiental total do cenário 2, para o fluxo do alumínio. Este aumento de impacto é consequência da baixa massa volúmica das embalagens de alumínio, ou seja, o número (107562) de latas de alumínio adquiridas nos pontos de venda dos campi e polos da UA representa uma massa pequena e francamente menor que a massa das 137979 embalagens de PET, não permitindo usufruir da mesma rentabilidade de uso das MVR para os dois tipos de material (PET e alumínio). Atendendo ao facto que a UF da presente ACV é 1 tonelada de resíduos de embalagem encaminhada para reciclagem, prevê-se que seja possível reduzir o impacto da geração do equipamento mediante o aumento da quantidade de embalagens de alumínio depositadas. Portanto, tirando partido do máximo de capacidade das MVR é possível beneficiar do conceito de “economia de escala”, numa perspetiva de sustentabilidade ambiental e social do projeto.

À parte do processo de produção, utilização e fim-de-vida das MVR, embora a AICV para os fluxos de embalagens de PET e de alumínio apresentem tendências semelhantes, aquando da implementação do SDR, não é adequado fazer a comparação direta dos fluxos. Isto porque trata-se de dois materiais com propriedades físicas e químicas diferentes, para as quais serão afetados tratamentos, consumos de energia e de transporte distintos.

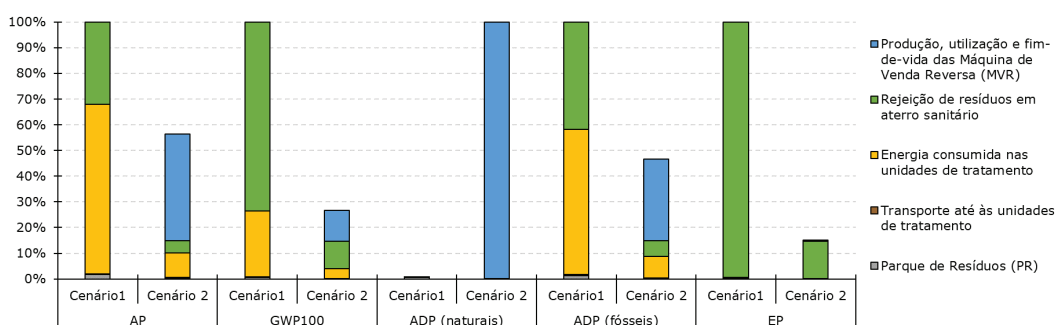


Figura 2. Análise relativa das categorias de impacto para os cenários 1 e 2, para uma taxa de deposição de embalagens de PET em MVR de 40% (Cenário 2), para os campi e os polos de ensino (ESAN e ESTGA) da UA

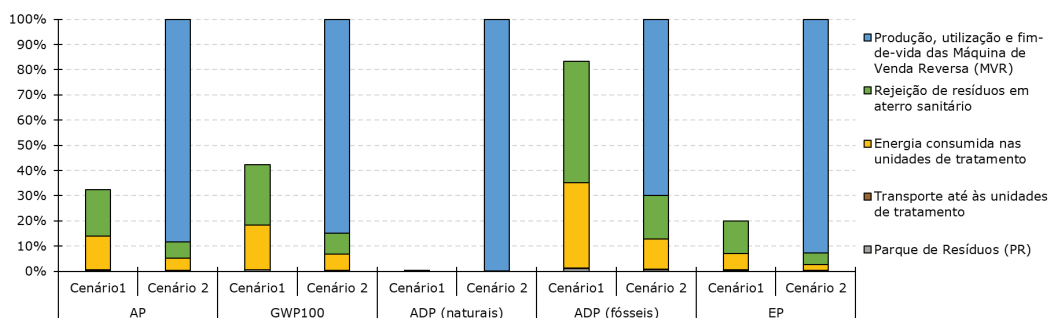


Figura 3. Análise relativa das categorias de impacto para os cenários 1 e 2, para uma taxa de deposição de embalagens de alumínio em MVR de 40% (Cenário 2), para os campi e os polos de ensino (ESAN e ESTGA) da UA

4.2 AICV do cenário 2 otimista

Considerando o impacto da taxa de retorno, apontada como crucial na secção 5.1, denotado foi realizada uma análise relativa da otimização do SDR. Esta análise, representada na figura 4, viabiliza a avaliação do desempenho ambiental do SDR para uma taxa de depósito de embalagens em MVR de 80%. Esta conjectura foi aplicada ao cenário 2 para o fluxo de embalagens de PET.

Os resultados obtidos permitiram comprovar a redução de impacto para 50%, 38%, 51%, 46% e 21% das categorias de impacto AP, GWP100, ADP (naturais), ADP (fósseis) e EP, respetivamente. Esta dedução adveio do aumento do número de embalagens de PET depositadas nas MVR, enviadas diretamente para unidades de reciclagem, e da consequente redução da quantidade de resíduos gerados com necessidades de tratamento (triagem e TMB) e de rejeitados em aterro. Portanto, assim como previsto na secção 5.1 o aumento da taxa de deposição de embalagens em MVR promove a melhoria do desempenho ambiental deste SDR, ressaltando a redução de impacto associada à produção dos equipamentos.

Este sistema representa uma mais-valia no âmbito da valorização destas embalagens, proporcionando reduções de impacto associadas seu tratamento de pré-reciclagem. A implementação do SDR aliada ao aumento da taxa de deposição de embalagens demonstrou uma melhoria significativa do seu desempenho ambiental. Contudo, este progresso tem agregado uma componente social muito forte, que exige um intenso trabalho de sensibilização ambiental (3drivers & APA, 2018). É, portanto, fundamental o investimento neste domínio tanto na divulgação das funcionalidades e vantagens deste sistema, como no incentivo à adoção do SDR, considerando a sua integração na gestão e valorização de resíduos e contribuição no cumprimento das metas nacionais e europeias para a reciclagem.

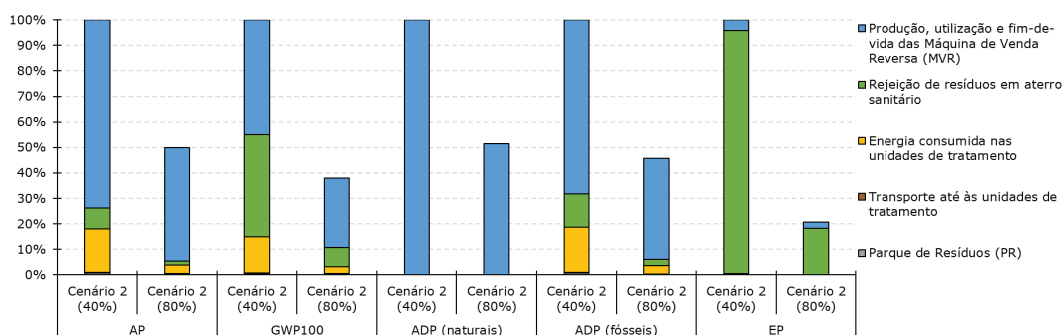


Figura 4. Análise relativa das categorias de impacto para a otimização do cenário 2, com inclusão de um SDR, comparando as taxas de 40% e 80% para deposição de embalagens em MVR. Análise aplicada a garrafas de PET, para os campi e os polos de ensino (ESAN e ESTGA) da UA.

4.3 Análise de Sensibilidade

Com o propósito de avaliar o impacto das distâncias, afetas aos trajetos para transporte de resíduos até à unidade de tratamento, no desempenho ambiental do sistema, foi realizada uma análise de sensibilidade ao processo de transporte. No entanto, por se tratar de viagens dentro do mesmo distrito, foram verificadas variações inferiores a 1% para as categorias de impacto em análise, para os campi e polos de ensino da UA.

5 Conclusão

A implementação do SDR surge no âmbito da valorização de resíduos de embalagens com o propósito de sensibilizar e incentivar a separação de resíduos e, consequentemente, aumentar a quantidade e a qualidade do material reciclável. O sistema consiste na recolha unimaterial e

limpa (sem contaminações) e teve como mote a redução do impacto do tratamento do material, a redução da quantidade de resíduo resultante do tratamento e o aumento da quantidade e qualidade de material encaminhado para reciclagem. O presente estudo teve lugar no âmbito do projeto REAP, com vista na análise do desempenho ambiental da implementação do SDR com uma taxa de deposição de 40% nos campi e polos (ESAN e ESTGA) da Universidade de Aveiro, para os fluxos de embalagens de PET e de alumínio.

A ACV realizada para as embalagens de PET permitiu concluir que a implementação do SDR permite reduzir o impacto ambiental do sistema de recolha e tratamento deste fluxo de resíduos de embalagem. Estes resultados são reflexo do decréscimo da produção de resíduos de embalagem com elevadas necessidades de tratamento (triagem e TMB), e da redução da quantidade de resíduos de embalagem depositados em aterro. No entanto, a produção de MVR, necessária à implementação do sistema de incentivo, expressou aumento da categoria de impacto de ADP (naturais) em cerca de +100%.

Na AICV elaborada para embalagens de alumínio, apesar da redução do impacto relativo ao tratamento e deposição de resíduos, destacou-se o aumento do impacto ambiental com a implementação do SDR, também associado à produção da MVR. Estes resultados veem alertar para a dependência da eficiência do sistema na rentabilizando a sua utilização, bem como, da importância de prolongar o tempo de vida útil das MVR, aumentando o seu tempo de vida útil, por meio de uma manutenção e limpeza adequadas.

Com base nos resultados obtidos e conclusões retiradas, foi analisada a influência do aumento da taxa de deposição, aplicado ao cenário 2 para o fluxo de embalagens de PET. Para o efeito, foram recalculadas as categorias de impacto para uma taxa de retorno de 80%, os resultados foram comparados com o cenário 2 (para uma taxa de retorno de 40%). Para esta circunstância verificou-se uma significativa redução de impacto, em grande parte associado à melhoria do desempenho ambiental do processo de produção da MVR (relativizado à quantidade de embalagens depositadas).

À parte dos resultados, é importante realçar que a taxa de deposição é uma variável de componente social, portanto o seu crescimento é essencial e dependente do investimento na sensibilização ambiental e no reforço de incentivos e enquadramento legal do SDR.

Agradecimentos

Os autores agradecem o suporte financeiro por meio do Programa Ambiental do Mecanismo Financeiro plurianual (EEA Grants), estabelecido no âmbito do Acordo de Espaço Económico Europeu.

Referências

- 3drivers, & APA. (2018). Análise do Mercado de Embalagens: Relatório Final. https://www.apambiente.pt/sites/default/files/_Residuos/FluxosEspecificosResiduos/ERE/Relat%C3%B3rio%20Final_An%C3%A1lise_Mercado_Embalagens_22022019_0.pdf
- Brizga, J., Ulme, J., and Larsson, A. (2024). Impact of the Implementation of the Deposit Refund System on Coastal Littering in Latvia. *Sustainability*, Vol. 16, Page 6922, vol. 16, no. 16, p. 6922, Aug. 2024, doi: 10.3390/SU16166922
- Castro, A., Gomes, A., Correia, A., Ribeiro, H., and Queirós, A. (2023). Reimbursement of aluminum and PET packaging project at a University Campus: a case study. *Proceedings of CEST2023-International Conference on Environmental Science and Technology*, doi: 10.30955/gnc2023.00116

- Dahlbo, H., Poliakova, V., Mylläri, V., Sahimaa, O., & Anderson, R. (2018). Recycling potential of post-consumer plastic packaging waste in Finland. *Waste Management*, 71, 52–61. doi: 10.1016/J.WASMAN.2017.10.033
- Görgün, E., Adsal, K. A., Misir, A., Aydin, E. V., Ergün, Ç. E., Keskin, N., Acar, A., & Ergenekon, Ş. (2021). Deposit refund system for beverage containers as a best practice example for recycling maximization. *Environmental Research and Technology*, 4(3), 199–205. doi: 10.35208/ERT.862611
- Jadayil, W.A.; Aqil, E. (2023). Building a Deposit–Refund System (DRS) for Closed-Loop Recycling of Water Bottles in the United Arab Emirates. *Recycling*, 8, 76. doi: 10.3390/recycling8050076
- Malindzakova, M., Štofková, J., & Majernik, M. (2022). Economic–Environmental Performance of Reverse Logistics of Disposable Beverage Packaging. *Sustainability* (Switzerland), 14(13). doi: 10.3390/SU14137544
- Razis A. and Anastassakis, G. (2023). Establishment of deposit refund system in Greece for PET bottles: Economic analysis, benefits and impacts. *Reciklaža i održivi razvoj*, vol. 16, no. 1, pp. 51–66. doi: 10.5937/ROR2301051R
- RELOOP. (2022). Global Deposit Book 2022 - An Overview of Deposit Return Systems for Single-Use Beverage Containers. <https://www.reloopplatform.org/global-deposit-book-2022/>
- Roche, L., Muhl, M., & Finkbeiner, M. (2023). Cradle-to-gate life cycle assessment of iodine production from caliche ore in Chile. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 28, 1132–1141. doi:10.1007/s11367-023-02200-x
- RVM Systems (2023). Explore our machines. <https://rvmsystems.com/>
- UNEP. (2021). From Pollution to Solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution, United Nations Environment Programme (UNEP). <https://www.unep.org/>
- Van Eygen, E., Laner, D., & Fellner, J. (2018). Circular economy of plastic packaging: Current practice and perspectives in Austria. *Waste Management*, 72, 55–64. doi: 10.1016/j.wasman.2017.11.040
- Zhou, K., Liu, Q., Feng, J., Chang, T., and Liu, J. (2023). Comprehensive environmental performance of bottle-to-bottle recycling of PET bottles based on deposit-refund system in China. *Waste Management*, vol. 172, pp. 90–100, doi: 10.1016/J.WASMAN.2023.10.018
- Zia, H., Jawaid, M. U., Fatima, H. S., Hassan, I. U., Hussain, A., Shahzad, S., & Khurram, M. (2022). Plastic Waste Management through the Development of a Low Cost and Light Weight Deep Learning Based Reverse Vending Machine. *Recycling*, 7(5). doi: 10.3390/RECYCLING7050070

NOTA TÉCNICA

A Contribuição da Rede de Ecocentros de Cascais para a Redução da Deposição de Resíduos em Aterro

Vera Melo^{a*}, Luís Capão^a, Paulo Leal^a, Carla Macedo^a, Demétrio Henriques^a

^a EMAC – Empresa Municipal de Ambiente de Cascais, E.M., S.A., Complexo Multiserviços, Estrada de Manique, nº 1830 Alcoitão, 2645-138 Alcabideche, Portugal

RESUMO

O Concelho de Cascais instalou uma rede de Ecocentros que promove a separação para além dos habituais fluxos multimatérias, numa ótica de economia circular aumentando o número de fluxos de deposição, disponíveis aos seus municípios. Através de instalação de uma rede de ecocentros de proximidade, que engloba atualmente oito equipamentos contando com seis ecocentros fixos e dois ecocentros móveis que serão destinados a uma melhoria adequada nos novos fluxos de resíduos em toda a região do concelho de Cascais, sendo recolhidos: cabos elétricos, pequenos eletrodomésticos, pilhas e baterias, toners e tinteiros, lâmpadas, latas de spray, loiças, cassetes, livros e revistas, rolhas e carcas e cápsulas de café, a implementação desta rede de ecocentros surge depois de um projeto-piloto, o Ecocentro Móvel instalado em Portugal, apresenta-se com uma capacidade para apoiar a sustentabilidade de resíduos domésticos que, normalmente, compõem uma parte significativa dos resíduos indiferenciados e que acabam em aterro.

Assim, o concelho de Cascais quer aumentar a tonelagem de resíduos desviados de aterro, diminuindo simultaneamente a percentagem de contaminação dos fluxos multimaterial.

Palavras-Chave: Ecocentros, economia circular, novos fluxos de resíduos

doi: 10.22181/aer.2025.0209

* Autor para correspondência.

E-mail: vera.melo@cascaisambiente.pt

TECHNICAL NOTE

The Contribution of the Cascais Ecocenters Network to the Reduction of Waste Deposition in Landfills

Vera Melo^{a*}, Luís Capão^a, Paulo Leal^a, Carla Macedo^a, Demétrio Henriques^a

^a EMAC – Empresa Municipal de Ambiente de Cascais, E.M., S.A., Complexo Multiserviços, Estrada de Manique, nº 1830 Alcoitão, 2645-138 Alcabideche, Portugal

ABSTRACT

From a circular economy perspective, the Cascais Municipality has installed an Ecocenters network that promotes separation beyond the usual multi-material flows, increasing the number of disposal flows available to its residents, through the installation of a local Ecocenters network, which currently include eight equipments, including six fixed ones and two mobile ones that are used to improve new waste adequately flows throughout the region of the Cascais municipality, collecting: cables electrical appliances, small household appliances, batteries, toners and ink cartridges, lamps, spray cans, crockery, cassettes, books and magazines, corks and bottle caps and coffee capsules, the implementation of this network comes after a pilot project, the Ecocentro Móvel installed in Portugal, which can support the sustainability of domestic waste, which usually makes up a significant part of unsorted waste and ends up in landfills. Therefore, the municipality of Cascais wants to increase the tonnage of waste deviated from landfills and the contamination percentage of multi-material flows.

Key Words: *Ecocenters, circular economy, new waste streams*

doi: 10.22181/aer.2025.0209

* *Corresponding author.*

E-mail: vera.melo@cascaisambiente.pt

1 Introdução

A rede de ecocentros de Cascais é um projeto de proximidade com os municípios, que se enquadra claramente na categoria de Economia circular, uma vez que oferece aos utilizadores uma resposta para melhorar não só o desempenho ambiental, mas também permite a valorização dos seus resíduos.

A rede visa inovar e facilitar a deposição de novos fluxos de resíduos; permite responder ao desafio da contentorização,

Tanto para o utilizador como para o sistema de gestão é um sistema de fácil utilização, que não só permite o desvio de aterro de materiais com elevado potencial de reutilização e reciclagem, mas também contribui para a diminuição de contaminação dos fluxos multimateriais.

2 Apresentação do projeto

2.1 Características do projeto

2.1.1 Carácter inovador do projeto

O projeto facilita a deposição de novos fluxos de resíduos, na medida em que convida os municípios a fazerem uma melhor separação dos seus resíduos, reunindo num só local, uma variedade de fluxos.

Por outro lado, também promove a eficácia e a eficiência da recolha, na medida que são utilizados contentores padronizados (no seu interior) e na concentração da oferta dos fluxos (num só local estão doze contentores com doze fluxos de resíduos, que permitem uma otimização na recolha).

Paralelamente oferece uma solução de proximidade com os municípios através do seu carácter itinerante.

2.1.2 Impacto do projeto na comunidade

O impacto na comunidade, relaciona-se com a oferta de um sistema de fácil utilização e de proximidade.

Tem sido um projeto amplamente divulgado em meios de comunicação social, com reflexo não apenas na comunidade local como captando o interesse de outras entidades externas ao concelho.

Por outro lado, este projeto abrange toda a população do concelho de Cascais e não só, não existindo qualquer obstáculo à sua utilização, aumentando o conhecimento e sensibilização dos utilizadores para a temáticas dos resíduos.

2.1.3 Contributo para a economia circular

Com a implementação da rede de ecocentros em todas as freguesias do Concelho, Cascais consegue aumentar a tonelagem da recolha seletiva por esta via e simultaneamente diminuir a percentagem de contaminação de papel, embalagens e vidro, contribuindo para maior e melhor qualidade da reciclagem e reduzindo significativamente a quantidade de resíduos enviados para aterro.

Com esta rede de ecocentros, Cascais está a antecipar a obrigação legal de recolher seletivamente os resíduos perigosos domésticos até 1 de janeiro de 2025 – a maior parte destes novos fluxos está enquadrada nesta tipologia – contribuindo para o cumprimento das metas nacionais de recolha de resíduos.

A reutilização e reciclagem que este projeto permite, visa prolongar a vida dos mesmos ou a sua efetiva reciclagem, evitando o consumo de matérias-primas, que na conjuntura atual são cada vez mais escassos. Permite também a reintrodução de matérias na economia, como o exemplo das rolhas que já estão a ser utilizadas para produção de aglomerado de cortiça para utilização industrial, através de protocolo com a Green Cook, ou as cápsulas de café que são transformadas em novos produtos de alumínio e plástico, assim como composto de elevada qualidade, através de associação de produtores da indústria dos cafés que foi criada especificamente para este propósito.

Quadro 1. Destino final dos fluxos recolhidos na rede de ecocentros

FLUXO	DESTINO (VIA TRATOLIXO PARA:)
Livros e revistas	· Reutilização Biblioteca de S. Domingos de Rana (livros em bom estado)* · Reciclagem através do SIGRE (revistas e livros em mau estado)
Cassetes CD's e DVD's	· Reciclagem Ecopartner
Toners e tinteiros	· Reciclagem através do Electrão
Pilhas e acumuladores	· Reciclagem através do Electrão
Pequenos eletrodomésticos e Cabos elétricos	· Reciclagem através do Electrão
Lâmpadas	· Reciclagem através do Electrão
Latas de tinta	· Reciclagem através do SIGRE
Loiças, espelhos e vidros	· Deposição em aterro da Tratolixo
Rolhas	· Armazenagem na Tratolixo (encaminhadas para reciclador ao abrigo de protocolo com Green Cork)
Tampinhas	· Reciclagem através do SIGRE
Latas de spray	· Reciclagem através do SIGRE
Caricas	· Reciclagem através do SIGRE
Cápsulas de café	· Armazenagem na Tratolixo (encaminhadas para reciclador ao abrigo de protocolo com indústria dos café)

2.1.4 Localização do projeto

O projeto está disseminado por todo o concelho de Cascais da seguinte forma:

ECOCENTROS MOVEIS

Alcabideche

> Escola IBN Mucana (6.ª feira)

> Rua de Santarém (3.ª feira)

Carcavelos

> Mercado de Carcavelos (2.ª feira)

> Rua de S. Miguel - Bairro São Miguel das Encostas (5.ª feira)

Cascais

> Bairro do Rosário (junto à Sacolinha) (Sábado e Domingo)

> Rua Eng.º D. António Castelo Branco (5.ª feira)

Estoril

> Rua D. Bosco - ao lado dos campos sintéticos do Estoril Praia (2.ª feira)

> Galiza - Largo do Chafariz (4.ª feira)

Parede

> Jardins da Parede (Sábado)

> Rua de Timor - Terminal rodoviário (4.ª feira)

S. Domingos de Rana

> Rua Padre Agostinho Pereira da Silva - Antigo Mercado de Tires (3.^a feira)

> Rua das Esmeraldas - Parque de São Domingos (6.^a Feira)

ECOCENTROS FIXOS

Cascais - Largo da Estação

Alcabideche – Largo de Alvide

Estoril – Largo da Quinta da Carreira

Parede – Estação

Carcavelos – Estação

São Domingos de Rana – Rua de Matarraque (Escola Matilde Rosa Araujo)

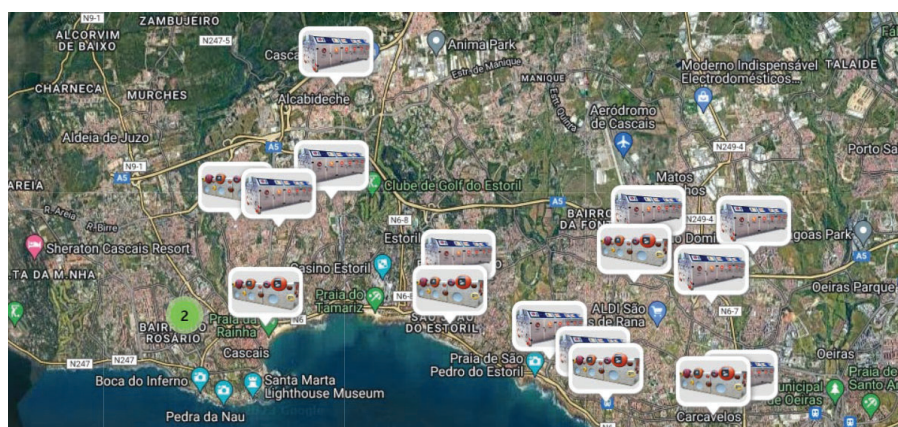


Figura 1. Localização dos Ecocentros

3 Resultados

Os Ecocentros permitem a separação de 12 fluxos de resíduos distintos, possibilitando o desvio dos resíduos indiferenciados dos “resíduos perigosos domésticos”, cuja fração terá de ser recolhida seletivamente por toda a União Europeia até 1 de janeiro de 2025. Enquanto os pequenos eletrodomésticos, toners e tinteiros, lâmpadas, latas de tinta, entre outros, têm a sua reciclagem assegurada através da Tratolixo; as rolas, cápsulas de café, revistas e livros serão reutilizados através de parcerias com entidades como a rede de bibliotecas do município, por exemplo

Estes equipamentos permitem robustecer o sistema de reciclagem e contribuir para a Economia Circular no concelho, reforçando a implementação de políticas de sustentabilidade a nível local.

A rede de Ecocentros é implementada após o projeto-piloto Ecocentro Móvel ter recolhido, tendo recolhido desde o seu arranque em agosto de 2020, até este momento mais de 80 toneladas de resíduos. Os resultados do projeto que no concerne ao quantitativos e tipologia de resíduos recolhidos na rede de ecocentros, Quadro 2, mostram claramente o sucesso do projeto entre 2020 e 2021, mais do que duplicando a quantidade recolhida. Após 2021, apesar de a quantidade total registado um decréscimo global, em 2023 mantém-se acima dos valores registados em 2020. Aquele que foi o primeiro ecocentro móvel do País demonstrou ser uma solução sustentável para os resíduos domésticos que, não sendo produzidos diariamente, compõem uma parte significativa dos resíduos indiferenciados que acabam em aterro.

Quadro 2. Quantitativos recolhidos na rede de ecocentros (kg)

Fluxo	2020	2021	2022	2023	Total
Livros e revistas	6822	13770	9840	5100	35532
Cassetes CD's e DVD's	1260	2660	2180	1320	7420
Toners e tinteiros	360	2000	1320	540	4220
Pilhas e baterias	780	1950	1380	1420	5530
Pequenos eletrodomésticos e Cabos elétricos	1340	2350	2780	1560	8030
Lâmpadas	160	470	620	320	1570
Latas de tinta	1240	1980	1200	540	4960
Loiças, espelhos e vidros	620	1870	1520	1420	5430
Rolhas	140	450	300	400	1290
Tampinhas	40	100	0	20	160
Latas de spray	40	100	140	180	460
Caricas	20	40	0	20	80
Cápsulas de café	0	0	220	5260	5480
Total	12822	27740	21500	18100	80162

Para uma avaliação efetiva do projeto rede de ecocentros de Cascais foi aplicada uma metodologia que inclui uma caracterização física dos resíduos recolhidos nos ecocentros que permite a aferição da taxa de contaminação dos materiais e da deteção de resíduos não conforme que possam comprometer os processos de reciclagem destes fluxos.

4 Conclusões e Discussão

Com uma adesão que superou largamente as expectativas iniciais, percebeu-se também que este projeto veio colmatar necessidades já sentidas pelos nossos municípios e que pode servir como parte da solução para problemas de contaminação dos fluxos multimaterial e de desvio de aterro de material valorizável.

Entendemos que para estes fluxos, a solução testada torna-se viável e passível de proporcionar aos seus municípios as condições ideais para uma melhor separação dos seus resíduos, mas também permite a adoção do sistema operacional eficaz e eficiente.

A validação deste conceito é clara estando neste momento a ser executado um alargamento desta resposta a mais localizações do concelho, nomeadamente nas escolas públicas do concelho de Cascais, com 14 novas localizações

Numa ótica de incentivo à economia circular, é através deste tipo de projeto que os municípios de Cascais, vêm por exemplo os seus livros a ganharem uma nova vida, ou os seus pequenos REEE, serem devidamente encaminhados para reciclagem. Sendo um dos exemplos do impacto na valorização de resíduos deste projeto, que dá um importante contributo para a implementação de políticas de sustentabilidade a nível local. Em Cascais é cada vez mais fácil reciclar.

NOTA TÉCNICA

Linha da Reciclagem | Um Serviço Nacional, Público e Gratuito para Todos

Ana Loureiro^a, Marisa Nobre^{b,*}

^a EGF, Linda-a-Velha, Portugal

^b EGF, Linda-a-Velha, Portugal

RESUMO

A Linha de Reciclagem é um serviço Nacional, Público e Gratuito que foi criado a 21 de outubro de 2021 para dar respostas eficazes aos cidadãos, principalmente para esclarecer dúvidas, pedidos de informação, sugestões, reclamações, elogios e pedidos de serviço relacionados com a recolha e tratamento de resíduos urbanos. Este serviço surgiu da necessidade de existir um serviço integrado e um canal único de atendimento ao cidadão na área dos resíduos urbanos, nomeadamente reciclagem, centralizado e agregador, que tem como principal objetivo melhorar o serviço prestado ao cidadão e produzir indicadores de desempenho das 11 concessionárias da EGF, aproveitando as sinergias e melhores práticas das empresas. O Grupo EGF criou este serviço inovador que permite esclarecer diversas questões, recorrendo a processos de produção inovadores, à inteligência artificial, às ligações entre plataformas, mas também à experiência dos profissionais das concessionárias. A informação é centralizada numa plataforma multicanal e gerida de forma mais rápida e eficaz. No final de março de 2025, a Linha de Reciclagem já tinha recebido mais de 150.000 contactos gerados através das diferentes plataformas, com pedidos de serviço, informações, sugestões e reclamações.

Palavras-Chave: Reciclagem, comunicação, reclamação, informação, público, atendimento ao cidadão

doi: 10.22181/aer.2025.0210

* Autor para Correspondência
E-mail: ana.loureiro@mota-engil.pt

TECHNICAL NOTE

Recycling Line | A National, Public and Free Service for All

Ana Loureiro^a, Marisa Nobre^{b,*}

^a EGF, Linda-a-Velha, Portugal

^b EGF, Linda-a-Velha, Portugal

ABSTRACT

The Recycling Line is a National, Public and Free service that was created on 21st October 2021 to give effective answers to citizens, mainly to questions, requests for information, suggestions, complaints, compliments, and service requests related to the collection and treatment of urban waste. This service arose from the need to have an integrated service and a single channel for serving citizens in the recycling area, centralized and aggregating, seeking to improve the service provided to citizens and to develop performance indicators of the 11 EGF Concessionaries, taking advantage of synergies and best practices between companies. For that reason, EGF Group has created this innovative service that will help clarify several questions, using innovative production processes, artificial intelligence, platform connections, but also, experience-based knowledge. The information is centralized on a multi-channel platform where all the information is managed more quickly and effectively. In the end of March 2025, the Recycling Line has already received more than 150.000 contacts generated through the different contact platforms, with service requests, information, suggestions, and complaints.

Keywords: Recycling, communication, complaint, information, public, citizen service

doi: 10.22181/aer.2025.0210

* Corresponding author
E-mail: ana.loureiro@mota-engil.pt

1 Introdução

A reciclagem continua a representar um dos principais desafios ambientais em Portugal, sendo apontada por 63% da população como um problema grave a nível nacional¹. Apesar de 67% dos cidadãos afirmarem separar resíduos, persistem lacunas relevantes no conhecimento e na prática da reciclagem, com dúvidas frequentes sobre a correta separação de materiais como lâmpadas, cápsulas de café ou embalagens complexas². A ausência, até 2021, de um canal nacional unificado de esclarecimento e apoio ao cidadão evidenciava uma fragilidade no sistema de gestão de resíduos urbanos. Para colmatar esta lacuna, foi criada a Linha da Reciclagem, um serviço que centraliza pedidos de informação, reclamações e solicitações de serviço relacionados com a recolha e o tratamento de resíduos. Com mais de 150 mil contactos registados até março de 2025, esta plataforma multicanal representa uma inovação significativa na comunicação ambiental, contribuindo para uma maior literacia sobre reciclagem e para a melhoria do desempenho ambiental dos cidadãos.

2 O Que É a Linha de Reciclagem

A Linha da Reciclagem é um serviço multiplataforma de atendimento Nacional, Público e Gratuito que foi criado para dar respostas eficazes ao cidadão, nomeadamente para esclarecer dúvidas, receber pedidos de informação, sugestões, reclamações, elogios e pedidos de serviço relacionados com a recolha e tratamento de resíduos urbanos.



Figura 1. Imagem da campanha de divulgação da linha de reciclagem

Os cidadãos podem contactar através de telefone gratuito: 800 911 400; email: atendimento@linhadareciclagem.pt, website: www.linhadareciclagem.pt, redes sociais no Facebook, LinkedIn e Instagram ou através da aplicação da Linha da Reciclagem, que está disponível para download gratuito na App Store e Google Play.

3 Objetivos

O principal objetivo da Linha da Reciclagem é aumentar o conhecimento dos cidadãos sobre a reciclagem, esclarecendo dúvidas do dia a dia e promovendo comportamentos ambientais mais eficazes, com impacto direto no aumento da recolha dos materiais reciclados.

Para concretizar este objetivo, foi criada uma plataforma CRM de gestão de contactos e desenvolvidos vários suportes de comunicação, incluindo:

- Um conceito agregador apoiado por equipas das empresas do Grupo EGF;
- Uma plataforma centralizada para registo e tratamento de pedidos de serviço, informações, sugestões e reclamações;

- Um website com formulários, FAQs e conteúdos informativos;
- Uma aplicação móvel e outros suportes complementares.

4 Para Que Serve e Como Funciona

A Linha da Reciclagem foi criada para colmatar a ausência de um serviço nacional gratuito que esclarecesse os cidadãos sobre reciclagem. Funciona como um “112 dos resíduos”, prestando apoio direto e personalizado sobre dúvidas, pedidos de serviço, reclamações ou sugestões.

Disponível nos dias úteis das 09h00 às 19h00, o atendimento é assegurado por operadores experientes, complementado por um website com informação acessível e um canal de emergência 24 horas. Os contactos são recebidos via telefone, app, email e formulário online, sendo tratados numa plataforma integrada que articula com os serviços de recolha e tratamento de resíduos.

O serviço cobre 60% do território nacional, encaminhando os pedidos de fora dessa área para as entidades competentes. Atualmente, a equipa é composta por 14 colaboradores e utiliza como principais canais o número gratuito 800 911 400, o email, a app e o website da Linha da Reciclagem.

5 Impacto na Gestão de Contactos

Todos os contactos recebidos através da Linha da Reciclagem são registados e analisados em tempo real, permitindo monitorizar volumes, canais utilizados, origem geográfica e tipologia dos pedidos. Esta análise facilita a identificação de causas frequentes de reclamações ou dúvidas, promovendo respostas mais eficazes.

A centralização do atendimento permitiu desativar as linhas telefónicas das 11 concessionárias da EGF, melhorando a qualidade do serviço, assegurando o cumprimento legal e otimizando a resposta ao cidadão.

6 Inovar o Processo numa Atividade de Larga Escala

A Linha da Reciclagem assenta na inovação de processos para melhorar a eficácia da gestão de resíduos e promover o esclarecimento dos cidadãos. Após uma fase de estabilização, seguiu-se uma nova etapa tecnológica, com o desenvolvimento de uma aplicação e a integração com sistemas operacionais das equipas no terreno. Estas evoluções permitirão dar respostas em tempo real, como a inclusão automática de ecopontos cheios nos circuitos de recolha. O projeto tem vindo a crescer rapidamente e poderá, no futuro, ser estendido a autarquias e outras entidades nacionais ligadas à gestão de resíduos urbanos.

7 Tratamento de Dados

Todos os contactos registados na Linha da Reciclagem são analisados através de relatórios acessíveis diariamente.

Em todos os meios de comunicação utilizados, cabe ao operador esclarecer rigorosamente todos os pormenores e informações, de modo que os registos sejam o mais fidedignos possível.

Mensalmente, são gerados automaticamente relatórios com vários gráficos e tabelas que ajudam a fazer uma análise do serviço. Os dados obtidos permitem controlar quantos registos são feitos, qual é o suporte mais utilizado para contacto, os municípios com mais contactos e quais as tipologias. Com estas análises conseguimos identificar quais são as

causas que levam a reclamações, sugestões ou pedidos de informação, levando à resolução das mesmas.

8 Análise de Dados

Os dados analisados nos relatórios têm como base as informações enviadas através dos diferentes meios de comunicação, para o serviço de atendimento da Linha da Reciclagem. Os operadores do serviço têm disponíveis seis tipos de categorizações que utilizam para registar as diferentes questões e dúvidas às quais o serviço dá resposta: Reclamações, Pedido de Informação, Sugestões, Envios de Informação, Outros Assuntos e Pedidos de Serviço.

9 Resultados

Desde o seu lançamento em 2021 e até 31 de março de 2025, a Linha da Reciclagem já recebeu 150.000 contactos. Os números revelam que o serviço está em acentuado crescimento.

Regularmente são enviados às empresas do grupo EGF relatórios com toda a informação de apoio à gestão, para que exista um eficaz acompanhamento em tempo real dos serviços prestados.

Até ao dia 31 de março de 2025 os indicadores verificados:

- Registos: 156.968
- Meio de comunicação: Telefone – 64 %; Email – 33 %; Website – 1 %
- Reclamações: 46.093
- Sugestões: 5.375
- Pedido de Informação: 61.099
- Pedido de Serviço: 33.612
- Envio de Informação: 9.513
- Outros Assuntos: 1.276

Há a salientar, que, periodicamente, é feito um controlo de qualidade e revisão aos pedidos efetuados.

10 Conclusões

A Linha da Reciclagem pretende reforçar o conhecimento e o envolvimento dos cidadãos na reciclagem, promovendo comportamentos mais informados e eficazes. Em constante evolução, o projeto iniciou um novo ciclo de inovação tecnológica com a integração com sistemas de recolha no terreno e a preparação do lançamento de uma aplicação móvel. Estas melhorias procuram aumentar significativamente a proximidade com os cidadãos e a eficiência na resposta, potenciando o crescimento do número de contactos e o impacto positivo do serviço.



apesb

associação
portuguesa
de engenharia
sanitária
e ambiental

A Associação Portuguesa de engenharia Sanitária e Ambiental (APESB) é uma organização técnica e científica, sem fins lucrativos, fundada em 1980, reconhecida como instituição de interesse público desde Março de 1990.

Eventos Bienais



**JORNADAS
TÉCNICAS
INTERNACIONAIS
DE RESÍDUOS**

11th International Technical Waste Conference



ENASB
ENCONTRO
DE ENGENHARIA
SANITÁRIA E
AMBIENTAL

Áreas de Interesse

- Abastecimento e Tratamento de Águas;
- Sistemas de Águas Residuais;
(drenagem, tratamento e destino final)
- Qualidade da Água e Controlo da Poluição
- Resíduos Sólidos
(recolha tratamento e rejeição)
- Ambiente e Saúde Pública

Representante Nacional

Av. do Brasil, 101
(Edifício NES)
1700-066 Lisboa
PORTUGAL

T. +351 21 844 3849
F. +351 21 844 3048
E. apesb@apesb.pt
www.apesb.org



www.aprh.pt/CNAIA



www.ewa-online.eu



www.iwa-network.org



www.iswa.org



www.wef.org/



Instruções para a submissão de trabalhos

A revista Águas & Resíduos publica trabalhos com arbitragem científica em todas as áreas de engenharia sanitária e ambiental, designadamente, projetos de engenharia, trabalhos de ciência e tecnologia, política, gestão, economia, saúde, direito, sociologia e comunicação. Trabalhos sobre teses de doutoramento e mestrado, projetos de I&D&I (investigação, desenvolvimento e inovação) e projetos de implementação à escala real são particularmente encorajados.

As instruções para os autores e o template para a formatação estão disponíveis em http://publicacoes.apesb.org/biblioteca/submissao_trabalhos.html, onde deverá também fazer a submissão do trabalho. Na submissão deve incluir um texto com até 300 caracteres para inclusão no índice para, em complemento ao título, atrair o interesse dos leitores.

Outras informações e esclarecimentos adicionais podem ser solicitados a:

APESB

Av. Brasil 101 (Edifício NES)
1700-066 Lisboa - PORTUGAL
E-mail: aguaseresiduos@apesb.org
Tel: +351 21 844 38 49



Instructions for submissions

The submissions to “Águas & Resíduos” are classified as “Papers” or “Technical Notes” (in principle, up to 8 pages or 4 pages, respectively). The decision about the submission will be taken by the Editors based on the evaluation of, at least, two reviewers.

The instructions for authors and the template for formatting the manuscripts may be downloaded from http://publicacoes.apesb.org/biblioteca/submissao_trabalhos.html, where the manuscript should also be submitted. With the submission, the author(s) should supply a text with up to 300 characters for insertion in the contents, after the title, to attract the readers interest.

For more information, please contact:

APESB

Av. Brasil 101 (Edifício NES)
1700-066 Lisboa - PORTUGAL
E-mail: aguaseresiduos@apesb.org
Tel: +351 21 844 38 49

**Torne-se membro
da APESB aqui**

APESB

Av. Brasil 101 (Edifício NES)
1700-066 Lisboa - PORTUGAL
E-mail: aguaseresiduos@apesb.org
Tel: +351 21 844 38 49



ÁGUAS&RESÍDUOS

Série V - N.º 02

Edição e Propriedade © APESB **Sede** Av. Brasil 101 (Edifício NES) 1700-066 Lisboa **Editor** Lígia Pinto **Co-editores** António Albuquerque, Leonor Amaral, Paulo Ramísio **Comissão Executiva** Nídia Caetano, Pedro Álvaro, Isabel Brás, António Martins, João Dias **DOI** 10.22181/aer.2025.02
Data de Publicação maio 2025